



University of Applied Sciences
Fachhochschule Lübeck
Fachbereich Bauwesen
Labor für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik




 EUTEC Institut
Hochschule Emden/Leer
EUTEC – Emden Institut für Umwelttechnik

ABSCHLUSSBERICHT

Implementierung einer modellgestützten Prozessführung zur Minimierung des Fremdenergieanteils von kommunalen Abwasserreinigungsanlagen

gefördert durch:

Deutsche Bundesstiftung Umwelt

06/02		Projektkennblatt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt			
Az	27122/04	Referat	23	Fördersumme	165.250€
Antragstitel		Implementierung einer modellgestützten Prozessführung zur Minimierung des Fremdenergieanteils von kommunalen Abwasserreinigungsanlagen (4. Phase)			
Stichworte		Energie, Kläranlage, Ausstellung: Nachhaltige Chemie			
Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)		
15 Monate	01.12.2014	29.02.2016	4		
Zwischenberichte					
Bewilligungsempfänger		Hochschule Emden/Leer Constantiaplatz 4 26723 Emden		Tel	(04921) 807-1591
				Fax	(04921) 807-1593
				Projektleitung Prof. Dr. Sven Steinigeweg	
				Bearbeiter Dr. Wolfgang Lindenthal	
Kooperationspartner		Fachhochschule Lübeck Mönkhofer Weg 239 23562 Lübeck Fachhochschule Lübeck			
Zielsetzung und Anlass des Vorhabens					
<p>In den bisherigen drei Projektphasen wurden die in Echtzeit zu erhebenden Abwasserparameter identifiziert. Zudem kam der Kopplung der verwendeten ASM- und ADM-Modelle eine besondere Rolle zu, um den gesamten Abwasserreinigungsprozess einschließlich der Faulung auf ein energetisches Minimum steuern zu können. Die korrekte Validierung der Leistungskennlinien von relevanten Verbrauchern (Zulauf- und Rezirkulationspumpen, Belüftung, etc.) hat hierbei besondere Bedeutung. Das System soll nicht nur den Anforderungen an eine Abwasserreinigung im üblichen Lastbereich genügen, sondern auch mögliche Störfallszenarien berücksichtigen. Die erforderliche Installation der Mess- und Regeltechnik auf der VAK wurde durchgeführt. Deren Kopplung mit der Simulationssoftware wurde kürzlich umgesetzt. Eine Systemanalyse verdeutlichte die Notwendigkeit von Schulungen und die individuelle Anpassung des geplanten Systems auf die Bedürfnisse der jeweiligen Anwender.</p>					
Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden					
<p>In der IV. Projektphase sollte das System optimiert werden. Die begonnene Verknüpfung der online-Messtechnik der VAK mit der Simulationssoftware SIMBA sollte fortgesetzt werden. Ziel war die Steuerung und Regelung der VAK mittels SIMBA unter Berücksichtigung von hinterlegten Lastfällen als Ausgangspunkt der Optimierung unter Zuhilfenahme der Daten aus der online-Analytik.</p> <p>Es wurde an einem konkreten Anwendungsfall aufgezeigt, welche Probleme bei der Umsetzung einer geplanten online-Simulation auftreten können und welche Limitierungen hinsichtlich der Hardware (insb. online-Analytik) sowie hinsichtlich der Modellierung/Simulation (insb. Gültigkeit getroffener Annahmen/Vereinfachungen) bestehen. Zudem wurden die Vorteile einer solchen intensiven Betrachtung einer realen Abwasserreinigungsanlage unter Verwendung eines Simulationsmodells (Ermittlung der Optimierungspotentiale, Aufdeckung von Schwachstellen) deutlich aufgezeigt.</p> <p>Auf den 2. Emdener Abwassertagen wurde ausführlich über das Projekt berichtet. Es wurden weitere Referate zur Abwasserreinigung und Energieeffizienz der Anlagen gehalten. Mithilfe einer Schulung mit SIMBA classroom wurden den Teilnehmern die Möglichkeiten der Simulation für ihre konkrete Abwasserreinigungsanlage erläutert.</p>					
Deutsche Bundesstiftung Umwelt • An der Bornau 2 • 49090 Osnabrück • Tel 0541/9633-0 • Fax 0541/9633-190 • http://www.dbu.de					

Ergebnisse und Diskussion

Das im vorliegenden Abschlussbericht behandelte Projekt wurde im Zeitraum 2010 – 2015 gemeinsam von der Hochschule Emden/Leer und der Fachhochschule Lübeck mit Unterstützung durch weitere Kooperationspartner bearbeitet.

Die offline-Simulation wird bereits seit ca. 20 Jahren erfolgreich für die Auslegung und Optimierung von Kläranlagen eingesetzt und kann wertvolle Unterstützung für die Betriebsführung einer Kläranlage liefern (Variantenvergleiche, Auswirkungen geplanter Änderungen, mögliche Ursachen für Betriebsstörungen/Probleme identifizieren). Unter der Voraussetzung, dass die eingesetzte online-Analytik über einen längeren Zeitraum stabil funktioniert und verlässliche (ausreichend genaue) Messwerte liefert, kann durch eine einseitige online-Kopplung ein Beobachtersystem realisiert werden. Eine automatische Prozessführung ist aus den o. g. Gründen allerdings problematisch und muss daher als kritisch erachtet werden. Ein Prognosemodell auf Basis der online-Kopplung und eines umfangreichen Modellansatzes (ASM-Modell) muss aus diesen Gründen ebenfalls unter den aktuellen Randbedingungen als nicht empfehlenswert erachtet werden.

Für die Umsetzung der modellgestützten Prozessführung ist die Erfassung des Anlagenzustandes mit hoher Genauigkeit erforderlich (Sauerstoff-Konzentration in der Nitrifikationszone, Konzentrationen im Zulauf für CSB und Ammonium). Beides ist mit verhältnismäßig großem Aufwand möglich. Es ist zu empfehlen, Ammonium im Bypass (gefiltert) mit Hilfe eines Analysators zu messen. Die Messung mittels ionenselektiver Sensoren zeigte sich aufgrund der Neigung zur Biofilmbildung und vorhandener Störionen als wenig zuverlässig. Qualitativ konnten anhand einer insitu Spektralanalyse gute und hinreichende Ergebnisse hinsichtlich der CSB-Konzentrationen erzielt werden.

Es zeigte sich, dass für die Wartung im laufenden Betrieb ein verhältnismäßig hoher Aufwand erforderlich ist, um Messwerte mit einer für die Simulation hinreichenden Genauigkeit zu erzielen. In einer Kosten-Nutzen-Analyse zeigt sich, dass die hohen Investitionskosten und die Wartungskosten mit dem Ziel einer Energieeinsparung nur sinnvoll sind, wenn die Anlage über ausreichend maschinenunabhängiges Optimierungspotenzial verfügt.

Die Energieanalysen der Kläranlagen Reinfeld und Emden zeigten sehr unterschiedliche Ergebnisse auf. Dies deutet darauf hin, dass keine pauschalen Aussagen zur Effizienzsteigerung der Anlagen nur infolge der Prozessführung möglich sind. Vielmehr müssen solche Aussagen speziell für jede Anlage auf Basis einer validierten Energieanalyse erfolgen.

Auf der Kläranlage Reinfeld ist der Energiebedarf sehr hoch, ein Großteil des Verbrauches entfällt in diesem Fall aber auf Verbraucher, die nicht direkt von der Prozessführung beeinflusst werden können. Optimierungen sind dann unabhängig von der Prozessführung. Optimierungen waren auf der KA Reinfeld durch Anpassung der Rezirkulationsrate möglich. Der Energieaufwand für die Förderung des Belebtschlammes ist speziell auf dieser Anlage hoch, da sich zwischen den verschiedenen Becken Geländesprünge befinden. Die offline-Simulationen zeigten jedoch ein Energieeinsparpotential auf, das jedoch nicht ausreicht um wirtschaftlich den Einsatz einer simulationsgesteuerten Prozessführung zu begründen.

Im HKW Emden mit seiner intermittierenden Belüftung sind die größten Energieverbraucher die Gebläse für die beiden Belebungszone. Deren Verbrauch kann durch optimierte Betriebsführung sehr gut reduziert werden. In solchen Fällen sollte bei einer Simulation mit dem Ziel einer energieoptimierten Verfahrenseinstellung der Modellierung des Sauerstoffeintrages besondere Sorgfalt eingeräumt werden. Hierzu müsste der Belüftungskoeffizient vor Ort für verschiedene Gebläse-Einstellungen gemessen und die Ergebnisse über ein Funktional in das Modell übernommen werden. Die sehr arbeitsintensiven Messungen würden in diesem Umfang auf einer großen Kläranlage einen hohen Aufwand verursachen, da diese im laufenden Betrieb durchzuführen wären. Mithin kann der Energieaufwand der Belüftung auch durch eine optimierte Sauerstoffregelung vermindert werden. Auch in diesem Fall ist kein dauerhafter Betrieb einer simulationsgesteuerten Prozessführung notwendig. Vielmehr ist ein Verfahrensvergleich auf Basis einer offline-Simulation ausreichend.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Lindenthal, W.; Uhlenhut, F.; Steinigeweg, S.; Borchert, A.; Das gekoppelte System Abwasserreinigung/Klärschlammfäulung; gwf-Wasser/Abwasser; September 2013

Lindenthal, W.; Uhlenhut, F.; Steinigeweg, S.; Borchert, A.; Energieeffizienter Betrieb des Gesamtsystems Klär-/Biogasanlage; Vortrag Innovationsforum Wasserwirtschaft 2015, Osnabrück, 17. & 18.11.2015.

Emder Abwassertage am 04./05.11.2015 mit Vorstellung der Projekt-Ergebnisse

Fazit

Die Ergebnisse des Gesamtprojektes erlauben eine auf den aktuellen technischen Stand bezogene, realistische Einschätzung der Möglichkeiten des Hilfsmittels Simulation. Es wurde an einem konkreten Anwendungsfall aufgezeigt, welche Probleme bei der Umsetzung einer geplanten online-Simulation auftreten können und welche Limitierungen hinsichtlich der Hardware (insb. online-Analytik) sowie hinsichtlich der Modellierung/Simulation (insb. Gültigkeit getroffener Annahmen/Vereinfachungen) bestehen. Zudem wurden die Vorteile einer solchen intensiven Betrachtung einer realen Abwasserreinigungsanlage unter Verwendung eines Simulationsmodells (Ermittlung der Optimierungspotentiale, Aufdeckung von Schwachstellen) deutlich aufgezeigt.

Für die beteiligten Kläranlagen ergaben sich durch das Projekt ebenfalls eine Reihe konkreter Verbesserungen. Im Falle des Hauptklärwerkes Emden/Larrelt konnte durch die Ergebnisse der energetischen Betrachtung noch einmal sehr deutlich die Notwendigkeit einer grundlegenden baulichen Ertüchtigung und Erneuerung der Belüftungseinrichtungen in den Belebungsbecken dargestellt werden. Diese Arbeiten wurden auch bereits im Laufe des vergangenen Jahres durchgeführt.

Abschlussbericht

eines von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt unter den AZ 27122/01-04 geförderten Projektes zur Reduzierung des Fremdenergieanteils auf kommunalen Kläranlagen

Bericht erstellt von:

Prof. Dr. Axel Borchert (HS Emden/Leer)

Prof. Dr.-Ing. Matthias Grottker (FH Lübeck)

Prof. Dr. Sven Steinigeweg (HS Emden/Leer)

Dr. Wolfgang Lindenthal (HS Emden/Leer)

PD Dr.habil. Frank Uhlenhut (HS Emden/Leer)

Manuel von Grafenstein, M.Eng. (FH Lübeck)

Kai Wellbrock, M.Eng. (FH Lübeck)

Lübeck/Emden, im Mai 2016

Kurzzusammenfassung

Moderne kommunale Kläranlagen bestehen u. a. aus einem Belebtschlammverfahren zur Entfernung von Kohlenstoffverbindungen (BSB, CSB), Ammonium und Nitrat. Hierzu wird Sauerstoff/Luft eingetragen. Häufig schließt sich eine anaerobe Schlammfäulung an, bei der ein Teil der organischen Fracht des Belebtschlammes in Biogas (ca. 50 – 60 % Methan) umgewandelt wird. Im Bereich der Kläranlage wird (elektrische) Energie verbraucht, im Bereich der Fäulung wird (chemische) Energie zugänglich gemacht.

Um unterschiedlichen Zulauffrachten und verschiedenen Lastfällen gerecht zu werden, sind viele Klär-/Biogasanlagen überdimensioniert bzw. werden so gesteuert, dass die üblichen Schwankungen im Zulauf abgefangen werden können. Die sichere Einhaltung der gesetzlich vorgegebenen Ablaufwerte hat hierbei in der Regel oberste Priorität. Eine Steuerung und Regelung in Echtzeit, welche auf variierende stoffliche oder hydraulische Belastungen reagieren könnte, wird nicht durchgeführt, u. a. weil das biologische System verhältnismäßig träge reagiert. Alle Einstellungen für den Klärwerksbetrieb werden häufig konstant gehalten. Ein Optimum in der Energiebilanz wird nicht angesteuert.

Durch die Einführung einer lastabhängigen Kopplung mit der Biogaserzeugung kann eine Prozessoptimierung des Gesamtsystems bei schwankendem Zulauf erreicht werden. Ziel des beantragten Vorhabens war es, anhand einer modellgestützten Prozessführung für kleine und mittelgroße Kläranlagen in Echtzeit die relevanten Abwasserparameter messtechnisch zu erfassen. Diese sollten dann in eine parallele Simulation eingespeist werden. Vor dem Hintergrund zu erwartender Belastungen (z. B. typische Tagesganglinien) wurden im Weiteren die entsprechenden Regelparameter (Rezirkulationsrate, Belüftungsleistung etc.) ermittelt und ebenfalls in Echtzeit umgesetzt. Hierbei sollten die Ablaufwerte auf ein mögliches Minimum reduziert werden. Durch die Implementierung von Energieblöcken in die Simulation sollte zudem der Betrieb der Kläranlage auf einem energetischen Bedarfsminimum erfolgen. Im Weiteren wurde angestrebt, den Abwasserreinigungsprozess in der Art zu steuern, dass bei der folgenden anaeroben Schlammstabilisierung ein möglichst maximaler Faulgasertrag erzielt wird.

Im Rahmen des Projektes wurden die erforderlichen Prozessparameter identifiziert, die zur Umsetzung der modellgestützten Prozessführung notwendig sind. Ferner wurden unterschiedliche Messverfahren erprobt und diskutiert. Die Ergebnisse zeigen, dass aufgrund von Unschärfen bei der Analytik und der Simulation eine autonome, modellbasierte Steuerung von Kläranlagen problematisch ist. Eine prozessbegleitende Simulation kann dem Kläranlagenbetreiber hingegen eine wertvolle Hilfestellung für einen sicheren und effizienten Betrieb sein. Eine Kosten-Nutzen-Analyse unter Berücksichtigung des Aufwandes für Implementierung und Wartung des Systems zeigt, dass ein Einsatz bei Kläranlagen mit einem relativ hohen spezifischen Energiebedarf sinnvoll sein kann.

Angaben zu den Antragstellern

Hochschule Emden/Leer (nachfolgend HS Emden/Leer)

Prof. Dr. Sven Steinigeweg
sven.steinigeweg@hs-emden-leer.de
Telefon: (04921) 807-1513
Telefax: (04921) 807-1593

Prof. Dr. Axel Borchert
axel.borchert@hs-emden-leer.de
(04921) 807-1574

Dr. Wolfgang Lindenthal
lindenthal@hs-emden-leer.de
Telefon: (04921) 807-1509
Telefax: (04921) 807-1593

Constantiaplatz 4
26723 Emden

Fachhochschule Lübeck (nachfolgend FH Lübeck)

Prof. Dr.-Ing. Matthias Grottker
E-Mail: grottker@fh-luebeck.de
Telefon: (0451) 300 5155
Telefax: (0451) 300 5079

Mönkhofer Weg 239
23562 Lübeck

Angaben zu den Kooperationspartnern

IBIS – Ingenieurbüro Ihlo & Smit - Ingenieurbüro für Umwelttechnik

Schmiedestraße 8b

26632 Ihlow

Ansprechpartner: Dipl.-Ing. Joachim Ihlo

Telefon: (04928) 912044

Telefax: (04928) 912066

E-Mail: ibis.umwelttechnik@t-online.de

Internet: <http://www.i-b-i-s.de>

Biogas Wittmund GmbH & Co.KG

Isums 45a

26409 Wittmund

Ansprechpartnerin: Dipl.-Ing. Manuela Beyer

Telefon: (04462) 9199-0

Telefax: (04462) 9199-19

E-Mail: info@biogasanlage-wittmund.de

Internet: <http://www.biogasanlage-wittmund.de>

Bau- und Entsorgungsbetrieb Emden (BEE)

Zum Nordkai 12

26725 Emden

Ansprechpartner: Dipl.-Ing. Dirk Jütting

Telefon: (04921) 87-6011

E-Mail: hkw.juetting@ewetel.net

Internet: <http://bee-emden.de/BEE/>

ifak system GmbH

Oststraße 18

39114 Magdeburg

Ansprechpartner: Dipl.-Ing. Thorsten Szczepanski

Telefon: +49 (0) 391 54 45 63 -1000

E-Mail: info@ifak-system.com

Internet: <http://www.ifak-system.com/>

Stadtwerke Emden GmbH

Martin-Faber-Str. 11

26725 Emden

Ansprechpartner: Herr Uwe Tuitje

Telefon: +49 (4921) 83525

E-Mail: U.Tuitje@stadtwerke-emden.de

Internet: www.stadtwerke-emden.de

OtterWasser GmbH - Ingenieurgesellschaft für integrierte Siedlungstechnik

Travemünder Allee 79

23568 Lübeck

Ansprechpartner: Dipl.-Ing. Andrea Albold

Telefon: (0451) 7020051

Telefax: (0451) 7020052

E-Mail: albold@otterwasser.de

Internet: <http://www.otterwasser.de>

Stadtwerke Reinfeld – Abteilung Abwasser

Hamburger Chaussee 47

23858 Reinfeld

Ansprechpartner: Abwassermeister Heiko Vokuhl

Telefon: (04533) 2619

E-Mail: heiko.vokuhl@stadtwerke-reinfeld.de

Go Systemelektronik

Faluner Weg 1

24109 Kiel

Ansprechpartner: Dr. Thorsten Knutz

Telefon: (0431) 5808023

E-Mail: tk@go-sys.de

Internet: <http://go-sys.de>

Inhaltsverzeichnis

Kurzzusammenfassung.....	5
Angaben zu den Antragstellern.....	6
Angaben zu den Kooperationspartnern.....	7
Inhaltsverzeichnis.....	9
Abbildungsverzeichnis.....	11
Tabellenverzeichnis.....	13
1 Einleitung.....	14
2 Projektziele.....	17
3 Methoden.....	20
3.1 Realisierung.....	20
3.2 Erstellung des Simulationstools.....	21
3.3 Energetische Betrachtung.....	26
3.3.1 Bestimmung des Energiebedarfs der Kläranlagen im Istzustand (Grobanalyse).....	26
3.3.2 Bestimmung der Leistungskennlinien einzelner Aggregate.....	27
3.3.2.1 Darstellung der Pumpen.....	27
3.3.2.2 Darstellung von Gebläsen im Simulationsmodell.....	28
3.3.3 Berücksichtigung des Biogasertrages.....	28
4 Ergebnisse.....	31
4.1 Umsetzung der online-Simulation.....	31
4.1.1 Versuchs- und Ausbildungskläranlage (VAK) Reinfeld.....	31
4.1.1.1 Kurzbeschreibung.....	31
4.1.1.2 Messtechnik.....	31
4.1.1.3 Simulationsmodell und Anlagenbeschreibung.....	36
4.1.1.4 Abgleich Beobachtermodell mit Realität.....	40
4.1.2 KA Reinfeld.....	45
4.1.2.1 Kurzbeschreibung.....	45
4.1.2.2 Messtechnik.....	46
4.1.2.3 Simulationsmodell und Anlagenbeschreibung.....	46
4.1.2.4 Energetische Potenzialabschätzung.....	54
4.1.2.5 Simulation.....	57
4.1.2.6 Automatische Prozesssteuerung.....	61
4.1.3 HKW Emden.....	62
4.1.3.1 Kurzbeschreibung.....	62

4.1.3.2	Energie-Bilanz des HKW Emden	63
4.1.3.3	Simulation in SIMBA®	67
4.2	Weitergehende Betrachtungen	87
4.2.1	Systemanalyse nach F. Vester	87
4.2.1.1	Erläuterungen zur Systemanalyse	87
4.2.1.2	Definition von Variablen.....	88
4.2.1.3	Rollenverteilung der Variablen.....	92
4.2.1.4	Wirkungsgefüge.....	93
4.2.1.5	Zusammenfassung der Systemanalyse.....	98
4.2.2	Wirtschaftliche Betrachtung.....	100
4.3	Emder Abwassertage.....	103
5	Diskussion	105
6	Zusammenfassung.....	108
6.1	Einsatz des Werkzeugs Modellierung/Simulation	108
6.2	Beurteilung der online-Analytik.....	109
6.3	Energetische Beschreibung und Optimierungspotentiale.....	109
6.4	Fazit.....	111
7	Literaturverzeichnis	112
Anhang 1 – Bericht über die „2. Emden Abwassertage“		116

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Prinzipielle Gegenüberstellung von Energieaufwand und -ertrag bei kommunalen Kläranlagen in Abhängigkeit des Ablaufwertes.	17
Abbildung 2:	Struktur des aktuellen Simulationsprogramms („Beobachtermodell“ und „Prognosemodell“).	21
Abbildung 3:	Bedienoberfläche für das im Rahmen des Projektes erstellte Simulationstool.	22
Abbildung 4:	Programmstart des Simulationstools über die Funktionalität „Aufgabenplanung“ im Betriebssystem WINDOWS.	24
Abbildung 5:	Abhängigkeit der Biogas-Ausbeute von CSB und TN im Überschussschlamm.	29
Abbildung 6:	VAK, Verfahrensschema und Messtechnik.	32
Abbildung 7:	Zustand der ISA-Sonden im Betrieb. Links: Ablauf. Rechts: Zulauf.	34
Abbildung 8:	Darstellung der VAK Reinfeld als Beobachtermodell in SIMBA.	37
Abbildung 9:	VAK, 2-wöchige Ganglinie der gemessenen CSB-Konzentrationen im Zulauf.	42
Abbildung 10:	VAK, 2-wöchige Ganglinie von gemessenen und simulierten Nitrat-Konzentrationen im Ablauf.	42
Abbildung 11:	VAK, 2-wöchige Ganglinien für Ammonium-Zulaufkonzentration und Gebläseleistung.	43
Abbildung 12:	VAK, 2-wöchige Ganglinie berechnete Nitrat-Konzentrationen im Ablauf für unterschiedliche CSB-Fraktionierungen im Zulauf.	44
Abbildung 13:	KA Reinfeld, Gesamtübersicht des SIMBA Modells.	47
Abbildung 14:	Subsystem MAB, zur Darstellung der Speicher auf der Kläranlage Reinfeld mit gesteuerter Beschickung.	49
Abbildung 15:	Subsystem SteuerungMAB zur Nachbildung der Steuerungslogik der KA Reinfeld.	50
Abbildung 16:	Anteile der verschiedenen Verfahrensstufe am Gesamtstromverbrauch der Kläranlage Reinfeld im Jahr 2010.	54
Abbildung 17:	Prozentualer Anteil der Energieverbraucher unterschiedlicher Typen auf der Kläranlage Reinfeld im Jahr 2010.	55
Abbildung 18:	Verbrauch der Kläranlage Emden an elektrischer Energie im Jahr 2011/12.	65
Abbildung 19:	Anteile am simulierten Gesamtenergieverbrauch (ohne Schlammbehandlung) der Kläranlage Emden.	66
Abbildung 20:	Tagesgang des HKW Emden.	67
Abbildung 21:	Modellierung des HKW Emden unter SIMBA 6.6.	69
Abbildung 22:	Vergleich der realen Daten (ausgezogene Linie) mit den simulierten Daten (gestrichelt).	70
Abbildung 23:	HKW Emden, Simulationsmodell, Sauerstoff-Sättigung über 24 h in BB1Z1 (Aufzeichnungsintervall in SIMBA: 1 h).	71
Abbildung 24:	HKW Emden, Simulationsmodell, Sauerstoff-Sättigung über 24 h in BB1Z1 (Aufzeichnungsintervall in SIMBA: 1 s).	72
Abbildung 25:	Energieverbraucher des HKW Emden bei 16 °C (Simulation Ist-Zustand).	76
Abbildung 26:	Energieverbraucher des HKW Emden bei 16 °C (Simulation Ideal-Zustand mit Ablaufwerten $\text{NH}_4\text{-N} < 1\text{g/m}^3$)	77
Abbildung 27:	Sauerstoff- und Ammonium-Konzentrationen in BB1 und BB2 in der Simulation mit SIMBA 6.6 (Zeitschaltuhr)	80
Abbildung 28:	SIMBA# Modell des HKW Emden; intermittierende Belüftung mit Petri-Netz.	81

Abbildung 29: Petri-Netz mit 1 h Nitrifikation und 20 Minuten Denitrifikation	82
Abbildung 30: Modell des HKW Emden unter SIMBA# mit einem Petri-Netz.	83
Abbildung 31: SIMBA# Modell des HKW Emden; intermittierende Belüftung mit Regelung der Sauerstoff-Konzentration.	84
Abbildung 32: SIMBA# Modell des HKW Emden; Sauerstoff-Regler	85
Abbildung 33: Ergebnis des Modells des HKW Emden unter SIMBA# mit Regelung des Sauerstoff-Gehalts.	86
Abbildung 34: Prozentualer Anteil der Verbraucher des HKW Emden in der Simulation mit SIMBA#	86
Abbildung 35: Systemanalyse, Rollenverteilung der Variablen im betrachteten System.	92
Abbildung 36: Gesamt-Wirkungsgefüge des betrachteten Systems (dargestellt sind nur die Wirkungen aus der Einflussmatrix mit den Wertigkeiten 2 und 3; durchgezogene Linie = gleichgerichtete Wirkung; gestrichelte Linie = gegengerichtete Wirkung).	94
Abbildung 37: Break-Even-Berechnung (Kosten-Nutzen-Vergleich) für den Betrieb der simulationsgestützten Prozessführung.	102

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse mittels Faktorenversuch.....	58
Tabelle 2:	Ergebnisse der Faktorversuche.....	59
Tabelle 3:	Am DWA-Leistungsvergleich 2011 beteiligte Kläranlagen (DWA 2011).....	63
Tabelle 4:	Bilanzierung der elektrischen Energie der Kläranlage Emden für das Jahr 2010.	64
Tabelle 5:	HKW Emden, Überwachungswerte.	73
Tabelle 6:	Einsparpotenzial für das HKW Emden in Abhängigkeit von der O ₂ -Konzentration in den Belebungszone n bezogen auf den Ist-Zustand bei 8 °C.....	74
Tabelle 7:	Einsparpotenzial für das HKW Emden in Abhängigkeit von der O ₂ -Konzentration in den Belebungszone n bezogen auf den Ist-Zustand bei 16°C.	75
Tabelle 8:	Einsparpotenzial für das HKW Emden in Abhängigkeit von der O ₂ -Konzentration in den Belebungszone n bezogen auf den Ist-Zustand bei 25 °C.....	78
Tabelle 9:	Durchgeführte Arbeitsschritte zur Systembetrachtung.	88
Tabelle 10:	Aufstellung der ein- und ausgehenden Wirkungen der einzelnen Variablen geordnet nach Anzahl ihrer Häufigkeit (nur Wirkungen mit den Wertigkeiten 2 und 3).	95
Tabelle 11:	Anzahl der Rückkopplungen im gesamten Wirkungsgefüge, in denen die einzelnen Variablen eingebunden sind.	96
Tabelle 12:	Wirkungen im gesamten Wirkungsgefüge, die am häufigsten in Regelkreise eingebunden sind (geordnet nach Gesamtanzahl).....	97
Tabelle 13:	Kostenschätzung für Betrieb von Simulation und Messtechnik.....	100
Tabelle 14:	Ergebnisse der durchgeführten Evaluierung/Fragebogenaktion.	104
Tabelle 15:	Vergleich der Bedingungen für den Einsatz einer online-Simulation für chemische und biologische Prozesse/Verfahren.	106

1 Einleitung

Die biologische Reinigung von organisch belasteten Abwässern mit aeroben und anaeroben Verfahren ist seit langem Stand der Technik. Bei Letzteren wird aus organisch hoch belasteten Abwässern, wie sie beispielsweise in der Industrie (Lebensmittelindustrie, Papierherstellung, etc.) anfallen, durch einen Faulungsprozess unter Luftabschluss Biogas erzeugt. In den meisten kommunalen Kläranlagen wird das Abwasser jedoch zunächst einer aeroben Behandlung nach dem Belebtschlammverfahren unterzogen. Dabei wird der Großteil der organischen Kohlenstoffverbindungen zu Kohlenstoffdioxid (CO_2) und Wasser (H_2O) abgebaut. Der Abbau von Stickstoffverbindungen steht i. d. R. im Mittelpunkt, da in diesem Bereich höhere Anforderungen an die Prozessführung und -steuerung gestellt werden. Im belüfteten (aeroben) Bereich des Belebungsbeckens wird Ammonium (NH_4^+) zu Nitrat (NO_3^-) oxidiert (nitrifiziert), im Weiteren wird das Nitrat intermittierend oder vor-/nachgeschaltet zu gasförmigem Stickstoff abgebaut (denitrifiziert). Der entstehende Klärschlamm wird vielfach nur noch entwässert und dann einer Verbrennung zugeführt oder deponiert. Eine Verwertung als Dünger findet aufgrund rechtlicher Restriktionen nur selten statt.

Einige Kläranlagen verwerten den anfallenden Klärschlamm weiter und setzen ihn in Faultürmen anaerob zu Biogas um (anaerobe Schlammstabilisierung). Hierbei werden die organischen Bestandteile über einige Zwischenschritte (Methanogenese) im Wesentlichen zu Kohlenstoffdioxid (CO_2) und Methan (CH_4) umgesetzt. Dieses Faulgas kann nach dem Prinzip der Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) in einem Blockheizkraftwerk (BHKW) zur Gewinnung von elektrischer und thermischer Energie verwendet werden.

Auf vielen Kläranlagen wird ein Großteil der aufgewendeten (elektrischen) Energie für die Belüftung in der biologischen Stufe verwendet. Um die Grenzwerte im Ablauf der Kläranlage sicher einzuhalten, wird häufig ein zu hoher Sauerstoff-Gehalt angestrebt ($> 2 \text{ mg O}_2/\text{L}$). Ein zu hoher Sauerstoffgehalt ist sowohl aus verfahrenstechnischer Sicht, als auch aus wirtschaftlichen Gründen zu vermeiden und sollte daher minimiert werden, da die Effizienz der Belüftungsanlage mit steigenden O_2 -Konzentrationen abnimmt [Alex 2010]. Zur sicheren Stickstoffelimination werden zudem häufig sehr hohe interne Rezirkulationsraten realisiert, wodurch ein zusätzlicher erheblicher Energiebedarf verursacht wird. Zwei nennenswerte Energieverbraucher einer Belebungsanlage werden also durch „übertriebene Sicherheit“ verursacht, die sich nur durch eine höhere Informationsdichte und redundante Automatisierungstechnik reduzieren lässt.

Der Anteil der Energiekosten an den Gesamtkosten für die Abwasserreinigung beträgt je nach Anlagenkonstellation zwischen 30 und 40 %. Der Anteil der Abwasserreinigung am gesamten kommunalen Strombedarf beträgt rund 35 % [G. Seibert-Erling/Etges 2011]. Insgesamt werden in Deutschland jährlich rund 3.200 GWh elektrischer Energie für die Abwasserreinigung aufgewendet. Mehr als 90 % dieses Gesamtstromverbrauchs entfallen auf rund 1.600 Kläranlagen der Größenklassen GK4 und GK5 ($> 10.000 \text{ EW}$) in denen rund 92 % des gesamtdeutschen Abwassers behandelt wird [DWA 2011]. Die Ergebnisse des abgeschlossenen DBU-Projektes „Ermittlung der Potenziale zur Energieeinsparung, Steigerung der Energieeffizienz und ressourcenschonenden Energieerzeugung in der deutschen Wasserwirtschaft“ (Bewilligungsempfänger: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall [DWA] e. V., AZ 26089) stellen neben weiterer Literatur [Müller et al. 1999; Haberkern et al. 2008; DWA 2010] die Grundlage für die energetische Bewertung von Kläranlagen im Ist-Zustand dar. Ende 2015 ist das Arbeitsblatt A 216 (Energiecheck und Energieanalyse – Instrumente zur Energieoptimierung von Abwasseranlagen) der DWA im Weißdruck erschienen. Damit liegt erstmalig ein einheitliches Regelwerk zur energetischen Bewertung von Kläranlagen vor.

Trotz eines Anteils von unter 1 % am gesamtdeutschen Stromverbrauch wird vor dem Hintergrund erwarteter steigender Energiekosten und der von der Politik definierten Zielvorgabe einer CO₂-Reduzierung die Notwendigkeit offenbar, auch die Abwasserreinigung effizienter zu gestalten. Inflationbereinigt werden die spezifischen Stromkosten für Kläranlagen in den nächsten Jahren um den Faktor 1,5 bis 2,0 steigen [Schröder, 2010]. In Deutschland stieg der Energiebedarf der Kläranlagen bis in die Mitte der 1990er Jahre kontinuierlich an und stagniert seitdem auf einem hohen Niveau. Der Anstieg ist vor allem vor dem Hintergrund der gesteigerten Anforderungen hinsichtlich einer weitergehenden Nährstoffelimination (Stickstoff und Phosphor) zu sehen. Dem gegenüber weist die Energieerzeugung auf Kläranlagen noch hohe, bisher ungenutzte Potentiale auf [Dohmann und Schröder, 2011].

Grundsätzlich ist im Faulschlamm ein hohes energetisches Potential vorhanden. Selbst gut ausgefauter kommunaler Klärschlamm hat noch einen Anteil an organischer Feststoffmasse von rund 45 % [Dohmann und Schröder, 2011]. Faulungsanlagen können bereits bei Kläranlagen mit Ausbaugrößen ab 10.000 EW oder sogar darunter wirtschaftlich sein. Durch geeignete Maßnahmen wie z. B. die Desintegration oder die Mitbehandlung von externen, nassvergärbaren Rohstoffen (Co-Vergärung biogener Abfälle) kann eine Verbesserung des Abbauverhaltens und eine Steigerung der Produktion an Faulgas erreicht werden. Für die Co-Vergärung organischer Materialien in Faulbehältern auf kommunalen Kläranlagen sind eine Reihe rechtlicher Rahmenbedingungen zu beachten (z. B. Wasserrecht [Wasserhaushaltsgesetz, Abwasserverordnung], Immissionschutzrecht, Abfallrecht [Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz, Klärschlammverordnung] und Düngerecht), so dass in der Praxis die Co-Vergärung nur sehr eingeschränkt umgesetzt wird.

Die dynamische Simulation hat sich in den vergangenen Jahren als Werkzeug zur Auslegung, Bemessung und Optimierung von Kläranlagen sowie zur Beschreibung der dort stattfindenden Abbauprozesse immer mehr etabliert. Mit Hilfe geeigneter Modellierungen (z. B. ASM-Modelle der IWA (International Water Association, früher: IAWQ - International Association on Water Quality) [Grady et al. 1987, Gujer et al. 1995, Henze et al. 1999, Gujer et al. 1999] lässt sich das Verhalten einer Belebungsanlage sowohl hinsichtlich des aeroben Kohlenstoffabbaus als auch hinsichtlich der Nitrifikation und Denitrifikation beschreiben. Die modellmäßige mathematische Beschreibung der biologischen Prozesse in Belebtschlamm-Systemen beruht auf dem 1949 von Monod veröffentlichten Ansatz zur Charakterisierung des Wachstums von Mikroorganismen [Monod 1949]. Nach zehnjähriger Erfahrung in der Anwendung des ASM 1 veröffentlichte die IWA das ASM 3 [Gujer et al. 1999], welches einige Schwächen des ASM 1 korrigiert, nicht unbedingt notwendige Teile vereinfacht, und neue Effekte berücksichtigt.

Für die Simulation des anaeroben Abbaus liegen ca. 70 sehr unterschiedliche mathematische Modelle vor. Aufgrund der Vielzahl von Modellen entwickelte eine Arbeitsgruppe der IWA das ADM 1 [Batstone et al. 2002], dessen Einsatz für vielfältige Abwässer, Reaktoren etc. möglich ist. Das ursprünglich für die Simulation der Schlammbehandlung in Abwasserreinigungsanlagen konzipierte ADM 1 wurde bereits erfolgreich für die Modellierung von großtechnischen Biogasanlagen eingesetzt [Lübken et al. 2005a, Lübken et al. 2005b, Wolf 2006]. In weiteren Projekten wurde zusätzlich eine Energie-, Umweltwirkungs- und Kostenberechnung in die Simulation integriert [Moshage et al. 2003, Niemann 2004, Seick und Tschepetzki 2008, Jumar et al. 2004, DWA 2010]. Auch an der Hochschule Emden/Leer wurden verschiedene Projekte zur Simulation von Biogasanlagen unter besonderer Berücksichtigung der Verwendung von Co-Substraten bearbeitet [Rojas et al. 2010a, Rojas et al. 2010b, Rojas et al. 2010c, Rojas et al. 2010d, Rojas et al. 2010e, Schlaak et al. 2010, Biernacki et al. 2013].

Für die modellhafte Berechnung des Energiebedarfs ist die Implementierung korrekter Leistungskennwerte der relevanten Verbraucher für verschiedene Lastzustände unerlässlich. Die in SIMBA® implementierten Energieblöcke wurden vom Institut für Automation und Kommunikation (ifak, Magdeburg) im Rahmen eines von der DBU geförderten Projektes (Entwicklung einer gesamtheitlichen Prozessführung zur Energieoptimierung von Abwasserreinigung und Schlammbehandlung mit Hilfe der Simulation [Jumar et al. 2004]) auf der Basis von Konverter-Modellen entwickelt. Die Konverter-Modelle können vom Anwender selbst editiert und verändert werden (z. B. modifizierte Gleichungen zur Energieberechnung einzelner Verbraucher). Diese Konverter-Modelle wurden in die Simulationssoftware SIMBA implementiert.

Die gekoppelte Simulation von Kläranlage und Faulung vor dem Hintergrund einer Echtzeit-Steuerung zur Minimierung des Energiebedarfs wurde bisher nicht durchgeführt.

2 Projektziele

Das Ziel des Projektes war die Erstellung eines Automatisierungskonzeptes auf Basis eines kalibrierten Simulationsmodells (modellgestützte Prozessführung). Aufbauend auf lokal vorhandenen Prozessleitsystemen soll anhand einer begleitenden online-Simulation die Kläranlagen-Steuerung in der Art erfolgen, dass sowohl die Ablaufwerte sicher eingehalten als auch die Minimierung des Fremdenergiebedarfs (als Saldo zwischen Energieaufwand und -ertrag) erreicht werden. Betrachtet wird hierbei ausschließlich die elektrische Energie. Thermische Energie wird nicht berücksichtigt.

Aufbauend auf den vorhandenen Simulationstools für die aerobe Behandlung von Abwasser und der anaeroben Schlammstabilisierung sollte im Rahmen des Vorhabens eine Verknüpfung beider Komponenten erfolgen, um eine Optimierung des Gesamtsystems Kläranlage/Biogasanlage unter ökonomischen und ökologischen Aspekten zu erreichen. Die sichere Einhaltung der Ablaufwerte erfordert ein Mindestmaß an aufgewendeter elektrischer Energie. Demgegenüber steht ein erhöhter Energieertrag, wenn ein erhöhter Ablaufwert toleriert wird, da ein geringer Anteil organischer Zulauffrachten bei der aeroben Behandlung mineralisiert wird. Die in Abbildung 1 dargestellten Verläufe stellen prinzipiell den Zusammenhang zwischen der Energiebilanz und den Ablaufwerten für kommunale Kläranlagen mit einer anaeroben Schlammstabilisierung dar. Grundsätzlich sind die Verläufe anlagenspezifisch. In der Regel liegt der Betriebspunkt jedoch weit auf der Bedarfsseite; nur vereinzelte Anlagen werden heute energetisch autark betrieben (z. B. [Beermann 2015]). Es wird deutlich, dass eine Annäherung der vorhandenen Ablaufwerte an den Grenzwert prinzipiell eine Energieersparnis erlaubt, da beispielsweise der elektrische Energieaufwand für die Belüftung oder für die Rezirkulation reduziert wird. Es kann aber nicht Ziel eines Projektvorhabens sein, die Grenzwerte in unerlaubter Weise zu überschreiten. Zudem sind erhöhte Ablaufwerte generell unter ökologischen Gesichtspunkten und vor dem Hintergrund des Verschlechterungsverbotes gem. EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL Art. 4) als äußerst kritisch zu bewerten.

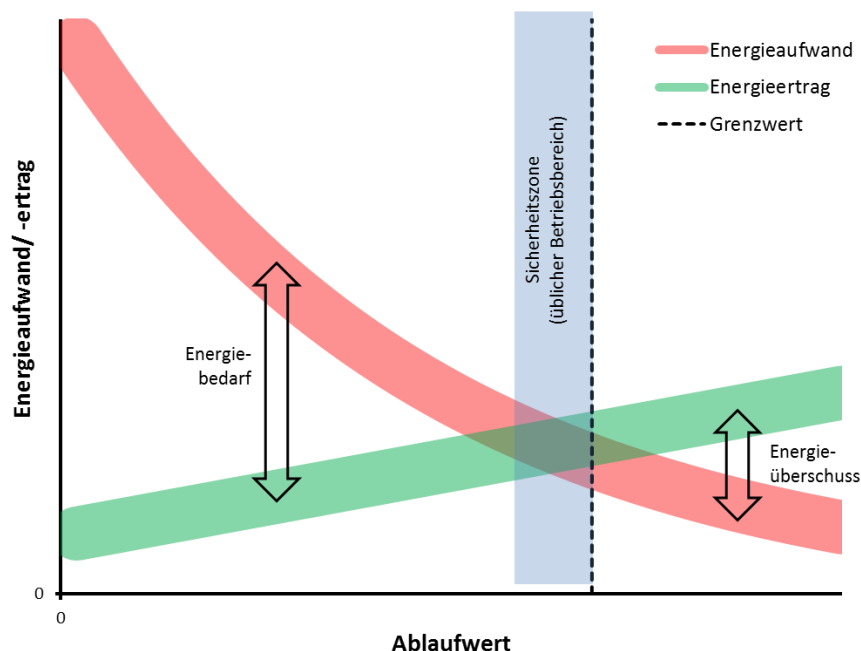


Abbildung 1: Prinzipielle Gegenüberstellung von Energieaufwand und -ertrag bei kommunalen Kläranlagen in Abhängigkeit des Ablaufwertes.

Vorhandene Steuerungssysteme basieren meist auf relativ kleinen Regelkreisen. So wird in vielen Fällen die Belüftung der aeroben Behandlungsstufe, die meist den größten Einzelverbraucher in der Abwasserbehandlung darstellt, ausschließlich auf der Grundlage einzelner O_2 - oder NH_4-N -Messungen in der biologischen Stufe gesteuert. Zwar ist das sichere Einhalten der Ablaufwerte mit solchen Regelkreisen möglich, aufgrund der geringen Informationsdichte und der erforderlichen Sicherheit gegenüber veränderlichen Zulauffrachten liegt jedoch der tatsächliche Betriebspunkt relativ weit vom energetisch optimierten Betriebspunkt entfernt.

Durch die Implementierung der simulationsgestützten Prozessführung soll diese Differenz verringert werden. Durch die modellhafte Abbildung des gesamten Anlagenzustandes und die dadurch erreichbare Informationsdichte lässt sich der erforderliche Energiebedarf auf ein Minimum reduzieren und der Biogasenertrag vergrößern. Voraussetzung hierfür muss ein kalibriertes Simulationsmodell sein, das den Anlagenzustand bestmöglich wiedergibt. Hierfür müssen aktuelle Belastungs- und Zustandsgrößen mit hoher Genauigkeit und Zuverlässigkeit gemessen werden.

Ziel des Projektes war es, die simulationsgestützte Prozessführung, d. h. die softwaremäßige Verknüpfung zwischen Mess- und Steuerungstechnik mit der Simulationssoftware, zu implementieren. Die in Echtzeit mit Hilfe von Sonden oder analytisch zu erhebenden Prozessgrößen (z. B. Zu- oder Ablaufkonzentrationen) waren zu identifizieren und auf ein erforderliches Mindestmaß zu reduzieren. Hierdurch sollte die Wirtschaftlichkeit des Systems sichergestellt werden. Folgende Projektziele sollten im Einzelnen erreicht werden:

- Identifikation von Möglichkeiten und Umsetzung der Kopplung vorhandener Prozessleitsysteme (Mess- und Regeltechnik) mit der Simulationssoftware
- Erstellung eines automatisierten Simulationstools, das neben einem Beobachtermodell (begleitende Simulation) auch ein Prognosemodell (vorhersagende Simulation) umfasst
- Prüfung der Genauigkeit und Anwendbarkeit der Prognoserechnung für eine direkte Ableitung von Stellgrößen (Steuerung der Kläranlage)
- Bewertung unterschiedlicher Messverfahren zur Erfassung der Zustandsgrößen (Konzentrationen, Volumenströme etc.) von Kläranlagen, wie sie für die Erreichung der Projektziele erforderlich sind
- Minimierung des Messaufwandes durch Reduzierung der gemessenen Parameter auf ein für die online-Simulation erforderliches Maß
- Gegenüberstellung des erforderlichen Aufwandes für die Implementierung der simulationsgestützten Prozessführung mit dem Nutzen

Durch die im Rahmen des Gesamtprojektes zu entwickelnde Technologie ergeben sich für die Kläranlagenbetreiber prinzipiell folgende Vorteile:

- Höhere Energieeffizienz der Gesamtanlage und höhere Energieausbeute im Bereich der Faulung; somit Reduzierung des Fremdenergieanteils
- Erhöhte Informationsdichte, da Prozessparameter abgebildet werden können, die nicht (oder nur mit sehr hohem Aufwand) direkt gemessen werden können
- Sichere Fahrweise durch modellgestützte Prozessführung
- Stabile Ablaufwerte auch bei Laststößen

Dem Erfolgspotential stehen ein Investitionsbedarf für zusätzliche Messinstrumente und Software, sowie ein zeitlicher Aufwand für deren Bedienung und Wartung gegenüber. Zudem ist eine Optimierung des Fremdenergiebedarfs auf Basis einer geänderten Fahrweise in vielen Fällen nur möglich, wenn zugleich die Ablaufwerte an die Einleitwerte angenähert werden. Wird beispielsweise

bei Anlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation das Rückführverhältnis reduziert (Erhöhung der Energieeffizienz), steigen zugleich die Nitratkonzentrationen im Ablauf.

3 Methoden

In den folgenden Kapiteln werden die projektspezifischen Methoden erläutert.

3.1 Realisierung

Die Realisierung des Projektes erfolgte in vier Stufen. In der Vorstufe (**Stufe 1**) wurden die Grundlagen zur Steigerung der Energieeffizienz ermittelt. Hierzu zählte zunächst im Rahmen einer Bestandserfassung auch die Identifizierung der relevanten Stromverbraucher der untersuchten Kläranlagen. Dabei wurden die Grundlagen für die Implementierung von Energieblöcken erstellt. Mithilfe dieser Energieblöcke sollte der Stromverbrauch für unterschiedliche Verfahrenseinstellungen im Modell richtig berechnet werden. Im Weiteren wurden die technischen Randbedingungen zur Umsetzung der modellgestützten Prozessführung ermittelt. Dies betrifft zum einen die Messung und Speicherung aktueller Zustände der Kläranlagen, die als Eingangsparameter für die modellgestützte Prozessführung notwendig sind, zum anderen die Übertragung der Ergebnisse der Berechnung auf die Hardware.

In der **Stufe 2** wurde das System der simulationsgestützten Prozessführung zunächst auf der Versuchs- und Ausbildungskläranlage (VAK) Reinfeld vorbereitet. Hierfür wurde die erforderliche Mess- und Regeltechnik installiert und erprobt. Anhand einer Sensitivitätsanalyse nach Dr. Vester wurden die Randbedingungen für die Implementierung der modellgestützten Prozessführung unter Berücksichtigung sogenannter 'weicher Faktoren' evaluiert.

In der **Stufe 3** erfolgte zunächst die Nachbildung ausgewählter Lastfälle im Rahmen einer offline-Simulation. Auf Grundlage der dabei erhaltenen Ergebnisse ließen sich verschiedene Szenarien definieren, die für die betrachtete Kläranlage relevant sind. Insbesondere wurden die Variationsbereiche derjenigen Stellgrößen ermittelt, die bei der manuellen Betriebsführung verändert werden und im Hinblick auf Reinigungsleistung und den Energiebedarf relevant sind und deren Einfluss auch in der Simulation berücksichtigt werden können. Anschließend wurde das Simulationstool für die modellgestützte Prozessführung zur energetischen Optimierung des Gesamtsystems erstellt, auf der VAK installiert und mit dem dort vorhandenen Prozessleitsystem gekoppelt.

In der abschließenden **Stufe 4** wurde die zuvor auf der VAK erprobte modellgestützte Prozessführung evaluiert. Hierfür erfolgte ein laufender Abgleich berechneter und gemessener Zustandsgrößen. Das auf diese Weise validierte Beobachtermodell sollte die Grundlage für das Prognosemodell darstellen. Ferner war die Installation des Systems auf der KA Reinfeld als Beobachtersystem geplant.

Die direkte Steuerung der beiden kommunalen Kläranlagen (Emden und Reinfeld) über das automatisierte System der modellgestützten Prozessführung (einschließlich direkter Steuerung), wie es zunächst angestrebt wurde, musste aus Haftungsgründen zunächst verworfen werden. Zudem erfolgten auf beiden Kläranlagen im Zeitraum 2012 – 2015 zahlreiche Umbau- und Sanierungsarbeiten (u. a. auch verbunden mit einer kompletten Umstellung der MSR- und Prozessleittechnik), die dort eine Implementierung unmöglich machten. Vielmehr sollte die modellgestützte Prozessführung auf den kommunalen Kläranlagen lediglich als Beobachtersystem parallel zum vorhandenen Prozessleitsystem implementiert werden, um den Klärwerksbetreibern Hilfestellung für den energieoptimierten Anlagenbetrieb zu geben.

Die Ergebnisse des Projektes wurden im Rahmen eines an der Hochschule Emden/Leer veranstalteten Seminars (2. Emdener Abwassertage) vorgestellt und durch weitere Fachvorträge externer Referenten ergänzt. Zusätzlich wurde am 2. Veranstaltungstag eine Schulung mit dem Simulationsprogramm

SIMBA classroom durchgeführt, um den Teilnehmern einen besseren Einblick zu verschaffen und mit diesem Werkzeug vertraut zu machen.

3.2 Erstellung des Simulationstools

Für die softwaretechnische Umsetzung der modellgestützten Prozessführung wurden für die VAK die Funktionalitäten eines Beobachtermodells sowie eines Prognosemodells erstellt. Die generelle Struktur dieses Simulationstools ist in Abbildung 2 zusammengefasst. Die für das Betriebspersonal sichtbare Bedienoberfläche des Simulationstools ist in Abbildung 3 dargestellt. Diese wurde mit einem speziellen MATLAB-Werkzeug namens 'Graphical User Interface Development Environment' (guide) zum einfachen Erstellen von grafischen Oberflächen programmiert.

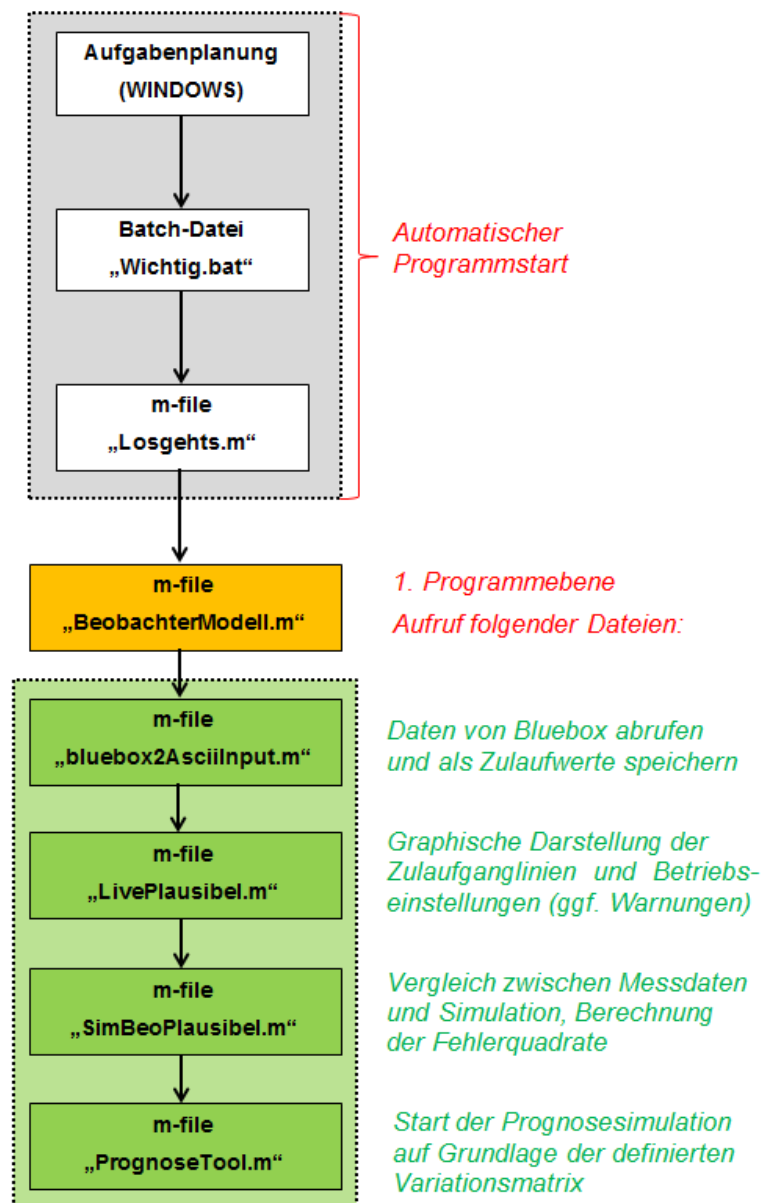


Abbildung 2: Struktur des aktuellen Simulationsprogramms („Beobachtermodell“ und „Prognosemodell“).

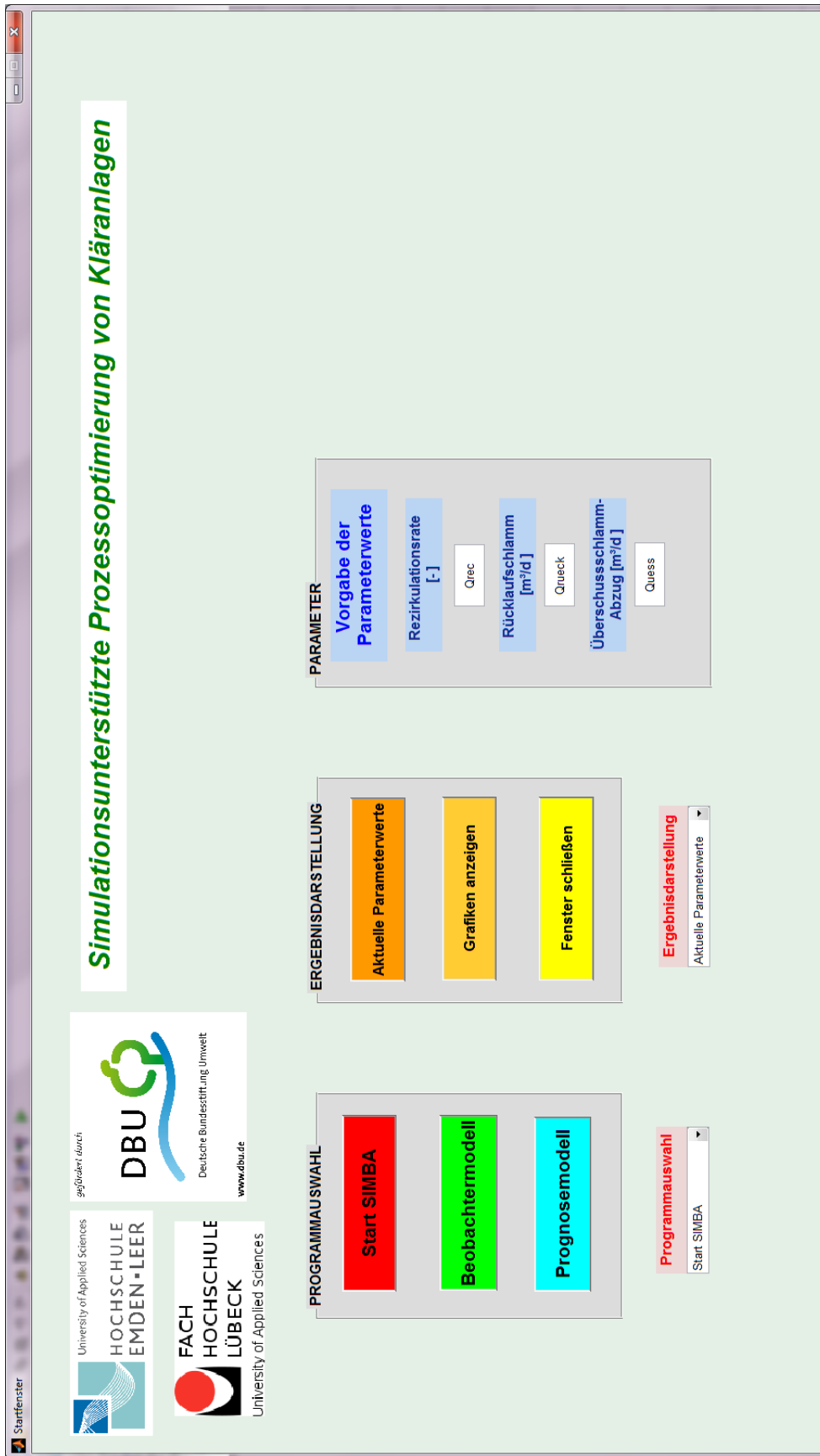


Abbildung 3: Bedienoberfläche für das im Rahmen des Projektes erstellte Simulationstool.

Über die drei „Pushbuttons“ im linken Feld können folgende Aktionen durchgeführt werden:

„Start SIMBA“	Start der Simulationssoftware SIMBA ohne weitere Funktionalitäten
„Beobachtermodell“	Start der Funktionalität „Beobachtermodell“ für das Simulationstool der VAK
„Prognosemodell“	Start der Funktionalität „Prognosemodell“ für das Simulationstool der VAK

Alternativ kann die jeweilige Aktion auch über das unterhalb des linken Feldes angeordnete „Popup-Menü“ gestartet werden. Im mittleren Feld können über die darin enthaltenen drei „Pushbuttons“ folgende Aktionen ausgelöst werden:

„Aktuelle Parameterwerte“	Anzeige der aktuellen Werte für die Parameter <i>Rezirkulationsrate</i> , <i>Rücklaufschlammstrom</i> und <i>Überschussschlammabzug</i> und in einem neuen Fenster
„Grafiken anzeigen“	Es werden Abbildungen mit einem Vergleich zwischen den Messwerten und Simulationsergebnissen für folgende Parameter erzeugt: <i>Sauerstoffkonzentration</i> (in mg/L) in der belüfteten Zone 6 der Belebungs-kaskade (gemessen/simuliert, Berechnung der Summe der Fehlerquadrate) <i>Sauerstoffkonzentration</i> (in mg/L) in der belüfteten Zone 8 der Belebungs-kaskade (gemessen/simuliert, Berechnung der Summe der Fehlerquadrate) <i>Nitrat-Konzentration</i> (NO ₃ -N in mg/L) im Ablauf der VAK (gemessen mit der ISA-Sonde/gemessen mit der ANISE-Sonde/simuliert, Berechnung der Summe der Fehlerquadrate) <i>Ammonium-Konzentration</i> (NH ₄ -N in mg/L) im Ablauf der VAK (z. Zt. nur simulierte Werte, auf Grund der großen Abweichungen wurden der Vergleich mit den Messwerten und die Berechnung der Fehlerquadrate deaktiviert) <i>Konzentration der autotrophen Biomasse</i> (XA in g CSB/m ³) in Zone 10 der Belebungs-kaskade (simulierte Werte)
„Fenster schließen“	Alle über das Simulationstool erzeugten Fenster werden geschlossen

Auch in diesem Fall kann die jeweilige Aktion alternativ über das unterhalb des linken Feldes angeordnete „Popup-Menü“ gestartet werden.

Im rechten Feld „Parameter“ können in den drei weißen Feldern Zahlenwerte als Vorgabe für die Parameter Rezirkulationsrate, Rücklaufschlammstrom und Überschussschlammabzug (jeweils in m³/d) eingegeben werden. Diese Angaben werden dann vom Simulationstool übernommen und als Einstellungen für die Simulation der VAK verwendet.

Die sequenzielle Berechnung des aktuellen Anlagenzustandes und der prognostizierten „besten“ Anlageneinstellung wird über die Aufgabenplanung in WINDOWS gestartet (Beispiel siehe Abbildung 4).

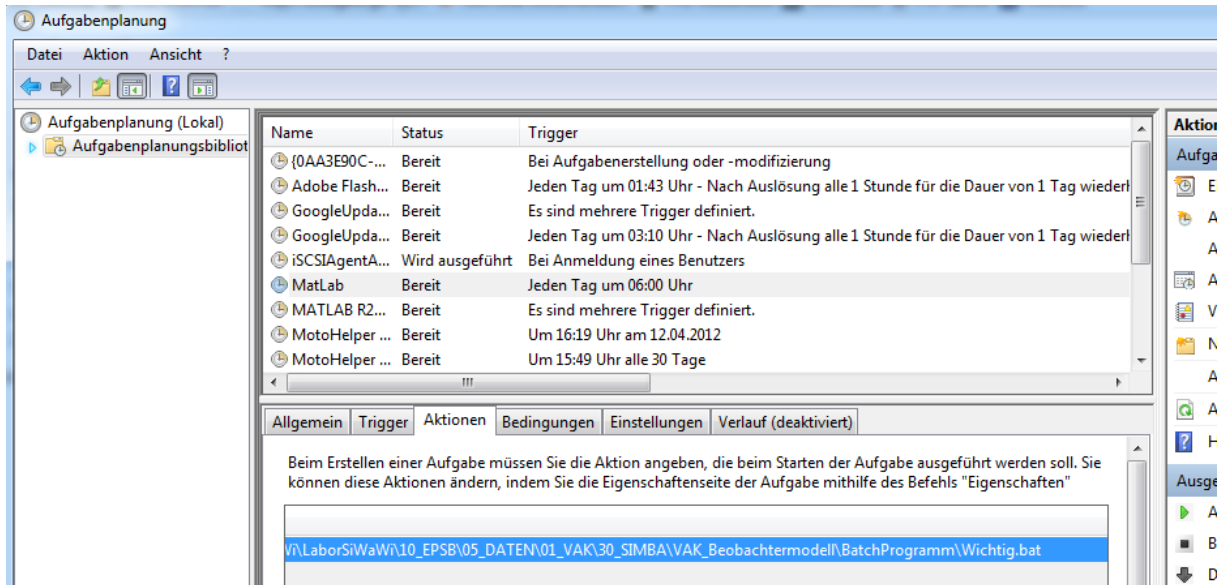


Abbildung 4: Programmstart des Simulationstools über die Funktionalität „Aufgabenplanung“ im Betriebssystem WINDOWS.

Hierfür wurde eine Datei „Wichtig.bat“ erstellt, die den WINDOWS-Prompt startet und das MATLAB-file „Losgehts.m“ startet. Dieses muss sich im Hauptordner von MATLAB befinden (z. B. C:\Program Files (x86)\MATLAB\R2015b\toolbox\local).

Diese Datei verweist dann auf das Verzeichnis, in dem sich das MATLAB-file (BeobachterModell.m) für die Durchführung der eigentlichen Batch-Simulation befindet.

Über das MATLAB-file „BeobachterModell.m“ werden dann verschiedene andere Dateien nacheinander gestartet, deren Bedeutung nachfolgend kurz erläutert wird:

1. Bluebox2AsciiInput.m:
Alle erforderlichen Ganglinien (Messwerte der online-Analytik) werden von der Bluebox geladen (1. Tag bis aktueller Zeitpunkt). Dann werden Stundenmittelwerte ermittelt und die Infiles generiert. Falls in den Datensätzen die Angabe „NaN“ (= not a number; entspricht einem undefinierten oder nicht darstellbaren Wert; liefert MATLAB als Ergebnis mathematisch nicht definierter Operationen) enthalten ist, wird diese durch Mittelwerte ersetzt. Jeweils ein Satz der Infiles wird in einem Extra-Ordner (AltZulauf) mit einem Zeitstempel zur Identifikation als ASCII-Datei gespeichert.
2. LivePlausibel.m:
Die Infiles werden als Abbildung (zeitliche Konzentrationsverläufe) dargestellt sowie Message-Boxen bei nicht plausiblen Werten geöffnet. Die Abbildung wird als „png“-Datei mit einem Zeitstempel gespeichert.
Anschließend wird der letzte Anlagenzustand (Zeitstempel) geladen und die Simulation des Beobachtermodells gestartet (für einen Tag). Nach Beendigung der Simulationsrechnung

werden die aktuellen Werte als neuer Zustand (Zeitstempel) gespeichert und später auch für das Prognosemodell verwendet.

3. SimBeoPlausibel.m:

Es werden die bereits auf S. 22 unter dem Stichpunkt „Grafiken anzeigen“ beschriebenen Abbildungen erzeugt. Diese zeigen einen optischen Vergleich der simulierten Werte mit den entsprechenden Messwerten. Zudem liefert die Berechnung der Summe der Fehlerquadrate ein Bewertungskriterium für die Güte der Übereinstimmung. Die erzeugten Diagramme werden als Satz von png-Dateien gespeichert.

Anschließend erfolgt der Wechsel in das Verzeichnis mit dem Prognosemodell sowie der Start des MATLAB-files „PrognoseTool.m“, das folgende Funktionen beinhaltet:

1. Über das MATLAB-file „PrognoseTG.m“ werden die mittlere Wassertemperatur, die Zulauf-Konzentrationen sowie die Regendaten (Niederschlagsmenge) aus dem Prozessleitsystem übernommen. Auf Grundlage der Niederschlagsmenge erfolgt die Auswahl des passenden Prognose-Tagesgangs (verschiedene CSB-Varianten sind als „.mat-Dateien“, einem speziellen Dateiformat von MATLAB für die Datenspeicherung, im Ordner hinterlegt). Anschließend wird die für die Simulation benötigte Zulauf-Datei erstellt.
2. Iterative Prognosesimulation:
 - Für die in der VAK zwecks Optimierung des Anlagenbetriebs variierbaren Betriebsgrößen (derzeit: Rücklaufverhältnis, Rezirkulationsrate, Frequenz des Gebläses und Überschussschlammabzug) wurde eine Variationsmatrix in Form einer „.mat-Datei“ erstellt. Darin werden für die vier genannten Parameter jeweils drei Werte innerhalb eines Bereiches vorgegeben, der sich aus den Betriebserfahrungen und den Erkenntnissen der offline-Simulation als sinnvoll ergeben hatte.
 - Mit Hilfe von vier Schleifen werden alle vorgegebenen 81 Einstellungen ($3^4 = 81$) nacheinander in der Simulation abgearbeitet. Dabei werden die jeweiligen Parameterwerte nicht mehr über Infiles, sondern über „Constant“-Blöcke mit entsprechenden Funktionen an das Simulationsmodell der VAK in SIMBA übergeben. Der Wert für die mittlere Temperatur wird ebenfalls auf diese Weise übertragen.
 - Das Simulationsmodell in SIMBA wird mit jeder der 81 Wertekombinationen berechnet. Sobald die in der Simulation berechnete Ablauf-Konzentration für den Summenparameter $N_{\text{gesamt gelöst}}$ den Grenzwert von 18 mg/L unterschreitet, wird die Leistung für das Belüfter-Aggregat mittels eines im Modell enthaltenen Energieblocks berechnet. Ist diese Leistung kleiner als die mit der bisherigen Parameterkombination, wird die aktuelle Parameterkombination in der Variablen D abgespeichert. Auf diese Weise wird aus den möglichen 81 Parameterkombinationen diejenige ermittelt, die für den jeweils aktuellen Betriebszustand zu einem energetischen Optimum (minimale Leistung des Belüftungsaggregates) führen würde. Der Anlagenbetreiber hätte dann die Möglichkeit, diese Einstellungen für den realen Betrieb der Anlage zu übernehmen.

Anmerkung: Die ursprünglich geplante Erweiterung des Beobachtermodells um eine automatisierte Modellnachführung über die Anpassung ausgewählter Modellparameter wurde aus den in Kapitel 5 näher erläuterten Gründen nicht weiter verfolgt.

3.3 Energetische Betrachtung

Mit der simulationsgestützten Prozessführung soll ein energetisch optimierter Betriebspunkt gefunden werden. Hierfür ist es erforderlich, dass alle relevanten Verbraucher mit hoher Genauigkeit im Simulationsmodell berücksichtigt werden. Um das Einsparpotenzial abzuschätzen, wurde zunächst der energetische Ist-Zustand aller betrachteten Kläranlagen erfasst (Grobanalyse). Hieraus konnten unmittelbar Handlungsempfehlungen abgeleitet werden. Im weiteren Verlauf musste die tatsächliche Leistungsaufnahme einzelner Aggregate durch eine spezifische Leistungskennlinie mathematisch beschrieben und im Modell abgebildet werden. Schließlich musste der Einfluss einer veränderten Betriebsführung auf den möglichen Biogasertrag untersucht werden.

3.3.1 Bestimmung des Energiebedarfs der Kläranlagen im Istzustand (Grobanalyse)

Zur Beurteilung des Energiebedarfs einer bestimmten Kläranlage bzw. einzelner Anlagenteile wird in der Regel zunächst eine Grobanalyse durchgeführt, welcher im Bedarfsfall eine Feinanalyse folgt. In der Grobanalyse werden zunächst der Ist-Zustand der Kläranlage und der Energiebedarf nach Verbrauchertypen und Anlagenteilen aufgeschlüsselt. In der Feinanalyse werden vertieft Optimierungsmaßnahmen untersucht und in einem Maßnahmenkatalog mit Empfehlungen für eine kurzfristige und eine langfristige Realisierung zusammengefasst. Notwendige Voraussetzung zur Durchführung dieser Untersuchungen sind neben der Kenntnis der üblichen wasserchemischen und betrieblichen Parameter, Kenndaten über den Energieverbrauch der Gesamtanlage sowie einzelner Verfahrensstufen. Idealerweise liegen zur Feinanalyse auch die tatsächlichen Betriebsstunden einzelner Aggregate vor. Gerade bei kleinen Kläranlagen, bei denen häufig noch kein zentrales Prozessleitsystem integriert ist, liegen diese Daten häufig nicht in entsprechendem Umfang vor. Daher gestaltet sich die Datenerhebung und mithin eine Beurteilung der Energiebilanz in der Praxis häufig als schwierig.

Für die Analyse des Istzustandes der Kläranlage Reinfeld wurden daher im Zeitraum vom 25.8.2010 bis 26.11.2010 detaillierte Aufzeichnungen aller wesentlichen Verbraucher durchgeführt. Hierfür wurden täglich die Stände aller Betriebsstundenzähler und einzelner Stromzähler notiert. Aus dieser Analyse ließen sich für die KA Reinfeld bereits im Vorfeld wichtige Optimierungspotenziale ableiten.

Da in Emden keine Stromverbräuche einzelner Anlagenteile aufgezeichnet werden, sondern nur der Stromverbrauch der gesamten Anlage über das Jahr gemessen wird, konnte der Anteil dieser Anlagenteile am Gesamtverbrauch nicht bestimmt werden. Der Jahresverlauf des Energiebedarfs des HKW Emden wurde von den Stadtwerken Emden zur Verfügung gestellt (vgl. 4.1.3.2)

Allerdings wurde es durch die Simulation des HKW Emden und die Einführung von Energie-Blöcken möglich, den Energieverbrauch einzelner Anlagenteile auf diesem Umweg zu bestimmen. Die Energie-Blöcke wurden durch Messungen mit Stromzangen-Amperemetern verifiziert.

3.3.2 Bestimmung der Leistungskennlinien einzelner Aggregate

Ziel des Projektes war eine energieoptimierte Steuerung für die betrachteten Kläranlagen zu realisieren. Hierfür sollten verschiedene Verfahrenseinstellungen miteinander verglichen werden. Daher muss der Energiebedarf der relevanten Maschinen/Aggregate bei unterschiedlichen Lastzuständen bekannt sein. Um die Leistungsaufnahme einzelner Aggregate in der Simulation für verschiedene Betriebsweisen darstellen zu können, wurden Leistungskennlinien ermittelt. Sie beschreiben den Zusammenhang zwischen Förderstrom und Leistungsaufnahme.

Idealerweise waren in der Feinanalyse der Kläranlage Reinfeld die tatsächlichen Betriebsstunden oder Verbrauchsdaten einzelner Aggregate vorhanden. Somit konnten sehr einfach Leistungskennlinien überprüft oder berechnet werden. Die Leistungskennlinien von Pumpen, wurden ferner anhand der Förderstromabhängigen Verluŝhöhe und der Pumpenkennlinien bestimmt. Solche Berechnungen wurden dann auf Basis der Feinanalyse auf Plausibilität geprüft. Alternativ wurde mit Hilfe eines Stromzangenamperemeters der Leistungsbedarf einzelner Aggregate bei unterschiedlichen Förderströmen direkt gemessen (betrifft insbesondere Aggregate der Versuchs- und Ausbildungskläranlage Reinfeld und des HKW Emden).

Für die Nachbildung der Leistungsaufnahme des Gebläses wurden auf der VAK mehrere Sauerstoffeintragsmessungen bei verschiedenen Leistungsstufen durchgeführt (Absorptionsmessungen in belebtem Schlamm nach DWA M209), um den Eintrag von Sauerstoff im Modell auf bestmögliche Art nachbilden zu können. Solche Messungen waren auf den kommunalen Anlagen aufgrund des hohen Aufwandes und des Eingriffs in die Prozessführung nicht möglich. Die Gebläse der KA Reinfeld wurden daher mit einem SIMBA-Energieblock berechnet, der nicht angepasst wurde. Die berechnete Leistungsaufnahme wurde anhand der Angaben der Frequenzumrichter auf Plausibilität geprüft. Die Ergebnisse eigener Messungen und der Analysen wurden über Regressionsmodelle mithilfe von Simulink-Converter-Blöcken in die jeweiligen Anlagenmodelle implementiert.

3.3.2.1 Darstellung der Pumpen

Die Berechnung des Energiebedarfs von Pumpen kann über die Gesetze der Rohrhydraulik erfolgen. Unter Berücksichtigung von Rohrreibungs- und örtlichen Reibungsverlusten und der Wasserspiegeldifferenz, kann die Leistungsaufnahme der Pumpe in Abhängigkeit des Förderstroms berechnet werden. Die korrekte Bestimmung von notwendigen Eingangsparametern¹ ist in der Praxis aber kaum möglich und die Berechnung orientiert sich daher in der Regel an empirischen Werten. Zudem muss der Gesamtwirkungsgrad (Pumpe, Kupplung und Motor) in der Berechnung berücksichtigt werden. Problematisch hierbei ist, dass moderne Asynchronmotoren, deren Drehzahl über Frequenzumrichter geregelt wird, entsprechend ihrer Betriebskennlinie variable (vom Betriebspunkt abhängende) Wirkungsgrade aufweisen. Dies kann dazu führen, dass eine Abschätzung des Energiebedarfs fehlerbehaftet ist (vgl. zu dieser Problematik Wellbrock et al. 2011).

Zur bestmöglichen Bestimmung der Rohrrauheit, der örtlichen Verluste und des Gesamtwirkungsgrades müsste die Messung des tatsächlichen Leistungsbedarfs bei zeitgleicher Messung des Volumenstroms erfolgen. Liegen Messungen im gesamten erwarteten Bereich des Förderstroms vor, kann für diesen Bereich eine iterative Anpassung der empirischen Werte erfolgen.

¹ Zur Berechnung der Rohrreibung wird eine Rauigkeit benötigt, zur Berechnung örtlicher Verluste ein dimensionsloser Verlustbeiwert.

Mit solchen Informationen ist aber auch direkt die Darstellung der Leistungsaufnahme als Funktion des Volumenstroms möglich. Auf der VAK konnten für alle Pumpen Messungen der Leistungsaufnahme mit einem Dreiphasenleistungsmesser durchgeführt werden. Parallel wurden Berechnungen mithilfe der Theorie zur Rohrhydraulik durchgeführt.

Um mögliche Fehlerquellen bei der Bestimmung der Leistungskennlinien zu quantifizieren, wurden am Beispiel der KA Reinfeld einige Aggregate im Detail betrachtet [Wellbrock et al. 2011]. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurden überdies verschiedene Möglichkeiten für die Definition der Energieblöcke aufgezeigt.

3.3.2.2 Darstellung von Gebläsen im Simulationsmodell

Einer der Hauptstromverbraucher in der Abwasserreinigung ist die Druckbelüftung. Gleichzeitig hängt die Reinigungsleistung der Biomasse maßgeblich von der Sauerstoffversorgung ab. Um mit einer Simulation möglichst realitätsnahe Ergebnisse zu berechnen, die sowohl den energetischen Aufwand, als auch die Ablaufwerte der Kläranlage widerspiegeln, wurde ein besonderes Augenmerk auf die Simulation der Belüftung gelegt.

Die Leistungsaufnahme von typischen Belüftungseinrichtungen muss getrennt nach dem Verdichtungsprinzip beschrieben werden [vgl. Westphal 1995]. Für Turboverdichter kann die Leistungsaufnahme mithilfe einer adiabaten Zustandsänderung beschrieben werden. Gegenüber einem Turboverdichter arbeitet ein Drehkolbenverdichter nach dem Verdrängerprinzip. Die Leistungsaufnahme eines Drehkolbenverdichters an der Kupplung (P_D in kW) kann nach Westphal (1995) berechnet werden. Der Autor gibt ferner eine empirische Formel an, mit der der volumetrische Wirkungsgrad berechnet werden kann. Dieser Wirkungsgrad gibt an, welcher Anteil des verdichteten Volumenstroms tatsächlich gefördert wird. Der Rest kann nicht gefördert werden, denn es handelt sich z. B. um sogenannte Spaltverluste. Tatsächlich wird vom Autor die Gültigkeit der Formel nur im Rahmen guter Maschinenfabrikate festgestellt. Ferner gilt die Formel nur für Drehkolbengebläse mit einer Umfangsgeschwindigkeit von weniger als 30 m/s, es werden weitere Einschränkungen genannt. In SIMBA ist die gleiche Formel in dem Energieblock „P-Rotary Piston Blower“ implementiert.

Mit dem Energieblock kann aus einem vorgegebenen nutzbaren Volumenstrom die Leistungsaufnahme berechnet werden. Ferner stehen für die meisten Gebläse Herstellerangaben und Bemessungsformeln zur Verfügung. Mithilfe solcher Formeln kann die Leistungsaufnahme und der geförderte Volumenstrom berechnet werden. Die Ansätze wurden für die VAK geprüft.

Neben der Berechnung des nutzbaren Volumenstroms aus dem Gebläse/Verdichter muss der Übergang des Sauerstoffs aus der Luft in das Abwasser abgebildet werden. Hierfür werden einfache Diffusionsmodelle angewendet. Die erforderlichen Parameter werden idealerweise über Sauerstoffeintragungsmessungen bestimmt werden. Alternativ können auch Literaturwerte verwendet werden, denen empirische Betrachtungen zugrunde liegen und daher nur vergleichsweise eingeschränkte Genauigkeit haben können.

3.3.3 Berücksichtigung des Biogasertrages

In den Belebungsbecken findet neben der N-Elimination mit Nitrifikation (aerobe Phase) und Denitrifikation (anoxische Phase) in der Hauptsache eine C-Elimination (Abbau von organischen Verbindungen zu CO_2 und Wasser) statt. Ein Ziel der modellgestützten Steuerung war es die Belegung so zu steuern, dass unter Einhaltung der Ablaufwerte der C-Abbau möglichst gering gehalten wird.

Damit sollte über die organische Masse, welche den Faultürmen zugeführt wird, der maximale Faulgasertrag ermöglicht werden. Zur Validierung dieser Überlegung wurden auf der VAK mehrere studentische Arbeiten mittels Batch-Versuchen durchgeführt.

Die Schlammeigenschaften sowie der Biogasausbeute (auch unter Zugabe von Co-Substraten) wurden in Abhängigkeit der Betriebsweise untersucht. Für die geplante Versuchsreihe wurden die Belüftungsintensität, die Rezirkulations-Rate und die Rücklaufschlamm-Rate des Abwasserreinigungsprozesses wechselweise geändert. Für alle Konstellationen wurden jeweils die Nährstoffkonzentrationen mit Schnelltests, der Trockensubstanzgehalt, der Glühverlust, der pH-Wert, die Leitfähigkeit und das Redox-Potential im Überschussschlamm (vor Faulung) und im ausgefaulten Schlamm bestimmt. Darüber hinaus wurden die Biogasausbeute und die Zusammensetzung des Biogases mittels Gaschromatographie bestimmt.

Die Untersuchung der Nährstoff-Zusammensetzung zeigte erwartungsgemäß, dass der Überschussschlamm relativ arm an organischen Kohlenstoffquellen² ist. Das mittlere Nährstoffverhältnis des Überschussschlammes der VAK wurde zu CSB : TN : P = 800 : 38 : 12 bestimmt. Ideal für den Metabolismus während der Methanogenese wäre ein Verhältnis von 800 : 5 : 1. Deutlich wird, dass Phosphor ausreichend vorhanden ist. Auch Stickstoff ist im Verhältnis zu Phosphor in ausreichender Menge enthalten.

Ursächlich für das Fehlen ausreichender organischer Kohlenstoffverbindungen ist, dass bei der Behandlung von typisch kommunalem Abwasser in der Denitrifikation ein Großteil der leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen „verbraucht“ wird. Die Zugabe von kohlenstoffreichen Co-Substraten führt mithin bei der Fermentation kommunalen Klärschlammes zu einer deutlich verbesserten Biogasausbeute. Mit steigender Belüftungsleistung und steigendem Rückführverhältnis nimmt der CSB ab. Hieraus folgt das grundsätzliche Problem, dass die Anforderungen an die Einhaltung der Ablaufwerte den Zielsetzungen einer maximierten Biogasproduktion widersprechen.

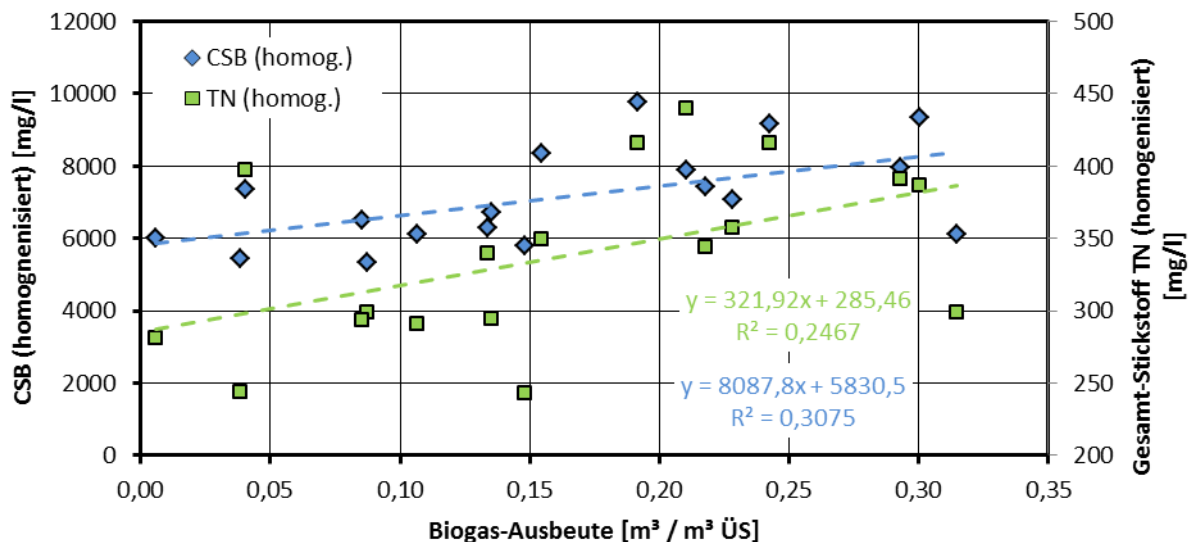


Abbildung 5: Abhängigkeit der Biogas-Ausbeute von CSB und TN im Überschussschlamm.

² Der gesamte organische Kohlenstoff (TOC) korreliert relativ gut mit dem CSB der homogenisierten Probe ($6 \cdot \text{TOC} \approx \text{CSB}$). Daher wurde im Weiteren der einfacher zu bestimmende CSB betrachtet.

Da der organische Kohlenstoff bei der Fermentation von Überschussschlamm das limitierende Nährstoffelement ist, gibt es eine schwach ausgeprägte Korrelation zwischen der spezifischen Biogas-Ausbeute [m^3 Biogas/ m^3 Überschussschlamm] und dem CSB (Abbildung 5). Für den gesamten Stickstoff in der homogenisierten Probe fällt diese Korrelation etwas schwächer aus. Es ist allerdings möglich, dass beim Parameter Stickstoff lediglich eine Scheinkorrelation vorliegt, da hohe Kohlenstoffkonzentrationen nur bei nicht vollständiger Denitrifikation in der Belebungskaskade vorliegen dürften.

Mittels Gas-Chromatographie wurde die Zusammensetzung des Biogases bestimmt. Hierbei konnten keine Unterschiede hinsichtlich der Betriebsweise oder Nährstoffzusammensetzung des Überschussschlammes festgestellt werden. Der Methan-Gehalt lag mit im Mittel 60 % im üblichen Bereich.

Die Ergebnisse stellen eine einfache Grundlage für die Validierung eines ADM-Modellblocks dar. Problematisch ist die Übertragbarkeit von Ergebnissen aus Batch-Versuchen auf ein Modell, das einen Durchlauf-Reaktor abbildet. Ferner ist die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse kritisch zu sehen, da nicht alle Prozessparameter, insbesondere die Zulaufkonzentrationen, kontrolliert werden konnten.

4 Ergebnisse

4.1 Umsetzung der online-Simulation

Die Umsetzung der online-Simulation sollte auf drei Kläranlagen durchgeführt werden:

- a) Der Versuchs- und Ausbildungskläranlage der FH Lübeck (VAK)
- b) der kommunalen Kläranlage Reinfeld (KA Reinfeld)
- c) dem Hauptklärwerk Emden (HKW Emden).

Die Umsetzung der Projektidee erfolgte praktisch auf der VAK.

4.1.1 Versuchs- und Ausbildungskläranlage (VAK) Reinfeld

4.1.1.1 Kurzbeschreibung

Die VAK ist eine Anlage im halbtechnischen Maßstab, die mit vorgeklärtem kommunalem Abwasser der benachbarten KA Reinfeld beschickt wird. Die Anlage besteht aus verschiedenen Modulen, die in verschiedener Anordnung zueinander kombiniert werden können und ermöglicht so eine flexible Verfahrensweise. Im Rahmen des Projektes wurde die Anlage ausschließlich nach dem Belebtschlammverfahren mit vorgeschalteter Denitrifikation betrieben. Ein wesentlicher Aspekt der Anlage ist, dass der Ablauf der VAK wieder der kommunalen Kläranlage zugeführt wird und insofern keine zwingende Reinigungsnotwendigkeit besteht. An den Ablauf sind keine Anforderungen gestellt.

Die Anschlussgröße der Anlage beträgt rund 100 EW. Im Rahmen des Projektes musste die Anlage umfassend mit Messtechnik ausgestattet werden. Das Fließschema der Anlage und der Aufbau des Mess- und Kontrollsystems werden im folgenden Kapitel graphisch dargestellt und erläutert.

4.1.1.2 Messtechnik

Die relevanten Abwasserparameter sollten in Echtzeit gemessen und in die Simulation eingespeist werden. Um den aktuellen Betriebszustand der Anlagen berechnen zu können, müssen die Eigenschaften des Zulaufs des letzten Zeitintervalls bekannt sein. Zudem müssen die letzten Betriebseinstellungen/Förderströme bekannt sein. Mit den Daten lassen sich die Eigenschaften und die Zusammensetzung des Belebtschlammes und damit dessen Abbauleistung erfassen. Zudem sollten auf Basis des Wettergeschehens und der Jahreszeit Prognosen abgegeben werden, mit welchen Eigenschaften im Zulauf des nächsten Zeitintervalls zu rechnen sei. Hierfür wurden insbesondere die örtlich gemessenen Niederschläge und die Außentemperaturen aufgezeichnet.

Die VAK wurde zu diesem Zweck mit neuer Mess- und Regeltechnik ausgestattet (Abbildung 6). Das System wurde vom Kooperationspartner GO Systemelektronik (Kiel) unterstützt. Die erforderliche Hardware wurde installiert und in Betrieb genommen. Innerhalb der Architektur sollten einerseits die Daten ausgewertet werden können. Andererseits sollten Aktoren verwendet werden können, die die Einstellung der Steuerparameter (z. B. Durchflussraten) ermöglichen. Das System sollte offen, programmierbar, erweiterbar und zur Umsetzung einer Steuerung geeignet sein. Alle Sensoren und Aktoren wurden über das BlueBox-System der Firma Go-Systemelektronik verwaltet. Die Kommunikation der Messwertumformer erfolgt über einen CAN-Bus. Messwerte und Zustandsgrößen wurden über eine LAN-Verbindung an eine SQL-Datenbank weitergegeben und standen hier zur Verarbeitung bereit. Die Steuerung der Pumpen, Gebläse und Ventile erfolgte ebenfalls über das BlueBox-System. Das Steuersignal (analoger Stromausgang, 4 - 20 mA) wurde direkt an die

Frequenzumrichter zur stufenlosen Regelung der Motordrehzahlen weitergegeben. Über ein Relais erfolgt die Steuerung des Überschuss-Schlammabzugs mittels Motorschieber.

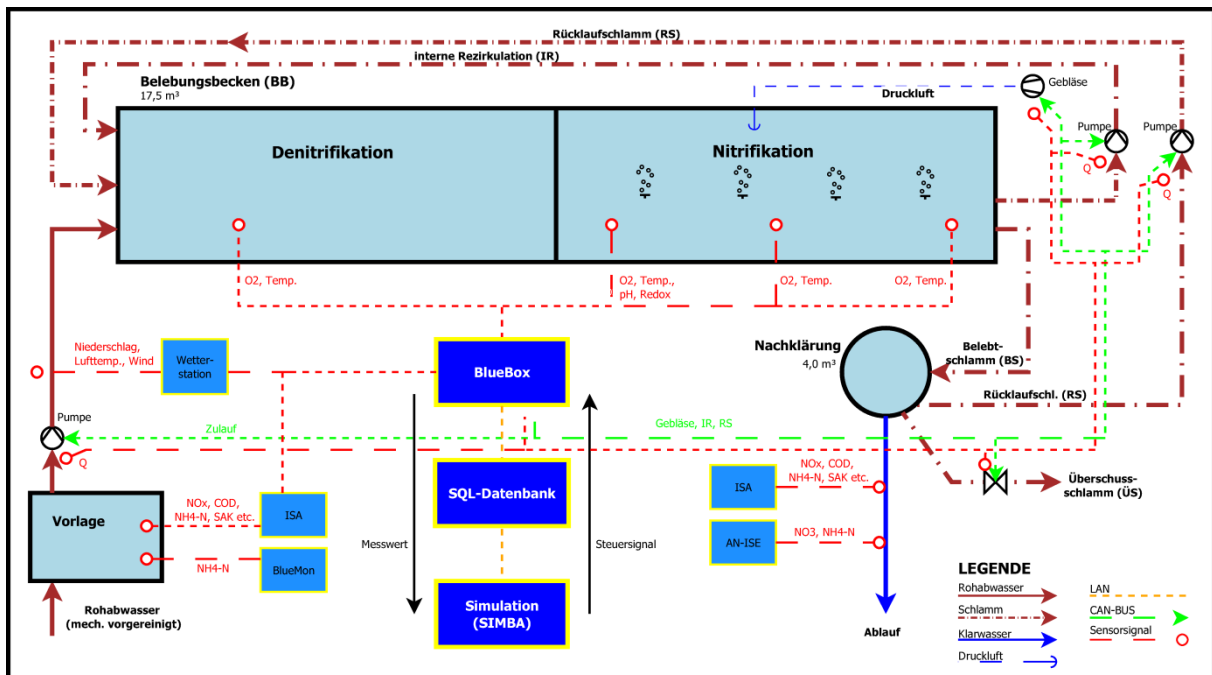


Abbildung 6: VAK, Verfahrensschema und Messtechnik.

Abbildung 6 zeigt das Verfahrensschema der VAK. Zur Beschickung der Belebungskaskade mit vorgeklärtem Rohabwasser ist eine Exzentrerschneckenpumpe installiert, deren Förderstrom mit einem magnetisch-induktiven Durchflussmessgerät (MID) gemessen wird. Messwerte aller MID werden über einen analogen Stromeingang (4 – 20 mA) an das BlueBox-System weitergegeben.

Zur Berechnung des aktuellen Anlagenzustandes und zur Abgabe einer Prognoserechnung muss die Charakteristik des aktuellen Zulaufs bekannt sein. Um den Aufwand für die Messung so gering wie möglich zu halten, sollten nur die notwendigsten Messwerte erhoben werden. Folgende Parameter haben sich als erforderlich herausgestellt:

- die Konzentrationen von gelöstem Ammonium (NH_4^+), um in Kombination mit Laboranalysen eine Aussage über den Gesamt-Kjeldahl-Stickstoff (TKN) ableiten zu können (eine Korrelation beider Parameter wurde in einer Versuchsreihe bestätigt).
- die Höhe des Zuflusses zur Ermittlung der zeitabhängigen Zulauffrachten und die Temperatur des Belebtschlammes.
- die Zulaufkonzentration von chemischem Sauerstoffbedarf (CSB). Aus diesem lässt sich ebenfalls anhand einer Korrelation der biologische Sauerstoffbedarf (BSB_5) abschätzen. Aus den Werten soll die Fraktionierung des Abwassers abgeleitet werden, wie sie als Eingangsparameter für die ASM-Modellkomponente erforderlich ist.

Die Belebungskaskade besteht aus zehn Segmenten, von denen je fünf Becken zu einer Einheit für die Denitrifikation und fünf für die Nitrifikation zusammengefasst sind. Die fünf Becken zur Nitrifikation

werden mit Belüfterkerzen und einem Gebläse der Fa. Aerzen (Typ GM 3 S) mit Luft beschickt. In der Belebung wurde der Sauerstoffgehalt an mehreren Stellen mit galvanischen Sauerstoffmesszellen erfasst. Um die Zustände in der Kaskade besser überwachen zu können, wurde zusätzlich ein in-situ-Spektralanalysator (ISA) getestet. Aufgrund der großen Absorption des Belebtschlammes konnten keine verwertbaren Ergebnisse erzielt werden.

Die interne Rezirkulation (Kreislaufwasser) und der Rücklaufschlamm werden in das erste Becken der Belebung geführt und dort mit dem Zulauf vermischt. Sowohl Förderstrom des Kreislaufwassers als auch des Rücklaufschlammes werden mittels Exzentrerschneckenpumpen gepumpt. Alle Volumenströme werden ebenfalls mit einer magnetisch-induktiven Durchflussmessung erfasst und an das BlueBox-System weitergegeben.

An die Nitrifikation schließt die Nachklärung an, die als vertikal durchströmtes Rundbecken ausgeführt ist. Der Überschussschlammabzug erfolgt automatisiert mit einem Motorschieber im Freigefälle. Der Volumenstrom wird ebenfalls magnetisch-induktiv erfasst. Zur Überwachung der Berechnungsgüte wurden im Klarwasser (Ablauf) gemessen:

- die Konzentrationen von gelösten Stickstoffverbindungen: NH_4^+ und NO_3^-
- der Abfluss nicht abgebauter Verbindungen, von chemischem Sauerstoffbedarf (CSB).

Zur Bestimmung von Konzentrationen im Belebtschlamm, im Ablauf und im Zulauf wurden unterschiedliche Messprinzipien angewendet. Ferner wurden übergeordnete Werte bestimmt, um die Wettersituation und Jahreszeit berücksichtigen zu können. Erfasst wurden der Niederschlag (als fünfminütige Werte, daraus abgeleitet Stunden- oder Tagessummenwerte) und die Außentemperatur. Die Messverfahren wurden im Hinblick auf entstehende Kosten, erwartete Messwertstabilität und Notwendigkeit ausgewählt. Als besonders aufwändig erwies sich die Messung der Zulaufkonzentrationen. Um die verschiedenen Probleme, die auf der VAK auftraten, zu erläutern, muss zuerst auf die verschiedenen Messprinzipien eingegangen werden, die an verschiedenen Messpunkten angewendet wurden.

In-situ-Spektralanalyse

Sowohl im Zulauf als auch im Ablauf wurden Absorptionsspektren vom sichtbaren Licht im Abwasser im Bereich 230 – 740 nm aufgenommen (optisches Messverfahren). Aus den Spektren wurden anhand von parallel durchgeführten Labormessungen Kalibrierungen berechnet (statistisches Verfahren nach Software des Herstellers). Die Spektren wurden mit speziellen Sonden (ISA: In-situ-Spektralanalysator) der Firma Go-Systemelektronik direkt im Abwasser aufgenommen. Die Lichtquelle und der Empfänger wurden quasi kontinuierlich mit Druckluft gespült, die Sonden wurden zusätzlich einmal wöchentlich per Hand gereinigt. Das Messverfahren ist nach Herstellerangaben geeignet für die Bestimmung von Kohlenstoffverbindungen (abgeleitet z. B. aus dem spektralen Absorptionskoeffizienten bei 254 nm [SAK_{254}]) und Nitrat.

Das optische Messverfahren wurde ausgewählt, da die Kosten für die Messung der Spektren sehr gering sind und die Messung prinzipiell auf zahlreiche Medien und Stoffe erweitert werden kann. Kosten entstehen vor allem bei der Wartung und der parallel durchgeführten Labormessung. Problematisch ist, dass die zuvor durchzuführenden Labormessungen einen langen Zeitraum abdecken müssen. In diesem Zeitraum sollten Spektren unterschiedlicher Abwasserzusammensetzungen

aufgezeichnet werden, die unterschiedlichen Zulaufbedingungen (z. B. Trocken- oder Regenwetter, Jahreszeit) abdecken. Erst anschließend kann die eigentliche Kalibrierung aufgesetzt werden.

Nach dieser Phase zeigten sich die Messwerte der Sonden als sehr instabil. Besonders zeigte sich zum Zeitpunkt der manuellen Reinigung eine starke Änderung des Messwertes. Ursächlich dürfte die Bildung eines Biofilms auf den optischen Zellen sein. Trotz regelmäßiger Reinigung konnte der Aufwuchs von Biomasse nicht gänzlich ausgeschlossen werden. Abbildung 7 zeigt die Sonden an beiden eingesetzten Messorten nach einer Woche Einsatz im Abwasser.

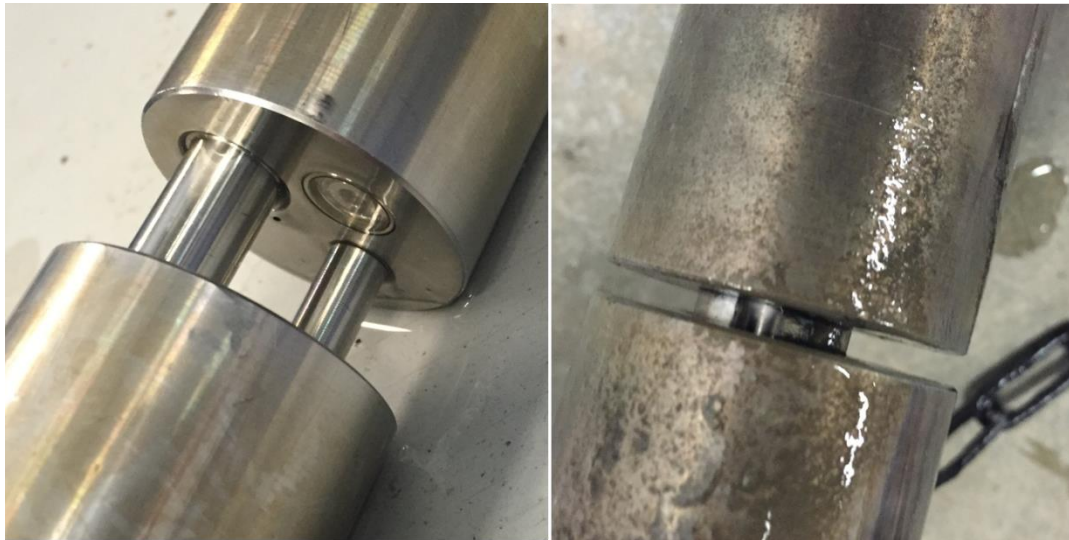


Abbildung 7: Zustand der ISA-Sonden im Betrieb. Links: Ablauf. Rechts: Zulauf.

Die Biofilmbildung im Zulauf ist deutlich stärker als im Ablauf. Ursächlich hierfür dürfte die höhere Konzentration an biologisch noch nicht abgebauten Verbindungen sein. Daher wurde bei der Messung im Zulauf eine stärkere Drift der Messwerte als im Ablauf festgestellt. An beiden Messorten waren dennoch charakteristische Tagesgänge in der Größenordnung des mittleren SAK deutlich zu erkennen. Ebenso deutlich konnten Zeitpunkte, zu denen die Sonden gereinigt oder aus dem Abwasser entnommen wurden (Messung in Luft), erkannt werden, da sich dann die gemessene (scheinbare) Konzentration plötzlich ändert. Im Kapitel 4.1.1.4 wird an einem Beispiel erläutert, wie problematisch das Messprinzip dann für die Umsetzung des Projektziels ist.

Die Kalibrierung der ISA Sonden ist daher beliebig schwierig. Zwar kann das Messprinzip durchaus annehmbare, qualitativ plausible Messergebnisse liefern, der Anwender muss sich aber mit den Eigenschaften der Sonde und dem Messmedium auseinandersetzen und die Kalibrierungen laufend prüfen.

Elektrochemische Messungen

Neben den optischen Messprinzipien wurden auch elektrochemische Messprinzipien angewendet. Solche Sensoren wurden versuchsweise im Zulauf eingesetzt. Diese Messungen mussten aufgrund einer zu starken Biofilmbildung abgebrochen werden. Dauerhaft wurde nur in der Belebung und im Ablauf mit diesem Prinzip gemessen.

Dieses Messprinzip beruht auf dem Zusammenhang zwischen einem Spannungsunterschied bzw. einem Strom zwischen Elektroden und einer Konzentration oder Aktivität von Ionen. Um das Signal aufnehmen zu können, müssen die Elektroden aber miteinander in Kontakt stehen, i.d.R. sind sie über Membranen miteinander verbunden. Werden die Oberflächen der Elektroden bzw. die Membranen mit bestimmten Eigenschaften ausgestattet, ist es auch möglich ionenspezifisch zu messen.

Nicht nur auf den optischen Sonden konnte der Aufwuchs von Biofilmen beobachtet werden, auch elektrochemische Sensoren waren hiervon stark betroffen. Sobald die Membranen der elektrochemischen Sonden belegt waren, änderte sich der Widerstand zwischen den Elektroden. Folglich wird das Messsignal skaliert, ohne dass die Konzentration des gemessenen Ions sich tatsächlich ändert. Im Zulauf konnte aufgrund der starken Biofilmbildung keine plausible Messung von NH_4^+ im Betrieb erreicht werden. Die Drift verschiedener Sonden war hier so stark, dass eine Kalibrierung nicht möglich war. Die Messung von NH_4^+ wird zusätzlich erschwert, da die Messwerte infolge des Dissoziationsgleichgewichtes zwischen Ammonium und Ammoniak kompensiert werden müssen. Hierfür müssen Temperatur und pH-Wert aufgezeichnet werden. Möglicherweise können nach einer Steril-Filtration bessere Ergebnisse hinsichtlich einer elektrochemischen Ammoniummessung erzielt werden. Dieser Ansatz konnte innerhalb der Projektlaufzeit nicht mehr untersucht werden.

Im Ablauf konnten hingegen gute Ergebnisse mit gängigen Sonden bei der Messung von NH_4^+ und NO_3^- erzielt werden. Zum Einsatz kam eine ANISE (Fa. Hach), die auch Stör-Ionen (Kalium, Chlorid) kompensiert. Eine regelmäßige Reinigung und eine wöchentliche Kalibrierung hat sich aber, im Gegensatz zu den Herstellerangaben, als zwingend notwendig erwiesen.

Sauerstoffsonden, die ebenfalls nach einem elektrochemischen Prinzip (galvanisch) messen, wurden eingesetzt, um die Sauerstoffversorgung der Belebung zuverlässig zu messen. Der Aufwuchs von Biomasse auf den Sensoren war auch für das elektrochemische Messprinzip problematisch. Insgesamt konnten bei entsprechender Wartung stabile und genaue Messergebnisse dauerhaft erhalten werden.

Photometrische Messung

Für die Simulation der Anlage ist die Messung des Stickstoffs im Zulauf absolut notwendig. Eine optische Messung ist direkt nicht möglich und die elektrochemische Messung führte auf der VAK zu keinen verwertbaren Ergebnissen. Daher musste ein photometrisches Messprinzip angewendet werden, um die Ammoniumkonzentration im Zulauf zu bestimmen. Gemessen wird im Analysator (Typ BlueMon, Fa. Go) nach demselben Prinzip, wie es in Küvetten zur Anwendung kommt. Die Proben werden automatisch über einen Filter im Bypass aus dem Zulauf genommen. Alle Reagenzien und die Probe werden über Schlauchpumpen in den Analysator gefördert und gemischt. Gemessen wird nach der Reaktion die Extinktion einer bestimmten Wellenlänge (Bereiches) des Lichtes (Photometer).

Das Messverfahren erwies sich prinzipiell als sehr verlässlich und genau, aber aufwändig und teuer. Problematisch war die Instandhaltung des Filters, um ein Verschließen der Pumpenschläuche zu verhindern. Fehlerursachen waren insbesondere:

- der Filter ist belegt, es kann keine Probe gezogen werden.
- die Pumpen funktionieren nicht, die Schläuche müssen getauscht werden.
- Reagenzien wurden nicht ersetzt.
- eine regelmäßige Prüfung der Standards und Kalibrierung des Gerätes ist nicht erfolgt.

4.1.1.3 Simulationsmodell und Anlagenbeschreibung

Die physikalische Anlage und ihre Eigenschaften müssen in ein rechnerisches Modell übersetzt werden. Dafür sind Annahmen und Vereinfachungen notwendig. Wie die Eigenschaften der VAK in das Simulationsmodell übersetzt wurden, wird nachfolgend beschrieben. Die Belebungs-kaskade besteht aus zehn Segmenten á $1,75\text{m}^3$ (Abbildung 8). Die Strömung kann idealisiert am besten als Pfropfenströmung beschrieben werden. Um diese Strömungseigenschaften im Modell richtig abzubilden, wurden auch im Modell zehn Becken hintereinander gekoppelt. Die letzten fünf sind mit Belüfterkerzen ausgestattet, die mit Druckluft versorgt werden. An die Belebungs-kaskade schließt die Nachklärung als vertikal durchströmtes Rundbecken an.

In der Simulation wurde die Nachklärung durch ein einfaches Nachklärmodell mit festem Schlammabtrieb abgebildet. Tatsächlich ist die Einhaltung des CSB-Ablaufwertes auf der VAK unproblematisch und daher ist diese Modellvereinfachung zu rechtfertigen. Kritisch sind eher die gelösten Stickstofffraktionen. Allgemein gilt für den Standort Schleswig-Holstein, dass die Anforderungen an die Abläufe kommunaler Kläranlagen hinsichtlich CSB, P und AFS hoch sind, ein Schlammabtrieb muss daher immer ausgeschlossen werden. Eine nachgeschaltete Flockungsfiltration ist daher meist zwingend erforderlich. Daher ist die Simulation der Absetzvorgänge im Nachklärbecken für den praktischen Betrieb der Kläranlagen i.d.R. nicht erforderlich.

Der abgezogene Überschussschlamm wird einer „theoretischen Faulung“ zugeführt, die auf Basis von Erfahrungswerten plausibilisiert wurde. Hier wird auch der Energiegewinn der theoretischen Faulgasverstromung berechnet (P_{gas}). Eine Umsetzung der Faulung vor Ort wurde im Rahmen des Projektes nicht gefördert. Die Summe aus Energiegewinn, Leistungsaufnahme der Pumpen und des Gebläses ergibt schließlich die Energiebilanz der VAK.

Auf der VAK Reinfeld wird ein Drehkolbengebläse GM3S der Aerzener Maschinenfabrik GmbH zur Verdichtung der Druckluft verwendet. Der Standort liegt relativ windgeschützt auf einer Höhe von nur 19 m NHN. Der mittlere atmosphärische Luftdruck liegt demnach bei 1011 mbar. Zur energetischen Beschreibung des Gebläses wurden verschiedene Ansätze geprüft. Zur Beschreibung des größten energetischen Verbrauchers folgt eine ausführliche Erläuterung, da der Abbildung im Modell ein teils großer messtechnischer Aufwand vorweg ging.

Beschreibung des Gebläses

Für das Drehkolbengebläse wurde im ersten Schritt im Modell der SIMBA Standard-Block „P-Rotary Piston Blower“ (engl. Drehkolbengebläse) verwendet. Für die VAK liefert die Anwendung dieses Energieblocks gänzlich falsche Ergebnisse. Es ergibt sich bei Anwendung der empirischen Formel für den volumetrischen Wirkungsgrad rechnerisch ein nutzbarer Volumenstrom der je nach Ausgangsfrequenz der Frequenzumrichter über dem maximal möglichen Förderstrom des Gerätes liegt. Ein solches Ergebnis war zu erwarten, da für das Gebläse auf der VAK die Anwendungsgrenzen der Formel, wie sie zuvor vom Autor genannt wurden (nicht aber in der Software), nicht eingehalten sind (vgl. hierzu Abs. 3.3.2.2). Hier zeigte sich die Problematik, dass die Verwendung von empirischen Formeln in der Simulation nur dann sinnvoll ist, wenn auch die Grenzen explizit angegeben werden. In der Praxis besteht die Gefahr, dass mangels Alternativen oder Zeit eine Prüfung der Gültigkeit von Formeln nicht vorgenommen wird. Das gilt insbesondere dann, wenn diese bereits in Programmen ohne Angabe von Grenzen implementiert sind. Im Weiteren wurde daher auf Basis der Herstellerangaben und Formeln die Leistungsaufnahme und der Förderstrom des Gebläses für verschiedene Ausgangsfrequenzen berechnet. Diese Formeln beruhen auf den gleichen Ansätzen wie die Formeln von Westphal (1995), die im genannten Energieblock verwendet werden. Der Verlustvolumenstrom (z. B. Spaltverluste) wird hier aber direkt für den Gerätetyp und die Betriebsweise berechnet und nicht indirekt über den volumetrischen Wirkungsgrad ausgedrückt.

Für die Leistungsaufnahme konnten mit Herstellerangaben auf diese Weise gute Ergebnisse erzielt werden, die weitestgehend mit der gemessenen Leistung übereinstimmten. Abweichungen konnten z. B. mit Verlusten am Frequenzumrichter erklärt werden, der nicht durch die Auslegungsformeln berücksichtigt wurde. Mithilfe der Herstellerangaben zum Gebläse war eine vollständige Beschreibung der Leistungsaufnahme und des Förderstroms bei unterschiedlichen Druckstufen möglich. Die Berechnungen der zu überwindenden Druckdifferenzen erfolgten zunächst theoretisch. Da aber insbesondere die Druckverluste an den Belüfterkerzen im Betrieb deutlich von den Herstellerangaben abweichen können, war dieser Lösungsansatz nicht zielführend. Die Druckverluste ließen sich einfacher über eine Kennlinie beschreiben, die sehr einfach durch Ablesungen am Manometer bei verschiedenen Ausgangsfrequenzen bestimmt werden konnte.

Der gesamte Berechnungsalgorithmus wurde in einem Converter-Block programmiert und in das Simulationsmodell implementiert. Trotz der aufwändigen mathematischen Beschreibung des Gebläses, zeigten sich schließlich hinsichtlich der Sauerstoffgehalte im Belebungsbecken in der Simulation große Abweichungen zur Messung. Im Sinne der Projektziele sollte aber genau diese Beziehung zwischen Sauerstoffeintrag in die Belebung und Leistungsaufnahme bestmöglich dargestellt werden. Die Abweichungen konnten daher nicht akzeptiert werden.

Als mögliche Fehlerquelle wurde die Tatsache vermutet, dass der Sauerstoffeintrag in das Belebungsbecken in der Simulation mit SIMBA auf Basis des Luftvolumenstroms q_{Luft} modelliert wird. Das bedeutet, die Parameter des Diffusionsmodelles müssen bekannt sein. Hierfür wird der Belüftungskoeffizient $\alpha k_L a_{20}$ über den Block „q2kla“ indirekt berechnet³:

$$\text{Formel 1:} \quad \alpha k_L a_{20} = \alpha \cdot \frac{R_{Luft} \cdot h_{Luft}}{S_{o,sat} \cdot V_{BB}} \cdot q_{Luft}$$

³ (ifak, Simba Benutzerhandbuch, S. 149)

Der Faktor $\alpha \cdot R_{\text{Luft}}$ ist hier die spezifische Sauerstoffzufuhr in $\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{m})$, das heißt die Masse an Sauerstoff die pro Kubikmeter Normvolumen Luft ($p = 1013 \text{ mbar}$, $T = 273,15 \text{ K}$) und Meter Einblastiefe h_{Luft} im belebten Schlamm bei einer Sättigung von $S_o = 0 \text{ mg O}_2/\text{L}$ und einer bestimmten Normtemperatur (Wasser, $20 \text{ }^\circ\text{C}$) gelöst wird⁴. Die Einblastiefe und die Beckengröße V_{BB} können als konstant angenommen werden. Der Luftvolumenstrom q_{Luft} ist korrespondierend zu R_{Luft} als Normvolumenstrom zu verstehen. Das heißt, dass genau genommen jedem Luftvolumenstrom eine bestimmte Sauerstoffzufuhr gegenübergestellt werden muss. Die Sauerstoffsättigung $S_{o,\text{Sat}}$ korrespondierend ebenso mit einer Wassertemperatur von $20 \text{ }^\circ\text{C}$.

Alle Eingangsparameter zur Berechnung des Belüftungskoeffizienten werden in SIMBA vom Anwender vorgegeben. Der Faktor $\alpha \cdot R_{\text{Luft}}$ entspricht also der spezifischen Standard-Sauerstoffzufuhr in belebtem Schlamm unter Standardbedingungen (αSSOTR , vgl. DWA M209). Dieser Wert ist in der Praxis allerdings keine Konstante, sondern hängt neben der Temperatur und der Einblastiefe insbesondere von der Größe des Luftvolumenstroms q_{Luft} selbst ab. Werden Situationen mit unterschiedlichen Belüftungseinstellungen (variablem Luftvolumenstrom) simuliert, kann der Faktor $\alpha \cdot R_{\text{Luft}}$ nicht als konstant angenommen werden.

Um diese Verinfachung zu umgehen, wurden die Parameter des Diffusionsmodells auf der VAK experimentell bestimmt. Der Sauerstoffeintrag in das Belebungsbecken wird in der Praxis über eine Eintragsmessung festgestellt. Die Messungen dienen unter anderem dazu, verschiedene Kennwerte für die Belüftungseinrichtung im Ganzen abzuleiten. Bestimmt wird direkt der Belüftungskoeffizient $\alpha k_L a_{20}$. Die Messungen wurden nach DWA Merkblatt M209 für verschiedene Belüftungseinstellungen durchgeführt (Absorptionsmessungen bei konstantem Durchfluss), gleichzeitig wurde die Leistungsaufnahme des Gebläses mit einem Dreiphasenleistungsmesser aufgezeichnet. Erst auf Basis dieser Messungen war eine optimale Darstellung des Sauerstoffeintrages und der Leistungsaufnahme des Gebläses für verschiedenen Einstellungen möglich. Die gefundenen Zusammenhänge wurden korreliert und über einen Converter-Block in das Modell implementiert, so dass der Belüftungskoeffizient und die Leistungsaufnahme direkt aus der Ausgangsfrequenz des FU berechnet werden.

Beschreibung der Pumpen

Im ersten Schritt wurde die Leistungsaufnahme aller Pumpen mit einem Dreiphasenleistungsmesser vor den Frequenzumrichtern gemessen. Die Messungen wurden mit der Theorie zur Rohrhydraulik abgeglichen. Die Größe der gemessenen Leistungsaufnahme lag auf der VAK um ein Vielfaches höher, als die theoretisch notwendige Leistung. Die Abweichungen lassen sich wie folgt begründen:

Die Leistungsaufnahme ist für die Rezirkulation und die Rücklaufschlammförderung auf der VAK theoretisch nur von der dynamischen Verlusthöhe abhängig (Reibung), da die geodätische Förderhöhe praktisch gleich Null ist. Diese Verluste liegen bei sehr kurzen Leitungslängen ($L > 30 \text{ m}$), geringen Förderströmen ($Q \text{ ca. } 1 - 2 \text{ m}^3/\text{h}$) und relativ niedrigen Fließgeschwindigkeiten ($v = 0,14 \text{ bis } 0,28 \text{ m/s}$) rechnerisch im Bereich von Zentimetern bis zu wenigen Dezimetern. Daher ergab sich theoretisch eine sehr viel geringere Leistungsaufnahme, als tatsächlich im Betrieb gemessen wurde. Die für wesentlich höhere Fördermengen ausgelegten Motoren und Pumpen werden demzufolge in einem sehr schlechten Leistungsbereich mit geringem Gesamtwirkungsgrad betrieben. Tatsächlich betrug die

⁴ Ebd.

gemessene Leistungsaufnahme im Leerlauf bei unterschiedlichen Drehzahlen bereits ein Vielfaches des im gängigen Betrieb theoretisch notwendigen hydraulischen Leistungsbedarfs. Die Berechnung des Gesamtwirkungsgrades mittels empirischer Ansätze kann in diesem Fall nicht mehr gültig sein.

Um systematische Fehler möglichst auszuschließen, wurde die Leistungsaufnahme der Aggregate in Abhängigkeit des Durchflusses, mittels einer auf Basis der Messungen ermittelten Übertragungsfunktion, berechnet. Die Berechnung der Leistungsaufnahme wird in der Prognoseberechnung durchgeführt, die Algorithmen sind in das MATLAB-Skript implementiert und werden nicht direkt im Modell abgebildet, um Rechenaufwand einzusparen.

4.1.1.4 Abgleich Beobachtermodell mit Realität

Das Simulationsmodell der VAK wurde dazu verwendet den aktuellen Zustand zu berechnen (TSS in der Belegung, Schlammzusammensetzung, Konzentrationen in den Becken). Erst im Anschluss sollte auf Grundlage dieses Zustandes im zweiten Schritt prognostiziert werden, welche Verfahrenseinstellungen auf Grundlage der Definitionen als ideal zu bezeichnen sind (Prognoseberechnung). Bevor diese Berechnung stattfindet, musste geprüft werden, ob die Berechnung des aktuellen Zustandes zulässig genau ist. Hierfür wurden berechnete mit gemessenen Ablaufwerten verglichen.

Die notwendigen Informationen zur Berechnung des aktuellen Zustandes, d. h. die Zulaufwerte des letzten Zeitabschnittes und die Ablaufwerte des letzten Zeitabschnittes, wurden automatisch mit einem MATLAB-Script aus der SQL-Datenbank ausgelesen und aufgearbeitet. Die Anwendung wurde täglich durch die Aufgabenplanung in Windows mithilfe einer einfachen Batchdatei (.bat) aufgerufen. Nach der ersten Berechnung wurden die für den Ablauf berechneten gelösten Stickstoffkonzentrationen im Beobachtermodell mit der Realität verglichen. Der Vergleich sollte es ermöglichen, Modellparameter soweit anzupassen, dass dauerhaft eine gute Übereinstimmung gefunden werden kann. Hier zeigten sich in der Praxis erhebliche Schwierigkeiten. Die Suche nach der Ursache wurde insbesondere durch die vielen Freiheitsgrade des Modells und Schwierigkeiten bei der Onlinemessung erschwert.

Letztendlich konnten im Laufe des Projektes zwar andere Ergebnisse zur Wichtung der Parameter zur Abwassersimulation bestätigt werden. Besonders sensitiv hinsichtlich der Ergebnisse waren die Anteile der unterschiedlichen CSB-Fraktionen am Gesamtzulauf, die mittleren Sauerstoffkonzentrationen in den Becken (Darstellung der Gebläse), die kinetischen Parameter der autotrophen Biomasse (Wachstumsrate und Halbwertskoeffizient) sowie die Stickstoffkonzentration im Zulauf. Insbesondere die Messung des Zulaufes zeigte hier die Grenzen der simulationsgestützten Prozessführung auf. Fehlerhafte Messungen der Konzentrationen im Zulauf führten dazu, dass die Berechnungen sehr schnell ungenau wurden. Fehlerhafte oder lückenhafte Messwerte lagen auf der VAK insbesondere dann vor, wenn:

- keine ausreichende Reinigung der Sensoren im Zulauf vorgenommen wurde.
- Reagenzien nicht ausreichend vorhanden waren oder nicht schnell genug ersetzt wurden.
- die Intervalle für Reinigung und Kalibrierung nicht eingehalten wurden oder zu groß waren.

Keine Messergebnisse konnten aufgenommen, wenn:

- die Datenübertragung vom Sensor zur SQL-Datenbank (CAN-Bus oder LAN) gestört war.
- Pumpen zur Förderung des Mediums oder von Reagenzien ausfielen.
- Sensoren beschädigt waren oder Messwertumformer ausfielen.

- Sensoren trocken fielen (keine ausreichende Versorgung der Anlage mit Abwasser).

Über Rückfallebenen wäre es möglich, fehlende Messergebnisse zu ersetzen oder anzugleichen. Die Schwierigkeit besteht allerdings hierbei, dass bei fehlerhaften Messwerten „erraten“ werden muss, welcher der vielzähligen Parameter zu der aktuellen Abweichung der berechneten Ergebnisse von der Realität führt. Weiter muss eine ausreichend große Datengrundlage vorhanden sein, um Messwerte zu ersetzen oder zu verbessern. Eine automatische Modellanpassung (d. h. Nachführung ausgewählter Modellparameter auf Basis eines Vergleichs zwischen simulierten und gemessenen Ganglinien) ist daher problematisch und im Grunde eine rein mathematische Lösung, die nicht zwangsläufig der Realität entspricht.

Viele der zuvor genannten Gründe für fehlerhafte oder fehlende Messwerte konnten im Laufe der Projektarbeiten minimiert werden. Hierfür waren zahlreiche praktische Erfahrungen und Analysen erforderlich. Für den Betrieb einer simulationsgesteuerten Prozessführung sind tiefgehende praktische und theoretische Kompetenzen erforderlich. Der Betreiber muss:

- Eigenheiten des Einzugsgebietes der Kläranlage kennen, um Aussagen zur Qualität und Quantität des Zulaufes zu ermöglichen.
- spezifische Standzeiten der eingesetzten Sensoren am Messpunkt kennen.
- Erfahrungen in der Wartung, dem Ersatz und der Kalibrierung der Sensoren besitzen.
- die Reaktionen der Abwasseranlage soweit abschätzen können, dass die Wirkung von Verfahrensmaßnahmen richtig vorhergesehen wird.
- die Verwaltung und Auswertung der erhobenen Daten beherrschen.
- Grundlagen der Abwassersimulation beherrschen.
- Anpassungen in der Software vornehmen können.
- Anpassungen im Messsystem vornehmen können.
- über ausreichende finanzielle und zeitliche Ressourcen verfügen.

Auf der VAK mussten diese Kompetenzen ständig iterativ weiterentwickelt werden, dennoch konnte im Rahmen der Projektlaufzeit das Modell noch nicht ausreichend genau angepasst werden. Die Abweichungen zwischen Beobachtermodell und Realität waren so groß, dass die Ergebnisse der anschließenden Prognoserechnung nicht verwendet werden konnten.

Beispielhafte Darstellung

Im Folgenden werden Ergebnisse einer 14-tägigen Simulation den tatsächlichen Messwerten des gleichen Zeitraumes beispielhaft gegenübergestellt. Es soll dargestellt werden, wie fehlerhafte Messwerte als Eingangsparameter in das Modell die Genauigkeit des Modells beeinflussen. Ein wichtiger Eingangsparameter für die Simulation ist die Konzentration des CSB im Zulauf der Kläranlage. Die Abbildung 9 zeigt bis zum achten Tag der Messreihe sehr hohe Konzentrationen von CSB, am achten Tag sinkt die Konzentration schlagartig ab. Der Zeitpunkt fällt mit der Reinigung des optischen Sensors zusammen. Vor dem achten Tag wurden aufgrund der Verschmutzung des Sensors die CSB-Konzentrationen tendenziell überschätzt. Daher wurde im Modell die Denitrifikationskapazität ebenfalls überschätzt. Die Folge sind weitaus geringere, berechnete Konzentrationen an Nitratstickstoff, als in der Realität mit dem Sensor ANISE gemessen wurden (Abbildung 10). Grundsätzlich kann aber eine ähnliche Charakteristik zwischen gemessenen und simulierten Werten im Ablauf erkannt werden (Abbildung 10, vierter und fünfter Tag).

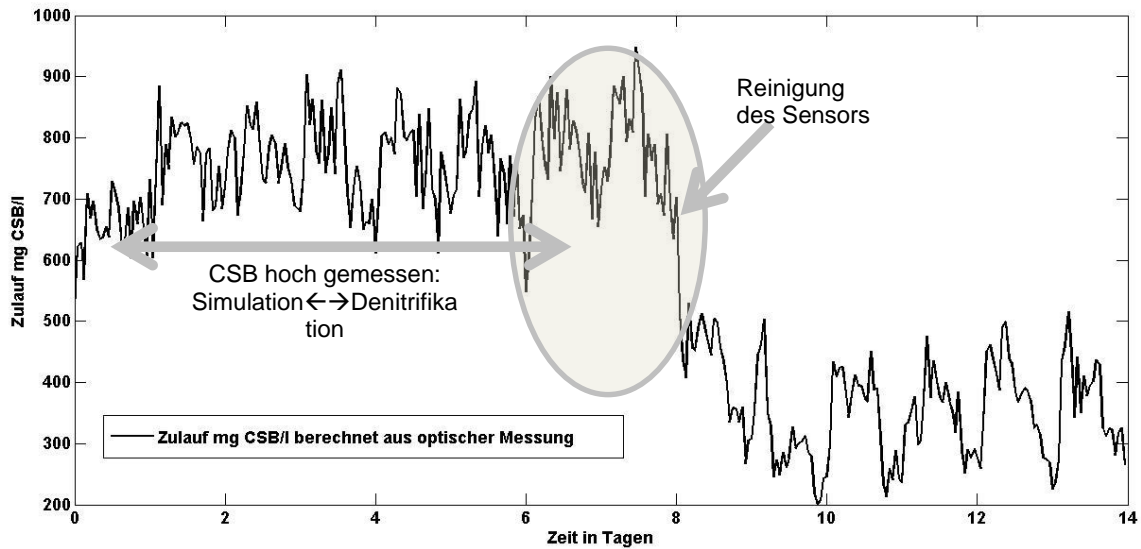


Abbildung 9: VAK, 2-wöchige Ganglinie der gemessenen CSB-Konzentrationen im Zulauf.

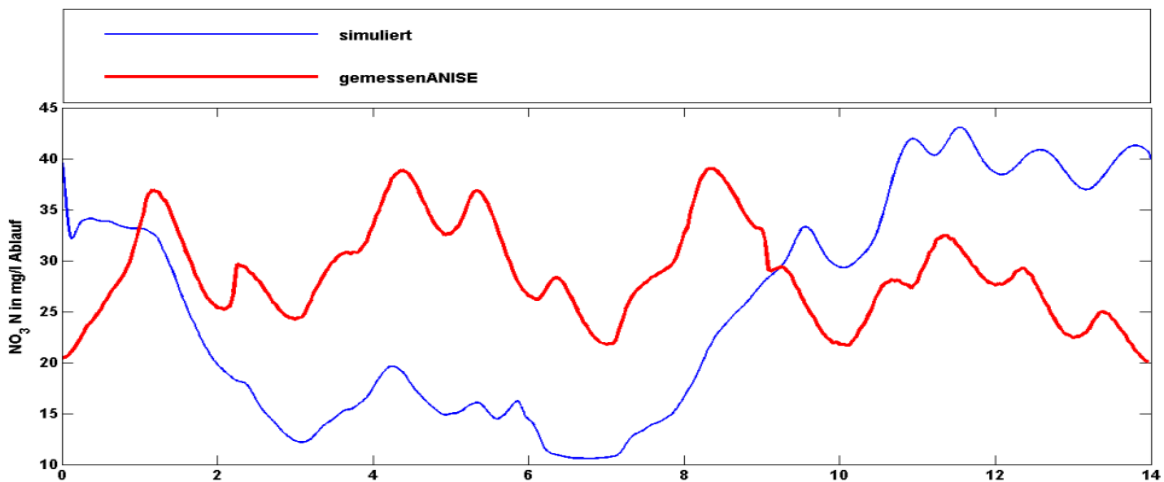


Abbildung 10: VAK, 2-wöchige Ganglinie von gemessenen und simulierten Nitrat-Konzentrationen im Ablauf.

Für den vorgestellten Zeitraum wird eine Fehlmessung der Stickstoffkonzentrationen im Zulauf der VAK ausgeschlossen. Abbildung 11 zeigt die Konzentration von Ammonium-Stickstoff im Zulauf und die Gebläsefrequenz der Belüftung (entspricht dem Luftvolumenstrom) für den gleichen Zeitraum. Zu Zeitpunkten mit hoher Zulaufkonzentration (an Zehrstoffen) wurde viel Luft in das Abwasser eingeblasen. Die Steuerung der Belüftungsintensität erfolgt auf Basis eines angestrebten O_2 -Sollwertes. Hohe Ammonium-Konzentrationen führen somit zu höheren Gebläsefrequenzen. Die Messung der Ammonium-Konzentration im Zulauf erscheint daher plausibel. Lediglich kurze Messzeiträume (Tag sieben bis acht, verstopfter Filter) mussten aufgrund fehlender Messwerte mit Mittelwerten ersetzt werden.

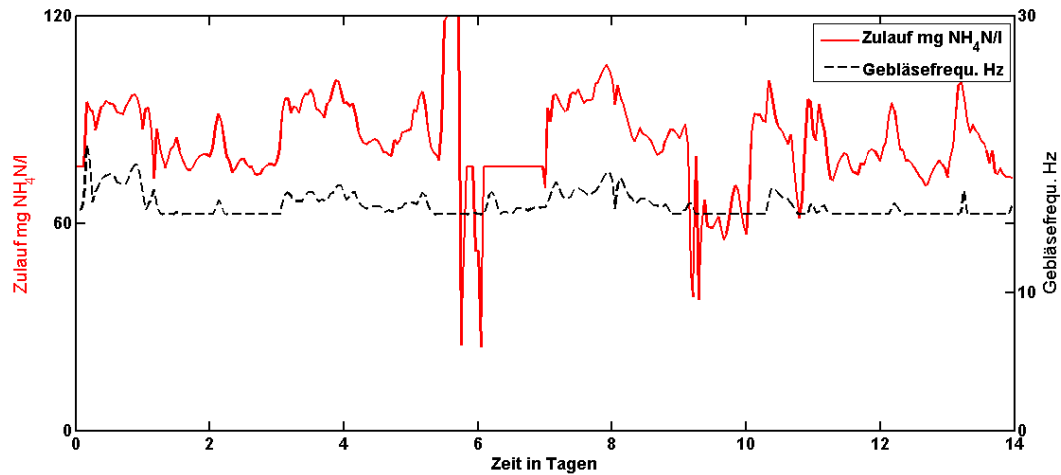


Abbildung 11: VAK, 2-wöchige Ganglinien für Ammonium-Zulaufkonzentration und Gebläseleistung.

Die Abweichungen zwischen Berechnung und Realität (Abbildung 10) lassen sich vielmehr mit einer fehlerhaften CSB-Messung im Zulauf begründen. Abbildung 12 stellt verschiedene Berechnungen gegenüber bei denen jeweils nur der CSB und dessen Fraktionierung im Zulauf variiert wurde. Der CSB scheint im dargestellten Zeitraum zu hoch gemessen worden sein, dies ist auf die Verschmutzung des Sensors zurückzuführen (s. o.). In der Simulation wird eine Nitrat-Konzentration berechnet, die in der Abbildung 12 durch eine rote Ganglinie dargestellt wird.

Wäre im Beispielzeitraum ein konstanter CSB im Zulauf gemessen worden, der dem Mittelwert des CSB über den gleichen Zeitraum entspricht, wäre im Ablauf eine Nitratkonzentration berechnet worden (blau-punktiert), die deutlich besser mit der tatsächlich gemessenen Konzentration übereinstimmt (rot). In diesem Fall würde die Denitrifikation am Anfang der Simulation etwas überschätzt werden (Tage null bis neun) am Ende etwas unterschätzt werden (Tage neun bis vierzehn). Die absoluten Werte liegen aber näher an der Realität (rot).

Die größte Ähnlichkeit ergibt sich bei einer Berechnung mit einem konstanten Anteil des leicht abbaubaren Substrates (SS_CSB) von 15 % an der gemessenen Konzentration und einer mittleren CSB-Konzentration im Zulauf (rot-gestrichelt). In dieser Variante werden zwar absolut gesehen zu hohe Werte gemessen. Die Denitrifikationsleistung wird aber besser nachgebildet.

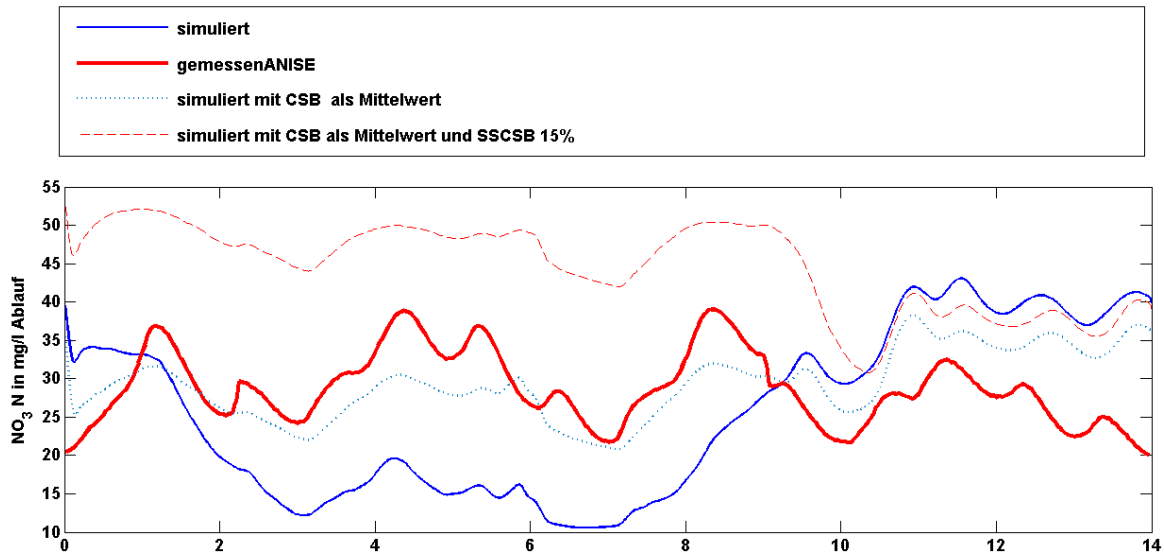


Abbildung 12: VAK, 2-wöchige Ganglinie berechnete Nitrat-Konzentrationen im Ablauf für unterschiedliche CSB-Fraktionierungen im Zulauf.

Der Abgleich zwischen Realität und Simulation ist eine Kalibrierung im Betrieb, die laufend verbessert werden muss und einen ständigen Eingriff in die Softwarearchitektur erfordert. Es muss betont werden, dass eine Änderung der Zulaufparameter, i. d. R. nicht auf zurückliegende Zeiträume übertragbar ist. Daher konnte keine allgemeingültige Kalibrierung des Simulationsmodells gefunden werden. Die erreichte Genauigkeit des Beobachtermodells erlaubte daher keine Übergabe der Informationen zur weiteren Berechnung und zur Steuerung der Anlage auf der VAK im Projektzeitraum.

Eine mögliche Lösung der Widersprüche wäre die nasschemische Messung des CSB im Zulauf, die vermutlich stabilere und genauere Messwerte als das hier diskutierte Messverfahren bereitstellt. Auch könnte versucht werden, die Fraktionierung des Zulaufs besser nachzubilden (z. B. durch zusätzliche Messung des Filtrats des Zulaufes (nach Membranfiltration)). Der zusätzliche Aufwand ließe sich monetär kaum begründen, wie die fiskalische Betrachtung in Abs. 4.2.2 aufzeigt.

4.1.2 KA Reinfeld

Die Kläranlage (KA) Reinfeld hat eine Anschlussgröße von derzeit rund 11.000 EW (bezogen auf BSB₅) bei einer Ausbaugröße von 24.500 EW. Es handelt sich um eine klassische Belebungsanlage mit vorgeschalteter Denitrifikation. Sie ist somit repräsentativ für den Großteil der kommunalen Kläranlagen in ländlichen Bereichen. Die Belebungskaskade ist in zwei parallelen Straßen gegliedert. Der Faulschlamm wird anaerob in einem Faulturm, dessen Kapazität nur etwa zur Hälfte genutzt wird, stabilisiert.

4.1.2.1 Kurzbeschreibung

Bereits in den 1960er Jahren wurde in der Stadt Reinfeld eine zentrale Kläranlage mit mechanischer und biologischer Reinigung errichtet. Bei einem Ausbau der Anlage im Jahr 1983 wurde die biologische Stufe erweitert und eine mesophile Schlammstabilisierung sowie eine maschinelle Schlammentwässerung eingerichtet. Ferner fanden nunmehr eine simultane Phosphor-Elimination und eine Teildenitrifikation statt. Nach einem Ausbau im Jahr 1999 wurde eine Belebungskaskade mit biologischer Phosphor-Elimination, vorgeschalteter Denitrifikations- und anschließender Nitrifikationszone eingerichtet. Ferner wurden in der mechanischen Vorbehandlungsstufe eine Sand- und Rechengutwäsche sowie ein Ausgleichsbehälter zur Pufferung hydraulischer und stofflicher Belastungsspitzen eingerichtet. Im Ablauf wurde eine kontinuierliche Sandfiltration (DynaSand) insbesondere für eine fakultative nachgeschaltete Phosphor-Fällung installiert.

Die prognostizierte Größe (Ausbaugröße: 24.500 EW_{BSB5}) konnte bis zum jetzigen Zeitpunkt nicht erreicht werden. Die derzeitige Anschlussgröße liegt bei etwa 11.000 EW_{BSB5}. Im Jahr 2010 lag der externe Strombezug bei insgesamt etwa 770.000 kWh/a. Der spezifische Energiebedarf lag mit 70 kWh/(EW x a) deutlich über den in der Literatur angegebenen Toleranzwerten für die Größenklasse GK4 [Müller et al. 1999; Haberkern et al. 2008]. Ende des Jahres 2014 wurden daher einige Umbaumaßnahmen auf der Kläranlage vorgenommen und Bauwerke aus dem Verfahrensablauf genommen.

Die aktuellen Kennzahlen zeigen, dass die Kläranlage gemessen sowohl an der hydraulischen als auch an der stofflichen Belastung deutlich überdimensioniert ist. Indirekt spiegelt sich diese Überdimensionierung u. a. im hohen spezifischen elektrischen Energiebedarf wider. Mittelfristig ist durch bauliche Änderungen sowie einen optimierten Betriebsablauf auf Basis von Simulationsergebnissen eine deutliche Reduzierung des Energiebedarfs zu erwarten [Lindenthal et al. 2011b].

Im Herbst 2013 wurde ein neues BHKW in Betrieb genommen, welches für die Beheizung des Faulturms sowie zur Erzeugung elektrischer Energie genutzt wird. Derzeit ist dieses BHKW aufgrund eines Motorschadens allerdings außer Betrieb.

Für die KA Reinfeld wurde eine Energieanalyse durchgeführt. Diese offenbarte einen vergleichsweise hohen Stromverbrauch im Bereich der Belebungskaskade, welcher auf unnötig hohe Belüftungsleistung und hohe Rezirkulationsraten zurückzuführen ist. Daneben ist der Stromverbrauch im Bereich der Schlammbehandlung unverhältnismäßig hoch. Als besonders problematisch wurde der Faulturm eingeordnet, der aufgrund baulicher Probleme und einer z. T. veralteten technischen Ausrüstung einen verhältnismäßig hohen elektrischen und thermischen Energiebedarf aufweist. Durch die Zugabe von Co-Fermenten könnten die vorhandenen Kapazitätsreserven im Faulturm (etwa 50 %) aktiviert werden. Es wird davon ausgegangen, dass durch eine verbesserte Steuerung sowie weitere Maßnahmen (wie dem Einbau von effektiveren und an die Gegebenheiten besser angepassten

Aggregaten, intermittierende Belüftung usw.) der elektrische Energiebedarf deutlich gesenkt werden kann. Verglichen mit Referenzwerten scheint eine Reduzierung um bis zu 60 % (ca. 450.000 kWh/a) auf 300.000 kWh/a bzw. $28 \text{ kWh}/([\text{EW} \times \text{a}])$ möglich. Zu beachten ist allerdings, dass die maximal mögliche Reduzierung aufgrund der vorhandenen Anlagenkonstellation und der geringen Auslastung realistisch in einer Größenordnung von 40 % liegen dürfte.

4.1.2.2 Messtechnik

Das Prozessleitsystem (PLS) der KA Reinfeld (System ACRON basierend auf einer SQL-Datenbank) ermöglicht die Erfassung relevanter Prozessdaten für ein Beobachtermodell (vgl. Abs. 3.2.1). Alle erforderlichen Prozessparameter wurden täglich im Textformat über eine FTP-Verbindung bereitgestellt. Das automatisierte Herunterladen, Auslesen und Einspielen in das Beobachtermodell erfolgte mit Hilfe eines MATLAB-Scripts.

Neben allen relevanten Volumenströmen werden routinemäßig auch die Sauerstoff- und Ammonium-Konzentrationen in der Belebungsstufe erfasst. Diese Parameter dienen z. B. der Steuerung der Belüftung. Echtzeit-Messungen in Zu- oder Ablauf erfolgen nicht. Neben den Informationen aus dem Prozessleitsystem der KA Reinfeld, dienen die Messungen des Zulaufs auf der VAK (vgl. Abs. 4.1.1.2) zur Bestimmung der Randbedingungen. Der Zulauf auf der VAK entspricht dem Zulauf auf der KA Reinfeld. Nur dadurch war die Anwendbarkeit des Beobachtermodells ohne eine umfangreiche Erweiterung der Messtechnik möglich.

4.1.2.3 Simulationsmodell und Anlagenbeschreibung

Für die derzeitige Anlagenkonstellation der KA Reinfeld wurde ein Modell mit SIMBA erstellt, das um diverse Simulink-Blöcke ergänzt wurde. So wurde die Steuerung mit Simulink-Blöcken im Modell abgebildet, die sich an der Steuerungslogik der echten Anlage orientierten. Damit soll die Möglichkeit gegeben werden, nur an den Stellen in der Simulation optimierend einzugreifen, welche derzeit auch in der realen Prozessführung zur Verfügung stehen. Die Funktionen der Kläranlage und die Umsetzung im Modell werden folgend beschrieben. Die Beschreibung beinhaltet die maßgebenden Energieverbraucher, also solche die im Rahmen der Projektziele durch die Prozessführung in der Energieaufnahme beeinflusst werden. Von der Prozessführung unabhängige Verbraucher (Beleuchtung, kontinuierliche Rührwerke, etc.) werden nicht dargestellt. Eine Gesamtübersicht des Modells zeigt Abbildung 13.

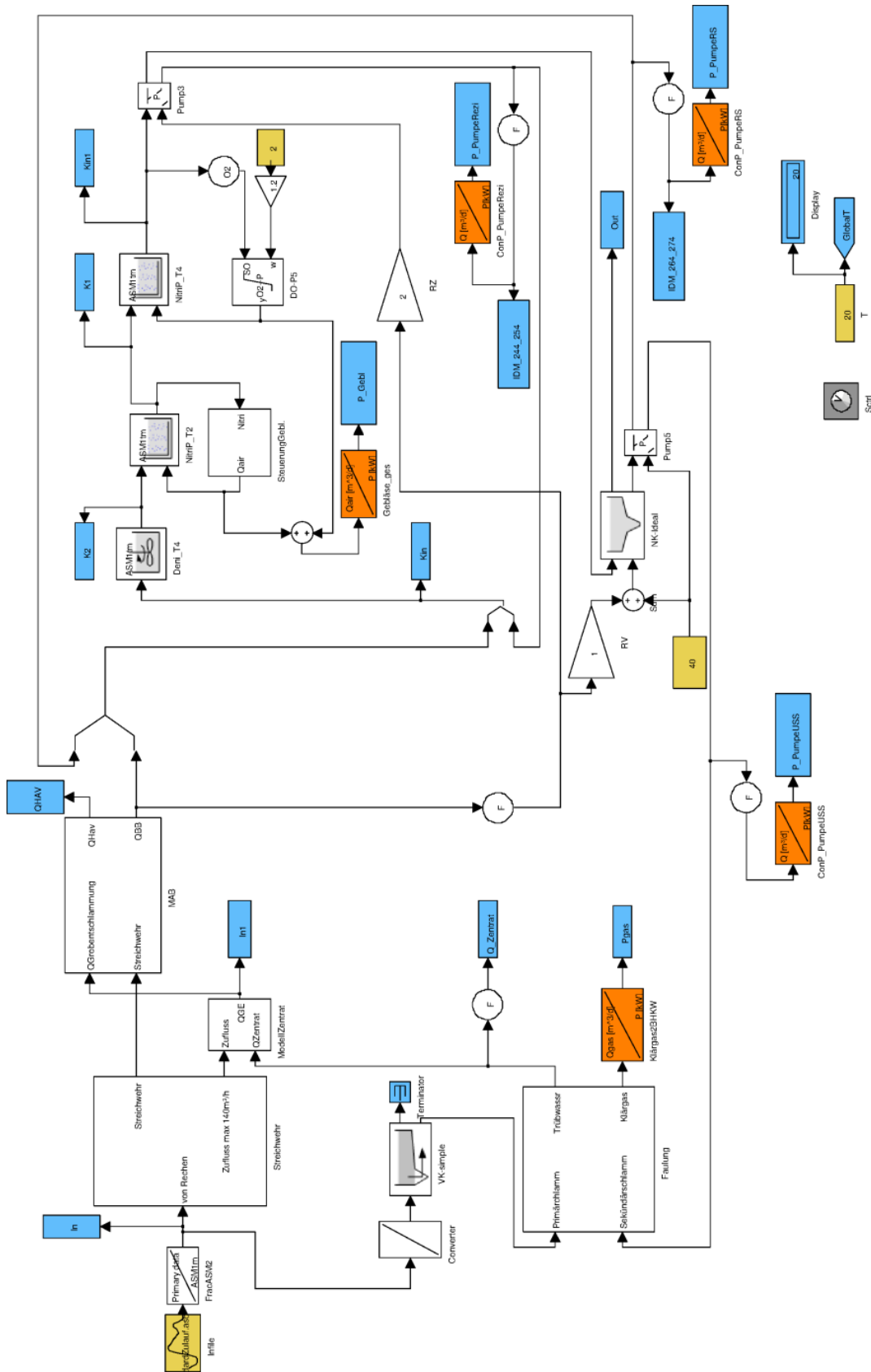


Abbildung 13: KA Reinfeld, Gesamtübersicht des SIMBA Modells.

Vom Zulaufpumpwerk gelangt das Rohabwasser zur mechanischen Vorreinigung mit integrierter Rechengutwäsche. Im Modell werden die Prozesse der Rechengutwäsche und der Vorreinigung nicht abgebildet. Eine energetische Optimierung der beiden Prozesse wird nicht in die Simulation einbezogen, zum einen da die Prozesse im Rahmen der Projektziele nicht regelbar sind und das energetische Optimierungspotential als gering eingeschätzt wird. Der Zulauf wird zudem erst nach den beiden Prozessen messtechnisch charakterisiert.

Dem Sandfang folgend wird das Rohabwasser der Grobentschlammung/Vorklärung zugeführt. Das Gerinne zwischen Sandfang und Grobentschlammung ist mit einem Streichwehr ausgestattet, welche bei Zuflüssen von mehr als $140 \text{ m}^3/\text{h}$ (bzw. $3360 \text{ m}^3/\text{d}$) aktiviert wird. Das Streichwehr wurde in der Simulation über einen Simulink-Modell als Submodell („Streichwehr“) implementiert. Nur bei extremen Niederschlagsereignissen findet ein Abschlag am Streichwehr statt. Bei sehr großen Regenereignissen wird dann ein Teil des Abwassers über ein Abschlagspumpwerk in einen Ausgleichsbehälter (AB, $V = 1.050 \text{ m}^3$) gefördert. Für diese Verbraucher werden, wie folgend für ähnliche Pumpen, Ausgleichsfunktionen zwischen Förderstrom und Förderhöhe auf der einen Seite und Energieaufnahme auf der anderen Seite verwendet. Die Berechnung erfolgte auf Basis allgemein bekannter Zusammenhänge der Rohrhydraulik (allgemeines Fließgesetz) und Ergebnissen der Feinanalyse. Die Ausgleichsfunktionen werden im Modell über Converter-Blöcke implementiert.

Bei sehr lang anhaltenden, extrem starken Regenfällen und/oder großen Zuflüssen steht als letzte hydraulische Pufferzone eine Havarie Becken mit einem Volumen von 770 m^3 (ausgeführt als Erdbecken) bereit. Das Havariebecken wird im Modell als Senke dargestellt (Q_{Hav}).

Nach dem Zulauf folgt die Grobentschlammung/Vorklärung. Das Becken hat ein Volumen von nur $V = 150 \text{ m}^3$ (Aufenthaltszeit im Mittel etwa $2,0 \text{ h}$ bei Trockenwetterabfluss). Der Abzug des Primärschlammes erfolgt manuell durch das Öffnen eines Schiebers. Der Primärschlamm wird sodann dem Faulschlamm-Vorlagebehälter zugeleitet, bevor er in den Faulbehälter gepumpt wird. Das Zentrat aus der Faulung fließt der Vorklärung quasi-kontinuierlich wieder zu. Da die Konzentrationen des Zulaufs erst hinter der Vorklärung messtechnisch erfasst werden, ist der Einfluss der Rückbelastung aus dem Zentrat bereits berücksichtigt.

Der Anteil des Überschussschlammes (bzw. der mengenmäßige Anteil im Zentrat) muss an dieser Stelle im Modell aber mengenmäßig berücksichtigt werden. Hierfür muss der Durchfluss erhöht werden. Hierfür wurde ein weiteres Subsystem „ModellZentrat“ implementiert, welches die Volumenströme addiert.

Für den Faulungsprozess muss der mit dem Grobschlamm abgezogene CSB berücksichtigt werden. Er wird über einen Converter-Block aus dem gemessenen CSB-Gehalt des Rohabwasser zurückgerechnet, da die Messung der Konzentrationen im Zulauf nach der Vorklärung erfolgte (der echte Messwert vor der Vorklärung ist nicht bekannt). Die Nachrechnung erfolgt pauschal anhand der mittleren Vorklärzeit bei Trockenwetter. Anhand des SIMBA-Blocks „Block VK“ (Korrektur Effizienz: $0,5$; Verhältnis partikulärer CSB zu gesamtem CSB: $0,75$) wird anschließend der Eliminationsgrad des partikulären CSB für die dynamische Aufenthaltszeit nachgerechnet (η_{CSB}) und der theoretische Schlammstrom berechnet. Dieser Stoffstrom wird an das Subsystem „Faulung“ weitergeleitet. Das Zentrat aus der Faulung wird an das Subsystem „ModellZentrat“ geleitet (wie zuvor beschrieben).

Der Grobentschlammung folgend wird mittels einer Gefälleleitung der Vorlagebehälter des Rohabwasserpumpwerkes beschickt. Über zwei Kreiselpumpen wird das Rohabwasser von hier zum Zulauf der Belebungskaskade oder (abhängig vom Zulauf-Volumenstrom) in den Misch- und Ausgleichsbehälter (MAB) gefördert. Die Beschickung der Belebung wird so gesteuert, dass der Zufluss in die Belebung möglichst konstant ist. Der Sollwert kann im PLS vorgegeben werden. Der Anteil des Zuflusses, der über diesen Sollwert hinausgeht, wird in den MAB gefördert. Zu Tageszeiten mit einem kleineren Zufluss wird der MAB entleert. Ab einem bestimmten Wasserstand im MAB wird der Zufluss in das Belebungsbecken erhöht, solange bis ein kritischer Wert unterschritten wird.

Die Steuerung aller Pumpen erfolgt anhand einer dezentralen SPS abhängig von den Füllständen im Vorlagebehälter und im MAB und der Größe des aktuellen Kläranlagenzulaufs. Im Modell wurde die Steuerung im Wesentlichen über die SIMBA- und Simulink-Blöcke Relay, Speicher und Pumpe abgebildet. Hierzu wurden ein Subsystem „MAB“ (Abbildung 14) mit einem Subsystem „Steuerung MAB“ (Abbildung 15) implementiert. Das SIMBA-Modell berücksichtigt die beiden Speicher (MAB und AB, insg. 2100 m³) mit biologischen Prozessen.

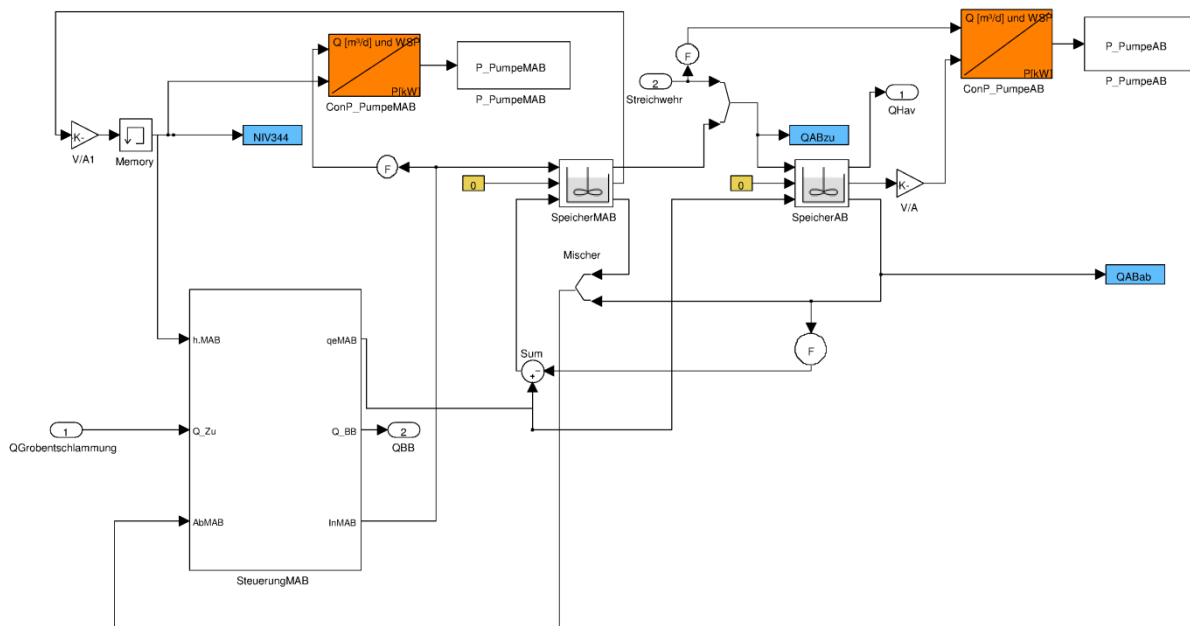


Abbildung 14: Subsystem MAB, zur Darstellung der Speicher auf der Kläranlage Reinfeld mit gesteuerter Beschickung.

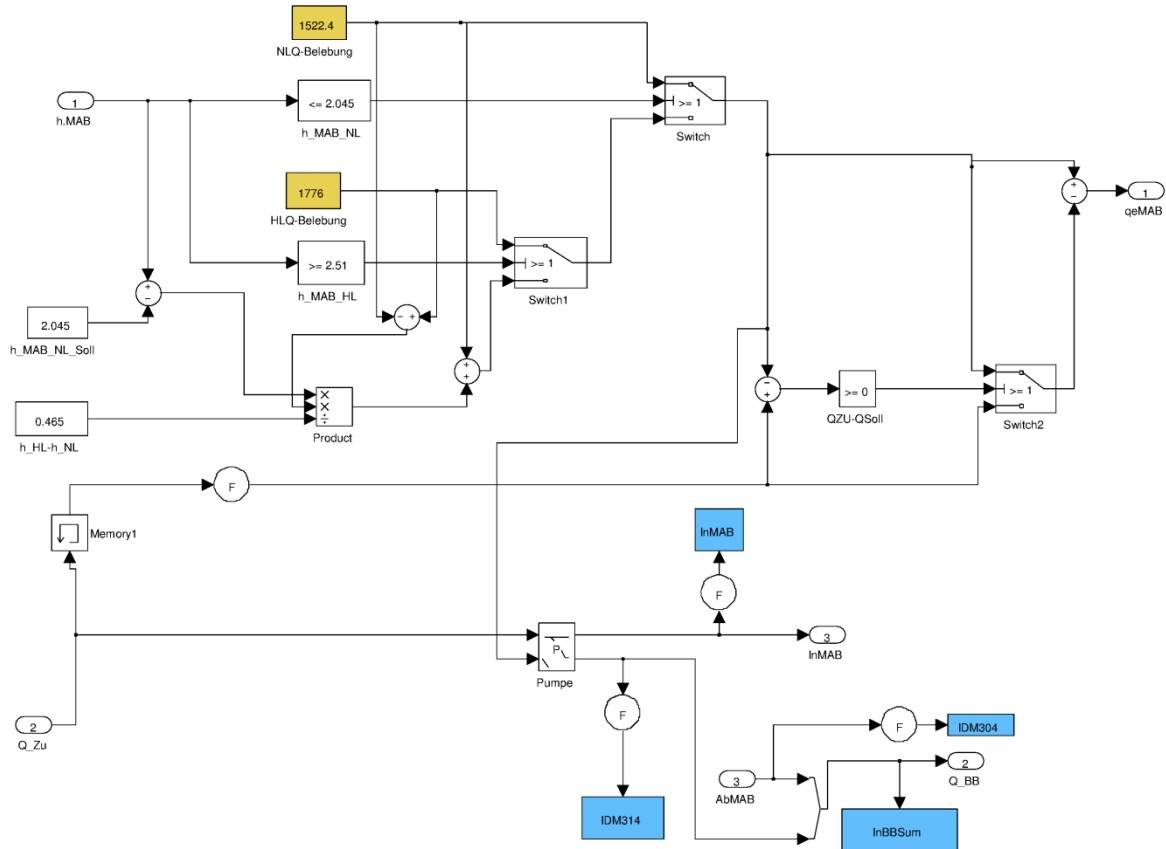


Abbildung 15: Subsystem SteuerungMAB zur Nachbildung der Steuerlogik der KA Reinfeld

Die Logik der Steuerung wurde im Kläranlagen Modell so implementiert, dass die gleichen Steuerparameter wie auf der Kläranlage Reinfeld variiert werden können.

Steuerungsparameter (Sollwerte):

- Kontinuierliche Beschickung Belegung unter Normallast (NLQ-Belegung) [m³/h]
- Kontinuierliche Beschickung Belegung unter Hochlast (HLQ-Belegung) [m³/h]
- Wasserstand im MAB bis Normallast (h_MAB_NL) [m]
- Wasserstand im MAB ab Hochlast (h_MAB_HL) [m]
- Zufluss gemessen am Vorlagebehälter Zulaufpumpwerk (QZU) [m³/h]
- Wasserstand im MAB (h_MAB) [m]

Steuerungslogik:

- Wenn $QZU < SollQBB_NL \rightarrow$ Schieber MAB öffnen bis Sollwert erreicht
- Wenn $h_MAB \geq h_MAB_HL \rightarrow$ Beschickung QBB = SollQBB_HL
- Wenn $h_MAB < h_MAB_HL$ UND $h_MAB > h_MAB_NL \rightarrow$ QBB = Interpolation zwischen SollQBB_HL und SollQBB_NL wasserstandsabhängig
- Wenn $h_MAB > h_{max} \rightarrow$ Überlauf in den AB
- Wenn $h_AB > 0 \rightarrow$ Ablass in Belegung vorrangig vor MAB

Von Interesse sind insbesondere die Leistungsaufnahmen der Pumpen, welche in den MAB fördern, da die geodätische Förderhöhe mit dem Speichervolumen im MAB variiert. Die Pumpen zum MAB werden

über eine berechnete Leistungskennlinie abgebildet, welche den Wasserstand im MAB und den Zufluss in diesen berücksichtigt (Mehrfachregression). Die Förderung vom Vorlagebehälter direkt in das Belebungsbecken wird ebenfalls über eine Leistungskennlinie abgebildet, allerdings mit konstanter geodätischer Förderhöhe. Die ersten Betrachtungen zeigten aber, dass der Energieaufwand vergleichsweise gering ausfällt.

Die Belebungsbecken werden nach dem Prinzip der vorgeschalteten Denitrifikation betrieben. Prinzipiell kann ein kleinerer Bereich⁵ im Zulauf des Beckens auch anaerob zur biologischen Phosphorelimination betrieben werden. Derzeit wird keine biologische Phosphorelimination betrieben, der Bereich ist der Denitrifikation zugeordnet und anoxisch. Im turbulenten Auslaufbereich der Kaskade wird ein eisenhaltiges Fällmittel zur simultanen Phosphorfällung zugegeben, in der Simulation (ASM1) wird Phosphor nicht berücksichtigt.

Die Belebungsbecken gliedert sich also in einen anoxischen Beckenbereich⁶ (800 m³) zur vorgeschalteten Denitrifikation sowie einer anschließender aeroben Beckenzone zur Nitrifikation (400 m³). Die Wassertiefe in der Belebungsbecken beträgt 4 m. Der Zulauf der anaeroben Zone wird mit dem Rohabwasser, dem Rücklaufschlamm, der internen Rezirkulation sowie dem Ablauf des Misch- und Ausgleichsbehälters beschickt. Im Bedarfsfall, bei nicht ausreichend Kohlenstoff, kann hier die Zugabe eines Co-Substrates (nicht im Zeitraum der simuliert wurde, sonst Essigsäure) erfolgen.

Die Steuerung der Volumenströme von Rücklaufschlamm und Rezirkulation erfolgt durch Vorgabe eines Sollwertes, wobei beide Ströme auf den Zulauf zur Belebungsbecken bezogen werden (Summe aus MAB und Vorlage). Die gleiche Art der Steuerung wurde im Modell über die Blöcke „OB-Flow-measuring“ und „OB_Pumpe“ nachgestellt.

Zur Nitrifikation wird im ersten (aeroben) Becken Luft über Membranschläuche direkt oberhalb der Sohle des Beckens (Einblastiefe etwa 3,8 m) eingeblasen. Die Leistungsaufnahme der Gebläse wurde anhand des Volumenstroms der Zuluft und empirischen Gleichungen berechnet (vgl. Abs. 3.3.2.2). Hierfür wurde der SIMBA-Block „Piston Blower“ verwendet und leicht angepasst. Die berechnete Leistungsaufnahme wurde mit den Angaben an den FU der KA Reinfeld abgeglichen und als akzeptabel genau eingeschätzt. Genauere Berechnungen waren aufgrund der Datenlage und dem Aufwand echter Messungen nicht möglich.

Die Steuerung dieser Belüftung erfolgt über eine Sauerstoff-Einpunkt-Messung in der aeroben Zone. Die Gebläse werden in vorgegebenen Grenzen (obere Grenze/Ausschaltzeitpunkt: 2,0 mg O₂/L; untere Grenze/ Einschaltzeitpunkt: 1,0 mg O₂/L) an- und ausgeschaltet. Derzeit ist zudem eine Einschaltverzögerung von 300 s nach Absinken der Sauerstoffkonzentration auf 1,0 mg/L im Becken „NitriP_T2“ eingestellt. Die Verzögerung soll eine weitere Denitrifikation im Sinne einer intermittierenden Denitrifikation in diesem Becken ermöglichen. Diese Art der Steuerung wurde ebenfalls in einem Subsystem („SteuerungGehl“) nachgebildet. Dieses Modell enthält die Simulink-Blöcke Relay, Integrator und einen logischen Operator.

Der Belebtschlamm aus der aeroben Zone der Belebungsbecken wird in eine weitere aerobe Beckenzone geleitet („NitriP_T4“). Die bereits vor der letzten Erweiterung im Jahr 1999 vorhandenen beiden Rundbecken werden weiterhin zur Nitrifikation genutzt. Die beiden Rundbecken werden im

⁵ 200 m³, Bio-P

⁶ 200 + 400 + 200 = 800 m³

Modell durch ein Nitrifikationsbecken der Größe 840 m³ abgebildet. Die Belüftung der Becken wird über den Sauerstoffgehalt des zweiten Beckens geregelt. Im Stundemittel ergibt sich ein weitestgehend konstanter Wert der Sauerstoffkonzentration von ca. 2 mg O₂/L im Mittel. Im Modell wird der Sollwert durch den Block „DO-P“ berücksichtigt.

Die Modellierung der Leistungsaufnahme der Gebläse wird anhand der formulierten Energieblöcke und einer Sauerstoffregelung vorgenommen. Die Ergebnisse der Simulation bezüglich der Leistung wurden in diesem Fall als ausreichend genau bewertet. Eine solche Herangehensweise scheint bei der untersuchten Anlage akzeptabel, da der Energieverbrauch der Gebläse aufgrund einer optimierten Steuerung und des hohen Energieverbrauchs der Pumpen infolge diverser Geländesprünge anteilig sehr gering ist (vergleiche Kapitel Energetische Potentialabschätzung 4.1.2.4).

Der Energiebedarf zur Förderung von Kreislaufwasser und Rücklaufschlamm wird über berechnete Leistungskennlinien nachgebildet. Sowohl Kreislaufwasser als auch Rücklaufschlamm werden in den Denitrifikationsbereich gefördert. Der Energiebedarf zur Förderung ist hoch, da sich zwischen den Nitrifikationsbecken bzw. der Nachklärung und dem Denitrifikationsbecken ein Absturz befindet.

An die Belebung sind zwei Nachklärbecken angeschlossen, die im Modell als ein idealisiertes Nachklärbecken dargestellt werden können, da der Schlammabtrieb zu Null angenommen werden kann. Tatsächlich ist der Nachklärung eine dynamische Sandfiltration nachgeschaltet. Frisches Brauchwasser für die Filterspülung wird dem anschließenden Ablauf der Kläranlage entnommen und der Nachklärung wieder zugeführt (interner Kreislauf des idealisierten Nachklärbeckens). Die Filtration dient der Phosphorelimination und der Einhaltung der Ablaufwerte für abfiltrierbare Stoffe. Hier gelten erhöhte Anforderungen im Rahmen des Dringlichkeitsprogrammes des Landes Schleswig-Holsteins (1989), welche ohne Filtration (und Fällung von Phosphor) kaum erreicht werden könnten. Sowohl der Schlammabtrieb als auch die Fällung und Flockung werden durch das ASM1 nicht abgebildet. Die Verbraucher der Filtrationsanlage werden daher im Modell nicht abgebildet. Zudem ist der energetische Aufwand proportional zum Zufluss, der verfahrenstechnisch nicht beeinflusst werden kann. Lediglich der Bedarf an Fällmittel kann optimiert werden, stellt aber einen monetären und innerhalb der Systemgrenze „Kläranlage“ im Rahmen der Fragestellung keinen energetischen Aufwand dar.

Der Überschussschlammabzug wird ebenfalls über eine Leistungskennlinie nachgebildet. Das nitrathaltige Zentrat wird gemeinsam mit dem Zentrat aus der dem Faulbehälter nachgeschalteten Zentrifuge quasi-kontinuierlich dem Vorklärbecken zugegeben (siehe oben).

Der aus der Nachklärung abgezogene Überschussschlamm wird auf einer Siebbandpresse entwässert. Der entwässerte Dickschlamm wird mit dem aus der Vorklärung abgezogenen Primärschlamm vermengt. Täglich werden rund 20 m³ Schlamm mit einem Trockensubstanzgehalt von TS = 2,5 ± 0,2 % (Glührückstand GR = 38,1 ± 1,3 %) in den Faulbehälter (800 m³) gefördert. Nachdem der Dickschlamm mit dem Umwälzschlamm vermischt wurde, wird er dem Wärmetauscher zugeführt und schließlich in den Faulbehälter geleitet. Die theoretische Aufenthaltszeit des Faulschlammes im 800 m³ fassenden Faulbehälter liegt bei der o.g. Beschickungsrate bei rund 40 Tagen. Das Faulgas wird in einem BHKW verbrannt, in dem Strom und Abwärme produziert werden. Der Faulbehälter wird mittels der Abwärme auf etwa 35 bis 37 °C aufgeheizt. Nur im Winter muss der Faulbehälter zusätzlich mit zugekauftem Erdgas mitbeheizt werden.

Der ausgefaulte Schlamm gelangt über eine Gefälleleitung in den Vorlagebehälter für die Schlamm-Entwässerung, die mit einem Zentrifugendekanter und zwei anschließenden Spiralpressen ausgestattet ist. Der etwa zweimal wöchentlich entwässerte Schlamm wird vor der Deponierung der thermischen Verwertung zugeführt. Das Zentrat wird dem Vorklärbecken zugeführt. Der gesamte Prozess der Schlammbehandlung wird über ein einfaches Subsystem abgebildet, welches die quasi-kontinuierlichen Verbraucher über einfache empirische Übertragungsfunktionen abbildet. Der Energieverbrauch der Schlammbehandlung setzt sich aus dem Aufwand für die Eindickung des Dünnschlammes, der anaeroben Schlammbehandlung, der Entwässerung des ausgefaulten Schlammes sowie dem Strombedarf zur Förderung der Massenströme und deren Erwärmung zusammen. Vor allem die Umwälzung im Faulbehälter ist energieintensiv.

Eine dynamische Steuerung von Prozessgrößen, wie etwa der Zugabe von Konditionierungshilfsmitteln oder der Umwälzung im Faulbehälter, findet auf der KA Reinfeld nicht statt. Diese Größen sind im Hinblick auf die Fragestellung als konstant und nicht beeinflussbar zu betrachten. Aufgrund der geringen Größe des Massenstroms an Schlamm und der geringen Fördergeschwindigkeiten ($< 0,2 \text{ m/s}$) kann der Energieaufwand zur Förderung im Hinblick auf die Größenordnung der sonstigen Massenströme vernachlässigt werden. Der Energiebedarf zur Entwässerung des Dünnschlammes auf einer Siebbandpresse im relevanten Durchflussbereich kann mit rund 1 kWh/m^3 angenommen werden. Für die Kläranlage Reinfeld ergibt sich damit im Falle einer kontinuierlichen Entwässerung eine Leistungsaufnahme von etwa 2 bis 4 kW. Diese Abhängigkeit vom Durchfluss der Siebbandpresse wird über einen Converter-Block dargestellt („P_Bellmer“). Hier wird die Leistungsaufnahme zur Förderung des Massenstroms anhand einer pauschalen Annahme der Förderhöhe von 10 m berechnet. Die dynamischen Verlusthöhen werden aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeiten vernachlässigt (siehe oben).

Der ausgefaulte Schlamm wird über eine Zentrifuge entwässert und anschließend zur Verbrennung von der Kläranlage abgefahren. Wie zuvor kann die Leistungsaufnahme dieses Gerätes nur pauschal anhand des Zuflusses abgeschätzt werden. Hierfür wird von einer Leistungsaufnahme von 2 kWh/m^3 ausgegangen. Die Beheizung des Faulbehälters erfolgt über die Abwärme der Klärgasverstromung. In der Regel reicht die Abwärme zur Beheizung aus. In der kalten Jahreszeit muss teilweise mit Erdgas zusätzlich beheizt werden. Im Rahmen der Fragestellung, Minimierung des Fremdenenergiebedarfs der Kläranlage auf Grundlage einer Prozesssteuerung, spielt die Beheizung des Faulturms aber keine Rolle und wird daher nicht abgebildet. Eine solche Optimierung ist eine eigenständige Fragestellung.

Im Modell werden als Verbraucher die Pumpen zur Förderung zum MAB, zum AB, des Rezirkulationsstromes, des Rücklaufschlammes und des Überschlussschlammes abgebildet; ferner die Leistungsaufnahme der Gebläse und der Energiebedarf zur Entwässerung des Faul- und Rohschlammes. Der Energiegewinn der Faulung wird als elektrische Leistung des BHKW abgebildet. Diese Aggregate decken bereits etwa 30 – 50 % des gesamten Energiebedarfs (elektrisch) der Kläranlage Reinfeld ab. Der restliche Verbrauch ist als konstant zu betrachten und kann durch eine optimierte Prozesssteuerung nicht beeinflusst werden. Die Größenordnung der Leistungsaufnahme der einzelnen Verbraucher wurde auf Plausibilität geprüft. Die theoretischen Ansätze zur Berechnung von Leistungskennlinien zeigten für die eher am optimalen Betriebspunkt arbeitenden Aggregate der Kläranlage Reinfeld günstigere Ergebnisse, als auf der VAK. Hier konnten hydraulische Berechnungen für eine Bestimmung der Leistungskennlinie verwendet werden.

4.1.2.4 Energetische Potenzialabschätzung

Im Zeitraum vom 25.08.2010 bis 26.11.2010 wurden täglich alle vorhandenen Zählerstände (Betriebsstunden/Stromzähler) auf der kommunalen Kläranlage Reinfeld per Hand erfasst. Aus den Daten konnte eine detaillierte Energieanalyse (Feinanalyse) erstellt werden. Die erfassten Verbräuche wurden auf ein Jahr hochgerechnet und mit dem tatsächlichen Gesamtstromverbrauch verglichen (im Jahr 2010: etwa 770.000 kWh). Rund 90 % des Gesamtstromverbrauchs konnte mit dieser Methode einzelnen Aggregaten zugeordnet werden. Die fehlenden 10 % könnten sich z. B. auf Aggregate verteilen, bei denen es notwendig war, den Stromverbrauch auf Basis der Betriebsstunden und der Nennleistung des Antriebs zu schätzen. Ferner ist es möglich, dass jahreszeitliche Schwankungen im Energieverbrauch zu Ungenauigkeiten führten. So unterliegt beispielsweise der Fremdwasseranteil saisonalen Schwankungen.

Der Gesamtstrombedarf der Kläranlage Reinfeld entspricht einem einwohnerspezifischen Wert von rund 70 kWh/(EW x a). Dieser Verbrauch ist sehr hoch, wenn man als optimalen Referenzpunkt die Modellanlage aus dem Handbuch Energie in Kläranlagen (21 kWh/(E*a) [Müller et al. 1999] oder einen mittleren bundesweiten Durchschnitt von 34 kWh/(E*a) heranzieht [DWA 2011]. Die Verbraucher wurden verschiedenen Verfahrensstufen zugeordnet (Abbildung 16). Ferner wurde der Anteil von unterschiedlichem Aggregatstypen am Gesamtverbrauch betrachtet (Abbildung 17)

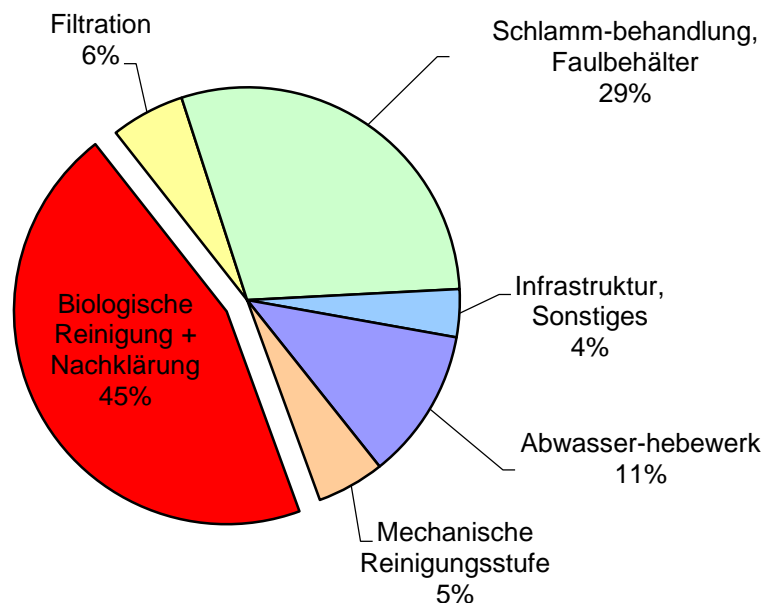


Abbildung 16 Anteile der verschiedenen Verfahrensstufe am Gesamtstromverbrauch der Kläranlage Reinfeld im Jahr 2010.

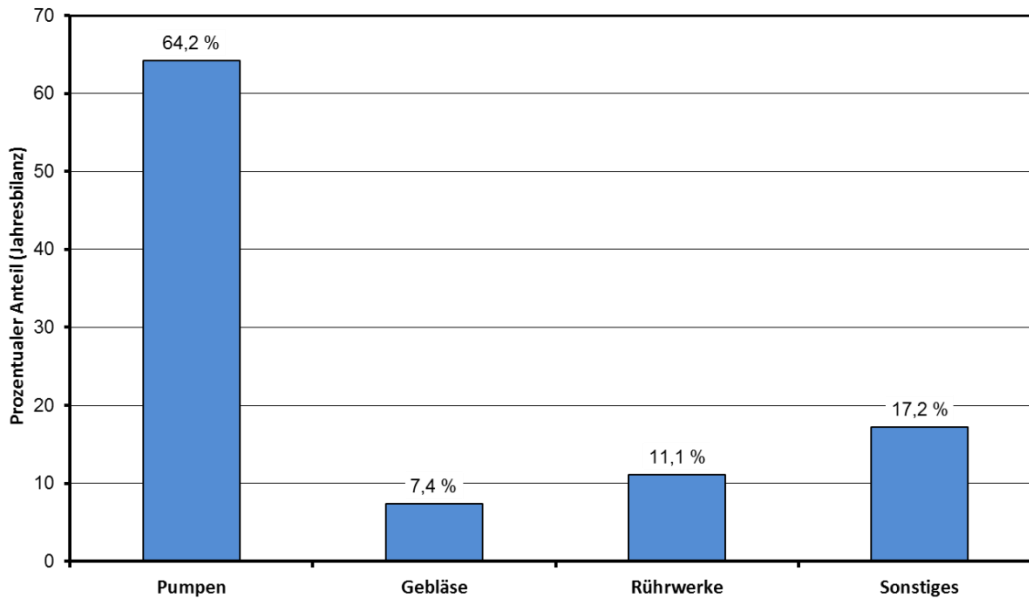


Abbildung 17 Prozentualer Anteil der Energieverbraucher unterschiedlicher Typen auf der Kläranlage Reinfeld im Jahr 2010.

Der vergleichsweise hohe Energieverbrauch der Kläranlage Reinfeld lässt sich im Wesentlichen auf drei Ursachen zurückführen:

- Die Anlage ist seit den 50er Jahren ständig erweitert worden. In Fließrichtung müssen örtlich daher mehrere Geländesprünge überwunden werden. Dies führt zu einem erheblichen Energieaufwand insbesondere bei der Förderung des Rezirkulationsstromes und des Rücklaufschlammes. Auch das Abwasserhebewerk des Zulaufs muss einen großen Höhensprung überwinden. Ohne umfangreiche Umbaumaßnahmen lassen sich diese Geländesprünge nicht vermeiden.
- An die Ablaufwerte der Anlage sind erhöhte Anforderungen gestellt, die über die Grenzwerte der Abwasserverordnung hinausgehen ($N_{ges} < 10 \text{ mg/L}$, $P_{ges} < 0,8 \text{ mg/L}$). Die Einhaltung der Werte erfordert eine nachgeschaltete Flockungsfiltration und hohe Rückführverhältnisse.
- Allein die beiden Rührwerke des Faulbehälters und eines Vorlagebehälters zur Schlammverdickung verursachen 10 % des Gesamtstrombedarfs. Diese Aggregate arbeiten kontinuierlich und werden durch eine Verfahrenssteuerung nicht beeinflusst. Hier ist eine Energieeinsparung nur durch eine bessere Maschinenteknik möglich.

Neben dem überdurchschnittlich großen Energiebedarf der Pumpen und Rührwerke fällt der, im Vergleich zur Modellkläranlage, geringe Stromverbrauch der Gebläse auf (7,4 % des Gesamtenergiebedarfs bzw. $5,2 \text{ kWh}/(\text{EW} \times \text{a})$). Für die Modellkläranlage fällt nach Müller et al. (1999) über 50 % des Gesamtenergiebedarfs auf das Gebläse. In Reinfeld ist die Situation offensichtlich gänzlich anders gelagert, da andere Verbraucher (z. B. Pumpen und Rührwerke) relativ viel Energie benötigen. Die Ergebnisse der Analyse kamen hier durch Ablesungen an den Displays der Frequenzumrichter (FU) zustande, hier sind messtechnisch Ungenauigkeiten möglich. Daher wurde an mehreren Tagen die Leistungsaufnahme für die Belüftung zusätzlich mit einem Dreiphasenleistungsmesser gemessen. Diese Messung bestätigte die Ergebnisse der Ablesungen an den Displays der FUs. Als dritte Prüfung wurde die Größenordnung des Energiebedarfs auf Grundlage des Sauerstoffbedarfs überschläglich berechnet. Hierfür wurde eine Spannweite von mittleren Tagesfrachten (Stickstoff und CSB) sowie von technischen Parametern (spezifischer Sauerstoffeintrag)

angesetzt. Die theoretische Leistung liegt dann zwischen 0,4 – 5,7 kW. Abgelesen wurde im Mittel eine Leistungsaufnahme der Gebläse von 2,8 kW. Die Größenordnung erscheint damit plausibel. Tatsächlich verfügt die Kläranlage Reinfeld demnach über eine sehr effiziente Belüftung (Zielwerte nach Müller et al. (1999) liegt bei $10 \text{ kWh}/(\text{EW} \times \text{a})$). Vor allem die Regelung der Aggregate dürfte sich positiv auswirken (Steuerung der Belüftung nach Sollwerten). Durch Reduktion der Rezirkulationsrate von derzeit 6,45 auf etwa 4 kann der Gesamtstrombedarf um ca. 5 % bzw. rund 38.000 kWh/a gesenkt werden.

Wird das bisherige Verfahrensschema auf der Kläranlage Reinfeld beibehalten, kann daher im Sinne der Projektziele nur die Anpassung des Rückführverhältnisses (Rezirkulation und Rücklaufschlamm) eine wesentliche Energieeinsparung ermöglichen. Zwar kann auch durch effizientere Pumpen im Abwasserhebewerk oder effizientere Rührwerke (Bereich Faulung) deutlich Energie eingespart werden. Allerdings können diese Verbräuche nicht durch eine modellgestützte Prozessführung minimiert werden. Das Modell ASM basiert auf der Annahme von vollaufmischten Reaktoren. Der Zusammenhang zwischen Durchmischung und Energieeintrag wird nicht dargestellt. Die Steuerung des Abwasserhebewerkes kann ebenso keinen Einfluss auf die Energieeffizienz der Kläranlage Reinfeld haben, da alles Abwasser welches zufließt unmittelbar gefördert werden muss.

Ein Optimierungspotenzial wird im Bereich der Faulgasgewinnung erwartet. Ausschlaggebend dürften aber vor allem die Aufenthaltszeit in der Vorklärung und der Abzug an Primärschlamm sein. Begrenzender Faktor für die Denitrifikation auf der Kläranlage Reinfeld ist der leicht abbaubare CSB im Zulauf. Die Aufenthaltszeit in der Vorklärung mit dem Ziel eines gesteigerten Primärschlammabfalls kann daher nicht erhöht werden, da mit einer längeren Vorklärzeit Denitrifikationskapazität verloren geht. Bereits jetzt wird im Bedarfsfall Essigsäure zur Erreichung einer ausreichenden Denitrifikationsleistung zudosiert.

Der Überschussschlammabzug wird geringen Einfluss auf die Faulgasausbeute haben, da der Faulgasgewinn vom zufließenden CSB zur Kläranlage und dem Ertragskoeffizienten⁷ der heterotrophen Biomasse abhängig ist. Der Abbaugrad für CSB beträgt auf kommunalen Anlagen im Mittel 95 % [DWA 2008], das heißt es verbleibt ohnehin nur ein kleiner Rest inerter/refraktärer CSB. Fast der gesamte CSB wird daher unabhängig von der Prozessführung anteilig (Ertragskoeffizient) in Biomasse umgewandelt. Allerdings unterliegt die Biomasse im Prozess auch einem nicht vollständigen Abbau (Mineralisierung) und es findet Rücklösung von Substrat aus der Biomasse statt. Ferner ist die Faulgasausbeute von den Schlammeigenschaften abhängig. Eine gewisse Abhängigkeit der Effizienz der Faulung ist daher auch von den Prozessparametern der Belebung zu erwarten (z. B. Schlammalter). Dieser Einfluss wird aber im Rahmen gängiger Bandbreiten als gering bewertet, da systembedingt ein geringes Schlammalter (hoher Schlammabzug) eine geringere Faulzeit bedingt. Dadurch wird ein positiver Effekt infolge hoher Schlammasbeute (geringer Abbau und Rücklösung in der Belebung) abgeschwächt.

Der modellgestützten Prozessoptimierung sind auf der KA Reinfeld vornehmlich Grenzen durch die baulichen Rahmenbedingungen gesetzt. Die Geländesprünge können nicht durch eine Prozessoptimierung beeinflusst werden. Es kann lediglich ein Ziel sein, die Volumenströme an

⁷Dieser Faktor gibt an welcher Anteil des abgebauten Substrates (zufließender CSB) in Biomasse umgewandelt wird. Diese Biomasse kann ausgefault werden.

entsprechenden Stellen zu reduzieren. Dies sollte in einer offline-Simulation überprüft werden (folgendes Kapitel).

4.1.2.5 Simulation

Auf Basis der Ergebnisse der Feinanalyse wurde das Simulationsmodell erstellt und plausibilisiert. Die biologischen Kenngrößen wurden durch die von der *Hochschulgruppe Simulation* nach Koch et al (2000) modifizierten Parameter verwendet. Aus den online Messungen des Zulaufs (VAK und KA Reinfeld) wurde ein typischer Tagesgang für eine Offline Simulation ausgewählt. Eine einfache Kontrolle zeigte plausible Werte der Simulation. Eine weitergehende Kalibrierung erfolgte daher nicht. Im Offline-Modus wurde anschließend eine Sensitivitätsanalyse mittels eines Faktorenversuchs durchgeführt.

Für die Versuche wurden drei Faktoren auf je zwei Stufen im Modell variiert:

- A: Überschussschlammabzug ($Q_{\text{ÜSS}}$) 40 und 80 m³/d
- B: Rezirkulationsrate (Rezi) 3 und 6
- C: Einschaltverzögerung der Belüftung (EVZ) 300 und 600 s

Als Messwerte (hier Ergebnisse) wurden der gelöste Stickstoffgehalt im Ablauf (N_{gel}), der Leistungssaldo der simulierten Verbraucher und Erzeuger (P_{ges}) und der Leistungsgewinn aus der Faulgasverstromung (P_{gas}) betrachtet. Die Ergebnisse und die Parameter der Simulation sind in Tabelle 1 aufgeführt. Angegeben ist jeweils der Tagesmittelwert des letzten Tages am Ende einer Simulation von hundert Tagen. Aus den Ergebnissen der offline-Simulation lässt sich abschätzen, welche Verfahrenseinstellungen notwendig sind, um den gesetzlichen Anforderungen zu genügen und welche Energieeinsparung tatsächlich möglich sind. Der Faktorenversuch wurde jeweils für die Temperaturen 12 °C und 20 °C durchgeführt.

Aus den Ergebnissen lassen sich nach Retzlaff et al. (1975) die Wirkungen der Faktoren als Effekte bestimmen. Hierfür wurde das von Retzlaff et al. beschriebene Rechenschema nach Yates angewendet. Die Effekte zeigen, wie stark sich der betrachtete Messwert ändert, wenn ein Faktor vom niedrigen zum hohen Wert geändert wird und alle anderen Faktoren auf einem mittleren Niveau stünden. Diese Effekte werden wie die jeweiligen Faktoren bezeichnet (A bis C). Die Effekte AB und ABC bezeichnen die Wirkung, die zusätzlich zum Einzeleffekt auftritt, wenn also zwei oder mehrere Faktoren verändert werden. Als Total wird der Mittelwert des jeweiligen Messwertes aller Einzelversuche bezeichnet. Alle Effekte werden nachfolgend in der Tabelle 2 dargestellt und anschließend diskutiert.

Tabelle 1: Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse mittels Faktorenversuch.

	Faktor	A	B	C				
Simulation Nr.	Standardbezeichnung der Versuche	Temperatur [°C]	Q _{ÜSS} [m ³ /d]	Rezi [-]	EVZ [s]	N _{gel} [mg/L]	P _{ges} [kW]	P _{gas} [kW]
1	(1)	12	40	3	300	11,0	11,9	8,6
2	a	12	80	3	300	13,2	10,5	9,1
3	b	12	40	6	300	7,3	17,8	8,6
4	ab	12	80	6	300	11,5	16,5	9,1
5	c	12	40	3	600	10,8	11,8	8,6
6	ac	12	80	3	600	14,7	10,2	9,1
7	bc	12	40	6	600	7,2	17,3	8,6
8	abc	12	80	6	600	14,3	15,8	9,1
9	(1)	20	40	3	300	10,0	18,8	8,1
10	a	20	80	3	300	10,3	17,5	8,5
11	b	20	40	6	300	7,0	24,2	8,1
12	ab	20	80	6	300	7,7	18,7	8,5
13	c	20	40	3	600	10,1	18,7	8,1
14	ac	20	80	3	600	10,4	17,5	8,5
15	bc	20	40	6	600	7,0	24,4	8,1
16	abc	20	80	6	600	7,5	18,1	8,5

hierbei sind: N_{gel}: gelöster Stickstoffgehalt im Ablauf
P_{ges}: Leistungssaldo der simulierten Verbraucher und Erzeuger
P_{gas}: Leistungsgewinn aus der Faulgasverstromung betrachtet.

Tabelle 2: Ergebnisse der Faktorversuche.

A: Überschussschlammabzug (40 – 80 m ³ /d)		Effekt auf	Effekt auf	Effekt auf
B: Rezirkulationsrate (3 – 6)		N _{gel}	P _{ges}	P _{gas}
C: Einschaltverzögerung der Belüftung (300 – 600 s)		[mg/L]	[kW]	[kW]
Versuche 12 °C	Total/8	11,2	14,0	8,9
	A	2,2	-0,7	0,3
	B	-1,2	2,9	0,0
	AB	0,6	0,0	0,0
	C	0,5	-0,2	0,0
	AC	0,6	-0,1	0,0
	BC	0,2	-0,1	0,0
	ABC	0,2	0,0	0,0
Versuche 20 °C	Total/8	8,7	19,8	8,3
	A	0,2	-1,8	0,2
	B	-1,5	1,6	0,0
	AB	0,1	-1,2	0,0
	C	0,0	0,0	0,0
	AC	0,0	-0,1	0,0
	BC	0,0	0,0	0,0
	ABC	0,0	-0,1	0,0

hierbei sind: N_{gel}: gelöster Stickstoffgehalt im Ablauf
P_{ges}: Leistungssaldo der simulierten Verbraucher und Erzeuger
P_{gas}: Leistungsgewinn aus der Faulgasverstromung betrachtet.

Ergebnisse zur Fahrweise bei niedrigen Temperaturen (12 °C) unter Berücksichtigung einer Einhaltung der Ablaufwerte von N_{gel} ≤ 10 mg/L des Simulationsmodells:

Der niedrige Ablaufwert von 10 mg/L für die gelösten Stickstoffverbindungen wird im Mittel aller Versuche bei niedrigen Temperaturen nicht erreicht (Total/8 = 11,2 mg/L). Eine Erhöhung des Überschussschlammabzuges von einem niedrigen auf einen hohen Wert verschlechtert den Ablaufwert um 2,2 mg/L (Effekt A), wenn alle anderen Parameter auf einem mittleren Niveau stünden. Auch eine Vergrößerung der Einschaltverzögerung (Effekt C) wirkt erhöhend auf die Ablaufwerte für

N_{gel} . Dieses ist ein Hinweis darauf, dass der begrenzende Faktor in diesem Szenario die Nitrifikation ist. Wenn die Rezirkulation erhöht wird (Effekt B), verringert sich der Ablaufwert N_{gel} um 1,2 mg/L (bei Änderung vom niedrigen auf den hohen Wert). Werden die Faktoren A und C niedrig gehalten und B hoch eingestellt, können die Ablaufwerte für N_{gel} bei niedrigen Temperaturen im Tagesmittel eingehalten werden. Am stärksten auf die Ablaufwerte wirkt der Effekt A. Die Ergebnisse der Simulation bestätigen damit die allgemeine Auffassung, dass im Winter ein hoher Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken anzustreben ist.

Energetisch wirkt sich eine Erhöhung der Rezirkulationsrate mit einer Erhöhung der aufgenommenen Leistung aus. Eine Erhöhung des Überschussschlammabzuges würde theoretisch die aufgenommene Leistung verringern (Effekt A auf P_{ges}), da die Gasausbeute leicht zunimmt (Effekt A auf P_{gas}). Dieser energetische Effekt ist aber weniger stark als der Einfluss der Rezirkulationsrate auf den Energieverbrauch. Im Winter sollte also zuerst ein möglichst hoher Trockensubstanzgehalt im Becken angestrebt werden (niedrigerer Überschussschlammabzug), um die Ablaufwerte einhalten zu können. Dann kann sukzessive die Rezirkulation angepasst werden (so niedrig wie möglich), um möglichst wenig Energie zu verbrauchen.

Ergebnisse zur Fahrweise bei hohen Temperaturen (20 °C) unter Berücksichtigung einer Einhaltung der Ablaufwerte von $N_{\text{gel}} \leq 10$ mg/L des Simulationsmodells:

Der niedrige Ablaufwert von 10 mg/L für die gelösten Stickstoffverbindungen wird im Mittel aller Versuche bei hohen Temperaturen erreicht ($\text{Total}/8 = 8,7$ mg/L). Eine Erhöhung des Überschussschlammabzuges von einem niedrigen auf einen hohen Wert verschlechtert den Ablaufwert um 0,2 mg/L (Effekt A), wenn alle anderen Parameter auf einem mittleren Niveau stünden. Eine Vergrößerung der Einschaltverzögerung (Effekt C) hat keinen relevanten Einfluss auf die Ablaufwerte für N_{gel} . Dieses ist ein Hinweis darauf, dass aufgrund fehlenden Substrates keine weitere Denitrifikation möglich ist. Wenn die Rezirkulation erhöht wird (Effekt B), verringert sich der Ablaufwert N_{gel} um -1,5 mg/L, wenn vom niedrigen auf den hohen Wert geändert wird.

Bei einer niedrigeren Rezirkulationsrate ist im Mittel die Leistungsaufnahme geringer. Eine Erhöhung des Überschussschlammabzuges würde zusätzlich die aufgenommene Leistung verringern (Effekt A auf P_{ges}), da die Gasausbeute leicht zunimmt (Effekt A auf P_{gas}). Allerdings wird bei einer Erhöhung des Überschussschlammabzuges auf 80 m³/d und einer Verringerung der Rezirkulationsrate auf 3 der Ablaufwert von 10 mg/L gerade nicht mehr eingehalten. Entscheidend für den Ablaufwert ist die Rezirkulationsrate. Der Überschussschlammabzug wirkt sich auf den Ablaufwert bei hohen Temperaturen nicht stark aus. Hinsichtlich der energetischen Bewertung wirken beide Faktoren gegenläufig, aber ähnlich stark.

Daher sollte eine energetisch optimierte Steuerung so eingestellt werden, dass der Überschussschlammabzug soweit erhöht wird, wie die Biozönose es erlaubt. Auf diese Weise wird möglichst wenig Biomasse im Becken mineralisiert. Gleichzeitig sollte die Rezirkulation gerade so hoch eingestellt werden, dass die Ablaufwerte für N_{gel} (unter Berücksichtigung von Sicherheitsreserven) eingehalten werden.

Mit der offline-Simulation konnte bestätigt werden, dass eine Reduzierung der Rezirkulationsrate auf etwa 4 bei hohen Temperaturen erfolgen kann. Im Winterhalbjahr scheint eine solche Einstellung nicht möglich zu sein. Das in der Potentialabschätzung benannte Potential (rund 38.000 kWh/a) reduziert

sich somit um 50 %. Betrachtet wird hierbei lediglich das Potential, dass mit einer optimierten Prozessführung steuerbar ist (solange kein Einsparpotential bei alten/unnötigen Aggregaten angegriffen wird). Die Einsparung wird durch den Aufwand zusätzlicher Sonden schnell überprägt (vgl. Abs. 4.2.2). Nach diesem Zwischenergebnis wird deutlich, dass eine simulationsgesteuerte Prozessführung mit dem Ziel der Minimierung des Fremdenergieanteils für die KA Reinfeld nicht zielführend ist.

4.1.2.6 Automatische Prozesssteuerung

Die Implementierung einer simulationsgesteuerten Prozessführung scheiterte für die KA Reinfeld an den gleichen Gründen, die bereits für die VAK diskutiert wurden. Der Abgleich zwischen Beobachtermodell und Realität wurde für diese Anlage zusätzlich erschwert, da die Anlage kontinuierlich umgebaut wurde und die Architektur des Prozessleitsystems ständig geändert oder erweitert wurde (vgl. hierzu Abs. 5).

4.1.3 HKW Emden

Das HKW Emden (Hauptklärwerk der Stadt Emden) dient zur Behandlung kommunaler Abwässer der Stadt Emden plus einiger umliegender Gemeinden; es gibt keine nennenswerten Industrie-Einleitungen. Es ist für 90.000 EW_{BSB5} ausgelegt; z. Zt. sind 75.000 EW_{BSB5} angeschlossen. Demnach ist sie der Größenklasse 4 zuzuordnen.

4.1.3.1 Kurzbeschreibung

Das Abwasser aus der Kanalisation wird im Hauptpumpwerk (vier Pumpen mit je 75 kW) um 13 m angehoben. Die Luft im Kanalsystem wird durch einen Biofilter abgesaugt (2 mal 3 kW, 1 mal 7,5 kW). Anschließend fließt das Rohabwasser im Gefälle durch die Anlage. Das Abwasser gelangt zunächst in die mechanische Reinigungsstufe: ein Rechengebäude mit zwei Rechen, belüftetem Langsandfang, Sandwäsche, Fettfang und weiteren kleineren Energieverbrauchern. Weiterhin besteht hier die Möglichkeit, den Inhalt von Hauskläranlagen, der mit Tankwagen angeliefert wird, vorzubehandeln und dann dem Abwasserstrom zuzuführen.

Anschließend wird der Abwasserstrom auf zwei identische Straßen aufgeteilt. Auf ein Vorklärbecken (1094 m³; Schlammräumer 0,75 kW) folgt die biologische Reinigungsstufe, die aus jeweils einem Belebungsbecken mit den Belebungszone I (1940 m³) und II (2460 m³) besteht. Belebungszone I ist mit online-Sensoren zur Messung von Redoxpotenzial, Ammonium- und Sauerstoffgehalt ausgestattet. Über eine Fuzzy-Regelung wird der Luftertrag in dieser Zone gesteuert. Bei Belüftung läuft hier die Nitrifikation unter aeroben Bedingungen ab. Wird nicht belüftet, findet die Denitrifikation unter anoxischen Bedingungen statt. Es folgt Belebungszone II, die ebenfalls über eine Fuzzy-Regelung gesteuert wird. Hier sind online-Sonden für Ammonium, Nitrat und Sauerstoff installiert. In der Emdener Kläranlage ist somit eine intermittierende Belüftung realisiert. Es sind oxische und anoxische Bereiche zeitlich voneinander getrennt während normalerweise die beiden Bereiche räumlich hintereinander geschaltet sind.

Die Belüftung der Belebungsbecken erfolgt mit fünf Gebläsen (je 75 kW). Je ein Gebläse bedient eine Zone, ein Gebläse dient als Reserve. Dauer und Intensität der Belüftung werden über einen Fuzzy-Algorithmus geregelt. Die beiden Belebungsbecken werden mit insgesamt vier Rührwerken (1,3 kW) umgewälzt.

Das gereinigte Abwasser gelangt in ein Nachklärbecken (2922 m³), in dem sich das Klarwasser durch Sedimentation vom Belebtschlamm trennt. Über das Hauptpumpwerk wird das gereinigte Abwasser in die Ems als Vorfluter geleitet.

Täglich werden aus jedem Nachklärbecken etwa 6480 m³ Rücklaufschlamm in Belebungszone I zurückgeführt (Rücklaufschlammumpfen, 4 kW) und 70 m³ Überschussschlamm in das entsprechende Vorklärbecken gepumpt (Überschussschlammumpfen, 1,9 kW). Aus den Vorklärbecken werden täglich jeweils 90 m³ Frischschlamm an den Voreindicker weitergegeben. Alle drei Tage wird der Klärschlamm (300 m³) aus dem Voreindicker in die beiden Faultürme gepumpt (3,1 kW). In den Faultürmen befindet sich je ein Rührwerk (9,7 kW) das den Faulschlamm umwälzt; die Drehrichtung wird alle 2 Stunden gewechselt, damit sich keine Schichtung bildet. Hier findet eine anaerobe Schlammfäulung statt, bei der als Hauptprodukte CO₂ und CH₄ entstehen.

Dieses Faulgas wird zu einem Blockheizkraftwerk (150 kW elektrische Leistung; 250 kW thermische Leistung) geleitet und dort in elektrische und thermische Energie umgewandelt. Der ausgefäulte

Schlamm (300 m³ in drei Tagen) wird in einem Nacheindicker gesammelt und dann in Vererdungsbeete gepumpt. Die im BHKW erzeugte elektrische Energie wird zum Betreiben des Klärwerks verwendet, die Wärmeenergie dient zum Vorheizen des Klärschlammes vor dem Einpumpen in den Faulturm und zum Erhitzen der Faultürme.

4.1.3.2 Energie-Bilanz des HKW Emden

Da in Emden keine Stromverbräuche einzelner Anlagenteile aufgezeichnet werden, sondern nur der Stromverbrauch der gesamten Anlage über das Jahr gemessen wird, konnte der Anteil dieser Anlagenteile am Gesamtverbrauch nicht bestimmt werden. Allerdings wurden online-Daten (Minutenwerte) der Kläranlage Emden zur Steuerung der Belüftung in den Belebungsbecken sowie die Lastgangprofile (Strom: 15 Minuten-Werte, Gas: 1 Stunden-Werte) der Stadtwerke Emden herangezogen.

Tabelle 3: Am DWA-Leistungsvergleich 2011 beteiligte Kläranlagen (DWA 2011).

DWA-Landesverband	Baden-Württemberg	Bayern	Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland	Nord	Nord-Ost	Nordrhein-Westfalen	Sachsen/Thüringen	Gesamt
Kläranlagen (Anzahl)	970	1.546	1.387	499	280	507	479	5.668
Jahresabwassermenge (Mio.m ³)	1.458	1.571	1.324	796	545	2.381	488	8.563
Ausbau-EW (Mio. EW)	21,6	26,8	18	20,3	12,9	32,5	7,7	139,8
Mittlere EW-Belastung (Mio. EW)	16,2	19,4	15,3	15,6	11,6	24,1	6,8	109
Ausbau-EW/Mittlere EW-Belastung	1,33	1,38	1,18	1,3	1,11	1,35	1,13	1,28
Spezifischer Abwasseranfall [m ³ /(EW*a)]	90	81	87	51	47	100	72	79
Spezifischer Energieverbrauch [kWh/(EW*a)]	33,4	33,5	33,8	31,7	36,8	35,3	31,7	34

Das HKW Emden verbrauchte im Jahr 2010 über 2,2 Mio. kWh elektrischer Energie; 2014 waren es 2.276.494 kWh (s. Tabelle 4). Bei 75.000 EW ergibt das mit rund 29 kWh/(EW * a) bzw. 33 kWh/(EW * a) einen recht günstigen spezifischen Energiebedarf, der nur knapp über dem Zielwert liegt (Tabelle 3).

Der elektrische Energiebedarf wird zu 2/3 mit dem Blockheizkraftwerk gedeckt, der Rest wird von den Stadtwerken Emden geliefert. Das BHKW wiederum wird zu ungefähr gleichen Teilen mit Faulgas und Erdgas betrieben. Demnach kann der Strombedarf zu etwa 33 % aus dem Faulgas gedeckt werden. Die spezifische Faulgasproduktion liegt bei einer jährlichen Faulgasproduktion von rund 564.898 m³ bei etwa 20,6 L/(EW · d). Beide Kennwerte liegen im Vergleich zu Referenzwerten (vgl. Tabelle 3) in einem guten Bereich. Der elektrische Wirkungsgrad der BHKWs liegt bei einem angenommenen Heizwert von 6,5 kWh/m³ des Faulgases (tatsächliche Zusammensetzung ist nicht bekannt) mit 20 % im unteren Bereich der heute am Markt üblichen Aggregate.

Tabelle 4: Bilanzierung der elektrischen Energie der Kläranlage Emden für das Jahr 2010.

Jahr	2010	2011/2012	2014
Verbrauch elektrische Energie [kWh/a]	2.224.654	2.451.098	2.471.495
⇒ Angabe in [kWh/(a*EW)]	29,66	32,68	32,95
Energiebezug von Stadtwerken [kWh/a]	731.111	1.043.667	1.189.813
Energieerzeugung mit BHKW [kWh/a]	1.596.952	1.424.845	1.276.965
Davon aus Klärgas [kWh/a]	737.419	1.063.932	777.159
Davon aus Erdgas [kWh/a]	859.531	360.913	499.805
Stromabgabe ins Netz [kWh/a]	114.016	25.407	6.299
Summe eingekaufte Energie [kWh/a]	1.590.642	1.404.580	1.689.618
Selbst erzeugte Energie [kWh/a]	737.419	1.063.932	777.159
Anteil eingekaufte Energie [%]	68,32	56,90	68,49
Anteil selbst erzeugte Energie [%]	31,68	43,10	31,51

Der Energieverbrauch des HKW Emden wird z. T. durch selbst erzeugten Strom aus einem Blockheizkraftwerk gedeckt. Bei Verbrauchspitzen wird zusätzlich Strom der Stadtwerke Emden benötigt. Die beiden Module des BHKWs werden mit Faulgas oder mit Erdgas betrieben (Abbildung 18). Da durch die staatliche Förderung (Kraft-Wärme-Kopplung, Erneuerbare-Energien-Gesetz) die Erzeugung von elektrischer Energie aus Erdgas in einem BHKW billiger ist als der direkte Bezug

elektrischer Energie, wird zeitweise Erdgas genutzt. Die anfallende Wärmeenergie wird zum Beheizen der beiden Faultürme verwendet. Im Sommer, wenn die Wärme nicht in vollem Umfang verwendet werden kann, läuft daher i.d.R. nur ein Modul.

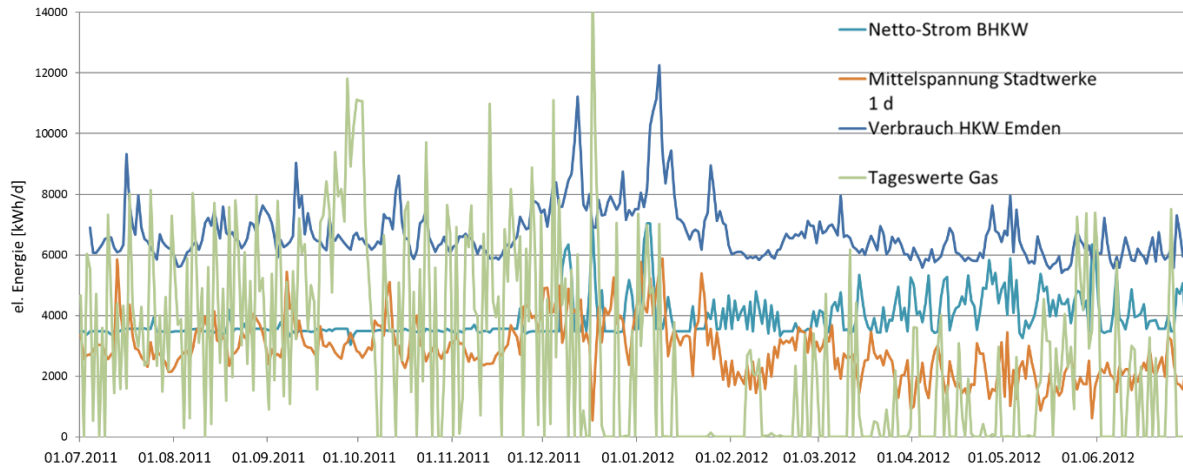


Abbildung 18: Verbrauch der Kläranlage Emden an elektrischer Energie im Jahr 2011/12.

Die obere blaue Linie (Abbildung 18) zeigt den Strom-Verbrauch des HKW Emden. Der Wert ist annähernd konstant mit Überlagerungen von häufigen Regenereignissen. Um den Jahreswechsel ist der Verbrauch erhöht, da wegen der niedrigen Temperaturen der biologische Abbau nicht so gut funktioniert.

Von Juli 2011 bis zum Jahreswechsel liefert das BHKW eine nahezu konstante Menge Strom. Zum Jahreswechsel 2011/12 wurde mit einem Projekt zur Co-Vergärung begonnen. Es wurden Abwässer aus der Reinigung einer Biodiesel-Anlage dem Klärschlamm im Faulturm zudosiert. Hierdurch konnte der Ertrag an Energie aus dem erhaltenen Klärgas um ca. 44 % gesteigert werden (Tabelle 4; Abbildung 19, Netto-Strom BHKW), erkennbar an den Peaks in der türkisfarbenen Linie. Durch diese Ertragssteigerung konnte die eingekaufte Menge an Strom reduziert werden (orangefarbene Linie, fast spiegelsymmetrisch zum Energieertrag aus dem Faulgas). Auch die Menge an zugekauftem Erdgas konnte deutlich reduziert werden (hellgrüne Linie).

Ein Überschuss an elektrischer Energie, welcher entsteht, wenn beide BHKWs aufgrund erforderlicher Wärmeenergie in den Wintermonaten betrieben werden, wird in das Netz eingespeist (rund 6.300 kWh/a in 2014).

Der Anteil an selbst erzeugter elektrischer Energie könnte noch höher sein, wenn die ebenfalls erzeugte Wärmeenergie (die im Klärwerk nicht sinnvoll eingesetzt werden kann) an Verbraucher in der benachbarten Wohnsiedlung verkauft werden könnte. Die Realisierung dieser Pläne scheitert jedoch am baulichen und finanziellen Aufwand für den Bau einer Fernwärmeleitung und den fehlenden Interessenten für Wärmeenergie in einen bestimmten Radius um das Klärwerk Emden.

Die Simulation zeigte auf der Grundlage der bisher verfügbaren Daten mit berechneten 541.946 m³ Faulgas eine recht gute Übereinstimmung mit dem tatsächlich im Jahr 2010 an das BHKW übergebenen 564.898 m³ Faulgas [Lindenthal 2011].

Für das HKW Emden wurde ein Kataster aller Aggregate mit Nenn-Leistung, Wirkungsgrad, Fördermenge und wenn möglich Betriebsdauer erstellt. Weiterhin wurden mit einem Stromzangen-Amperemeter die aktuellen Werte der energieintensivsten Verbraucher bestimmt. Die hieraus erhaltenen Erkenntnisse wurden zur Verifizierung der Energieblöcke in SIMBA verwendet.

Für die Erstellung der Energiebilanz der Kläranlage Emden wurden in SIMBA Energieblöcke implementiert (vgl. hierzu Abschnitt 4.1.3.3). Der Gesamtenergieverbrauch basiert zu 73 % auf der für die Belüftung der Belebungsbecken erforderlichen Energie (Abbildung 19). Im Vergleich zu den Referenzwerten [Haber Kern et al. 2008] wäre hier ein erhebliches Einsparpotenzial zu identifizieren. Auch die Kläranlage Reinfeld hat einen deutlich geringeren Anteil des Energieverbrauchs für die biologische Reinigung. Dafür ist die Schlammbehandlung wesentlich aufwändiger. Der Anteil der Summe der Energieverbrauchswerte zur biologischen Reinigung und zur Schlammbehandlung am Gesamtenergieverbrauch der Kläranlage bleibt mit 74 - 78 % für die drei Anlagen (Simulation Emden, KA Reinfeld) nahezu konstant.

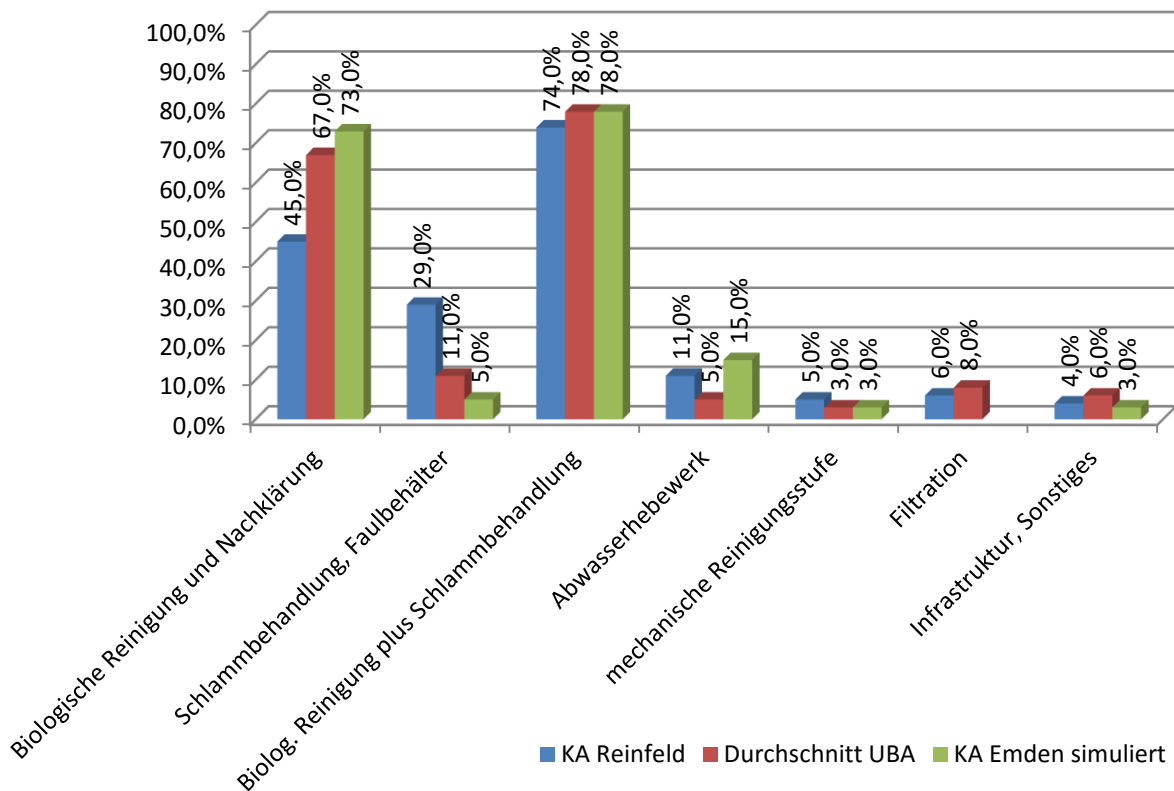


Abbildung 19: Anteile am simulierten Gesamtenergieverbrauch (ohne Schlammbehandlung) der Kläranlage Emden.

Für die Versuchs- und Ausbildungskläranlage wurde nicht der Energiebedarf der gesamten Anlage analysiert, sondern die Leistungsaufnahme aller relevanten Verbraucher mit einem Dreiphasenleistungsmesser in Abhängigkeit des Förderstroms (Luft oder Schlamm) aufgezeichnet.

4.1.3.3 Simulation in SIMBA®

Zur Bestimmung des Energiebedarfs einzelner Aggregate bzw. Anlagenteile wurden in die Simulationssoftware SIMBA® Energieblöcke implementiert, mit denen der Stromverbrauch (bzw. im Falle des BHKW die Stromerzeugung) abgebildet werden kann.

Für die Simulation wurden Daten zum Abwasser an verschiedenen Stellen der Abwasserbehandlung in Labormessungen ermittelt (NH_4^+ , NO_3^- , O_2 ; Daten zum Tagesgang: CSB (COD), TKN (org. N), Durchflussmenge Q; Abbildung 20). Weiterhin wurden die Daten der online-Messung in den Belebungsbecken (Redox-Potenzial, NH_4^+ , O_2 ; bzw. NO_3^- , NH_4^+ , O_2) und die entsprechende Gebläse-Leistung zur Simulation herangezogen. Mit diesem Datensatz wurde die Kläranlage Emden zuerst mit der Simulationssoftware SIMBA® 6.6 nachgebildet.

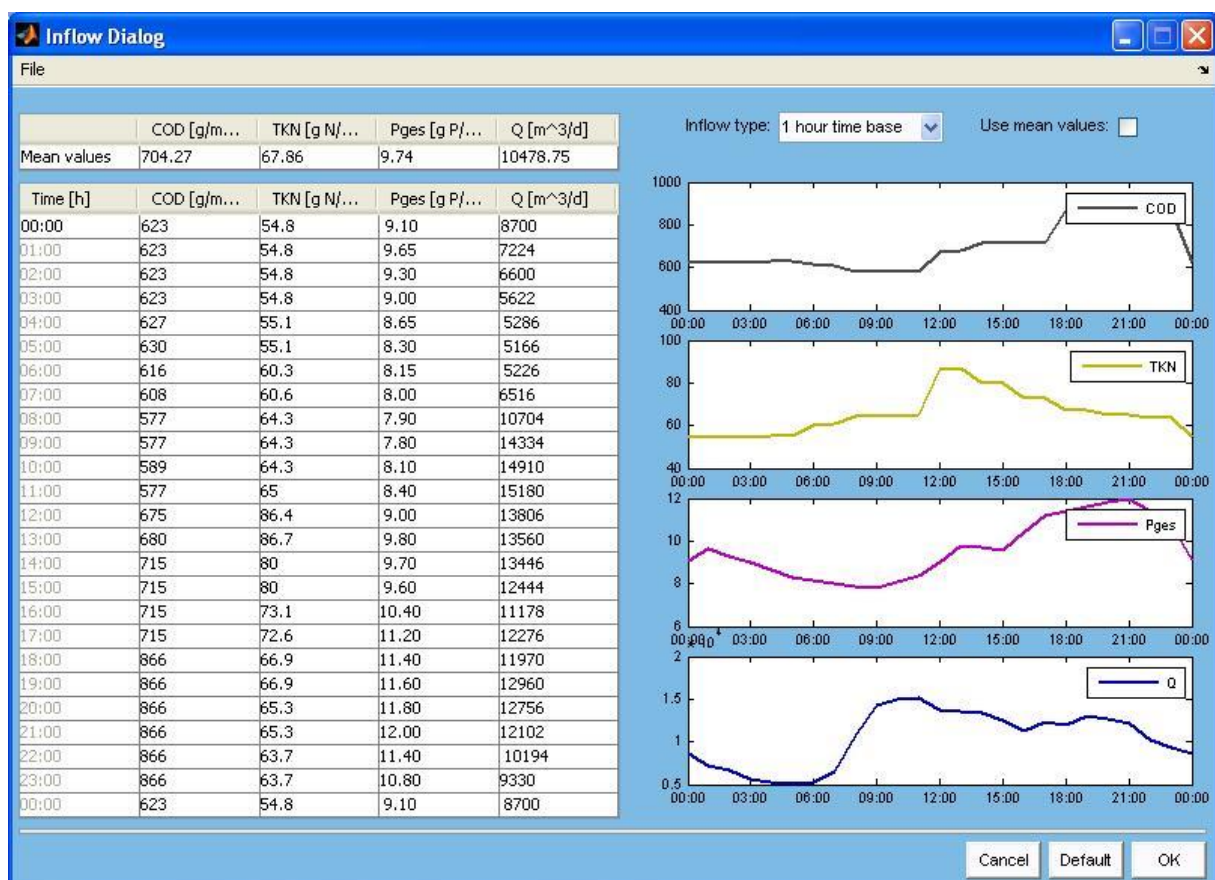


Abbildung 20: Tagesgang des HKW Emden.

Simulation in SIMBA®6.6

Die Emden Kläranlage wurde mithilfe der Daten aus der Verbraucher-Erfassung und den Labormessungen simuliert. Abbildung 21 zeigt den Aufbau des Modells: Zu Beginn der Modellierung wird der Tagesgang mit Durchfluss-Werten und Konzentration der verschiedenen Parameter eingegeben.

In einem Converter-Block werden die erfassten Daten in die 13 Datensätze für die Stoffgruppen des ASM3 (Activated Sludge Model No.3) sowie den Volumenstrom umgerechnet. Weiterhin wird der

Energieverbrauch der Pumpen des Hebewerks abhängig vom Tagesgang berechnet und ausgegeben. Zur Kontrolle werden die Zugangsdaten ausgegeben.

Es folgt ein Teiler, der den Abwasserstrom auf die beiden Straßen aufteilt. Da beide Straßen in erster Näherung identisch sind, wird nur eine Straße simuliert. Das Vorklärbecken schließt sich an mit Angaben zum Volumen und dem täglichen Primärschlamm-Abzug. Danach folgt ein Teiler, der 20 % des Abwasserstroms als Kohlenstoff-Quelle in Zone II des Belebungsbeckens leitet, während 80 % des Abwasserstroms in Belebungszone I geleitet werden. Über eine Zeitschaltuhr werden zwei verschiedene Belüftungsintervalle für den aeroben und anoxischen Betrieb in Belebungszone I eingegeben. Das Modell berechnet über den Ziel-Sauerstoffgehalt der Lösung die benötigte Luftmenge pro Zeit und den dadurch erhaltenen Sauerstoff-Gehalt.

Ausgegeben werden der Energieverbrauch der Gebläse und des Rührwerks sowie die Konzentrationen aller 13 Stoffgruppen des ASM3-Modells und der Volumenstrom. Besonders interessant sind hierbei die Ablaufwerte für Ammonium und Nitrat, da es hierfür gesetzlich vorgeschriebene Grenzwerte gibt.

Es folgt Belebungszone II. Die Ausgangswerte der Zone I plus die Werte aus dem Teiler nach dem Vorklärbecken werden als Eingangswerte für Zone II übernommen. Über eine Zeitschaltuhr werden wieder die beiden Belüftungsintervalle eingegeben. Nach der Simulation werden auch hier der Energieverbrauch und die 13 Stoffgruppen des ASM3 sowie der Volumenstrom ausgegeben.

Das Abwasser wird weiter in das Nachklärbecken geleitet. Hier kann sich der Klärschlamm absetzen und wird größtenteils als Rücklaufschlamm in die Belebungszone I zurückgeführt. Ein Teilstrom von 70 m³/d wird als Überschussschlamm mit dem Primärschlamm aus der Vorklärung an die Faultürme weitergegeben. Die Wasserströme der beiden Straßen werden zusammengeführt und alle Ablaufwerte des Modells werden ausgegeben.

Die Schlamm-Daten müssen zunächst vom ASM3-Modell zum ASM1-Modell konvertiert werden, anschließend werden diese zum ADM1-Modell (Anaerobic Digestion Model No.1 der International Water Association - IWA) mit insgesamt 33 Stoffgruppen (bezogen auf die hier verwendete Modellversion „adm1xp“ in SIMBA®) und Q (Durchflussmenge) konvertiert. Hiermit wird die Umsetzung des Klärschlammes im Faulturm simuliert. Der Energieverbrauch durch die Rührwerke und die Menge und Zusammensetzung des zu erwartenden Faulgases (CH₄, CO₂ und H₂) werden berechnet. Weiterhin wurde ein Energieblock eingefügt, der die thermische Energie berechnet, die zum Aufheizen des Klärschlammes und zur Aufrechterhaltung einer konstanten Temperatur im Faulturm dient; der Anteil thermischer Energie, der durch Abstrahlung durch die Wärmedämmschicht verlorengeht, kann ebenfalls berechnet werden. Anschließend kann noch die Umsetzung des Klärgases in einem Blockheizkraftwerk simuliert und die zu erwartende elektrische und thermische Energie berechnet werden.

Für alle Zonen der Kläranlage können die jeweiligen Daten der Simulation ausgegeben und mit den realen Daten der online-Messung verglichen werden (Abbildung 22).

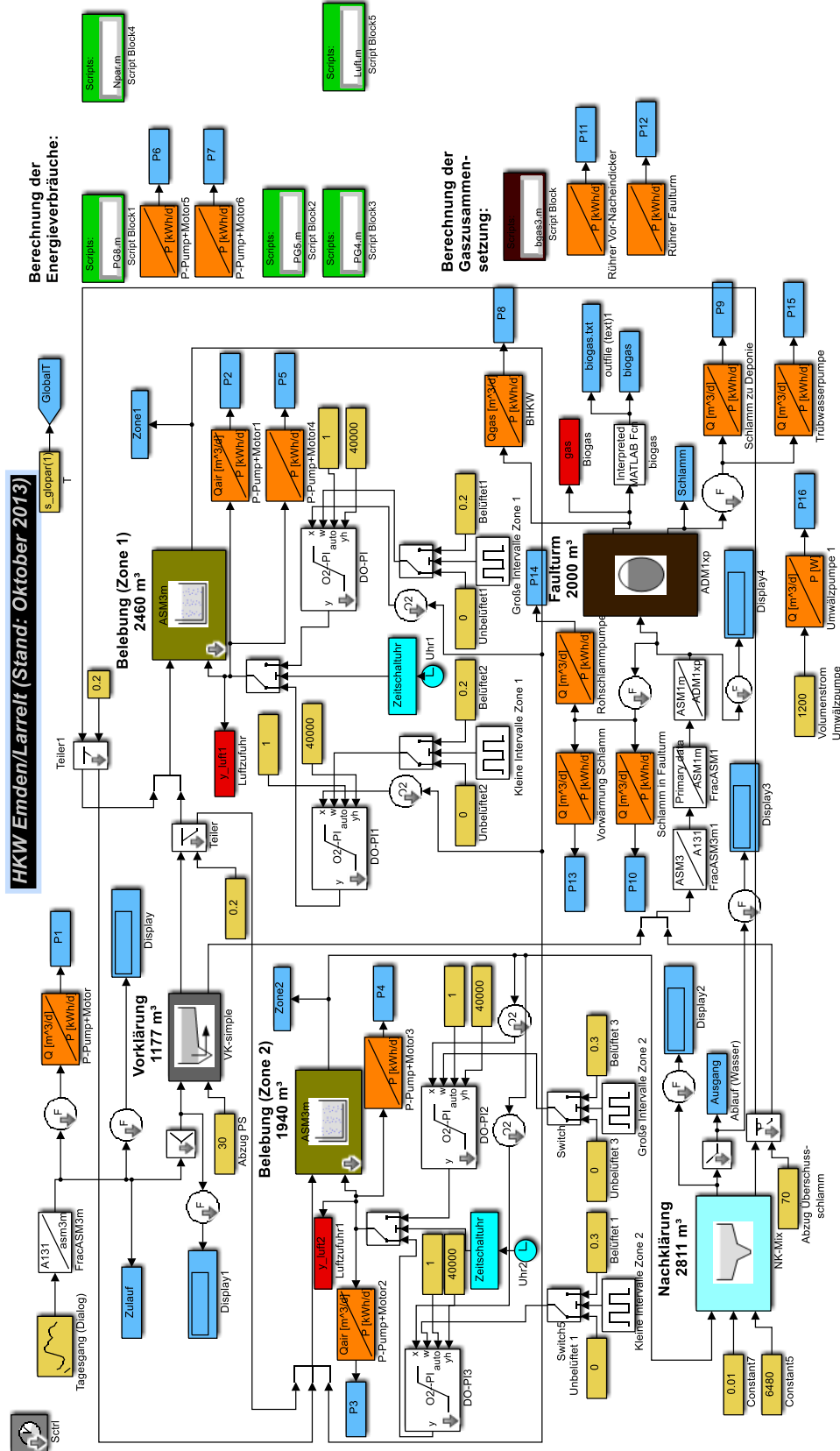


Abbildung 21: Modellierung des HKW Emden unter SIMBA 6.6.

Über die Zeitschaltuhr gelang es sehr gut, die simulierten Sauerstoffgehalte mit den realen Messwerten in Übereinstimmung zu bringen. Auch der zeitliche Verlauf der Ammonium-Konzentration weist eine recht gute Übereinstimmung auf, besonders der Ablauf der Minima und Maxima der Kurven. Die Unterschiede zwischen den Minima und Maxima sind in der Messung allerdings wesentlich deutlicher ausgeprägt, als in der Simulation und die Absolut-Werte der NH_4^+ -Konzentration liegen in der Realität deutlich niedriger als in der Simulation. Die Nitrat-Werte wurden nur errechnet. Aus Kostengründen wurde in der Zone I des Belebungsbeckens I eine Redox-Elektrode eingebaut, die das Verhältnis von Ammonium- zu Nitrat-Ionen anzeigt. Der Vergleich der simulierten Nitrat-Werte mit den gemessenen Redox-Werten zeigt jedoch eine gute Übereinstimmung der jeweiligen Minima. Weiterhin ist gut zu erkennen, wann die Nitrifikation stattfindet und wann denitrifiziert wird. Eine bessere Übereinstimmung könnte eventuell erzielt werden, wenn der Sauerstoffgehalt statt über einen P-Regler über einen einfachen Ein-/Aus-Schalter simuliert würde.

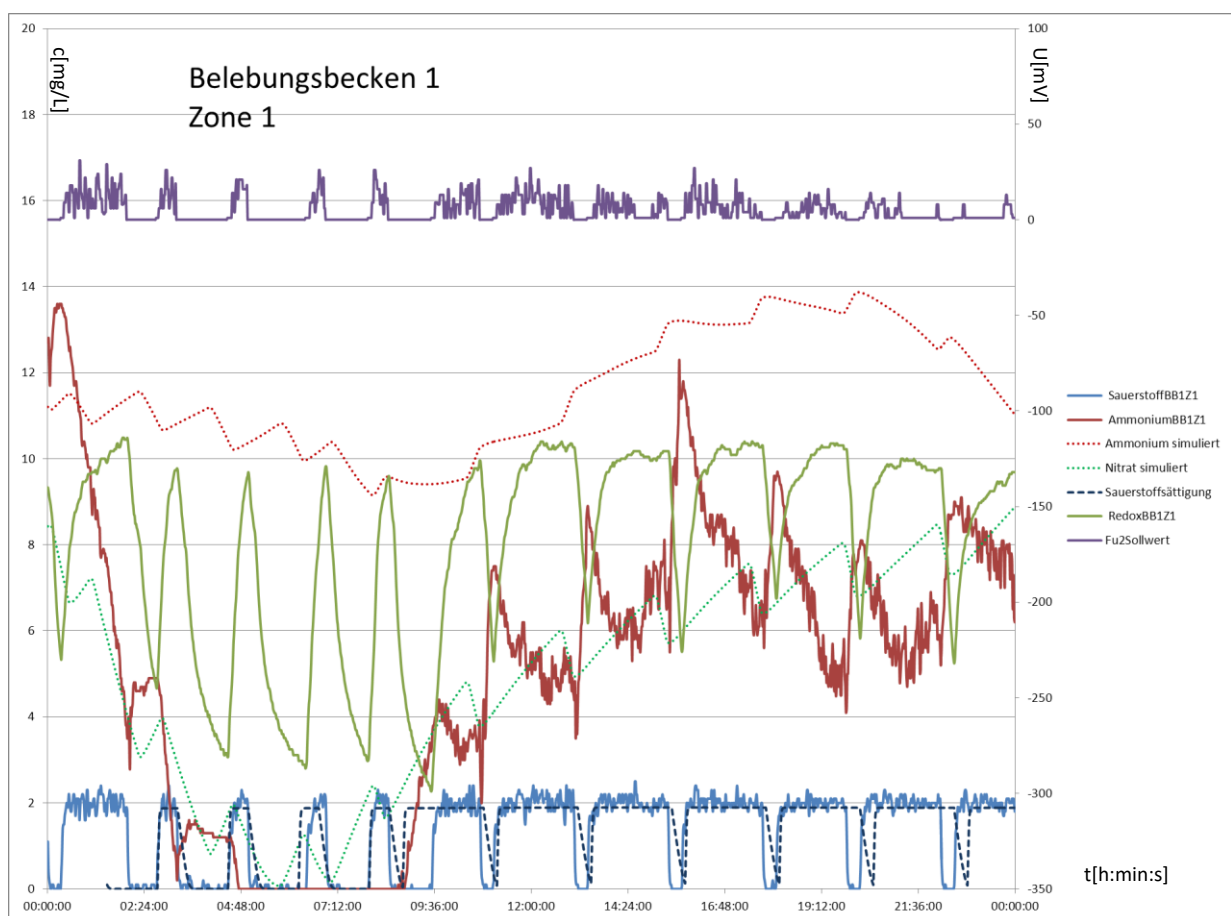


Abbildung 22: Vergleich der realen Daten (ausgezogene Linie) mit den simulierten Daten (gestrichelt).

Nachdem durch die Simulation des HKW Emden die Werte für die chemisch-biologischen Parameter der Belebungsbecken, des Ablaufs und auch die Energieverbräuche (Tabelle 6) recht gut wiedergefunden werden konnten, wurden Einsparpotenziale mit den in SIMBA vorhandenen Energieblöcken für die entsprechenden Pumpen, Gebläse und Rührer untersucht.

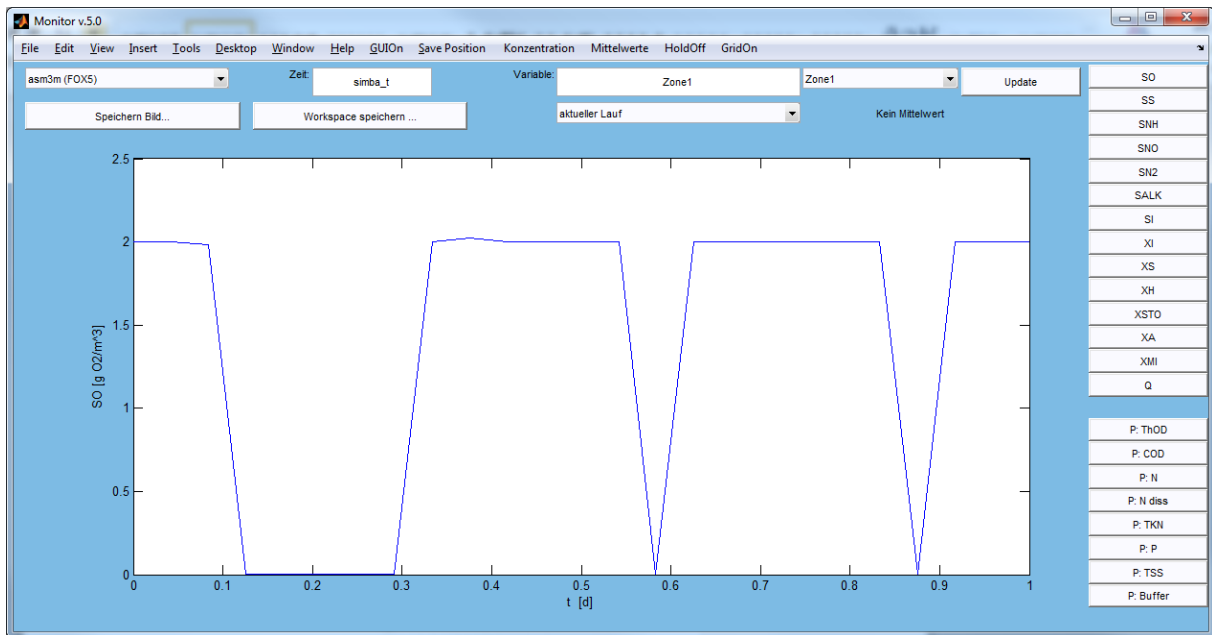


Abbildung 23: HKW Emden, Simulationsmodell, Sauerstoff-Sättigung über 24 h in BB1Z1 (Aufzeichnungsintervall in SIMBA: 1 h).

Die Werte, z. B. die Sauerstoffsättigung, in der SIMBA-Simulation wurden als Stundenwerte ausgegeben (Abbildung 23). Mit diesen Werten wurden die realen Lüftungsintervalle recht gut abgebildet und auch die chemisch-biologischen Messwerte konnten durch die Simulation bestätigt werden. Die aerobe Phase bzw. die anoxische Phase der intermittierenden Belüftung sind gut zu erkennen.

In der aeroben Phase wird immer wieder kurz die Belüftung ausgeschaltet, damit sich im Schlamm keine Kanäle bilden in denen die Luftblasen aufsteigen. Der Klärschlamm soll kurzfristig zur Ruhe kommen. In der anoxischen Phase wird entsprechend kurz belüftet, damit der Belebtschlamm nicht vollständig absinkt, sondern in der Schwebe bleibt. Weiterhin soll das Abwasser nicht zu sehr in die Belüfter-Platten eindringen. Es würde sonst Energie gebraucht, um es wieder mit dem Luftstrom herauszudrücken. Diese Effekte konnten in der Darstellung als Stunden-Werte jedoch nicht dargestellt werden. Es wurde daher eine Simulation in Sekunden-Werten durchgeführt (Abbildung 24).

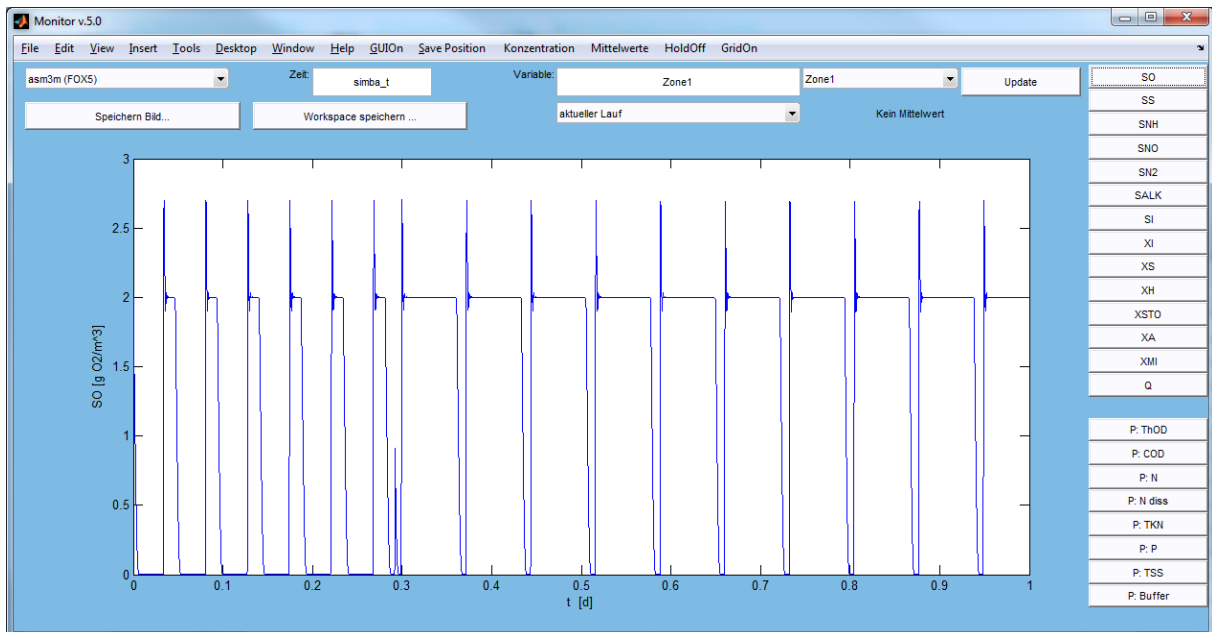


Abbildung 24: HKW Emden, Simulationsmodell, Sauerstoff-Sättigung über 24 h in BB1Z1 (Aufzeichnungsintervall in SIMBA: 1 s).

Anscheinend wurde durch Überlagerung (Interferenzen) der Peaks die vorherige Darstellung (Abbildung 23) erhalten. Auch in Abbildung 24 sind aerobe und anoxische Bereiche gut zu erkennen. Es ist auch deutlich erkennbar, dass, wie im realen Betrieb, im aeroben Betrieb die Belüftung immer wieder für kurze Zeiten abgestellt wird und im anoxischen Betrieb kurze Luftstöße in das Belebungsbecken geleitet werden.

In das SIMBA-Modell wurde über einen Script-Block (m-file mit entsprechendem Programmcode) die Möglichkeit implementiert, die Energieverbrauchswerte sekundengenau auszulesen und mit EXCEL weiterzuverarbeiten. So konnte der Verbrauch pro Tag/pro Jahr bestimmt werden und die Energiegewinnung über die Faulung und anschließende Verstromung des Klärgases in den beiden Blöcken des BHKW auch jeweils als Tages und Wochenwerte. Hieraus konnte dann berechnet werden, welche Menge an Energie eingekauft werden musste. Ob der Strom direkt eingekauft werden musste oder im BHKW mit eingekauftem Stadtgas erzeugt werden muss, ist abhängig von den jeweiligen wirtschaftlichen Bedingungen (EEG-, KWKG-Gesetz, Preise für Gas und Strom).

Die zusätzlich zum selbst aus Klärgas erzeugten Strom benötigte Menge an Strom wurde berechnet und auf 100 % gesetzt. In allen weiteren Rechnungen wurde der Unterschied zu diesem Normwert berechnet und als Einsparung (%) ausgegeben.

Anschließend wurde die Sauerstoff-Konzentration bei diesen Belüftungseinstellungen schrittweise verringert und jeweils neue Werte über die Simulation ermittelt. Besonderes Augenmerk wurde auf die Ablaufwerte für Ammonium gerichtet. Wegen seiner Toxizität für Fische und Mikroorganismen ist sein Gehalt im Wasser besonders kritisch.

Für das HKW Emden werden Überwachungswerte festgesetzt (Tabelle 5), die nicht überschritten werden dürfen. Im Falle der Überschreitung ist mit Sanktionen zu rechnen. Hier ist besonders wegen seiner Toxizität der Ammonium-Wert von 12,6 mg/L für das Ion bzw. 10 mg/L Ammonium-Stickstoff zu

beachten. Die maximal erlaubte Konzentration an Nitrat ergibt sich rechnerisch über den Gesamt-Stickstoff-Gehalt von 12 mg/L im Ablauf.

Tabelle 5: HKW Emden, Überwachungswerte.

max. Einleitmenge [L/s]	NH ₄ -N [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]	CSB [mg/l]	NO ₃ -N [mg/l]	NO ₂ -N [mg/l]	TOC [mg/l]	pH-Wert [-]	P _{ges.} [mg/l]	N _{ges.an} [mg/l]
1.700	10	15	65	'(2)'	-	-	6 - 8,5	0,96	12

Zur Überprüfung wurde in das SIMBA-Modell des HKW Emden ein Block eingefügt, mit dem eine Temperaturabhängigkeit simuliert werden konnte. Nach Einführung dieses Blocks wurden die vorher ausgewählten Belüftungs-Szenarien für die Temperaturen 8 °C, 16 °C und 25 °C durchgeführt.

Über den selbst geschriebenen Script-Block PG8 können die Energie-Werte sekundengenau in einer Excel-Datei für diese spezielle Kombination der beiden Sauerstoff-Konzentrationen in Zone I und II der Belebungsbecken geschrieben und dann weiter ausgewertet werden. Die Sauerstoff-, Ammonium- und Nitrat-Werte wurden in eine Excel-Datei als Kurvenverlauf des SIMBA-Monitors aufgenommen und der mittlere Wert eines Tagesverlaufs genommen. Für die Berechnung der Energieersparnis werden die Energiewerte aus der Excel-Datei mit diesen Sauerstoffwerten über eine Verknüpfung in die Auswertedatei eingelesen.

Bei 8 °C (Tabelle 6) ist die biologische Aktivität relativ gering. Daher greifen auch bei diesen Temperaturen die Überwachungswerte nicht. Hier wurden 8 mg/L Ammonium-Stickstoff noch als akzeptabel angesehen. Allerdings ist der Gesamt-Stickstoff bei allen Kombinationen etwas höher als die erlaubten 12 mg/L.

Durch die hohe Sauerstoff-Löslichkeit bei niedriger Temperatur liegen die Energiewerte deutlich unter dem realen Jahresverbrauch an elektrischer Energie des HKW Emden. Vor diesem Hintergrund wäre auch zu bedenken, dass die Belüfter bei niedrigen Temperaturen effizienter arbeiten; d.h. pro m³ Normvolumen ist weniger Leistung erforderlich. Diese Überlegung führt ebenfalls dazu, dass bei „Lastfall kalt“ mit nicht temperaturabhängigen Gebläse-Energieblöcken der Energiebedarf in der Simulation überschätzt wird.

Als günstigste Kombination bei 8 °C (Tabelle 6) hat sich die Kombination mit 1,8 mg/L Sauerstoff in Zone I des Belebungsbeckens und 1,5 mg/L Sauerstoff in Zone II des Belebungsbeckens herausgestellt. Im Ablauf werden jeweils 6,5 mg/L Ammonium-N und Nitrat-N erwartet und ein Sauerstoff-Gehalt von 0,88 mg/L. Der O₂-Gehalt im Ablauf zeigt an, ob zu viel „nicht verwertbarer“ Sauerstoff eingetragen wurde. Hier beträgt die Energieersparnis gegenüber dem Ausgangszustand 15,9 %.

Tabelle 6: Einsparpotenzial für das HKW Emden in Abhängigkeit von der O₂-Konzentration in den Belebungszone bezogen auf den Ist-Zustand bei 8 °C.

Sauerstoff-Gehalt [mg/L]		Ammonium-N [mg/L]	Nitrat-N [mg/L]	Sauerstoff [mg/L]	Verbrauch/a [kWh]	BHKW /a [kWh]	Einkauf /a [kWh]	% von 2,0/2,0	Einspar. [%]
BB Z1	BB Z2	Ablauf	Ablauf	Ablauf					
2,0	2,0	3,13	13,45	1,33	1.945.255	757.491	1.187.764	100,0%	0,0%
2,0	2,0	4,70	8,75	1,17	1.861.029	757.545	1.103.483	92,9%	7,1%
2,0	1,5	5,80	7,35	0,89	1.804.703	757.537	1.047.166	88,2%	11,8%
1,8	2,0	5,21	8,05	1,18	1.830.920	757.605	1.073.315	90,4%	9,6%
1,8	1,5	6,50	6,50	0,88	1.757.206	758.070	999.136	84,1%	15,9%
1,5	2,0	6,30	6,68	1,18	1.781.405	757.852	1.023.553	86,2%	13,8%
1,5	1,8	6,82	6,25	1,06	1.757.206	758.070	999.136	84,1%	15,9%
1,5	1,5	8,02	5,25	0,88	1.715.768	758.357	957.411	80,6%	19,4%
1,3	2,0	7,43	5,68	1,17	1.742.134	758.339	983.795	82,8%	17,2%
1,3	1,8	8,15	5,43	1,05	1.715.423	758.577	956.845	80,6%	19,4%

Wird zugelassen, dass die 8 mg/L Ammonium knapp überschritten werden, so ist eine Kombination von jeweils 1,5 mg/L Sauerstoff in Zone I und II energetisch günstig. Hier erwarten wir 8,02 mg/L Ammonium-N und 5,25 mg/L Nitrat-N bei einem Sauerstoffgehalt von 0,88 mg/L im Ablauf. Mit dieser Einstellung ist eine Energieeinsparung von 19,4 % möglich.

Bei 16 °C (Tabelle 7) sind die biologischen Prozesse deutlich schneller als bei 8 °C. Demzufolge sind auch deutlich niedrigere Werte für Ammonium und Nitrat in Abhängigkeit zur Sauerstoffkonzentration in den beiden Zonen des Belebungsbeckens zu erwarten. Beim Ausgangszustand mit jeweils 2 mg/L Sauerstoff geht der Ammonium-Wert auf 0,26 mg N/L zurück und der Nitrat-Wert steigt auf 18,05 mg N/L. Es liegt somit eine nicht vollständige Denitrifikation vor. Ursächlich hierfür kann bei Anlagen mit intermittierender Belüftung einerseits eine zu hohe Sauerstoffkonzentration während der Nitrifikationsphase sein (Hemmung der Denitrifikation infolge einer Sauerstoffverschleppung) oder andererseits ein vorzeitiger Abbau der leicht abbaubaren organischen Verbindungen während der aeroben Phase, die dann während der Denitrifikation fehlen. Daher wird im Ablauf der Nitratgehalt so groß, dass der erlaubte Gesamt-Stickstoffwert von 12 mg/L stark überschritten wird. Weiterhin ist mit 1,33 mg/L die Sauerstoffkonzentration im Ablauf sehr groß. Durch diesen zu hohen Sauerstoffgehalt wird einerseits sehr viel Energie verbraucht, andererseits wird offenbar die Denitrifikation und damit die Stickstoffelimination gehemmt.

Tabelle 7: Einsparpotenzial für das HKW Emden in Abhängigkeit von der O₂-Konzentration in den Belebungszone bezogen auf den Ist-Zustand bei 16°C.

Sauerstoff-Gehalt [mg/L]		Ammonium-N [mg/L]	Nitrat-N [mg/L]	Sauerstoff [mg/L]	Verbrauch/a [kWh]	BHKW/a [kWh]	Einkauf/a [kWh]	% von 2,0 / 2,0	Einsparung [%]
BB Z1	BB Z2	Ausgang	Ausgang	Ausgang					
2,00	2,00	0,26	18,05	1,33	2.334.830	717.351	1.617.479	100,00%	0,00%
2,00	2,00	0,57	14,25	1,17	2.270.377	717.674	1.552.703	96,00%	4,00%
2,00	1,50	0,59	13,35	0,88	2.224.925	717.826	1.507.099	93,18%	6,82%
1,80	2,00	0,56	13,60	1,19	2.232.009	717.685	1.514.324	93,62%	6,38%
1,80	1,50	0,58	12,90	0,88	2.157.427	717.764	1.439.663	89,01%	10,99%
1,50	2,00	0,58	12,70	1,17	2.176.128	717.723	1.458.405	90,17%	9,83%
1,50	1,80	0,58	12,40	1,06	2.157.427	717.764	1.439.663	89,01%	10,99%
1,50	1,50	0,60	7,86	0,88	2.129.996	717.907	1.412.090	87,30%	12,70%
1,30	2,00	0,57	11,95	1,18	2.139.220	717.774	1.421.446	87,88%	12,12%
1,30	1,80	0,58	11,70	1,07	2.120.439	717.824	1.402.616	86,72%	13,28%
1,30	1,50	0,60	11,30	0,89	2.092.830	717.973	1.374.857	85,00%	15,00%
1,30	1,30	0,62	10,70	0,76	2.074.478	718.044	1.356.434	83,86%	16,14%
1,30	1,00	0,65	10,00	0,61	2.046.054	718.293	1.327.761	82,09%	17,91%
1,00	1,50	0,61	9,70	0,88	2.036.080	718.084	1.317.996	81,48%	18,52%
1,00	1,30	0,63	9,30	0,76	2.017.629	718.225	1.299.404	80,34%	19,66%
1,00	1,00	0,66	9,05	0,58	1.989.196	718.494	1.270.702	78,56%	21,44%
0,80	1,00	0,64	10,15	0,58	2.028.238	708.835	1.319.403	81,57%	18,43%
0,80	0,80	0,65	9,55	0,47	2.004.060	712.528	1.291.532	79,85%	20,15%
0,80	0,50	0,72	8,70	0,29	1.984.731	710.140	1.274.591	78,80%	21,20%
0,80	0,30	0,83	6,95	0,17	1.951.001	710.790	1.240.211	76,68%	23,32%
0,80	0,20	0,95	5,60	0,12	1.926.050	711.518	1.214.533	75,09%	24,91%
0,50	1,30	0,65	8,20	0,75	2.005.350	712.283	1.293.067	79,94%	20,06%
0,50	1,00	0,65	8,35	0,58	1.979.895	710.100	1.269.794	78,50%	21,50%
0,50	0,80	0,68	7,90	0,46	1.957.892	711.783	1.246.109	77,04%	22,96%
0,50	0,50	0,75	6,70	0,29	1.922.566	712.428	1.210.138	74,82%	25,18%
0,50	0,30	0,84	4,95	0,17	1.886.800	713.387	1.173.413	72,55%	27,45%
0,30	0,80	0,71	5,55	0,46	1.906.436	713.257	1.193.179	73,77%	26,23%
0,30	0,50	0,78	4,75	0,29	1.872.331	714.189	1.158.142	71,60%	28,40%
0,30	0,30	0,88	3,55	0,18	1.840.913	715.600	1.125.314	69,57%	30,43%
0,30	0,20	0,97	5,50	0,12	1.815.698	715.496	1.100.202	68,02%	31,98%
0,30	0,10	1,41	1,38	0,06	1.736.537	725.216	1.011.321	62,52%	37,48%
0,20	0,80	0,79	4,25	0,46	1.878.453	715.239	1.163.214	71,92%	28,08%
0,20	0,50	0,84	3,55	0,29	1.843.252	716.438	1.126.814	69,66%	30,34%
0,20	0,30	0,99	2,65	0,17	1.805.003	717.092	1.087.911	67,26%	32,74%
0,20	0,20	1,07	2,00	0,12	1.784.959	719.845	1.065.114	65,85%	34,15%
0,20	0,10	1,66	0,81	0,06	1.736.589	722.098	1.014.491	62,72%	37,28%
0,10	0,30	1,35	2,38	0,17	1.767.248	722.886	1.044.363	64,57%	35,43%
0,10	0,20	1,65	1,65	0,12	1.736.537	725.216	1.011.321	62,52%	37,48%
0,10	0,10	2,91	0,61	0,06	1.674.935	730.640	944.295	58,38%	41,62%

Durch eine Reduktion der eingeblasenen Luftmenge lässt sich einerseits sehr viel Energie einsparen, andererseits lässt sich durch reduzierte Sauerstoff-Zugabe ein besseres Verhältnis von Ammonium und Nitrat erzeugen, das den (bakteriellen) Abbau zu N₂ begünstigt. Bei dieser Fahrweise der Kläranlage ist der Energieverbrauch circa 2.335.000 kWh/a sehr hoch. Dieser Wert liegt in der Simulation zwischen den realen Wert von 2.225.000 kWh/a von 2010 und den 2.471.500 kWh/a von 2014 (Tabelle 4) und weist damit eine sehr gute Übereinstimmung von Realität und Simulation auf.

Allein durch die Änderung der Belüftungsintervalle (Tabelle 7, 2. Zeile) lässt sich der Netto-Energieverbrauch um 4 % reduzieren. Bei einer Sauerstoffkonzentration von 2 mg/L in beiden Becken werden Ablaufwerte von 0,57 mg N/L für Ammonium und 14,25 mg N/L für Nitrat erhalten bei einem Sauerstoffgehalt von 1,17 mg/L im Ablauf. Auch mit diesen Werten wird der erlaubte Gesamt-Stickstoff

im Ablauf überschritten. Nach diesem Erfolg wurden die vorher bestimmten Szenarien mit reduzierten Sauerstoffwerten in beiden Zonen des Belebungsbeckens durchgeführt.

Wurde der Sauerstoffgehalt der beiden Becken reduziert, stieg im Ablauf wie erwartet der Ammoniumwert an. Dies geschah allerdings deutlich schwächer als angenommen. Der Nitratwert sank hingegen wesentlich stärker als vorher vermutet. Daher ergaben sich im Laufe der Simulationen Kombinationen mit erlaubten Konzentrationen an Ammonium und Nitrat, die bei den Berechnungen ohne Temperaturabhängigkeit noch nicht erkannt worden waren.

Wird als Ziel ausgegeben, die Ammonium-Stickstoff-Konzentration unter 1 mg/L zu halten, stellt sich als beste Kombination 0,20 mg/L Sauerstoff in Zone I und 0,30 mg/L Sauerstoff in Zone II heraus (Tabelle 7, hellgrün). Mit diesen Werten erhält man 0,99 mg/L Ammonium-N im Ablauf bei 2,65 mg Nitrat-N und bleibt mit 3,64 mg gesamt-N deutlich unter dem Grenzwert von 12 mg/L. Der Überschuss an Sauerstoff ist sehr gering; 0,17 mg/L werden im Ablauf erwartet.

In der Praxis dürfte die Bestimmung von O₂-Konzentrationen in dieser Größenordnung problematisch sein, wenn die Messwerte zur Steuerung der Gebläse genutzt werden. Eine zusätzliche Messung von NH₄⁺ und NO₃⁻ am Ende der Belebungszone wäre daher sinnvoll.

Mit dieser Einstellung wird der erwartete Energieverbrauch mit 1.805.000 kWh/a deutlich reduziert und der durch Verstromung von Klärgas erhaltene Ertrag an elektrischer Energie ist mit 717.000 kWh/a fast so hoch wie im Ausgangszustand. So ist mit dieser Einstellung eine Netto-Einsparung an elektrischer Energie von ca. 33 % möglich.

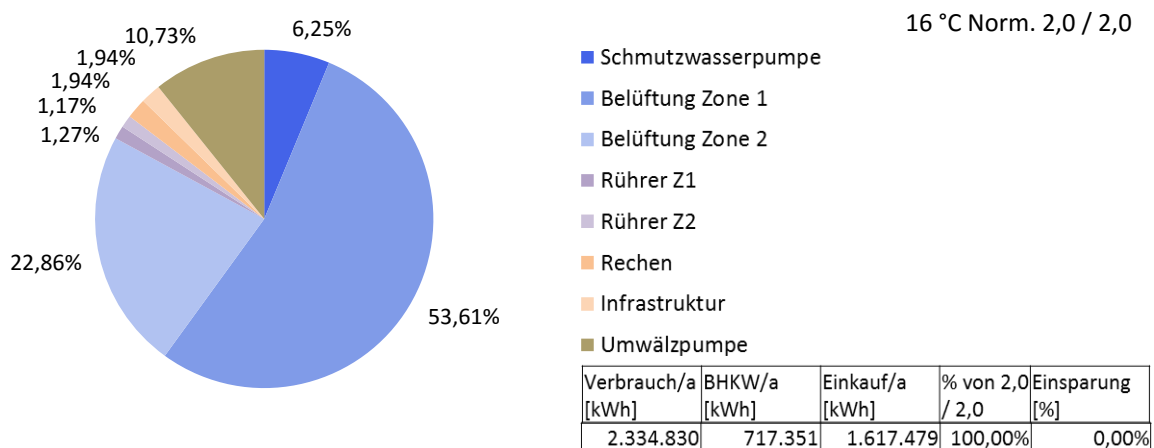


Abbildung 25: Energieverbraucher des HKW Emden bei 16 °C (Simulation Ist-Zustand)

Bei der aktuellen Einstellung mit einer Sauerstoff-Konzentration von 2 mg/L in beiden Belebungszone wird ein Jahres-Energieverbrauch von 2.334.830 kWh berechnet. Die größten Verbraucher sind wie vermutet die Gebläse der Belebungszone mit 53,6 % (BB1) und 22,9 % (BB2). Mit großem Abstand folgen die Umwälzung des Schlammes in den Faultürmen (10,73 % und das Abwasser-Hebewerk (6,25 %). Die weiteren Verbraucher wie Rührer, Pumpen, Rechen und Infrastruktur machen in Summe nur ca. 6 % aus.

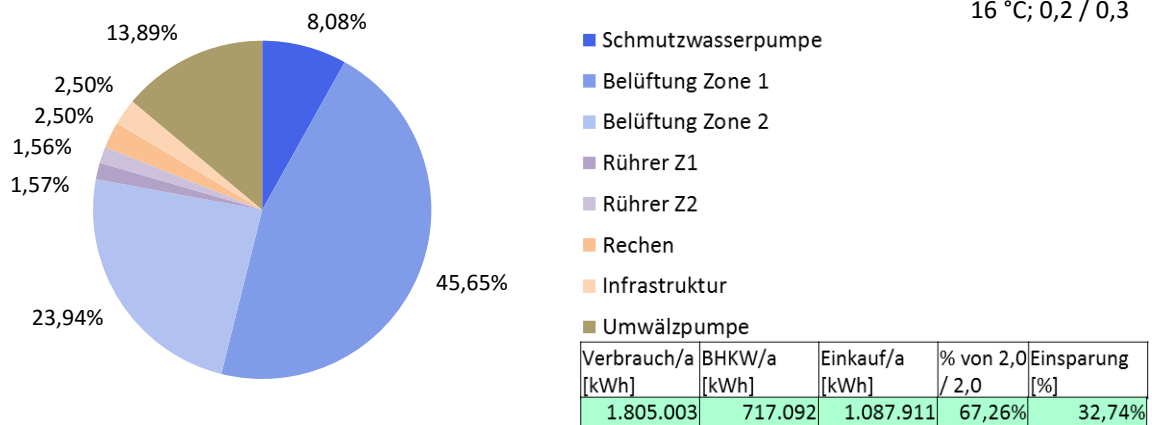


Abbildung 26: Energieverbraucher des HKW Emden bei 16 °C (Simulation Ideal-Zustand mit Ablaufwerten $\text{NH}_4\text{-N} < 1\text{g/m}^3$)

Bei der Einstellung mit einer Sauerstoff-Konzentration von $0,2\text{ g/m}^3$ in BB1 und $0,3\text{ g/m}^3$ wird ein Jahres-Energieverbrauch von 1.805.003 kWh berechnet. Die größten Verbraucher sind wie vermutet immer noch die Gebläse der Belebungszone mit 45,65 % (BB1) und 23,94 % (BB2). Hier konnten die Anteile am Energieverbrauch (Gesamteinsparung 32,74 %) bei BB1 um ca. 8 % reduziert werden; BB2 brauchte ca. 1 % mehr. Die Anteile der anderen Verbraucher sind leicht angestiegen, da immer die gleiche Menge Abwasser mit der gleichen Belastung verarbeitet werden muss. Werden die Energieverbräuche auf EW normiert, erhält man mit dieser Einstellung etwa $16,7\text{ kWh}/(\text{EW}\cdot\text{a})$ bei 75.000 EW für die Belüftung. Für die GK4 ist das ein ganz guter Wert. Zuvor (bei $2,0\text{ mg/L} / 2,0\text{ mg/L}$) waren es $23,8\text{ kWh}/(\text{EW}\cdot\text{a})$, was ziemlich hoch ist.

Bei 25 °C sind die biologischen Prozesse noch schneller als bei 16 °C . Demzufolge sind vertretbare Werte für Ammonium und Nitrat bei noch geringerer Sauerstoff-Konzentration in den beiden Zonen des Belebungsbeckens zu erwarten.

Beim Ausgangszustand (Tabelle 8) mit jeweils 2 mg/L Sauerstoff geht der Ammonium-Wert auf $0,20\text{ mg/L}$ zurück und der Nitrat-Wert geht durch den Überschuss an Sauerstoff auf $19,55\text{ mg/L}$ hoch. Weiterhin ist mit $1,31\text{ mg/L}$ die Sauerstoffkonzentration im Ablauf viel zu groß. Das heißt, eine Menge Sauerstoff wurde in das System eingebracht, die nicht richtig von der Biologie verarbeitet werden konnte und das System ungenutzt verlässt.

Allein durch die Änderung der Belüftungsintervalle - wie oben beschrieben – lässt sich ca. 3 % Energie einsparen.

Wird als Ziel ausgegeben, die Ammonium-Stickstoff-Konzentration unter 1 mg/L zu halten, stellt sich als beste Kombination $0,10\text{ mg/L}$ Sauerstoff in Zone 1 und $0,20\text{ mg/L}$ Sauerstoff in Zone 2 heraus. Dies sind noch jeweils $0,1\text{ mg/L}$ weniger als bei 16 °C . Mit dieser Einstellung würden im Auslauf $0,86\text{ mg/L}$ Ammonium-N und $1,42\text{ mg/L}$ Nitrat-N zu erwarten sein, bei einem Rest-Sauerstoffgehalt von $0,12\text{ mg/L}$. Mit dieser Einstellung (Einschränkung s. u.) würde ein Verbrauch von 1.782.000 kWh/a erreicht und 705.140 kWh/a elektrische Energie im BHKW erzeugt werden. Mit diesen Werten könnte eine Netto-Einsparung von ca. 42 % erzielt werden.

Soll die Konzentration an Ammonium-N im Auslauf unter 0,75 mg/L gehalten werden, erhält man mit der Kombination 0,20 mg/L Sauerstoff in Zone I und 0,50 mg/L in Zone II die besten Werte.

Tabelle 8: Einsparpotenzial für das HKW Emden in Abhängigkeit von der O₂-Konzentration in den Belebungszone bezogen auf den Ist-Zustand bei 25 °C.

Sauerstoff-Gehalt [mg/L]		Ammonium-N [mg/L]	Nitrat-N [mg/L]	Sauerstoff [mg/L]	Verbrauch/a [kWh]	BHKW/a [kWh]	Einkauf/a [kWh]	% von 2,0 / 2,0	Einsparung [%]
BB Z1	BB Z2	Ausgang	Ausgang	Ausgang					
2,00	2,00	0,20	19,55	1,31	2.556.483	688.636	1.867.847	100,00%	0,00%
2,00	2,00	0,50	16,05	1,17	2.498.705	688.665	1.810.040	96,91%	3,09%
2,00	1,50	0,54	15,10	0,88	2.440.645	688.767	1.751.878	93,79%	6,21%
1,80	2,00	0,51	15,40	1,17	2.447.122	688.655	1.758.467	94,14%	5,86%
1,80	1,50	0,54	14,55	0,88	2.349.284	688.622	1.660.662	88,91%	11,09%
1,50	2,00	0,51	14,30	1,17	2.373.572	688.604	1.684.968	90,21%	9,79%
1,50	1,80	0,53	14,03	1,06	2.349.284	688.622	1.660.662	88,91%	11,09%
1,50	1,50	0,55	13,55	0,88	2.314.464	688.628	1.625.836	87,04%	12,96%
1,30	2,00	0,52	13,50	1,17	2.326.186	688.484	1.637.702	87,68%	12,32%
1,30	1,80	0,52	13,56	1,18	2.301.653	688.526	1.613.127	86,36%	13,64%
1,30	1,50	0,53	12,05	0,89	2.267.575	688.615	1.578.960	84,53%	15,47%
1,30	1,30	0,55	12,30	0,75	1.908.959	696.246	1.212.712	64,93%	35,07%
1,30	1,00	0,56	11,45	0,59	2.210.199	688.701	1.521.498	81,46%	18,54%
1,00	1,50	0,45	11,00	0,87	2.195.402	688.483	1.506.919	80,68%	19,32%
1,00	1,30	0,56	10,60	0,75	2.172.584	688.579	1.484.005	79,45%	20,55%
1,00	1,00	0,57	9,90	0,58	2.138.483	688.607	1.449.876	77,62%	22,38%
0,80	1,00	0,58	8,40	0,58	2.120.439	688.644	1.431.795	76,65%	23,35%
0,80	0,80	0,64	8,55	0,45	2.071.989	656.186	1.415.803	75,80%	24,20%
0,80	0,50	0,66	8,55	0,29	2.037.621	694.855	1.342.766	71,89%	28,11%
0,80	0,30	0,74	7,60	0,17	2.003.046	695.222	1.307.823	70,02%	29,98%
0,80	0,20	0,87	8,55	0,12	1.978.892	695.690	1.283.202	68,70%	31,30%
0,50	1,30	0,60	8,73	0,75	2.056.109	694.913	1.361.196	72,88%	27,12%
0,50	1,00	0,58	8,80	0,60	2.016.887	697.978	1.318.909	70,61%	29,39%
0,50	0,80	0,65	7,70	0,46	2.006.232	697.772	1.308.460	70,05%	29,95%
0,50	0,50	0,63	7,05	0,30	1.954.115	698.473	1.255.641	67,22%	32,78%
0,50	0,30	0,72	5,80	0,18	1.932.399	695.818	1.236.581	66,20%	33,80%
0,30	0,80	0,65	5,50	0,46	1.952.883	695.717	1.257.166	67,31%	32,69%
0,30	0,50	0,69	4,55	0,36	1.908.959	696.246	1.212.712	64,93%	35,07%
0,30	0,30	0,74	3,55	0,17	1.885.056	697.314	1.187.742	63,59%	36,41%
0,30	0,20	0,83	2,90	0,12	1.932.399	698.289	1.234.109	66,07%	33,93%
0,30	0,10	1,02	1,60	0,06	1.827.109	700.449	1.126.659	60,32%	39,68%
0,20	0,80	0,67	4,20	0,45	1.915.825	697.035	1.218.789	65,25%	34,75%
0,20	0,50	0,72	3,30	0,29	1.878.766	698.250	1.180.516	63,20%	36,80%
0,20	0,30	0,78	2,50	0,17	1.847.330	699.540	1.147.790	61,45%	38,55%
0,20	0,20	0,83	1,80	0,12	1.825.100	700.828	1.124.273	60,19%	39,81%
0,20	0,10	0,98	0,93	0,06	1.792.159	703.072	1.089.087	58,31%	41,69%
0,10	0,30	0,83	1,85	0,17	1.807.583	703.279	1.104.304	59,12%	40,88%
0,10	0,20	0,86	1,42	0,12	1.782.279	705.140	1.077.138	57,67%	42,33%
0,10	0,10	1,02	0,54	0,06	1.743.674	709.246	1.034.428	55,38%	44,62%
0,10	0,05	1,40	0,18	0,03	1.709.343	713.996	995.347	53,29%	46,71%
0,05	0,10	1,40	0,75	0,06	1.705.756	717.045	988.711	52,93%	47,07%

Mit dieser Einstellung würde im Auslauf 0,72 mg/L Ammonium-N und 3,30 mg/L Nitrat-N zu erwarten sein, bei einem Rest-Sauerstoffgehalt von 0,29 mg/L. Mit dieser Einstellung würde ein Verbrauch von 1.879.000 kWh/a erreicht und 698.250 kWh/a elektrische Energie im BHKW erzeugt werden. Mit diesen Werten könnte eine Netto-Einsparung von ca. 37 % erzielt werden.

Die Kombination von sehr geringen Sauerstoff-Konzentrationen in den Belebungsbecken und der sehr gute Abbau von Ammonium sind eine Folge der großen Menge an autotropher Biomasse in den Zonen I und II. Es ist sehr schwer abzuschätzen, wie realistisch diese Konzentrationen sind. In der Literatur [Zettl 2001] werden Werte in der Größenordnung von 150 mg CSB/L angegeben, die auch in unserem Modell zu finden sind.

Die Bakterien-Aktivitäten bei „normalen“ Sauerstoff-Gehalten in den aeroben Zonen sind gut untersucht und finden sich in unserem Modell wieder. Ob allerdings die in der Simulation hochgerechneten Wachstums- und Absterbe-Raten für die extrem niedrigen Sauerstoffgehalte noch gelten und ob die Umsetzung (Nitrifikation und Denitrifikation) noch so abläuft wie im Modell abgebildet, muss verifiziert werden.

Weiterhin sollte in einem weiteren Projekt untersucht werden, ob bei geringeren Sauerstoff-Konzentrationen klimarelevante Gase (Lachgas N_2O) entstehen. Sowohl bei der (unvollständigen) bakteriellen Oxidation (Nitrifikation) von Ammonium (statt NH_4^+ zu NO_3^- mit Oxidationsstufe N = -3 zu N = +5 nur NH_4^+ zu N_2O mit Oxidationsstufe N = -3 zu N = +1) als auch bei der (unvollständigen) bakteriellen Reduktion (Denitrifikation) von Nitrat (statt NO_3^- zu N_2 mit Oxidationsstufe N = +5 zu N = 0 nur NO_3^- zu N_2O mit Oxidationsstufe N = +5 zu N = +1) kann sich Lachgas bilden, da sich die thermodynamischen Stabilitäten der verschiedenen Stickstoff-Verbindungen nicht sehr stark unterscheiden [Scheffer & Schachtschabel 2010]. Das ASM3-Modell sieht weder die Konzentration von Nitrit (NO_2^-) noch Lachgas (N_2O) als Parameter vor.

Simulation in SIMBA®#

SIMBA 6.6 basierte auf der Softwareplattform MATLAB/Simulink. Diese ist zwar weit verbreitet, sie ist aber auch fehleranfällig und sehr teuer. Außerdem gab es zweimal im Jahr ein wesentliches Update, das jedes Mal umfangreiche Änderungen der Software erforderte. Daher entwickelte die ifak System GmbH das neue SIMBA#, das auf dem allgemein verfügbaren .NET von Microsoft basiert. Das Modell des HKW Emden wurde daher ebenfalls in SIMBA# nachgebildet.

In SIMBA 6.6 wurde die intermittierende Belüftung durch eine Zeitschaltuhr nachgebildet. Ein gewisser Zeitraum wurde gewählt, in dem die Belebungszone dauernd belüftet wird. (Damit sich im Belebtschlamm keine Luftkanäle bilden, wird die Belüftung immer wieder ausgeschaltet.) Hier findet in der aeroben Fahrweise die Nitrifikation (bakterielle Oxidation des NH_4^+ zu NO_3^- , Absinken der NH_4^+ -Konzentration) statt (Abbildung 27). Wenn die Belüftung ausgestellt wird, findet im anoxischen Zustand die Denitrifikation [bakterielle Reduktion des NO_3^- zu Stickstoff (N_2 -Gas)] statt. Damit der Belebtschlamm in Suspension bleibt, gibt es hier immer wieder kurze Luftstöße.

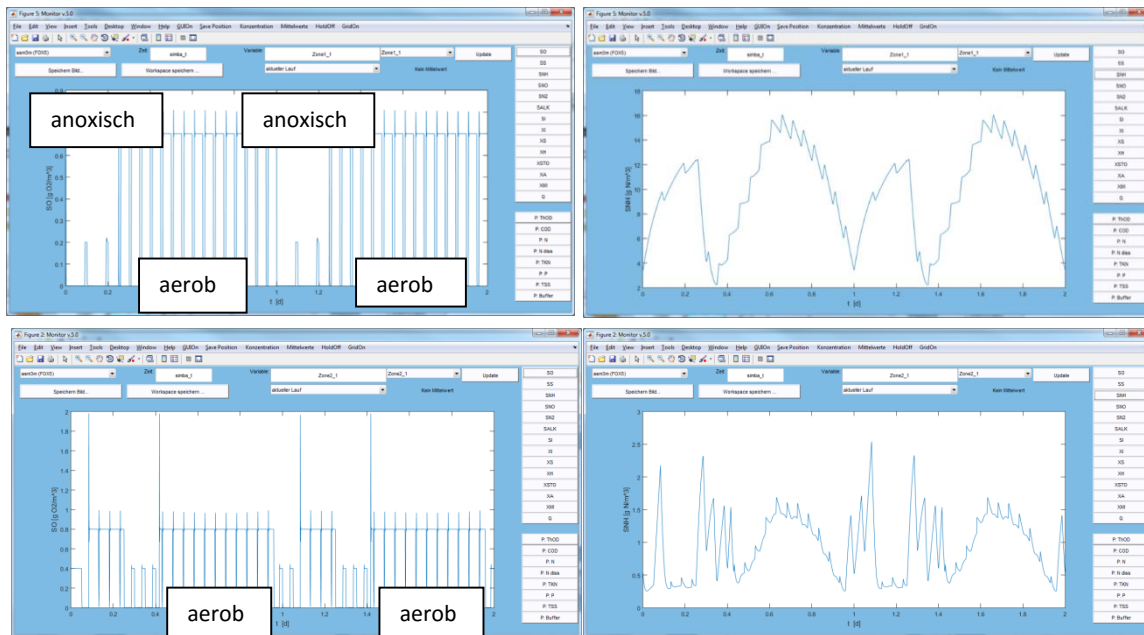


Abbildung 27: Sauerstoff- und Ammonium-Konzentrationen in BB1 und BB2 in der Simulation mit SIMBA 6.6 (Zeitschaltuhr)

Unter SIMBA# ist diese Vorgehensweise nicht mehr möglich. Hier gibt es zwei Möglichkeiten, die intermittierende Belüftung nachzubilden. Die erste Option ist die Verwendung von Petri-Netzen, die zweite Option ist die Verwendung von PI-Reglern für die Gebläse gekoppelt mit der Verwendung eines Pulssignals (s.o.).

Allgemeine Beschreibung des Modells des HKW Emden unter SIMBA#

Der gelbe Block oben links in Abbildung 28 liest den Tagesgang aus einer Excel-Datei aus. Es folgen zwei Converter-Blöcke, die das Eingangssignal in die 13 Parameter des ASM3 umrechnen und den Durchfluss Q . Der folgende Block „Aufteiler“ sagt der Simulation, dass der Abwasserstrom auf zwei identische Straßen aufgeteilt wird. Es folgt ein Vorklärbecken mit Primärschlamm-Abzug. Im folgenden „Aufteiler“ wird der Hauptstrom in BB1 eingeleitet, ein definierter Bruchteil wird als C-Quelle in BB2 geleitet. Nach BB1 werden die Daten des ASM3 ausgegeben; der Sauerstoff-Wert wird an den PI-Regler weitergegeben, der das Gebläse regelt.

Es folgt der Block „Mischer“. Hiermit werden das Abwasser aus BB1, der abgeleitete Teilstrom aus der Vorklärung und ein Teil des Rücklaufschlammes BB2 zugeführt. Der folgende Sensor für Sauerstoff gibt den Wert zur PI-Regelung des Gebläses in BB2 weiter. Es folgt die Nachklärung mit Abzug des Rücklaufschlammes über die RS-Pumpe und der Abgabe des geklärten Abwassers mit allen Werten des ASM3-Modells.

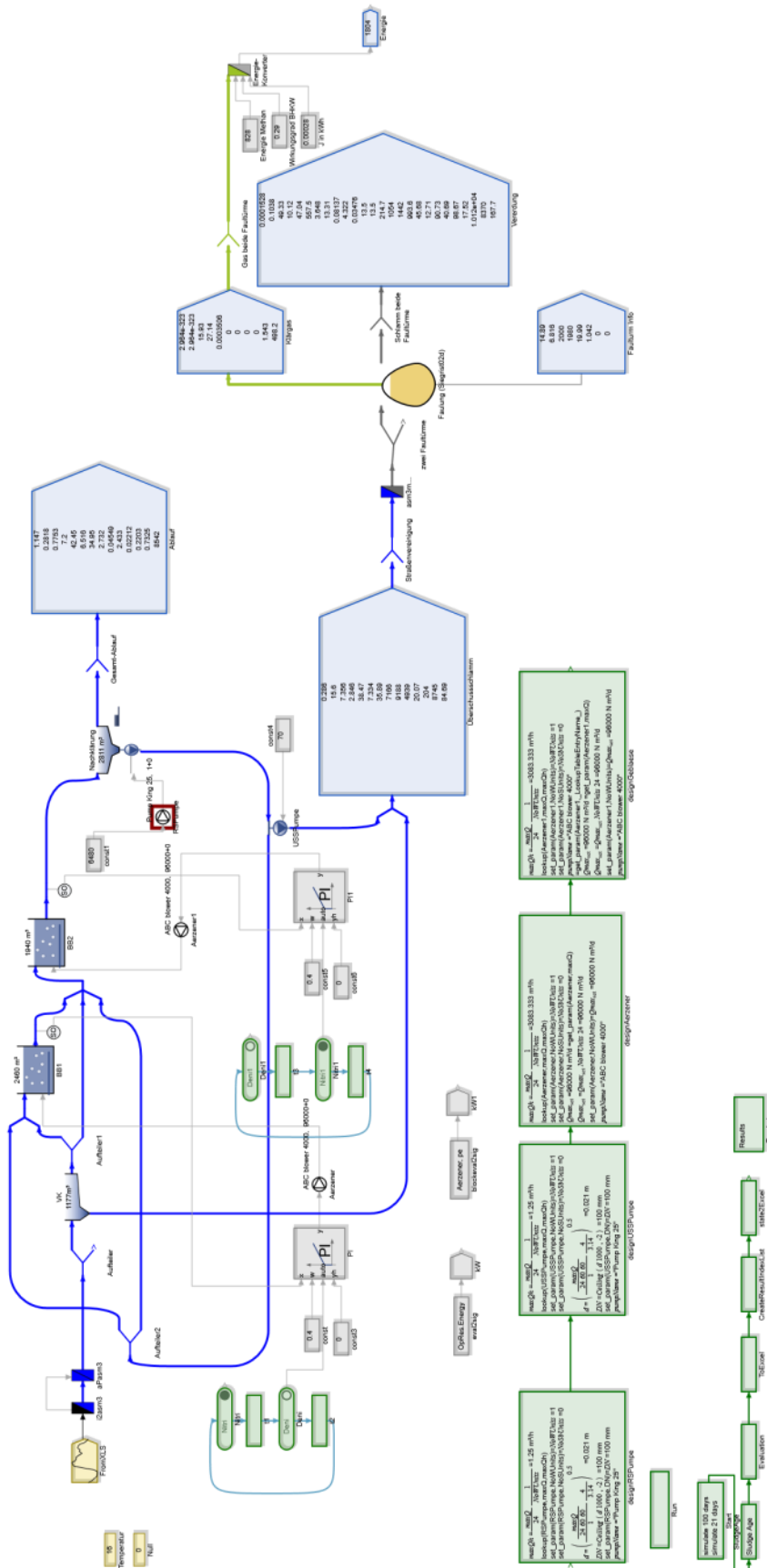


Abbildung 28: SIMBA# Modell des HKW Emden; intermittierende Belüftung mit Petri-Netz.

Aus dem RS-Schlamm-Strom wird über die USS-Pumpe der Überschuss-Schlamm abgezweigt. Der Überschuss-Schlamm wird dann gemeinsam mit dem Primärschlamm abgeleitet (Ausgabe der Werte des ASM3-Modells für den Schlamm). Die Ströme der beiden identischen Straßen werden vereinigt und der folgende Converter-Block rechnet die Werte des ASM3-Modells in die Werte des ADM-Siegrist-Modells um, mit dem die Vergärung in den Faultürmen simuliert wird. Anschließend wird die Vergärung in den beiden Faultürmen simuliert. Diese können parallel betrieben werden, wie es zurzeit in Emden geschieht, oder in Serie, wobei der Faulschlamm nach einer kürzeren Aufenthaltszeit in Faulturm 1 im folgenden Faulturm 2 einer Nachvergärung unterliegt. Hier werden die Parameter im ADM-Siegrist-Modell für den ausgegorenen Schlamm und das entstandene Faulgas ausgegeben. Die Werte für das Faulgas werden im anschließenden Converter-Block in zu erhaltende elektrische Energie und Wärmeenergie umgerechnet.

In den großen grünen Design-Blöcken werden die Parameter für die verschiedenen Pumpen und Gebläse genauer definiert. Mit den kleinen grünen Blöcken können verschieden Parameter berechnet werden, z. B. das Schlammalter in verschiedenen Becken.

Im „Evaluation“-Block können weitere Parameter berechnet werden wie Kosten für Bau und Betrieb des entsprechenden Aggregats, Sauerstoff-Zehrung und Ausstoß von CO₂ beim CSB-Abbau. Es folgt ein Block um diese Daten entweder in eine EXCEL-Datei auszugeben und/oder als Ergebnis-Diagramm anzuzeigen. Alle chemischen/biologischen Daten des ASM3-Modells für die verschiedenen Becken und anderen „Stationen“ des Modells werden errechnet und dann in einer Excel-Datei ausgegeben. Der Block „Results“ listet nochmals alle Werte inklusive der Energie-Verbräuche auf und schreibt sie ebenfalls in eine EXCEL-Datei.

Die beiden PI-Regler werden über ein Petri-Netz geregelt. Mit dem Petri-Netz wird dem PI-Regler mitgeteilt, ob die Belebungszone aerob betrieben wird (Nitrifikation, Nitri) oder anoxisch (Denitrifikation, Deni). Die Dauer der Nitri- bzw. Deni-Phase kann durch den darunterliegenden Block t1 (bzw. t2) definiert werden.

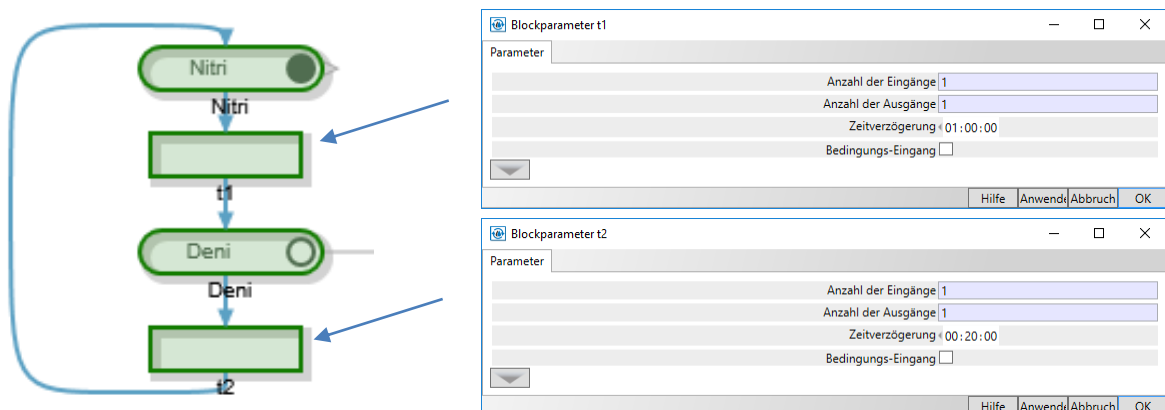
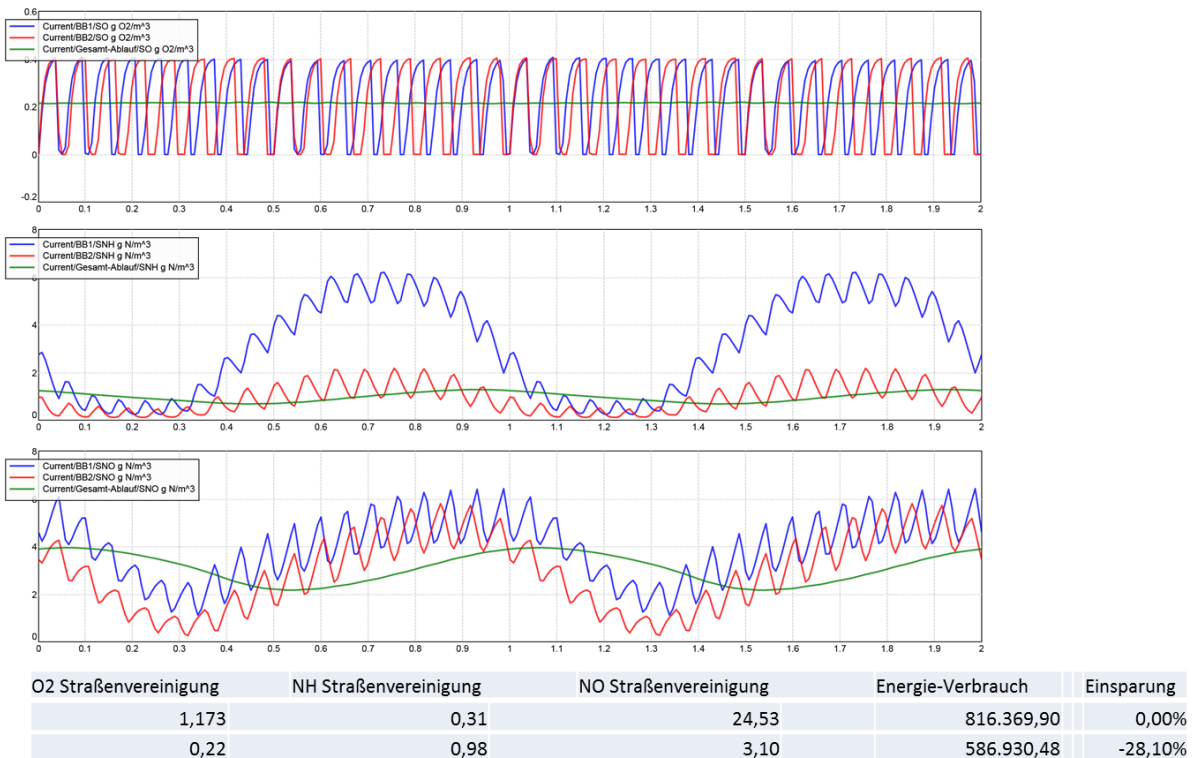


Abbildung 29: Petri-Netz mit 1 h Nitrifikation und 20 Minuten Denitrifikation

Hiermit kann die intermittierende Belüftung relativ gut abgebildet werden. Die einzelnen Abschaltungen der Gebläse in der aeroben Phase bzw. die Luftstöße in der anoxischen Phase können jedoch nicht in die Simulation eingebracht werden. Die Effekte sind aber ebenso gut zu erkennen wie in SIMBA 6.6.



Legende: Oben: Sauerstoff-Konzentration in BB1, BB2 und Ablauf (2 Tage). Mitte: Ammonium-Konzentration in BB1, BB2 und Ablauf (2 Tage). Unten: Nitrat-Konzentration in BB1, BB2 und Ablauf (2 Tage)

Abbildung 30: Modell des HKW Emden unter SIMBA# mit einem Petri-Netz.

Werden der Sauerstoff-Gehalt ($0,4 \text{ g/m}^3$) und die Belüftungs-Intervalle auf diese Weise geregelt, ist eine Energie-Einsparung von ca. 28 % gegenüber dem Normbetrieb mit 2 g/m^3 möglich (Abbildung 30, ganz unten). Der Ammonium-Wert im Ablauf beträgt ca. 1 g/m^3 und auch der NO_3^- -Wert ist mit ca. 3 g/m^3 so niedrig, dass auch der Gesamt-Stickstoff-Wert von 10 g/m^3 unterschritten werden kann.

Eine weitere Möglichkeit, die intermittierende Belüftung nachzubilden, besteht in der Verwendung von Pulssignalen. Diese werden bei der Steuerung und Regelung des Sauerstoff-Gehalts eingesetzt. In Abbildung 31 wird der Sauerstoff-Gehalt jeweils in BB1 und BB2 geregelt. Hierzu werden nach der Belebungszone 1 bzw. 2 der Sauerstoff- und Ammonium-Gehalt des Abwassers gemessen. Beide Werte werden in den entsprechenden O_2 -Regler (Abbildung 32) eingelesen. Außerdem ist in diesem Modell eine Regelung des Nitrat-Gehaltes im Abwasser hinzugekommen (s. o.).

Zusätzlich wurden weitere Pumpen hinzugenommen und die Einstellungen zu Förderhöhe, Rauheit der Rohre, Volumenstrom, Wirkungsgrad usw. an die Realität angepasst, so dass im Normalbetrieb (Sauerstoff-Konzentration in den Belebungsbecken jeweils 2 g/m^3) der gemessene Energie-Aufwand zum Betrieb des HKW Emden mit ca. 2.300.000 kWh/a wiedergefunden werden konnte. Die mit der Simulation berechnete, prozentuale Aufteilung auf die verschiedenen Verbraucher ist in Abbildung 34 dargestellt.

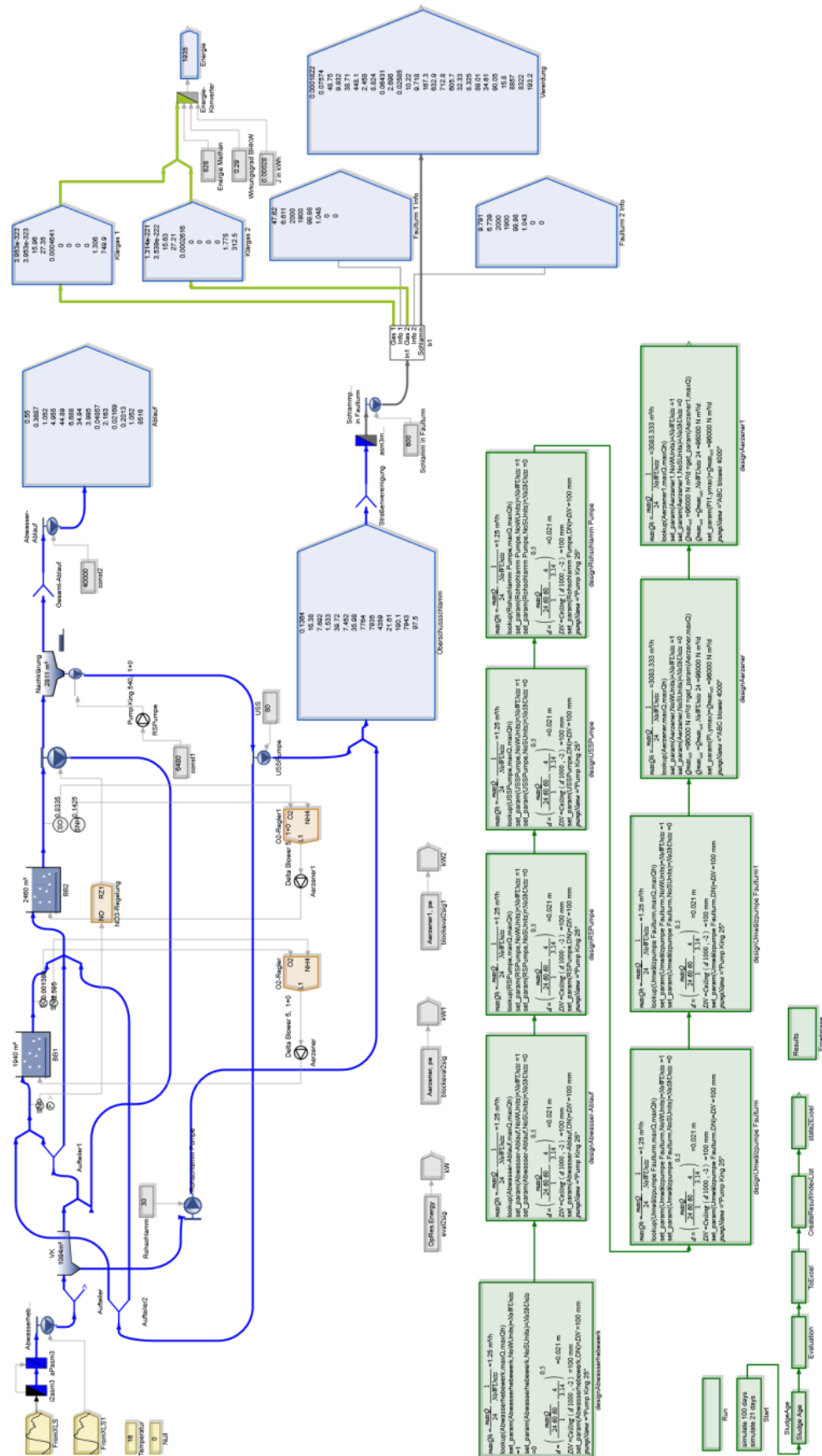


Abbildung 31: SIMBA# Modell des HKW Emden; intermittierende Belüftung mit Regelung der Sauerstoff-Konzentration.

Zur Steuerung und Regelung des Sauerstoff-Gehaltes in Belebungszone 1 werden der Sauerstoff- und Ammonium-Gehalt nach BB1 ausgelesen und über den Block „mess“ an den PID-Regler weitergegeben (Abbildung 32). Der Block „Pulssignal“ gibt die Länge des Pulses an und den Prozentsatz, an dem belüftet wird. Der gemessene Ammonium-Gehalt wird ebenso über einen Block „mess“ an den Block „saturation“ weitergegeben. Hier wird definiert, welche Werte der Sauerstoff-Gehalt annehmen darf. Außerdem wird definiert, wie groß der Sauerstoff-Gehalt in BB1 normalerweise sein darf, um diesen Abbau von Ammonium zu ermöglichen. Alle Werte werden zum PID-Regler weitergegeben. Dieser gibt über den Block „stell“ ein Signal an das entsprechende Gebläse.

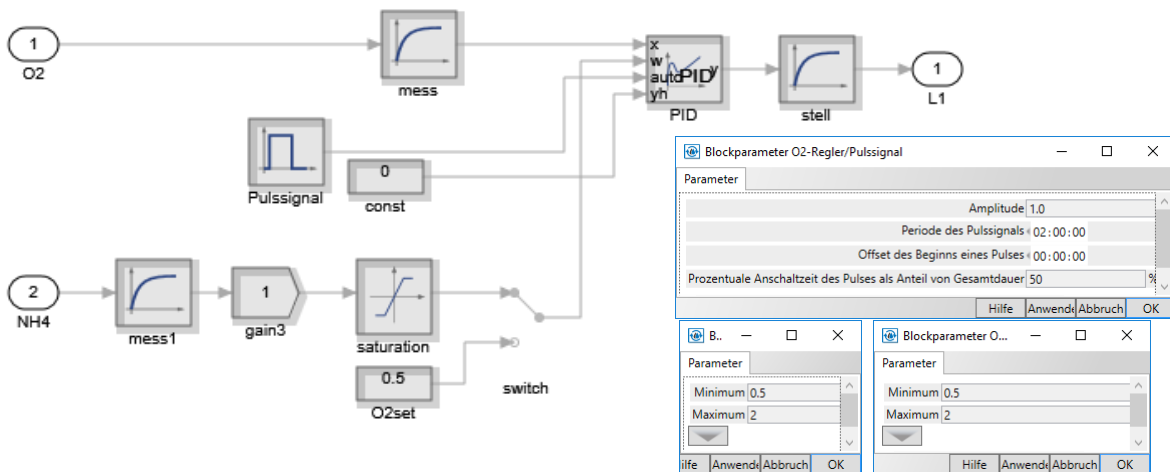
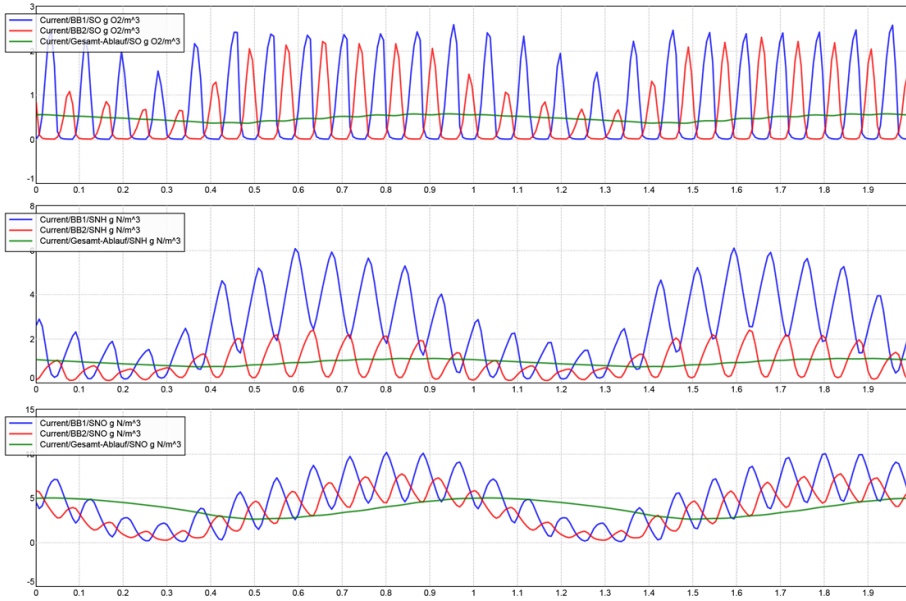


Abbildung 32: SIMBA# Modell des HKW Emden; Sauerstoff-Regler .

Wird der Sauerstoff-Gehalt so geregelt, kann er auf die Belastung durch den hereinkommenden Abwasser-Strom reagieren. In Abbildung 33 ist in der oberen Abbildung zu erkennen, dass der Sauerstoff-Gehalt in BB1 nur im Vormittagsbereich (0,35 d = 8:30 Uhr) bis Mitternacht während der größten Abwassermenge und -belastung den Maximal-Wert erreicht. In BB2 wird der Maximal-Wert nur im nachmittags (0,65 d = 16:30 Uhr) erreicht. Alle anderen Werte sind deutlich niedriger.

Der Ammonium-Wert im Ablauf beträgt ca. 1 g/m^3 und auch der NO_3^- -Wert ist mit ca. 4 g/m^3 so niedrig, dass auch der Gesamt-Stickstoff-Wert von 10 g/m^3 unterschritten werden kann. Auch mit dieser Regelung sind also sehr gute Ablaufwerte zu erreichen. Mit den oben angegebenen Werten sind ca. 14 % Einsparung möglich. Hier kann durch Optimierung der Simulation sicher noch ein größeres Potenzial ermittelt werden.

HKW Emden Norm_Excel6_20_20_a__Puls_Regelung_intermitt_3_NO3_7_PID_8c_27aFaul_13 geregelt



O2 Gesamt-Ablauf	NH Gesamt-Ablauf	NO Gesamt-Ablauf	Energie-Verbrauch	Energie-Ertrag	Brutto	Einsparung	Gesamt-Einsp.
1,30	0,76	14,39	2.313.222,74	620.159,33	1.693.063,41	0,00%	0,00%
0,48	0,93	3,87	2.161.756,79	707.237,13	1.454.519,66	-6,55%	-14,09%

Oben: Sauerstoff-Konzentration in BB1, BB2 und Ablauf (2 Tage); Mitte: Ammonium-Konzentration in BB1, BB2 und Ablauf (2 Tage); Unten: Nitrat-Konzentration in BB1, BB2 und Ablauf (2 Tage)

Abbildung 33: Ergebnis des Modells des HKW Emden unter SIMBA# mit Regelung des Sauerstoff-Gehalts.

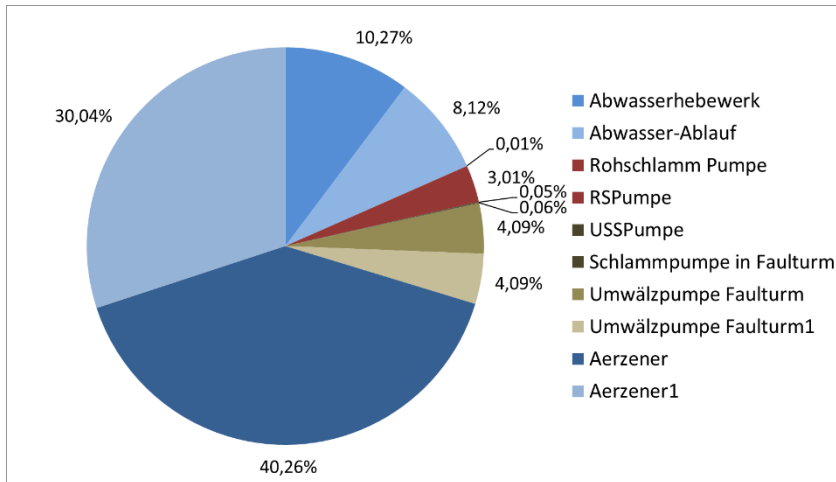


Abbildung 34: Prozentualer Anteil der Verbraucher des HKW Emden in der Simulation mit SIMBA#

4.2 Weitergehende Betrachtungen

4.2.1 Systemanalyse nach F. Vester

4.2.1.1 Erläuterungen zur Systemanalyse

Die simulationsgestützte Prozessführung soll ein hohes Maß an Sicherheit hinsichtlich der Reinigungsleistung bei unterschiedlichen Belastungssituationen bei gleichzeitiger Minimierung des Fremdenergieanteils ermöglichen. Natürlich bedingt jedwede Art der Automatisierung eine transparente und nachvollziehbare Struktur, um gerade im automatisierten Betrieb die Akzeptanz der Kläranlagenbetreiber bzw. des -personals sicherzustellen. Vorbehalte gegenüber einer automatisierten Steuerung sind im Vorfeld grundsätzlich nicht auszuschließen.

Anhand einer Systemanalyse [Vester 1990] sollten alle Einflussfaktoren, die Vorbehalte auf Seiten der Kläranlagenbetreiber bei der Implementierung bedingen können, bestimmt und bewertet werden. Das Verfahren ist geeignet, auch sog. „weiche Faktoren“, die durchaus systemrelevant sein können, in die Betrachtung einzubeziehen. Auf diese Weise wird die systematische und ganzheitliche Betrachtung und Bewertung des Systems und einzelner Teilprozesse möglich. Durch die integrative und möglichst interdisziplinäre Betrachtungsweise wird der Fokus abweichend vom technisch-naturwissenschaftlichen Denken auf mögliche systeminterne Paradigmen gelenkt.

Die Anwendung des Sensitivitätsmodells hatte mithin zum Ziel, bereits vor der geplanten großmaßstäblichen Umsetzung der simulationsgestützten Prozessführung, mögliche Probleme und kritische Faktoren im Gesamtsystem zu identifizieren. Nur durch die frühzeitige Einbeziehung dieser als problematisch einzuordnenden Faktoren ist ein Akzeptanzverlust und damit das Scheitern der Umsetzung der Maßnahme zu vermeiden. Die Grundlagen für diesen Abschlussbericht wurden in Seminarform durch die Projektbeteiligten erarbeitet.

Mit dem Sensitivitätsmodell, welches von Frederic Vester in langjähriger Arbeit entwickelt worden ist, liegt dem Planer und Manager ein professionelles und umfassendes Instrumentarium vor. Dieses Modell bietet die Möglichkeit komplexe Systeme zu erfassen, zu analysieren und zu planen. Es ist als Werkzeug zu verstehen, mit dem der Anwender in aufeinander aufbauenden Arbeitsschritten eine umfassende Betrachtung aus verschiedenen Sichtweisen gewinnt. Anhand einer iterativen Vorgehensweise, die bestrebt ist, definierte Variablen kritisch zu hinterfragen und gegebenenfalls anzupassen, erlangt der Benutzer eine gewisse Sensitivität für das betrachtete System. Durch die ganzheitliche Betrachtung einer bestimmten Fragestellung können nachhaltige und systemverträgliche Maßnahmen oder Verbesserungsvorschläge erarbeitet werden. Abschließend können die Systemzusammenhänge visualisiert werden, wodurch strategische Gefüge auch einem Unbeteiligten leicht verständlich verdeutlicht werden können. Die Vernetzungen innerhalb eines Systems werden greifbar.

Neben der Berücksichtigung quantitativer Daten ist auch die Beachtung qualitativer Einflussgrößen und Parameter möglich. Die hieraus resultierenden Wechselwirkungen, die in anderen Systembetrachtungen oft vernachlässigt werden, zeichnen ein realistisches Bild des Ganzen. Durch das Aufzeigen üblicherweise nicht beachteter Wirkungsketten, Rückkopplungen und Regelkreise im Modell ergibt sich ein besonderes Verständnis für das tatsächliche System.

Die in Tabelle 9 zusammengestellten Arbeitsschritte wurden z. T. iterativ durchgeführt. In diesem Abschlussbericht wird auf diese nur verkürzt eingegangen.

Tabelle 9: Durchgeführte Arbeitsschritte zur Systembetrachtung.

1.	Definition der Systemgrenzen/Systembeschreibung (Abs. 3)
2.	Zusammentragen systemrelevanter Einflussgrößen (Brainstorming) und Ordnung nach Oberkriterien
3.	Ableitung von Variablen mit zugehörigen Indikatoren, mit denen das System beschrieben werden kann
4.	Überprüfung der Variablen anhand einer Kriterien-Matrix, um sicherzustellen, dass alle notwendigen Bereiche des Systems abgedeckt werden
5.	Anpassung und Ergänzung der Variablen (iterativ)
6.	Erstellung einer Einfluss-Matrix nach dem Wertzahlenprinzip mit der die Wirkung aller Variablen untereinander bewertet wurden
7.	Interpretation der einzelnen Variablen hinsichtlich ihrer Einbindung in das Gesamtsystem (Rollenverteilung)
9.	Erstellung eines Wirkungsgefüges zur Visualisierung der Zusammenhänge im System
10.	Herausarbeiten und Interpretation von Regelkreisen bzw. Teilszenarien innerhalb des Wirkungsgefüges
11.	Überprüfung des Systems anhand der biokybernetischen Regeln
12.	Erstellen möglicher Lösungsansätze bzw. Ausarbeitung von Handlungsempfehlungen

Die Untersuchung hatte zum Ziel, mögliche Gefahrenpotenziale bzw. Störgrößen, die eine erfolgreiche Implementierung der simulationsgestützten Prozessführung im Sinne der Projektziele birgt, zu identifizieren. Als Fragestellung wurde daher definiert:

Was sind die Konsequenzen für den Betreiber bei der Implementierung und dem Betrieb einer simulationsgestützten Prozessführung auf kommunalen Kläranlagen?

Explizit sollte durch die Fragestellung auch die Seite des Kläranlagenpersonals berücksichtigt werden. Neben der Einbeziehung solch weicher (sozialer) Faktoren wurden durch die Fragestellung auch die technischen, rechtlichen, fiskalischen und ökologischen Einflussfaktoren berücksichtigt.

4.2.1.2 Definition von Variablen

Zur Beschreibung des Gesamtsystems wurde ein Variablensatz definiert, der alle Aspekte wiedergeben soll. Bei der Definition der Variablen ist es wichtig, dass diese gerichtet sind. Das heißt, dass sie eindeutig (positiv oder negativ, hoch oder niedrig o.ä.) in eine bestimmte Richtung veränderbar sind. Es wurden die folgend genannten Variablen definiert, die der weiteren Betrachtung zugrunde liegen. Schließlich wurde die Wirkung aller Variablen untereinander bewertet (Einfluss-Matrix). Hieraus lässt sich ableiten, wie bestimmte Variablen im Gesamtsystem wirken.

Variable 1 – Grad der Eigenversorgung

Berücksichtigt wurden in dieser Variable der Gasertrag aus der anaeroben Schlammstabilisierung (Faulung) des HKW Emden, zunächst ohne Zugabe von Co-Substrat. Das in Blockheizkraftwerken zu elektrischer Energie umgesetzte Faulgas deckt einerseits den elektrischen Eigenbedarf (darüber hinaus wird z. T. Strom in das öffentliche Netz eingespeist) und den thermischen Energiebedarf der mesophilen Schlammstabilisierung. Der Wirkungsgrad dieses Systems sowie mögliche Wechselwirkungen mit weiteren regenerativen Energieträgern (Sonne, Wind, o. ä.) werden mit dieser Variable nicht eingeschlossen. Daher ist der Grad der Eigenversorgung als Maß der Abhängigkeit vom örtlichen Energieversorger zu sehen, d. h. inwieweit kann das HKW Emden energieautark betrieben werden bzw. hängt es vom Fremdenergiebezug ab. Ein hohes Maß der Eigenversorgung wird als positiv bewertet und ist anzustreben.

Variable 2 – Energieproduktion

Das in der anaeroben Schlammstabilisierung gewonnene Gas wird in Blockheizkraftwerken in elektrische und thermische Energie umgesetzt. Diese Variable zielt auf die Optimierung dieser Energieströme evtl. gekoppelt mit weiteren regenerativen Energien im Sinne einer Synchronisierung von Bedarf und Angebot (Kläranlage als Energiespeicher). Hierzu gehören die Menge und die Zusammensetzung des Faulgases, wie sie aus der Betriebsweise der Kläranlage resultieren. Gemeint ist weniger die enge physikalische Definition des Wirkungsgrades, sondern vielmehr die Gesamtheit des energetischen Produktionsprozesses einschließlich der Faulgasproduktion. Eine hohe Energieproduktion, nahe am technisch erreichbaren Maximum, wird als positiv bewertet. Technisch veraltete Systeme mit geringer Energieproduktion gelten als negativ.

Variable 3 – Wirkungsgrad der Verbraucher

Dem Wirkungsgrad der Energieverbraucher (vor allem Pumpen und Gebläse) kommt eine zentrale Bedeutung hinsichtlich der Energiebilanz kommunaler Kläranlagen zu. Bewerten lässt sich dieser Aspekt durch die Anwendung spezifischer Verbrauchswerte, die den Gesamtenergiebedarf beispielsweise auf die Eingangsbelastung oder die angeschlossenen Einwohnerwerte umlegen. Das technisch erreichbare Maximum wird als Optimum angesehen.

Variable 4 – Realitätsnähe der Simulation

Bei der simulationsgestützten Prozessführung kommt der Simulation eine besondere Bedeutung zu, da auf Grundlagen der Berechnungsergebnisse der Simulation die Kläranlagenprozesse gesteuert werden sollen. Unter der Realitätsnähe werden daher verschiedene Einflussfaktoren zusammengefasst. Hierzu gehört einerseits die mögliche Reaktionszeit im Ablauf 'Analytik – Simulation – Steuerung', andererseits der erreichbare Validierungsgrad, der angibt wie genau die Realität in der Simulation abgebildet werden kann. Ferner werden die Robustheit, die Zuverlässigkeit und die Kalibrierung des Simulationsmodells mit dem Ziel einer möglichst großen Betriebssicherheit in dieser Variable zusammengefasst. Eine möglichst große Realitätsnähe der Simulation wird als Optimum angesehen und angestrebt.

Variable 5 – Effektivität der Mess-/Steuer-/und Regeltechnik (MSR-Technik)

Der Kopplung von Simulation mit dem System „Kläranlage“ kommt zweifache Bedeutung zu. Einerseits ist der Anlagenzustand anhand einer online-Analytik zu erfassen. Andererseits sind die Simulationsergebnisse mit einer Steuer- und Regelungstechnik möglichst exakt umzusetzen. Die Anzahl der Messgrößen ist an die für eine zuverlässige Simulation notwendige Menge von Modellvariablen anzupassen. Neben der Präzision der Messtechnik umfasst diese Variable auch die steuerungstechnische Umsetzung der Simulationsergebnisse und deren Genauigkeit. Hierzu zählen also auch die Zuverlässigkeit und die Wartungsintensität der eingesetzten Technik. Ziel ist es, den Umfang der MSR-Technik zu optimieren (nicht zwangsläufig zu minimieren). Der effektive Einsatz der MSR-Technik wird als ideal angesehen.

Variable 6 – Betriebssicherheit der Kläranlagen-Technik

In dieser Variable werden die Betriebssicherheit, die Redundanz technischer Systeme, die Stör- und Fehleranfälligkeit der technischen Kläranlagen-Ausrüstung (Pumpen, Gebläse, Schieber etc.) zusammengefasst. Hinzu kommt die Langlebigkeit sowie der allgemeine Zustand der technischen Ausrüstung, die Möglichkeiten bzw. der Umfang der Datenspeicherung/-transfers. Die Variable, die den technischen Zustand der Anlage vor dem Hintergrund der aufrecht zu erhaltenden Betriebssicherheit bewertet, umfasst neben der Anlagentechnik auch den Zustand der MSR-Technik. Die Betriebssicherheit wird im Sinne der Fragestellung vor dem Hintergrund der gewählten Systemgrenzen auch durch räumliche Entwicklungspotenziale, sowie personelle, fiskalische, energetische und bauliche Reserven gekennzeichnet. Eine hohe Betriebssicherheit mit einer geringen Störanfälligkeit wird als Optimum angestrebt.

Variable 7 – Bedienerfreundlichkeit

Für die Umsetzung der simulationsgestützten Prozessführung ist die Anwenderfreundlichkeit, d. h. die Gestaltung der 'Mensch-Maschine-Schnittstelle' von Bedeutung, da nur bei korrekter und gezielter Einflussnahme das System einen optimierten Betriebszustand einnehmen kann. Die Transparenz des Systems (z. B. durch Visualisierung von Prozessabläufen) und die Dokumentation stehen in engem Zusammenhang mit der Bedienerfreundlichkeit und gehören daher ebenso in diese Variable. Eine hohe Bedienerfreundlichkeit wird als optimal bewertet.

Variable 8 – Ausbildungsgrad des Personals

Die individuelle Kompetenz des Kläranlagen-Personals wird durch Aus- und Weiterbildungsmaßnahmen beeinflusst. Hieraus resultiert möglicherweise eine bessere Vorbereitung auf Störfälle oder ungewöhnliche Betriebszustände. Ein hoher Ausbildungsgrad des Personals wird im Sinne der Fragestellung und mit dem Ziel einer hohen Betriebssicherheit als ideal angesehen.

Variable 9 – Motivation des Personals

Diese Variable spiegelt indirekt die Akzeptanz des Kläranlagen-Personals wieder, die in Innovationsbereitschaft, EDV-Begeisterung, Leistungsbereitschaft und individueller Motivation der Mitarbeiter resultieren. Zudem wird die Risikobereitschaft des verantwortlichen Kläranlagen-Leiters mit in diese Variable einbezogen. Es wird angenommen, dass sich eine hohe Mitarbeitermotivation positiv auf die Einführung der simulationsgestützten Prozessführung auswirkt.

Variable 10 – Flexibilität der Arbeitsorganisation

Die Struktur (und Art) der Betreibergesellschaft einer Kläranlage hat ebenso wie deren Eigentümerverhältnisse Einfluss auf die Möglichkeiten einer flexiblen Arbeitsorganisation. Hierzu zählen die Zuordnung von Arbeitsplätzen und Tätigkeitsbereichen, die Zuweisung von Verantwortlichkeiten sowie den damit zusammenhängenden Entscheidungsstrukturen, die Transparenz von Arbeitsabläufen, der Informationsfluss (z. B. Dienstbesprechungen) und die Qualitäts- und Plausibilitätskontrolle. Zudem wird die Gestaltung der Arbeitszeiten (Bereitschaftsdienste, Gleitzeiten und Überstunden) zu dieser Variable gezählt. Es wird mit dieser Variable nicht die „geistige“ Flexibilität des Personals einbezogen. Eine hohe Flexibilität in der Arbeitsorganisation wird gerade bei der Implementierung der simulationsgestützten Prozessführung als positiv bewertet.

Variable 11 – Betriebskosten

Unter den Betriebskosten werden alle Personal- und Materialkosten, sowie Kosten für Betriebsstoffe, Energie und Weiterbildungsmaßnahmen zusammengefasst. Hinzu kommen Entsorgungskosten (z. B. Klärschlamm) und die Abwasserabgabe, die der Kläranlagenbetreiber für das Einleiten von (geklärtem) Abwasser in Gewässer an das Land abzuführen hat. Nicht eingeschlossen sind Investitionskosten. Niedrige Betriebskosten werden angestrebt.

Variable 12 – Investitionskosten

Diese Variable umfasst rein monetäre Aspekte, die im Zusammenhang mit der Erneuerung und Modernisierung der Kläranlage im Rahmen von Investitionsvorhaben stehen. Zu beachten sind die Abschreibungsdauer und -höhe dieser Investitionen. Im Sinne der untersuchten Fragestellung werden geringe Investitionskosten als positiv bewertet, da sich die simulationsgestützte Prozessführung dann mit verhältnismäßig geringem finanziellen Aufwand realisieren ließe (geringer Investitionsbedarf).

Variable 13 – Zustand der Anlagentechnik

In diese Variable fließen keine monetären Aspekte ein, sondern lediglich das technische Niveau der vorhandenen MSR- und Anlagentechnik (nicht der Bedarf). Hierzu gehören der Auslastungsgrad und der Zustand der Technik. Ein guter Zustand der Anlagentechnik wird als positiv bewertet.

Variable 14 – Einnahmen

Als Einnahme für den Kläranlagenbetrieb sind öffentliche Fördermittel, die Erhebung der Abwassergebühr und im Fall des betrachteten HKW Emden Mittel aus der EEG-Vergütung zu zählen. Hohe Einnahmen werden als positiv bewertet.

Variable 15 – Unterschreitung der Grenzwerte

Die rechtlichen Vorgaben für das Einleiten von gereinigtem Abwasser werden mit den Grenzwerten für jede Abwasserreinigungsanlage geregelt. Diese hängen von der Einleitstelle und von der Art der Vorflut ab und richten sich nach politischen Vorgaben. Die Ablaufwerte (tatsächliche Emissionen) müssen diese Grenzwerte einhalten. Diese Variable versteht sich als Maß der Unterschreitung der Grenzwerte. Eine sichere (bzw. hohe) Unterschreitung der Grenzwerte wird angestrebt.

Variable 16 – Zulaufschwankungen

Die Belastung der Kläranlage hängt von variierenden Zulaufkonzentrationen und -mengen, d. h. stofflich und hydraulisch, ab. Diese wird durch die Art des Entwässerungssystems (Misch- oder Trennsystem), durch meteorologische Einflüsse (Regen- oder Trockenwetter) und typische saisonale, wöchentliche und tägliche Ganglinien beeinflusst. Durch Misch- oder Ausgleichsbehälter im Zulauf der Kläranlage können Stoßbelastungen im begrenzten Umfang ausgeglichen werden. Im Sinne eines möglichst störungsfreien Betriebes sind geringe Zulaufschwankungen vorteilhaft.

Variable 17 – Auslastungsgrad

Der Auslastungsgrad einer Kläranlage gibt das Verhältnis von Ausbaugröße (Planung) und Anschlussgröße (tatsächlich) wieder. Der Anteil der Industrieabwässer sowie eine langfristige Prognose der Zulaufwerte beeinflussen den Auslastungsgrad. Er wird vor allem auf die der Kläranlage zugeführten Stofffrachten bezogen. Ein geringer Auslastungsgrad kann beispielsweise zu einem ineffizienten Betrieb bestimmter Aggregate führen. Ein sehr hoher Auslastungsgrad führt hingegen möglicherweise zu einer Beeinträchtigung der Betriebssicherheit. Für eine effiziente Abbauleistung der Kläranlage sollte der Auslastungsgrad im Bereich von $90 \pm 10\%$ liegen (d. h. Ausbaugröße = Anschlussgröße).

Variable 18 – Einsatz von Betriebsstoffen

Betriebsstoffe werden eingesetzt, um einen möglichst stabilen Prozess der Abwasserreinigung und die sichere Einhaltung der Grenzwerte zu erreichen. Zu den Betriebsstoffen werden eine externe Kohlenstoff-Quelle (z. B. Methanol oder Essigsäure), Fäll- und Flockungshilfsmittel und ähnliche Stoffe gezählt. Hierzu gehören nicht Co-Substrate oder Erdgas (zur Ausnutzung von Kapazitäten im Faulurm und der BHKWs). Es wird davon ausgegangen, dass -vor allem aus ökonomischen und ökologischen Gründen- ein geringer Einsatz von Betriebsstoffen positiv ist.

Variable 19 – Einsatz von Co-Substraten

Co-Substrate dienen der Steigerung der Biogasproduktion, wenn eine ungenutzte Kapazitätsreserve in der Faulung einer Kläranlage aktiviert werden kann. Hierfür können Mais oder andere biogene Reststoffe zur Anwendung kommen. Durch den Einsatz von Co-Substraten erhöht sich neben dem Biogasertrag auch der Anfall von Klärschlamm, der entsorgt werden muss. Der optimale Einsatz von Co-Substraten orientiert sich an diesen Bedürfnissen.

Variable 20 – Reststoffanfall

Alle kontrolliert anfallenden und zu entsorgenden Stoffe (z. B. Rechengut, Sand, Klärschlamm) werden in dieser Variable zusammengefasst. Damit verbunden sind monetäre und ökologische Aspekte. Ein minimierter Reststoffanfall wird angestrebt.

Variable 21 – Höhe diffuser Emissionen

In dieser Variablen werden alle diffusen Emissionen, wie Lärm, Geruch, Gase etc. zusammengefasst. Hierzu gehören nicht die im Kläranlagenablauf verbleibenden Schadstoffe. Minimale Emissionen sind anzustreben.

Variable 22 – Akzeptanz der Bürger

Die Akzeptanz der Bevölkerung äußert sich beispielsweise im Umgang mit Abwassergebühren oder Emissionen, die von der Kläranlage ausgehen. Eine positive Außendarstellung des Kläranlagenbetreibers kann die Akzeptanz vergrößern. Generell ist eine hohe Akzeptanz bei der Bevölkerung anzustreben.

Variable 23 – Unterstützung durch die Politik

Politische Entscheidungsträger beeinflussen den Kläranlagenbetrieb in erheblichem Maße, wenn beispielweise Investitionen genehmigt werden müssen. Für das betrachtete System des HKW Emden ist ein Fachausschuss der Stadt Emden zuständig, der sich aus Vertretern unterschiedlicher Fraktionen (i. d. R. keine Fachleute) zusammensetzt. In diesem Gremium werden Grundsatzentscheidungen und die strategische Langzeitplanung für den Kläranlagenbetrieb festgelegt. Die Stadt Emden als Betreiber der Kläranlage verfolgt nicht in erster Linie monetäre Ziele. Eine unterstützende Position dieses Gremiums ist vorteilhaft für den Kläranlagenbetrieb im Sinne des Projektzieles.

4.2.1.3 Rollenverteilung der Variablen

Grafisch lassen sich die Variablen in einem Rollenverteilungsdiagramm darstellen, indem die Aktivsumme über der Passivsumme aufgetragen wird (s. Abbildung 35). Die Steigung der Ursprungsgeraden entspricht hierbei dem Q-Wert, sodass auf einfache Weise eine Einordnung der Variablen hinsichtlich ihrer Wirkung 'aktiv – passiv' möglich ist. Die hyperbolische Farbabstufung stellt die Grenzen der P-Werte dar und erlaubt so die anschauliche Bewertung der Kategorien in Bezug auf ihren Einfluss 'kritisch – puffernd'. Auf diese Weise wird der Graph in 50 Sektoren geteilt, die die kybernetische Rolle einer Variablen im Gesamtsystem wiedergeben.

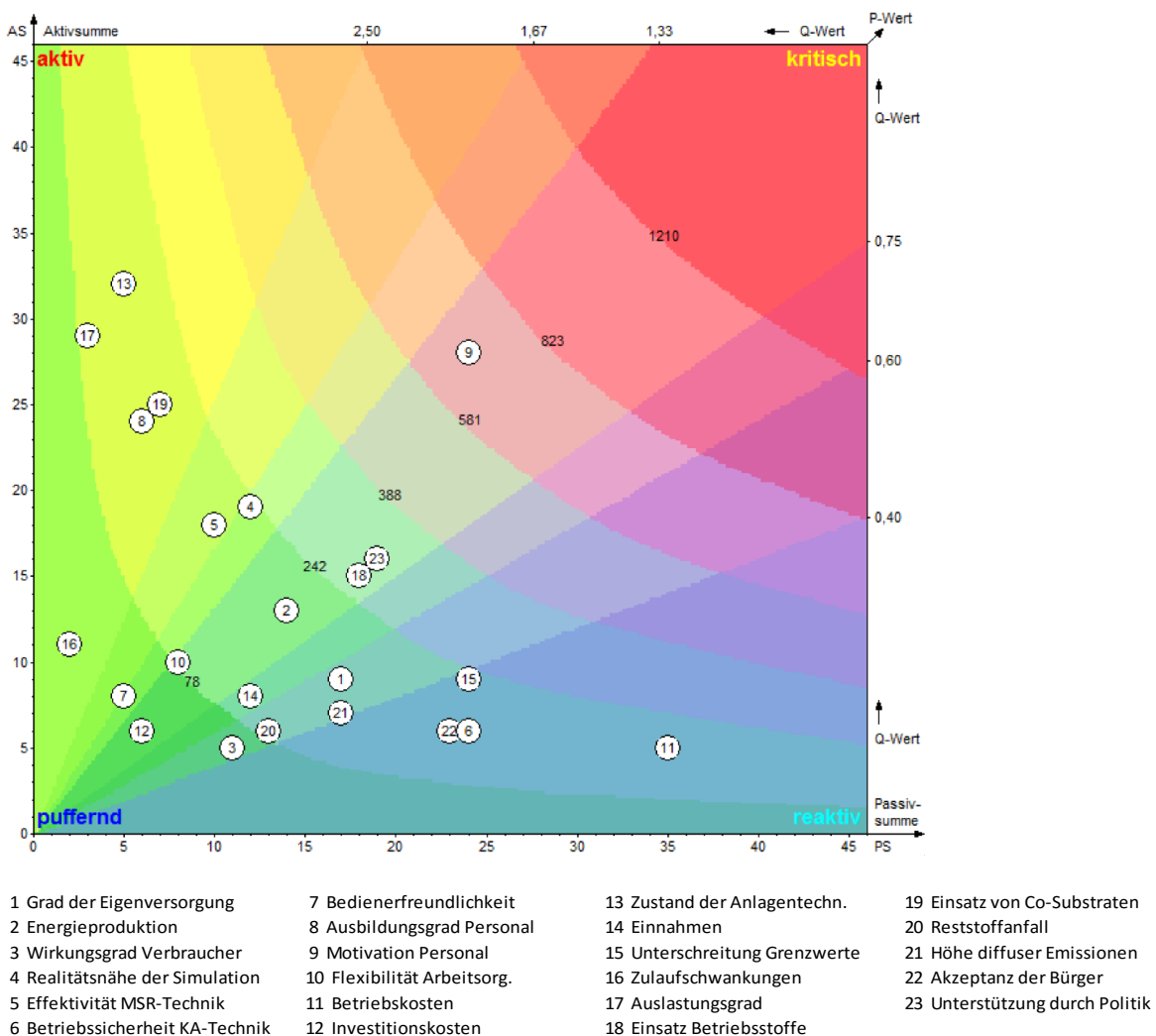


Abbildung 35: Systemanalyse, Rollenverteilung der Variablen im betrachteten System.

Generell lässt sich feststellen, dass sich ein Großteil der definierten Variablen im puffernden Bereich befinden und das System somit als relativ stabil angesehen werden könnte. Das hat allerdings zur Folge, dass eine Anpassung/Veränderung/Verbesserung nur über sehr wenige Variable möglich ist (z. B. Zustand der Anlagentechnik [13], Auslastungsgrad [17], Motivation des Personals [9]), die z. T. nur schwer zu beeinflussen sind.

4.2.1.4 Wirkungsgefüge

Die Wirkungen der einzelnen Variablen, wie sie in der Einflussmatrix zusammengefasst worden sind, lassen sich anschaulich in einem Wirkungsgefüge darstellen. Dieses hilft nicht nur, das System visuell begreifbar zu machen und Veränderungen quantifizierbar zu machen, sondern vor allem komplexe Wechselwirkungen mit anderen Variablen aufzuzeigen. Grundgedanke ist, dass ein komplexes System auch mit wenigen Variablen umfassend beschrieben werden kann, wenn die Auswahl der Teilelemente richtig erfolgt ist, diese ordnungsgemäß miteinander vernetzt sind und die Beziehungen zwischen ihnen richtig erfasst worden sind.

In der grafischen Darstellung des Wirkungsgefüges finden nur solche Wirkungen von Variablen untereinander Berücksichtigung, die eine mittelstarke bis starke Einflussnahme untereinander aufweisen (Wertigkeiten 2 und 3). Hierdurch wird das System soweit auf die wesentlichen Bestandteile reduziert, wie es für das Verständnis erforderlich ist (Abbildung 36).

Im Wirkungsgefüge wird zwischen gleich- und gegengerichteten Wirkungen der Variablen untereinander differenziert. Hierdurch können Rückkopplungen innerhalb des Systems eindeutig interpretiert werden. In diesem Zusammenhang kommt der „sauberen“ Definition von gerichteten Variablen (vgl. Abs. 4) eine besondere Bedeutung zu. Nur wenn dieses der Fall ist, kann die Wirkungsrichtung in diesem Arbeitsschritt richtig erkannt und auslegt werden.

Als gleichgerichtet gilt eine Wechselbeziehung, wenn sich der Grad, welcher durch die Variable beschrieben wird, auf beiden Seiten der Wirkung gleichermaßen ändert. So besteht beispielsweise zwischen dem Einsatz von Co-Substraten [19] und der Energieproduktion [2] eine gleichgerichtete Wirkung: Steigt der Einsatz von Co-Substraten, so steigt auch die Energieproduktion. Gleichgerichtete Wirkungen werden im Wirkungsgefüge mit einer durchgezogenen Linie gekennzeichnet. Demgegenüber führt beispielsweise eine Verschlechterung des Anlagenzustandes [13] zu einer Erhöhung der diffusen Emissionen [21]. Im Wirkungsgefüge werden solche gegengerichtete Wirkungen durch eine gestrichelte Linie dargestellt.

Über die Anzahl der ausgehenden und eingehenden Wirkungen einer Variablen können Hinweise darauf gewonnen werden, wie stark diese in das System eingebunden ist. Wie Tabelle 10 zu entnehmen ist, sind die Variablen entsprechend unterschiedlich eingebunden. Auffällig ist die hohe Anzahl der direkten Wirkungen bei der Mitarbeitermotivation [9], der Unterstützung durch die Politik [23], den Betriebskosten [11] und dem Zustand der Anlagentechnik [13]. Sehr schwach eingebunden sind hingegen die Bedienerfreundlichkeit [7] oder die Zulaufschwankungen [16].

Geht zwischen zwei betrachteten Variablen eine Wirkung in beide Richtungen aus, so nennt man dieses eine Rückkopplung. Neben den direkten Rückkopplungen können auch solche herausgearbeitet werden, welche sich über mehrere Variablen beeinflussen (verschachtelte Rückkopplung oder Regelkreis).

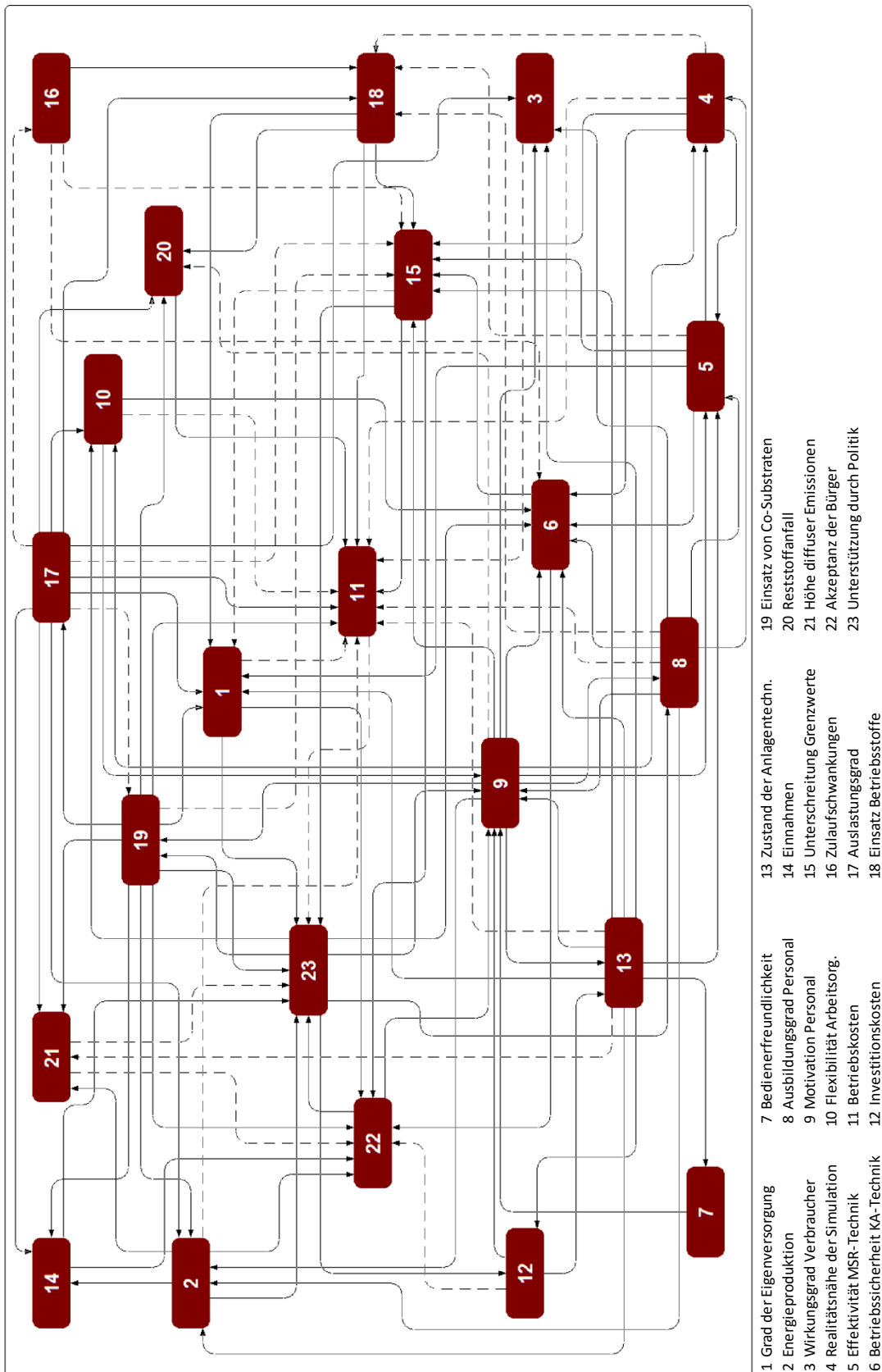


Abbildung 36: Gesamt-Wirkungsgefüge des betrachteten Systems (dargestellt sind nur die Wirkungen aus der Einflussmatrix mit den Wertigkeiten 2 und 3; durchgezogene Linie = gleichgerichtete Wirkung; gestrichelte Linie = gegengerichtete Wirkung).

Mitarbeitermotivation [9] in den Rückkopplungen vertreten. Da bei beiden Variablen allerdings die negativen Rückkopplungen überwiegen, wirken sie stabilisierend auf das System. Fast gar nicht sind die Bedienerfreundlichkeit [7] und die Zulaufschwankungen [16] eingebunden. Zu beachten ist hier insbesondere die Mitarbeitermotivation [9], da es sich hierbei um eine sehr kritisch wirkende Variable handelt (vgl. Rollenverteilung, Abs. 7.3., Abbildung 35).

In der Regel überwiegen die negativen gegenüber den positiven Rückkopplungen. Einzig beim Zustand der Anlagentechnik [13], der Energieproduktion [2], der Betriebssicherheit [6], den Einnahmen [14], dem Wirkungsgrad [3] und der Bedienerfreundlichkeit [7] überwiegen die positiven (destabilisierenden) Rückkopplungen, die das System gefährden könnten. Insbesondere der Zustand der Anlagentechnik [13] kann daher das System gefährden, da er als aktivste von allen Variablen (Abs. 7.3, Abbildung 35) am stärksten auf das System wirkt.

Tabelle 11: Anzahl der Rückkopplungen im gesamten Wirkungsgefüge, in denen die einzelnen Variablen eingebunden sind.

Variable	negative Rückkopplungen (stabilisierend)	positive Rückkopplungen (destabilisierend)	Gesamt
23 Unterstützung durch Politik	293	253	546
9 Motivation Personal	249	218	467
15 Unterschreitung Grenzwerte	197	87	284
22 Akzeptanz der Bürger	121	113	234
1 Grad der Eigenversorgung	136	51	187
8 Ausbildungsgrad Personal	102	84	186
19 Einsatz von Co-Substraten	83	77	160
11 Betriebskosten	85	65	150
5 Effektivität MSR-Technik	80	52	132
12 Investitionskosten	72	49	121
13 Zustand der Anlagentechn.	50	66	116
2 Energieproduktion	47	68	115
4 Realitätsnähe der Simulation	69	39	108
6 Betriebssicherheit KA-Technik	48	54	102
18 Einsatz Betriebsstoffe	84	11	95
10 Flexibilität Arbeitsorg.	40	40	80
21 Höhe diffuser Emissionen	59	8	67
17 Auslastungsgrad	32	23	55
14 Einnahmen	1	30	31
20 Reststoffanfall	6	5	11
3 Wirkungsgrad Verbraucher	1	9	10
16 Zulaufschwankungen	3	1	4
7 Bedienerfreundlichkeit	0	1	1

Tabelle 12: Wirkungen im gesamten Wirkungsgefüge, die am häufigsten in Regelkreise eingebunden sind (geordnet nach Gesamtanzahl).

Wirkung von Variable A auf Variable B	eingebunden in:		Gesamt
	negative Rückkopplungen (stabilisierend)	positive Rückkopplungen (destabilisierend)	
23 Unterstützung durch Politik 9 Motivation Personal	86	79	165
11 Betriebskosten 23 Unterstützung durch Politik	85	65	150
23 Unterstützung durch Politik 8 Ausbildungsgrad Personal	67	57	124
22 Akzeptanz der Bürger 9 Motivation Personal	66	52	118
22 Akzeptanz der Bürger 23 Unterstützung durch Politik	55	61	116
23 Unterstützung durch Politik 12 Investitionskosten	68	47	115
1 Grad der Eigenversorgung 23 Unterstützung durch Politik	73	27	100
9 Motivation Personal 19 Einsatz von Co-Substraten	54	43	97
15 Unterschreitung Grenzwerte 1 Grad der Eigenversorgung	90	7	97
15 Unterschreitung Grenzwerte 23 Unterstützung durch Politik	39	47	86
9 Motivation Personal 13 Zustand der Anlagentechn.	32	45	77
6 Betriebssicherheit KA-Technik 15 Unterschreitung Grenzwerte	45	25	70
23 Unterstützung durch Politik 10 Flexibilität Arbeitsorg.	37	30	67
23 Unterstützung durch Politik 19 Einsatz von Co-Substraten	28	34	62
9 Motivation Personal 8 Ausbildungsgrad Personal	35	27	62
10 Flexibilität Arbeitsorg. 9 Motivation Personal	33	28	61
12 Investitionskosten 9 Motivation Personal	32	28	60
1 Grad der Eigenversorgung 22 Akzeptanz der Bürger	43	16	59
9 Motivation Personal 5 Effektivität MSR-Technik	36	22	58
9 Motivation Personal 4 Realitätsnähe der Simulation	36	20	56
19 Einsatz von Co-Substraten 17 Auslastungsgrad	32	23	55
15 Unterschreitung Grenzwerte 22 Akzeptanz der Bürger	24	29	53
8 Ausbildungsgrad Personal 9 Motivation Personal	26	26	52

Einzelne Wirkungen zwischen zwei Variablen sind in mehrere Rückkopplungen bzw. Regelkreise eingebunden (Tabelle 12). Problematisch sind Wirkungen, die häufiger in positive als in negative Rückkopplungen eingebunden sind. Eine Beeinflussung dieser Wirkungen kann aufgrund der destabilisierenden Gesamtwirkung das Gesamtsystem nachhaltig beeinträchtigen. Als solche Wirkungen wären beispielsweise zu nennen:

- Die Wirkung der Akzeptanz der Bürger [22] auf die Unterstützung der Politik [23],
- die Wirkung der Unterschreitung der Grenzwerte [15] auf die Unterstützung der Politik [23],
- die Wirkung der Motivation des Personals [9] auf den Zustand der Anlagentechnik [13],
- die Wirkung der Unterstützung durch die Politik [23] auf den Einsatz von Co-Substraten [19] und
- die Wirkung einer Unterschreitung der Grenzwerte [15] auf die Akzeptanz der Bürger [22].

Demgegenüber kann durch eine Beeinflussung der Wirkungen, die häufiger in negative Rückkopplungen eingebunden sind, stabilisierend auf das System eingewirkt werden. Hier wäre beispielsweise die Senkung der Betriebskosten [11] zur Steigerung der politischen Unterstützung [23] oder die Wirkung der Betriebssicherheit [6] auf die Unterschreitung der Grenzwerte [15] zu nennen.

Auffällig ist, dass einige Variable vergleichsweise häufig in Regelkreise eingebunden sind. Auf diese Weise lassen sich einige Elemente des Systems identifizieren, die sich besonders gut eignen, das System zu steuern. Hierzu zählen in erster Linie die Mitarbeitermotivation [9], der Ausbildungsgrad des Personals [8] und die Unterstützung durch die Politik [23]. Technische Variablen wie beispielsweise der Zustand der Anlagentechnik [13] oder die Effektivität der MSR-Technik [5] spielen im betrachteten System tatsächlich nur eine untergeordnete Rolle.

4.2.1.5 Zusammenfassung der Systemanalyse

Das Gesamtsystem einer Kläranlage wurde vor dem Hintergrund der geplanten Implementierung der simulationsgestützten Prozessführung mit allen technischen, ökonomischen, ökologischen, rechtlichen und sozialen Aspekten untersucht. Hierfür wurden insgesamt 23 Variablen definiert, die das System beschreiben. Ausgehend von der Einflussmatrix, die die Wirkung aller Variablen untereinander definiert, wurde die Rolle der einzelnen Variablen im Gesamtsystem untersucht.

Es zeigt sich, dass insbesondere die Mitarbeitermotivation eine besonders kritische Rolle im System einnimmt. Eine Verschlechterung dieser Variable würde mithin zu einer starken Beeinflussung des gesamten Systems führen. Als besonders aktiv haben sich der Zustand der Anlagentechnik und der Auslastungsgrad herausgestellt. Über beide Variablen lässt sich das System, ebenso wie über den Ausbildungsgrad des Personals und die Zugabe von Co-Substraten, steuern. Diese Variablen wären als Schalthebel zu benennen, um das System im Sinne der Fragestellung positiv zu beeinflussen.

Die in erster Linie durch das Projekt abgedeckte Effektivität der MSR-Technik und die Realitätsnähe der Simulation nehmen eine weniger aktive Rolle ein, eignen sich aber dennoch, um wichtige Impulse für das System zu setzen.

Die Einbindung in Regelkreise gibt weiteren Rückschluss über die Rolle bzw. Wichtigkeit einzelner Variablen. Es zeigt sich, dass der Unterstützung durch die politischen Entscheidungsträger hierbei eine besondere Rolle zukommt. Des Weiteren verdeutlicht die häufige Einbindung der Mitarbeitermotivation in unterschiedlichste Regelkreise die Wichtigkeit dieser Variable. Mit dem Zustand der Anlagentechnik und dem Ausbildungsgrad des Personals wurden zwei Variablen identifiziert, die das System relativ stark negativ beeinflussen können.

Als Wirkungen, die häufiger in positive als in negative Rückkopplungen eingebunden sind und somit mehrheitlich destabilisierend wirken, sollte in erster Linie die Wirkung der Mitarbeitermotivation auf den Zustand der Anlagentechnik genannt werden, da hieraus eine Gefährdung der Projektziele resultiert. Weitere häufiger positiv rückgekoppelte Wirkungen lassen sich nicht direkt von innen heraus beeinflussen (z. B. Akzeptanz der Bürger und Unterstützung durch die Politik).

Als wichtige stabilisierende Wirkung, die häufiger in negative als in positive Rückkopplungen eingebunden ist, wäre im Sinne der Fragestellung die Wahrung der Betriebssicherheit mit dem Ziel der Grenzwertunterschreitung zu nennen.

Die Mitarbeitermotivation, der Ausbildungsgrad des Personals und die Unterstützung durch die Politik sind als Variablen zu nennen, die verhältnismäßig häufig in Regelkreise eingebunden sind und sich demnach eignen, das System zu steuern. Technische Variablen wie beispielsweise der Zustand der Anlagentechnik, die Realitätsnähe der Simulation oder die Effektivität der MSR-Technik erlauben zwar ebenfalls eine Beeinflussung des Systems, nehmen aber hinter den vorgenannten eine weniger dominante Rolle ein.

4.2.2 Wirtschaftliche Betrachtung

Mit den gewonnenen Erfahrungen bei der Installation und dem Betrieb einer simulationsgestützten Prozessführung auf der VAK wurde eine einfache Kosten-Nutzen-Analyse durchgeführt. Hierfür wurden Abschreibungskosten und laufende jährliche Kosten der potentiellen Energieeinsparung gegenübergestellt. Letztere ist abhängig vom Zustand und der Anschlussgröße der Kläranlagen. Die genannten Kosten sind hingegen weitgehend unabhängig von der Anlagengröße.

Tabelle 13: Kostenschätzung für Betrieb von Simulation und Messtechnik

1. Investitionskosten und jährliche Abschreibung					
Sachkosten: Messtechnik, Sensoren, Software	Stück	Einheit	Einheitspreis [€]	Gesamtpreis [€]	Abschreibung, jährlich* ¹ [€/a]
MSR-Technik (BlueBox, Messwertumformer, etc.)	1	psch	20.000 €	20.000 €	2.500 €
In Situ Spektralanalysator	2	Stck	11.000 €	22.000 €	2.750 €
NH ₄ N-Analysator incl. Filter	1	Stck	15.000 €	15.000 €	1.875 €
Ionenselektive Sonde NH ₄ /NO ₃	1	Stck	7.000 €	7.000 €	875 €
Küvettenkosten Kalibrierung ISA	2	psch	500 €	1.000 €	125 €
Sauerstoffsensoren	4	Stck	300 €	1.200 €	150 €
pH-Sonde	2	Stck	420 €	840 €	105 €
Software-Lizenzen (MatLab, SIMBA - Listenpreis)	1	psch	12.700 €	12.700 €	1.588 €
Personalkosten					
Inbetriebnahme System	120	h	40 €	4.800,0 €	
Erstellung Simulationsmodell	500	h	60 €	30.000,0 €	
Einarbeitung Messtechnik	500	h	60 €	30.000,0 €	
S U M M E - Investitionskosten				144.540,0 €	9.968 €
2. Laufende Kosten, jährlich					
Sachkosten	Stück	Einheit	Einheitspreis [€]	Sachkosten, jährlich [€]	
Softwarewartung (SIMBA)	1	psch	400 €	400 €	
SQL-Datenbank Verwaltung	1	psch	1.000 €	1.000 €	
Reagenzien-Set NH ₄ -N Analysator	4	Stck	260 €	1.040 €	
Messköpfe Sauerstoffsensoren	4	Stck	160 €	640 €	
pH Sonden	2	Stck	125 €	250 €	
Ionenselektiver Messkopf	1	Stck	800 €	800 €	
Küvettenkosten Kalibrierung Sonden	1	psch	1.000 €	1.000 €	
zusätzliche Personalkosten	Aufwand [h/Woche]	Aufwand [h/a]	Satz [€/h]	Pers.-kosten, jährlich [€]	
Reinigung ISA	0,33	17,3	40 €	693 €	
Wartung ISA	0,17	8,8	40 €	354 €	
Wartung und Reinigung Analysator NH ₄	1,70	88,4	40 €	3.536 €	
Kalibrierung+Reinigung Ionenselektive Sonde	0,67	34,8	40 €	1.394 €	
Reinigung+Kalibrierung Sauerstoff und pH Sonden	1,30	67,6	40 €	2.704 €	
Software Anpassung und Analyse der Berechnung	4,00	208,0	60 €	12.480 €	
S U M M E - Jährliche Kosten für simulationsgesteuerte Prozessführung (ohne Abschreibung)					26.291 €

*¹ Angenommen ist eine Abschreibungsdauer von 8 Jahren.

Die Investitionskosten für die Implementierung der modellgestützten Prozessführung belaufen sich demnach auf insgesamt rund 145.000 € (Tabelle 13). Hierin enthalten sind alle Teile der Mess- und Regeltechnik (einschl. Software-Lizenzen) und die erforderliche Erstellung und Kalibrierung des Simulationsmodells (Personalkosten). Auch auf Anlagen mit vorhandenem PLS dürften die Investitionskosten in ähnlicher Größenordnung liegen, da vor Allem Parameter (in Zu- und Ablauf)

gemessen werden, die ansonsten keine Berücksichtigung finden. Personalkosten für die Einrichtung des Systems sind in jedem Fall zu erwarten. Die angesetzten Stundensätze berücksichtigen die Realkosten des vorhandenen Personals (Facharbeiter und Betriebsingenieur). Werden diese Arbeiten durch externe Dienstleister erbracht, erhöhen sich die Kosten entsprechend. Bei einer Abschreibung der Sachkosten über acht Jahre ergibt sich aus den Investitionen eine jährliche Belastung von rund 10.000,- €.

Die laufenden Kosten setzen sich aus Sachkosten für Verbrauchsmaterialien und dem zusätzlichen Personalbedarf für die Wartung und Auswertung zusammen. Der genannte zeitliche Aufwand orientiert sich an Erfahrungswerten bei der Wartung der Sonden und der Betreuung der online-Simulation im laufenden Betrieb auf der VAK. Insgesamt muss mit einem Finanzbedarf von rund 26.000 € pro Jahr gerechnet werden, die für den Betrieb und die Unterhaltung der simulationsgestützten Prozessführung erforderlich sind.

Ein Großteil der Kosten fällt auf den zusätzlichen Personalbedarf (rund 21.000 € pro Jahr). Besonders die Auswertung und Analyse der Daten setzt einen großen Kenntnisstand und eine umfassende Einarbeitung voraus. Es erscheint an dieser Stelle ausgeschlossen, diesen personellen Aufwand in den normalen Aufgabenbereich des Betriebspersonals unterzubringen. Bestrebungen die Softwareseite soweit zu vereinfachen, dass ein deutlich geringerer Analyse- und Pflegeaufwand entstehen, sind nicht zielführend. Die Vielfältigkeit der Probleme und der Lösungsansätze auf einer Kläranlage macht es notwendig, flexibel mit dem System zu reagieren. Hierfür müssen dem Anwender geeignete Werkzeuge zur Verfügung stehen, um Lösungsstrategien spezifisch zu entwickeln und das Modell laufend zu verbessern. Dies bringt eine gewisse Komplexität des Systems mit sich und erfordert Kenntnisse über die Algorithmen auf der Seite des Anwenders.

Auch der Wartungsaufwand für die Sensoren sollte nicht unterschätzt werden, die Personalkosten haben eine ähnliche Größenordnung wie die jährliche Abschreibung für die Sensoren. Ein Umstand der offensichtlich sehr oft bei Inbetriebnahme neuer Sensoren vernachlässigt wird und mitunter auch eine Ursache für fehlerhafte und schlecht gewartete online-Messtechnik sein könnte.

Den Kosten werden die zu erwartenden Energieeinsparungen von Kläranlagen unterschiedlicher Anschlussgröße gegenübergestellt. Gesucht wird der Bereich, ab welchem eine prozentuale Energieeinsparung zu einem monetären Vorteil in gleicher Größe führt (Break-Even-Berechnung). Es wurde hierfür angenommen, dass anhand der simulationsgesteuerten Prozessführung auf mäßigen bis energieintensiven Kläranlagen (45 bis 60 kWh/(EW*a) etwa 2 bis 5 % der Energie real eingespart werden können (Einsparung ausschließlich auf Basis der simulationsgestützten Prozessführung; keine Einsparung durch verbesserte Anlagentechnik). Diese Variationen können mit Einwohnerwerten (EW) multipliziert werden, um Geraden für Anlagen unterschiedlicher Größe zu erhalten. Der Schnittpunkt zwischen der Gerade und den jährlichen Gesamtkosten der simulationsgesteuerten Prozessführung ergibt die Anlagengröße, ab der eine solche Prozessführung sinnvoll erscheint (Abbildung 37).

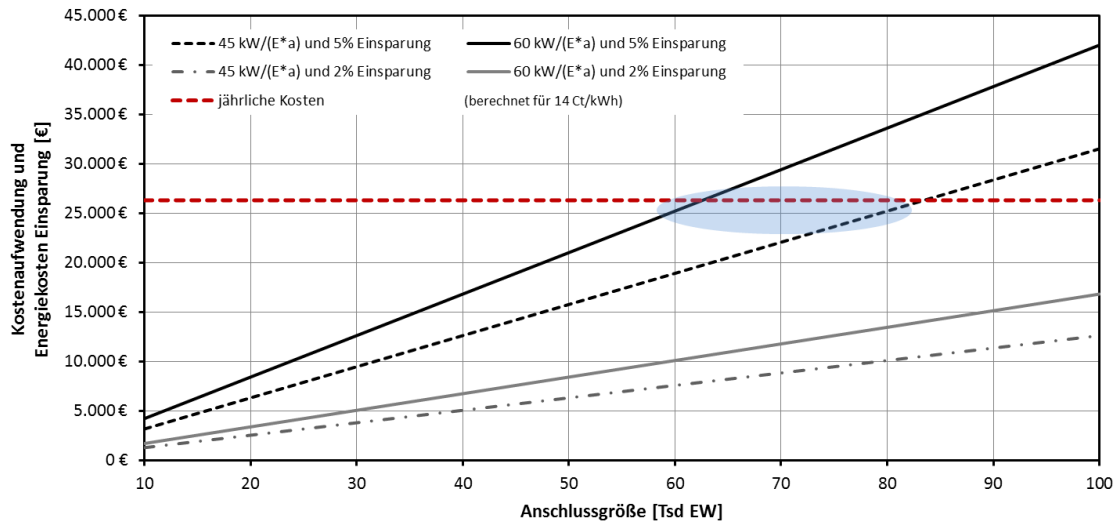


Abbildung 37: Break-Even-Berechnung (Kosten-Nutzen-Vergleich) für den Betrieb der simulationsgestützten Prozessführung.

Das Ergebnis der Gegenüberstellung zeigt, dass sich nur bei vergleichsweise energieintensiven Anlagen [ab ca. 60 kWh/(EW*a)], auf denen bis zu 5 % elektrischer Energie durch eine modellgestützte Steuerung eingespart werden können, ein wirtschaftlicher Vorteil ab einer Anschlussgröße von rund 60.000 EW (Größenklasse 4) einstellen kann. Der Leistungsvergleich der DWA für kommunale Kläranlagen aus dem Jahr 2011 zeigt, dass Anlagen mit einem so hohen spezifischen Stromverbrauch (> 60 kWh/(EW*a) weniger als 10 % aller Anlagen der Größenklasse 4 und 5 ausmachen. Das trifft deutschlandweit für nur etwa 150 Anlagen zu.

Auf diesen Anlagen besteht allerdings ohnehin Optimierungsbedarf, der erste Schritt wäre auf solchen Anlagen eine Energieanalyse. Sehr wahrscheinlich können dann bereits viele dieser Anlagen ohne Eingriff in die Steuerung so weit optimiert werden, dass die Rentabilität der simulationsgesteuerten Prozessführung weiter sinkt. Sie ist dann aus monetärer Sicht auch auf solchen Anlagen nicht mehr sinnvoll. Dadurch wird sich die Zahl der Anlagen, auf denen tatsächlich ein wirtschaftlicher Einsatz einer simulationsgesteuerten Prozessführung mit dem Ziel einer Fremdenergieminimierung möglich ist, weiter reduzieren.

4.3 Emden Abwassertage

Die im Rahmen der 4. Stufe entwickelte Schulung (Vorstellung der Projektergebnisse) fand am 04./05. November 2015 in der HS Emden/Leer statt. Dieser Termin wurde gewählt, um Überschneidungen mit Urlaubs-/Ferienzeit (Sommer-/Weihnachtsferien) und „Konkurrenz-veranstaltungen“ im Bereich der Abwassertechnik (Bundes-/Landesverbandstagungen der DWA, etc.) zu vermeiden. Zudem waren die benötigten Räumlichkeiten (geeigneter Seminarraum und PC-Raum des Hochschulrechenzentrums) in der HS Emden/Leer für diesen Zeitraum gleichzeitig ganztägig verfügbar.

Die Veranstaltung wurde aus folgenden Gründen in Form eines zweitägigen Seminars mit Rahmenprogramm durchgeführt:

Das Interesse der Zielgruppe muss durch ein ausgewogenes Programm (Fachvorträge, Diskussionen, Möglichkeiten zum Erfahrungsaustausch, Netzwerkbildung, etc.) geweckt werden. Eine reine „Schulung“ ist nach Aussage zahlreicher Vertreter der Zielgruppe sowie der Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter des Instituts für Technologietransfer und des Zentrums für Weiterbildung wenig zielführend, da andere Inhalte wie fachliche Diskussion, Netzwerkbildung, attraktives Rahmenprogramm etc. als wichtige Bestandteile einer solchen Veranstaltung angesehen werden und oftmals die Motivation für die Teilnahme darstellen. Zudem müssen die Anwendbarkeit der Inhalte und der Nutzen für die eigene praktische Tätigkeit klar erkennbar sein (z. B. auch hinsichtlich der Bewilligung einer Teilnahme durch die jeweiligen Vorgesetzten).

Die im Rahmen des Projektes erhaltenen Ergebnisse für die VAK lassen sich auf Grund der sehr speziellen Verhältnisse nur äußerst bedingt auf andere (großtechnische) Abwasserreinigungsanlagen übertragen. Daher konnten auf Grundlage der dort erhaltenen Erfahrungen keine allgemeingültigen „Handbücher/Handlungsanweisungen“ erstellt werden (die über das in den gängigen Lehrbüchern, wie z. B. DWA-Arbeitsbücher/-blätter, enthaltene Wissen hinausgehen). Stattdessen sollten im Rahmen des Seminars die für die Anwendung der Technologie erforderlichen Grundlagen vermittelt und durch eigene praktische Übungen die Hemmschwelle zur Nutzung des Werkzeugs „Simulation“ abgebaut werden (Berücksichtigung der Erkenntnisse aus der Systemanalyse, vgl. Abs. 4.2.1). Zudem sollten die Potentiale und Einsatzmöglichkeiten dieses Hilfsmittels dargestellt werden, um die Teilnehmerinnen und Teilnehmer für eine weitergehende Anwendung bzw. Implementierung auf der eigenen Anlage zu motivieren.

Die konkrete Umsetzung der online-Kopplung kann allerdings innerhalb eines Seminars nicht vermittelt werden, da es sich um eine sehr spezielle Aufgabenstellung handelt, die von den jeweiligen (stets unterschiedlichen) Ausgangsbedingungen, d. h. installierte/vorhandene online-Analytik und Prozessleittechnik, abhängt.

Über den Inhalt der Veranstaltung wurde ein Bericht verfasst, der auch in der Fachzeitschrift „KA Korrespondenz Abwasser, Abfall“ veröffentlicht wird (eingereicht und angenommen; ein genauer Erscheinungstermin ist derzeit noch nicht bekannt). Dieser Text ist als Anhang 1 beigefügt.

Die im Anschluss durchgeführte Evaluation ergab u. a. die in Tabelle 14 zusammengestellten Aussagen.

Tabelle 14: Ergebnisse der durchgeführten Evaluierung/Fragebogenaktion.

Kriterium	Bewertung ^{*1}
Erhalt von neuen Ideen, Sichtweisen und Anregungen	1,5
Umsetzungsmöglichkeiten für den Arbeitsalltag mitgenommen	2,4
Motivation zum Ausprobieren am eigenen Arbeitsplatz gesteigert	1,9
Fachkompetenz der Referenten/innen	1,2
Aufbau der Weiterbildung („Roter Faden“)	1,9
Praxisbezug/Fallbeispiele	1,9
Erfüllung der Erwartungen	1,8
Gesamtnote für die Veranstaltung	1,8
*1 Einordnung in Notenstufen von 1 (sehr gut) bis 5 (nicht zufrieden stellend), bezogen auf die insgesamt ausgefüllten 12 Fragebögen).	

Damit wurde die Veranstaltung von den Teilnehmern und Teilnehmerinnen überwiegend sehr positiv (im Bereich zwischen „Gut“ und „Sehr Gut“) bewertet. Dafür spricht auch der mehrfach geäußerte Wunsch nach einer Wiederholung im Abstand von 1 Jahr oder 2 Jahren. Lediglich die Frage nach den Umsetzungsmöglichkeiten im Arbeitsalltag wurde erwartungsgemäß etwas schlechter mit 2,4 bewertet.

5 Diskussion

Während des Betriebes der online-Messtechnik auf der VAK wurde sehr schnell der erhebliche Aufwand für die Wartung deutlich. Besonders die Messung des aktuellen Kläranlagen-Zulaufs ist schwierig. Auch die online-Messung der Ablaufwerte blieb problematisch, die Sensoren mussten häufig kalibriert und gereinigt werden. Die optische Messung des Nitrats im Ablauf zeigte qualitativ den Verlauf gut an, es ist denkbar hier noch bessere Ergebnisse erzielen zu können. Für den Betreiber einer simulationsgesteuerten Prozessführung ist eine qualitativ hochwertige online-Messung eine Grundvoraussetzung. Hierfür sind tiefgehende praktische und theoretische Kompetenzen erforderlich. Der Betreiber muss nicht nur die Eigenheiten seines Einzugsgebietes und der Kläranlage kennen, sondern auch spezifische Standzeiten der eingesetzten Sensoren am Messpunkt kennen. Er muss in der Lage sein, Änderungen im System vornehmen zu können (Hardware und Software), um Änderungen an der Anlage oder neue Erkenntnisse dauerhaft einfließen lassen zu können. Dies setzt natürlich auch eine vorhergehende Analyse voraus. Eine dauerhafte Messung der erforderlichen chemischen Parameter in der für eine modellgestützte Prozessführung benötigten Qualität erscheint kaum möglich oder erfordert einen Aufwand, der finanziell in den meisten Fällen nicht alleine mit einer Energieeinsparung begründet werden könnte. Allerdings bringt die online-Messtechnik für sich bereits erhebliche Vorteile, da sie dem Betreiber der Anlage hilft systematische Zusammenhänge (seine Anlage betreffend) zu verstehen. Die Messtechnik dient als Kontrolle und kann damit Sicherheit geben. Der Einsatz der online-Simulation auf der VAK zeigte, dass ohne eine ständige Nachführung des Beobachtermodells durch Anpassung einzelner Modellparameter keine ausreichende Übereinstimmung zwischen Simulationsergebnissen und Messwerten erzielt werden kann. Zudem ist eine kontinuierliche Überwachung und Kalibrierung der online-Analytik erforderlich, um zuverlässige Daten zu erhalten. Zum Teil zeigten sich zudem große Abweichungen sowohl zwischen den unterschiedlichen Messmethoden der online-Analytik als auch im Vergleich zu den Labormessungen (Küvettestests von z. B. Ammonium). Bei einer zu großen Streuung/Abweichung der online-Messwerte erscheint eine kontinuierliche Modellanpassung allerdings nicht mehr sinnvoll, da es sich um eine rein mathematische Angleichung ohne naturwissenschaftlichen Hintergrund handelt, die nicht auf tatsächliche Effekte im Prozess bzw. der Biozönose zurückzuführen ist. Die Simulation kann in diesem Fall sinnvollerweise nur einseitig online betrieben werden (d. h. Übertragung der online-Messwerte als Eingangsdaten einer betriebsbegleitenden Simulation, jedoch kein direkter Eingriff des Systems in die Steuerung/Regelung der Anlage).

In diesem Kontext ist der in Tabelle 15 dargestellte, grundsätzliche Unterschied zwischen der Simulation/Modellierung eines chemischen Prozesses (einer chemischen Produktionsanlage) und eines biologischen Prozesses (z. B. in einer Kläranlage) zu berücksichtigen:

Tabelle 15: Vergleich der Bedingungen für den Einsatz einer online-Simulation für chemische und biologische Prozesse/Verfahren.

Chemischer Prozess	Biologischer Prozess (Kläranlage)
<p>Zusammensetzung des Eingangsstroms (Zulauf) ist i. d. R. konstant und gut definiert (häufig nur ein oder wenige Komponenten, die analytisch gut überwacht werden können, oft auch problemlos mit online-Analysatoren).</p>	<p>Zusammensetzung des Eingangsstroms (Zulauf) weist i. d. R. große Schwankungen auf (Vielzahl verschiedener Komponenten, für die z. T. keine spezielle Analytik verfügbar ist. Der Einsatz von online-Analysatoren ist im Zulauf sehr problematisch - z. B. auf Grund der Feststoffe und Trübung-. Es können vielfach nur Summenparameter gemessen und daraus die Modellfraktionen berechnet werden). Daher enthalten die Modelle entsprechende Annahmen/Vereinfachungen (z. B. konstante Fraktionierung des CSB), die in der Realität allerdings oft nicht gegeben sind. Es bilden sich sehr schnell Biofilme, die die Messungen stark beeinträchtigen können.</p> <p>Die CSB-Anteile weisen zeitliche Schwankungen auf (kann nicht mit online-Analytik erfasst werden), Auftreten von Problemstoffen/Hemmstoffen etc.</p>
<p>Die Prozessparameter wie Temperatur, Druck, etc. können i. d. R. sehr gut eingestellt/geregelt und konstant gehalten werden.</p>	<p>Die Prozessparameter wie Temperatur, Druck etc. werden nicht geregelt, sondern sind von den Umgebungsbedingungen (Wetter/Jahreszeit) abhängig. Es gibt weitere Einflussfaktoren (wie z. B. erhöhter Lufteintrag über die Oberfläche durch starken Wind, Auswirkungen von Schwimmschichten, Schlammauftrieb etc.), die kaum quantifizierbar bzw. im Modell erfassbar sind.</p>
<p>Der ggf. für die Reaktion verwendete Katalysator ist i. d. R. sehr gut definiert und spezifiziert (Zusammensetzung, aktive Oberfläche, etc.) und weist eine gleichbleibende Qualität auf.</p>	<p>Die im System aktive Biomasse (Belebtschlamm) stellt eine sehr komplexe Mikroorganismenpopulation dar, die für jede Anlage spezifisch ist und eine andere Zusammensetzung aufweist. Zudem ist eine Populationsdynamik gegeben, die zu einer signifikanten Veränderung innerhalb einer Anlage führen kann und im Prozess nicht kontinuierlich überwacht werden kann. Die entsprechenden Parameter sind allerdings im Modell vorhanden und haben großen Einfluss auf die Simulationsergebnisse und werden i. d. R. als konstant angenommen.</p>

Aus dieser Gegenüberstellung wird ersichtlich, dass für den Einsatz einer online-Simulation zur Prozessführung im Bereich der chemischen Prozesse erheblich günstigere Voraussetzungen gegeben sind. Im Bereich der biologischen Prozesse (hier: Abwasserreinigung) ist dies auf Grund der skizzierten Problematik nur sehr begrenzt möglich. Eine online-Ankopplung der Analysatoren und automatische Übertragung der aktuellen Messdaten als Eingangswerte für die Simulation ist technisch möglich und

sinnvoll für die Realisierung eines „mitlaufenden“ Beobachtersystems. Die Möglichkeit von „selbsttätigen Eingriffen“ des Simulationstools (d. h. automatische Rückgabe neuer Sollwerte oder Änderung von Prozessparametern) erscheint allerdings problematisch und könnte zu unerwünschten Störungen/Zuständen des Systems führen. Prinzipiell besteht zwar die Möglichkeit einer automatisierten Modellnachführung/-kalibrierung (d. h. Anpassung ausgewählter Modellparameter auf Grundlage des Abgleichs von gemessenen und simulierten Ganglinien der relevanten Abwasserinhaltsstoffe (wie z. B. Ammonium, Nitrat, ...), allerdings lässt sich der bei einer offline-Kalibrierung durch einen Anwender/Nutzer des Modells stattfindende Entscheidungsprozess (Auswahl der geeigneten Inhaltsstoffe/Ganglinien, Auswahl der anzupassenden Parameter, Vorgabe des Variationsbereiches, etc.) nicht in einem Simulationstool nachbilden. Hier können zwar gewisse Erfahrungswerte aus den gesammelten Erkenntnissen des Betriebspersonals eingebracht werden, aber viele für die Entscheidung relevante Faktoren (wie z. B. aktueller Betriebs-/Anlagenzustand, Wetterbedingungen, Störfälle, ...) wären einem unabhängig agierenden System nicht bekannt und könnten neben den bereits erwähnten Unsicherheiten im Bereich der online-Analytik zu großen Abweichungen führen.

6 Zusammenfassung

Das im vorliegenden Abschlussbericht behandelte Projekt wurde im Zeitraum 2010 – 2015 gemeinsam von der Hochschule Emden/Leer und der Fachhochschule Lübeck mit Unterstützung durch weitere Kooperationspartner bearbeitet. Die wesentlichen Ergebnisse der durchgeführten Arbeiten werden im Folgenden zunächst für die Bereiche Simulation/Modellierung und Energetische Beschreibung/Energiepotential zusammengefasst und abschließend ein bewertendes Fazit gezogen.

6.1 Einsatz des Werkzeugs Modellierung/Simulation

Die offline-Simulation wird bereits seit ca. 20 Jahren erfolgreich für die Auslegung und Optimierung von Kläranlagen eingesetzt und kann wertvolle Unterstützung für die Betriebsführung einer Kläranlage liefern (Variantenvergleiche, Auswirkungen geplanter Änderungen, mögliche Ursachen für Betriebsstörungen/Probleme identifizieren). Unter der Voraussetzung, dass die eingesetzte online-Analytik über einen längeren Zeitraum stabil funktioniert und verlässliche (ausreichend genaue) Messwerte liefert, kann durch eine einseitige online-Kopplung (d. h. automatische Übertragung der Messwerte als Eingangsdaten/Ganglinien für die Simulation) ein Beobachtersystem realisiert werden. Eine automatische Modellanpassung (d. h. Nachführung ausgewählter Modellparameter auf Basis eines Vergleichs zwischen simulierten und gemessenen Ganglinien) ist aus den o. g. Gründen allerdings problematisch und muss daher als kritisch erachtet werden.

Ein Prognosemodell auf Basis der online-Kopplung und eines umfangreichen Modellansatzes (ASM-Modell) muss aus diesen Gründen ebenfalls unter den aktuellen Randbedingungen als nicht empfehlenswert erachtet werden.

(Anmerkung: Diese Aussage bezieht sich auf den aktuellen Stand. Inwieweit und ggf. wann sich durch weitere Fortschritte im Bereich der online-Analytik sowie der Simulationssoftware/-technik eine ausreichende Lösung der diskutierten Problematiken ergeben wird, lässt sich zu diesem Zeitpunkt nur schwer abschätzen.)

Auf den Emden Abwassertagen wurden im Vortrag von Dr. Jens Alex (ifak) einige Projekte vorgestellt, die die Entwicklung spezieller Beobachtermodelle auf Basis der Simulation von verschiedenen Kläranlagen beinhalteten. Rückblickend wurden alle diese Modelle nicht weiter unterhalten und eingestellt. Viele der nachfolgend genannten Ursachen für die Beendigung dieser Projekte konnten auch im vorliegenden Projekt bestätigt werden. So ist z. B. ein großer personeller Aufwand erforderlich, um laufend Modellanpassungen und Änderungen in der Kopplung der Systeme (Messtechnik/Datenbank) vorzunehmen. Diese lassen sich im praktischen Betrieb aber kaum vermeiden. Auf den Kläranlagen Emden und Reinfeld erschwerten z. B. Umbaumaßnahmen und Ergänzungen des Systems immer wieder die Inbetriebnahme des Beobachtermodells.

Weitere Gründe zur Beendigung der Projekte waren:

- Die Erstellung von offline-Kläranlagenmodellen und insbesondere die Modellvalidierung sind zeit- und personalaufwändig.
- Die Entwicklung der benötigten Nachführkomponenten ist Spezial-Know-How und fallspezifisch (d. h. ist nicht allgemein auf jede Kläranlage übertragbar).
- Die Entwicklung der Bedienoberfläche ist ebenfalls fallspezifisch und ohne sehr komfortable Werkzeuge teuer.
- Für die praktische Anwendung ist zunächst ein aufwändiger simulativer Test der Funktionalitäten und eine Validierung mit der realen Kläranlage erforderlich.
- Es wird eine umfangreiche online-Sensorik benötigt, die zudem permanent eine hohe Datenqualität liefern muss.

Ähnliche Aussagen finden sich auch bei anderen Autoren, die über langjährige Erfahrungen in diesem Bereich verfügen (z. B. im Fazit des Vortrags von J. Broll und I. Kraume auf dem 21. SIMBA-Anwendertreffen am 20.05.2014 in Erfurt: „Aufgrund der Unschärfe des Modells und der Messtechnik ist von einer aufwändigen Kalibrierung abzuraten.“).

6.2 Beurteilung der online-Analytik

Für die Umsetzung der modellgestützten Prozessführung ist die Erfassung des Anlagenzustandes mit hoher Genauigkeit erforderlich. Hierzu zählt insbesondere die Messung der Sauerstoff-Konzentration in der Nitrifikationszone. Für die begleitende Simulation ist darüber hinaus die Messung der Zulaufkonzentrationen im Zulauf (vor Allem CSB und Ammonium) notwendig. Beides ist mit verhältnismäßig großem Aufwand möglich. Es ist zu empfehlen, Ammonium im Bypass (gefiltert) mit Hilfe eines Analysators zu messen. Die Messung mittels ionenselektiver Sensoren zeigte sich aufgrund der Neigung zur Biofilmbildung und vorhandener Störionen als wenig zuverlässig. Qualitativ konnten anhand einer insitu Spektralanalyse gute und hinreichende Ergebnisse hinsichtlich der CSB-Konzentrationen erzielt werden.

Zur Überprüfung der Simulationsgüte ist überdies die Messung der Stickstoffparameter im Ablauf (Nitrat und Ammonium) erforderlich. Die online-Messungen im Ablauf sind grundsätzlich weniger aufwändig und genauer als im Kläranlagenzulauf. Die Messung beider Parameter mittels ionenselektiver Elektroden ist zuverlässig und genau möglich. Qualitativ gute Ergebnisse zeigte auch die Messung von Nitrat und CSB im Ablauf mittels eines insitu-Spektralanalysators.

Es zeigt sich, dass für die Wartung im laufenden Betrieb ein verhältnismäßig hoher Aufwand erforderlich ist, um Messwerte mit einer für die Simulation hinreichenden Genauigkeit zu erzielen. In einer Kosten-Nutzen-Analyse zeigt sich, dass die hohen Investitionskosten und die Wartungskosten mit dem Ziel einer Energieeinsparung nur sinnvoll sind, wenn die Anlage über ausreichend maschinenunabhängiges Optimierungspotenzial verfügt.

6.3 Energetische Beschreibung und Optimierungspotentiale

Die Energieanalysen der Kläranlagen Reinfeld und Emden zeigten sehr unterschiedliche Ergebnisse auf. Dies deutet darauf hin, dass keine pauschalen Aussagen zur Effizienzsteigerung der Anlagen nur infolge

der Prozessführung möglich sind. Vielmehr müssen solche Aussagen speziell für jede Anlage auf Basis einer validierten Energieanalyse erfolgen.

Auf der Kläranlage Reinfeld ist der Energiebedarf sehr hoch, ein Großteil des Verbrauches entfällt in diesem Fall aber auf Verbraucher, die nicht direkt von der Prozessführung beeinflusst werden können. So werden z. B. Rührwerke kontinuierlich betrieben. Optimierungen sind dann unabhängig von der Prozessführung. Optimierungen waren auf der KA Reinfeld durch Anpassung der Rezirkulationsrate möglich. Der Energieaufwand für die Förderung des Belebtschlammes ist speziell auf dieser Anlage hoch, da sich zwischen den verschiedenen Becken Geländesprünge befinden. Die offline-Simulationen zeigten jedoch ein Energieeinsparpotential auf, das jedoch nicht ausreicht um wirtschaftlich den Einsatz einer simulationsgesteuerten Prozessführung zu begründen.

Im HKW Emden mit seiner intermittierenden Belüftung sind die größten Energieverbraucher die Gebläse für die beiden Belebungszone. Deren Verbrauch kann durch optimierte Betriebsführung sehr gut reduziert werden. In solchen Fällen sollte bei einer Simulation mit dem Ziel einer energieoptimierten Verfahrenseinstellung der Modellierung des Sauerstoffeintrages besondere Sorgfalt eingeräumt werden. Standardmäßig wird der Belüftungskoeffizient α_{kLa20} in SIMBA aus vorgegebenen Parametern intern berechnet (Sauerstoff-Übertragungsfaktor, spezifischer Sauerstoffeintrag und hierzu korrespondierende Sauerstoff-Sättigungskonzentration sowie Einblastiefe und Nennluftvolumenstrom). Diese Werte sind aber immer nur für eine Einstellung konstant. Zweckmäßig wäre es den Belüftungskoeffizienten vor Ort für verschiedene Gebläse-Einstellungen zu messen und die Ergebnisse über ein Funktional in das Modell zu übernehmen. Die sehr arbeitsintensiven Messungen würden in diesem Umfang auf einer großen Kläranlage einen hohen Aufwand verursachen, da diese im laufenden Betrieb durchzuführen wären. Mithin kann der Energieaufwand der Belüftung auch durch eine optimierte Sauerstoffregelung vermindert werden. Auch in diesem Fall ist kein dauerhafter Betrieb einer simulationsgesteuerten Prozessführung notwendig. Vielmehr ist ein Verfahrensvergleich auf Basis einer offline-Simulation ausreichend.

Die Erfahrungen bei der Darstellung der Verbraucher in den Modellen zeigten für die Praxis ein Risiko, ausschließlich auf empirische Ansätze für Wirkungsgrade zurückzugreifen oder Standardwerte für die Rauigkeit der Rohre und für die örtlichen Verluste anzusetzen, ohne diese kritisch zu prüfen. Berechnungen der Leistungsaufnahme von Pumpen bei verschiedenen Förderströmen können in einem Arbeitsbereich nahe des optimalen Wirkungsgrades gute Ergebnisse liefern. Allerdings sollten solche Berechnungen immer messtechnisch oder ingenieurmäßig überprüft werden. Insbesondere ist die Gültigkeit von empirischen Formeln zur Berechnung von Wirkungsgraden im Arbeitsbereich kritisch zu hinterfragen.

Die Abhängigkeit des Faulgasertrages von der Wahl der Verfahrenseinstellungen war in der offline-Simulation der KA Reinfeld gering. Auch die Ergebnisse der praktischen Versuche zeigten, dass der Methangehalt des Gases kaum von der Betriebsweise der VAK abhing. Begründen lassen sich diese Ergebnisse damit, dass bei der Abwasserreinigung stets ein Großteil der biologisch abbaubaren Kohlenstoffverbindungen entfernt werden (im Schnitt 98,5 % des BSB_5 , DWA (2012)). Der Anteil von BSB_5 der anschließend im Schlamm enthalten ist, kann über den Ertragskoeffizienten abgeschätzt werden. Aus diesem Teil kann im Faulurm später Klärgas erzeugt werden. Ein gewisser Teil des zufließenden BSB_5 wird auch direkt im Prozess in CO_2 umgewandelt oder im Laufe von Absterbe- und Abbauvorgängen in schlecht abbaubare Verbindungen umgewandelt. Dieser Teil steht dann nicht mehr oder weniger wirksam der Faulung zur Verfügung. Gegenüber der Biomasseproduktion

(abhängig vom Ertragskoeffizienten) scheinen diese Prozesse allerdings untergeordnet. In der Simulation ist der Ertragskoeffizient nicht von den Verfahrenseinstellungen abhängig dargestellt, sondern nur von der Abwassertemperatur. Im Rahmen üblicher/notwendiger Verfahrenseinstellungen und Aufenthaltszeiten des Abwassers ist der Klärgasertrag dann vornehmlich vom Gehalt des Zulaufs an BSB₅-abhängig.

6.4 Fazit

Die Ergebnisse des Gesamtprojektes erlauben eine auf den aktuellen technischen Stand bezogene, realistische Einschätzung der Möglichkeiten des Hilfsmittels Simulation. Es wurde an einem konkreten Anwendungsfall aufgezeigt, welche Probleme bei der Umsetzung einer geplanten online-Simulation auftreten können und welche Limitierungen hinsichtlich der Hardware (insb. online-Analytik) sowie hinsichtlich der Modellierung/Simulation (insb. Gültigkeit getroffener Annahmen/Vereinfachungen) bestehen. Zudem wurden die Vorteile einer solchen intensiven Betrachtung einer realen Abwasserreinigungsanlage unter Verwendung eines Simulationsmodells (Ermittlung der Optimierungspotentiale, Aufdeckung von Schwachstellen) deutlich aufgezeigt.

Für die beteiligten Kläranlagen ergaben sich durch das Projekt ebenfalls eine Reihe konkreter Verbesserungen. Im Falle des Hauptklärwerkes Emden/Larrelt konnte durch die Ergebnisse der energetischen Betrachtung noch einmal sehr deutlich die Notwendigkeit einer grundlegenden baulichen Ertüchtigung und Erneuerung der Belüftungseinrichtungen in den Belebungsbecken dargestellt werden. Diese Arbeiten wurden auch bereits im Laufe des vergangenen Jahres durchgeführt.

7 Literaturverzeichnis

Alex, J. (2010): *Flexibel regeln und Energie im Klärwerk sparen*. Umwelt Magazin, Heft 10/11 (2010), S. 18 – 19.

Batstone, D. J.; Keller, J.; Angelidaki, I.; Kalyuzhnyi, S. V.; Pavlovstathis, S. G.; Rozzi, A., Sanders, W. T. M.; Siegrist, H.; Vavilin, V. A. (2002): *Anaerobic Digestion Model No. 1*, IWA Task Group on Mathematical Modelling of Anaerobic Digestion Processes, IWA Scientific and Technical Report No. 13.

Beermann, G. (2015): *Betriebserfahrungen KA Bad Oeynhausen*, Vortrag auf den „2. Emdener Abwassertagen“, 04./05. November 2015.

Biernacki, P.; Steinigeweg, S.; Borchert, A.; Uhlenhut, F. (2013): *Application of Anaerobic Digestion Model No. 1 for describing anaerobic digestion of grass, maize, green weed silage and industrial glycerine*, Bioresource Technology, Volume 127, Nr. 1, S. 188 – 194.

Jumar, U.; Ogurek, M.; Alex, J.; Moshage, U.; Dockhorn, Th.; Niemann, K. (2004): *Gesamtheitliche Prozessführung und Energieoptimierung von Abwasserreinigung und Schlammbehandlung mit Hilfe der Simulation*. Abschlussbericht des DBU-Projektes unter AZ 18478, Bewilligungsempfänger: Institut für Automation und Kommunikation e.V. Magdeburg, 2004.

Dohmann, M.; Schröder, M. (2011): *Energie in der Abwasserentsorgung*. In: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall; 2011 (58); Nr. 6, S. 536 – 541. **DWA, (2008):** *21. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen*. Herausgegeben von: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), Hennef, 2008.

DWA (2010): *Energiepotenziale in der deutschen Wasserwirtschaft – Schwerpunkt Abwasser*. Herausgegeben von: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), Hennef, 2010 (DBU-Projekt AZ 26089).

DWA (2011): *Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2011 – Stromverbrauch: 4.300 Kläranlagen unter der Lupe*. Herausgegeben von: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), Hennef, 2011.

DWA M209: *Messung der Sauerstoffzufuhr von Belüftungseinrichtungen in Belebungsanlagen in Reinwasser und in belebtem Schlamm*. Merkblatt 209. Herausgegeben von: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), Hennef, 2007.

Grady, Jr., C. P. L.; Gujer, W.; Henze, M.; Marais, G. v. R.; Matsuo, T. (1987): *Final Report - Activated Sludge Model No.1/IAWQ task group on mathematical modeling and operation of biological wastewater treatment plants*. London: IAWQ Scientific and Technical Reports.

Gujer, W.; Henze, M.; Marais, G. v. R.; Matsuo, T.; Mino, T.; Wentzel, M. C. (1995): *Activated Sludge Model No.2*. London: IAWQ Scientific and Technical Reports No.3.

- Gujer, W.; Henze, M.; Mino, T.; van Loosdrecht, M. C. M. (1999):** *Activated sludge model No.3*. Proceedings of the 4th IAWQ Seminar on Modelling and Microbiology of Activated Sludge Processes, Water Science and Technology Volume 39, Issue 1, 1999, Pages 183 – 193
- Haberkern, B.; Maier, W.; Schneider, U. (2008):** *Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen*, Forschungsbericht 205 26 307 von Haberkern, B.; Maier, W.; Schneider, U. im Auftrag des Umweltbundesamtes. August 2011. Online abgerufen unter:
<https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3347.pdf> (am: 04.02.2016).
- Henze, M.; Gujer, W.; Mino, T.; Tomonori, M.; Wentzel, M. C.; Marais, G. v. R.; van Loosdrecht, M. C. M. (1999):** *The activated sludge model No. 2d*. IAWQ Task Group on Mathematical for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment Processes. Kollekolle Seminar on activated Sludge Modelling, Modelling and Microbiology of Activated Sludge Process, Copenhagen.
- Koch, G., Kühni, M., Gujer, W., Siegrist, H. (2000):** *Calibration and Validation of Activated Sludge Model no. 3 for Swiss municipal Wastewater*. In: Water Resources, Vol. 34(14), pp. 3580-3590.
- Lindenthal, W.; Uhlenhut, F.; Borchert, A.; Steinigeweg, S.; Wellbrock, K.; Grottker, M. (2011a):** *Entwicklung eines Konzeptes zur Steigerung der Energieeffizienz und Betriebssicherheit sowie zur Optimierung des gekoppelten Systems Klär-/Biogasanlage*, SIMBA-Anwendertreffen, Magdeburg, 2011.
- Lindenthal, W.; Uhlenhut, F.; Borchert, A.; Steinigeweg, S. (2011b):** *Automatisierte Steuerung von Abwasserreinigungsanlagen – Ein Ausblick*, NTAG Lübeck, 2011.
- Lübken, M.; Schlattmann, M.; Speckmaier, M.; Gronauer, A.; Wilderer, P. A.; Wichern, M. (2005a):** *Modelling and process optimization of an anaerobic bioreactor digesting agricultural substrates using the IWA Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1)*. "The First International Workshop on the IWA Anaerobic Digestion Model No. 1"; 4 – 6 September 2005, Lyngby, Copenhagen.
- Lübken, M.; Wichern, M.; Schlattmann, M.; Speckmaier, M.; Gronauer, A.; Wilderer, P. A. (2005b):** *Use of mathematical models for simulating the thermal energy of an anaerobic digester*. 7th FAO/SREN-Workshop.
- Monod, J. (1949):** *The growth of bacterial cultures*. Annual Review of Microbiology; 3: 371.
- Moshage, U.; Dockhorn, T.; Alex, J.; Ogurek, M.; Niemann, K. (2003):** *Gesamtheitliche Prozessführung zur Energieoptimierung von Abwasserreinigung und Schlammbehandlung durch Simulation*, ATV-Bundestagung, Wolfsburg, 2003.
- Müller, E.; Kobel, B.; Künti, T.; Pinnekamp, J.; Seibert-Erling, G.; Schaab, R.; Böcker, K. (1999):** *Energie in Kläranlagen*, Bericht an das Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (MURL), Düsseldorf, 1999.

- Niemann, K. (2004):** *Energieoptimierung von Abwasserreinigung und Schlammbehandlung durch Simulation*, SIMBA-Anwendertreffen, Tangermünde, 2004.
- Retzlaff, G.; Rust, G.; Waibel, J. (1975):** *Statistische Versuchsplanung*. Weinheim: Verlag Chemie 1975.
- Rojas, C.; Fang, S.; Uhlenhut, F.; Borchert, A., Stein, I., Schlaak, M. (2010a):** *Stirring and biomass starter influences the anaerobic digestion of different substrates for biogas production*, Eng. Life Sci. 2010, 10, No. 4, 339 – 347.
- Rojas, C.; Uhlenhut, F.; Schlaak, M.; Borchert, A.; Steinigeweg, S. (2010b):** *Simulation des anaeroben Prozesses bei der Biogaserzeugung*, Chemie Ingenieur Technik 2011, 83, No. 3, 306 – 321. DOI: 10.1002/cite.201000100
- Rojas, C.; Uhlenhut, F.; Schlaak, M.; (2010c):** *Modellierung und Simulation anaerober Prozesse für verschiedene Substrate*, Vortrag auf dem 17. SIMBA-Anwendertreffen, 05. Mai 2010, Halberstadt.
- Rojas, C.; Uhlenhut, F.; Steinigeweg, S.; Borchert, A.; Jumar, U. (2010d):** *Simulationsunterstützte Prozessführung von Biogasanlagen*, Posterbeitrag auf der DECHEMA-Tagung „Bioprozessorientiertes Anlagendesign“, 10. – 12. Mai 2010, Nürnberg.
- Rojas, C.; Uhlenhut, F.; Steinigeweg, S.; Borchert, A.; Jumar, U. (2010e):** *Simulationsunterstützte Prozessführung von Biogasanlagen*, Posterbeitrag und Kurzpräsentation auf dem „Biogas-Innovationskongress 2010“, 17./18. Juni 2010, Osnabrück.
- Scheffer, F.; Schachtschabel, P. (2010):** *Lehrbuch der Bodenkunde*. 16. Auflage, Heidelberg, Springer Spektrum, 2010.
- Schlaak, M.; Rojas, C.; Uhlenhut, F. (2010):** *Renewable Energy from Agriculture: Biogas Production from Agricultural Products and waste*; Presentation on “The 2nd International Forum of Agricultural Products, Chemical and Biological Processing”, Oct. 7 – 9, 2010, ZUST, Hangzhou, China
- Schröder, M. (2010):** *Energienutzung in der (Ab)Wasserwirtschaft nachhaltig gestalten*, 28. Bochumer Workshop Siedlungswasserwirtschaft, Bochum, September 2010
- Seibert-Erling, G.; Etges, T. (2011):** *Energiekosten von Kläranlagen und Kanalnetzen*; in Klärwerk.info: <http://www.klaerwerk.info/Energie--und-E-Technik/Energiekosten-von-Klaeranlagen-und-Kanalnetzen> 19.05.2011
- Seick, I.; Tschepetzki, R. (2008):** *Wertvolle Entscheidungshilfe. Simulation von Biogasanlagen, verknüpft mit Energie-, Umweltwirkungs- und Kostenberechnung*; wlb Wasser, Luft und Boden, 2008, Jg. 52, Nr. 6, S. 46 – 48.
- Vester F. (1990):** *Ausfahrt Zukunft*, Heyne, 1990.

Wellbrock, K.; Schlauss, S.; Kellermeier, C.; Grottker, M. (2011): *Die Implementierung eines Energiemoduls in ASM/SIMBA – Das Problem der korrekten Bestimmung von Leistungskennlinien.* In: FH Lübeck (Hrsg.): Tagungsband der 23. Norddeutschen Tagung für Abwasserwirtschaft und Gewässerentwicklung (NTAG) am 11. Mai 2011 in Lübeck, Schleswig-Holstein, ISSN: 1866-7317, S. 21 – 31, Lübeck, 2011.

Westphal, G. (1995): *Leistungseintrag in Belebungsbecken.* Korrespondenz Abwasser, 8, 1995, S. 1335 – 1358.

Wolf, C. (2006): *Regelungstechnische Optimierung landwirtschaftlicher Biogasanlagen anhand des ADM1-Modells in SIMBA,* Vortrag auf dem 13. SIMBA-Anwendertreffen (18./19. Mai 2006).

Zettl, U. (2001): *Einsatz der dynamischen Simulation als Bemessungshilfe für Kläranlagen in Weinbaugebieten;* Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern, Band 13

Veröffentlichungen der Arbeitsgruppe von Teilergebnissen des aktuellen Projekts:

Lindenthal, W.; Uhlenhut, F.; Steinigeweg, S.; Borchert, A.; Das gekoppelte System Abwasserreinigung/Klärschlammfäulung; gwf-Wasser|Abwasser; September 2013

Lindenthal, W.; Uhlenhut, F.; Steinigeweg, S.; Borchert, A.; Energieeffizienter Betrieb des Gesamtsystems Klär-/Biogasanlage; Vortrag Innovationsforum Wasserwirtschaft 2013, Bad Honnef, 26. & 27.11.2013.

Lindenthal, W.; Uhlenhut, F.; Steinigeweg, S.; Borchert, A.; Energieeffizienter Betrieb des Gesamtsystems Klär-/Biogasanlage; Vortrag Innovationsforum Wasserwirtschaft 2015, Osnabrück, 17. & 18.11.2015.

Anhang 1 – Bericht über die „2. Emdener Abwassertage“

Am 4./5. November veranstaltete die Hochschule Emden/Leer gemeinsam mit den Firmen HACH und SKAD am Standort Emden die 2. Auflage der „Emdener Abwassertage“ mit insgesamt 43 Teilnehmerinnen und Teilnehmern aus den Bereichen Abwasserverbände, Betriebspersonal, Planungsbüros, Forschungseinrichtungen und Hochschulen. Im Mittelpunkt der Veranstaltung standen die Themenschwerpunkte des im Zeitraum 2012 – 2015 an der Hochschule Emden/Leer durchgeführten Forschungsprojektes „Entwicklung eines Konzeptes zur Steigerung der Energieeffizienz und Betriebssicherheit sowie zur Optimierung des gekoppelten Systems Klär-/Biogasanlage“. Dieses Projekt wurde in Kooperation mit der Fachhochschule Lübeck (Arbeitsgruppe Prof. Dr. Matthias Grottker) bearbeitet und von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU, AZ 27122) gefördert. Im Rahmen der Veranstaltung wurden die wesentlichen Projektergebnisse präsentiert und durch weitere Vorträge von Fachreferentinnen und Fachreferenten aus der Praxis ergänzt.

Am 2. Tag der Veranstaltung wurde den Teilnehmerinnen und Teilnehmern die Möglichkeit geboten, durch praktische Übungen in einem Rechnerraum der Hochschule mit den verwendeten Softwarewerkzeugen einen Einblick in diese Technologien und deren Einsatzmöglichkeiten zu erhalten. Die Fachtagung bot zudem in den Pausen und dem gemeinsamen Rahmenprogramm ausreichend Zeit für einen umfassenden Erfahrungsaustausch und Diskussionen. Sie diente darüber hinaus der Netzwerkbildung und der Initiierung gemeinsamer Aktivitäten.

Am 1. Veranstaltungstag wurden in insgesamt neun Fachvorträgen die beiden Aspekte „Optimierung“ und „Energie“ behandelt und aus verschiedenen Sichtweisen betrachtet.

Zunächst führte Klaus D. Schmidt (Fa. Hach) in die Thematik „Wasserrahmenrichtlinie“ unter besonderer Berücksichtigung der Anforderungen für Punktquellen ein. Dabei wurden die Ziele der WRRL erläutert und die aktuelle Situation in Deutschland in Hinblick auf deren Erreichung dargestellt. Demnach haben 90 % der Oberflächengewässer die Ziele der WRRL noch nicht erreicht, wobei insbesondere durch die Nährstoffe Nitrat und Phosphat Probleme entstehen. Anschließend erfolgte eine kurze Darstellung der von den Bundesländern Hessen und Schleswig-Holstein initiierten Maßnahmenprogramme.

In der Präsentation von Dr. Wolfgang Lindenthal (Hochschule Emden/Leer) wurden die Zielsetzungen und wesentlichen Ergebnisse des o. g. Forschungsprojektes vorgestellt. In diesem Rahmen wurde im Teilprojekt der Hochschule Emden/Leer das Hauptklärwerk Emden/Leer zunächst im Simulationssystem SIMBA® basierend auf der Software-Umgebung MATLAB/SIMULINK und später in der neuen Simulationssoftware SIMBAclassroom® nachgebildet und unter Verwendung dieses Simulationsmodells die Optimierungs-/Einsparpotentiale analysiert. Hier ergaben sich insbesondere hinsichtlich der einzuhaltenden Sauerstoffsollwerte in den belüfteten Zyklusphasen der intermittierenden Belebungsstufe erhebliche Einsparpotentiale. In der nachfolgenden Diskussion wurde allerdings darauf verwiesen, dass bei einer drastischen Absenkung der Sauerstoffkonzentration auch damit verbundene Effekte (die z. T. bisher nicht im verwendeten Modellansatz ASM 3 enthalten sind) wie z. B. die Emission klimarelevanter Gase (insb. Lachgas) nicht außer Acht gelassen werden dürfen.

Es folgte ein Vortrag von Dipl.-Bauing. Martin Temme (Fa. Hach) zur Anwendung von Real Time Control (RTC)-Modulen für die Optimierung der Abwasserbehandlung. Diese Technologie bietet vielfältige Einsatzmöglichkeiten, z. B. für die Berechnung und Einstellung der optimalen Menge an Fällungsmittel,

die Optimierung der Belüftung sowie die Berechnung und Einstellung des optimalen Schlammalters. Im weiteren Verlauf wurde insbesondere die Anwendung für die Optimierung der chemischen Phosphat-Elimination behandelt. Hier ermöglicht das RTC-Modul eine problemlose Einbindung in vorhandene Systeme, eine schnelle Reaktion auf Lastschwankungen und eine einfache Einstellung der Parameter. Die belastungsabhängige Dosierung sorgt für die sichere Einhaltung der P-Ablaufwerte und führt zu einer Reduzierung der Fällmittel-Kosten. Abschließend wurde ein kurzer Ausblick auf die Option eines „Mobile Sensor Management“ gegeben. Diese bietet über ein Mobilgerät (z. B. Smart Phone oder Tablet) einen Zugriff auf Sensorinformationen, den Abgleich von Prozess- und Labormesswerten und Warnmeldungen bei sich anbahnendem Wartungsbedarf.

Im Anschluss berichtete Gunnar Beermann (Stadtwerke Bad Oeynhausen AöR) über Betriebserfahrungen von der Kläranlage Bad Oeynhausen hinsichtlich der Zielsetzung eines energieautarken Betriebs. Nach einer kurzen Vorstellung des Geschäftsbereichs „Abwasser“ der Stadtwerke Bad Oeynhausen sowie der zugehörigen Kläranlage wurde sehr anschaulich erläutert, wie im Rahmen des Konzeptes „Energie ++ Kläranlage“ alle relevanten Maschinen und Verfahren einer eingehenden Überprüfung hinsichtlich möglicher energetischer Optimierungspotentiale unterzogen wurden. Anschließend wurden die Ergebnisse dieser Betrachtung und die daraus abgeleiteten Maßnahmen sowie die damit erreichten Einsparungen präsentiert. Durch die Summe dieser Veränderungen konnte zum Ende des Jahres 2014 erstmalig eine Energieautarkie erreicht werden und nunmehr die Kläranlage in der Gesamtbilanz als „Energieproduzent“ fungieren.

Der erste Vortrag nach der Mittagspause von Dipl.-Ing. (FH) Peter Schmellenkamp (hanseWasser Bremen GmbH) lieferte eine umfassende Einführung in die Thematik „Energiecheck und Energieanalyse“. Diese beiden wesentlichen Bereiche des DWA Arbeitsblattes A 216 wurden definiert und näher betrachtet.

Mit dem Energiecheck kann der Betreiber seine Kläranlage im Vergleich zu anderen Kläranlagen einordnen. Die erhaltenen Werte geben einen Hinweis, ob die Durchführung einer Energieanalyse sinnvoll erscheint. Der Energiecheck gibt allerdings keine Auskunft über konkrete Möglichkeiten zur Energieeinsparung.

Die Energieanalyse umfasst eine detaillierte Erhebung und Bewertung der Energiesituation anhand einer vollständigen Verbrauchermatrix. Aus dieser Betrachtung ergeben sich die Ableitung von Optimierungsmaßnahmen und deren wirtschaftliche Bewertung sowie eine Klassifizierung von möglichen Optimierungsmaßnahmen.

Nachfolgend berichtete M.Eng. Manuel von Grafenstein (Fachhochschule Lübeck) über die Erfahrungen aus der betriebsbegleitenden Simulation auf der Versuchs- und Ausbildungskläranlage (VAK) Reinfeld. Diese Arbeiten wurden im zweiten Teilprojekt des DBU-Forschungsprojektes durchgeführt. Zunächst wurden die Ziele des Projektes definiert und anschließend Aufbau und Funktionsweise der VAK Reinfeld beschrieben. Es handelt sich dabei um eine halbtechnische Versuchsanlage mit ca. 100 EW, die mit kommunalem Abwasser der unmittelbar benachbarten Kläranlage Reinfeld beschickt wird. Anschließend wurde das installierte Mess- und Kontrollsystem und insbesondere die verwendete online-Analytik vorgestellt. Die spezifischen Probleme der verschiedenen online-Messtechniken (z. B. Störungen durch aufwachsende Biofilme, häufige Kalibrierung erforderlich) wurden diskutiert und die sich daraus ergebenden Konsequenzen für die ursprünglich geplante Implementierung eines Beobachter- und Prognosesystems beispielhaft aufgezeigt. Neben dieser Limitierung ergaben sich weitere Einschränkungen (z. B. konnte die

Fraktionierung des Zulaufs nicht mit ausreichender Genauigkeit als zeitlich konstant angenommen werden), die eine Umsetzung des o. g. Systems als nicht zielführend erscheinen ließen.

Anschließend vertiefte Dr.-Ing. Jens Alex (ifak, Magdeburg) diese Thematik mit einer Zusammenstellung der Erfahrungen aus den bisher durchgeführten Projekten zur Realisierung einer online-Simulation von Kläranlagen.

Im Bereich der Anlagenplanung und Optimierung wird die offline-Simulation bereits seit Jahren erfolgreich eingesetzt. Dagegen ist dieses Werkzeug in der Leittechnik (online) kaum verbreitet.

Bei einer online-Simulation enthält der Simulator ein detailliertes Simulationsmodell der Kläranlage. Der Simulator wird mit dem Leitsystem online gekoppelt. Somit kann das Modell permanent die aktuellen Prozessdaten verarbeiten und als Beobachter-Modell (dabei sind die Größen des Beobachtermodells "virtuelle" Messgrößen) oder Prognose-Modell (Berechnung von Prozessverhalten und Ablaufwerten für einen zukünftigen Zeitraum) eingesetzt werden.

Seit dem Jahr 2000 wurden vom ifak mehr als 10 Referenzimplementierungen erstellt. Zum aktuellen Zeitpunkt (Stand 2015) sind davon die meisten Systeme außer Betrieb und es gibt nur wenige Versuche der Fortführung.

Als Gründe wurden der hohe Aufwand für die Entwicklung (Software ist keine Standardfunktionalität), Projektierung, Test der Funktionalitäten und Validierung genannt. Zudem ist eine umfangreiche online-Sensorik erforderlich, die permanent eine hohe Datenqualität liefern muss. Weiterhin muss das Betriebspersonal ein solch komplexes System verstehen und Zeit haben dieses Hilfsmittel zu nutzen. Eine bessere Möglichkeit für die Nutzung von Modellen zum automatisierten Betrieb bietet nach Meinung des Referenten die prädiktive Regelung. Dabei beinhaltet der Regler ein möglichst einfaches Modell und dient typischerweise zur Vorhersage einer Zustandsgröße.

Zum Abschluss des 1. Veranstaltungstages wurden zwei laufende Forschungsaktivitäten an der Hochschule Emden/Leer vorgestellt. Zunächst berichtete Prof. Dr. Gerhard Illing (Hochschule Emden/Leer) über die elektrokatalytische Wasseraufbereitung mit Polyanilin und Carbonfasern. Das neuartige Verfahren nutzt die Überspannung der Wasserspaltung an beschichteten Carbonfasern und ermöglicht bei niedrigen elektrischen Potentialen selektiv eine Reduktion des im Wasser gelösten Sauerstoffs zu Sauerstoff-Radikalen. Die entstehenden Superoxide können zur Oxidation von persistenten Inhaltsstoffen und krankheitserregenden Keimen in vorbehandeltem Abwasser eingesetzt werden.

Die Wirkung des Systems in der Reduktion von Spurenstoffen und in der Elimination von Keimen wurde eindeutig und reproduzierbar nachgewiesen. Allerdings bleiben noch Fragen bezüglich entscheidender Faktoren wie z. B. der Stabilität des Polyanilins (Ablösung, Zersetzung, Ablagerung von Kalk) und der Korrosion der Kontaktofen.

Abschließend stellte Dr. Stefanie Heß (Hochschule Emden/Leer) in ihrem Vortrag „Effizienz vierter Reinigungsstufen hinsichtlich des Rückhalts Antibiotika resistenter Keime“ aktuelle Ergebnisse aus dem Teilprojekt „SchussenAktivplus“ (Projektleitung: Prof. Dr. habil. Claudia Gallert) des BMBF-Verbundprojektes RiSKWa vor. Das übergeordnete Ziel dieses Teilprojektes war die Verbesserung der Wasserqualität des Bodensees. Zu diesem Zweck wurden die Effektivität bzw. der Wirkungsgrad verschiedener vierter Reinigungsstufen und die Auswirkungen auf das aquatische Ökosystem überprüft. Für die Elimination von Keimen erwies sich die Ozonung als das am besten geeignete Verfahren, während die Adsorption an granulierter Aktivkohle für die Entfernung von Spurenstoffen das Verfahren der Wahl darstellt. Daraus ergab sich, dass insgesamt eine kombinierte Sand-Aktivkohle-

Filtration nach Ozonung die höchste Effektivität hinsichtlich der Elimination von Spurenstoffen und Keimen liefert.

Der Tag endete mit einer fachkundigen Führung durch das Emden Landesmuseum mit ortsspezifischen Aspekten zum Themenbereich Wasser/Abwasser.

Der 2. Veranstaltungstag stand im Zeichen des Themas „Simulation von Abwasserreinigungsanlagen“. Zunächst wurden im Vortrag von Priv.-Doz. Dr. habil. Frank Uhlenhut (Hochschule Emden/Leer) die Modellgrundlagen zur mathematischen Beschreibung der biologischen Abbauvorgänge erläutert und anschließend Anwendungsmöglichkeiten (Einsatzgebiete) der dynamischen Simulation im Bereich der Abwasserreinigung aufgezeigt.

In der nachfolgenden Präsentation von Dr. Wolfgang Lindenthal erhielten die Teilnehmerinnen und Teilnehmern einen ersten Einblick in die Simulationssoftware SIMBAclassroom® und die Vorgehensweise zur Erstellung eines neuen Simulationsmodells. Diese Erkenntnisse konnten anschließend in einem Rechnerraum der Hochschule anhand eigener Übungen am PC unter Verwendung von SIMBAclassroom® vertieft werden.