

Schlussbericht

Zuwendungsempfänger ifak. e.V. Magdeburg Werner-Heisenberg-Straße 1, 39106 Magdeburg	Förderkennzeichen 02WA0579
Vorhabenbezeichnung Verbundprojekt: Exportorientierte FuE auf dem Gebiet Abwasser Kernprojekt C: Simulation und Konzepte der Abwasserbehandlung Teilprojekt C1.3: Methoden zum effizienten Einsatz der dynamischen Simulation zur Analyse und Planung von Abwasserbehandlungsanlagen	
Laufzeit des Vorhabens 01.05.2005-31.08.2008	Berichtszeitraum 01.05.2005-31.08.2008

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem o. g. Förderkennzeichen gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor.

ifak – Institut für Automation und Kommunikation e. V. Magdeburg
Werner-Heisenberg-Straße 1
D-39106 Magdeburg
Germany
Telephone: +49-391-990140, Fax: +49-391-9901590
Internet: <http://www.ifak.eu>

Bearbeitet durch:
Dr. Jens Alex
im Bereich Informationsmanagement für Umwelt und Automation

Magdeburg, 22.12.2008

Inhaltsverzeichnis

1	Verzeichnisse	2
1.1	Ausgewählte Formelzeichen.....	2
1.2	Abbildungen.....	3
1.3	Tabellen.....	4
2	Einleitung.....	5
3	Aufgabenstellung.....	6
4	Stand der Technik	7
5	Planung und Ablauf des Vorhabens	12
6	Aufzählung der wichtigsten wissenschaftlich-technischen Ergebnisse und wesentlicher Ereignisse.....	13
6.1	Modellintegration	13
6.1.1	Realisierung eines allgemeinen Biofilmblocks.....	13
6.1.2	Block zur Realisierung allgemeiner stationärer Grobmodelle	15
6.1.3	Kopplung beliebiger Verfahrenstufen	17
6.2	Werkzeuge für die effiziente Simulation.....	20
6.2.1	Einleitung	20
6.2.2	Synthese von typischen Tagesgängen.....	21
6.2.3	Standard Parameter.....	25
6.2.4	Modellbibliothek	33
6.2.5	Testanwendung	35
6.2.6	Salzgehalt und hohe Temperaturen	36
6.2.7	Werkzeuge Ergebnispräsentation	36
7	Geplante Nutzung der Ergebnisse.....	37
7.1	Wissenschaftliche Erfolgsaussichten nach Projektende	37
7.2	Wissenschaftliche und wirtschaftliche Anschlussfähigkeit.....	37
7.3	Veröffentlichungen von Projektergebnissen.....	39
8	Literatur	40
9	Anhang.....	43
9.1	Parameter ASM3	43
9.2	Blöcke der Modellbibliothek	45
9.2.1	Block für Trockenwetter-Tagesgänge – DryWeather.....	45
9.2.2	Block für Wochengänge – Week	48
9.2.3	Block für Maximalregen – MaxRain.....	49
9.2.4	Block für einer relativen Fracht-Puls – relativeLoadPulse.....	50
9.2.5	Block für einer absoluten Fracht-Puls – absoluteLoadPulse.....	51
9.2.6	Block PlugFlow	52
9.2.7	Block HSG_Cycle	53
9.2.8	Block HSG_Deep_Temp.....	56

1 Verzeichnisse

1.1 Ausgewählte Formelzeichen

ASM	Belebtschlammmodell (Activated Sludge Model)	
t_{TS}	Schlammalter (Gesamtschlammalter)	d
V	Volumen der Anlage (Gesamtvolumen)	m^3
VD	Denitrifikations-Volumen der Anlage	m^3
$X_{CSB,XH}$	Konzentration der heterotrophen Biomasse im Überschussschlamm bezogen auf den Zulaufvolumenstrom	$g\ CSB/m^3$
XH	Konzentration der heterotrophen Biomasse im Belebungsbecken bezogen auf den Zulaufvolumenstrom	$g\ CSB/m^3$
aXH	Anteil heterotropher Biomasse am abbaubaren CSB im Zulauf	-
$Y_{STO,O2,asm3}Y_{H,O2,asm3}$	Yield des Wachstums heterotropher Organismen im ASM3 unter aeroben Bedingungen	-
$Y_{STO,NO,asm3}Y_{H,NO,asm3}$	Yield des Wachstums heterotropher Organismen im ASM3 unter anoxischen Bedingungen	-
$aDeni$	Anteil des unter anoxischen Bedingungen zu Biomasse umgesetzten abbaubaren CSB im Zulauf	-
$C_{CSB,abb,ZB}$	Konzentration des abbaubaren CSB im Zulauf	$g\ CSB/m^3$
$b_{H,O2,asm3}$	Zerfallsrate heterotropher Organismen im ASM3 unter aeroben Bedingungen	1/d
$b_{H,NO,asm3}$	Zerfallsrate heterotropher Organismen im ASM3 unter anoxischen Bedingungen	1/d
$X_{CSB,XP}$	Fracht der Zerfallsprodukte heterotropher Biomasse im Überschussschlamm	$g\ CSB/d$
$fasm3$	Anteil der Zerfallsprodukte beim Zerfall heterotropher Biomasse beim ASM3	-
$X_{CSB,XI}$	Konzentration von inertem partikulärem CSB im Zulauf	$g\ CSB/m^3$
X_{CSB}	CSB des Überschussschlamm bezogen auf den Zulaufvolumenstrom	$g\ CSB/m^3$
b_{a131}	Zerfallsrate heterotropher Organismen im CSB Ansatz der A131 (temperaturabhängig)	1/d
Y_{a131}	Yield heterotropher Organismen im CSB Ansatz der A131	-
$Y_{H,asm1}$	Yield heterotropher Organismen im ASM1	-
fP	Anteil der Zerfallsprodukte beim Zerfall heterotropher Biomasse beim ASM1	-
$b_{H,asm1}$	Zerfallsrate heterotropher Organismen des ASM1	1/d

1.2 Abbildungen

Abbildung 1: Struktur Gesamtprojekt.....	5
Abbildung 2: Struktur Kernprojekt C.	5
Abbildung 3: Modellstruktur Biofilm	14
Abbildung 4: Stoffaustausch eines räumlichen Biofilmelementes.....	14
Abbildung 5: Editoren für das Biofilm Modul.....	15
Abbildung 6: Stationäres KA Modell	16
Abbildung 7: Stationäres Modell in einer dynamischen Simulation.....	17
Abbildung 8: Schnittstellen-Modell.....	19
Abbildung 9: Modell Zusammensetzung Trockenwetterzufluss.....	21
Abbildung 10: Muster Trockenwetterzulauf.....	22
Abbildung 11: Gleichungssystem als m-File	23
Abbildung 12: Zusammensetzung und Konzentrationsverläufe von Trockenwetter Abwasser	23
Abbildung 13: Formfaktor Spitzenwert Volumenstrom/Mittelwert (links); Formfaktor Zeitpunkt Tagesminimum Volumenstrom (rechts)	24
Abbildung 14: Typische Trockenwetterverläufe als Funktion der EWG	25
Abbildung 15: Typische Trockenwetterverläufe (CSB) als Funktion der EWG	25
Abbildung 16: Aerobes Ausschwemm-Schlammalter angepasst.....	32
Abbildung 17: Vergleich der Denitrifikationskapazität.....	33
Abbildung 18: Modifizierte ASM3 Blöcke.....	33
Abbildung 19: Blockbibliothek zur vereinfachten Zulauferzeugung.....	34
Abbildung 20: Zulaufmodell	35
Abbildung 21: Erzeugte Zuläufe (links Wassermengen, rechts CSB-Frachten).....	36
Abbildung 22: Trockenwetter-Tagesgang-Block.....	45
Abbildung 23: Parameter des Blocks DryWeather.....	45
Abbildung 24: Modell-Zusammensetzung Trockenwetterzufluss.....	46
Abbildung 25: Typische Trockenwetterverläufe als Funktion der EWG	47
Abbildung 26: Parameter des Blocks Week.....	48
Abbildung 27: Parameter des Blocks MaxRain.....	49
Abbildung 28: Parameter des Blocks relativeLoadPulse	50
Abbildung 29: Parameter des Blocks absoluteLoadPulse	51

1.3 Tabellen

Tabelle 1: Mittlere Volumenströme der Quellen.....	22
Tabelle 2: Formparameter als Funktion der Einwohnerwerte	24
Tabelle 3: Zahlenwerte der Formparameter	24
Tabelle 4: ASM3 Stickstoffanteile	29
Tabelle 5: ASM3 Stickstoffanteile angepaßt.....	29
Tabelle 6: Sommer-Testzyklus	34
Tabelle 7: Winter-Testzyklus	35
Tabelle 8: Parameter Block DryWeather	46
Tabelle 9: Parameter Block Week	48
Tabelle 10: Parameter Block MaxRain	49
Tabelle 11: Parameter Block relativeLoadPulse.....	50
Tabelle 12: Parameter Block absoluteLoadPulse.....	51

2 Einleitung

Der zweite Teil des Forschungsverbundes "Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung" wird durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert und umfasst die Themenbereiche Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung. Im Rahmen des Teil II: Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung kooperieren 11 deutsche Universitäten, eine Fachhochschule und mehrere Industriepartner innerhalb von 24 Teilprojekten. Ziel des Verbundprojektes ist es, auch im Bereich der Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung, deutsches Wissen und die vielfältigen praktischen Erfahrungen auf diesem Gebiet verstärkt für die internationale Zusammenarbeit verfügbar zu machen. Der Weg hierzu ist die Anpassung deutscher Technologie an die unterschiedlichen Randbedingungen internationaler Märkte. Die 24 Teilprojekte sowie die in ihnen geleistete Forschungs- und Entwicklungsarbeit gliedern sich in die nachstehend dargestellte Projektstruktur.



Abbildung 1: Struktur Gesamtprojekt
(entnommen aus <http://dbs-lin.ruhr-uni-bochum.de/wasserverbund/>)

Das hier vorgestellte Teilprojekt ist im Kernprojekt C: Simulation und Konzepte der Abwasserbehandlung angesiedelt (Siehe Abbildung 2).

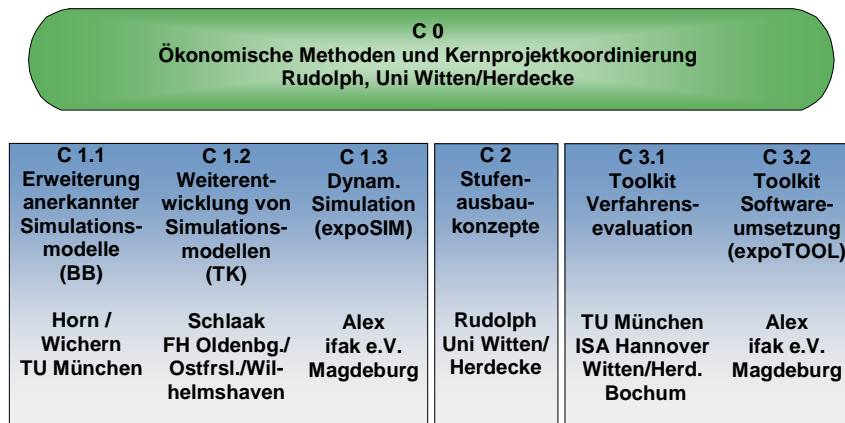


Abbildung 2: Struktur Kernprojekt C.

Dieser Bericht beschreibt das Teilprojekt C 1.3.

3 Aufgabenstellung

Das Forschungsvorhaben hat zum Ziel, anerkannte Simulationsmodelle für die Kohlenstoff- und Stickstoffelimination so an die Gegebenheiten anderer Klimazonen anzupassen, dass sie – wie z.B. im ATV-DVWK-A131 (2000) empfohlen – effizient zur Auslegung, Optimierung und für Prognoserechnungen genutzt werden können. In der Vernetzung des Forschungsprojektes mit den Teilprojekten des Verbundes wird die Simulation darüber hinaus als Werkzeug genutzt, das einen wichtigen Beitrag zur Entwicklung und Absicherung von Bemessungsrichtlinien für das Belebungsverfahren, Tropf- und Tauchkörperanlagen sowie Anaerob- und Teichanlagen leistet.

Die Modelle (Activated Sludge Model No.1 und No.3; [Henze et al. 2000]) der IWA Task Group on Mathematical Modeling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment sind in Deutschland und im Ausland zur Beschreibung von biologischen Abbauvorgängen in Belebungsanlagen außerordentlich anerkannt. Die Modellierung mit diesen Ansätzen wird an zahlreichen ausländischen Universitäten gelehrt, da sie u.a. äußerst flexibel bei verschiedenen Temperaturen, Abwasserzusammensetzungen, Hemmungen und Sauerstoffeinträgen einsetzbar sind. Die kritische Frage, welcher Berechnungsansatz in welcher Region Gültigkeit hat, stellt sich so nicht. Es ist jedoch unabdingbar, dass die Modelle und deren Anwendung so vereinfacht werden, dass sie besonders für deutsche Ingenieurbüros für z.T. technologisch weniger entwickelte Länder nutzbar sind. Von besonderer Wichtigkeit ist die Vereinfachung der Kalibrierung der Ansätze, die Elimination weniger wichtiger Prozesse sowie die Reduzierung der Anzahl der zu messenden biologischen Parameter und Zulaufgrößen. Dadurch wird es möglich, die Ansätze kostensparend im Rahmen von Ausschreibungen, bei der Einschätzung von Marktchancen, bei der Visualisierung von Ergebnissen, der „Vorabmessung“ vor Ort am Notebook und im Besonderen bei Betreiberfähigkeiten einzusetzen.

Neben der Berechnung von Belebungsanlagen, auf denen ein Schwerpunkt der Simulation liegt, ist es Ziel, Anaerobanlagen, Biofilmanlagen und Teichanlagen zu modellieren. Auch für diese Verfahren werden bestehende international angewendete Ansätze so vereinfacht, dass eine effiziente Nutzung in verschiedenen Klimazonen möglich ist. Da die Struktur der Belebungsbeckenmodelle ähnlich der Modelle für die anderen Verfahren ist und so Erkenntnisse übertragbar sind, ist der Optimierungsaufwand für die genannten anderen Verfahren als geringer einzuschätzen.

Im hier dargestellten Projekt „Methoden zum effizienten Einsatz der dynamischen Simulation zur Planung und Analyse von Abwassersystemen für den Export“ wurden als wesentlicher Bestandteil des Kernprojektes C

- angepasste Modelle relevanter Komponenten von Abwassersystemen, die durch andere Teilprojekte zusammengetragen und entwickelt werden, in eine offenes Simulationssystem integriert,
- effiziente Werkzeuge entwickelt um typischer dynamischer Lastszenarien zu verwalten und
- Methoden entwickelt, wie mit der dynamischen Simulation bei verringertem Aufwand und unter Annahme einer realistischer Datenlage für die Planung und Analyse geeignete Aussagen gewonnen werden können.

4 Stand der Technik

Modellierung und Simulation haben sich als Standardmethoden in der Forschung als auch in der Ingenieurpraxis etabliert (Alex 2003, 2007). In der Forschung wird Modellbildung und Simulation als Methode verwendet, um neue Erkenntnisse über natürliche und technische Prozesse zu etablieren (Hypothese wird als Modell formuliert, Simulation des Modells und Vergleich mit unabhängigen experimentellen Daten dient der Verifikation). Darüber hinaus dienen Modelle im Besonderen als eindeutige, transparente, kompakte und anwendbare Repräsentation des Wissens über ein System. Auch bei der Überführung von Wissen aus der wissenschaftlichen Forschung in die ingenieurtechnische Anwendung spielen Modelle eine Schlüsselrolle. In einfacheren Fällen können mit Hilfe der Modelle handhabbare Entwurfsregeln abgeleitet werden, die aus der Vorgabe der Randbedingungen direkt die Dimensionierung einer Anlage (z.B. einer Kläranlage mit Einstellregeln nach ATV A 131) erlauben. In komplexeren Fällen müssen Modelle zur Simulation verwendet werden, um Planungsaufgaben lösen zu können. Diese Einschätzung trifft insbesondere auch für die Planung komplexerer Abwassersysteme zu. Um jedoch Modelle und das Werkzeug dynamische Simulation effizient einsetzen zu können, müssen eine Reihe von Voraussetzungen erfüllt sein. Dies sind u.a.

- das Vorhandensein verlässlicher Prozessmodelle,
- die Verfügbarkeit komfortabler und auf Ingenieuraufgaben zugeschnittener Simulationssysteme,
- Richtlinien und Arbeitshinweise zur Beschreibung eines etablierten und akzeptierten Vorgehens bei der Nutzung der dynamischen Simulation für Planungsaufgaben und
- ein etablierter Kreis von Anwendern und Experten.

Als fundamentale Voraussetzung für die Anwendung der Simulation muss das Vorhandensein verlässlicher Prozessmodelle betrachtet werden. Diese Modelle müssen detailliert genug sein, um relevante Phänomene abzubilden, aber gleichzeitig einfach genug sein, um mit vertretbarem Aufwand in der Planung eingesetzt werden zu können. Für die biologisch-chemischen Prozesse in Belebtschlamm-Systemen ist durch die ASM-Modellfamilie der IWA (Henze et al. 2000) ein hoher Standard erreicht worden.

ASM1 (Activated Sludge Model No. 1) Das ASM1 ist ein nach wie vor intensiv genutztes Modell und kann als Standard-Modell für Belebtschlamm-Anlagen betrachtet werden. Dieses Modell beschreibt den Abbau von organischen Verbindungen (CSB-Abbau) und die Stickstoffelimination mit den Prozessen Nitrifikation und Denitrifikation. Für dieses Modell liegt eine Fülle von Anwendungserfahrungen vor, die auch in Form von Anwendungsrichtlinien und Protokollen vereinheitlicht wurden. Das ASM1 bietet einen gelungenen Kompromiss zwischen Modellkomplexität und der Menge der berücksichtigten Teilaspekte. Der Anwenderkreis dieses Modells reicht von der Forschung bis zu Ingenieuren und Betreibern von Anlagen. Im Laufe der Zeit seit der Veröffentlichung dieses Modells wurden auch eine Reihe von Schwachstellen und Begrenzungen bekannt. So sind u.a. die Prozesse zur chemisch-biologischen P Elimination und die Aufnahme von Substrat in zellinterne Speicher nicht berücksichtigt. Eine weitere Limitierung ist die fehlende Unterscheidung in den Zerfallsraten von Biomasse unter den verschiedenen Milieu-Bedingungen (aerob, anoxisch, anaerob). Bedauerlich ist auch das Fehlen der Möglichkeit Schlammigenschaften wie Absetzbarkeit und Schlammindex vorherzusagen.

ASM3 Das ASM3 ist eine neuere Entwicklung mit einem ähnlichen Fokus wie das ASM1. Dieses Modell soll neuere Erkenntnisse über die Prozesse bei der CSB- und N-Elimination berücksichtigen und eine weniger abstrakte und daher besser vermittelbare Abbildung des CSB-Abbau-Metabolismus anbieten. Im ASM3 wird eine Sequenz von

Aufnahme, Wachstum, endogene Atmung und Zerfall angenommen gegenüber einem permanenten Wachstum und Zerfalls-Zyklus beim ASM1. Unterschiedliche, milieuhängige Zerfallsraten für die Biomasse sind berücksichtigt. Letztlich wird ein noch akzeptabler Kompromiss zwischen Komplexität und berücksichtigten Teilaspekten erreicht. Gegenüber dem ASM1 werden für das ASM3 noch Anwendungserfahrungen gesammelt, so dass bisher noch nicht der gleiche Kenntnisstand bei Anwendern der dynamischen Simulation vorliegt. Wie auch das ASM1 beinhaltet auch das ASM3 keine Beschreibung der chemisch/biologischen P-Elimination.

ASM2d Dieses Modell wurde entwickelt, um neben der C- und N-Elimination auch die P-Elimination über chemische Fällung, biologische Elimination (durch Einbau in die Biomasse) und über erweiterte biologische P-Elimination durch Poly-Phosphat speichernde Organismen zu beschreiben. Für dieses Modell liegen einige Erfahrungen vor. Dieses Modell wird in der wissenschaftlichen Welt intensiver diskutiert und einige ernsthafte Konkurrenz-Vorschläge wurden entwickelt, z.B. ein stärker an den tatsächlichen Metabolismus gekoppeltes Modell: TU Delft Model (Murnleitner et al. 1997, Meijer et al. 2001) und eine spezielle Erweiterung des ASM3 für die bio-P Prozesse (Rieger et al. 2001).

Neben Modellen für die biochemischen Umwandlungen im Belebtschlamm werden zumindest auch noch Modelle für den Transport des Abwassers bzw. Belebtschlammes und das Absetzverhalten des Schlammes in Sedimentationsbecken benötigt. Für das Absetzen von Schlamm in Vor- und Nachklärbecken wurde eine Vielzahl von unterschiedlich komplexen Modellen entwickelt. Neben idealen Separations-Modellen werden häufig eindimensionale Schichten-Modelle eingesetzt (z.B. Takács et al. 1991). In jüngster Zeit werden aber zunehmend auch 2D- oder 3D-Strömungsmodelle eingesetzt, um z.B. spezielle Fragen (z.B. Gestalt des Einlaufbauwerkes) zur Funktion und Form von Nachklärbecken zu beantworten.

Eng gekoppelt an die Abwasserreinigung sind die Prozesse der Schlammbehandlung und des Prozesswassermanagements. Speziell für die anaerobe Faulung hat in den letzten Jahren eine intensive Entwicklung eingesetzt. Ein Meilenstein hierbei ist sicherlich das Anaerobic Digestion Modell der IWA (ADM1, Batstone et al. 2002). Durch Diskussionen zur Co-Fermentation und die Anwendung in Biogasanlagen kann hier eine weitere Entwicklung erwartet werden.

Für die im betrachteten Vorhaben geplante Nutzung dieser Modelle zur Etablierung bewährter Abwassertechnologien im außereuropäischen Ausland werden jedoch zusätzliche Untersuchungen zu Parametern und Zulaufzusammensetzung erforderlich (siehe Teilprojekte Anpassung anerkannter Simulationsmodelle I und II). Darüber hinaus muss festgestellt werden, dass im Bereich ergänzender und alternativer Reinigungsverfahren (Anaerob-Technik, Tropfkörper, Abwasserteiche) erhebliche Lücken bei der Existenz etablierter Modelle bestehen. Auch diesen Lücken widmen sich die entsprechenden parallelen Teilprojekte (Anpassung anerkannter Simulationsmodelle I und II). (Als noch relativ junge Forschungslinie sind die Ansätze zur sogenannten „Integrierten Simulation“ anzusehen. Hier geht es darum, das Werkzeug dynamische Simulation insbesondere für ingenieurtechnische Aufgabenstellungen einzusetzen, bei denen eine Vielzahl von Teilprozessen miteinander interagieren und die mit konventionellen Ingenieurmethoden nur schwer behandelt werden können. In diesem Anwendungsfeld müssen jedoch auch für die Simulation spezielle Fragen gelöst werden. Dies betrifft insbesondere die Zusammenschaltung von Modellen für Teilprozesse, die in ihrem jeweils speziellen Rahmen entwickelt wurden (z.B. Belebtschlammmodelle, Anaerobmodelle, Absetzmodelle, usw.). Hier wurde auf den Ergebnisse anderer Projekte und der am ifak geleisteten Arbeiten (z. B. EU-COST Arbeitsgruppe: Copp 2002, Alex et al. 1999, Copp et al. 2003; ifak: systematische Ansätze zur Ableitung von Schnittstellenmodellen, Moshage et al. 2003, Jeppson et al 2006) aufgebaut.

Um Modelle und Simulation für Ingenieuranwendungen anwendbar zu gestalten, ist es erforderlich, dass diese in ein geeignetes Simulationssystem eingebettet werden, das auf die Belange von Planungsanwendungen zugeschnitten ist. Für die Simulation von Kläranlagen existieren weniger als 10 geeignete Simulationssysteme. Das beantragte Projekt nutzt hier das System SIMBA (SIMBA 2006), das durch den Antragsteller entwickelt wird, und basierend auf der Software Matlab/Simulink eine geeignete Basis bildet, die neu zu entwickelnden Modelle, Schnittstellen-Module und spezialisierten Hilfswerkzeuge für die Planung und Analyse zu integrieren.

Wie in [Alex 2007] bereits dargestellt, wurde beobachtet, dass sich während der letzten Jahre im nordamerikanischen Raum zunehmend der Einsatz dynamischer Simulationssysteme für die Planung von Anlagen als Stand der Technik etabliert hat. In vielen Fällen wird man aber feststellen, dass von der Fähigkeit dynamischer Modelle das Zeitverhalten des Prozesses unter dynamischer Last und unter Wirkung von Steuerungen und Regelungen zu beschreiben, häufig kein Gebrauch gemacht wird. Das Simulationssystem wird vorrangig eingesetzt, um die komplizierten (stationären) Wechselwirkungen der Komponenten einer komplexeren Anlage zu beherrschen und Fehler bei der Planung zu vermeiden bzw. optimale Feinanpassungen vorzunehmen.

In diesen Fällen ist es eigentlich nicht gerechtfertigt von dynamischer Simulation zu reden. Dennoch ist eine solche Vorgehensweise eine legitime Anwendung der existierenden (eigentlich dynamischen) Modelle, mit der gegenüber den einfachen Bemessungsansätzen, eine umfassendere Einsicht in die geplante Anlage möglich ist. Die Nutzung dynamischer Modelle zur Beschreibung allein des stationären Verhaltens ist insbesondere dann sinnvoll, wenn die Anforderungen an die Funktion der Anlage auf der Basis mittlerer Ablaufwerte formuliert werden. Hier lässt sich zeigen, dass sich das Verhalten der Anlage mit einer stationären Simulation ausreichend genau abschätzen lässt. Bei Nutzung dynamischer Lastszenarien (Tagesgang, Mischwassersituationen) ergeben sich in vielen Fällen nur geringfügige Abweichungen der simulierten Mittelwerte von den Ergebnissen einer stationären Simulation. Ein gelegentlich geäußertes Argument gegen die Anwendung der dynamischen Simulation in Planungssituationen ist die Feststellung, dass die qualifizierte Anwendung der dynamischen Simulation eine weitaus detailliertere Datengrundlage benötigt als sie in typischen Planungssituationen vorliegt. Dies ist so aber nur richtig, wenn das Modell an Hand der Daten kalibriert werden soll und damit eine genauere Bestimmung der örtlichen Bedingungen (spezifische Schlammproduktion, Hemmungen etc.) erfolgen soll. Wird das Simulationsmodell mit Standardparametern verwendet, ist die Vorhersagegüte bzw. Vorhersageunsicherheit keinesfalls schlechter als bei den Aussagen der stationären Bemessungsansätze. Prinzipiell beziehen sich die Modell-Unsicherheiten nur auf kinetische Parameter und Faktoren der Zulaufbeschreibung. Letztere sind auch für die Anwendung der Bemessungsansätze von gleich kritischer Bedeutung und müssen in jedem Fall sorgfältig bestimmt werden bzw. konservativ geschätzt werden. Viele kinetische Parameter hingegen haben im Bereich der zu erwartenden Schwankungen nur relativ geringen Einfluss auf die Ergebnisse. Von größerer Bedeutung sind stöchiometrische Faktoren, die als sicher bekannt betrachtet werden können und die generelle Bilanzierbarkeit der Stoffströme durch die Anlage, die bei den etablierten Simulationsmodellen prinzipiell gegeben ist. Daneben bieten die typischen dynamischen Simulationsmodelle eine Fülle berücksichtigter Prozesse und Randbedingungen, die damit für den planenden Ingenieur automatisch mit geprüft werden. Dies sind z.B. Effekte wie die Auswirkung des vorhandenen Puffers (Alkalinität), die Auswirkung der Verschleppung von Sauerstoff, Auswirkungen unklarer Milieubedingungen, und die Überlagerung vieler Effekte durch Abwasser-Rückführungen und komplexe Verschaltungen.

Als Haupthindernis für eine breitere Anwendung der dynamischen Simulation für allgemeine Planungsaufgaben ist das Verhältnis von Aufwand und erzielbarem Nutzen zu nennen. So ist bisher zu konstatieren, dass insbesondere bei der Planung größerer Kläranlagen oder bei der komplexeren Planung, die einen (auch stufenweisen) Ausbau existierender Substanz vorsieht, Beispiele für die erfolgreiche Anwendung der Simulation gesehen werden. Der hier

typischerweise investierte personelle Aufwand muss für den Export von Abwassertechnologie in das Ausland als zu hoch angesehen werden. Als Schlüssel zur Überwindung dieser Situation bietet sich die Nutzung von Standards und Richtlinien an, die aufgabenabhängig Handlungsanweisungen und vertretbare Aufwände für bestimmte Teilaufgaben definieren.

Als nennenswerte Aktivitäten können hier die folgenden Arbeiten gesehen werden.

STOWA Protokoll (NL, Hulsbeek et al. 2002, Roeleveld and van Loosdrecht 2002) Dieses Protokoll definiert eine Vorgehensweise, ein ASM1 basiertes Modell für eine bestimmte Klasse von Anwendungen zu kalibrieren. Die Richtlinie deckt die Bereiche Modell-Aufbau, Datenerhebung und Validierung, Zulaufcharakterisierung, Parametrierung und Kalibrierung ab. Anwendungserfahrungen liegen vorrangig in NL vor.

ATV Arbeitsgruppe Simulation (D, ATV 2.11.4 1997) Die nicht mehr aktive Gruppe hat eine allgemein gehaltene Richtlinie für die Anwendung der Simulation erarbeitet. Von größerer Bedeutung ist eine parallele Publikation von Mitgliedern dieser Gruppe (Borneman et al. 1998), in der konkrete Hinweise für die Parametrierung und die Zulaufcharakterisierung des ASM1 empfohlen wurden, die im deutschsprachigen Raum in vielen Studien aufgenommen wurden. Diese Empfehlung wird weitgehend akzeptiert und fand z.B. Eingang in eine LUA-Richtlinie des Landes Nordrhein-Westfalen (LUA-NRW, 1998).

WERF – Water Environment Research Foundation in North America, (WERF Report 99-WWF-3) ist eine nordamerikanische Initiative von Forschern und Anwendern, die den Einsatz von Modellen für die Planung und Optimierung von Nährstoffeliminierenden Kläranlagen fördern möchte. Der erstellte Bericht bündelt Informationen für eine belastbare und kosteneffektive Planung und Dimensionierung von Belebtschlammanlagen. Der Hauptfokus liegt auf experimentellen Methoden zur Identifikation wichtiger Modellparameter wie z.B. Nitrifikationsraten. Großen Raum nehmen auch Methoden zur Datenauswertung, Vervollständigung und Validierung ein. Massebilanzen und Kennzahlen spielen hier eine Rolle.

IWA Taskgroup „Good Modelling Praxis“ (GMP), ist eine Gruppe, die sich zur Aufgabe gemacht hat, eine Vorgehensweise bei der Anwendung der dynamischen Simulation zu erarbeiten die eine gewisse Qualität der jeweiligen Studie sicherstellt. Ausgangspunkt sind unterschiedliche Anwendungen der dynamischen Simulation, die jeweils unterschiedliche Vorgehensweisen implizieren. Besonderes Augenmerk wird darauf gelegt, dass eine Anpassung des Modells an die beobachtete Wirklichkeit an geeigneter Stelle vorgenommen wird. Das heißt, dass zu allererst die Messdaten zu validieren und zu überprüfen sind. Dann ist die Hydraulik und das Verweilzeitverhalten des Modells mit dem realen System in Übereinstimmung zu bringen. In einem folgenden Schritt kann über ausgewählte Parameter der Zulaufcharakterisierung vor allem der Schlammhaushalt angepasst werden. Und erst wenn all diese Maßnahmen nicht ausreichen, kann an die Modifikation biologischer Parameter gedacht werden. Hier ist bei jeder Modifikation zu prüfen, ob die vorliegenden Messdaten tatsächlich eindeutig eine Modifikation dieses Parameters erfordern und rechtfertigen.

IWA Taskgroup „Benchmarking of Control Strategies for WWTPs“, Diese Gruppe resultiert aus einer vorausgegangenem COST (Europäisches Förderprogramm) Aktivität (Copp et al. 2002). Ziel dieser Gruppe ist es, die Anwendung von verbesserten Steuerungen und Regelungen für Kläranlagen zu fördern, da nur so die Reserven jeder Anlage bezüglich Abbauleistung und Kosteneffizienz genutzt werden können. Um eine Diskussion einer Vielzahl veröffentlichter Regelungskonzepte für Kläranlagen auf einer objektiven Grundlage führen zu können, wird durch die Gruppe eine Reihe von so genannten Benchmark-Systemen definiert. Dies sind streng definierte Simulationsmodelle, an die das prüfende Regelungskonzept implementiert werden

kann und in einer Reihe ebenfalls vorgegebener Lastsituationen seine Eignung beweisen kann. Die Performance des zu testenden Regelungskonzeptes wird über eine Reihe von Bewertungskriterien eingeschätzt und kann gegen einen Referenzfall und andere Konzepte eingeordnet werden. Bisher wurde spezifiziert das BSM1 (Benchmark Simulation Modell No.1, Jeppsson and Pons 2004 and Jeppsson et al. 2004), das den wasserseitigen Teil einer Anlage mit vorgeschalteter Denitrifikation beinhaltet. Aktuell wird das BSM2 fertig gestellt, das auch die Schlammbehandlung in das System integriert. Wichtige Seiteneffekte der Arbeit der Gruppe sind Ring-Tests von Modellimplementierungen auf verschiedenen kommerziellen und akademischen Plattformen, eine robuste und überprüfte Implementierung des ADM1 (Faulungsmodell), Veröffentlichungen zur Verknüpfung von Belebtschlamm- und Faulungsmodellen, Definition von Testzulaufsznarien für Kläranlagen, Modelle für Sensor- und Stelleinrichtungs-Dynamik und Bewertungsfunktionen von Abbauleistung und Betriebskosten von Anlagen.

HSG Simulation (Hochschulgruppe Simulation. D, A, CH, NL) ist eine Initiative deutscher Forscher, die in der Vergangenheit an einer allgemeinen Anwendungsrichtlinie für die dynamische Simulation gearbeitet hat (Langergraber et. al. 2003), die mittlerweile in die Arbeit der neuen IWA-Taskgroup GMP aufgegangen ist. Aktuelle Arbeiten fokussieren vorrangig auf einer homogenen Anbindung der Simulation an eine Planung nach Bemessungsrichtlinien, mit denen normalerweise in deutschsprachigen Ländern geplant und genehmigt wird.

Für die Ertüchtigung deutscher Abwassertechnologie für den Export ins Ausland und die Führbarkeit einer zwingenden Argumentation für die Vorteile dieser Technologien mit dem Werkzeug Simulation müssen aber weitergehende Richtlinien mit Berücksichtigung der örtlichen Bedingungen (Mark, Parkinson 2005) und dem besonderen Augenmerk auf einen stufenweise Ausbau gelegt werden. Im vorhandenen Projekt wurden insbesondere die hieraus resultierenden Implikationen für ein angemessenes Simulationssystem betrachtet werden.

5 Planung und Ablauf des Vorhabens

Das Projekt ist eng mit den Arbeiten anderer Verbundteilnehmer verzahnt. Eine besonders intensive Zusammenarbeit wurde zwischen der FH Emden (Simulation von Belebungsanlagen mit FUKA sowie Simulation von Tropf- und Tauchkörpern), der TU München (Simulation von Belebungsanlagen mit den Modellen ASM 1 und ASM 3 sowie Simulation von Anaerobanlagen und Teichanlagen) und dem ifak (Umsetzung der Ergebnisse in ein Softwareprodukt, Bereitstellung des Biofilmbausteins) gepflegt. Es ist eine enge Zusammenarbeit zwischen den Teilprojekten der Fachhochschule Emden und der Universität München geplant. Die Aufgaben im Bereich der Simulation werden folgendermaßen aufgeteilt:

TU München:

- Modellierung von Belebungsanlagen mit den Modellansätzen ASM 1 & 3
- Modellierung von Anaerobanlagen
- Modellierung von Teichanlagen

FH Emden:

- Modellierung von Belebungsanlagen mit dem neuen kinetischen Modellansatz FUKA. Vergleich mit den entsprechenden Simulationsergebnissen der TU München (Modellansätze ASM 1 & 3)
- Modellierung von Tropfkörpern/Tauchkörpern

Institut für Automation und Kommunikation e.V. (ifak):

- Unterstützung bei der Integration der im Vorhaben entwickelten Modelle in das offene Simulationssystem SIMBA
- Entwicklung eines Bausteines zur Editierbarkeit und Veränderbarkeit der Biofilmmodelle (Tropf- und Tauchkörper)
- Entwicklung eines Werkzeuges zur Verwaltung von Datensätzen zur Zulauffraktionierung, zu den biologischen und chemischen Modellparametern sowie verschiedenen Lastfällen
- Entwicklung einer Methodik in der Software SIMBA zur variablen Verknüpfung einzelner Teilmodelle für die Berechnung komplexer Abwassersysteme
- Entwicklung einer Bedienoberfläche und einer effizienten Ergebnisdarstellung in SIMBA

6 Aufzählung der wichtigsten wissenschaftlich-technischen Ergebnisse und wesentlicher Ereignisse

6.1 Modellintegration

6.1.1 Realisierung eines allgemeinen Biofilmblocks

Im Aufgabenkomplex A des Arbeitsplans (Modellintegration) werden alle Aufgaben gebündelt, die erforderlich sind, um die vereinfachten, neu- und weiterentwickelten Modelle von Komponenten von exportrelevanten Verfahrensstufen in ein offenes Simulationssystem zu integrieren. Durch die Projektpartner UM und EUTEC wurden ihrem Teilprojekten Biofilmmodellansätze, die beispielsweise für Tropfkörperkläranlagen von großer Relevanz sind, verwendet. Um die Anforderungen dieser Partner bezüglich der Leistungsfähigkeit und Flexibilität der Modellierung von Biofilmsystem zu befriedigen wurde ein generischer Biofilmblock bereitgestellt und die Nutzung dieses Modells in Workshops vermittelt und diskutiert.

Der hier erläuterte Modellansatz orientiert sich an den Modellannahmen des Basis-Biofilmmodells der IWA-Arbeitsgruppe zur Modellierung von Biofilmsystemen [Characklis et al. 1989]. Folgende Modellannahmen werden hieraus übernommen:

- Der Biofilm besteht aus einer flüssigen Phase und mehreren festen Phasen.
- Die feste Phase enthält keine gelösten Bestandteile oder schwebenden Feststoffe.
- Die flüssige Phase enthält keine partikulären Bestandteile.
- Die Dichte der partikulären Bestandteile ist konstant.
- Der Transport der partikulären Bestandteile im Biofilm erfolgt nur durch Volumenänderung der Phasen.
- Der Volumenanteil der flüssigen Phase ist konstant.

Für die Beschreibung der Prozesse innerhalb des Biofilms wird eine örtliche Diskretisierung in einzelne volldurchmischte Volumenelemente eingeführt (Siehe Abbildung 3). Dieses Vorgehen vermeidet die Verwendung partieller Differentialgleichungssysteme und ermöglicht eine Berechnung mittels gewöhnlicher Differentialgleichungen. Durch die Anzahl der Volumenelemente können die Konzentrationsgradienten im Biofilm in unterschiedlicher Auflösung abgebildet werden. Ziel hierbei ist eine Minimierung der erforderlichen Bilanzräume bei ausreichend genauer Beschreibung des Gesamtsystems.

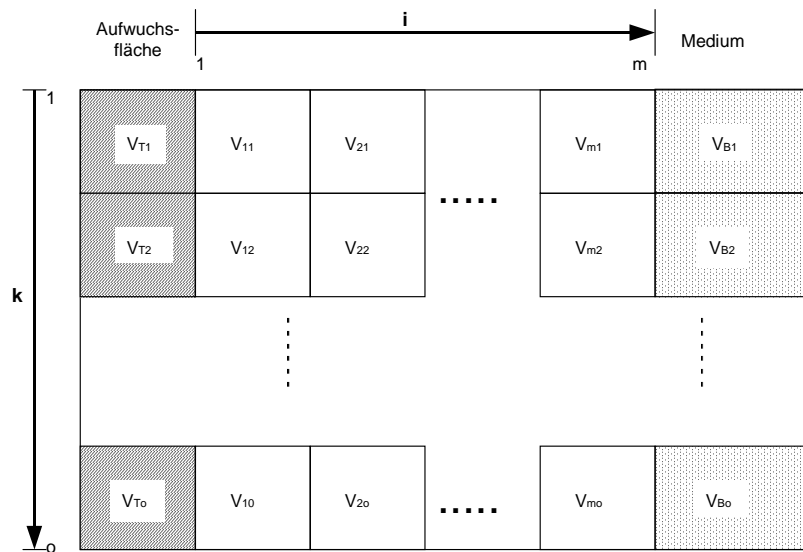


Abbildung 3: Modellstruktur Biofilm

Biofilter sind von einer deutlichen vertikalen Schichtung in Richtung des Abwasserstroms geprägt. Der Umsatz der Abwasserinhaltsstoffe findet innerhalb des Biofilms statt, wobei sich ein Konzentrationsgradient innerhalb des Biofilms einstellt. Das Modell geht daher von einer zweidimensionalen Betrachtung aus. Die Anzahl der Biofilm-Layer bestimmt die Auflösung, in der die Konzentrationsverläufe innerhalb des Biofilms abgebildet werden.

In den einzelnen Biofilm-Volumenelementen findet der biologische Abbau der Abwasserinhaltsstoffe statt. Die Beschreibung des biologischen Modells erfolgt basierend auf der Petersen Matrix Darstellung, die sich für die Beschreibung von Belebtschlammmodellen durchgesetzt hat. Durch die offene Modellstruktur kann das implementierte Modell verändert oder gegen ein alternatives Modell ersetzt werden.

Ausgangspunkt der Untersuchungen ist zunächst das ASM1 der IWA das zur Anpassung an die besonderen Verhältnisse in Biofilmsystemen modifiziert wurde.

Neben den biologischen Prozessen sind die Diffusionsprozesse sowie die Prozesse von Erosion, Flockung und Feststoffrückhalt von besonderer Bedeutung. Im Einzelnen werden dazu die in Abbildung 4 aufgeführten Prozesse im Biofilmmodell berücksichtigt

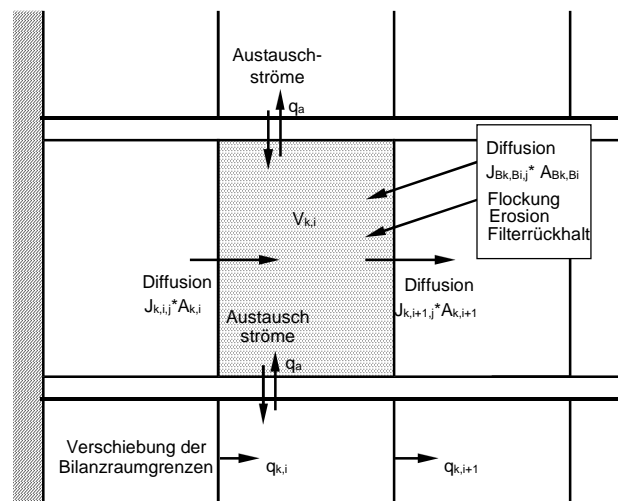


Abbildung 4: Stoffaustausch eines räumlichen Biofilmelementes

Für die Manipulation sowohl der biologischen als auch der physikalischen Prozesse im Biofilm steht eine spezielle Bedienoberfläche zur feinen Vorgabe der mathematischen Gleichungen zu Verfügung (Siehe Abbildung 5).

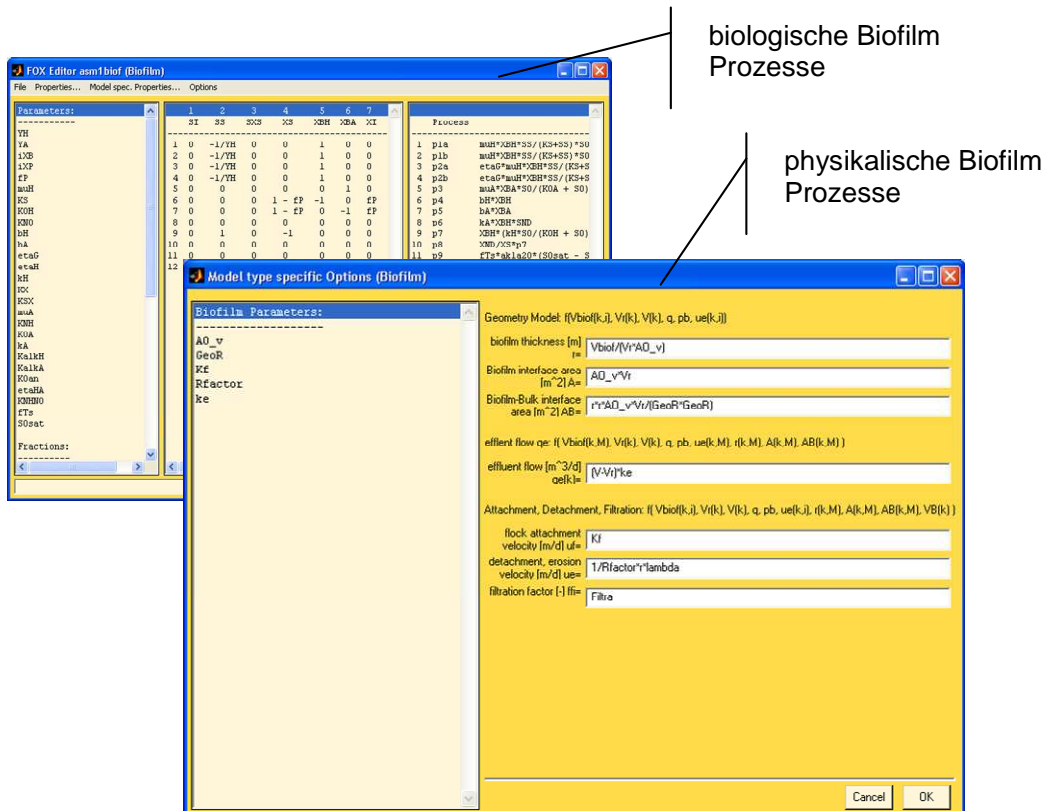


Abbildung 5: Editoren für das Biofilm Modul

Testsimulationen von Biofilmsystemen basierend auf dem oben kurz skizzierten Ansatz haben Schwachstellen bezüglich Performance und Stabilität und Zuverlässigkeit der Ermittlung von Simulationsergebnissen aufgezeigt. Um diese Schwachstellen zu überwinden, wurde auch an unterschiedlichen Konzepten zur Modellvereinfachung und zur Verbesserung von Performance und Robustheit gearbeitet.

Als ein Ergebnis wurde ist ein Ansatz zur zeitlichen Diskretisierung der Differentialgleichungen entwickelt. Ausgenutzt wird hier das explizite Wissen über die Struktur dieser Gleichungen und die Tatsache, dass sowohl Massen als auch Konzentrationen positiv sein müssen. Basierend auf diesen Annahmen können für jede bilanzierte Masse alle konsumierenden und alle produzierenden Prozesse in jeweils einer Gruppe zusammengefasst werden. Die Gruppe der konsumierenden Prozesse kann dann explizit verlangsamt werden, wenn die Gefahr des vollständigen Verbrauchs einer Stoffgruppe droht. Mit diesem Prinzip kann eine robuste Simulation des Systems mit relativ großen Zeitschritten realisiert werden. Dieses Ergebnis wurde nicht direkt für den Biofilmblock verwendet, aber es wurde als Nebenergebnis eine Nutzung für die Modellierung von Qualitätsprozessen im Kanalnetz realisiert.

6.1.2 Block zur Realisierung allgemeiner stationärer Grobmodelle

Im Projekt wurde entsprechend des Arbeitsplanes ein Modellblock zur Implementierung stationärer Modelle im Rahmen des dynamischen Simulationssystems SIMBA implementiert. Ausgangspunkt hierfür sind Vorarbeiten die im Zuge der ifak internen Weiterentwicklungen des Simulationssystems SIMBA im Vorfeld des Projektes und zeitlich parallel durchgeführt wurden. Dieser Modellblock wurde so erweitert, dass neben der ursprünglich nur

vorgesehenen Umrechnung der Fraktionen (Konzentrationen) eines Modells in ein Anderes, nun auch komplette Verfahrensblöcke als stationäres Modell beschrieben werden können.

In Abbildung 6 ist dargestellt, dass ein stationäres Anlagenmodell (z.B. KA Modell), das als System algebraischer Gleichungen vorliegt und z.B. in dem Parallelprojekt als Modul in das stationäre System Expo-Tool realisiert wurde, mit einem speziellen Editor auch in das dynamische Simulationssystem SIMBA integriert werden kann.

stationäres Modell
(Expo-Tool)

stationäres Modell in
SIMBA

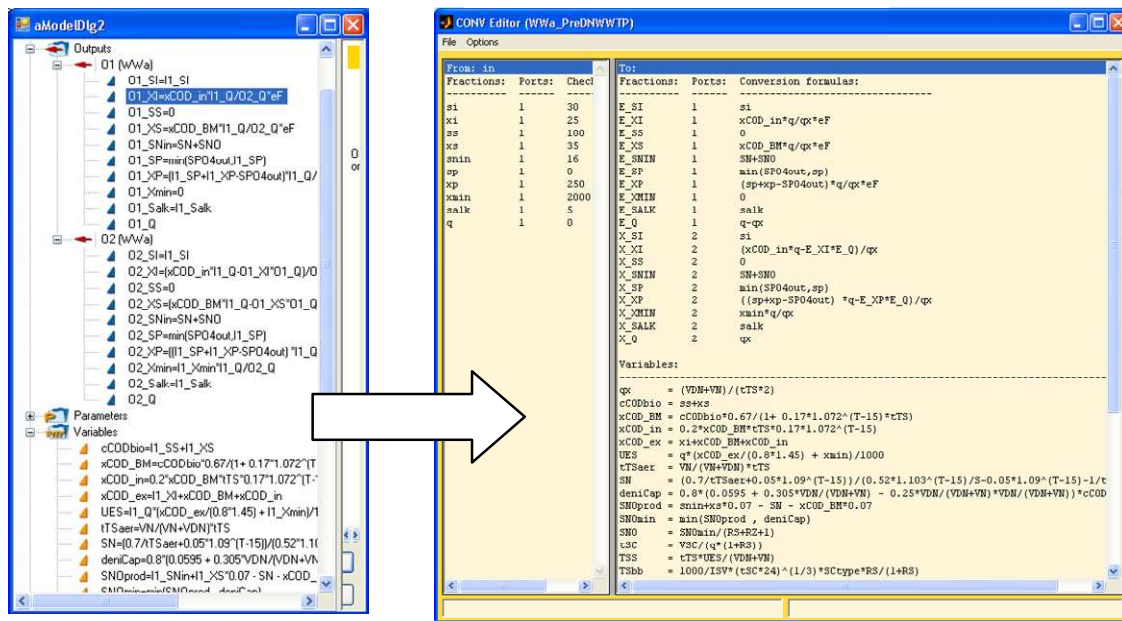


Abbildung 6: Stationäres KA Modell

Damit können als Bestandteil einer detaillierten dynamischen Simulation auch Komponenten durch vereinfachte stationäre Module beschrieben werden. In Abbildung 7 ist ein SIMBA Modell mit dem beschriebenen stationären KA Modell dargestellt.

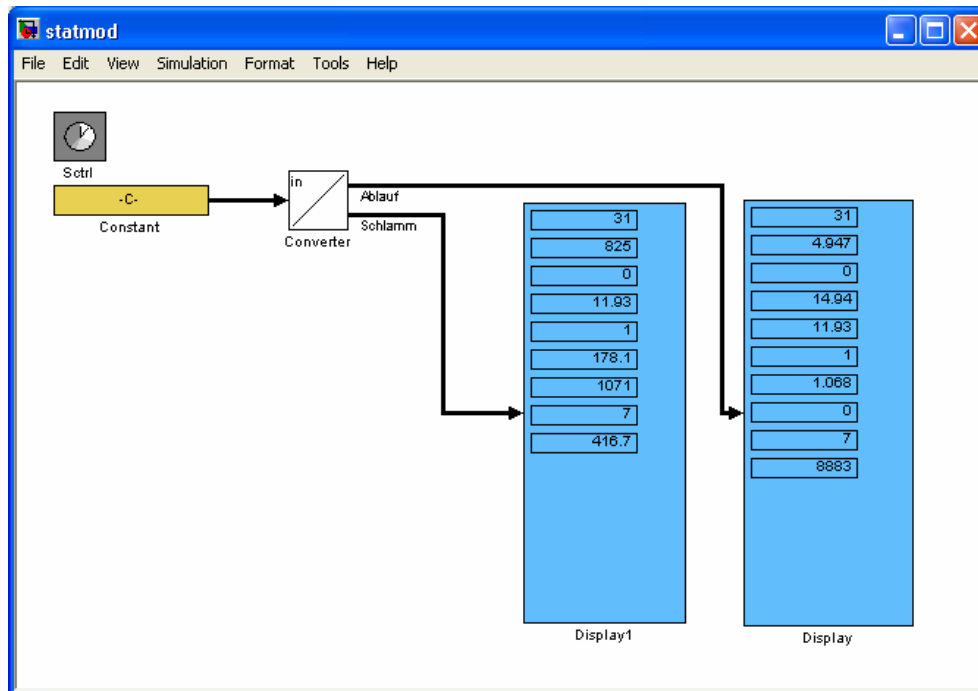


Abbildung 7: Stationäres Modell in einer dynamischen Simulation

Die stationären Simulationsergebnisse entsprechen den Erwartungen

6.1.3 Kopplung beliebiger Verfahrenstufen

Eine Methode zur Kopplung beliebiger Verfahrenstufen wurde in enger Kooperation mit den Partnern TU München (TUM) und FH Emden (EUTEC) entwickelt. Dabei wurde an laufende Arbeiten zur Kopplung von Modellen, die unterschiedliche Teilprozesse beschreiben, des ifak als auch parallel laufender Aktivitäten im Rahmen der IWA Task Group on Benchmarking of Control Strategies for Wastewater Treatment Plants angeknüpft (Jeppson et al. 2006, Copp et al. 2003, Zaher et al. 2007).

Im genannten Expertenrahmen werden unterschiedliche Konzepte diskutiert. Diese lassen sich in 3 Varianten unterteilen:

Generisches Modell: Es werden die Modelle der teilnehmenden Prozesse zu einem „Supermodell“ zusammengefasst, in dem alle relevanten Stoffgruppen und Prozesse abgebildet werden, die unter Umständen von Bedeutung sein könnten. D.h. es werden z.B. neben den Prozessen die im belüfteten Schlamm (Belebtschlamm) ablaufen, parallel auch anaerobe Abbauprozesse beschrieben (Anaerobmodell). Modellintern wird durch die Milieu bestimmenden Konzentrationen (Sauerstoff, Nitrit/Nitrat) zwischen diesen Prozessen umgeschaltet. Diese Strategie wird z.B. in dem US amerikanischen Simulationssystem BioWin verfolgt. Bei diesem Ansatz sind keine Schnittstellenmodelle erforderlich, da der Abwasser/Schlammstrom immer durch den gleichen, umfangreichen Konzentrationsvektor beschrieben wird.

Einheitlicher Stoffvektor: Es wird ein „Super“-Stoffvektor definiert, der eine Vereinigungsmenge aller Eigenschaften von Schlamm/Abwasser darstellt, die in allen beteiligten Teilmodellen eine Rolle spielen. Das würde eine sehr detaillierte und umfassende Beschreibung (viele Detailfraktionen) darstellen. Für jedes Teilmodell werden Schnittstellen definiert, wie der Konzentrationsvektor eines Teilmodells in diesen „Super“-Vektor konvertiert werden kann und umgekehrt aus diesem großen Vektor gebildet werden kann.

Punkt zu Punkt Schnittstellenmodelle: Für jede benötigte Schnittstelle zur Umrechnung der Stoffgrößen eines Teil-Modells in ein zweites werden zwei Berechnungsmodelle für Hin- und Rückkonvertierung des Stoffvektors bereitgestellt.

Die Vor- und Nachteile der unterschiedlichen Ansätze liegen weitgehend auf der Hand. Ein „Supermodell“, das das Schnittstellenproblem vollständig aufhebt, verzichtet auf die Nutzung der etablierten Standardmodelle (wie ASM1, AM3, ADM1 usw.) und führt ein eigenes Modell ein, das getestet, validiert und etabliert werden muss. Jede Hinzunahme eines neuen Teilprozesses erfordert eine Anpassung/Erweiterung des „Super“-Modells mit dem entsprechenden Aufwand zur erneuten Validierung usw..

Mit dem einheitlichen Stoffvektor kann die Anzahl der erforderlichen Schnittstellenmodelle begrenzt werden (Anzahl Schnittstellenmodelle = $2 \times$ Anzahl Teilmodelle), bei der Definition des einheitlichen Vektors müssen aber auch bereits alle potentiell zu berücksichtigenden Teilmodelle bekannt sein.

Die konservative Lösung, individuelle Punkt-zu-Punkt-Schnittstellenmodelle zu entwickeln, bietet große Flexibilität bei der Berücksichtigung bestimmter Phänomene für die jeweilige bilaterale Schnittstelle, das erfordert aber im Extremfall (Anzahl Teilmodelle) * (Anzahl Teilmodelle - 1) viele unterschiedliche Schnittstellenmodelle.

Im Rahmen dieses Projektes werden die letzten beiden Wege verfolgt. Im Parallelprojekt „Toolkit“ wurde ein Abwasservektor eingeführt, der teilweise den Anforderungen des Ansatzes mit dem einheitlichen Stoffvektor entspricht. Im Rahmen der dynamischen Simulation werden Punkt-zu-Punkt-Schnittstellenmodelle eingesetzt. In beiden Fällen ist bei der Ableitung der Schnittstellenmodelle von den gleichen Prinzipien auszugehen.

Umsetzung im Simulationssystem SIMBA

Die Festlegung von Erhaltungsgrößen (ausgewählte Summenparameter wie CSB oder Puffer, einzelne Elementarparameter wie N und P) und die Sicherstellung der Erhaltung dieser Größen an den Schnittstellen ist das wesentliche Prinzip bei der Entwicklung von Umwandlungsmodellen wie den ASM Modellen aber auch für die Schnittstellenmodelle (Volcke et al. 2006).

Für die Familie der ASM Modelle [ASM1-3] spielt z.B. der CSB (chemischer Sauerstoff) eine solche Rolle. Diese Messgröße wird zur Definition aller organischen Verbindungen im Modell (Substrate, Biomasse) herangezogen. Für die ablaufenden Prozesse wird bei aller Unsicherheit der Kinetik in jedem Fall die Einhaltung der CSB Bilanz sichergestellt. Bei neueren Modellentwicklungen ist festzustellen, dass zunehmend mehr Erhaltungsgrößen eingeführt werden (z.B. N, P, Puffer). Da es mit zunehmender Modellkomplexität schwieriger wird, all diese Randbedingungen bei der Formulierung der Prozesse im Auge zu behalten, ist es erforderlich, dass die verwendeten Modellbildungswerkzeuge hierbei Unterstützung anbieten. Für die im ifak entwickelte Simulationsumgebung SIMBA (ifak, 2006), die auf Matlab/Simulink basiert, wurden die entsprechenden Werkzeuge entwickelt. Zur Umsetzung der Bilanzprüfung können beliebig viele Eigenschaften für die beteiligten Stoffe und Stoffgruppen definiert werden, für die dann die Einhaltung der Massebilanz für jeden einzelnen Prozess bestimmt werden kann. Die Prüfung erfolgt numerisch, wobei stochastische Perturbationen der beteiligten Parameter erzeugt werden können, um nur zufällig richtige Bilanzen aufzudecken.

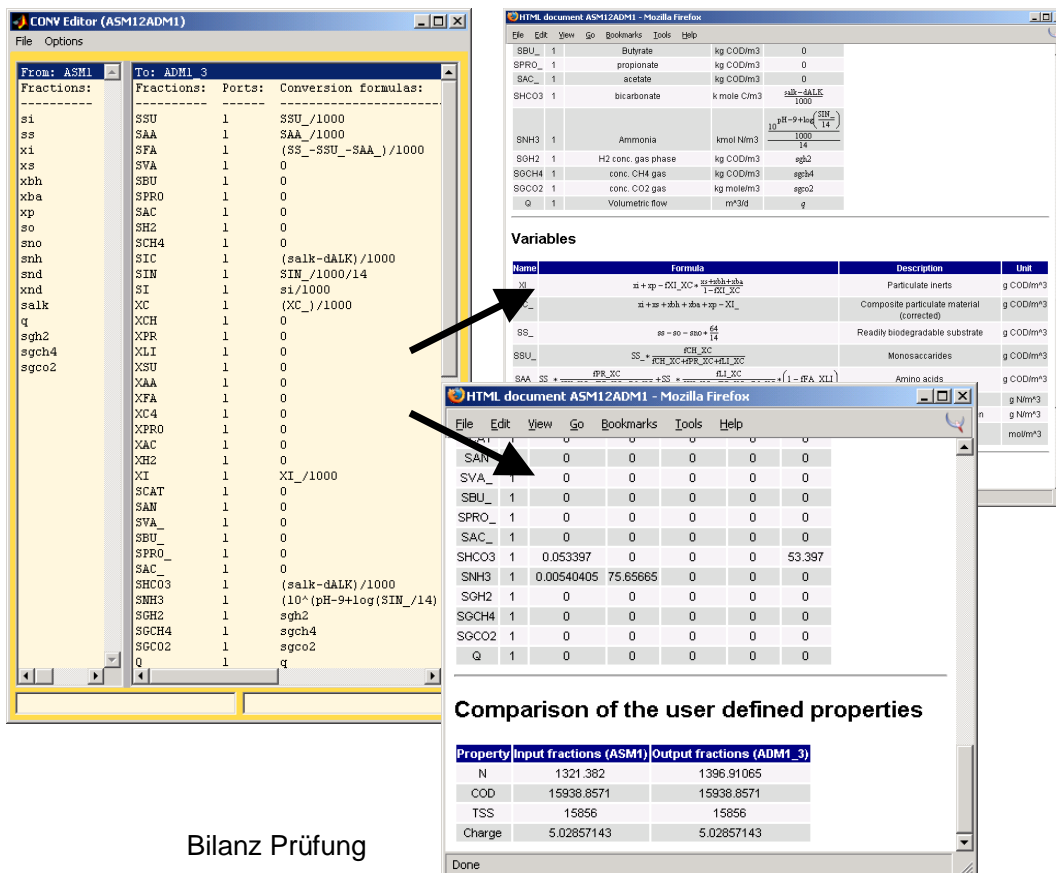
Durch dieses Werkzeug werden

- die tatsächliche Anwendung von Masse-Erhaltungsprinzipien durch Modellentwickler gefördert,
- bei der Entwicklung neuer Modelle Fehler in der Stöchiometrie aufgedeckt und
- bei der Implementierung von Modellen aus der Literatur eine weitgehende Überprüfung auf Fehlerfreiheit angeboten.

Die Überprüfung der Erhaltungsgrößen spielt aber nicht nur bei der Formulierung neuer Umwandlungsmodelle eine entscheidende Rolle sondern bietet auch bei dem zunehmend häufiger auftretenden Problem der Formulierung von Schnittstellen-Modellen eine wichtige Hilfestellung. Diese Modell-Schnittstellen treten dann auf, wenn unterschiedliche Modelle für Teilprozesse (z.B. Belebtschlammprozess, anaerobe Faulung, Gewässergüteprozesse etc.) in einem integrierten Modell kombiniert werden. Jedes dieser Modelle definiert einen Vektor von Stoffen (Konzentrationen) die zur Charakterisierung von Wasser bzw. Schlamm in dem jeweiligen Kontext erforderlich sind. Bei der Verknüpfung dieser Modelle müssen dementsprechend aus den Konzentrationen des einen Modells die Konzentrationen des anderen berechnet werden. Auf Grund des unterschiedlichen Modellkontextes ist es nicht zu vermeiden, dass bestimmte Informationen über die Zusammensetzung des Stoffstroms verloren gehen und andere benötigte Parameter, die nicht vorhanden sind, pauschal angenommen werden müssen. Als einzig verlässliche Modellierungsrichtlinie bietet sich hier wiederum die konsequente Einhaltung von Masse-Bilanzen für die definierten Erhaltungsgrößen an. Als Beispiel für ein solches Schnittstellenmodell soll hier auf die Schnittstelle zwischen dem Belebtschlammmodell ASM1 und dem Faulungsmodell ADM1 eingegangen werden. Als Erhaltungsgrößen konnten hier die Größen CSB, TKN-N (Kjehldahl Stickstoff), elektrische Ladung, Puffer (Alkaliunität) und teilweise Feststoffgehalt und inerter CSB definiert werden. Auf Basis dieser Erhaltungsgrößen kann dann das Schnittstellenmodell definiert werden. In SIMBA existiert für die Gestaltung von Schnittstellen-Modellen ein eigener Editor, der in Abbildung 8 dargestellt ist.

Schnittstellen-Modell Editor

HTML Modell Dokumentation



Bilanz Prüfung

Abbildung 8: Schnittstellen-Modell

In dem Editor werden auf der linken Seite die Stoffgruppen des Modells aus dem der Stoffstrom resultiert dargestellt. Auf der rechten Seite sind für jeden der benötigten Stoffe

des Zielmodells entsprechende Berechnungsvorschriften anzugeben. Um auf komfortable Weise die eingegebene Formel überprüfen und dokumentieren zu können, besteht die Möglichkeit ein HTML Dokument erzeugen zu lassen (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**, rechts oben). Für die Prüfung der Erhaltungsgrößen kann ebenfalls automatisch eine numerische Berechnung der Konzentrationen dieser Größen für Quell- und Zielmodell durchgeführt werden. Das Ergebnis wird dann ebenfalls als HTML-Dokument präsentiert (Siehe **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**, rechts unten).

Wenn die dargestellten Erhaltungs-Prinzipien konsequent umgesetzt werden, ist man in der Lage mit Hilfe der Simulation verlässliche Aussagen zu treffen, auch dann, wenn bestimmte Aspekte des verwendeten Modells (in der Regel in der Kinetik) mit Unsicherheiten behaftet sind. Dies ist insbesondere In Bezug auf integrierte Simulationsmodelle festzuhalten. Die Beantwortung praktischer Fragestellungen wird mit ausreichender Zuverlässigkeit ermöglicht.

6.2 Werkzeuge für die effiziente Simulation

6.2.1 Einleitung

Der Schwerpunkt B des Arbeitsprogramms widmet sich den Problemen, die entstehen, wenn ein komplexes Werkzeug wie die dynamische Simulation von Abwassersystemen als konkurrenzfähiges Werkzeug zur Analyse vor Ort von Abwasserbehandlungskonzepten eingesetzt werden soll. Der derzeitige Einsatz der dynamischen Simulation erfordert ein großes Erfahrungswissen und ist momentan nur erfahrenen Wissenschaftlern und Ingenieuren vorbehalten. Durch dieses Projekt soll das komplexe Werkzeug der Simulation von Abwassersystemen für eine größere Zahl von Abwasserexperten ertüchtigt werden. Eine wichtige Rolle für diese Aufgabe spielt eine effiziente Verwaltung und die (Software-) Assistenten-gestützte Auswahl und Einstellung sinnvoller Modellparameter.

Als geeignete Methode, um den Umgang mit der dynamischen Simulation in Situationen

- mit nur spärlicher Datengrundlage
- mit limitiertem Bearbeitungsaufwand (z.B. Angebotsphase)

drastisch zu vereinfachen, wurde an zwei Schwerpunkten gearbeitet. Zum Einen werden Methoden entwickelt, um aus einfachen Kenngrößen realistische, dynamische Zulaufmuster abzuleiten. Zum anderen wurde an der Festlegung geeigneter Modellparameter für qualitative Simulationsstudien gearbeitet.

Als Stand der Wissenschaft beim Einsatz der dynamischen Simulation bei Planungs- und Optimierungsaufgaben gilt bisher nahezu zwingend die Durchführung einer aufwendigen Messkampagne mit einer zeitlich hoch aufgelösten Erfassung von Zu- und Ablaufparametern. Aus dieser Vorgehensweise resultiert, dass die Anwendung der Simulation nur in Situationen, in denen am Standort bereits eine Kläranlage (mit vergleichbarer Belebtschlammtechnologie) existiert, möglich ist und dass ein hoher Aufwand für eine Messkampagne betrieben werden muss. Beide Voraussetzungen werden für die Errichtung von Kläranlagen in Schwell- und Entwicklungsländern in der Regel nicht erfüllt sein. Dennoch kann die dynamische Simulation beim Akquirieren und der Planung sinnvoll eingesetzt werden. Einschränkend ist lediglich festzuhalten, dass natürlich absolute Vorhersagen mit einer vergleichbaren Unsicherheit wie die verwendete Datengrundlage behaftet sind. Davon unbenommen sind vergleichende Aussagen signifikant weniger abhängig von der Qualität der Daten zur Beschreibung erwarteter Randbedingungen (Lastszenarien).

Um in diesem Anwendungs-Szenario mit der Simulation zu arbeiten, sind sinnvolle Standardannahmen für die Zulaufkomposition und die Parameter des biologischen Modells erforderlich, die darüber hinaus konsistent zu den Annahmen bei einer konventionellen

stationären Bemessung sein müssen. An der Entwicklung eines entsprechenden Ansatzes wurde im Berichtszeitraum gearbeitet.

Die hier beschriebene Methodik wurde koordiniert und teilweise innerhalb der Arbeit der Hochschul-Simulations-Gruppe entwickelt.

6.2.2 Synthese von typischen Tagesgängen

Als wichtiger Bestandteil von Standardszenarien muss die Bereitstellung typischer Muster periodischer Zuläufe (Tagesgang, Wochengang) angesehen werden. Realistischerweise werden für die Planung neuer bzw. die Ertüchtigung existierender Kläranlagen nur Stichproben bzw. Mischproben des Zulaufes bereitstehen. Detaillierte Aussagen über Tagesgänge von Konzentrationen können nicht erwartet werden. Für einen erfolgreichen Einsatz der dynamischen Simulation zum Vergleich von Szenarien werden aber realistische und ortstypische Verläufe der relevanten Konzentrationen benötigt.

Zur Lösung dieses Problems wurde eine Methode zur Ableitung synthetischer Tagesgänge entwickelt.

Der Modellierungsansatz basiert auf:

- Nutzung deterministischer Erzeugungsmechanismen
- Vermeidung „un-natürlicher“ Situationen (e.g. N/CSB)
- Mischung unterschiedlicher Abwasserströme mit jeweils konstanter Zusammensetzung und periodischem Volumenstrom
- Beschreibung nur der Summenparameter CSB, TKN und P

Es wird angenommen, dass sich kommunales Abwasser aus vier Quellen zusammensetzt:

- Fremdwasser (CSB niedrig, TKN niedrig, P mittel, Q ca. 30%)
- Häusliches Schmutzwasser (ohne Urin) (CSB mittel, TKN mittel, P mittel, Q ca. 63%)
- N-haltiges Abwasser (Urin) (CSB mittel, TKN sehr hoch, P mittel, Q ca. 7%)
- Regenwasser

Jeder dieser Bestandteile wird vereinfachend als konstant zusammengesetzt betrachtet. Lediglich der Volumenstrom wird als veränderlich angenommen.

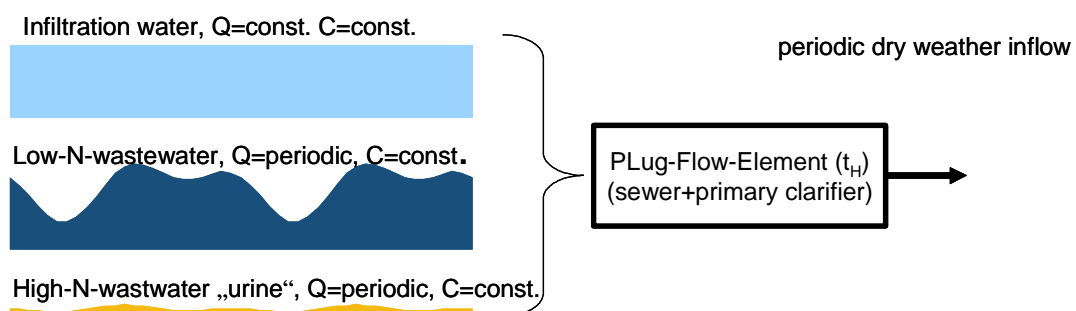


Abbildung 9: Modell Zusammensetzung Trockenwetterzufluss

Für das Fremdwasser werden ein konstanter Volumenstrom (Anteil von Q_m , explizit vorgegeben) und konstante Konzentrationen explizit vorgegeben.

Damit ergeben sich die folgenden Schmutzkonzentrationen nach der Mischung:

$$c_{COD} = \frac{c_{COD,m} \cdot Q_m - c_{COD,inf} \cdot Q_{inf} - c_{COD,u} \cdot Q_u}{Q_d} \quad (1)$$

für den CSB, für die Konzentrationen TP und N auf analoge Weise.

Tabelle 1: Mittlere Volumenströme der Quellen

Abwasserstrom	Volumenstrom (Mittelwert)	CSB mg.L-1	TKN mg.L-1	TP mg.L-1
Fremdwasser	$Q_{inf} = f_{Q,inf} \cdot Q_m$	$CCOD_{,inf}$	$CTKN_{,inf}$	$CTP_{,inf}$
N-haltiges Abwasser (Urin)	$Q_u = f_{Q,u} \cdot (Q_m - Q_{inf})$	$CCOD_{,u}$	$CTKN_{,u}$	$CTP_{,u}$
Häusliches Schmutzwasser ohne Urin	$Q_d = Q_m - Q_{inf} - Q_u$	Gl. (1)		

Für den resultierenden Gesamtvolumenstrom wird die Kenntnis oder die situationstypische Vorgabe von Formparametern angenommen, wie z.B. den Schwankungsfaktor (Tages Spitzenwert/Mittel) Zeitpunkt des Tagesmaximums und –minimums und das Verhältnis von Tagesminimum zum Mittelwert (Abbildung 10).

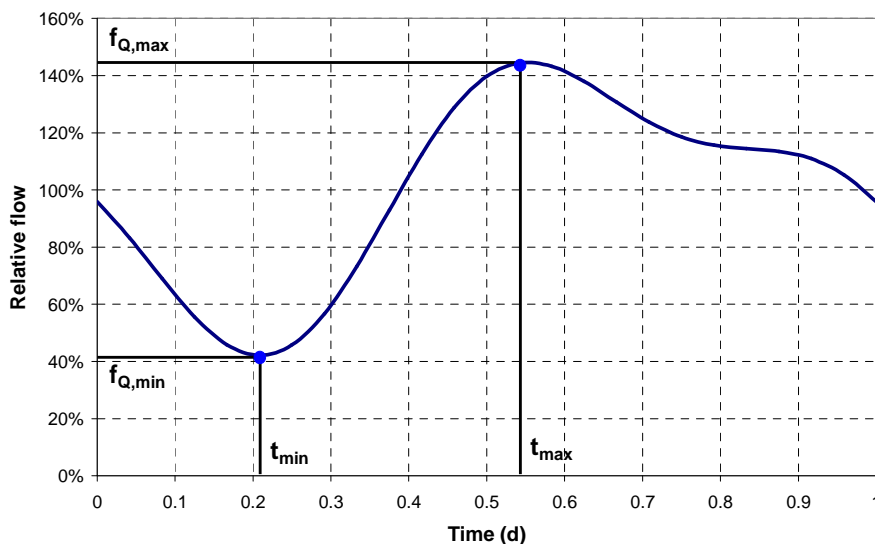


Abbildung 10: Muster Trockenwetterzulauf

Für den resultierenden Gesamtvolumenstrom wird die Kenntnis oder die situationstypische Vorgabe von Formparametern angenommen, wie z.B. Schwankungsfaktor (Spitze/Mittel) Zeitpunkt des Tagesmaximums und –minimums. Darüber hinaus werden auch frachtspezifische Faktoren vorgegeben (z.B. N-Stoßfaktor).

Zur Umsetzung dieser Vorgaben wird z.B. für die drei Komponenten Fremdwasser ($q_f(t)$), Urin ($q_u(t)$) und Schmutzwasser ($q_c(t)$) der folgende Ansatz verwendet (Fourieransatz):

$$q_f(t) = Q_f \tag{2}$$

$$q_u(t) = Q_u + a_1 \sin(\omega t) + a_2 \cos(\omega t) + a_3 \sin(2 \omega t) + a_4 \cos(2 \omega t), \quad \omega = 2 \cdot \pi / T \tag{3}$$

$$q_c(t) = Q_c + b_1 \sin(\omega t) + b_2 \cos(\omega t) + b_3 \sin(2 \omega t) + b_4 \cos(2 \omega t) \tag{4}$$

Aus den Formfaktoren resultieren Randbedingungen, die zu einem eindeutig bestimmten, linearen Gleichungssystem (8 Unbekannte) zur Bestimmung der Parameter des Ansatzes führen.

```

D:\al\simbapro\testzulauf2\tgdesign3.m*
File Edit View Text Debug Breakpoints Web Window Help
Stack Base
46 - dTN1=dTN;
47 - w=2*pi/l;
48 - % Urine
49 - % a1 a2 a3 a4 b1 b2 b3 b4
50 - M=[sin(w*Tmin), sin(2*w*Tmin), cos(w*Tmin), cos(2*w*Tmin), sin(w*Tmin), sin(2*w*Tmin), cos(w*Tmin), cos(2
51 - sin(w*Tmax), sin(2*w*Tmax), cos(w*Tmax), cos(2*w*Tmax), sin(w*Tmax), sin(2*w*Tmax), cos(w*Tmax), cos(2
52 - w*cos(w*Tmin), 2*w*cos(2*w*Tmin), -w*sin(w*Tmin), -2*w*sin(2*w*Tmin), w*cos(w*Tmin), 2*w*cos(2*w*Tmin), -w*sin(w*Tmin), -2*w:s
53 - w*cos(w*Tmax), 2*w*cos(2*w*Tmax), -w*sin(w*Tmax), -2*w*sin(2*w*Tmax), w*cos(w*Tmax), 2*w*cos(2*w*Tmax), -w*sin(w*Tmax), -2*w:s
54 - sin(w*(Tmin-dTN1)), sin(2*w*(Tmin-dTN1)), cos(w*(Tmin-dTN1)), cos(2*w*(Tmin-dTN1)), 0, 0
55 - TKNu*sin(w*(Tmax-dTN)), TKNu*sin(2*w*(Tmax-dTN)), TKNu*cos(w*(Tmax-dTN)), TKNu*cos(2*w*(Tmax-dTN)), TKNc*sin(w*(Tmax-dTN)), TK
56 - w*cos(w*(Tmin-dTN1)), 2*w*cos(2*w*(Tmin-dTN1)), -w*sin(w*(Tmin-dTN1)), -2*w*sin(2*w*(Tmin-dTN1)), 0, 0
57 - TKNu*w*cos(w*(Tmax-dTN)), TKNu*2*w*cos(2*w*(Tmax-dTN)), -TKNu*w*sin(w*(Tmax-dTN)), -TKNu*2*w*sin(2*w*(Tmax-dTN)), TKNc*w*co
58 - m=f0min1*Om-Om-Om-Om:
tgdesign3 Ln 60 Col 6

```

Abbildung 11: Gleichungssystem als m-File

Im nächsten Schritt wurde eine Vielzahl von gemessenen Trockenwettertagesgängen analysiert, ob und mit welchen Formparametern und welchen Volumen-Anteilen sich diese gemessenen Tagesgänge reproduzieren lassen. Bei diesen Versuchen zeigte es sich, dass für eine gute Abbildung der Konzentrationsverläufe noch Verzögerung des Konzentrationsverlaufes gegenüber dem Zeitverlauf des Volumenstroms erforderlich ist. Die physikalische Erklärung für ein solches Verhalten sind Transportverzögerungen von Konzentrationen in Sammlern, Vorklärbecken und ähnlichen der Kläranlage vorgelagerten Bauwerken. Es wird hier ein idealer Plug-Flow-Reaktor mit einem vorgegeben Volumen bzw. einer hydraulischen Aufenthaltszeit dem Modellansatz hinzugefügt (Siehe auch Abbildung 9).

Mit diesen Maßnahmen lassen sich reale Trockenwetterverläufe bezüglich Volumenstrom und Konzentrationsverläufe sehr gut reproduzieren. In Abbildung 12 ist ein Beispiel für einen synthetischen und einen gemessenen Tagesgang dargestellt.

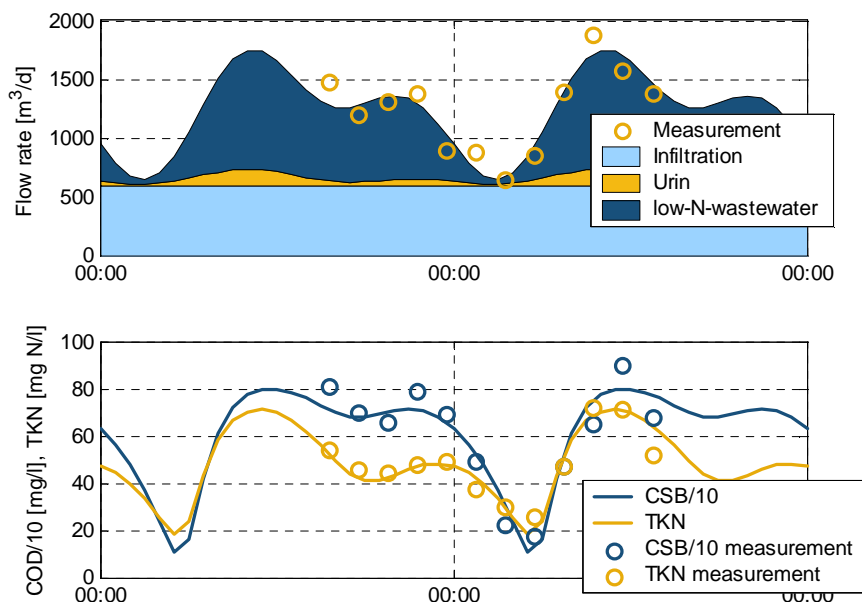


Abbildung 12: Zusammensetzung und Konzentrationsverläufe von Trockenwetter Abwasser

Mit der Analyse einer größeren Anzahl von Trockenwettertagesgängen (ca. 50) konnten Zusammenhänge zwischen Anlagengröße und Formfaktoren ermittelt werden. In Abbildung

13 sind die Ergebnisse für zwei Faktoren dargestellt. Das links dargestellte Ergebnis lässt zwar einen signifikanten Zusammenhang erkennen, ist aber mit einer hohen Varianz behaftet. Der rechts dargestellte Parameter ist dagegen sehr gut reproduzierbar.

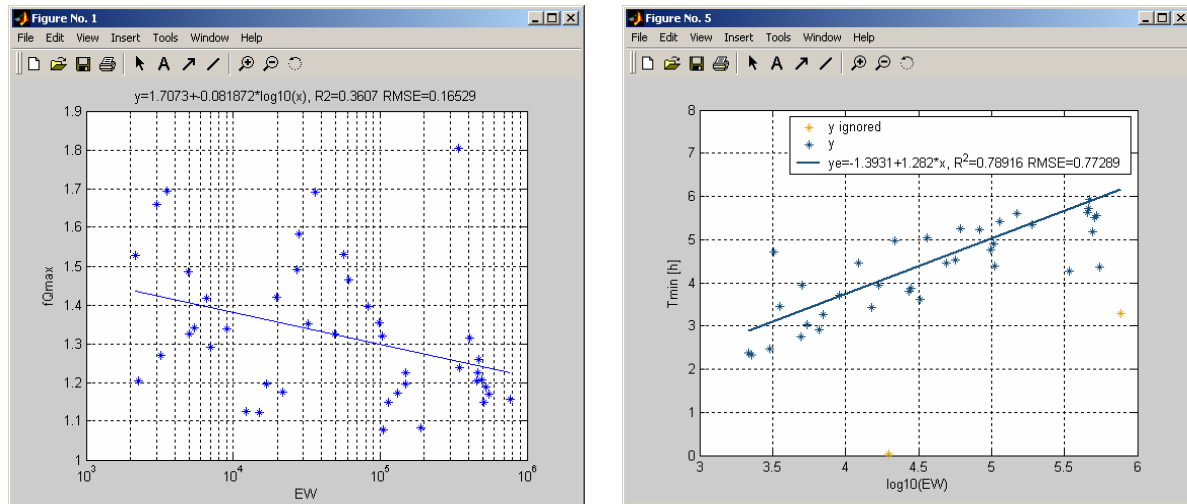


Abbildung 13: Formfaktor Spitzenwert Volumenstrom/Mittelwert (links); Formfaktor Zeitpunkt Tagesminimum Volumenstrom (rechts)

Mit den ermittelten Zusammenhängen lässt sich somit ein typischer Tagesgang als Funktion von mittlerem CSB, TKN und P Konzentrationen, mittlerem Zulauf und der Anlagengröße (EWG-Einwohnergleichwerte) erzeugen. Die ortsspezifische Vorgabe von Fremdwasseranteil und Volumen der Transportstrecke ist möglich. In Tabelle 2 sind die ermittelten Funktionen der Formparameter beschrieben. In Tabelle 3 werden konkrete Zahlenwerte angegeben.

Tabelle 2: Formparameter als Funktion der Einwohnerwerte (PE-Einwohnerwerte)

Parameter	Unit	Formula	R ²
fQ,max	-	$fQ,max = 1.76 - 0.10 \cdot \log(PE)$	0.44
fQ,min	-	$fQ,min = 1.66 - 0.82 \cdot fQ,max$	0.83
tmin	h	$tmin = -1.62 + 1.33 \cdot \log(PE)$	0.82
tmax	h	$tmax = 7.44 + 1.00 \cdot \log(PE)$	0.61
fN,max	-	$fN,max = 1.60 = \text{constant}$	-
fmin,U	h	$fmin,U = -0.59 + 0.20 \cdot \log(PE)$	0.54
dtN	-	$dtN1 = 0.96 - 0.08 \cdot \log(PE)$	0.07

Tabelle 3: Zahlenwerte der Formparameter

Parameter / PE	5'000	10'000	20'000	50'000	100'000	200'000	500'000
fQ,min (-)	0.50	0.52	0.54	0.58	0.60	0.62	0.66
tmin (h)	3.30	3.71	4.11	4.63	5.04	5.44	5.96
fQ,max (-)	1.40	1.38	1.35	1.31	1.28	1.25	1.21
tmax (h)	11.16	11.47	11.77	12.17	12.48	12.78	13.18
fN,max (-)	1.60	1.60	1.60	1.60	1.60	1.60	1.60
fmin,U (-)	0.16	0.22	0.28	0.36	0.43	0.49	0.57
□tN (h)	0.67	0.65	0.62	0.59	0.57	0.54	0.51

In Abbildung 14 und Abbildung 15 sind die daraus resultierenden Volumenströme bzw. CSB Konzentrationen dargestellt.

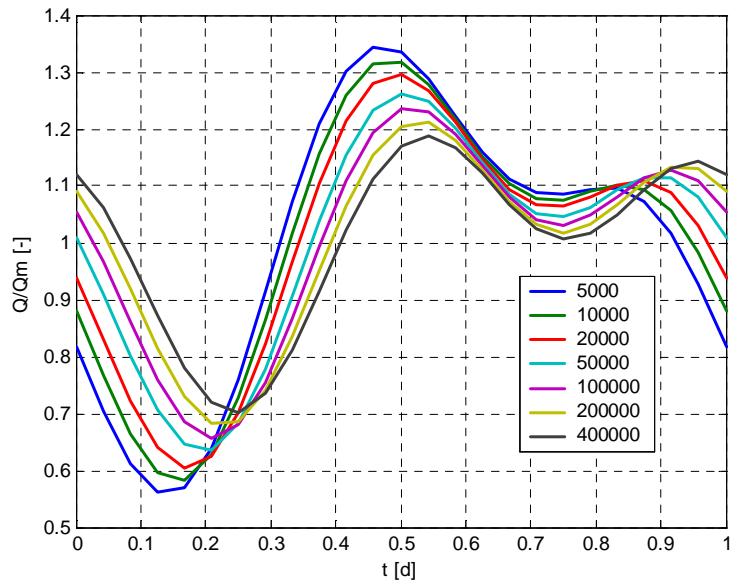


Abbildung 14: Typische Trockenwetterverläufe als Funktion der EWG

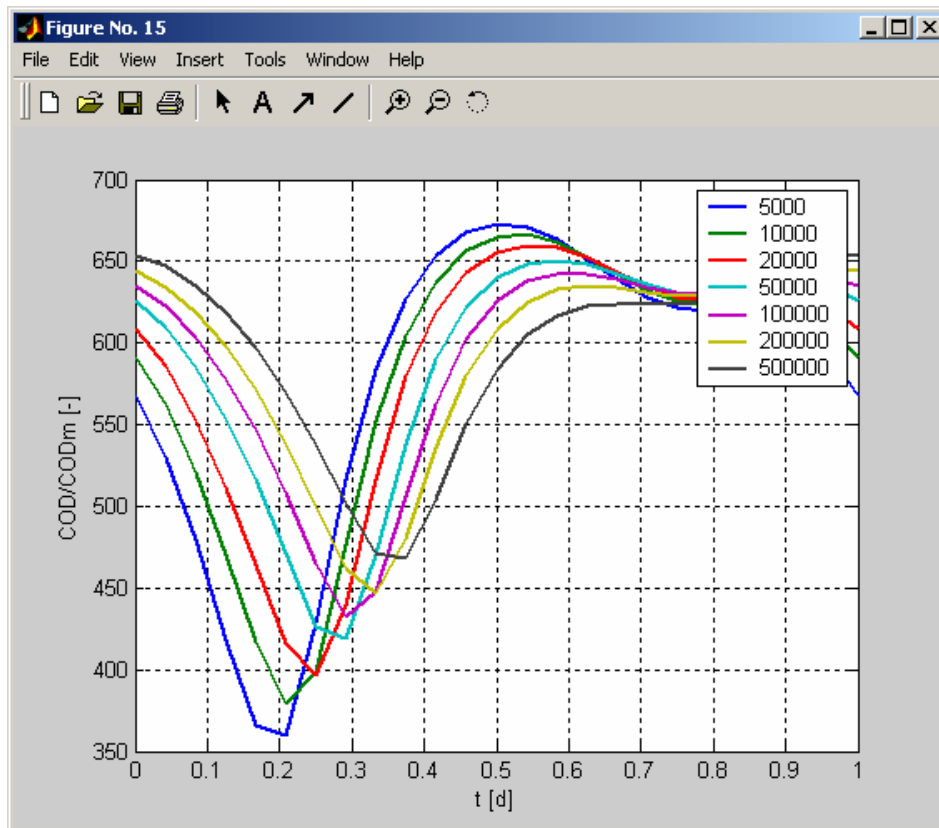


Abbildung 15: Typische Trockenwetterverläufe (CSB) als Funktion der EWG

6.2.3 Standard Parameter

Schlammproduktion

Im folgenden Abschnitt wird dargestellt, mit welchen Annahmen eine Simulation mit dem ASM1 bzw. dem ASM3 [ASM1-3] zu vergleichbaren Ergebnissen führt, wie man sie auf Basis einer Bemessung nach dem DWA Arbeitsblatt A131 [A131] erwarten würde.

Im ASM3 sind eine Reihe von Faktoren für die resultierende Schlammproduktion verantwortlich. In einigen Aspekten bestehen konzeptionelle Unterschiede zu den vereinfachenden Annahmen im CSB Ansatz der A131.

- Zulauffraktionierung, im CSB Ansatz werden nur gelöste und ungelöste abbaubare CSB Fraktionen definiert, wobei beim ASM3 im wesentlichen 3 Fraktionen die abbaubare organische Fracht beschreiben (SS, XS, XH) (wenn XBA=0, XSTO=0). Zu beachten ist hierbei, dass SS und XS über einen Yield-Faktor zu Biomasse konvertiert werden und XH direkt mit dem Faktor 1 Biomasse produziert.
- Yield, Während der CSB Ansatz keine Unterschiede beim Yield der Biomasseproduktion unter anoxischen und aeroben Bedingungen macht, wird beim ASM3 ein deutlich niedrigerer Wert für den anoxischen Yield angenommen.
- Zerfallsrate, Im CSB Ansatz wird dieselbe Zerfallsrate der Biomasse unter anoxischen und aeroben Bedingungen angesetzt. Im ASM3 wird eine reduzierte Rate unter anoxischen Bedingungen unterstellt.
- CSB/Trockensubstanz, Im CSB Ansatz der A131 wird mit einem pauschalen Faktor der partikuläre CSB im Überschussschlamm in einen Trockensubstanzgehalt umgerechnet. Das ASM3 definiert unterschiedliche Faktoren für die einzelnen Fraktionen.

Geringere Abweichungen bei der berechneten Schlammproduktion mit dem ASM3 im Vergleich zum CSB Ansatz der A131 resultieren auch aus einer bei ASM3 angenommenen Hydrolysegeschwindigkeit, die immer zu einem Rest-Anteil von XS im Belebtschlamm führt. Für die weiteren analytischen Ableitungen wird angenommen, dass alle Prozesse bis auf die endogene Atmung der heterotrophen Organismen mit vergleichsweise hoher Geschwindigkeit ablaufen.

Unter der Annahme, dass der Prozess unter rein aeroben Bedingungen betrieben wird und bei der Zulauffraktionierung für das ASM3 keine Biomasse-Fraktion angesetzt wird, lässt sich analytisch eine vollständige Identität der beiden Ansätze bezüglich der Schlammproduktion ausgedrückt in CSB erreichen. Treffen diese Annahmen nicht zu, kann der Abgleich exakt nur für ein

- bestimmtes Verhältnis VD/V
- und einen bestimmten Anteil von anoxisch umgesetzten CSB erreicht werden.

In Analogie zu Gl. A10 im CSB Ansatz A131 lässt sich die Bilanz der Biomasse beim ASM3 wie folgt formulieren:

$$0 = - X_{CSB,XH} * Q + (aXH + Y_{STO,O2,asm3} Y_{H,O2,asm3} (1-aXH-aDeni) + aDeni Y_{STO,NO,asm3} Y_{H,NO,asm3}) C_{CSB,abb,ZB} * Q - b_{H,O2,asm3} (1-VD/V) V XH - b_{H,NO,asm3} VD/V V XH \quad (5)$$

mit der Definition des Gesamtschlammalters

$$t_{TS} = V * XH / (X_{CSB,XH} * Q) \text{ bzw. } t_{TS} * X_{CSB,XH} * Q = V * XH \quad (6)$$

ergibt sich:

$$X_{CSB,XH} = (aXH + Y_{STO,O2,asm3} Y_{H,O2,asm3} (1-aXH-aDeni) + aDeni Y_{STO,NO,asm3} Y_{H,NO,asm3}) C_{CSB,abb,ZB} - b_{H,O2,asm3} (1-VD/V) t_{TS} X_{CSB,XH} - b_{H,NO,asm3} VD/V t_{TS} X_{CSB,XH} \quad (7)$$

$$X_{CSB,XH} = \frac{ aXH + Y_{STO,O2,asm3} Y_{H,O2,asm3} (1-aXH-aDeni) + aDeni Y_{STO,NO,asm3} Y_{H,NO,asm3} }{ b_{H,O2,asm3} (1-VD/V) t_{TS} + b_{H,NO,asm3} VD/V t_{TS} + 1 } C_{CSB,abb,ZB} \quad (8)$$

Für die partikulären Zerfallsprodukte im Überschussschlamm gilt:

$$X_{CSB,XP} = f_{asm3} (b_{H,O2,asm3} (1-VD/V) + b_{H,NO,asm3} VD/V) t_{TS} X_{CSB,XH} \quad (9)$$

Der CSB des produzierten Überschussschlammproduktion berechnet sich wie folgt:

$$X_{CSB,asm3} = X_{CSB,XH} + X_{CSB,XP} + X_{CSB,XI} \quad (10)$$

Der CSB Ansatz der A131 geht dabei von folgender Formel aus (A9, A11, A13):

$$X_{CSB,A131} = \frac{(1 + 0.2 b_{a131} t_{TS}) Y_{a131}}{b_{a131} t_{TS} + 1} C_{CSB,abb,ZB} + X_{CSB,XI} \quad (11)$$

Die Ergebnisse von ASM3 und CSB Ansatz des A131 werden identisch wenn (10) und (11) identisch werden. Dies kann erreicht werden, wenn zunächst gilt:

$$C_{CSB,abb,ZB} Y_{A131} = (aXH + Y_{STO,O2} Y_{H,O2} (1-aXH-aDeni) + aDeni Y_{STO,NO} Y_{H,NO}) C_{CSB,abb,ZB} \quad (12)$$

bzw.

$$Y_{A131} = aXH + Y_{STO,O2} Y_{H,O2} (1-aXH-aDeni) + aDeni Y_{STO,NO} Y_{H,NO} \quad (13)$$

um eine Identität der Ausdrücke zu erreichen, könnte bei Beibehaltung der Standardparameter von Koch et al. den Anteil von aXH angepasst werden. In diesem Fall erhält man bei aDeni=0.55 (abgeschätzt, ca. (aSS + VD/V*aXS)/(aSS+aXS)) aXH=0.37 und damit einen recht hohen Anteil. Da dieser Anteil die Denitrifikationskapazität des Modells beeinträchtigt, werden statt dessen unter Annahme eines Anteils von aXH=0.18 (ca. 15% vom Gesamt-CSB) angepasste Werte für die Yields des ASM3 bestimmt:

und daraus:

$$Y_{STO,NO} Y_{H,NO} = (Y_{A131} - aXH - Y_{STO,O2} Y_{H,O2} (1-aXH-aDeni)) / aDeni \quad (14)$$

Weiterhin wird angenommen, das

$$Y_{STO,O2} Y_{H,O2} = Y_{A131} = 0.67 \quad (15)$$

$$Y_{H,O2} = 0.8 \quad (16)$$

und damit

$$Y_{STO,O2} = 0.8375 \text{ (statt 0.8)} \quad (17)$$

und für aXH=0.18, aDeni=0.55 folgt

$$Y_{STO,NO} Y_{H,NO} = 0.562 \quad (18)$$

Es wird willkürlich angenommen, das

$$Y_{H,NO} = 0.7 \text{ (statt 0.65)} \quad (19)$$

und damit

$$Y_{STO,NO} = 0.803 \text{ (statt 0.7)} \quad (20)$$

Zusätzlich muss gelten:

$$b_{H,a131} t_{TS} + 1 = b_{H,O2,asm3} (1-VD/V) t_{TS} + b_{H,NO,asm3} VD/V t_{TS} + 1 \quad (21)$$

wobei der Zerfallskoeffizient und die Temperaturfunktion aus der A131 auf den Bezug 20 °C umgerechnet werden:

$$b_{H,a131} = 0.24e^{-0.0695(20-T)} \quad (22)$$

Mit dem Reduktionsfaktor des $\eta_{H,end} = b_{H,NO,asm3} / b_{H,O2,asm3}$ folgt aus (21):

$$b_{H,a131} t_{TS} + 1 = b_{H,O2,asm3} (1 - VD/V) t_{TS} + \eta_{H,end} b_{H,O2,asm3} VD/V t_{TS} + 1 \quad (23)$$

und damit für $b_{H,O,asm3}$:

$$b_{H,O2,asm3} = \frac{b_{H,a131}}{1 - \frac{VD}{V} (1 - \eta_{H,end})} \quad (24)$$

mit $VD/V=0.4$ und $\eta_{H,end} = 0.5$ (Koch: 0.33 oder 0.5) ergäbe sich:

$$b_{H,O2} = 0.3 \quad (b_{H,O2} = 0.328 \text{ für } \eta_{H,end} = 0.33)$$

Dieser Wert ist mit dem Wert aus Koch et al. 2000 identisch. Um jedoch den in dem Zerfallsprozess gegebenen Monoterm (bezüglich O_2 bzw. NO_3) zu kompensieren, wird der Wert nochmals durch $0.9 \approx 0.2 \cdot 2 / (2 + 0.5) + 0.8 \cdot 3 / (3 + 0.2)$ geteilt:

$$b_{H,O2} = 0.3 / 0.9 = 0.33 \quad (0.36 \text{ für } \eta_{H,end} = 0.33) \quad (25)$$

Der Faktor 0.9 resultiert aus dem gewichteten Mittel der beiden Monod-Terme und der Annahme einer O_2 Konzentration von 3mg/l in der Nitrifikationszone und von 2 mg/l Nitrat in der Denizone.

Die Zulauffraktionierung für die dynamischen Belebtschlammmodelle soll auf den Annahmen des CSB-Ansatzes der A131 aufbauen. Im Zuge der Fraktionierung des CSB-Ansatzes der A131 wird der Zulauf beschrieben durch:

- Mineralische Stoffe im Zulauf, hier XtssMin
- Biologisch inerte gelöster CSB, hier SI
- Biologisch inerte partikulärer CSB, hier XI
- Biologisch abbaubarer CSB, hier Ccod_bio

Die beiden inerten CSB Fraktionen haben einen direkten Gegenpart in den Belebtschlammmodellen (jeweils SI und XI) und können direkt zugeordnet werden. Mineralische Stoffe werden im ASM1 überhaupt nicht und im ASM3 normalerweise innerhalb einer Summenfraktion XTSS berücksichtigt. Hier wird für eine transparentere Behandlung dieser Fraktion vorgeschlagen, sowohl im ASM1 als auch im ASM3 eine separate Fraktion XMI einzuführen. Diese Fraktion beschreibt partikuläre, inerte, mineralische Inhaltsstoffe des Zulaufs und mineralische Inhaltsstoffe die durch chemische Fällungen entstehen und die sich in der Anlage anreichern. Diese Fraktion setzt sich dann wie folgt zusammen:

$$XMI = XtssMin + XtssP \quad (26)$$

wobei XtssP den durch P-Fällung (oder durch erweiterte biologische P Elimination) entstehenden (mineralischen) Schlamm beschreibt.

Der biologisch abbaubare CSB Ccod_bio teilt sich für die Belebtschlammmodelle im wesentlichen auf einen schnellabbaubaren Anteil SS, einen langsam abbaubaren (erst zu hydrolysierenden) Anteil XS und in einen noch langsamer verfügbaren Anteil der hilfweise direkt als heterotrophe Biomasse XH bzw. XBH angesetzt wird. Diese Aufteilung wird über konstante Faktoren realisiert:

$$SS = aSS_CODbio \cdot Ccod_bio \quad (27)$$

$$XBH = aBH_CODbio \cdot Ccod_bio \quad (28)$$

$$XS = C_{cod_bio} - SS - XS \quad (29)$$

Mit den Parametern a_{BH_CODbio} der notwendigerweise auf den Wert 0.18 gesetzt werden muss (Siehe Annahmen zum Abgleich Schlammproduktion) und dem Parameter a_{SS_CODbio} .

$a_{BH_CODbio}=0.18$	Anteil heterotrophe Biomasse am abbaubaren CSB
$a_{SS_CODbio}=0.15-0.25 (0.2)$	Anteil leichtabbaubarer CSB am abbaubaren CSB

Abgleich N-Anteil im Schlamm

Neben der Deni-Kapazität ist auch der im Schlamm gebundenen N Anteil verantwortlich für die zu erwartenden NO_3 Ablaufwerte.

Die A131 nimmt vereinfachend an, das über die aufgebaute Biomasse pro zulaufenden BSB ein Anteil von 0.05 N organisch gebunden wird:

$$X_{orgN,BM} = 0.05 * C_{BSB,ZB}$$

$$X_{orgN,BM} = 0.05 * 0.5 * C_{CSB,ZB} = 15.5 \text{ gN/m}^3$$

Für das Zahlenbeispiel mit den Parametern nach Koch und Bornemann ergeben sich für das ASM3 die in Tabelle 4 dargestellten Stickstoffanteile:

Tabelle 4: ASM3 Stickstoffanteile

Fraktion	iN	N [gN /m3]	
XBH	0,07	130,7	9,15
XI	0,04	50,0	2
XP	0,04	45,2	1,81
XS	0,03	1,7	0,05
XBA	0,07	7,7	0,54
Summe			13,55

Aus diesem Beispiel ist ersichtlich, das ASM3 und ASM1 hier deutlich voneinander abweichen, während die Abschätzung der A131 zwischen diesen Werten liegt. Zur Anpassung der Werte wird vorgeschlagen den Stickstoffanteil der Biomasse für ASM1 und ASM3 auf 0.08 festzulegen und zusätzlich den Anteil i_{NXP} des ASM3 auf 0.045 zu ändern.

Tabelle 5: ASM3 Stickstoffanteile angepasst

Fraktion	iN	N [gN /m3]	
XBH	0,08	130,7	10,46
XI	0,045	50,0	2,25
XP	0,045	45,2	2,034
XS	0,03	1,7	0,05
XBA	0,08	7,7	0,62
Summe			15,414

Abgleich Nitrifikation

Für den A131 Ansatz wird eine Modellvorstellung herangezogen, die unter idealen Bedingungen von einem erforderlichen aeroben Schlammalter von

$$t_{TS,aer,A131} = \frac{1}{0.47 \cdot 1.103^{T-15}} = 2.13 \cdot 1.103^{15-T} \quad (30)$$

ausgeht (Ausschwemmgrenze). Mit einem Faktor von 1.6 wird das Schlammalter auf Werte erhöht, bei denen unter stationären Bedingungen mit einer Ammoniumkonzentration von ca. 2mg/l im Ablauf gerechnet werden kann:

$$t_{TS,aer,A131} = \frac{1.6}{0.47 \cdot 1.103^{T-15}} = 3.4 \cdot 1.103^{15-T} \quad (31)$$

Mit einem weiteren Sicherheitsfaktor SF=1.45 – 1.8 werden dann, insbesondere auch Zulaufschwankungen, berücksichtigt. Auf genauere Angaben zu erwartbaren Ammoniumkonzentrationen verzichtet die A131.

Der für die Bemessung von Anlagen mit niedrigen NH₄-Konzentrationen eingesetzte HSG-Ansatz geht stationär von der folgenden Gleichgewichtsbedingung für die Nitrifikantenpopulation aus (32).

$$0 = -q_{UES} X_{BA} + \mu_{A,HSG} \cdot 1.103^{T-15} \frac{S_{NH}}{K_N + S_{NH}} V_N X_{BA} - b_{A,HSG} \cdot 1.09^{T-15} V_N X_{BA} \quad (32)$$

Diese Gleichung beschreibt eine Kläranlage in einem stabilen (stationären) Arbeitspunkt, in dem Abzug von Nitrifikanten über den Überschussschlamm, Wachstum und Absterben sich im Gleichgewicht befinden. Der Überschussschlamm wird hier zur Vereinfachung der Rechnung aus dem Belebungsbecken abgezogen.

Mit dem aeroben Schlammalter

$$t_{TS,aer} = \frac{V_N X_{BA}}{q_{UES} X_{BA}} \quad (33)$$

ergibt sich

$$0 = -\frac{V_N X_{BA}}{t_{TS,aer,HSG}} + \mu_{A,HSG} \cdot 1.103^{T-15} \frac{S_{NH}}{K_N + S_{NH}} V_N X_{BA} - b_{A,HSG} \cdot 1.09^{T-15} V_N X_{BA} \quad (34)$$

und damit für das aerobe Schlammalter im Gleichgewichtspunkt:

$$t_{TS,aer,HSG} = \frac{1}{\mu_{A,HSH} \cdot 1.103^{T-15} \frac{S_{NH}}{K_N + S_{NH}} - b_{A,HSG} \cdot 1.09^{T-15}} \quad (35)$$

Diese Gleichung beschreibt das erforderliche aerobe Schlammalter, um im Mittel eine vorgegebene Ammoniumkonzentration (S_{NH}) zu erreichen. Zur Berücksichtigung von Bedingungen die von den Idealbedingungen abweichen, wird das Schlammalter um den Faktor 1.25 erhöht:

$$t_{TS,aer,HSG} = \frac{1.25}{\mu_{A,HSH} \cdot 1.103^{T-15} \frac{S_{NH}}{K_N + S_{NH}} - b_{A,HSG} \cdot 1.09^{T-15}} \quad (36)$$

Für das ASM3 kann eine ähnliche Gleichgewichtsbedingung definiert werden. Als wesentlicher Unterschied zu den Annahmen des HSG Ansatzes wird hier ein Zerfall autotropher Biomasse auch unter anoxischen Bedingungen angenommen:

$$\begin{aligned}
 0 = & - \frac{V_N X_{BA}}{t_{TS,aer,ASM3}} \\
 & + \mu_{A,ASM3} \frac{SNH}{K_{N,asm3} + SNH} \frac{SO}{K_{N,O2asm3} + SO} \frac{SALK}{K_{ALK,asm3} + SALK} VN XBA \\
 & - b_{A,ASM3} \frac{SO}{K_{H,O2asm3} + SO} VN * XBA \\
 & - \eta_{N,end} b_{A,ASM3} * \frac{K_{H,O2,sm3}}{K_{H,O2asm3} + SO} \frac{SNO}{K_{H,NOasm3} + SNO} * VD * XBA
 \end{aligned} \tag{37}$$

Daraus folgt:

$$\begin{aligned}
 t_{TS,aer,ASM3} = 1 / (& \\
 & + \mu_{A,ASM3} * \frac{S_{NH}}{K_{N,asm3} + S_{NH}} \frac{S_O}{K_{N,O2asm3} + S_O} \frac{S_{ALK}}{K_{ALK,asm3} + S_{ALK}} \\
 & - b_{A,ASM3} * \frac{S_O}{K_{H,O2asm3} + S_O} \\
 & - \eta_{N,end} b_{A,ASM3} \frac{K_{H,O2,sm3}}{K_{H,O2asm3} + S_O} \frac{S_{NO}}{K_{H,NOasm3} + S_{NO}} \frac{V_D}{V_N})
 \end{aligned} \tag{38}$$

Ähnliches gilt für das ASM1. Hier wird ein gleich schneller Zerfall der autotrophen Biomasse unter allen Milieu-Bedingungen unterstellt:

$$\begin{aligned}
 t_{TS,aer,ASM1} = 1 / (& \\
 & + \mu_{A,ASM1} * \frac{SNH}{K_{N,asm1} + SNH} \frac{SO}{K_{N,O2,asm1} + SO} \frac{SALK}{K_{ALK,asm1} + SALK} \\
 & - b_{A,ASM1} - b_{A,ASM1} * VD / VN)
 \end{aligned} \tag{39}$$

Ziel der folgenden Überlegungen ist es, die dynamischen Modelle ASM1 und ASM3 für stationäre Bedingungen so zu parametrieren, dass die im HSG Ansatz angenommenen Bedingungen getroffen werden, ohne die Erfahrungen über das dynamische Verhalten von Belebtschlammssystemen zu negieren. Die Berechnung der minimal erforderlichen Schlammalter an der Ausschwemmgrenze als Funktion der Abwassertemperatur führt für zu nahezu identischen Ergebnissen.

Die Kurven für HSG und ASM3 liegen auf Strichstärke übereinander. Dies zeigt, dass die jeweils herangezogenen Modellgrundlagen nahezu identisch sind. Einzig die Parametrierung des ASM1 nach Borneman et al. (hier nicht dargestellt) geht von offensichtlich pessimistischeren Annahmen aus. Dabei muss aber berücksichtigt werden, dass diese Parametrierung für Anlagen entwickelt und verifiziert wurde, die weit entfernt von dieser Situation betrieben werden.

Um die Gleichgewichtsbedingungen für die Nitrifikanten beim ASM1 und ASM3 an die Annahmen des HSG Ansatzes anzugleichen, wurde für die Monofunktion der

Ammoniumlimitierung die Halbsättigungskonstante angepasst. Für die Halbsättigungskonstante wird angesetzt

$$K_{N,ASM1}=K_N=0.7 \text{ mg/l}$$

Um diese Maßnahme auszugleichen und generell den optimistischeren Annahmen des HSG Ansatzes unter idealisierten Bedingungen zu genügen, wird die maximale Wachstumsrate angepasst:

$$\begin{aligned} \mu_{A, ASM1} &= 1.4 e^{-0.105 \cdot (20-T)} \\ b_{A, ASM1} &= 0.15 e^{-0.105 \cdot (20-T)} \end{aligned}$$

Zur Angleichung an das ASM3 wurde weiterhin

$$\begin{aligned} K_{OA,ASM1}=K_{OA,ASM3} &= 0.5 \text{ mg/l} \\ K_{alkA,asm1} = K_{alkA,asm3} &= 0.5 \text{ mmol/m}^3 \end{aligned}$$

gewählt.

Ergänzend zum im Vorgängerbericht dargestellten Stand des Abgleichs von Modellparametern und den Annahmen der stationären Bemessung, wurde noch weitere Untersuchungen zur Vergleichbarkeit der Aussagen zu Nitrifikation und Denitrifikation durchgeführt. In Abbildung 16 werden Kurven dargestellt, die beschreiben, bei welchem aeroben Schlammalter sich das Wachstum und der Zerfall/Absterben/Austrag von Nitrifikanten in der Waage halten.

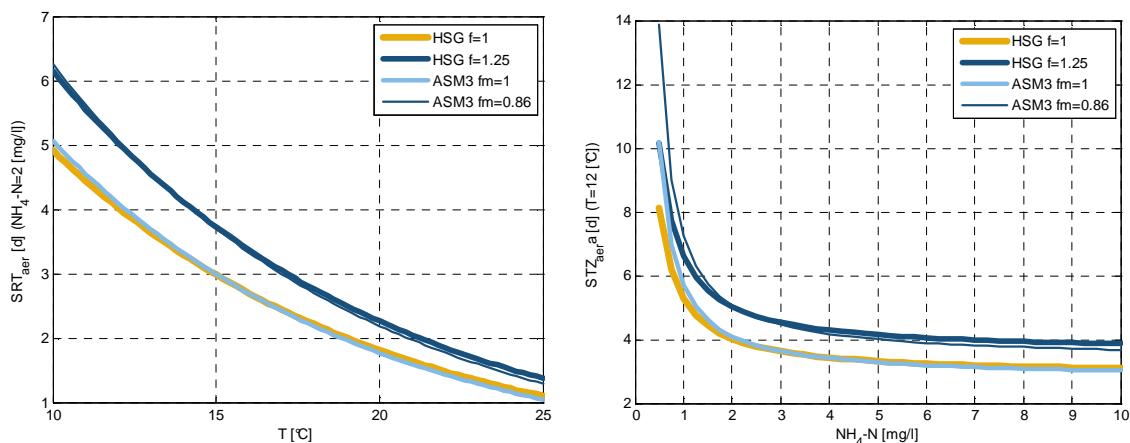


Abbildung 16: Aerobes Ausschwemm-Schlammalter angepasst

Links wurde die Temperatur variiert, rechts die angenommene NH_4-N Konzentration im Nitrifikationsbecken. Es wird deutlich, dass sowohl mit dem ASM1 als auch mit dem ASM3 vergleichbare Ergebnisse entsprechend der Dimensionierung (hier HSG-Ansatz [HSG]) erzielt werden können.

Denitrifikationskapazität

In den Modellen ist praktisch keine sensitive Modifikation der Denitrifikationskapazität möglich. Sowohl das Verhältnis SS/XS , als auch der Abminderungsfaktor für das Wachstum heterotropher Organismen ist nur von marginaler Bedeutung. Aber auch ohne weitere Anpassungen kann eine gute Übereinstimmung der Ergebnisse des ASM3 mit der A131 konstatiert werden (Siehe Abbildung 17).

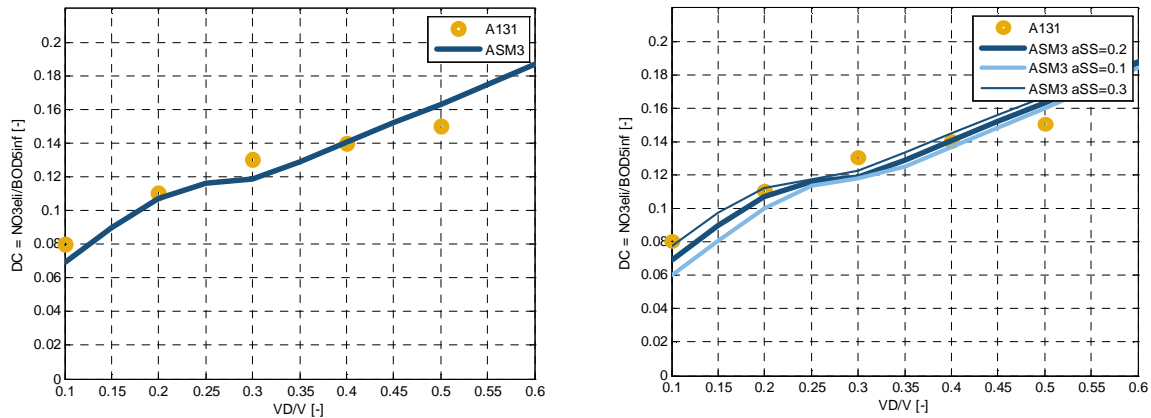


Abbildung 17: Vergleich der Denitrifikationskapazität

6.2.4 Modellbibliothek

Die angepassten Modelle des ASM3 sind in einer Blockbibliothek mit Standardblöcken (Nitrifikation mit Druckbelüftung, Nitrifikation mit Oberflächenbelüftung, Deni-Becken, 3-Schichten Nachklärblock) enthalten.

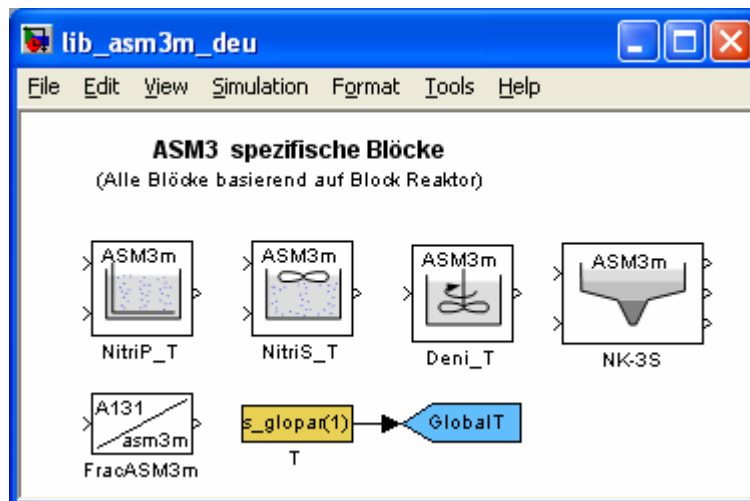


Abbildung 18: Modifizierte ASM3 Blöcke

Zur vereinfachten Erzeugung typischer dynamischer Zulaufszzenarien wurden die im Vorgängerbericht dargestellten Methoden in einer Blockbibliothek für das Simulationswerkzeug SIMBA implementiert (Siehe Abbildung 19).

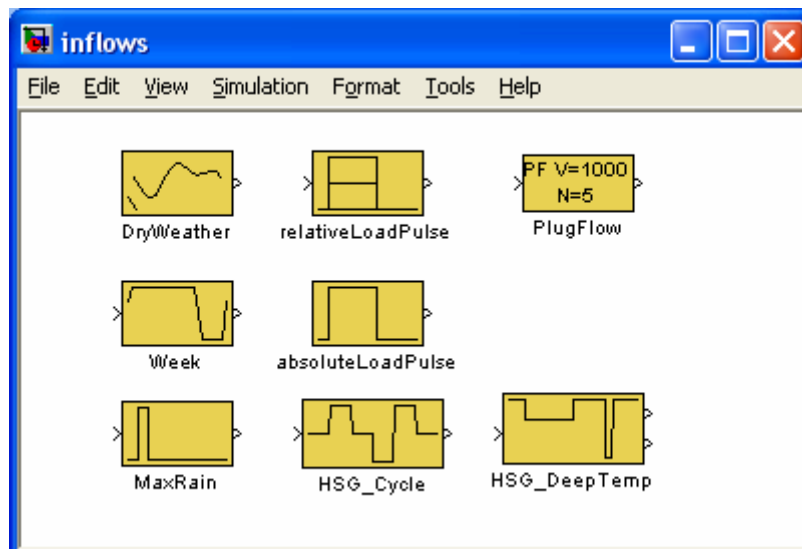


Abbildung 19: Blockbibliothek zur vereinfachten Zulaufherzeugung

Als wichtigste Komponente wurde die Methode zur Erzeugung synthetischer Tagesgänge im Block `DryWeather` implementiert. Mit den Blöcken `relativeLoadPulse` und `absoluteLoadPulse` können zusätzliche pulsartige Belastungen erzeugt werden. Der Block `Week` moduliert einen Wochengang und der Block `MaxRain` erzeugt einen Maximalregen. Der Block `PlugFlow` simuliert einen konzeptionellen Propfenströmungsreaktor zur Abbildung von Abwasser-Speicherbauwerken im Kläranlagenzulauf. Mit dem Block `HSG_Cycle` wird ein Test-Zyklus realisiert, mit dem schnell die Funktion einer Anlage getestet werden kann.

Der `HSG_Cycle` Block modifiziert den Trockenwettertagesgang, bzw. einen Trockenwetterwochengang zu einen 7 wöchigen Testzyklus (Siehe Tabelle 6 und Tabelle 7).

Tabelle 6: Sommer-Testzyklus

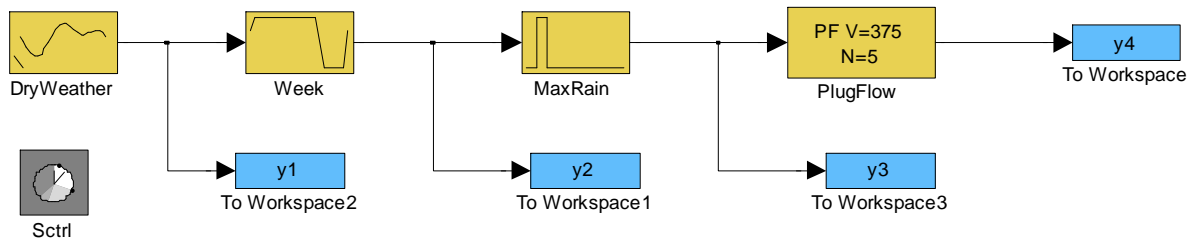
Phase	Conditions	Purpose
1 Average load	Average load e.g. as defined in DWA A198, Summer temperature (eg. 20°C), 7 days,	Typical operational conditions (for design) Typical sludge production, typical oxygen demand
2 Maximum load	Maximum weakly load or 85% percentile loads as in DWA A198, 7 days	Maximum oxygen demand Extreme operational settings
3 Average load	7 days	Transient phase
4 Minimum load	Minimum weakly load or 15% percentile loads as in DWA A198, 7 days	Minimum for VD/V Extreme operational settings
5 Maximum load	Maximum weakly load or 85% percentile loads as in DWA A198, 7 days	Fast load change, Adaption rate nitrification
6 Average load	7 days	Final phase, equal to start phase

Tabelle 7: Winter-Testzyklus

Phase	Conditions	Purpose
1 Average load	Average load e.g. as defined in DWA A198, Winter temperature (eg. 12°C), 7 days,	Typical operational conditions (for design), Typical sludge production, typical oxygen demand
2 Maximum load	Maximum weakly load or 85% percentile loads as in DWA A198, 7 days	Critical aerobic sludge age for nitrification, Maximum sludge production, Design Ratio VDN/V for total AS volume, Extreme operational settings
3 Average load	7 days	Transient phase
4 Minimum load	Minimum weakly load or 15% percentile loads as in DWA A198, 7 days	Minimum oxygen demand Extreme operational settings
5 Maximum load	Maximum weakly load or 85% percentile loads as in DWA A198, 7 days	Fast load change, Adaption rate nitrification
6 Average load	7 days	Final phase, equal to start phase

6.2.5 Testanwendung

Die Funktion der entwickelten Blockbibliothek wird an einem einfachen Beispiel dokumentiert (Abbildung 20).

**Abbildung 20: Zulaufmodell**

Hier wurden die Blöcke zur Erzeugung eines Trockenwettertagesganges, eines Wochenganges und eines Regens kombiniert. Das Ergebnis dieser Zulaufkonstellation ist in Abbildung 21 dargestellt.

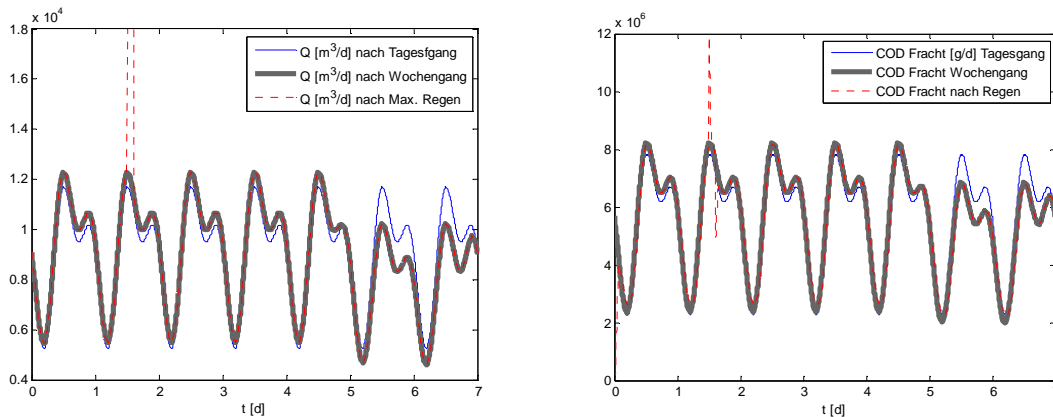


Abbildung 21: Erzeugte Zuläufe (links Wassermengen, rechts CSB-Frachten)

6.2.6 Salzgehalt und hohe Temperaturen

Die bisher vorliegenden Ergebnisse der Partnerprojekte belegen keine signifikante Auswirkung niedriger und mittlerer Salzgehalte auf die biologischen Abbauprozesse. Für hohe Temperaturen 20-35 °C wird ein Abflachen der Zunahme biologischer Aktivität und für sehr hohe Temperaturen wird eine Hemmung erwartet. Dieser Zusammenhang lässt sich in angepassten Temperaturabhängigkeiten der maximalen Wachstumsraten und Zerfallsraten ausdrücken. Sobald die entsprechenden Abschlussberichte mit den ermittelten Abhängigkeiten endgültig vorliegen werden diese Abhängigkeiten in den Standardparametersatz integriert. Es wird eine Implementierung gewählt, bei der der Bereich $<20^\circ\text{C}$ nicht beeinflusst wird.

6.2.7 Werkzeuge Ergebnispräsentation

Für die Ergebnispräsentation wird an einem Exportfilter der Ergebnisse in Officeprogramme gearbeitet. Dieser Filter wird in Abstimmung des im Teilprojekt Toolkit entstehenden Beratungswerkzeuges entwickelt. In Analogie zu dem dort entwickelten Ansatz wird der Export in die folgenden Formate angestrebt:

- Microsoft Word XML Format (Schema: <http://schemas.microsoft.com/office/word/2003/wordml>),
- Microsoft Excel XML Format (Schema: <urn:schemas-microsoft-com:office:excel>),
- HTML XML Format und eventuell auch
- Open Document XML Format (ODF: <urn:oasis:names:tc:opendocument:xmlns:office:1.0>).

7 Geplante Nutzung der Ergebnisse

7.1 Wissenschaftliche Erfolgsaussichten nach Projektende

Die im inhaltlichen Teil dargestellten Arbeiten und die auch bei den wirtschaftlichen Erfolgsaussichten skizzierten Ergebnisse sind erfreulich positiv. In 2007, 2008 wurden bereits erste Beiträge zu internationalen Konferenzen gehalten, in denen auch Aspekte dieses Projektes präsentiert wurden. Für 2009 sind weitere Veröffentlichungen in Vorbereitung. Die Forschungsarbeiten dieses Projektes werden intensiv in die entsprechende Fachwelt getragen. Direkt vorhabensrelevant sind die folgenden vier Aktivitäten:

DWA-Arbeitsgruppe IG-5.7 „Biofilmmodellierung“: Vom ifak ist der Projektleiter Dr. J. Alex als Mitglied der im Berichtszeitraum gegründeten DWA-Arbeitsgruppe IG-5.7 „Biofilmmodellierung“ berufen. Das Ziel der Arbeitsgruppe ist die Verknüpfung wissenschaftlicher Erkenntnisse mit der Praxis. Hierbei sollen u.a. die in der Praxis für die Abwasserbehandlung eingesetzten klassischen Reaktortypen wie beispielsweise Tropfkörper, Tauchkörper, Wirbelbett, Biofilter und die klassischen Prozesse wie Kohlenstoffabbau, Nitrifikation/Denitrifikation betrachtet und Anwendungsempfehlungen gegeben werden.

Hochschul-Simulations-Gruppe (HSG): Als nicht institutionelle Arbeitsgruppe von Forschern aus dem Hochschulbereich werden verschiedene Anwendungsaspekte der dynamischen Simulation verfolgt. Die Untergruppe Kläranlagen hat im Berichtszeitraum an der Harmonisierung des Zusammenspiels von statischer Bemessung und dynamischer Simulation gearbeitet und dabei u.a. auch das Thema synthetischer Tagesgänge diskutiert.

IWA Task Group on Benchmarking of Control Strategies for Wastewater Treatment Plants: Diese IWA-Arbeitsgruppe, in der ebenfalls Dr. J. Alex mitarbeitet, hat sich zum Ziel gesetzt, die Funktion von Steuerungen und Regelungen von Kläranlagen mit Hilfe der dynamischen Simulation zu analysieren und zu bewerten (www.benchmarkwwtp.org). Die in diesem Vorhaben erzielten Erkenntnisse z.B. im Bereich Modellschnittstellen werden in diese Arbeitsgruppe eingebracht.

IWA Task Group on Good Modelling Practice: Diese IWA-Arbeitsgruppe hat sich zum Ziel gesetzt Richtlinien für die Anwendung der Simulation im internationalen Maßstab zu entwickeln. Über die nationale Gruppe HSG werden die Ergebnisse des Projekts auch in diese Arbeitsgruppe vermittelt.

7.2 Wissenschaftliche und wirtschaftliche Anschlussfähigkeit

Wie bereits während der Antragstellung vermutet bestätigt sich die Ansicht der Projektpartner, dass die wirtschaftlichen Erfolgsaussichten für den Verkauf von Planungsleistungen und Abwassertechnologie, unterstützt durch eine entsprechende Software, die im Ausland eine effiziente, zeitsparende Auslegung bzw. Optimierung der Abwasserreinigungsanlagen zulässt, als sehr hoch einzuschätzen ist. Es konnte festgestellt werden, dass gerade nordamerikanische Anbieter von Simulationssystemen mit ihren Entwicklungen in der Planungspraxis (von Kläranlagen) in ihren Ländern weitestgehend die Nutzung der dynamischen Simulation etablieren konnten. Dies wird insbesondere durch die Analysen der IWA Taskgroup „Good Modelling Practice“ unterstrichen. Im Gegensatz dazu hat ebendiese Taskgroup auch festgestellt, dass aus den verschiedensten Gründen im deutschsprachigen Raum dynamische Simulation nach wie vor nur in Ausnahmefällen und für spezielle Fragestellungen eingesetzt wird. Damit ist ein Wettbewerbsnachteil deutscher Büros in Ländern, wo sie mit entsprechenden Planern in Wettbewerb stehen, gegeben.

Aus dieser Konstellation heraus ist zu erwarten, dass mit den dargestellten Projektergebnissen auch eine deutliche Erhöhung der Akzeptanz und der Anwendungsbreite der dynamischen Simulation durch deutsche Anwender erreicht werden kann.

Die erreichten Projektergebnisse übertreffen die bei Projektstart getroffenen Annahmen in einer sehr interessanten Richtung. Ursprünglich lag der Fokus bei der Schaffung von vermarktbareren Verbesserungen, insbesondere auf der Intention, dass Bemessungsansätze und Modelle entwickelt werden, die für verschiedene Klimazonen und Abwässer gültig sind. Die Informationsverluste, die durch Einarbeitung in verschiedene ausländische Ansätze entstehen können, werden so deutlich vermindert. Nur als begleitendes Ziel wurde auch die Reduktion des Aufwandes für die Durchführung von Simulationsstudien und zur Datenerhebung verfolgt. Aber gerade bezüglich dieses Aspektes zeichnen sich überzeugende Ergebnisse ab. Dieser Aspekt wurde, wie auch geplant, insbesondere in die Arbeit der Arbeitsgruppe HSG Simulation („Hochschulgruppe Simulation“) eingebracht und zeigt vielversprechende Ergebnisse.

Als ein generelles Ziel wurde hier definiert, dass es möglich sein muss, mit dem Werkzeug dynamische Simulation mit vergleichbarem Aufwand zu einer konventionellen Kläranlagenbemessung auch weitergehende Aussagen im Sinne einer Detailplanung des Verfahrens, gegebenenfalls auch unter Berücksichtigung von MSR- und Betriebsführungskonzepten, treffen zu können. Neben weiteren Aspekten spielt hier die Erzeugung dynamischer Zulaufdaten basierend auf typischerweise bekannten Tagesmittelwerten und die konsistente Parametrierung von Simulationsmodellen eine große Rolle. Für diese beiden Aspekte konnten überzeugende Ansätze entwickelt werden.

Aus Verwertungssicht ergeben sich folgende Perspektiven. Für das im ifak entwickelte Simulationssystem SIMBA erschließen sich bei breiterer Akzeptanz des Werkzeuges Dynamische Simulation bei Planern deutlich bessere Vermarktungsaussichten.

Für alle Anwender des Werkzeuges (Projektpartner, Planungsbüros) ergibt sich eine verbesserte Position, da aussagefähige Simulationsstudien mit deutlich geringerem Aufwand und mit besserer Akzeptanz durchgeführt werden können.

Auch wenn ein gewisser inhaltlicher Abschluss am Ende des Projektes erreicht wurde, ist es zu erwarten, dass sich potenziell ausbaufähige Anknüpfungspunkte für weitere Arbeiten ergeben. Absehbar ist zum Themenkomplex Anwendung der Simulation zur Anlagenplanung, dass sich zu den Themen Lastfalldefinition, systematische Einbeziehung von Sicherheiten, Langzeitanalyse und statistische Absicherung weitere Forschungsarbeiten anbieten.

Weitere Nutzungen sind im Erfolgskontrollbericht dargestellt.

7.3 Veröffentlichungen von Projektergebnissen

- J. Alex, G. Langergraber, V. Spering, M. Wichern, N. Weissenbacher, M. Ahnert, T. Frehmann, I. Hobus, M. Plattes, S. Winkler, D. Woerner: Dynamic simulation for the design of WWTPs, 1st IAWA/WEF Wastewater Treatment Modelling Seminar, Mont-Sainte-Anne QC, Canada, June 1-3, 2008
- J. Alex, M. Wichern, V. Spering, N. Halft, M. Ahnert, T. Frehmann, I. Hobus, G. Langergraber, M. Plattes, S. Winkler, D. Woerner: A method to use dynamic simulation in compliance to stationary design rules to refine WWTP planning, 10th IWA Conference LWWTP, Poster Proceedings 125-128 (2007)
- Jens Alex: Simulation - gereift für die praktische Anwendung, Mess- und Regelungstechnik in abwassertechnischen Anlagen, 20.Nov. 2007, Wuppertal (2007)
- G. Langergraber, J. Alex, N. Weissenbacher, D. Woerner, M. Ahnert, T. Frehmann, N. Halft, I. Hobus, M. Plattes, V. Spering, S. Winkler: Generation of diurnal variation for influent data for dynamic simulation, 10th IWA Conference LWWTP, Poster Proceedings 61-64 (2007)
- M. Ahnert, F. Blumensaat, G. Langergraber, J. Alex, D. Woerner, T. Frehmann, N. Halft, I. Hobus, M. Plattes, V. Spering, S. Winkler: Goodness-of-fit measures for numerical modelling in urban water management – a review to support practical applications, 10th IWA Conference LWWTP, Poster Proceedings 69-72 (2007)
- Spering et al. 2008] Spering, V.; Alex, J.; Langergraber, G.; Hobus, I.; Wichern, M.; Ahnert, M.; Weissenbacher, N.; Winkler, S, Yücesoy, E.: (2008) Using dynamic simulation for design of activated sludge plants, SIDISA - International Symposium on Sanitary and Environmental Engineering, Florence, Italien, 24.-27.6.2008 .

8 Literatur

- [Ahnert et al. 2007] M. Ahnert, F. Blumensaat, G. Langergraber, J. Alex, D. Woerner, T. Frehmann, N. Halft, I. Hobus, M. Plattes, V. Spering, S. Winkler: Goodness-of-fit measures for numerical modelling in urban water management – a review to support practical applications, 10th IWA Conference LWWTWP, Poster Proceedings 69-72 (2007)
- [Alex et al. 2008] J. Alex, G. Langergraber, V. Spering, M. Wichern, N. Weissenbacher, M. Ahnert, T. Frehmann, I. Hobus, M. Plattes, S. Winkler, D. Woerner: Dynamic simulation for the design of WWTPs, 1st IWA/WEF Wastewater Treatment Modelling Seminar, Mont-Sainte-Anne QC, Canada, June 1-3, 2008 (2008)
- [Alex et al. 2007] J. Alex, M. Wichern, V. Spering, N. Halft, M. Ahnert, T. Frehmann, I. Hobus, G. Langergraber, M. Plattes, S. Winkler, D. Woerner: A method to use dynamic simulation in compliance to stationary design rules to refine WWTP planning, 10th IWA Conference LWWTWP, Poster Proceedings 125-128 (2007)
- [Alex 2007] Alex, J.: Simulation - gereift für die praktische Anwendung., Mess- und Regelungstechnik in abwassertechnischen Anlagen, 20. Nov. 2007, Wuppertal (2007)
- [Alex 2003] Alex, J.: Modelling & Simulation - matured for practical application. Leading Edge Conference Series – Global Conference on Leading Edge Water and Wastewater Treatment Technologies, 26-28 May 2003, Noordwijk/Amsterdam, The Netherlands, (2003).
- [Alex et al. 1999] Alex, J.; Beteau, J.-F.; Copp, J.; Hellinga, C.; Jeppsson, U.; Marsili-Libelli, S.; Pons, M.-N.; Spanjers, H. and Vanhooren, H.: Benchmark for evaluating control strategies in wastewater treatment plants. Proc. the ECC'99 Conference, Karlsruhe, Germany, 31 August - 3 September, 1999.
- [ATV A131] ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 131: „Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen“. Abwassertechnische Vereinigung, Hennef (2000).
- [Batstone et al. 2002] Batstone, D.J.; Keler, J.; Angelidaki, I.; Kalyuzhnyi, S.V.; Pavlovstathis, S.G.; Rozzi, A.; Sanders, W.T.M.; Siegrist, H.; Vavilin, V.A.: Anaerobic Digestion Model No. 1, IWA Task Group on Mathematical Modelling of Anaerobic Digestion Processes, IWA Scientific and Technical Report No. 13, 2002.
- [Bornemann et al. 1998] Bornemann C., Londong J., Freund M., Nowak O., Otterpohl R. and Rolfs T. (1998): Hinweise zur dynamischen Simulation von Belebungsanlagen mit dem Be-lebtschlammmodell Nr. 1 der IAWQ. KA 45(3), 455-462.
- [HSG 1989] Böhnke, B. (1989): Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung. Korrespondenz Abwasser KA, 9/89, 1046-1061.
- [Characklis et al. 1989] Characklis, W.G.; Bouwer, E.; Gujer, W.; Hermanowicz, S.; Wanner, O.; Watanabe, Y.; Wilderer, P.: Modelling of Biofilm Systems. Scientific and Technical Report, IAWPRC Task Group, 1989.
- [Copp 2002] Copp, J. (ed.): The COST simulation benchmark - Description and simulator manual. European Commission. Directorate-General for Research. COST Action 624. ISBN 9-789289-41658-0. Luxembourg, 2002.
- [Copp et al. 2003] Copp, J.B.; Jeppsson, U. and Rosen, C.: Towards an ASM1 – ADM1 state variable interface for plant-wide wastewater treatment modeling. Proc. WEFTEC 2003, Los Angeles, California, USA, Oct. 11-15, 2003.
- [Gerney et al. 2004] Gernaey K.V.; Rosen C.; Batstone, D.J. and Alex J.: Efficient modelling necessitates standards for model documentation and exchange. IWA 6th International Symposium on Systems Analysis and Integrated Assessment in Water Management, Beijing, China, 3-5 Nov. 2004. Submitted.

- [Henze et al. 2000] Henze M.; Gujer W.; Mino T. and van Loosdrecht M.: Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2D and ASM3. IWA Scientific and Technical Report No.9. IWA Publishing, London, UK, 2000.
- [HSG] Böhnke, B. : Bemessung der Stickstoffelimination in der Abwasserreinigung – Ergebnisse eines Erfahrungsaustausches der Hochschulen. KA 9/1989. 1046-1061
- [Hulsbeek et al. 2002] Hulsbeek J.J.W.; Kruit J.; Roeleveld P.J. and van Loosdrecht M.C.M.: A practical protocol for dynamic modelling of activated sludge systems. Water Sci. Tech. 45 (2002) (6), 127-136.
- [Jeppson et al. 2006] Jeppson, U., Rosen, C., Alex, J., Copp, J., Germaey, K. V., Pons, M.-N., Vanrolleghem, P. A. : Towards a benchmark simulation model for plant-wide control strategy performance evaluation of WWTPs, Water Science & Technology, Vol. 53 No. 1, pp 287–295 (2006)
- [Jeppson et al. 2004] Jeppson, U.; Rosen, C.; Alex, J.; Copp, J.; Germaey, K.V.; Pons, M.-N. and Vanrolleghem, P. (2004): Towards a benchmark simulation model for plant-wide control strategy performance evaluation of WWTPs. IWA 6th International Symposium on Systems Analysis and Integrated Assessment in Water Management, Beijing, China, 3-5 Nov. 2004.
- [Koch et al. 2000] G. Koch, M. Kühni, W. Gujer and H. Siegrist: Calibration and Validation of Activated Sludge Model 1046-no. 3 for Swiss Municipal Wastewater. Wat. Res. Vol. 34, No. 14, pp. 3580-3590, 2000
- [Langergraber et al. 2003] G. Langergraber; L. Rieger; S. Winkler; J. Alex; J. Wiese; C. Owerdieck; M. Ahnert; J. Simon and M. Maurer: Proposal of general guidelines for high quality simulation studies of wastewater treatment plants. 9th IWA Conference on LWWTPs, Prag, 2003.
- [Langergraber et al. 2007] G. Langergraber, J. Alex, N. Weissenbacher, D. Woerner, M. Ahnert, T. Frehmann, N. Halft, I. Hobus, M. Plattes, V. Spring, S. Winkler : Generation of diurnal variation for influent data for dynamic simulation, 10th IWA Conference LWWTP, Poster Proceedings 61-64 (2007)
- [LUA 1998] LUA-NRW (1998): Simulation kommunaler Kläranlagen – Hinweise zur Anwendung der dynamischen Simulation am Beispiel SIMBA®. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Essen, Germany.
- [Mark, Parkinson 2005] Mark, O.; Parkinson, J.: Urban Stormwater Management in Developing Countries. Publication Date: February 2005, ISBN: 1843390574, IWA Publishing, London, Chapter 8: Hydroinformatics and computer modelling, 2005.
- [Meijer et al. 2001] Meijer S.C.F., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (2001): Metabolic modelling of full-scale biological nitrogen and phosphorus removing WWTP's. Water Res. 35(11), 2711-2723.
- [Moshage et al. 2003] Moshage, U.; Dockhorn, T.; Alex, J.; Ogurek, M.; Niemann, K.: Gesamtheitliche Prozessführung zur Energieoptimierung von Abwasserreinigung und Schlammbehandlung durch Simulation, ATV-Bundestagung; Wolfsburg 2./3.10.2003 (2003).
- [Murnleitner et al. 1997] Murnleitner E., Kuba T., van Loosdrecht M.C.M. and Heijnen J.J. (1997): An integrated metabolic model for the aerobic and denitrifying biological phosphorus removal. Biotechnol. Bioeng. 54, 434-450.
- [Rieger et al. 2001] Rieger L., Koch G., Kühni M., Gujer W. and Siegrist H. (2001): The EAWAG Bio-P module for Activated Sludge Model No. 3. Water Res. 35(16), 3887-3903.

- [Roeleveld, van Loosdrecht 2002] Roeleveld P.J. and van Loosdrecht M.C.M. (2002): Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands. *Wat.Sci.Tech.* 45(6), 77-87.
- [SIMBA 2006] SIMBA 5.2. Handbuch. Institut für Automation und Kommunikation ifak Magdeburg e. V., Barleben (2006).
- [Spering et al. 2008] Spering, V.; Alex, J.; Langergraber, G.; Hobus, I.; Wichern, M.; Ahnert, M.; Weissenbacher, N.; Winkler, S, Yücesoy, E.: (2008) Using dynamic simulation for design of activated sludge plants, SIDISA - International Symposium on Sanitary and Environmental Engineering, Florence, Italien, 24.-27.6.2008 .
- [Takacs et al. 1991] Takács I., Patry G.G. and Nolasco D. (1991): A dynamic model of the thicken-ing/clarification process. *Water Res.* 25(10), 1263-1271.
- [Volcke et al. 2006] Volcke E.I.P., van Loosdrecht M.C.M. and Vanrolleghem P.A. (2006). Continuity-based model interfacing for plant-wide simulation: a general approach. *Wat. Res.*, in press.
- [WERF 1999] WERF Report 99-WWF-3: Methods for Wastewater Characterization in Activated Sludge Modeling. WERF (www.werf.org)
- [Zaher et al. 2007] U. Zaher, P. Grau, L. Benedetti, E. Ayesa, P.A. Vanrolleghem: Transformers for interfacing anaerobic digestion models to pre- and post-treatment processes in a plant-wide modelling context. *Environmental Modelling & Software* 22 (2007) 40-58

9 Anhang

9.1 Parameter ASM3

	Koch et. al.	HSGsim
iNSI, N content of inert soluble COD SI, [g N/ g COD]	0.01	0.01
iNSS, N content of readily biodegradable substrate [g N/g COD]	0.03	0.03
iNXI, N content of inert particulate COD XI [g N/g COD]	0.04	0.045
iNXS, N content of slowly biodegradable substrate [g N/g COD]	0.03	0.03
iNBM, N content of biomass, XH, XA [g N/g COD]	0.07	0.08
iTSSXI, TSS to COD ratio for XI [g TSS/g COD]	0.75	0.75
iTSSXS, TSS to COD ratio for XS [g TSS/g COD]	0.75	0.75
iTSSSTO, TSS to COD ratio for STO [g TSS/g COD]	0.6	0.6
iTSSBM, TSS to COD ratio for biomass XH, XA [gTSS/g COD]	0.9	0.9
fSI, Production of SI in hydrolysis [g COD/g COD]	0	0
YH_aer, Yield coefficient for heterotrophs in aerobic growth [g COD/g COD]	0.8	0.8
YH_anox , Yield coefficient for heterotrophs in anoxic growth [g COD/g COD]	0.65	0.7
YSTO_aer, Yield coefficient for STO in aerobic growth [g COD/g COD]	0.8	0.8375
YSTO_anox, Yield coefficient for STO in anoxic growth [g COD/g COD]	0.7	0.803
fXI, Fraction of inert COD generated in biomass lysis [g COD/g COD]	0.2	0.2
YA, Yield coefficient for autotrophs [g COD/g COD]	0.24	0.24
Kh, Hydrolysis rate constant [1/d]	$9 e^{-0.04*(20-T)}$	$9 e^{-0.04*(20-T)}$
KX, Saturation/inhibition coefficient for particulate COD [g XS/g XH]	1.0	1.0
k_sto, Maximum storage rate [1/d]	$12 e^{-0.07*(20-T)}$	$12 e^{-0.07*(20-T)}$
muH, Maximum growth rate on substrat [gXS/(g XH*d)]	$3 e^{-0.07*(20-T)}$	$3 e^{-0.07*(20-T)}$
etaHNO3 , Reduction factor for denitrification	0.5	0.5
bH, Rate constant for lysis and decay [1/d]	$0.3 e^{-0.07(20-T)}$	$0.33 e^{-0.07(20-T)}$
etaHend, Reduction factor for bH under anoxic conditions	0.33/0.5	0.5
KHO2, Saturation/inhibition coefficient for oxygen, het. growth [g O2/m ³]	0.2	0.2
KHSS, Saturation/inhibition coefficient for readily biodegradable substrates [g COD/m ³]	10	10
KHNO3, Saturation/inhibition coefficient for nitrate [g N/m ³]	0.5	0.5

KH _{NH4} , Saturation/inhibition coefficient for ammonium (nutrient) [g N/m ³]	0.01	0.01
KH _{ALK} , Saturation coefficient for alkalinity (HCO ₃ ⁻) [mole HCO ₃ ⁻ /m ³]	0.1	0.1
KH _{STO} , Saturation coefficient for storage product [g COD/m ³]	0.1	0.1
μ _{AUT} , Maximum growth rate of X _{AUT} [1/d]	$1.3 e^{-0.105*(20-T)}$	$1.3 e^{-0.105*(20-T)}$
μ _{AUT} , Maximum growth rate of X _{AUT} [1/d] pe		$1.12 e^{-0.105*(20-T)}$
b _{AUT} , Decay rate of X _{AUT} [1/d]	$0.2 e^{-0.105*(20-T)}$	$0.18 e^{-0.105*(20-T)}$
η _{Nend} , Reduction factor for b _{AUT} under anoxic conditions	0.5	0.5
K _{NO2} , Saturation coefficient for oxygen, aut. growth [g O ₂ /m ³]	0.5	0.5
K _{NNH4} , Saturation coefficient for ammonium (substrate), aut. growth [g N/m ³]	1.0	0.7
K _{NALK} , Saturation coefficient for alkalinity (HCO ₃ ⁻), aut. growth [mole HCO ₃ ⁻ /m ³]	0.5	0.5
S _{Osat} , DO saturation concentration [g DO/m ³]		$13.89 - T*0.3825 + T^2*0.007311 - T^3*0.00006588$
f _{Ts} , Temperature term for k _{la} [grd C]		1.024^{T-20}

9.2 Blöcke der Modellbibliothek

9.2.1 Block für Trockenwetter-Tagesgänge – DryWeather

Der Trockenwetter-Tagesgang-Block generiert aus wenigen Vorgaben einen synthetischen Tagesgang nach einem Ansatz, der im Rahmen der Hochschulgruppe Simulation entwickelt ([Langergraber et al. 2007]) wurde. Der Modellierungsansatz basiert auf:

- Nutzung deterministischer Erzeugungsmechanismen,
- Vermeidung „un-natürlicher“ Situationen (z.B. unplausible N/CSB-Verhältnisse),
- Mischung unterschiedlicher Abwasserströme mit jeweils konstanter Zusammensetzung und periodischem Volumenstrom,
- Beschreibung nur der Summenparameter CSB, TKN und P.

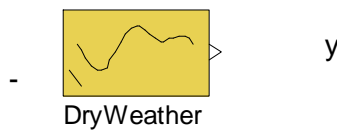


Abbildung 22: Trockenwetter-Tagesgang-Block

Durch einen Doppelklick auf den Block öffnet sich der Parametrierungsdialog (Abbildung 23).

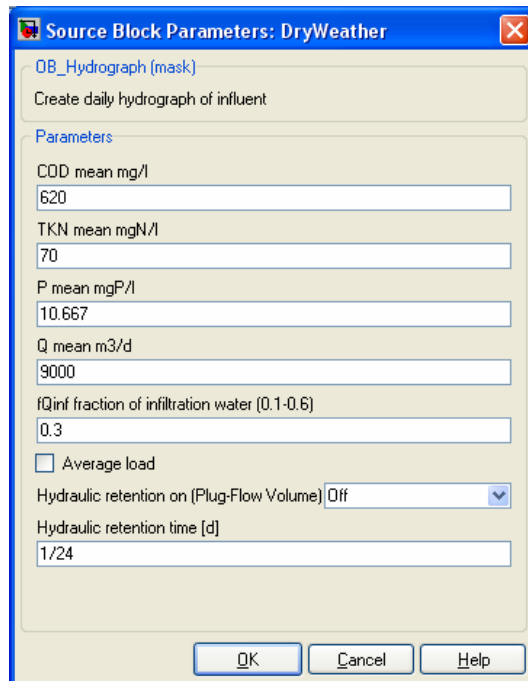


Abbildung 23: Parameter des Blocks DryWeather

Die Parameter des Blocks haben dabei die in Tabelle 8 beschriebene Funktion.

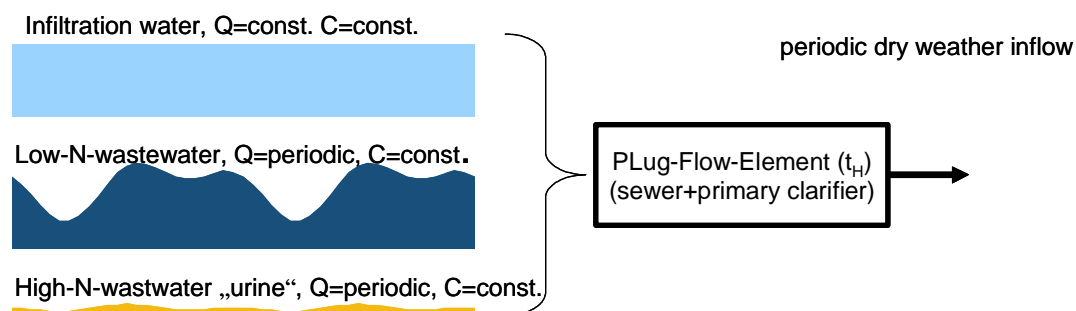
Tabelle 8: Parameter Block DryWeather

COD mean	mittlere CSB-Konzentration im Zulauf (berechnet über die mittlere Fracht)	mg CSB/l
TKN mean	mittlere TKN-Konzentration im Zulauf (berechnet über die mittlere Fracht)	mg N/l
P mean	mittlere P-Konzentration im Zulauf (berechnet über die mittlere Fracht)	mg P/l
Q mean	mittlerer Trockenwetterzulauf	m ³ /d
fQinf	relativer Fremdwasseranteil (0.1-0.6)	-
Average load	Auswahl zur Umschaltung zwischen konstantem Zulauf oder dynamischen Zulauf	
Hydraulic retention	Auswahl zur Aktivierung eines Pfropfenströmungs-Elementes zur Abbildung von Verdrängungseffekten in Druckrohrleitungen, nicht explizit modellierten Vorklärbecken etc. mit den Optionen <ul style="list-style-type: none"> • aus (off): keine Pfropfenströmungs-Elemente • an manuell (on manual): Pfropfenströmungs-Elemente mit manuell vorgegebener Aufenthaltszeit (Siehe letzter Parameter) • an automatisch (on automatic): Pfropfenströmungs-Elemente mit automatisch vorgegebener Aufenthaltszeit 	
Hydraulic retention time	Aufenthaltszeit für das Pfropfenströmungs-Elemente (nur für Option „an manuell“)	d

Für die Erzeugung des synthetischen Tagesganges wird angenommen, dass sich kommunales Abwasser aus vier Quellen zusammensetzt:

- Fremdwasser (CSB niedrig, TKN niedrig, P mittel, Q ca. 30%),
- Häusliches Schmutzwasser (ohne Urin) (CSB mittel, TKN mittel, P mittel, Q ca. 63%),
- N-haltiges Abwasser (Urin) (CSB mittel, TKN sehr hoch, P mittel, Q ca. 7%) und
- Regenwasser.

Jeder dieser Bestandteile wird vereinfachend als konstant zusammengesetzt betrachtet. Lediglich der Volumenstrom wird als veränderlich angenommen.

**Abbildung 24: Modell-Zusammensetzung Trockenwetterzufluss**

Mit der Analyse einer größeren Anzahl von Trockenwettertagesgängen (ca. 50) konnten Zusammenhänge zwischen Anlagengröße und Formfaktoren ermittelt werden. Mit den ermittelten Zusammenhängen lässt sich somit ein typischer Tagesgang als Funktion von mittleren CSB-, TKN- und P-Konzentrationen, mittlerem Zulauf und der Anlagengröße (EWG-Einwohnergleichwerte) erzeugen. Die ortsspezifische Vorgabe von Fremdwasseranteil und Volumen der Transportstrecke ist möglich.

Der Block ermittelt näherungsweise die angeschlossenen Einwohnerwerte und bestimmt hieraus die Formparameter für den synthetischen Tagesgang.

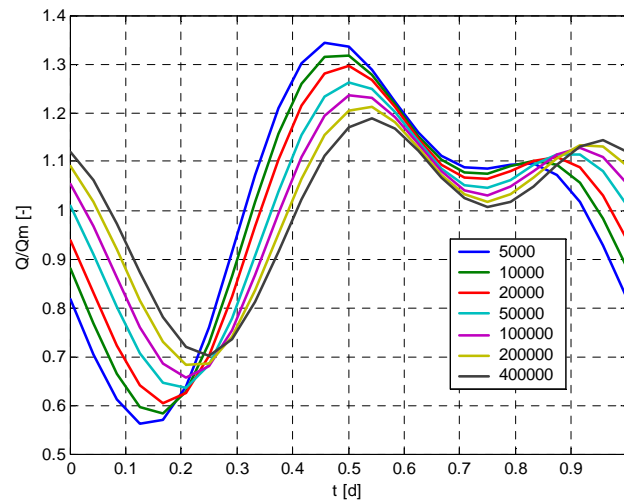
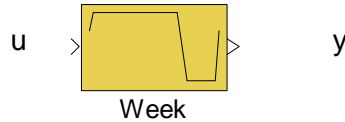


Abbildung 25: Typische Trockenwetterverläufe als Funktion der EWG

9.2.2 Block für Wochengänge – Week

Mit dem Block week lässt sich aus dem Tagesgang als Ausgangssignal des Blockes DryWeather ein Wochengang formen.



Durch einen Doppelklick auf den Block öffnet sich der Parametrierungsdialog (Abbildung 26).

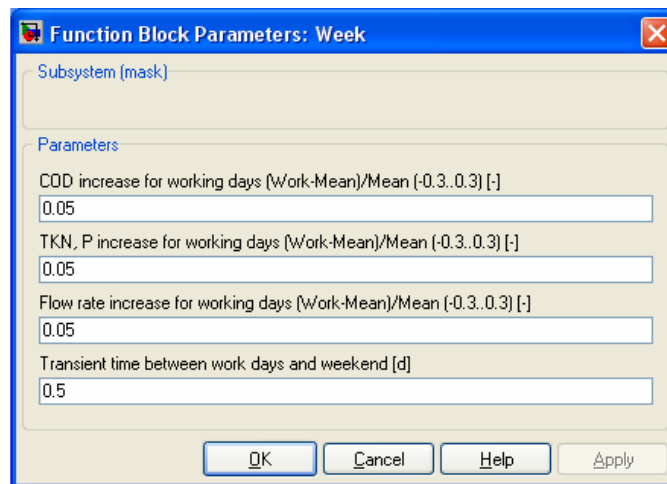


Abbildung 26: Parameter des Blocks Week

Die Parameter des Blocks haben dabei die in Tabelle 9 beschriebene Funktion.

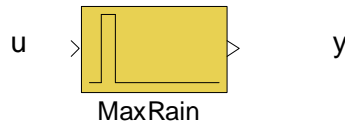
Tabelle 9: Parameter Block Week

COD increase for working days	relative CSB-Erhöhung an Wochentagen bezogen auf den mittleren CSB, positive und negative Werte sind möglich (-0.3-0.3)	-
TKN, P increase for working days	relative TKN- und P-Erhöhung an Wochentagen bezogen auf den mittleren TKN bzw. P, positive und negative Werte sind möglich (-0.3-0.3)	-
Flow rate increase for working days	relative Erhöhung des Zulaufes an Wochentagen, positive und negative Werte sind möglich (-0.3-0.3)	-
Transient time between work days and weekend	Übergangszeit zwischen Wochentagen und Wochenende	d

Die mittleren Frachten und Durchflüsse bleiben bei der Verformung durch diesen Block erhalten. Der Block ist sowohl geeignet, den Wochengang in normalen Lebens- und Arbeitsregionen zu beschreiben (höhere Frachten an Wochentagen), als auch den Wochengang in touristisch geprägten Standorten (höhere Frachten an Wochenenden) zu beschreiben.

9.2.3 Block für Maximalregen – MaxRain

Mit dem Block `MaxRain` lässt sich auf den Trockenwetterzulauf ein Regenereignis aufprägen. Der Regen wird dabei so erzeugt, dass die maximale Regenmenge über ein vorgegebenes Intervall erzeugt wird, die gerade so zu keinem Überlauf führt. Damit entspricht der Regen dem kritischsten Belastungsfall (maximale hydraulische Belastung und keine Frachtentlastung).



Durch einen Doppelklick auf den Block öffnet sich der Parametrierungsdialog (Abbildung 27).

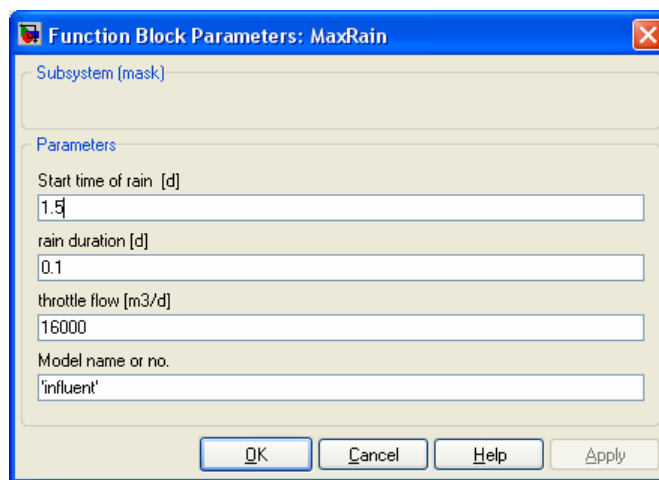


Abbildung 27: Parameter des Blocks `MaxRain`

Die Parameter des Blocks haben dabei die in Tabelle 10 beschriebene Funktion.

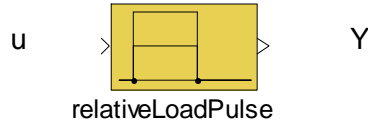
Tabelle 10: Parameter Block `MaxRain`

Start time of rain	Startzeitpunkt des Regens	d
rain duration	Regendauer	d
throttle flow	maximaler Drosselabfluss zur Kläranlage	m ³ /d
Model name	SIMBA-Modellname	-

Die mittleren Frachten und Durchflüsse bleiben bei der Verformung durch diesen Block erhalten.

9.2.4 Block für einer relativen Fracht-Puls – relativeLoadPulse

Mit dem Block `relativeLoadPulse` wird über eine vorgebbare Zeitspanne eine relative Erhöhung von Abwassermengen und Frachten erzeugt.



Durch einen Doppelklick auf den Block öffnet sich der Parametrierungsdialog (Abbildung 28).

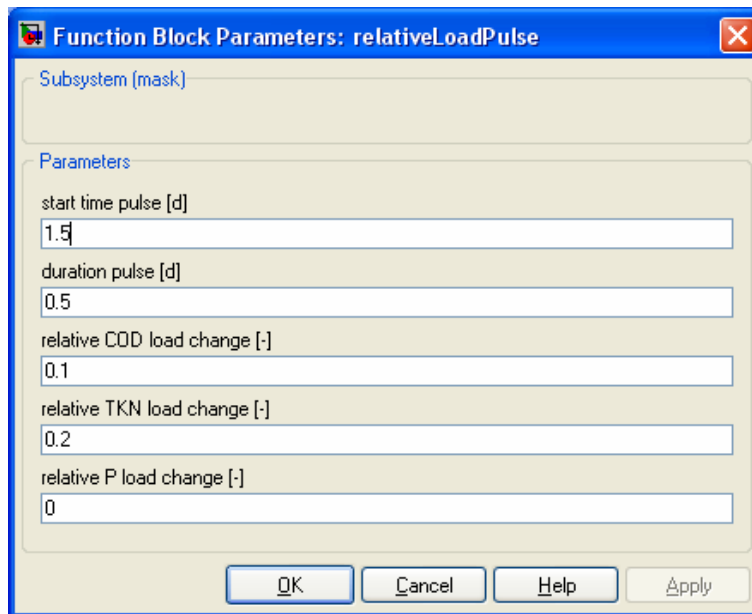


Abbildung 28: Parameter des Blocks `relativeLoadPulse`

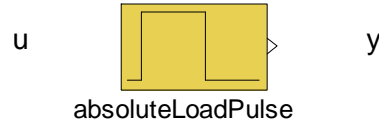
Die Parameter des Blocks haben dabei die in Tabelle 11 beschriebene Funktion.

Tabelle 11: Parameter Block `relativeLoadPulse`

Start time pulse	Startzeitpunkt des Regens	d
duration pulse	Regendauer	d
relative COD load change	relative Frachterhöhung CSB	-
relative TKN load change	relative Frachterhöhung TKN	-
relative P load change	relative Frachterhöhung P	-

9.2.5 Block für einer absoluten Fracht-Puls – absoluteLoadPulse

Der Block absoluteLoadPulse erzeugt über eine vorgebbare Zeitspanne eine absolute Erhöhung von Abwassermengen und Frachten.



Durch einen Doppelklick auf den Block öffnet sich der Parametrierungsdialog (Abbildung 29).

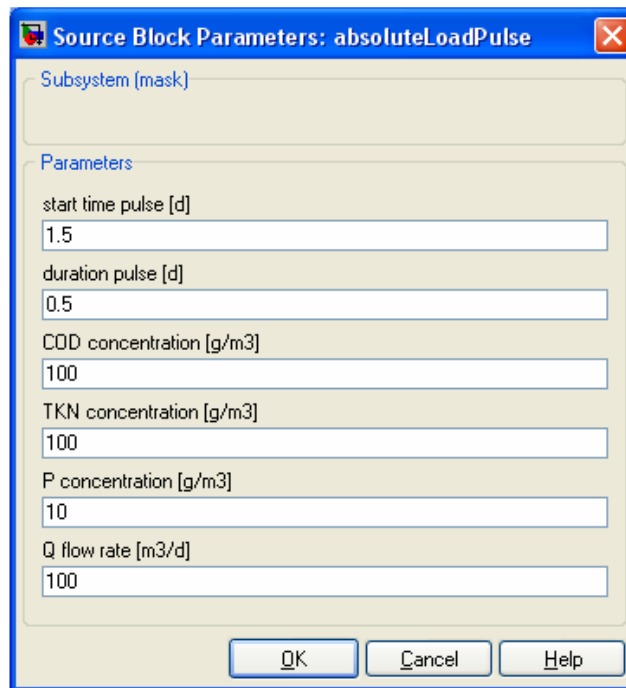


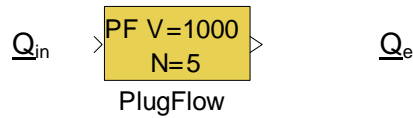
Abbildung 29: Parameter des Blocks absoluteLoadPulse

Die Parameter des Blocks haben dabei die in Tabelle 12 beschriebene Funktion.

Tabelle 12: Parameter Block absoluteLoadPulse

Start time pulse	Startzeitpunkt des Regens	d
duration pulse	Regendauer	d
COD concentration	CSB-Konzentration des zusätzlichen Abwasserstroms	mg COD/l
TKN concentration	TKN-Konzentration des zusätzlichen Abwasserstroms	mg N/l
P concentration	P-Konzentration des zusätzlichen Abwasserstroms	mg P/l
Q flow rate	Wassermenge des zusätzlichen Abwasserstroms	m ³ /d

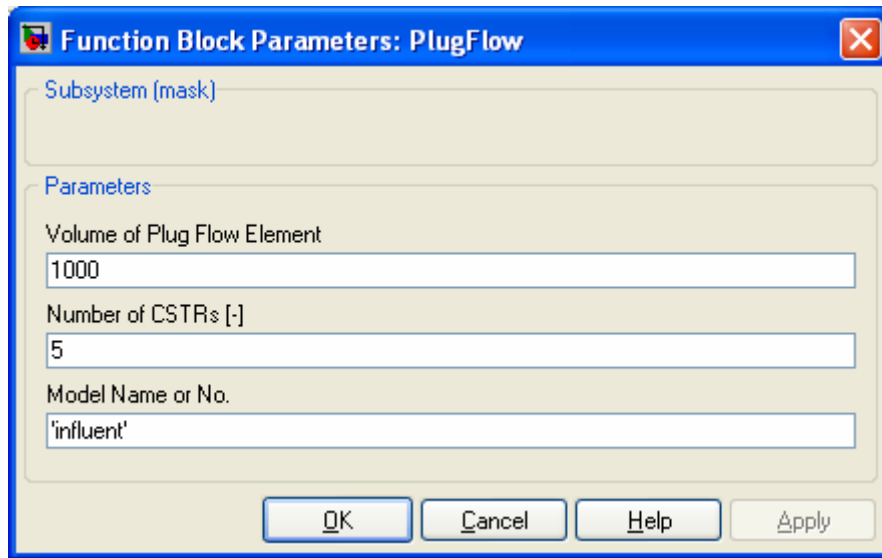
9.2.6 Block PlugFlow



Dieser Block simuliert näherungsweise das Transportverhalten eines Plug-Flow Reaktors. Damit kann das Verdrängungsverhalten von Vorklärbecken oder Druckrohrleitungen im Zulauf einer Kläranlage in Mischwassersituationen abgebildet werden.

Eingang	Q_{in}	Abwasser-/Schlamm-Zulauf
Ausgang	Q_e	Abwasser-/Schlamm-Ablauf

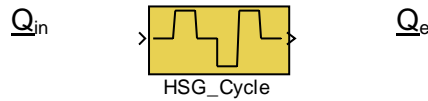
Parameter



Volume	Volumen des Reaktors [m3]
Number of CSTRs	Anzahl von Rührkesselreaktoren die als Kaskade geschaltet werden. Mit 5 Reaktoren kann bereits ein relativ gutes Plug-Flow Verhalten simuliert werden.
Model Name	SIMBA-Modellname

Es werden Reaktionen gerechnet.: Das Plugflow-Verhalten wird durch eine Beckenkaskade realisiert.

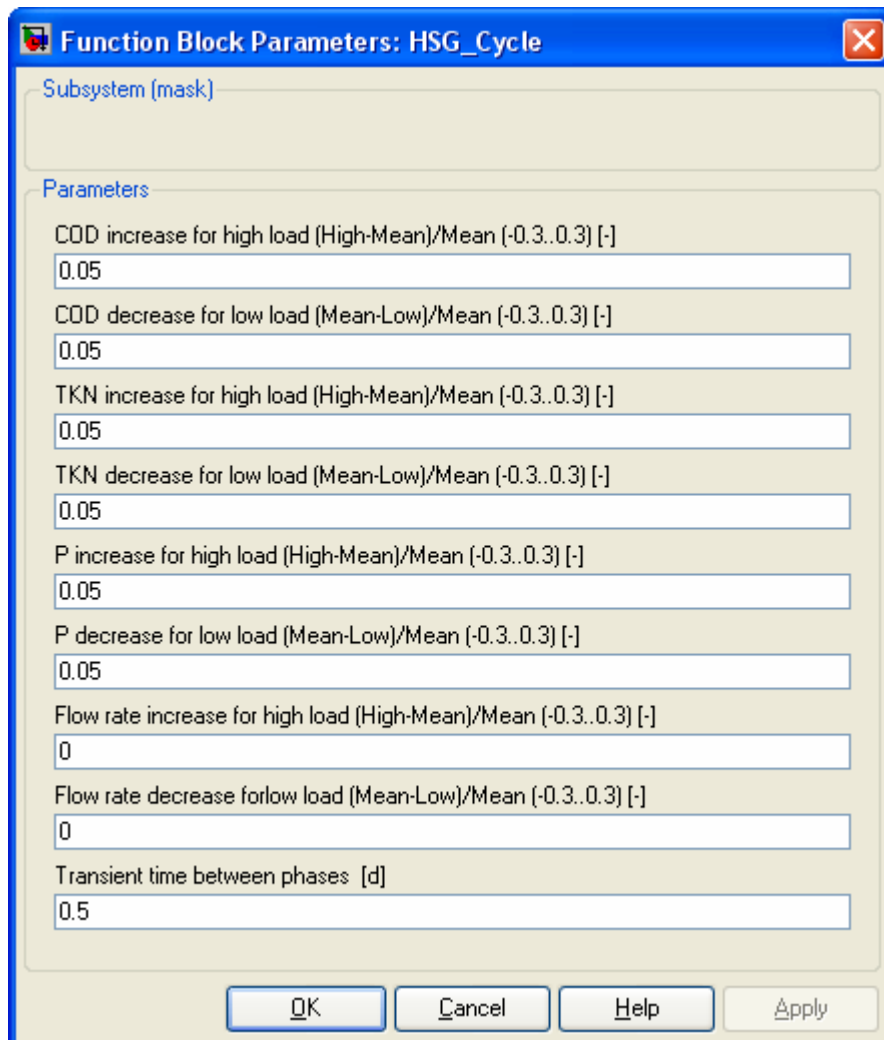
9.2.7 Block HSG_Cycle



Der Block HSG_Cycle implementiert einen Belastungsverlauf entsprechend der Vorgaben für den HSG Test-Zyklus Sommer bzw. Winter.

Eingang	Q_{in}	Abwasser-/Schlamm-Zulauf (z.B. Ablauf Tagesgang oder Week)
Ausgang	Q_e	Abwasser-/Schlamm-Ablauf

Parameter



COD increase...	Relative Frachterhöhung CSB bei Hochlast (Hochlast-Mittel)/Mittel (-0.3..0.3) [-]
COD decrease...	Relative Frachtabsenkung CSB bei Schachlast (Mittel-Schwachlast)/Mittel (-0.3..0.3) [-]
TKN increase...	Relative Frachterhöhung TKN bei Hochlast (Hochlast-

	Mittel)/Mittel (-0.3..0.3) [-]
TKN decrease...	Relative Frachtabenkung TKN bei Schachlast (Mittel-Schwachlast)/Mittel (-0.3..0.3) [-]
P increase...	Relative Frachterhöhung P bei Hochlast (Hochlast-Mittel)/Mittel (-0.3..0.3) [-]
P decrease...	Relative Frachtabenkung P bei Schachlast (Mittel-Schwachlast)/Mittel (-0.3..0.3) [-]
Flow rate increase	Relative Erhöhung des Volumenstroms bei Hochlast (Hochlast-Mittel)/Mittel (-0.3..0.3) [-]
Flow rate decrease	Relative Absenkung des Volumenstroms bei Schwachlast (Mittel-Schwachlast)/Mittel (-0.3..0.3) [-]
Transient time between phases	Übergangszeit zwischen den einzelnen Lastphasen

Der HSG_Cycle Block modifiziert den Trockenwettertagesgang, bzw. einen Trockenwetterwochengang zu einen 7 wöchigen Testzyklus.

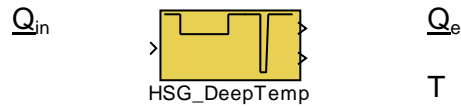
Winter-Testzyklus

Phase	Conditions	Purpose
1 Average load	Average load e.g. as defined in DWA A198, Winter temperature (eg. 12°C), 7 days,	Typical operational conditions (for design), Typical sludge production, typical oxygen demand
2 Maximum load	Maximum weakly load or 85% percentile loads as in DWA A198, 7 days	Critical aerobic sludge age for nitrification, Maximum sludge production, Design Ratio VDN/V for total AS volume, Extreme operational settings
3 Average load	7 days	Transient phase
4 Minimum load	Minimum weakly load or 15% percentile loads as in DWA A198, 7 days	Minimum oxygen demand Extreme operational settings
5 Maximum load	Maximum weakly load or 85% percentile loads as in DWA A198, 7 days	Fast load change, Adaption rate nitrification
6 Average load	7 days	Final phase, equal to start phase

Sommer-Testzyklus

Phase	Conditions	Purpose
1 Average load	Average load e.g. as defined in DWA A198, Summer temperature (eg. 20°C), 7 days,	Typical operational conditions (for design) Typical sludge production, typical oxygen demand
2 Maximum load	Maximum weakly load or 85% percentile loads as in DWA A198, 7 days	Maximum oxygen demand Extreme operational settings
3 Average load	7 days	Transient phase
4 Minimum load	Minimum weakly load or 15% percentile loads as in DWA A198, 7 days	Minimum for VD/V Extreme operational settings
5 Maximum load	Maximum weakly load or 85% percentile loads as in DWA A198, 7 days	Fast load change, Adaption rate nitrification
6 Average load	7 days	Final phase, equal to start phase

9.2.8 Block HSG_Deep_Temp



Der Block HSG_DeepTemp implementiert einen Belastungsverlauf entsprechend der Vorgaben für den HSG Tief-Temperatur Testzyklus.

Eingang	Q_{in}	Abwasser-/Schlamm-Zulauf
Ausgang	Q_e T	Abwasser-/Schlamm-Ablauf Temperaturvorgabe

Parameter

COD increase...	Relative Frachterhöhung CSB bei Hochlast (Hochlast-Mittel)/Mittel (-0.3..0.3) [-]
TKN increase...	Relative Frachterhöhung TKN bei Hochlast (Hochlast-Mittel)/Mittel (-0.3..0.3) [-]

P increase...	Relative Frachterhöhung P bei Hochlast (Hochlast-Mittel)/Mittel (-0.3..0.3) [-]
Flow rate increase	Relative Erhöhung des Volumenstroms bei Hochlast (Hochlast-Mittel)/Mittel (-0.3..0.3) [-]
Transient time between phases	Übergangszeit zwischen den einzelnen Lastphasen
Normal winter temperature	Normale Winter Temperatur, z.B. 12°C
Minimum winter temperature...	Minimale Wintertemperatur für die noch nitrifiziert werden muss, z.B. 10°C
Extrem low temperature	Extrem Temperatur für ein kurzzeitiges Ereignis (3d), das z.B. durch Schneeschmelze hervorgerufen werden kann

Der HSG_Cycle Block modifiziert den Trockenwettertagesgang bzw. einen Trockenwetterwochengang zu einen Tieftemperatur Testzyklus (56 d).

Tief-Temperatur-Testzyklus (engl.)

Phase	Conditions	Purpose
1 Average load	Average load e.g. as defined in DWA A198 Winter temperature (eg. 12°C), 7 days	Start up phase
2 Nitrification at low temperatures	Average load e.g. as defined in DWA A198 minimum temperature nitrification (eg. 10°C), 21 days, facultative tanks aerated	Save nitrification at very low temperatures Design of facultative tanks, flexibility
3 Maximum load	Maximum weakly load or 85% percentile loads as in DWA A198, Winter temperature (eg. 12°C), 7 days Operation for full N-elimination	Start-up / transient behaviour, prove of Nitrifikation and full N elimination after low temperature phase
4 Average load	7 days	Transient phase
5 Snow melt	Average load e.g. as defined in DWA A198 7 days, Winter temperature For 3 days, extreme temperatures (6°C),	Ability to keep nitrification potential
6 Average load	7 days	Final phase, equal to start phase