



**Dynamische Kläranlagensimulation
mit Freeware STOAT**

O. Sterger

Manuskript, Stand Mai 2022

Inhaltsverzeichnis

1.	Vorwort	7
1.1.	Was soll, was kann dynamische Kläranlagensimulation?	7
1.2.	STOATs wichtigste Leistungsmerkmale.....	8
1.3.	Wettbewerber von STOAT	9
1.4.	Adressaten und Ziel des Handbuchs	9
2.	Download STOAT Programm.....	11
3.	Zur Vorgehensweise bei der Kläranlagensimulation	12
3.1.	Arbeitsschritte	12
3.2.	Modellkalibrierung.....	13
3.3.	Noch zwei Hinweise bevor Sie loslegen.....	16
4.	Arbeitsebenen von STOAT.....	18
4.1.	Modellebene (» <i>Works level</i> «).....	18
4.1.1.	Modellentwurf / » <i>Processes toolbox</i> «.....	20
4.1.2.	Neue Bausteine unter STOAT 5.0.....	23
4.1.3.	Entwurf eines Modells	24
4.1.4.	Prozessmodelle.....	26
4.2.	Rechnerlaufebene (» <i>Run level</i> «)	28
4.2.1.	Anlegen und Durchführen des ersten Rechnerlaufs (Kaltstart)	29
4.2.2.	Anlegen und Durchführen weiterer Rechnerläufe	31
4.3.	Berichtsebene (» <i>Report level</i> «).....	38
4.3.1.	Zweidimensionale Zeitreihe der Ergebnisse	40
4.3.2.	Dreidimensionale Zeitreihe der Ergebnisse	41
4.3.3.	Sankey-Diagramm	42
4.3.4.	Massenbilanz	44
5.	Eingangsdaten	46
5.1.	Informationen zum Anlagendesign.....	46
5.2.	Informationen zum Anlagenbetrieb	47
5.3.	Kläranlagenzulauf	47
5.3.1.	Fraktionierung Kommunalabwasser.....	48

5.3.2.	Fraktionierung Industrieabwasser	51
6.	Bilanzen	54
6.1.	Volumenstrombilanz.....	54
6.2.	Feststoffbilanz.....	56
6.3.	CSB-/BSB-Bilanz	58
6.4.	Kohlenstoff-Bilanz	59
6.5.	Stickstoff-Bilanz	60
6.6.	Sauerstoffbilanz der Nitrifikation und Denitrifikation.....	62
7.	Belüftungskoeffizient K_{La}.....	64
7.1.	Berechnung der Gelöstsauerstoffkonzentration	65
7.2.	Standard Oxygen Transfer Rate (SOTR)	66
7.3.	α -Wert (Grenzflächenfaktor)	67
7.4.	β -Wert (Salzfaktor).....	67
7.5.	» <i>Min. K_{La}</i> «	68
7.6.	» <i>Max. K_{La}</i> «	68
7.7.	Sauerstoffsättigungskonzentration	69
7.8.	Sauerstoffdefizit	73
7.9.	Ermittlung von K_{La} aus Messwerten	73
7.10.	Belebungsanlagen mit Reinsauerstoff.....	76
8.	Hinweise und Erläuterungen zu ausgewählten STOAT Bausteinen	
	77	
8.1.	Influents	77
8.2.	Belüftungssteuerung mit STOAT-„Bordmitteln“	79
8.2.1.	» <i>Fixed K_{La}</i> «.....	81
8.2.2.	» <i>On-Off</i> «	81
8.2.3.	» <i>Proportional</i> «.....	81
8.2.4.	» <i>PI (Proportional Integral)</i> «	81
8.2.5.	» <i>Nitrate On-Off</i> «.....	82
8.2.6.	» <i>Staged</i> «.....	82
8.2.7.	» <i>Timed</i> «	82

8.3.	»PID Controller« zur Regelung der Dosierung einer C-Quelle.....	83
8.4.	PLC (Ladder Logic Controller)	89
8.5.	Fuzzy Logic Controller	94
8.6.	Overflow & Storm tank	103
8.7.	»Stream Modifier«.....	107
9.	„Stellschrauben“ im Betrieb einer Belebungsanlage	108
10.	„Bratfertige“ Standardmodelle	111
11.	Erste Schritte zur Nutzung der Standardmodelle.....	114
11.1.	Einstellung von Windows (alle Versionen)	114
11.2.	Zugeständnis an Windows Benutzerkontensteuerung	114
11.3.	Datenbankverbindung, Öffnen Modell und Rechnerlauf.....	115
11.4.	Ergebnisausgabe der Rechnerläufe.....	118
12.	STOAT Modelle zur Mischwasserentlastung.....	119
12.1.	#01 Drossel.....	119
12.2.	#02 Drossel + Stapeltank.....	121
12.2.1.	Run 1 (D 1.350 m ³ /h, S 5.000 m ³ , pump rate 0).....	122
12.2.2.	Run 2	122
12.3.	#03 Drossel + Stapeltank + PLC.....	123
12.4.	#04 Drossel + Stapeltank + Fuzzy Logic Controller	123
13.	STOAT Studie zur Mischwasserentlastung	124
13.1.	Works #01 Drossel.....	124
13.2.	Works #02 Drossel + Stapeltank.....	127
13.2.1.	Run 1 (D: 1.350 m ³ /h, S: 5.000 m ³ , 0 m ³ /h).....	127
13.2.2.	Run 2 (D: 0 m ³ /h, S: infinite volume, 1.350 m ³ /h)	128
13.3.	Works #03 Drossel + Stapeltank + PLC.....	129
13.3.1.	Run 1 (D: 1.350 m ³ /h, S: 10.000 m ³ , 0 m ³ /h, C: max 1.150 m ³ /h).....	129
13.3.2.	Run 2 (D: 1.350 m ³ /h, S: 15.000 m ³ , 0 m ³ /h, C: max 1.150 m ³ /h).....	132
13.4.	Works #04 Drossel + Stapeltank + Fuzzy Logic Controller	133
13.4.1.	Run 1 (D: 550 m ³ /h, S: 10.000 m ³ , 700 m ³ /h, F: Input Bypass flow, max. 800 m ³ /h).....	133

13.4.2.	Run 2 (D: 550 m ³ /h, S: 10.000 m ³ , 700 m ³ /h, F: Input tank volume, max 800 m ³ /h).....	138
13.5.	Works #05 Drossel + RÜB.....	141
14.	STOAT-Simulation von SBR-Anlagen	144
14.1.	Füll- und Entleerungszeiten	144
14.2.	Einstellung zur numerischen Verarbeitung.....	149
15.	Was man sonst noch über STOAT wissen sollte	151
15.1.	STOAT's Datenspeicherung	151
15.2.	Verändern von Modellen mit dem „Build“-Menü.....	153
15.3.	STOAT Patches	155
15.4.	Dialog.mdb.....	156
15.5.	Umgang mit der STOAT.INI	156
15.6.	Relative Verweise auf Influentdateien	158
15.7.	STOAT mit startbereiten Rechnerläufen	158
15.8.	Hinterlegen einer Modellbeschreibung.....	159
15.8.1.	Legend (Flowsheet Annotation)	160
15.8.2.	Notes - Works and Runs	161
15.9.	Benennung von Teilströmen	163
15.10.	Suchen von Teilströmen anhand des Namens	163
	Literaturverzeichnis	166
Anhang 1	Abkürzungsverzeichnis / Glossar.....	170
Anhang 2	Faustwerte normal verschmutztes häusliches Abwasser.....	172
	Vorspann.....	172
	Umrechnungsfaktoren nach HABERKERN et al., 2008	172
Anhang 3	Faustwerte Niederschlagswasser.....	177
Anhang 4	Stickstoffkompartimente unter STOAT	180
Anhang 5	Prozessmodelle für das Belebungsverfahren	181
	»Activated Sludge Model #1«	181
	«Activated Sludge Model #2»	182
	«Activated Sludge Model #2D».....	183

«Activated Sludge Model #3»	186
Anhang 6 Plausibilitäts- und Konsistenzprüfung von Daten	189
Konsistenzprüfung	189
Formale Prüfung der Parameter-Einheit-Relationen	189
Einhaltung von Wertebereichen in den jeweiligen Parametern	189
Plausibilitätsprüfungen	190
Innere Plausibilität von Konzentrations- und Frachtangaben	190
Plausibilitätsprüfungen zwischen Angaben zu Fracht, Konzentration und Abwasservolumenstrom.....	196
Plausibilitätsprüfungen im Hinblick auf den Bezugszeitraum.....	197

1. Vorwort

1.1. Was soll, was kann dynamische Kläranlagensimulation?

Bei der dynamischen Kläranlagensimulation werden die wichtigsten Transport- und Umwandlungsprozesse der Abwasserbehandlung abgebildet und Frachten und Konzentrationen aller maßgeblichen Stoffparameter (z.B. CSB, BSB, NH₄-N, org. N, NO_x-N, P) im gesamten Verfahrensablauf berechnet. Während Berechnungen auf der Grundlage von Mittel- oder Perzentilwerten (z.B. 85-Perzentil) wichtige Details ausblenden, fließen bei der dynamischen Kläranlagensimulation auch sämtliche Belastungsspitzen und andere Zustände in die Untersuchung ein, die sich störend auf die Abbauleistungen auswirken (z. B. Phasen mit ungünstigen Verhältnissen zwischen der Nährstoffzusammensetzung C, N und P). Diesem Vorteil steht allerdings der deutlich größere Aufwand einer dynamischen Simulation im Vergleich zur Berechnung mit statischen Größen gegenüber.

Haupteinsatzgebiet der dynamischen Kläranlagensimulation ist die Optimierung vorhandener Anlagen. Aber auch die Planung neuer Anlagen kann durch die dynamische Simulation wirksam unterstützt werden. Im ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 131 wird dazu u. a. auf die „...Überprüfung des Betriebsverhaltens von statisch bemessenen Belebungsanlagen“ verwiesen. „Dabei werden die Prozesskonfiguration und die Mess- und Regeltechnik variiert und Optimierungen erarbeitet.“ Vorteile werden auch darin gesehen, dass „...die Schlammverlagerung zwischen Belebungsbecken und Nachklärbecken dynamisch erfasst“ wird und damit die Aussagekraft der Berechnungen verbessert werden kann [ATV-DVWK-A 131].

Mit dem als Freeware verfügbaren Programmsystem STOAT wird dem Ingenieur und Verfahrenstechniker ein Werkzeug zur Hand gegeben, das den Aufwand für die dynamische Kläranlagensimulation in beherrschbaren Grenzen hält. Es läuft auf allen Windows-PCs. Folgende Aufgaben können damit gelöst oder zumindest maßgeblich unterstützt werden:

- Vorausberechnung der zu erwartenden Ablaufqualität End-Of-The-Pipe unter Berücksichtigung wechselnder Situationen im Zulauf des Klärwerks
- Ermitteln der Auswirkung von Abbauhemmungen für organisches Substrat oder Störungen der Nitrifikation durch einzelne Substanzen
- Untersuchungen zur Verfahrensweise bei Störungen oder Havarien (z.B. ob und wenn ja in welcher Menge hochbelastete Abwässer in das Klärwerk übernommen werden können)
- Minimierung der Betriebskosten bei sicherer Einhaltung der vorgegebenen Überwachungswerte

- De-Bottlenecking
- Untersuchungen zur Optimierung der Anlagen (z.B. Steuerstrategien im Zusammenhang mit Stapeltanks, Vorbehandlungsanlagen oder zur Energieeinsparung)
- Untersuchungen zur Verfahrensweise/Betriebsweise der Anlage, wenn bestimmte Anlagenteile vorübergehend außer Betrieb genommen werden müssen (z.B. für planmäßige Revisionen oder Instandsetzungsarbeiten);
- Untersuchungen zur Erweiterung der Kläranlage oder Änderungen von Verfahrensstufen
- Verbesserung der Energieeffizienz und der Verfahrenssicherheit der Anlage

Die oft gehörte Behauptung „Was nichts kostet, ist nichts wert“ wird mit STOAT – wie auch mit vielen anderen Open Source oder Freeware Programmen - ad absurdum geführt.

1.2. STOATs wichtigste Leistungsmerkmale

STOAT bietet eine große Palette von Bausteinen, so dass alle marktgängigen Abwasserbehandlungsverfahren wie z. B.

- Vorgeschaltete Denitrifikation
- Kaskadendenitrifikation
- Simultane Denitrifikation
- Alternierende Denitrifikation
- Intermittierende Denitrifikation
- Nachgeschaltete Denitrifikation
- SBR-Anlage (Sequencing Batch Reactor)
- Tropfkörper
- Biofilter

abgebildet werden können. Auch zahlreiche, dem eigentlichen Klärwerk vor- oder nachgelagerte Prozesse können mit STOAT simuliert werden. Hier sind beispielsweise Regenüberlaufbecken, Ausgleichsbecken, Abwasserfiltration, Abwasserdesinfektion und die Schlammbehandlung zu erwähnen.

Bei der Untersuchung von Varianten zur Ertüchtigung vorhandener Anlagen haben sich die in STOAT verfügbaren Bausteine zur Steuerung und Regelung besonders bewährt. Hierbei handelt es sich u. a. um den klassischen PID-Regler, die speicherprogrammierbare Steuerung (PLC) und einen Fuzzy-Logic-Controller.

Die Palette der Modellbausteine wird ständig auf dem Laufenden gehalten. Sofern vorhandene Bausteine modifiziert werden müssen oder zusätzliche Bausteine benötigt werden, bietet WRc jederzeit entsprechende Hilfe an.

1.3. Wettbewerber von STOAT

Zur dynamischen Kläranlagensimulation sind auf dem internationalen Markt zahlreiche Softwarelösungen verfügbar. Darunter die meisten kostenpflichtig, wie z.B. BioWin™¹, EFOR™², GPS-X™³, Matlab/Simulink™⁴, SIMBA®⁵, ASIM⁶, WEST⁷ oder DENIKA, aber auch kostenlose wie z. B. City Drain⁸ oder eben STOAT™⁹.

In einem groß angelegten Softwarebenchmark im Rahmen der COST-Projekte der EU wurden u. a. BioWin™, EFOR™, GPS-X™, Matlab/Simulink™, Simba®, STOAT™ und WEST® miteinander verglichen. Alle Kandidaten mussten eine vorgegebene Anlage unter einer bestimmten Betriebssituation simulieren. Die Ergebnisse aller Programme waren praktisch identisch (COPP, 2000¹⁰). Das verwundert nicht, denn die o. g. Softwarelösungen beruhen auf gleichen mathematischen Modellen

- Activated Sludge Model (ASM) 1, ASM 2D und ASM 3 zur Abbildung des Belebungsverfahrens

und - soweit implementiert

- Anaerobic Digestion Model (ADM) 1 zur Abbildung der Faulung/anaeroben Behandlung.

1.4. Adressaten und Ziel des Handbuchs

Mein Handbuch richtet sich an alle, die mit STOAT möglichst schnell Resultate erzielen wollen. Zwar schließt auch die STOAT-Installationsroutine Handbücher (Englisch) ein, diese sind aber leider nicht mehr auf dem neuesten Stand. WRc sieht sich derzeit außerstande, ein Upgrade der Handbücher zu stemmen. Der Aufwand hierfür wäre groß, denn mit etwas Facelifting und einigen Ergänzungen ist es nicht getan. Abgesehen von den zahlreichen neuen STOAT-Bausteinen haben nämlich auch vie-

¹ <http://envirosim.com/products/biowin>

² <http://www.mpassociates.gr/software/environment/efor.html>

³ <http://www.hydromantis.com/GPS-X.html>

⁴ <http://www.mathworks.de/>

⁵ <https://simba.ifak.eu/content/simba-sharp-water>

⁶ <http://www.asim.eawag.ch/>

⁷ <http://www.mikepoweredbydhi.com/products/west>

⁸ <http://www.hydro-it.com/extern/IUT/citydrain/>

⁹ <http://www.wrcplc.co.uk/stoat.aspx>

¹⁰ http://apps.ensic.inpl-nancy.fr/benchmarkWWTP/Pdf/Simulator_manual.pdf

le alte Bits neue Funktionen und Einstellungsmöglichkeiten erhalten. Hinzu kommt, dass inzwischen mit Bausteinen wie Parameter Setter, Programmable Logic Controller und Fuzzy-Logic-Controller völlig neue Möglichkeiten der Steuerung der Modelle geschaffen wurden, die sich kaum im Stile der bisherigen Handbücher beschreiben lassen.

Deshalb weicht mein Handbuch vom klassischen Konzept ab. Es zielt nicht darauf ab, eine erschöpfende Beschreibung aller STOAT-Bausteine zu liefern. Vielmehr geht es darum, das Zusammenwirken der wichtigsten STOAT-Bausteine anhand von Modellen aus der Praxis zu erläutern. Ermöglicht wird dies durch die beigefügten sofort einsetzbaren („bratfertigen“) Modelle der wichtigsten Typen von Kläranlagen in Deutschland, deren Aufbau und Funktion in den maßgeblichen Punkten ausführlich beschrieben werden. Auf Modellfunktionen oder Zusammenhänge, die selbsterklärend sind oder als bekannt vorausgesetzt werden können, wird nur sehr kurz oder gar nicht eingegangen. Anstelle dessen werden jene Punkte ausführlicher beleuchtet, die bei der praktischen Anwendung der dynamischen Kläranlagensimulation mit dem Programmsystem STOAT Stolpersteine darstellen und/oder in den mitgelieferten Handbüchern zu kurz kommen. Dazu zählen u. a.

- Generieren der Influent-Dateien (einschließlich CSB- und Stickstoff-Fraktionierung)
- Volumenstrom-, Konzentrations- und Frachtausgleich durch Stapeltanks und Regenüberlaufbecken
- Aerobe, anoxische und anaerobe Stufen in Belebungsanlagen
- Anwendung der STOAT Bausteine zur Steuerung und Regelung

2. Download STOAT Programm

Das Programmpaket STOAT (**S**ewage **T**reatment **O**peration and **A**nalysis over **T**ime) wurde von Water Research centre plc, Swindon/Großbritannien entwickelt und hat sich weltweit zur dynamischen Simulation von Kläranlagen bewährt. 2010 hat WRc entschieden, zukünftig auf die bis dahin üblichen Lizenzgebühren von 10.000 £ zu verzichten und das komplette Programmpaket als Freeware zur Verfügung zu stellen. Dieser Schritt wird von allen STOAT-Anwendern begrüßt und hat dazu geführt, dass die ohnehin zahlreiche Nutzergemeinde weiter wächst.

Zum kostenlosen Download von STOAT gelangt man nach freiwilliger Registrierung unter

<http://sites.wrcplc.co.uk/freeware/STOAT/downloadform.aspx>

Nach Registrierung erhält man von WRc einen Freischaltcode zum Download der Software per E-Mail zugesandt.

Unter <https://www.wrcplc.co.uk/ps-stoat> sind Erläuterungen zum Download des STOAT-Programmpakets sowie der o.g. Link zum Registrierungsformular zu finden.

Die Installation von STOAT folgt dem Prozedere üblicher Anwendungsprogramme und ist völlig unproblematisch.

3. Zur Vorgehensweise bei der Kläranlagensimulation

3.1. Arbeitsschritte

Die grundsätzliche Vorgehensweise bei der Kläranlagensimulation lässt sich in die folgenden Schritte unterteilen:

1. Am Anfang steht die Sammlung, Sichtung und erste Aufarbeitung der Eingangsinformationen. Die Gewinnung und Verarbeitung von Informationen über den Betrieb des zu simulierenden Klärwerks ist aber keine einmalige Aktion zu Beginn der Arbeiten, sondern begleitet auch alle weiteren Schritte. Im Zuge der Arbeiten tauchen i. d. R. immer Fragen auf, die anfangs einfach noch nicht absehbar waren.
2. Auf der Grundlage der verfügbaren Informationen wird ein Modell der Anlage mit allen relevanten Behandlungsstufen, deren Verschaltung und Bemessung (z.B. Reaktorgeometrie) erstellt. Dabei steht immer auch die Abgrenzung des Modells im Fokus. Das in diesem Arbeitsschritt erstellte Modell wird dennoch nur in den seltensten Fällen mit dem endgültigen Design des Modells übereinstimmen: Unzulänglichkeiten oder Fehler des Modells werden meist erst nach den Rechnerläufen sichtbar und können deshalb erst im Zuge der weiteren Arbeiten beseitigt werden.
3. Als nächster Schritt werden die Rechnerläufe vorbereitet. Dieser Schritt ist üblicherweise mit dem größten Arbeitsaufwand verbunden, weil aus den Messwerten der Abwassereigenkontrolle und den Aufzeichnungen der Prozessleitsysteme/SPS bzw. Online-Messgeräte die Input Dateien für das Modell zu generieren sowie die erforderlichen Einstellungen zur Abbildung der Fahrweise der Anlage zu bestimmen sind (z.B. Leistung der Belüftungsaggregate, Rücklaufschlammmenge und Überschussschlammmentnahme). Bei den Influent Dateien ist der erforderlichen Aufteilung des CSB und des Gesamtstickstoffs im Abwasserzulauf auf die verschiedenen Fraktionen entsprechend den Anforderungen der jeweils gewählten Modelle besonderes Augenmerk zu widmen.
4. Nun können die Rechnerläufe durchgeführt werden, die den Betrieb der Anlage nachvollziehen. Sofern die bei der Simulation errechnete Ablaufbeschaffenheit über die Zeit zu stark von den Messergebnissen im Ablauf der Kläranlage abweicht, muss das Modell kalibriert werden. Dazu werden bestimmte standardmäßige Voreinstellungen verändert, um diese an die Verhältnisse der simulierten Anlage anzupassen (siehe Abschnitt 3.2.).

5. Der letzte Schritt besteht darin, Rechnerläufe mit dem kalibrierten Modell zu fahren, wobei die Einstellungen der Inputdateien und/oder der Betriebsweise des Modells entsprechend den jeweils zu untersuchenden Szenarien angepasst (d.h. "manipuliert") werden (z.B. Einstellung eines "worst case").

Diese Schritte sind nachfolgend in einer „Tortengrafik“ mit den jeweiligen Anteilen am zeitlichen Gesamtaufwand einer dynamischen Simulation nach den Erfahrungen des Autors dargestellt.

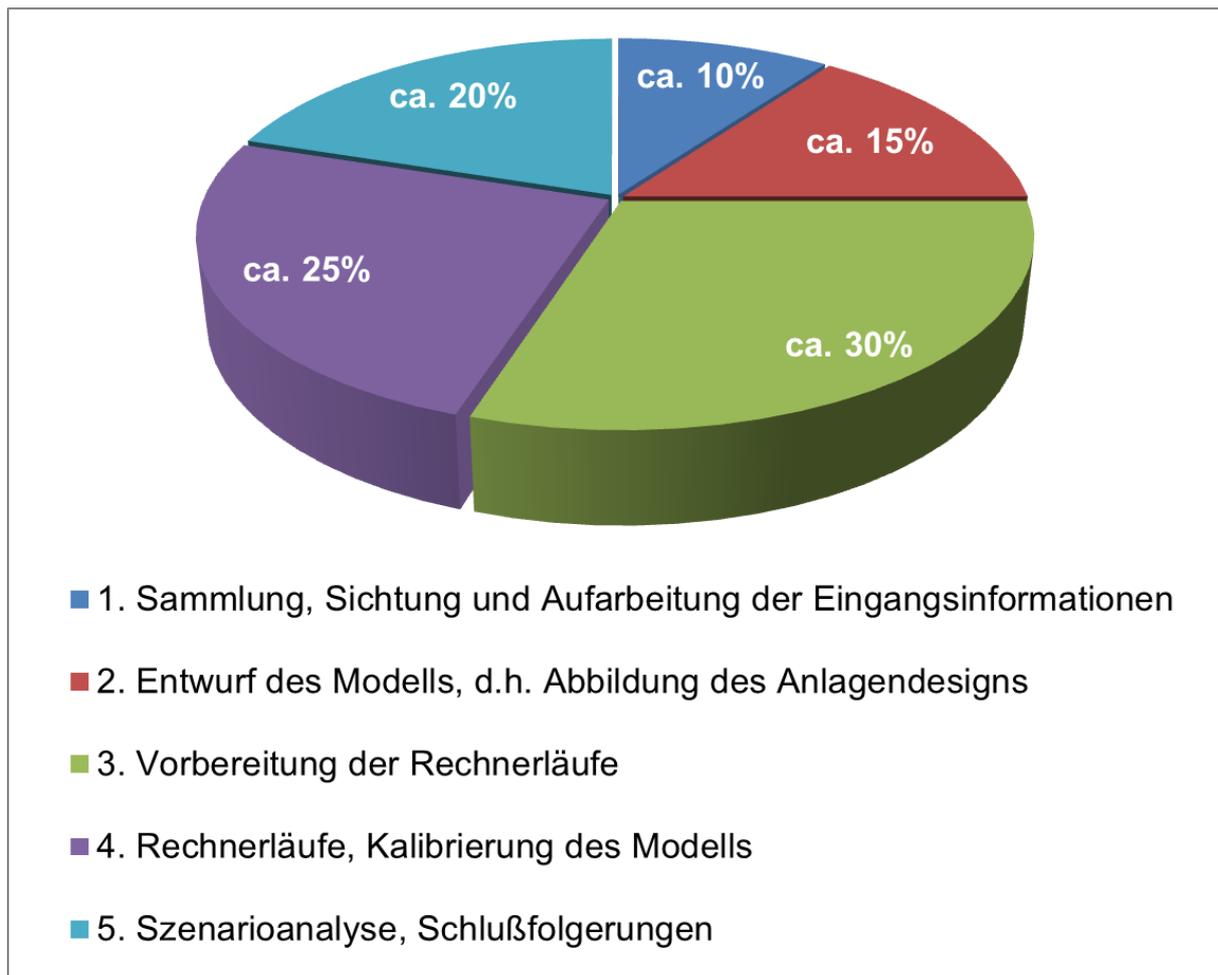


Abb. 1: Arbeitsschritte der dynamischen Kläranlagensimulation und anteiliger Zeitaufwand

3.2. Modellkalibrierung

Bis ein gut kalibriertes Modell einer Kläranlage vorliegt, ist ständig zu "feilen" an

- Modelldesign
- Inputdateien für die "Zuflüsse" zum Modell
- Inputdateien zur Abbildung des Anlagenbetriebs (z.B. Zeitreihen der Rücklaufschlammförderung und Überschussschlammmentnahme)
- Einstellungen zur Kalibrierung der Modellbausteine

Neben der Fraktionierung von CSB, N- und Phosphorverbindungen ist die Modellkalibrierung jener Teil der Arbeiten bei der dynamischen Kläranlagensimulation, wo besonders viele Fehlerquellen „lauern“. Dies ergibt sich allein schon durch die schier unendlich vielen Einstellmöglichkeiten der Modelle.

Veränderungen der Modellkalibrierungen können nur auf dem »*Run level*« vorgenommen werden (siehe Abschnitt 4.2.). Inhalt und Umfang der möglichen Veränderungen von Koeffizienten, Wachstumsgeschwindigkeiten, stöchiometrischen Verhältnissen etc. hängen ab von der Auswahl des Modells auf der Works-Ebene. Mit 46 Wachstumsraten bzw. Koeffizienten bietet das »*Activated Sludge Model #3*« besonders viele „Stellschrauben“. Das ist aber in der Praxis eher Fluch als Segen. Deshalb an dieser Stelle der Hinweis auf die „eherne Regel“ der Kalibrierung:

Verändern Sie Wachstumsraten und/oder Koeffizienten der «Activated Sludge Modelle» erst, wenn Sie sicher sind, dass Abweichungen zwischen Modellvorhersage und Messwerten nicht auf fehlerhafte oder unvollständige Inputs zurückzuführen sind.

Belassen Sie die Einstellungen im Zweifelsfalle bei den Standardwerten!

Letzteres gilt insbesondere, solange Sie nicht hinreichend genau über die Auswirkungen einer Veränderung Bescheid wissen. Mit der Methode “Versuch und Irrtum” ist nichts zu gewinnen, sondern nur Zeit zu verlieren!

In aller Regel erfordert eine Kalibrierung mehrere Schritte. Hinsichtlich der parameterbezogenen Rang- und Reihenfolge der Arbeiten bei der Kalibrierung wird folgendes empfohlen:

1. Kalibrierung der Abwasservolumenströme (»*Flow*«)
2. Kalibrierung der Feststoffe (»*Suspended solids*«)
3. Kalibrierung der CSB-Fraktionen (»*COD*«, »*BOD*«)
4. Kalibrierung der Stickstofffraktionen (»*Ammonia*«, »*Nitrates*«)
5. Kalibrierung der Phosphorfraktionen (»*Phosphates*«)

Auch wenn es vielleicht abschreckt: Erst nachdem das Modell hinsichtlich der Abwasservolumenströme vernünftig kalibriert ist, kann mit der Kalibrierung der Feststoffe begonnen werden. Mit der Kalibrierung des CSB lohnt es erst dann zu beginnen, wenn die Simulationsergebnisse sowohl beim Abwasservolumenstrom als auch bei den Feststoffen hinreichend gut mit den Messwerten übereinstimmen usw. – ansonsten besteht die Gefahr, dass mehrmals ganz von vorn angefangen werden muss!

Zur Kontrolle, ob das Modell hinreichend korrekt simuliert, sind zu den oben genannten Parametern Bilanzen auf der Grundlage von Mittelwerten hilfreich. STOAT erlaubt für sämtliche Teilströme die Ausgabe von Stofffrachten, die unmittelbar zum Vergleich herangezogen werden können. Am schnellsten kommt man voran, indem man sich die komplette Massenbilanz (»*Mass balance*«) des jeweiligen Rechnerlaufs ausgeben lässt (siehe Abschnitt 4.3.4.) und mit den Aufzeichnungen aus dem Betrieb vergleicht.

STOAT bietet mit dem Tool »*Process reports*« → »*Calibration*« eine Möglichkeit, sämtliche veränderten Werte im Vergleich zu den Standardwerten zu kontrollieren. Die Übersicht aller Kalibrierungseinstellungen ist zugänglich sowohl auf dem »*Run level*« (siehe Abschnitt 4.2.) als auch dem »*Result level*« (siehe Abschnitt 4.3.). Die folgende Abbildung zeigt den Aufruf dieses Menüs, die Abbildung danach ist ein Beispiel der Antwort von STOAT.

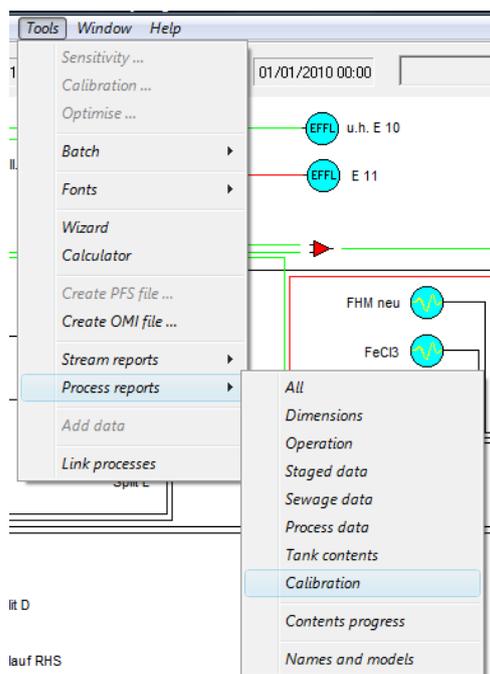


Abb. 2: Abfrage der Kalibrierungseinstellungen

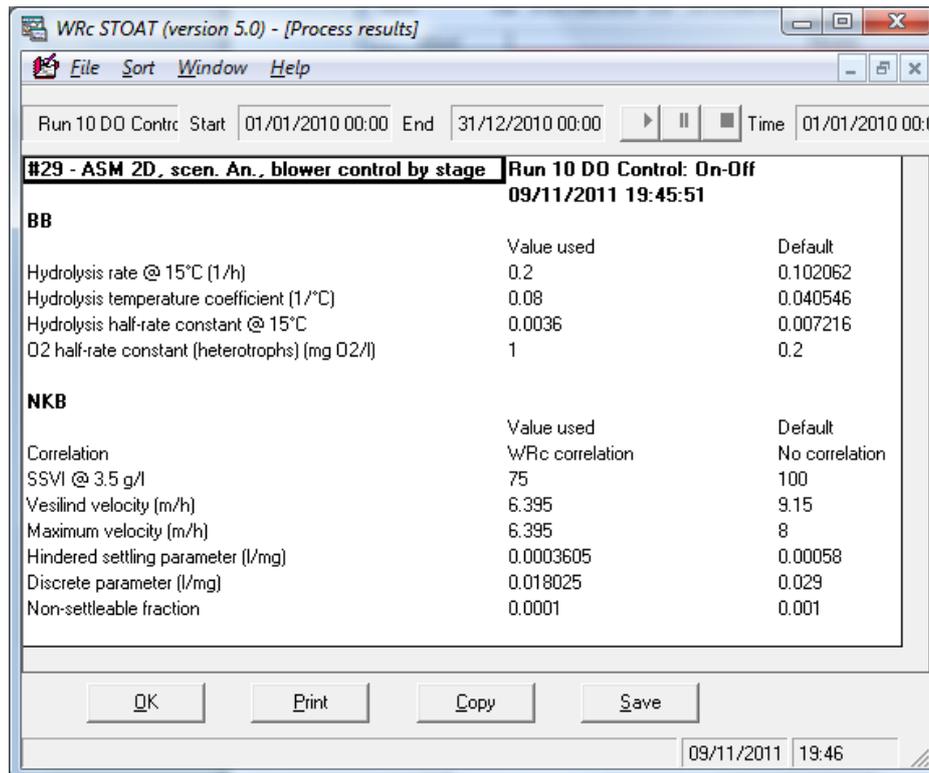


Abb. 3: Beispiel für eine Ausgabe der Kalibrierungseinstellungen

Wie aus Abb. 3 ersichtlich, werden nur die im Vergleich zu den Standardwerten geänderten Wachstumsraten oder Koeffizienten unter den jeweiligen „Bausteinen“ (hier BB und NKB) angezeigt. »*Value used*« ist die vom Anwender gewählte Einstellung, »*Default*« der STOAT-Standardwert.

3.3. Noch zwei Hinweise bevor Sie loslegen

Das Programmpaket STOAT wurde mit Stand 2016 von WRC insgesamt ca. 4.000 Mal zum Download freigegeben. Es hat somit weltweit ca. 3...5.000 aktive Anwender. Für eine derart hoch spezialisierte Anwendung wie die dynamische Kläranlagensimulation ist das eine beachtliche Zahl. Die Zahl der Anwender anderer Anwendungssoftware wie etwa Textverarbeitungs- oder Tabellenkalkulationsprogramme bewegt sich jedoch im Bereich mehrerer hundert Millionen. Eine derart riesige Anwendergemeinschaft bewirkt, dass die unvermeidlichen „bugs“ der Software schnell aufgespürt und beseitigt werden. Bei einer Nutzerzahl, die nur etwa 0,01% der vorgenannten Programme umfasst, gelingt das natürlich nicht so gut. Deshalb:

Die Wahrscheinlichkeit, dass Sie bei der Anwendung von STOAT auf einen „bug“ stoßen, ist höher, als beim Umgang mit Programmen wie WORD oder EXCEL. In diesem Fall sollten Sie nicht resignieren, sondern sich Rat holen z. B. in der »*STOAT modelling community*« auf LinkedIn® oder bei einem erfahrenen STOAT-Anwender. Indem Sie den STOAT-Chefentwickler Dr. Jeremy Dudley per Email über den gefundenen „bug“ informieren (jeremy.dudley@wrcplc.co.uk), können Sie sich um die Verbesserung von STOAT verdient machen. Eine kurze Beschreibung der Situation, wo der „bug“ zutage trat und Screenshots eventueller Fehlermeldungen helfen den Programmierern bei WRc, den Fehler schneller aufzuspüren und zu beseitigen.

Ein weiterer Hinweis betrifft den Frust, den sich der Anwender bei allen Programmen organisiert, wenn er das Speichern vernachlässigt:

Speichern Sie auch unter STOAT Ihre Arbeitsergebnisse regelmäßig ab. Dies betrifft insbesondere die Arbeit am Design eines Modells sowie die Einstellungen für einen Rechnerlauf!

4. Arbeitsebenen von STOAT

Zum Verständnis der dynamischen Kläranlagensimulation mit dem Programmsystem STOAT ist die Kenntnis der drei grundsätzlichen "Arbeitsebenen"

- Modellebene (»*Works level*«)
- Rechnerlaufebene (»*Run level*«)
- Berichtsebene (»*Report level*«)

unverzichtbar. Die Aufteilung der Möglichkeiten zur Bearbeitung eines Modells bzw. eines Rechnerlaufs und zum Abrufen der Ergebnisse auf diese drei »*Level*« ist notwendig, um die Konsistenz der Simulationsergebnisse zu gewährleisten.

<p style="text-align: center;">Report-Ebene</p> <p style="text-align: center;">Einsichtnahme in die Ergebnisse eines Rechnerlaufs (keinerlei Änderungen, weder am Run noch am Modell möglich!)</p>	<p>Jeder Baustein und Teilstrom kann untersucht werden</p>
<p style="text-align: center;">Run-Ebene (Run = Rechnerlauf)</p> <p style="text-align: center;">Abbildung der Betriebsweise einer Anlage (Menge und Beschaffenheit des Abwasserzulaufs und ggf. der dosierten Chemikalien, Belüftung, Rücklaufschlammförderung, Überschussschlammmentnahme, interne Rezirkulation usw.) Modell kann nicht mehr geändert werden! File → New run / Open run → Runname</p>	<p>Je Modell sind bis zu 256 Runs möglich</p>
<p style="text-align: center;">Works-Ebene (Works = Modell)</p> <p style="text-align: center;">Abbildung des vorhandenen oder geplanten Designs einer Anlage (Fließweg des Abwassers, Anzahl und Volumina der Reaktoren, anzuwendende mathematische Modelle usw.) File → New works / Open works → Worksname)</p>	<p>Je Modell sind bis zu 4.096 STOAT-"Bausteine" möglich</p>

Abb. 4: STOAT Arbeitsebenen - Übersicht

4.1. Modellebene (»*Works level*«)

Die Modellebene öffnet sich nach dem Start des Programms, sie ist gleichsam die erste Arbeitsebene. **Auf der Modellebene wird das Design eines Modells konfiguriert**, also alles das abgebildet, was in der Realität "in Beton und Stahl" bereits vorhanden oder zu bauen geplant ist.

Wie in Kap. 4.1.1. noch ausführlich erläutert, werden dabei Festlegungen getroffen und Einstellungen gewählt, die maßgeblichen Einfluss auf die Leistungsfähigkeit der verschiedenen "Modellbausteine" haben, z.B.:

- Anlagengeometrie (z.B. Beckenvolumina)
- Anzahl von Stufen (z. B. bei Belebungsbecken) oder Schichten (z. B. bei Nachklärbecken)
- Auswahl des mathematischen Modells (sofern für den jeweiligen „Baustein“ mehr als ein Prozessmodell zur Verfügung stehen)
- Grundlegende Einstellungen zum Betriebsregime (bei Belebungsbecken z. B. zur internen Rezirkulation; bei Nachklärbecken z. B. zur Rücklauf- und Überschussschlammförderung)

Abschnitt 5.1. dieses Handbuchs gibt Hinweise, wie Sie zu diesen Informationen kommen.

Die Angaben in der o. g. Aufzählung finden unmittelbaren Eingang in die Berechnung, deshalb gilt:

Sobald Rechnerläufe mit dem Modell gefahren wurden, können Einstellungen auf der Modellebene – mit Ausnahme von Einstellungen, die keinen Einfluss auf die Leistung der "Modellbausteine" haben, wie z.B. deren Bezeichnung – nicht mehr geändert werden.

Dies wird verständlich, wenn man sich vor Augen hält, dass z.B. eine nachträgliche Vergrößerung oder Verkleinerung eines Belebungsbeckens das Ergebnis eines Rechnerlaufs ad absurdum führen würde. Das heißt natürlich nicht, dass am Modell überhaupt gar keine Änderungen mehr gemacht werden dürfen. Selbstverständlich können Sie das Modell ändern, aber Sie müssen das neue Modell von den "alten" Rechnerläufen entkoppeln, indem Sie das geänderte Modell unter einem neuen Namen speichern. STOAT wird dies erzwingen, falls Sie es vergessen haben sollten. Die folgende Abbildung zeigt die entsprechende Warnung auf dem Bildschirm.

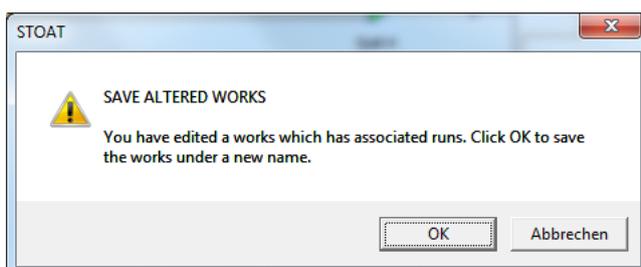


Abb. 5: Aufforderung zum Abspeichern eines geänderten Modells (»works«) unter einem neuen Namen

Dieses wichtige Merkmal von STOAT sorgt dafür, dass die Konsistenz der Modelle, Rechnerläufe und Ergebnisse gewahrt bleibt.

4.1.1. Modellentwurf / »Processes toolbox«

STOAT bietet mit der »Processes toolbox« alle wichtigen „Bausteine“ zur Abbildung der Abwasser- und Schlammbehandlung. Die »Processes toolbox« scheint bei Programmstart automatisch auf. Über die Befehlsfolge → »Window« → »Processes toolbox« kann sie aber auch aufgerufen werden, wenn sie programmbedingt ausgeblendet wurde. Abb. 6 zeigt die Gruppen von „Bausteinen“. Nach Anklicken der Gruppe bzw. des vorangestellten »+« kann auf die zur jeweiligen Gruppe gehörigen Modellbausteine zugegriffen werden. Jeder Modellbaustein ist ein grafischer Repräsentant für einen Prozess oder für eine Anlage, die bestimmte Veränderungen am modellmäßig „zufließenden“ Abwasser vornimmt. Viele „Bausteine“ erfordern vor ihrem Wirksamwerden im Modell eine weitergehende Spezifizierung, z.B. die Auswahl eines bestimmten Modells aus einer Liste insgesamt verfügbarer Modelle.

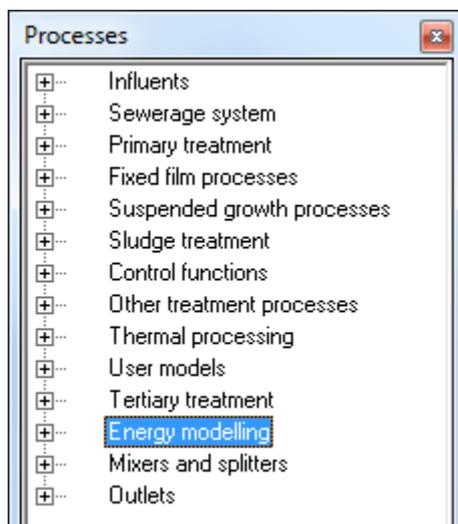


Abb. 6: »Processes toolbox«, STOAT, Version 5.0 ungeöffneter Zustand

Einige besonders wichtige und häufig eingesetzte „Bausteine“ werden im Folgenden kurz vorgestellt.

Die grafischen Repräsentanten der Prozesse können im Modell „klassisch“ oder „modern“ dargestellt werden. Die Entscheidung darüber ist sofort nach Einrichten einer neuen oder Öffnen einer vorhandenen Projektdatenbank vor Anlegen eines neuen Modells im Menü → »Options« zu treffen. Die Auswahl beeinflusst sämtliche Bausteine, die für das neue Modell verwendet werden (siehe Abb. 7). Diese Einstellung kann nachträglich nicht mehr verändert werden ¹¹.

¹¹ Die Darstellungsform der Symbole im Modell ist reine „Geschmackssache“ und hat keinerlei Einfluss auf die Simulationsergebnisse.

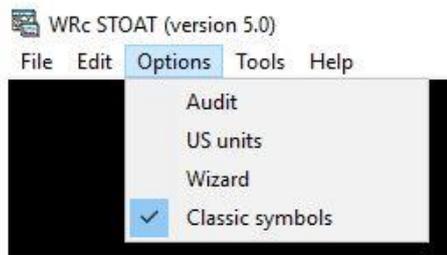


Abb. 7: Auswahl klassische Darstellung der Symbole

In den folgenden Tabellen werden – soweit vorhanden – beide Darstellungsformen der Symbole wiedergegeben.

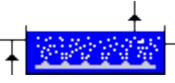
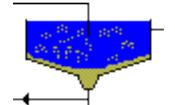
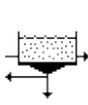
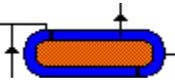
4.1.1.1. »Influents«

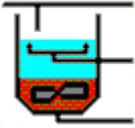
Tab. 1: Häufig eingesetzte „Bausteine“ der Gruppe »Influents«

Icon, klassische Darstellung	Icon, moderne Darstellung	Bezeichnung	Beschreibung/Bemerkungen
		»Industrial influent«	Diese beiden Repräsentanten für den „Zufluss“ bilden i.d.R. den Ausgangspunkt des Modells.
		»Wastewater influent«	

4.1.1.2. »Suspended growth processes«

Tab. 2: Häufig eingesetzte „Bausteine“ der Gruppe »Suspended growth processes«

Icon, klassische Darstellung	Icon, moderne Darstellung	Bezeichnung	Beschreibung/Bemerkungen
		»Activated sludge aeration tank«	Mit den Bausteinen »Activated sludge aeration tank« und »Secondary settling tank« können unter STOAT mehrere wichtige Konfigurationen von Belebungsanlagen wie z.B.
		»Secondary settling tank«	<ul style="list-style-type: none"> • Vorgeschaltete Denitrifikation • Kaskadendenitrifikation • Nachgeschaltete Denitrifikation abgebildet werden.
		»Oxidation ditch«	Umlaufbecken, damit können <ul style="list-style-type: none"> • Simultane Denitrifikation • Intermittierende Denitrifikation • Alternierende Denitrifikation abgebildet werden.

		»SBR tank«	SBR-Anlage (Sequencing batch reactor)
---	---	------------	---------------------------------------

4.1.1.3. »Control functions«

Tab. 3: Häufig eingesetzte „Bausteine“ der Gruppe »Control functions«

Icon, klassische Darstellung	Icon, moderne Darstellung	Bezeichnung	Beschreibung/Bemerkungen
		»PID-Controller«	<p>»PID-Controller« und »Programmable Logic Controller« (PLC) sind universell einsetzbare Steuerbausteine. Ihre Wirkung im Modell ist vollständig identisch mit einer speicherprogrammierbaren Steuerung (SPS), dementsprechend werden sie in der Simulation mit STOAT eingesetzt.</p> <p>Der »Parameter setter« ist ebenfalls universell einsetzbar. Er dient dazu, einem bestimmten Prozess innerhalb des Modells bis zu 10 Vorgaben zu dessen Einstellung gleichzeitig zu übergeben (z.B. entsprechend der Messwerte oder der im Prozessleitsystem registrierten Einstellungen).</p>
		»Programmable Logic Controller«	
		»Parameter setter«	

4.1.1.4. »Other treatment processes«

Tab. 4: Häufig eingesetzter „Baustein“ der Gruppe »Other treatment processes«

Icon, klassische Darstellung	Icon, moderne Darstellung	Bezeichnung	Beschreibung/Bemerkungen
		»Balancing tank«	Mit dem Baustein »Balancing Tank« stellt STOAT alle erforderlichen Mittel bereit, um die Auswirkungen von Stapelbehältern auf die Fracht an maßgeblichen Punkten im Abwassersystem zu untersuchen.

4.1.1.5. »Effluents«

Tab. 5: Häufig eingesetzte „Bausteine“ der Gruppe »Effluents«

Icon, klassische Darstellung	Icon, moderne Darstellung	Bezeichnung	Beschreibung/Bemerkungen
		»Liquid effluent«	<p>Während der »Liquid effluent« i.d.R. den Ablauf des gereinigten Abwassers abbildet, kommt »Sludge« als Repräsentant des Primär- oder Überschussschlamm zum Einsatz. Insoweit bilden beide „Bausteine“ Endpunkte des jeweiligen Modells (Terminatoren).</p>
		»Sludge«	

Mit den oben aufgeführten "Bausteinen" und einigen »Mixern« und »Splittern« aus dem Repertoire von STOAT lassen sich sehr viele praktische Anforderungen abdecken.

4.1.2. Neue Bausteine unter STOAT 5.0

Mit der 2013 veröffentlichten STOAT Version 5.0 sind zahlreiche nützliche neue Bausteine, insbesondere für Untersuchungen zur Energieeinsparung oder zur Energiegewinnung hinzugekommen. Eine Auswahl der wichtigsten zeigen die beiden folgenden Tabellen.

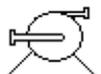
Tab. 6: Neue „Bausteine“ unter STOAT 5.0 in der Gruppe »Sludge treatment«

Icon, klassische Darstellung	Icon, moderne Darstellung	Bezeichnung	Beschreibung/Bemerkungen
		»Anaerobic digester based on ADM1«	Anaerobreaktor auf Basis des »Anaerobic Digestion Model #1«
...		»Activated Sludge to ADM«	Schnittstelle Übergang von ASM auf ADM
...		»ADM to Activated Sludge«	Schnittstelle Übergang von ADM auf ASM
...		»Gas holder«	Gasspeicher und -fackel
		»Combined heat and power plant (CHP)«	Blockheizkraftwerk (BHKW)
		»Boiler«	Boiler zur Wärmeengewinnung aus Klärgas

Die Gruppe »Energy modelling« wurde erst mit STOAT 5.0 eingeführt.

Tab. 7: Neue Gruppe »Energy modelling« unter STOAT 5.0

Icon, klassische Darstellung	Icon, moderne Darstellung	Bezeichnung	Beschreibung/Bemerkungen
...		»Electrical demand«	»Electrical demand« dient der Erfassung des Elektroenergiebedarfs von Anlagen oder Geräten, die nicht einzeln abgebildet werden.

...		» <i>Heat demand</i> «	» <i>Heat demand</i> « dient der Erfassung des Wärmeenergiebedarfs am Standort.
...		» <i>Inline pump</i> «	» <i>Inline pump</i> « zur Abbildung der Pumpenergie eines Teilstroms
...		» <i>In-tank pump</i> «	» <i>In-tank pump</i> « zur Abbildung der Pumpenergie für die Entleerung/Wasserhaltung eines Behälters oder Reaktors
...		» <i>Fine bubble diffused aerator</i> «	Feinblasige Belüftung
...		» <i>Surface aerator</i> «	Belüftungskreisel
...		» <i>Fuzzy logic controller</i> «	Fuzzy Regler, wichtige und sinnvolle Ergänzung der bisher vorhandenen Bausteine zur Steuerung/Regelung

4.1.3. Entwurf eines Modells

Zunächst werden die benötigten Icons aus der »*Processes toolbox*« auf dem Bildschirm platziert (Betätigen der rechten Maustaste im entsprechenden Feld der »*Processes toolbox*«, dann Maus ohne zu drücken zum Zielort bewegen und dort durch Drücken der linken Maustaste das gewünschte Icon setzen). D.h., es werden jene Anlagen und Prozesse, die im Modell abgebildet werden sollen, zusammengestellt. STOAT schlägt standardmäßig Namen mit fortlaufenden Nummern für die Modellbausteine vor (z.B. »*Secondary settlement tank 1*«). Diese können selbstverständlich durch entsprechend sinnvolle Bezeichnungen ersetzt werden. Der Zugriff auf den hierfür vorgesehenen Dialog wird mittels Mausklick mit der rechten Taste über dem Icon des Prozesses geöffnet.

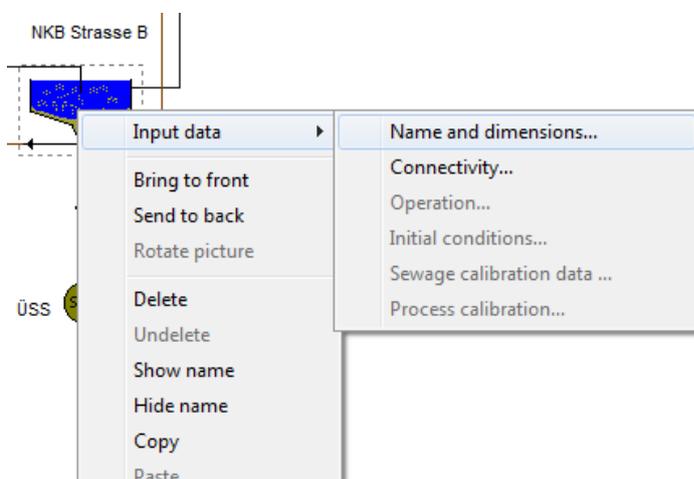


Abb. 8: Menüfolge zum Aufruf von »*Name and dimensions*« beim Modellentwurf (Beispiel Nachklärbecken)

Je nach Art des „Bausteins“ enthält der Dialog auch Felder zur Geometrie (z.B. Reaktorvolumina) der Anlagen. Ein Beispiel hierfür gibt Abb. 9.

Abb. 9: Eingabe von »*Name and dimensions*«, (Beispiel Nachklärbecken)

Außerdem sind auf der Modellebene die mathematischen Prozesse auszuwählen, die „hinter“ den grafischen Repräsentanten der verschiedenen Verfahrensstufen zur Verfügung stehen (z.B. »*Generic*« in Abb. 9 oben oder Auswahl eines Modells zur Abbildung des Belebungsverfahrens).

Anschließend werden die „Leitungen verlegt“, das heißt, die Icons werden entsprechend verbunden. Die Icons weisen kleine „Stummel“ auf, an denen Verbindungen andocken. Fährt man mit der Maus über ein noch nicht verbundenes Icon, verwandelt sich der Mauszeiger in ein Fadenkreuz, sobald man einen „Stummel“ berührt, der als Ausgangspunkt für eine Verbindung dienen kann. Jetzt muss die linke Maustaste gedrückt und die „Leitung“ mit gedrückter Maustaste mit dem aufnehmenden „Flansch“ des Ziel-Icons verbunden werden. Wird dabei die Maus zwischendurch abgesetzt, können in der Verbindung Knoten angeordnet werden.

Manchmal kommt es vor, dass das Fadenkreuz nicht zu finden ist. Das liegt i. a. R. daran, dass unbeabsichtigt nur ein winziges Stück „Leitung“ an dem „Stummel“ andockt wurde, was aber vom Anwender nicht erkannt wird. Weil nun der „Stummel“ nicht mehr freiliegt, kann das Fadenkreuz nicht mehr aufscheinen.

In diesem Fall muss man das STOAT-Icon zur Seite ziehen. Dann wird die vorher unbemerkte Verbindung sichtbar. Danach kann die gewünschte Verbindung von dem bestehenden Knoten aus hergestellt werden oder man löscht das Leitungsstück und wiederholt die Herstellung der Verknüpfung von vorn.

Icons für »*Control functions*« haben im Unterschied zu anderen, z.B. zum »*Activated sludge aeration tank*«, keine Andockpunkte für Verbindungen. Sie werden nicht im Fließweg des Abwassers angeordnet, sondern den jeweils zu steuernden Anlagen oder Prozessen „beigestellt“. Deshalb können sie auf der „Zeichenoberfläche“ beliebig angeordnet werden. Ihre Verbindung zu dem zu regelnden Prozess wird im »*Run level*« i. d. R. über die »*Connectivity*« hergestellt.

Um sicherzustellen, dass STOAT alle erforderlichen Inputs zum Modell findet, empfiehlt sich eine Kontrolle. Diese lässt sich über → »*Options*« → »*Diagnostics*« veranlassen. Ist das Modell komplett, gibt STOAT folgende Meldung aus:

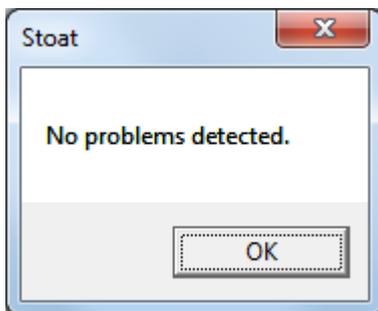


Abb. 10: „OK“ vom STOAT Diagnose tool

Nunmehr kann der erste Rechnerlauf in Angriff genommen werden.

4.1.4. Prozessmodelle

Auf der Modellebene müssen die jeweiligen Prozessmodelle ausgewählt werden, wenn für einen STOAT-„Baustein“ verschiedene mathematische Modelle zur Verfügung stehen. Dies erfolgt im Dialogfeld zum Menü »*Name and dimensions*«. Ein Beispiel zeigt der Screenshot in Abb. 11.

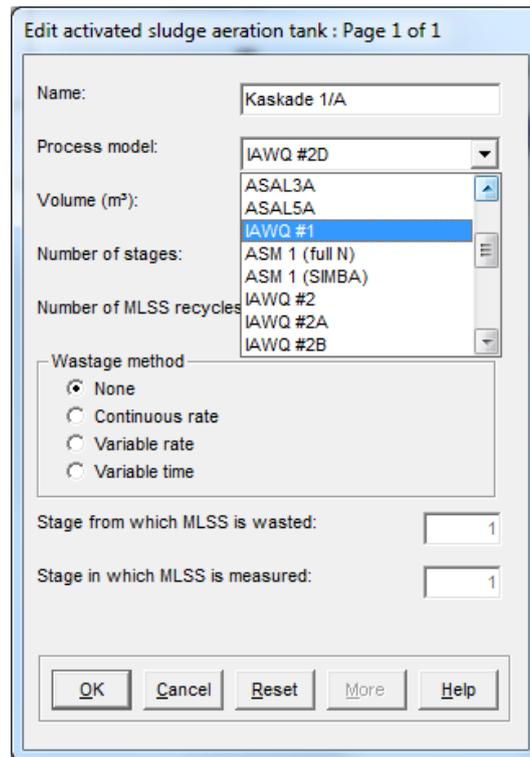


Abb. 11: Auswahl eines Prozessmodells zur Abbildung des Belebungsverfahrens im „Baustein“ »*Activated sludge aeration tank*«

Für das Belebungsverfahren sind vor allem die »*Activated Sludge Modelle*« von Bedeutung. Sie sind im STOAT Menü nach einer damaligen Bezeichnung der heutigen International Water Association (IWA) benannt, die die Entwicklung dieser Modelle angestoßen und finanziert hat:

- »*ASM1*« – »*IAWQ #1*«,
- »*ASM2*« – »*IAWQ #2*«, usw.

Was man bei der Simulation unbedingt wissen sollte, um die für die Praxis wichtigsten Prozessmodelle für Belebungsanlagen richtig einzusetzen, wird in der nachfolgenden Tabelle zusammengefasst.

Tab. 8: Randbedingungen für den Einsatz ausgewählter Prozessmodelle zur Simulation des Belebungsverfahrens unter STOAT

Attribut		ASAL	ASM#1	ASM#2D	ASM#3	AOX	Industrial
Prozesse	Kohlenstoffabbau	X	X	X	X	X	X
	Nitrifikation	X	X	X	X	X	X
	Denitrifikation	X	X	X	X	X	X
	Biologische Phosphatelimination	-	-	X	-	-	-
	Phosphatfällung/-flockung	-	-	X	-	-	-
	AOX-Eliminierung	-	-	-	-	X	X
	Inhibierende Wirkungen von Einzelstoffen	-	-	-	-	-	X
Akteure	Heterotrophe	X	X	X	X	X	X
	Autotrophe	X	X	X	X	X	X
	Phosphor akkumulierende Organismen	-	-	X	-	-	-
Influent-Dateien, Typ		*.BOD	*.COD *.AOX *.INF *.IND	*.INF *.IND	*.COD *.AOX *.INF *.IND	*.AOX *.IND	*.IND *.AOX
Influent-Dateien, Anzahl Parameter		8	20	47	20	34	67
Parameter zur Modellkalibrierung		4	26	79	46	26	121
Rechenzeit		gering	normal	hoch	sehr hoch	normal	sehr hoch
Aufwand zum Erstellen der Inputdateien		gering	normal	hoch	hoch	hoch	hoch
Aufwand bei der Kalibrierung		minimal	normal	sehr hoch	hoch	hoch	sehr hoch

Weiterführende Erläuterungen zu den »*Activated Sludge Modellen*« finden Sie unter Anhang 5.

Mit dem »*Mathematical Model for Meso- and Thermophilic Anaerobic Sewage Sludge Digestion*« (SIEGRIST et al., 2002) liegt inzwischen auch ein Modell für die anaeroben Prozesse vor, das seit der neuesten Version 5.0 auch in STOAT zum Einsatz kommt (vgl. Abschnitt 4.1.2.).

4.2. Rechnerlaufebene (»*Run level*«)

Die Rechnerlaufebene charakterisiert das Betriebsregime der simulierten Anlage. Sie wird zugänglich, sobald ein Modell durch STOAT als vollständig und formal korrekt akzeptiert wird. Ob dem so ist, lässt sich mittels Abfrage auf der Modellebene über »*Options*« → »*Diagnostics*« überprüfen:

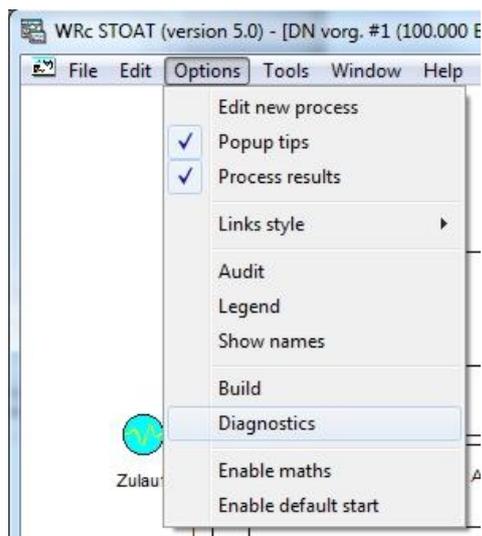


Abb. 12: Aufruf des Diagnosetools für Modelle

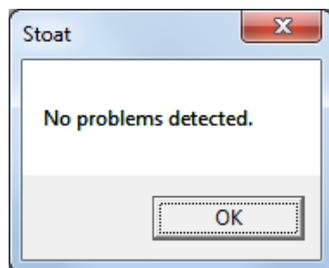


Abb. 13: Positive Ergebnismeldung des Diagnosetools für Modelle

4.2.1. Anlegen und Durchführen des ersten Rechnerlaufs (Kaltstart)

Zunächst muss der erste Rechnerlauf angelegt werden. Um einen Rechnerlauf zu kreieren, muss → »File« → »New run« aufgerufen werden.

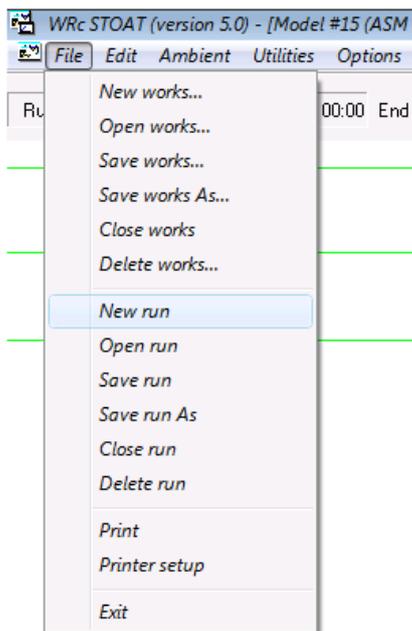


Abb. 14: Menü zum Anlegen eines neuen Rechnerlaufs

Soweit bis dahin mit dem jeweiligen Modell noch keine Rechnerläufe durchgeführt wurden, gibt es nur die Option »*Default (cold start)*«. Als Bezeichnung für den ersten Rechnerlauf schlägt STOAT »*Run 1*« vor (vgl. Abb. 15). Soweit gewünscht, kann dieser Name geändert oder ergänzt werden.

Weiterhin sind Beginn und Ende der Simulationsperiode, die Zeitintervalle für die Übergabe der Inputwerte und für die Ergebnisausgabe, die mittlere Abwassertemperatur sowie ggf. noch weitere Grundeinstellungen zu übergeben. Bitte beachten Sie, dass STOAT beim Kaltstart, ausgehend von Systemdatum und -uhrzeit des Rechners, immer nur 48 h Laufzeit anbietet (vgl. Abb. 16, »*Start / End date and time ...*«). Das ist in aller Regel zu ändern!

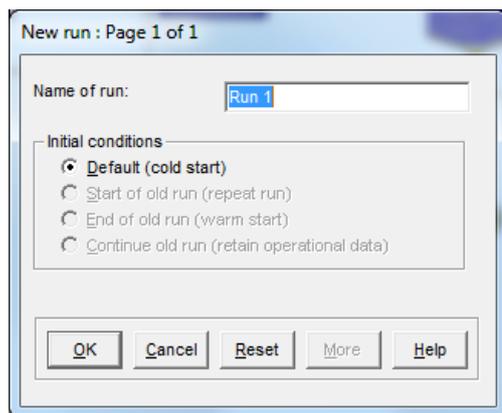


Abb. 15: Aufruf des ersten Rechnerlaufs (Kaltstart)

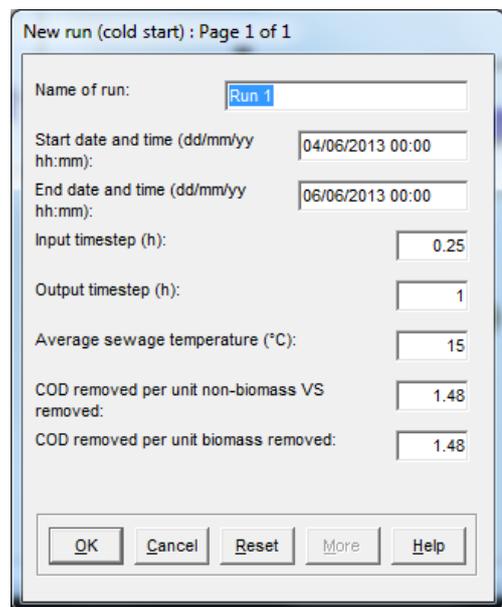


Abb. 16: STOAT Standard-Einstellungen beim Anlegen des ersten Rechnerlaufs (Kaltstart)

4.2.2. Anlegen und Durchführen weiterer Rechnerläufe

Soweit bereits mindestens ein Rechnerlauf absolviert wurde, steht die Option Kaltstart nicht mehr zur Verfügung (und ist im Menü ausgegraut). Anstelle dessen gibt es andere Alternativen:

- »*Start of old run (repeat run)*«
(Inputdateien und sämtliche andere Einstellungen des alten Rechnerlaufs werden übernommen, können aber bei Bedarf nachträglich abgeändert werden)
- »*End of old run (warm start)*«
(Initialisierung der STOAT „Bausteine“ erfolgt mit den Werten bei Abschluss des alten Rechnerlaufs, Inputdateien und sämtliche anderen Einstellungen des alten Rechnerlaufs werden übernommen, können aber bei Bedarf nachträglich abgeändert werden)
- »*Continue old run (retain operational data)*«
(Fortsetzen des alten Rechnerlaufs, wobei Inputdateien und sämtliche ande-

ren Einstellungen des alten Rechnerlaufs übernommen werden, können aber bei Bedarf nachträglich abgeändert werden)

Ergo: Zwischen »*End of old run (warm start)*« und »*Continue old run (retain operational data)*« besteht praktisch kein Unterschied.

Bitte beachten Sie, dass STOAT - außer bei »*Start of old run (repeat run)*« - wie beim Kaltstart immer nur 48 h Laufzeit anbietet. Auch das ist i.d.R. zu ändern!

»*Repeat run*« empfiehlt sich immer dann, wenn neue Einstellungen getestet werden sollen. Das betrifft z. B. neue oder veränderte Zulaufdateien, veränderte Abwasserfließwege¹² oder Einstellungen der „Bausteine“ einschließlich deren Kalibrierung.

Nach Auswahl von »*Repeat run*« öffnet sich ein Fenster mit den Auswahlmöglichkeiten der in der Datenbank abgespeicherten Rechnerläufe (vgl. Abb. 17 rechte Seite).

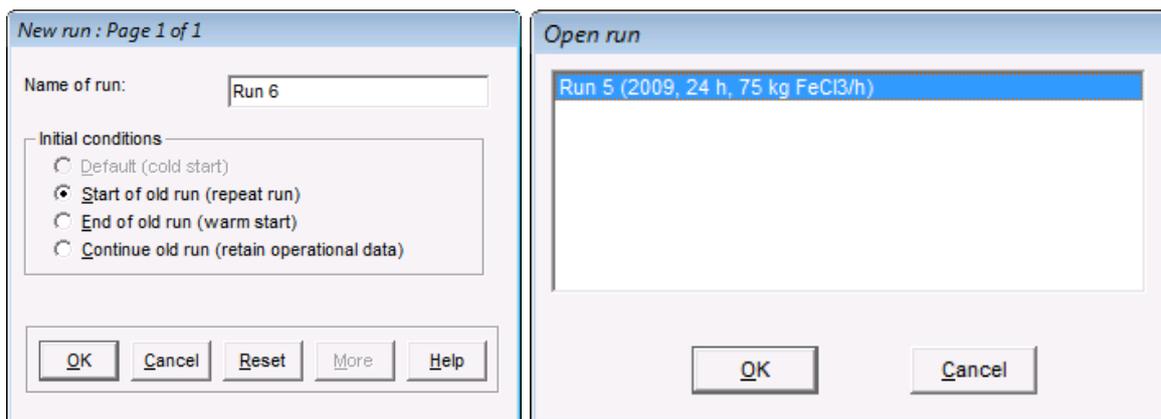


Abb. 17: Aufruf »*Repeat run*«

Der standardmäßig vorgeschlagene Name des Runs entspricht der fortlaufenden Nummerierung. Wurden vorher Rechnerläufe mit kleinerer Nummerierung gelöscht, wird die niedrigste „freie“ Nummer als Bezeichnung des neuen Rechnerlaufs angeboten.

Ein Klick auf »*OK*« bestätigt die Auswahl. Das nächste Fenster zeigt die so gewählten Grundeinstellungen des Rechnerlaufs:

¹² soweit diese nicht auf Modellebene anzusiedeln sind, sondern durch Änderungen der Einstellung von »*Splittern*« oder Drosseln umgesetzt werden können

Abb. 18: Einstellungen bei »Repeat run« (Beispiel)

Mit Ausnahme des ausgegrauten Starts lassen sich alle Einstellungen ändern ¹³.

Mit Betätigen des Buttons »OK« werden die jeweiligen Rahmenbedingungen für den Rechnerlauf angenommen. Solange der Rechnerlauf noch nicht gestartet wurde, sind Änderungen dieser Einstellungen über → »Edit« → »Run« möglich.

Ein »OK« auf dem Menü gemäß Abb. 18 bringt den Lauf in die Startbereitschaft. Letzteres ist daran zu erkennen, dass unterhalb der Menüzeile in der Schalt- und Statuszeile der Name des Rechnerlaufs mit Beginn und Ende angegeben und der Startknopf aktiviert ist.

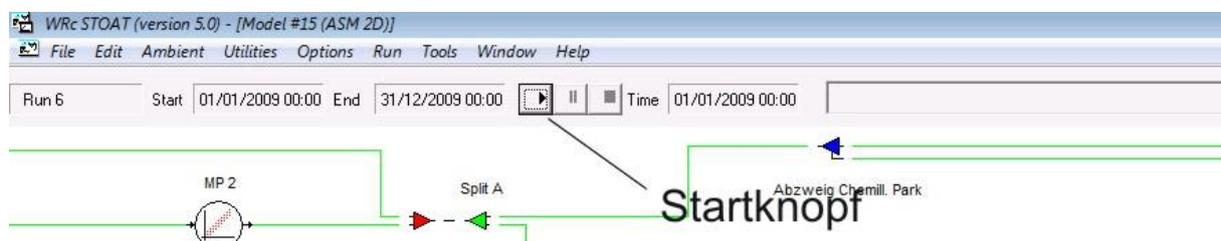


Abb. 19: Startbereiter Rechnerlauf in der Schalt- und Statuszeile (Beispiel)

¹³ Auch die in Abb. 18 ausgegrauten Angaben zu Datum und Zeit des Beginns der Simulationsperiode lassen sich ändern. Dazu muss allerdings die Microsoft®Access Datenbank des Projekts manipuliert werden: In der Tabelle Run ist der zugehörige Eintrag in der Spalte StartTime zu überschreiben.

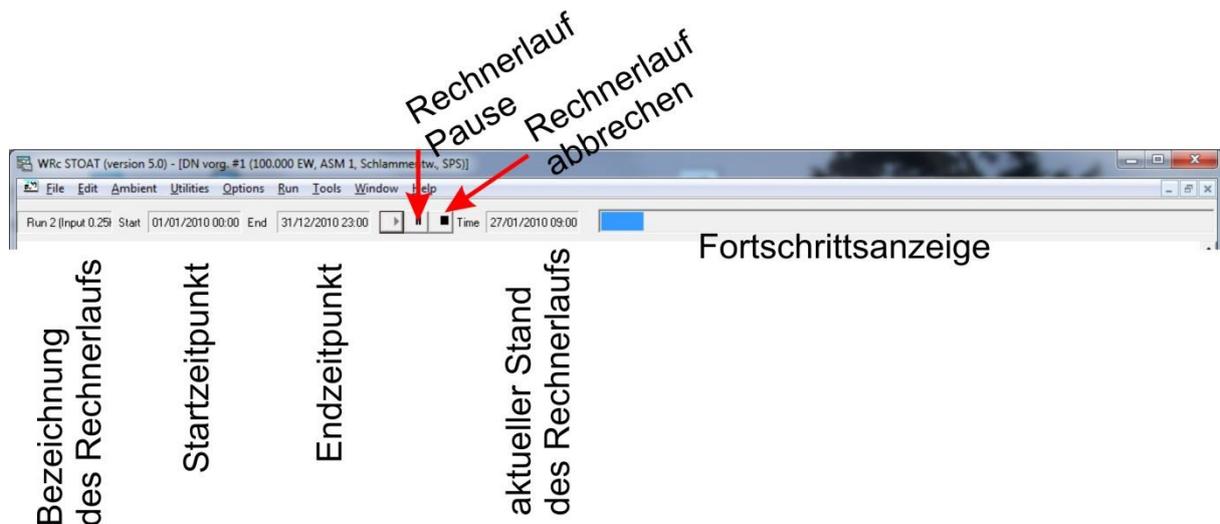


Abb. 20: Schalt- und Statuszeile während eines Rechnerlaufs (Beispiel)

Bevor der Rechnerlauf aber tatsächlich gestartet werden kann, müssen u.a. noch folgende Inputs übergeben werden:

- Menge und Beschaffenheit der „Zuläufe“ zum Modell (Influent Dateien)
- Abbildung der Betriebsweise der Kläranlage (einschließlich der Eingriffe des Betreiberpersonals) in den „Modellbausteinen“, z.B.
 - Luft- bzw. Sauerstoffzufuhr zu den Belebungsbecken
 - Rücklaufschlammförderung
 - Überschussschlammmentnahme
 - Volumenstrom der internen Rezirkulation
 - Füllstände von Stapelbehältern
 - Dosierung von Chemikalien
 - Einstellungen von »*Splittern*« (betr. Fließwege des Abwassers)
- Abbildung der Fahrweise der MSR-Technik (Prozessleitsystem / Speicherprogrammierbare Steuerungen) über die Einstellungen der »*Controller*«-Bausteine, z. B.
 - »*PID-Controller*«
 - »*Programmable Logic Controller (PLC)*«
 - »*Fuzzy Logic Controller*«

Die Vorbereitung eines Rechnerlaufs, d.h. die erforderliche Aufbereitung der o.g. Daten, nimmt in aller Regel etliche Manntage in Anspruch (vgl. Abschnitt 3.1.). Der Rechnerlauf selbst dauert i.d.R. nur wenige Minuten. Wie lange genau, hängt nicht nur von der Computerleistung, sondern auch von der Größe und Komplexität des Modells, der Dauer der Simulationsperiode, dem gewählten Zeitintervall zur Berechnung und zur Ausgabe der Ergebnisse, den verwendeten Modellbausteinen, den ausgewählten Modellen usw. ab. Bei einem überschaubaren Modell und einer Com-

puterleistung heutigen Standards dauert z.B. ein Rechnerlauf für eine Simulationsperiode von 6 Monaten und einem gewählten Zeitintervall von 1h nur 2 bis 5 Minuten.

Bevor letztendlich der Startknopf gedrückt wird, können bei Bedarf noch einmal alle gewünschten Änderungen oder sonstigen Einstellungen gecheckt werden. Ob die Inputdateien ordnungsgemäß gelesen werden können, lässt sich am besten über → »Edit« → »Influents« prüfen.

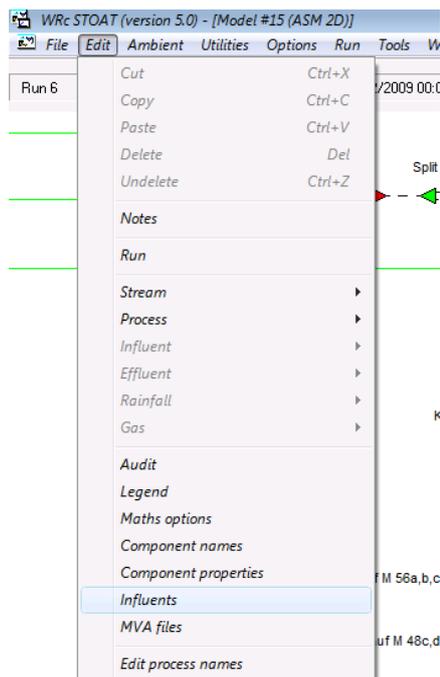


Abb. 21: Aufruf zur Kontrolle und ggf. Korrektur der »Influents« (Dateien zur Abbildung von Menge und Beschaffenheit der Zuläufe zur KA)

Es erscheint ein Fenster, das beispielsweise so aussehen könnte:

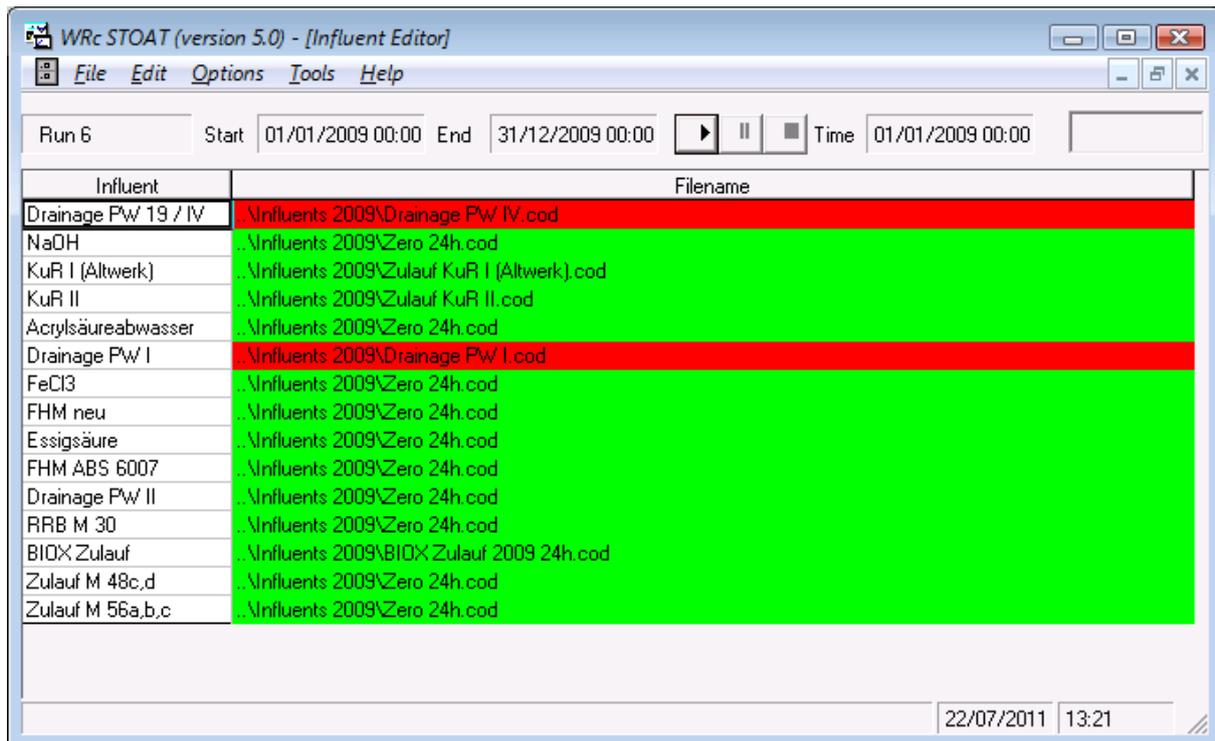


Abb. 22: Ergebnisausgabe des »*Influent Editors*« (Beispiel)

Findet STOAT die erforderlichen Dateien, sind die Dateinamen grün hinterlegt. Fehlende Dateien auf dem angegebenen Pfad werden rot hinterlegt. Wurde für den jeweiligen Input gar keine Datei spezifiziert, erscheint die Anzeige gelb hinterlegt. In den beiden letztgenannten Fällen müssen die Einstellungen entsprechend nachgeführt werden.

Die **Adressen** der »*Influent files*« in der Datenbank werden sinnvollerweise **relativ adressiert** (z. B. „..\Influents\Zulauf dynamisch, 1h Intervall, TKN rev.cod“). Wenn die Pfade **..\Run_Data** und **..\Influents** in parallele Verzeichnisse (d. h. auf der gleichen Ebene residierende Verzeichnisse) kopiert werden, kann STOAT alle erforderlichen Inputdateien ohne weiteres Zutun finden ¹⁴.

¹⁴ Wie in Kapitel 15.6. ausgeführt, stehen die Adressen der Inputdateien in der Microsoft®Access Datenbank des Projekts in der Tabelle »*InfluentRun*«. Dort können sie im Bedarfsfalle auch nachträglich noch geändert werden.

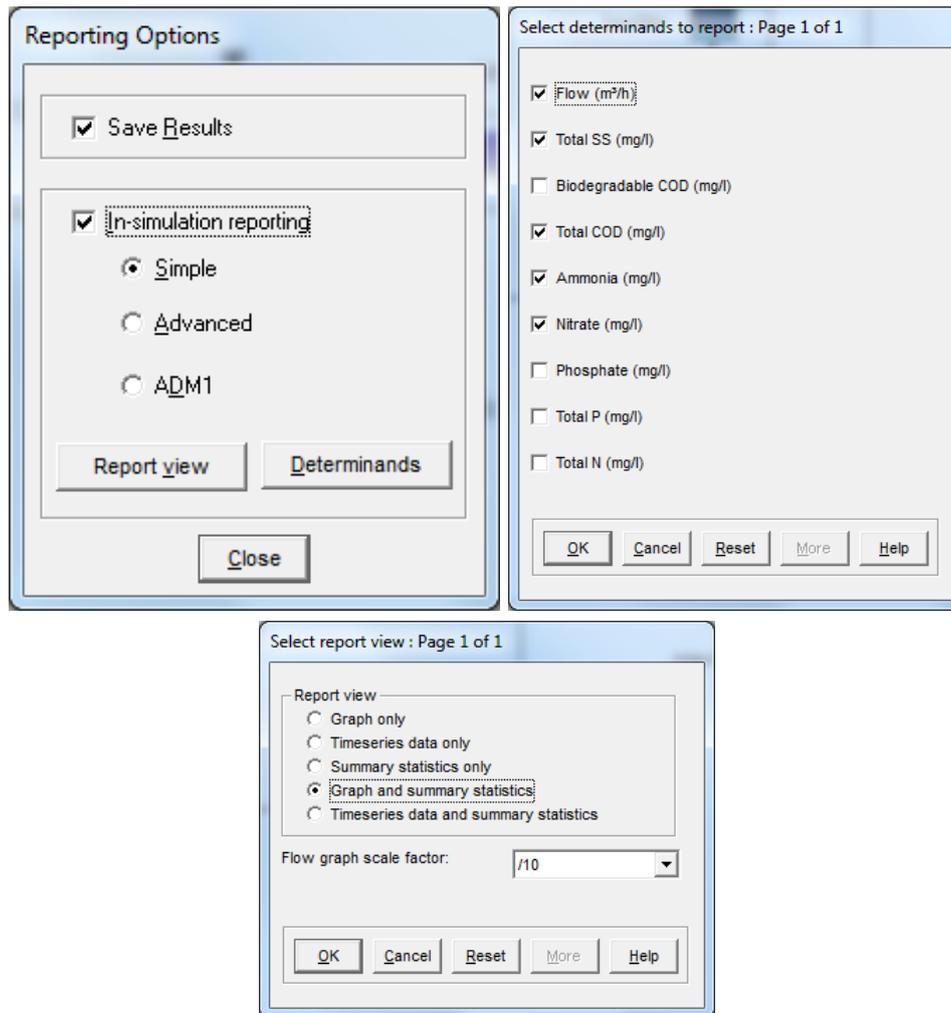


Abb. 23: Auswahl »*In-simulation reporting*«

Bereits während des Rechnerlaufs können Sie sich wichtige Ergebnisse anzeigen lassen. Dies ist vor allem bei unsicherem Ausgang sinnvoll. Dann kann abgebrochen werden, sobald sich zeigt, dass die Ergebnisse unbefriedigend ausfallen. Das Menü für »*In-simulation reporting*« wird aufgerufen, indem Sie auf eine Verbindungslinie (als grafischer Repräsentant einer Abwasser- oder Schlammleitung) oder einen Baustein mit der rechten Maustaste klicken und dann »*Results*« wählen. Die weiteren Schritte gehen aus Abb. 23 hervor.

Hat STOAT einen Rechnerlauf abgeschlossen, erfolgt eine entsprechende Meldung an den Anwender.

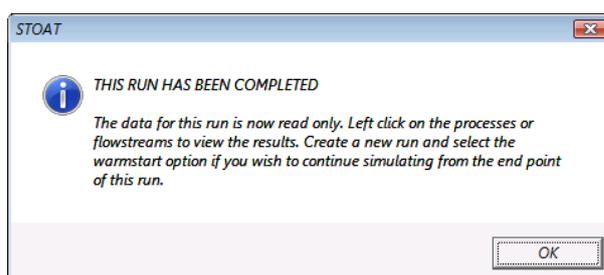


Abb. 24: Statusmeldung „Rechnerlauf fertiggestellt“

Diese Meldung weist auf eine weitere wichtige Einschränkung zur Erhaltung der Konsistenz der STOAT-Simulationsergebnisse hin:

Ist ein Rechnerlauf abgeschlossen, können Sie weder an dessen Einstellungen noch Ergebnissen etwas ändern. Um die Auswirkungen neuer Einstellungen zu überprüfen, müssen Sie den „alten“ Rechnerlauf mit den gewünschten Veränderungen wiederholen.

4.3. Berichtsebene (»[Report level](#)«)

Mit dem Aufscheinen der Info-Box gemäß Abb. 24 geht STOAT automatisch in den »[Report level](#)« über. Auf dieser Ebene stehen Ihnen sämtliche Ergebnisse abrufbereit zur Verfügung.

Wenn Sie Rechnerläufe gespeichert haben, können Sie sich auch später jederzeit die Ergebnisse anzeigen lassen. Dazu müssen Sie zunächst das entsprechende Modell aufrufen und den gewünschten Rechnerlauf mit → »[File](#)« → »[Open run](#)« öffnen. Dabei erscheint die gleiche Info-Box wie in Abb. 24.

Zur Anzeige der Ergebnisse bietet STOAT eine ganze Reihe verschiedener Werkzeuge und Formate. Die wichtigsten sind:

- Zeitreihe der Ergebnisse in 2D
- Zeitreihe der Ergebnisse in 3D (nur verfügbar für Prozesse, die mindestens 2 Stufen aufweisen)
- Sankey-Diagramme, für Abwasservolumenstrom, Konzentration oder Stofffracht
- Massenbilanzen, für Konzentration und Stofffracht

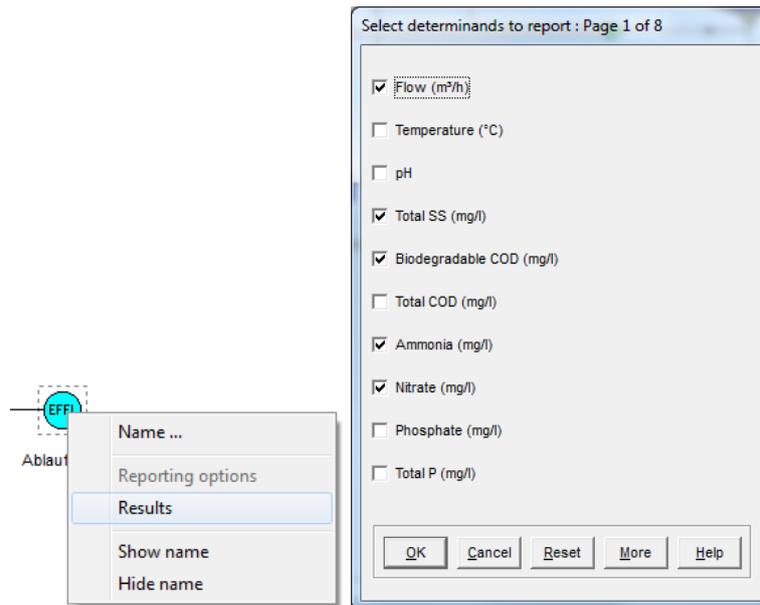


Abb. 25: Aufruf der Ergebnisanzeige und Parameterauswahl

Durch einen Klick mit der linken Maustaste über einem Teilstrom oder über einem Icon für einen Prozess öffnen Sie zunächst das Menü zur Auswahl der Parameter, deren Ergebnisse angezeigt werden sollen.

Nachdem die Häkchen entsprechend gesetzt sind, wird durch Klick auf »OK« das Menü zur weiteren Spezifizierung der Ergebnisanzeige aufgerufen (»[Report view](#)«).

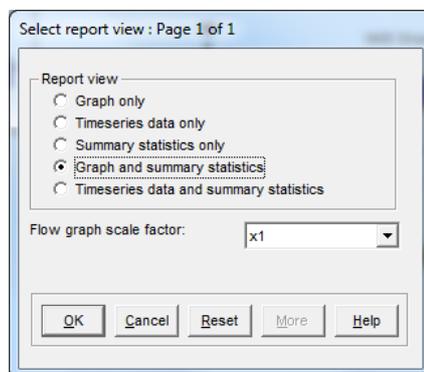


Abb. 26: Auswahl der Form der Ergebnisanzeige
»[Report view](#)«

Wie aus Abb. 26 ersichtlich, stehen folgende Möglichkeiten zur Verfügung:

- Graphik (ohne weitere Informationen)
- Daten als Zeitreihe (Tabelle)
- Zusammenfassende Statistik
- Graphik und zusammenfassende Statistik
- Zeitreihe und zusammenfassende Statistik

Graphik und zusammenfassende Statistik ist die Standardeinstellung (vergl. Abb. 26). Mit »[Flow graph scale factor](#)« können die Ergebnisdaten des Abwasservolumenstroms so skaliert werden, dass alle ausgegebenen Werte vernünftig erkennbar

bleiben. Im Beispiel wird die Standardskalierung von 1 : 1 belassen. Diese Einstellungen bewirken eine Ergebnisanzeige analog Abb. 27.

4.3.1. Zweidimensionale Zeitreihe der Ergebnisse

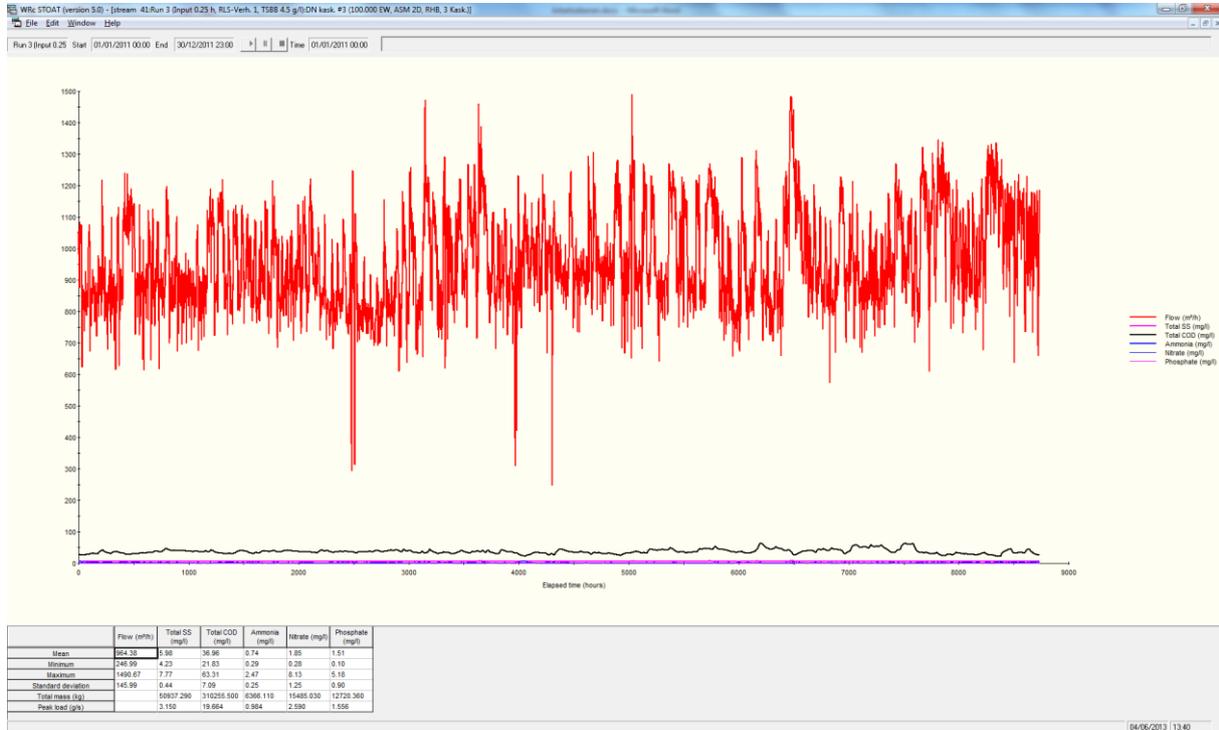


Abb. 27: Ergebnisausgabe in 2D, Beispiel

Zwischen den verschiedenen Anzeigemöglichkeiten gemäß Abb. 26 können Sie auch während der Betrachtung der Ergebnisse auf dem Bildschirm über **»Window«** → **»View«** umschalten (siehe Abb. 28).

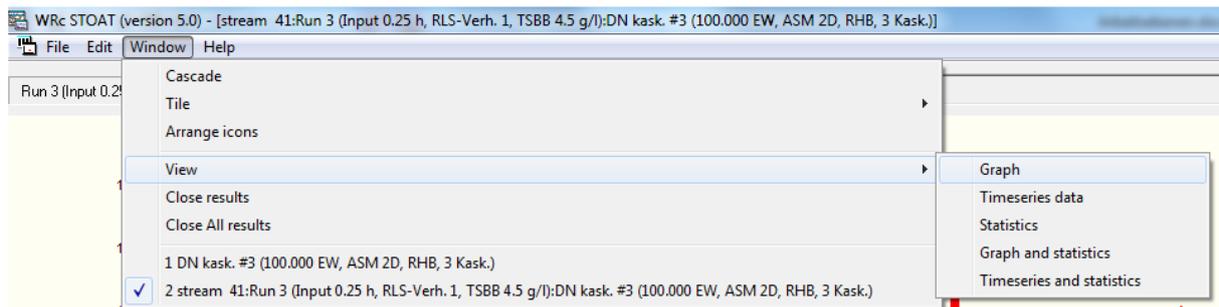


Abb. 28: Nachträgliche Veränderung der Form der Ergebnisausgabe

Die Ausgabe der Ergebnisse analog Abb. 27 kann durch Änderungen an den Einstellungen der Grafik und durch Einblenden weiterer Informationen (z.B. gültige Überwachungswerte) angepasst und aufgewertet werden.

4.3.2. Dreidimensionale Zeitreihe der Ergebnisse

Selbstverständlich können auch die Ergebnisse in den maßgeblichen STOAT „Bausteinen“ aufgerufen und analysiert werden. Sofern die „Bausteine“ in mehrere Stufen aufgeteilt wurden, erfolgt die grafische Darstellung in 3D.

Die Vorgehensweise zur Auswahl der Parameter ist wie oben beschrieben: Rechtsklick auf den Baustein, »Results« und dann Auswahl der Parameter sowie Form der Ergebnisdarstellung und ggf. der Skalierung.

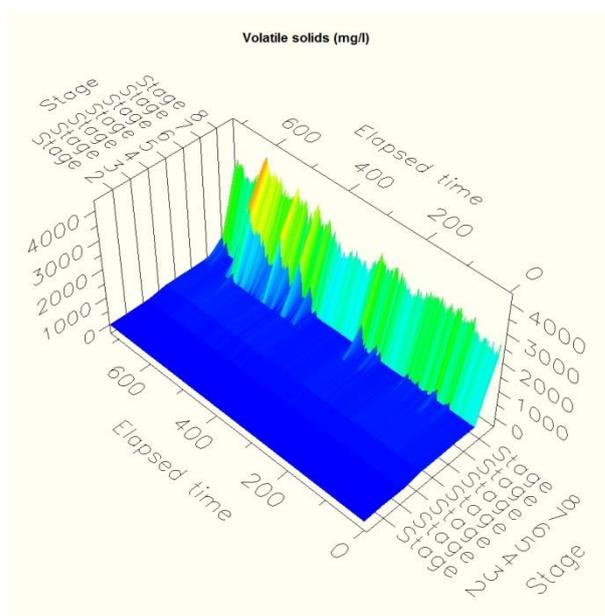


Abb. 29: Ergebnisausgabe in 3D, Beispiel Nachklärbecken mit 8 vertikalen Stufen, Parameter »Volatile solids«

»Secondary settlement tanks« (Nachklärbecken) werden standardmäßig in 8 vertikal angeordnete Stufen unterteilt. »Stage 8« ist die unterste Schicht des NKB (aus dieser erfolgt der Abzug des abgesetzten Schlammes), »Stage 1« die oberste Schicht (= Klarwasserablauf). Wie aus Abb. 29 ersichtlich, sind die abgelaufene Zeit auf der X-Achse (von Bildmitte vorn nach links hinten verlaufend), die vertikalen Schichten auf der Z-Achse (von Bildmitte vorn nach rechts hinten verlaufend) und die Konzentration der »Volatile solids« auf der Y-Achse aufgetragen. Im Beispiel ist alles „im grünen Bereich“: Die Feststoffe konzentrieren sich in »Stage 7« und »Stage 8«, in den oberen Schichten ist deren Konzentration über die gesamte Zeit vernachlässigbar gering. Eine Schlammabdrift aus dem NKB ist somit nicht zu befürchten.

Auch die Bausteine zur Abbildung von Belebungsbecken (z. B. »Activated sludge aeration tank« oder »Oxidation ditch«) können in mehrere Stufen aufgeteilt werden. Diese werden nacheinander horizontal durchflossen. Abb. 30 ist ein Beispiel für die dreidimensionale Ausgabe der Ergebnisse eines vierstufigen Belebungsbeckens für den Parameter »Dissolved oxygen«. Analog Abb. 29 sind die abgelaufene Zeit auf der X-Achse (von Bildmitte vorn nach links hinten verlaufend) und die Stufen auf der Z-Achse (von Bildmitte vorn nach rechts hinten verlaufend) aufgetragen. Die Y-Achse

zeigt die jeweilige Konzentration des gelösten Sauerstoffs an. Im Beispiel sind die vier nacheinander durchflossenen Stufen des »*Activated sludge aeration tank*« wie folgt konfiguriert:

- Stufe 1: anaerob (BioP)
- Stufe 2: anoxisch (DN)
- Stufe 3: fakultativ anoxisch (DN) oder aerob (N)
- Stufe 4: aerob (N)

Unter Berücksichtigung der jeweiligen Belastungssituation im Zulauf wird dies in der 3D-Darstellung in Abb. 30 wiedergespiegelt.

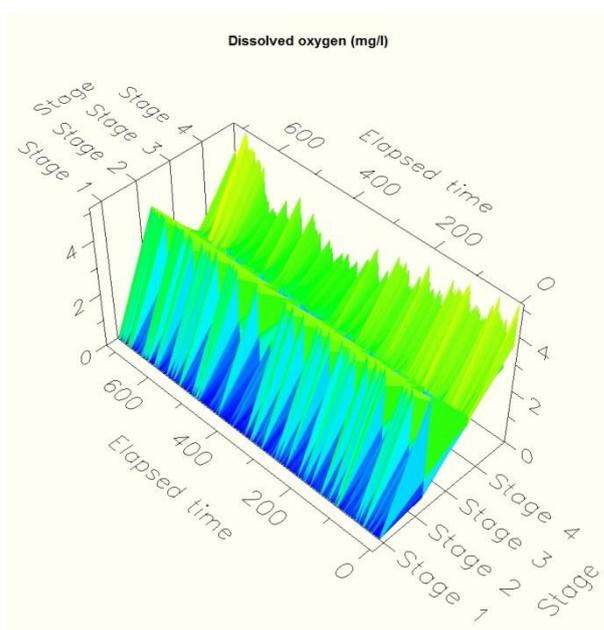


Abb. 30: Ergebnisausgabe in 3D, Beispiel Belebungsbecken mit 4 horizontalen Stufen, Parameter »*Dissolved oxygen*«

Auch hier kann die Form der Ergebnisdarstellung über → »*Window*« → »*View*« jederzeit umgestellt werden.

4.3.3. Sankey-Diagramm

Sehr aussagekräftige Ergebnisdarstellungen bieten auch die Sankey-Diagramme. Diese sind aufzurufen unter → »*Tools*« → »*Stream reports*« → »*Sankey Diagram*« → »*[Parameter]*«.

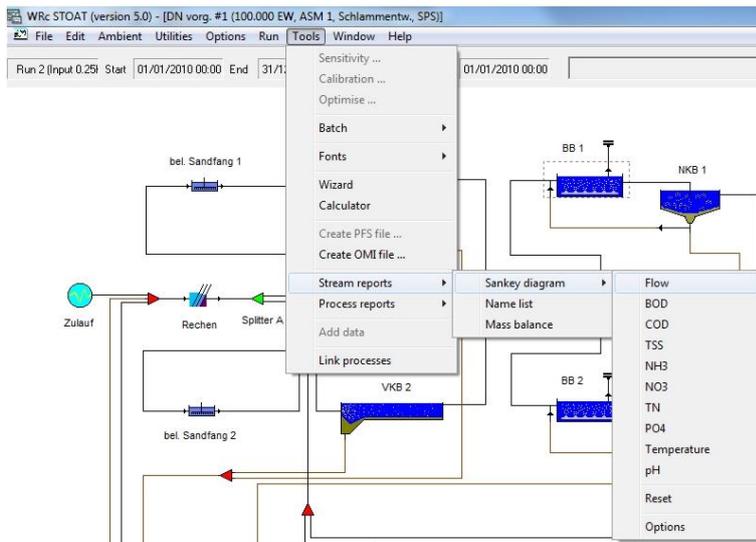


Abb. 31: Menükaskade zum Aufruf von Sankey-Diagrammen

Über ... → »Sankey Diagram« → »Options« kann die Skalierung linear oder logarithmisch eingestellt werden. Außerdem kann gewählt werden, ob das Sankey-Diagramm auf »Concentration« oder »Load« (Stofffracht) abstellen soll (vgl. Abb. 32).

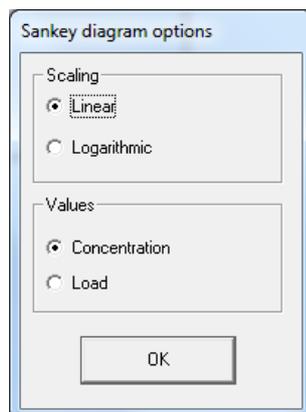


Abb. 32: »Sankey diagram options«

Mit ... → »Reset« wird wieder auf die normale Darstellung der Teilströme zurück gegangen.

Die folgende Abb. 33 zeigt als Beispiel für ein Sankey-Diagramm die Volumenströme in linearer Skalierung für ein Modell einer KA für 100.000 EW.

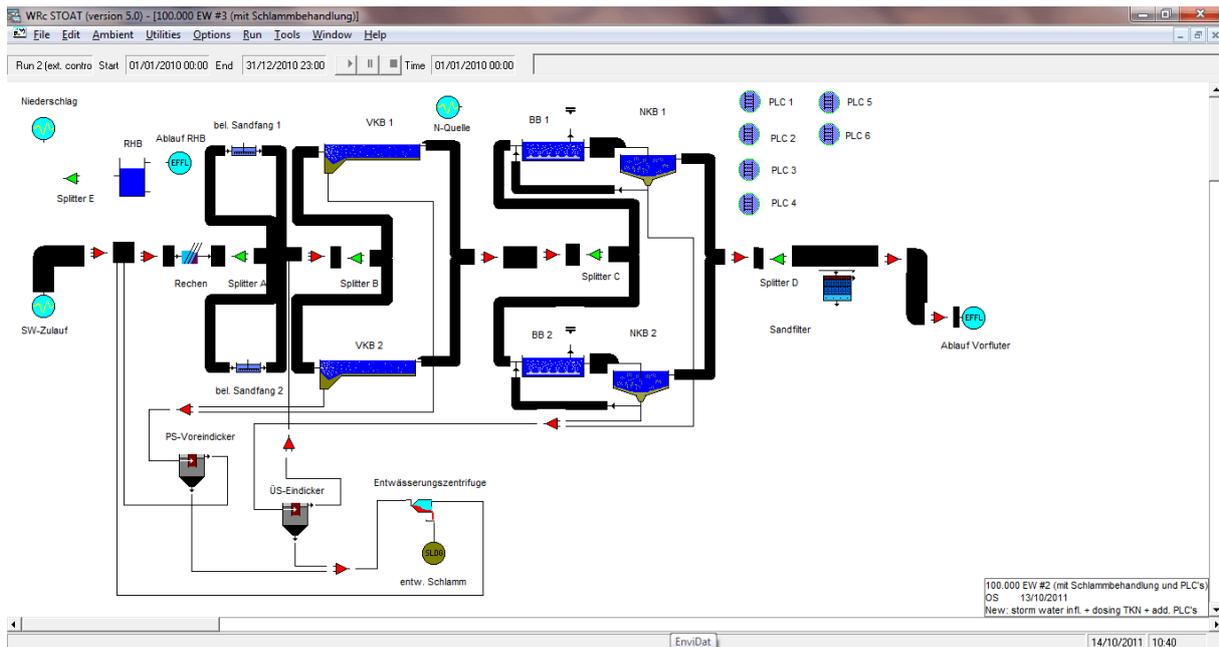


Abb. 33: Sankey-Diagramm, Beispiel

Die Strichdicke der „Leitungen“ im Sankey-Diagramm ist proportional zu den Mittelwerten des jeweils gewählten Parameters der Massenbilanz für den jeweiligen Rechnerlauf.

4.3.4. Massenbilanz

Im Wege der Ausgabe einer Massenbilanz gewinnen Sie den umfassendsten Überblick über die numerischen Ergebnisse des jeweiligen Rechnerlaufs. Der Aufruf erfolgt über → »*Tools*« → »*Stream reports*« → »*Mass balance*«.

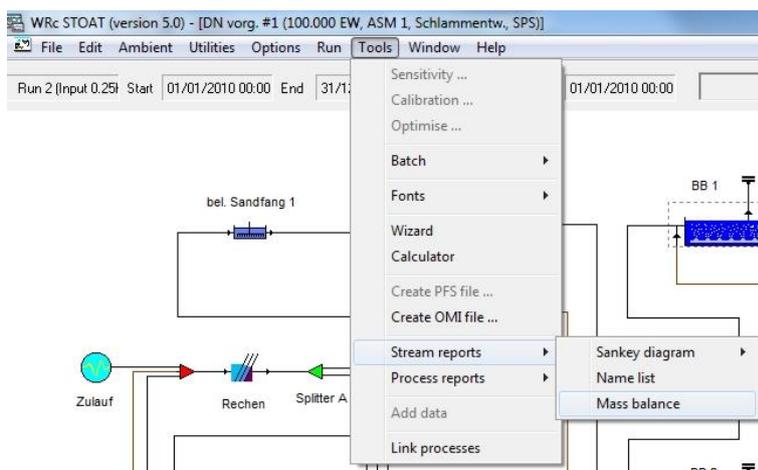


Abb. 34: Menükaskade zum Aufruf der Massenbilanz

Daraufhin wird eine Tabelle aufgebaut, die für jeden einzelnen Teilstrom des jeweiligen Modells Mittelwert, Minimum und Maximum der Konzentration und Fracht in den wichtigsten Parametern für den jeweiligen Rechnerlauf ausgibt (vgl. Abb. 35).

Parameter	stream 2	stream 3	stream 4	stream 5	stream 6	stream 7	stream 8	stream 10	stream 12	stream 13	stream 14	stream 15	stream 16	stream 17	stream 18	stream 19	stream 20	stream
Av. flow (m³/h)	1025.85	512.92	512.92	512.92	512.92	536.05	536.05	1072.10	1019.32	534.66	534.66	1063.32	534.66	534.66	984.66	984.66	450.00	450.00
Min. flow (m³/h)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Max. flow (m³/h)	1550.81	775.41	775.41	775.41	775.41	798.81	798.81	1597.62	1544.74	797.37	797.37	1594.74	797.37	797.37	1247.37	1247.37	450.00	450.00
Av. Temperature (deg. C)	15.94	15.94	15.94	15.94	15.94	15.94	15.94	15.94	15.94	15.94	15.94	15.94	15.94	15.94	15.94	15.94	15.94	15.94
Min. Temperature (deg. C)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Max. Temperature (deg. C)	21.70	21.70	21.70	21.70	21.70	21.60	21.60	21.60	20.32	21.33	21.33	21.33	21.33	21.33	20.33	20.33	20.32	20.32
Av. BOD (mg/l)	449.89	449.89	449.89	449.89	449.89	432.58	432.58	432.58	5.29	374.75	374.75	374.75	374.75	374.75	1016.25	1016.25	2101.10	2101.10
Min. BOD (mg/l)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Max. BOD (mg/l)	944.87	944.87	944.87	944.87	944.87	913.15	913.15	913.15	14.10	750.09	750.09	750.09	750.09	750.09	1545.40	1545.40	3235.25	3235.25
Av. COD (mg/l)	523.33	523.33	523.33	523.33	523.33	505.96	505.96	505.96	40.85	438.12	438.12	438.12	438.12	438.12	1902.82	1902.82	3900.68	3900.68
Min. COD (mg/l)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Max. COD (mg/l)	1095.54	1095.54	1095.54	1095.54	1095.54	1061.26	1061.26	1061.26	73.82	874.07	874.07	874.07	874.07	874.07	2718.36	2718.36	5645.81	5645.81
Av. SS (mg/l)	488.58	488.58	488.58	488.58	488.58	472.30	472.30	472.30	5.06	337.35	337.35	337.35	337.35	337.35	2585.02	2585.02	5353.28	5353.28
Min. SS (mg/l)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Max. SS (mg/l)	1022.02	1022.02	1022.02	1021.82	1021.82	998.18	998.18	998.18	6.58	610.53	610.53	610.53	610.53	610.53	3521.58	3521.58	7425.00	7425.00
Av. NH3 (mg/l)	29.11	29.11	29.11	29.11	29.11	27.90	27.90	27.90	1.14	27.90	27.90	27.90	27.90	27.90	1.13	1.13	1.12	1.12
Min. NH3 (mg/l)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-1.26	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-1.44	-1.44	-1.13	-1.13
Max. NH3 (mg/l)	52.65	52.65	52.65	52.65	52.65	50.36	50.36	50.36	6.86	49.53	49.53	49.53	49.53	49.53	7.04	7.04	6.66	6.66
Av. NO3 (mg/l)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.04	0.04	0.97	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.96	0.96	0.96	0.96
Min. NO3 (mg/l)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Max. NO3 (mg/l)	0.03	0.03	0.03	0.03	0.03	0.58	0.58	0.58	10.81	0.57	0.57	0.57	0.57	0.57	11.04	11.04	11.23	11.23
Av. TN (mg/l)	45.92	45.92	45.92	45.92	45.92	44.33	44.33	44.33	5.31	41.98	41.98	41.98	41.98	41.98	91.68	91.68	184.37	184.37
Min. TN (mg/l)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Max. TN (mg/l)	82.46	82.46	82.46	82.46	82.46	79.02	79.02	79.02	16.32	73.82	73.82	73.82	73.82	73.82	133.61	133.61	277.36	277.36
Av. PO4 (mg/l)	7.92	7.92	7.92	7.92	7.92	7.92	7.92	7.92	7.91	7.92	7.92	7.92	7.92	7.92	7.94	7.94	7.98	7.98
Min. PO4 (mg/l)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Max. PO4 (mg/l)	43.82	43.82	43.82	43.82	43.82	42.16	42.16	42.16	19.04	32.89	32.89	32.89	32.89	32.89	19.26	19.26	19.04	19.04
Av. BOD (kg/h)	461.52	230.76	230.76	230.76	230.76	231.88	231.88	463.76	5.39	200.36	200.36	400.73	200.36	200.36	1000.66	1000.66	945.50	945.50
Min. BOD (kg/h)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Max. BOD (kg/h)	1239.04	619.52	619.52	619.52	619.52	620.72	620.72	1241.44	17.52	501.20	501.20	1002.40	501.20	501.20	1621.58	1621.58	1455.86	1455.86
Av. COD (kg/h)	536.86	268.43	268.43	268.43	268.43	271.22	271.22	542.44	41.64	234.78	234.78	469.57	234.78	234.78	1873.63	1873.63	1755.31	1755.31
Min. COD (kg/h)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Max. COD (kg/h)	1436.19	718.10	718.10	718.10	718.10	721.31	721.31	1442.62	86.63	584.04	584.04	1168.09	584.04	584.04	2859.65	2859.65	2540.61	2540.61
Av. SS (kg/h)	501.20	250.60	250.60	250.50	250.50	253.18	253.18	506.35	5.16	180.37	180.37	360.73	180.37	180.37	2545.37	2545.37	2408.98	2408.98
Min. SS (kg/h)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Max. SS (kg/h)	1335.13	667.56	667.56	667.43	667.43	670.46	670.46	1340.93	10.12	407.95	407.95	815.90	407.95	407.95	3708.96	3708.96	3341.25	3341.25
Av. NH3 (kg/h)	29.86	14.93	14.93	14.93	14.93	14.96	14.96	29.92	1.16	14.92	14.92	29.84	14.92	14.92	1.11	1.11	0.50	0.50
Min. NH3 (kg/h)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-1.47	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-1.58	-1.58	-0.51	-0.51
Max. NH3 (kg/h)	54.38	27.19	27.19	27.19	27.19	27.21	27.21	54.43	10.04	27.10	27.10	54.21	27.10	27.10	8.42	8.42	3.00	3.00
Av. NO3 (kg/h)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.02	0.05	0.99	0.02	0.02	0.05	0.02	0.02	0.94	0.94	0.43	0.43
Min. NO3 (kg/h)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Max. NO3 (kg/h)	0.03	0.02	0.02	0.02	0.02	0.28	0.28	0.55	12.69	0.28	0.28	0.55	0.28	0.28	11.84	11.84	5.05	5.05
Av. TN (kg/h)	47.11	23.55	23.55	23.55	23.55	23.76	23.76	47.52	5.41	22.44	22.44	44.89	22.44	22.44	90.27	90.27	82.96	82.96
Min. TN (kg/h)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Max. TN (kg/h)	84.91	42.45	42.45	42.45	42.45	42.64	42.64	85.29	21.76	40.82	40.82	81.63	40.82	40.82	140.27	140.27	124.81	124.81
Av. PO4 (kg/h)	8.12	4.06	4.06	4.06	4.06	4.24	4.24	8.49	8.07	4.23	4.23	8.47	4.23	4.23	7.82	7.82	3.59	3.59
Min. PO4 (kg/h)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Max. PO4 (kg/h)	47.50	23.75	23.75	23.75	23.75	23.83	23.83	47.66	22.05	20.38	20.38	40.76	20.38	20.38	18.69	18.69	8.57	8.57

Abb. 35: Massenbilanz, Beispiel (Auszug)

Über den »Copy« Button kopieren Sie die komplette Massenbilanz in die Zwischenablage. Von dort kann die Massenbilanz direkt in ein Tabellenkalkulationsprogramm, z. B. MS Excel übertragen und tiefer ausgewertet werden. Der »Save« Button bewirkt ein Speichern der Massenbilanz als *.txt-Datei.

5. Eingangsdaten

Die erforderlichen Inputs für ein STOAT Modell zur Kläranlagensimulation lassen sich grundsätzlich in

„statische“ und „dynamische“ Inputs

unterteilen. Bei den „statischen“ Inputs handelt es sich um Angaben zum Design eines Modells, d.h. zeitunabhängige Daten. Sie sind bei allen Rechnerläufen identisch und deshalb der Modellebene (»*Works level*«) zugeordnet (siehe Abschnitt 4.1.). „Dynamische“ Inputs hingegen sind durch ihre Abhängigkeit von der Zeit charakterisiert. Mit anderen Worten: Ein „dynamischer“ Input kann während der Simulationsperiode ständig wechselnde Werte annehmen. Deshalb werden sie STOAT auf der Rechnerlaufebene (»*Run level*«) übergeben (siehe Abschnitt 4.2.). „Dynamische“ Inputs lassen sich wiederum in zwei Gruppen unterteilen:

- Informationen über Menge und Beschaffenheit des der Kläranlage zulaufenden Abwassers über die Zeit
- Informationen über die Fahrweise (Einstellungen) der Anlagen und Prozesse über die Zeit

Nachfolgend werden jene Informationen beschrieben, die während eines Projektes zur Kläranlagensimulation benötigt werden, um die o.g. Inputs bereitzustellen.

5.1. Informationen zum Anlagendesign

Die zu diesem – und auch zu den beiden anderen Punkten – tatsächlich erforderlichen Daten hängen unmittelbar davon ab, wie das geplante Modell abgegrenzt werden soll. Um unnötigen Aufwand zu vermeiden ist die Frage, welche Anlagen und Prozesse vom Modell abgedeckt werden sollen und welche nicht, schon bei Aufnahme der Arbeiten zumindest in groben Zügen zu bestimmen.

Die Grundinformationen zur „Verschaltung“ der zu modellierenden Anlage können üblicherweise aus dem **Verfahrensfließbild der Kläranlage** entnommen werden, es ist unerlässlich. Erforderliche weiterführende Informationen, z.B. zum Volumen einzelner Behälter oder zur Leistung von Pumpen und Gebläsen, können je nach Situation aus Planungs- und Projektierungsunterlagen (Archivunterlagen) entnommen oder müssen vor Ort ermittelt werden. Oft können auch „Screenshots“ des Prozessleitsystems entsprechende Informationen liefern.

Für größere Standorte der chemischen Industrie ist das Abwasserkataster eine weitere wichtige Informationsquelle. Besonders wichtig ist ein **Schema oder Lageplan des Entwässerungsnetzes des Standorts**. Mit Hilfe dieser Unterlagen können

auch Anlagen außerhalb des eigentlichen Klärwerks, soweit diese im Modell zu berücksichtigen sind, schon beim Entwurf des Modells korrekt einbezogen werden (z.B. bestimmte Vorbehandlungsanlagen oder Stapeltanks).

5.2. Informationen zum Anlagenbetrieb

Wie die zu modellierende Anlage betrieben wurde, spielt naturgemäß eine ganz wichtige Rolle. Von besonderer Bedeutung für eine gute Simulationsqualität sind zeitlich dicht gestaffelte Informationen insbesondere über

- Belüftung
- Rücklaufschlammförderung
- Überschussschlammmentnahme
- Dosierung von Chemikalien (z.B. C-Quellen in der Denitrifikation)
- Behälterfüllungsstände

Nicht zu vergessen sind hierbei:

- Steuernde Eingriffe von Prozessleitsystemen und/oder speicherprogrammierbaren Steuerungen (SPS)
- Händische Eingriffe der Operatoren der Anlage

5.3. Kläranlagenzulauf

Zum Generieren der Inputdateien für die Zuläufe zum Klärwerk und zur Kalibrierung der Belebtschlamm-Modelle der IAWQ («*Activated Sludge Modelle*») sind bestimmte Anforderungen an die Messwerte zu erfüllen. Idealerweise sollten alle Messwerte zur Kalibrierung aus einem Zeitraum mit „normalen“ (repräsentativen) Betriebsbedingungen stammen und die Daten sollten einen Zeitraum von mindestens drei Schlammaltern umfassen (d.h. etwa drei Monate). Die Messwerte aus dem Betrieb des Klärwerks sollten jeweils für Input und Output der zu simulierenden biologischen Behandlungsstufen und für die folgenden Parameter verfügbar sein:

- Chemischer Sauerstoffbedarf in der Originalprobe (CSB), gemessen sowohl in der homogenisierten als auch in der filtrierten Probe
- Biochemischer Sauerstoffbedarf in der Originalprobe nach fünf Tagen (BSB₅), gemessen sowohl in der homogenisierten als auch in der filtrierten Probe
- Gesamt-Kjeldahl-Stickstoff in der Originalprobe (Total Kjeldahl Nitrogen, TKN), gemessen sowohl in der homogenisierten als auch in der filtrierten Probe
- Ammonium-Stickstoff (NH₄-N)
- Nitrat-Stickstoff (NO₃-N)
- Nitrit-Stickstoff (NO₂-N)

Nitrat- und Nitritstickstoff treten normalerweise im Zulauf kommunaler Kläranlagen nicht auf bzw. sind vernachlässigbar gering.

- Gesamt-Phosphor in der Originalprobe (P),
gemessen sowohl in der homogenisierten als auch in der filtrierten Probe
- Abfiltrierbare Stoffe in der Originalprobe
- Alkalität (oder pH-Wert)
- Abwassertemperatur

Die o.g. Messdaten sollten möglichst aus mehr als einer Messung pro Tag bestehen. Der für die »*Activated Sludge Modelle*« notwendige Input wird auf der Grundlage dieser Daten generiert.

Mit dem »*Activated Sludge Model #1*« wurde eine Beschreibung der organischen Abwasserinhaltsstoffe etabliert, die von der bis dahin üblichen Betrachtung anhand der Summenparameter CSB und BSB abweicht. Danach werden die Organika in folgenden vier Gruppen erfasst:

- **S_I** – »*Inert soluble organic matter*«
- **S_s** – »*Soluble readily biodegradable substrate*«
- **X_I** – »*Inert suspended organic matter*«
- **X_s** – »*Slowly biodegradable substrate*«

Sowohl »*ASM #1*«, »*ASM #2*«, »*ASM #2D*« als auch »*ASM #3*« erwarten den Input zur Beschaffenheit von Abwasserströmen im Modell in diesen vier Fraktionen.

Soweit vorhanden, sollten bei der Fraktionierung des CSB auch weiterführende Hinweise, wie z.B. Ergebnisse von Zahn-Wellens-Tests, berücksichtigt werden.

5.3.1. Fraktionierung Kommunalabwasser

Die »*Activated Sludge Modelle*« wurden für Kommunalabwasser entwickelt. Die Vorstellungen der „Väter“ dieser Modelle zu Herkunft und Verhalten von Organika im Abwasser gehen vom normal verschmutzten häuslichen Abwasser aus. Deshalb sind die o.g. vier Fraktionen wie folgt zu interpretieren:

- **S_I** – inertes (persistentes/refraktäres) organisches Material in gelöster Form, das die Kläranlage ohne jeglichen Abbau oder Metabolisierung wieder verläßt. Nach HENZE et al., 1987 handelt es sich um jenen CSB, der trotz mindestens 10-tägiger intensiver Belüftung einer Abwasserprobe noch vorgefunden wird.
= **CSB_{gelöst, inert}**
- **S_s** – sofort bioverfügbares lösliches Substrat, das vollständig abgebaut wird. HENZE et al., 1987 schlugen vor, diese Fraktion über die Änderung der Sauerstoffaufnahme zu bestimmen, die eintritt, wenn einer gut durchmischten,

sauerstoffreichen Probe frisches Abwasser zugegeben wird.

= **CSB_{gelöst}**, schnell abbaubar

- **X_I** – «Inert suspended organic matter». Für diese Größe schlugen HENZE et al., 1987 eine Abschätzung über die Schlammproduktion unter Berücksichtigung des Schlammalters vor.

= **CSB_{partikulär}**, langsam abbaubar

- **X_S** – Partikuläres, biochemisch abbaubares Substrat, das sich nach HENZE et al., 1987 aus der Differenz des Gesamt-CSB und den vorgenannten drei Fraktionen errechnen lässt.

= **CSB_{partikulär}**, schnell abbaubar

Mit zunehmender Verbreitung der «Activated Sludge Modelle» hat sich folgende pragmatische Vorgehensweise zur Ermittlung der CSB-Fraktionen aus den üblicherweise verfügbaren Labormessungen durchgesetzt:

Fraktion	Messung/Berechnung
CSB _{gelöst} , schnell abbaubar	Biochemischer Sauerstoffbedarf in der Originalprobe nach 20 Tagen, gemessen in der filtrierten Probe (BSB _{20, filtriert})
CSB _{partikulär} , schnell abbaubar	Biochemischer Sauerstoffbedarf in der Originalprobe nach 20 Tagen, gemessen in der homogenisierten Probe (BSB _{20, homogenisiert}) abzüglich BSB _{20, filtriert}
CSB _{gelöst} , inert	Chemischer Sauerstoffbedarf in der Originalprobe, gemessen in der filtrierten Probe (CSB _{filtriert}) abzüglich BSB _{20, filtriert}
CSB _{partikulär} , langsam abbaubar	Chemischer Sauerstoffbedarf in der Originalprobe, gemessen in der homogenisierten Probe (CSB _{homogenisiert}) abzüglich der drei vorgenannten Fraktionen

Diese Zusammenhänge sind in Abb. 36 unter Verwendung der in STOAT gebräuchlichen Bezeichnungen der verschiedenen Parameter, z. B. in den Influent-Dateien dargestellt. Auch die Querverbindungen zu den Feststoffen gehen aus dieser Skizze hervor.

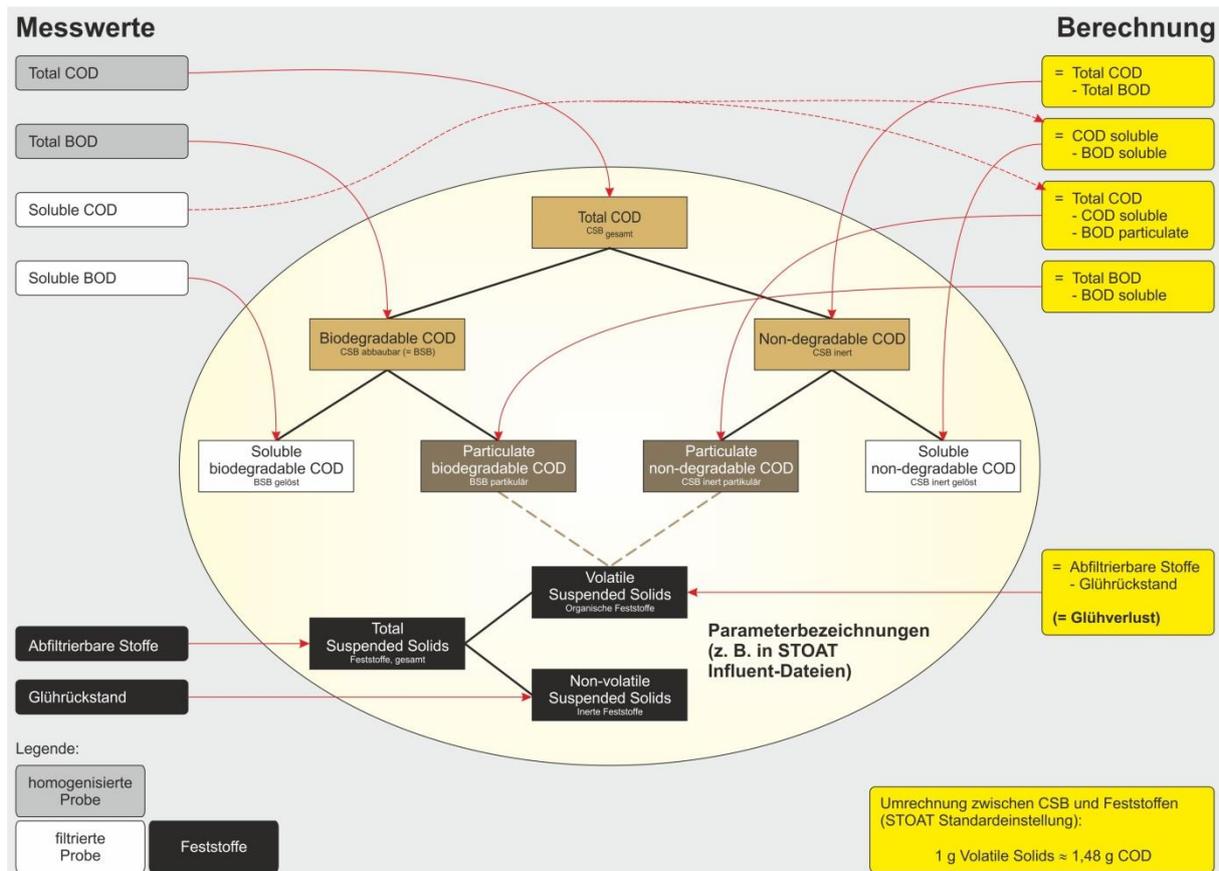


Abb. 36: Zusammenhang zwischen den ASM-Fraktionen für CSB und Feststoffe und zugrunde liegende Messungen/Berechnungen

HENZE et al., 1987 gingen davon aus, dass der prozentuale Anteil der verschiedenen Fraktionen am Gesamt-CSB im Allgemeinen – unabhängig von der Höhe der Belastung – konstant ist.

»For variable strength influents, it can generally be assumed that the various fractions stay in constant proportions to one another.«

Dementsprechend wird international für Kommunalabwasser eine „starre“ Fraktionierung gem. Abb. 37 angenommen.

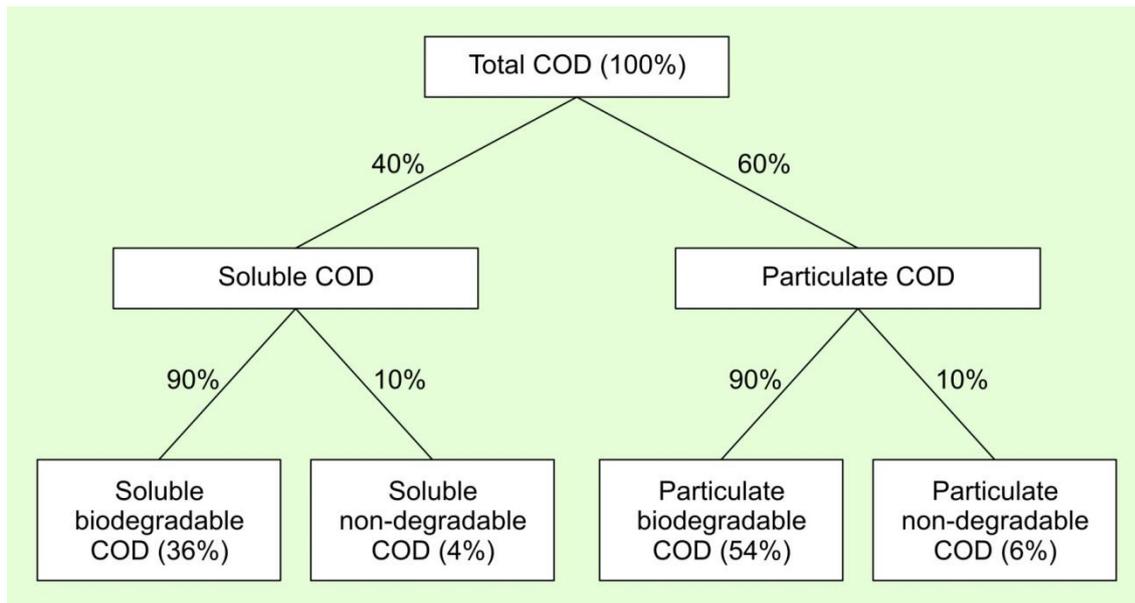


Abb. 37: International übliche Standardfraktionierung für Kommunalabwasser

5.3.2. Fraktionierung Industrieabwasser

Von dieser Fraktionierung kann allerdings im Industrieabwasserbereich kein Gebrauch gemacht werden. Die Matrices der Abwässer unterliegen dort von Unternehmen zu Unternehmen – und innerhalb eines Unternehmens oft auch von Anlage zu Anlage – erheblichen Abweichungen. Ohne entsprechende Messungen ist keine Aussage möglich. Das Kernproblem lässt sich wie folgt beschreiben:

- Definitionsgemäß wird der $CSB_{\text{gelöst, inert}}$ in den »Activated Sludge Modellen« rechnerisch nicht verändert, sondern vom Zulauf zum Ablauf direkt „durchgereicht“.
- Wird der $CSB_{\text{gelöst, inert}}$ bei der Simulation falsch angesetzt, sind die Simulationsergebnisse somit auch von vornherein fehlerhaft (zu hoch oder zu niedrig).
- $CSB_{\text{gelöst, inert}}$ kann leider nicht direkt gemessen werden.

Auch eine Fraktionierung auf der Grundlage der o. g. CSB- und BSB-Bestimmungen ist bei Industrieabwasser, insbesondere bei Abwasser aus der chemischen Industrie, nicht zu empfehlen. Dies wird durch das folgende Beispiel aus der Praxis verdeutlicht.

Unter Verwendung der folgenden Messwerte (allesamt statistisch gesicherte Mittelwerte)

$CSB_{\text{homogenisiert}} = 1\,605 \text{ mg/l}$

$CSB_{\text{filtriert}} = 1\,330 \text{ mg/l}$

$BSB_{20, \text{homogenisiert}} = 933 \text{ mg/l}$

$BSB_{20, \text{filtriert}} = 855 \text{ mg/l}$

ergibt sich eine Fraktionierung gemäß folgender Tabelle.

Tab. 9: CSB-Fraktionierung eines Chemieabwassers bei herkömmlicher Fraktionierung

COD_{total}			
1605			
COD_{soluble}		COD_{particulate}	
1330		275	
82.9%		17.1%	
COD_{soluble, biodegradable}	COD_{soluble, non-degradable}	COD_{particulate, biodegradable}	COD_{particulate, non-degradable}
855	475	78	197
prozentualer Anteil, bezogen auf COD _{total}		prozentualer Anteil, bezogen auf COD _{total}	
53.3%	29.6%	4.9%	12.3%

Danach würde der inerte Anteil des CSB fast 30% betragen. Abb. 38 zeigt das Ergebnis der Simulation mit einer Inputdatei, die diese Fraktionierung zugrunde liegt. Wie daraus ersichtlich, errechnet STOAT CSB-Ablaufwerte, die ein Mehrfaches der gemessenen Werte betragen und meilenweit über dem behördlichen Überwachungswert liegen. Ergo: Die Ergebnisse dieser Fraktionierung sind schlicht unbrauchbar.

In der Realität wird Chemieabwasser deutlich besser biochemisch abgebaut, als dies nach den Messungen und Interpretationen auf der Grundlage der für Kommunalabwasser üblichen Vorgehensweise zu erwarten war. Bei einer Gegenüberstellung der Kurven für Zulauf- und Ablauf-CSB zeigt sich, dass

- trotz enormer Schwankungen der CSB-Konzentration im Zulauf der Ablauf-CSB relativ konstant bleibt
- und dass selbst hohe Spitzen im Zulauf gut abgebaut werden.

Entgegen der von HENZE et al., 1987 für das Kommunalabwasser ermittelten Zusammenhänge, ist der Anteil des gelösten inerten CSB im oben untersuchten Chemieabwasser auch keineswegs konstant, sondern unterliegt großen Schwankungen. Dies trifft übrigens für alle Chemieabwässer zu, die der Autor bisher im Rahmen von STOAT-Simulationen untersucht hat. Oft zeigt sich, dass der Anteil des gelösten inerten CSB am Gesamt-CSB umgekehrt proportional zum Gesamt-CSB ist: Je höher der Gesamt-CSB, desto geringer dessen gelöster inerter Anteil. Soweit dieser Zusammenhang statistisch genügend gesichert ist, kann die Fraktionierung auf der Grundlage empirisch ermittelter Trendfunktionen vorgenommen werden. Bei konsequenter Nutzung der DV hält sich auch der damit verbundene Aufwand in vertretbaren Grenzen.

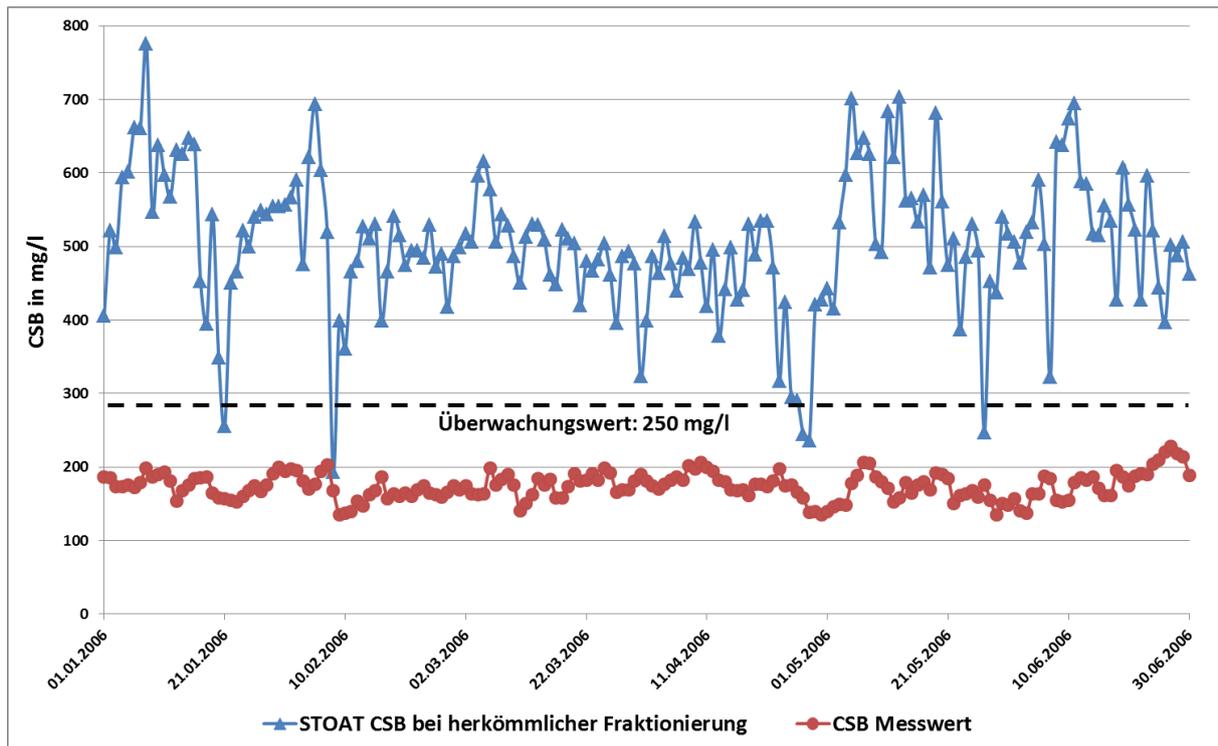


Abb. 38: Gegenüberstellung von Simulationsergebnissen (blau) und Messwerten (rot) bei Fraktionierung gemäß Tab. 9

Falls verfügbar, können auch parallele Onlinemessungen von CSB und BSB – nach entsprechender Umrechnung – herangezogen werden. Damit kann u. U. sogar eine noch bessere Übereinstimmung zwischen den Ergebnissen der Simulation und den Messwerten erzielt werden.

Bei der praktischen Simulation von Industrieabwasserkläranlagen ist als weiterer wichtiger Unterschied die oft deutlich höhere Abwassertemperatur im Vergleich zu Kommunalabwasser zu berücksichtigen. Das bewirkt entsprechend höhere Wachstumsgeschwindigkeiten der Autotrophen und Heterotrophen und hat oft auch Einfluss auf andere kalibrierungsrelevante Einstellungen der ASM, wie z. B. die Denitrifikationskapazität¹⁵.

¹⁵ Nach ATV-DVWK-A 131, 2000 ist für Temperaturen über 12°C mit einer Erhöhung der Denitrifikationskapazität um rd. 1% pro °C zu rechnen.

6. Bilanzen

Für eine gute Abbildung der in einer biologischen Kläranlage ablaufenden Prozesse ist unverzichtbar, dass im Simulationszeitraum die Bilanzen für das Original und für das Modell übereinstimmen. Dabei hat es sich bewährt, schrittweise vorzugehen. Als erstes muss überprüft werden, ob Übereinstimmung besteht zwischen den Abwasservolumenstrombilanzen für die simulierte Belebungsstufe und für das Modell. Sobald das erreicht ist, werden nacheinander die Mittelwerte der Frachten aller maßgeblichen Beschaffenheitsparameter gecheckt (Feststoffe, CSB usw. bis Phosphor - vgl. Abschnitt 3.2.).

Nachfolgend einige Hinweise zur Vorgehensweise bei der Bilanzierung anhand einer Kläranlage mit vorgeschalteter Denitrifikation.

6.1. Volumenstrombilanz

Die folgende Abbildung zeigt die biologische Stufe einer Kläranlage mit vorgeschalteter Denitrifikation und biologischer Phosphatelimination (BioP).

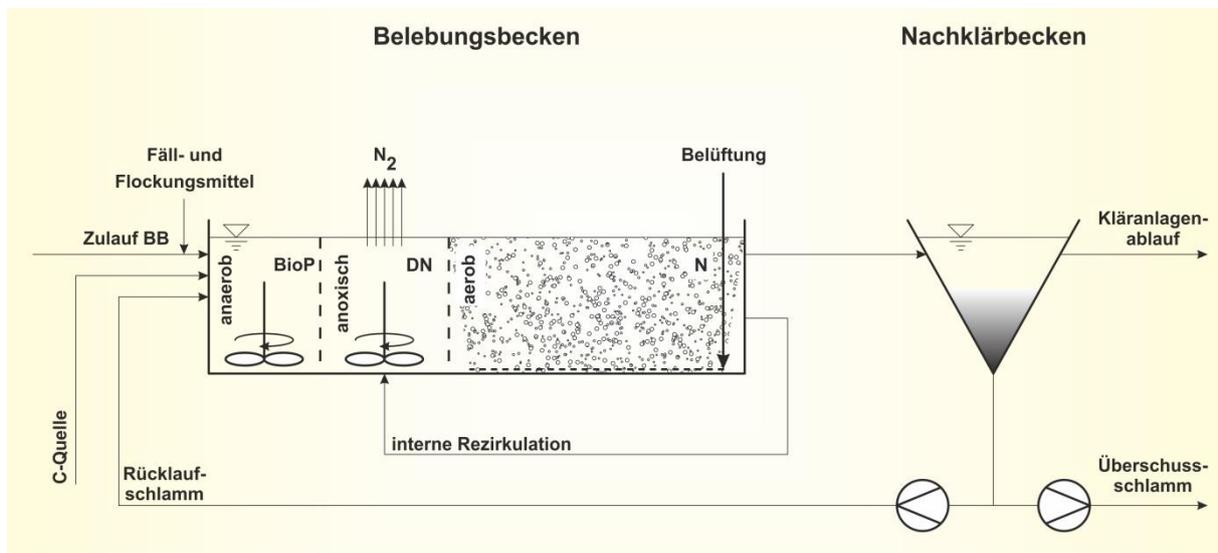


Abb. 39: Skizze der biologischen Stufe einer Kläranlage mit vorgeschalteter Denitrifikation und biologischer Phosphatelimination

Unter Vernachlässigung der i. d. R. nur geringen Abwasservolumenströme für die Dosierung von Fäll- und Flockungsmitteln sowie die C-Quelle bestehen folgende grundsätzliche Zusammenhänge (Kurzzeichen nach [ATV-DVWK-A 131, 2000]):

$$Q_{RS} = RV * Q_{ZB}$$

wobei

Q_{RS} Rücklaufschlammvolumenstrom

RV Rücklaufverhältnis

Q_{ZB} Abwasservolumenstrom im Zulauf des Belebungsbeckens

$$RF = \frac{Q_{RS} + Q_{RZ}}{Q_{ZB}} \quad Q_{RZ} = (RF - RV) * Q_{ZB}$$

wobei

Q_{RZ} Volumenstrom der internen Rezirkulation

RF Rückführverhältnis, für das die Pumpen auszulegen sind

Bei einer Überschussschlammernahme $Q_{ÜS,d}$ von 22 m³/h und

$$Q_{ZB} = 1.710 \text{ m}^3/\text{h}$$

$$RF = 3$$

$$RV = 0,75$$

ergeben sich somit für die biologische Stufe einer Kläranlage die Volumenströme gemäß Abb. 40.

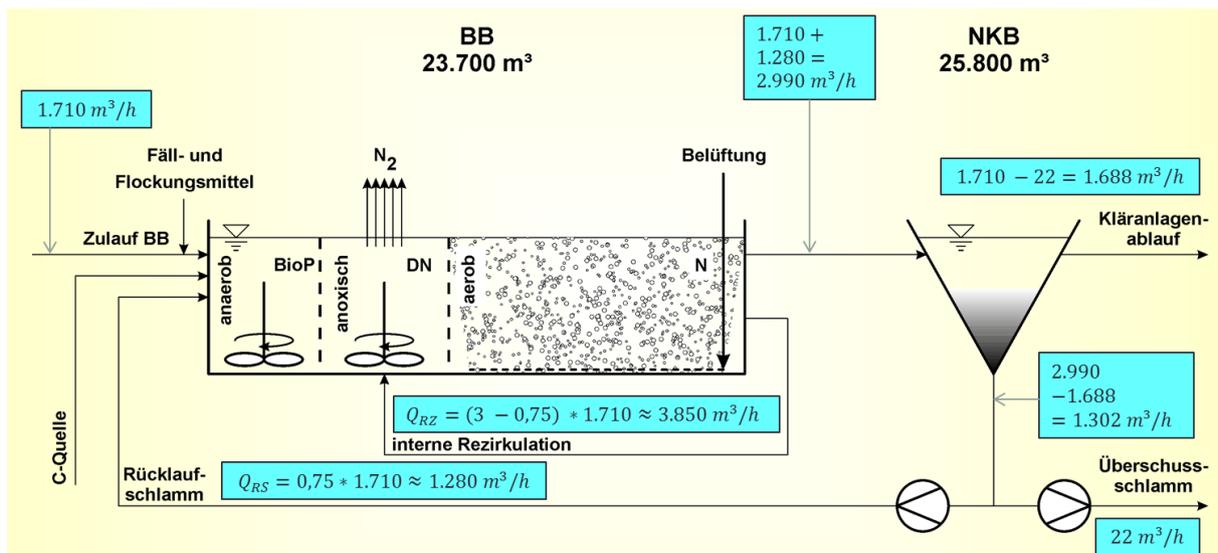


Abb. 40: Abwasservolumenstrombilanz der biologischen Stufe einer Kläranlage mit vorgeschalteter Denitrifikation und biologischer Phosphateliminiierung

6.2. Feststoffbilanz

Unter Beschränkung auf die für eine Feststoffbilanz des Nachklärbeckens maßgeblichen Einflussgrößen kann die biologische Stufe einer Kläranlage wie in der folgenden Abbildung skizziert werden.

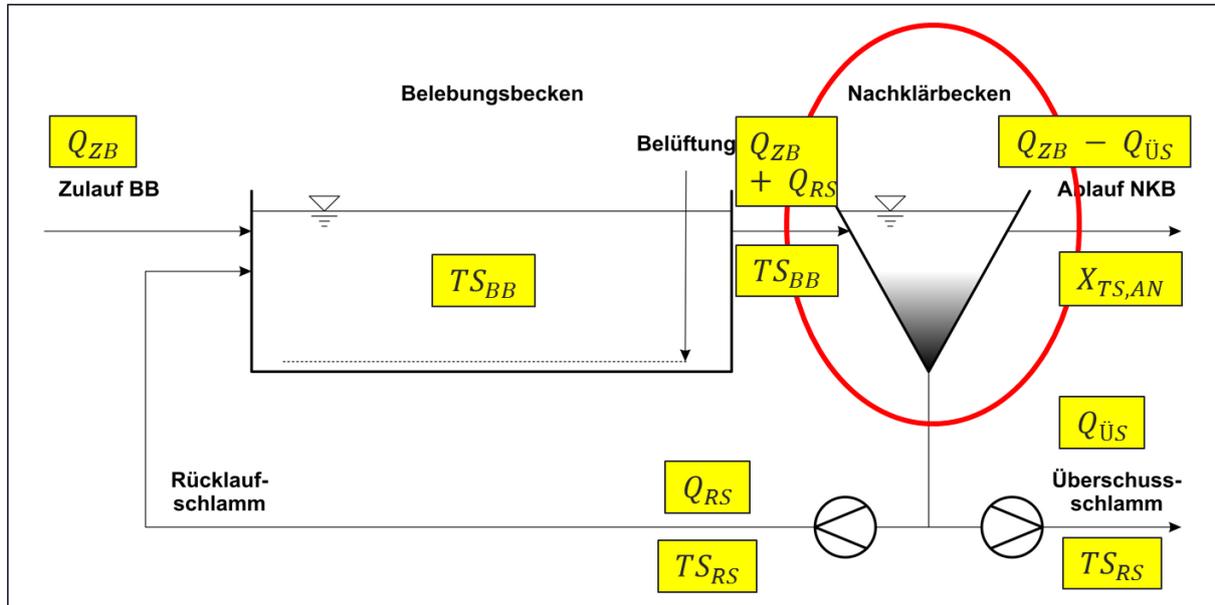


Abb. 41: Maßgebliche Ausgangsgrößen für die Feststoffbilanz der biologischen Stufe einer Kläranlage (unter Verwendung der Symbole gemäß ATV-DVWK-A 131)

Nachfolgend die Bedeutung der gelb hinterlegten Symbole in Abb. 41 sowie die entsprechenden Bezeichnungen unter STOAT:

Symbol in A 131	Bedeutung	STOAT-Bezeichnung
Q_{ZB}	Abwasservolumenstrom im Zulauf des Belebungsbeckens	»Influent flow«
Q_{RS}	Rücklaufschlammvolumenstrom	»RAS flow«
$Q_{ÜS}$	Überschussschlammvolumenstrom	»WAS flow«
TS_{BB}	Trockensubstanzgehalt im Belebungsbecken	»MLSS«
TS_{RS}	Trockensubstanzgehalt des Rücklaufschlammes	»RAS solids«
$X_{TS,AN}$	Feststoffgehalt im Ablauf der Nachklärung (= abfiltrierbare Stoffe)	»Effluent solids«

Belebungsanlagen werden i. a. R. wie ideal durchmischte Rührreaktoren («*Continuously stirred tank reactor*») betrieben. Deshalb ist der Feststoffgehalt im Ablauf des Belebungsbeckens der gleiche wie im BB selbst. Der Feststoffgehalt des Überschussschlammes ist identisch mit dem Feststoffgehalt des Rücklaufschlammes. Im Allgemeinen liegt dieser bei etwa 70% der Feststoffkonzentration an der tiefsten Stelle des Nachklärbeckens.

Somit ergibt sich folgendes für eine Feststoffbilanz rund um das Nachklärbecken:

$$(Q_{ZB} + Q_{RS}) * TS_{BB} = (Q_{RS} + Q_{ÜS}) * TS_{RS} + (Q_{ZB} - Q_{ÜS}) * X_{TS,AN}$$

Unter Verwendung der o. a. STOAT-Bezeichnungen lautet diese Beziehung:

$$\begin{aligned} & (Influent\ flow + RAS\ flow) * MLSS \\ & = (RAS\ flow + WAS\ flow) * RAS\ solids \\ & + (Influent\ flow - WAS\ flow) * Effluent\ solids \end{aligned}$$

Ein Beispiel für eine Feststoffbilanz aus der Praxis zeigt Tab. 10 (hochbelastete Belebungsstufe der Kläranlage eines Unternehmens der chemischen Industrie).

Tab. 10: Beispiel einer Feststoffbilanz

Messwerte			
Becken 3/4		$(Influent\ flow + RAS\ flow) * MLSS$	= $(RAS\ flow + WAS\ flow) * RAS\ solids + (Influent\ flow - WAS\ flow) * Effluent\ solids$
MLSS	11.857 g/m ³	7,8 t/h	10,0 t/h
RAS	400 m ³ /h		
WAS	5,33 m ³ /h		
Influent flow	255 m ³ /h		
RAS solids	24.660 g/m ³		
Effluent solids	179 g/m ³		
STOAT			
Becken 3/4		$(Influent\ flow + RAS\ flow) * MLSS$	= $(RAS\ flow + WAS\ flow) * RAS\ solids + (Influent\ flow - WAS\ flow) * Effluent\ solids$
MLSS	11.782 g/m ³	7,7 t/h	7,7 t/h
RAS	400 m ³ /h		
WAS	6,40 m ³ /h		
Influent flow	255 m ³ /h		
RAS solids	18.867 g/m ³		
Effluent solids	183 g/m ³		

Wie aus dem Beispiel in Tab. 10 hervorgeht, kann es durchaus vorkommen, dass die Bedingungen der o. g. Gleichungen mit den verfügbaren Messwerten nicht erfüllt werden. Das kann verschiedene Ursachen haben. Fehlerquellen sind hier insbesondere die Messungen der Volumenströme und Feststoffe von Rücklauf- und Überschussschlamm. In STOAT wird die Bilanz immer aufgehen, hierfür sorgt das Programm.

6.3. CSB-/BSB-Bilanz

CSB und BSB werden in den »Activated sludge Modellen« wie Sauerstoff mit negativem Vorzeichen behandelt.

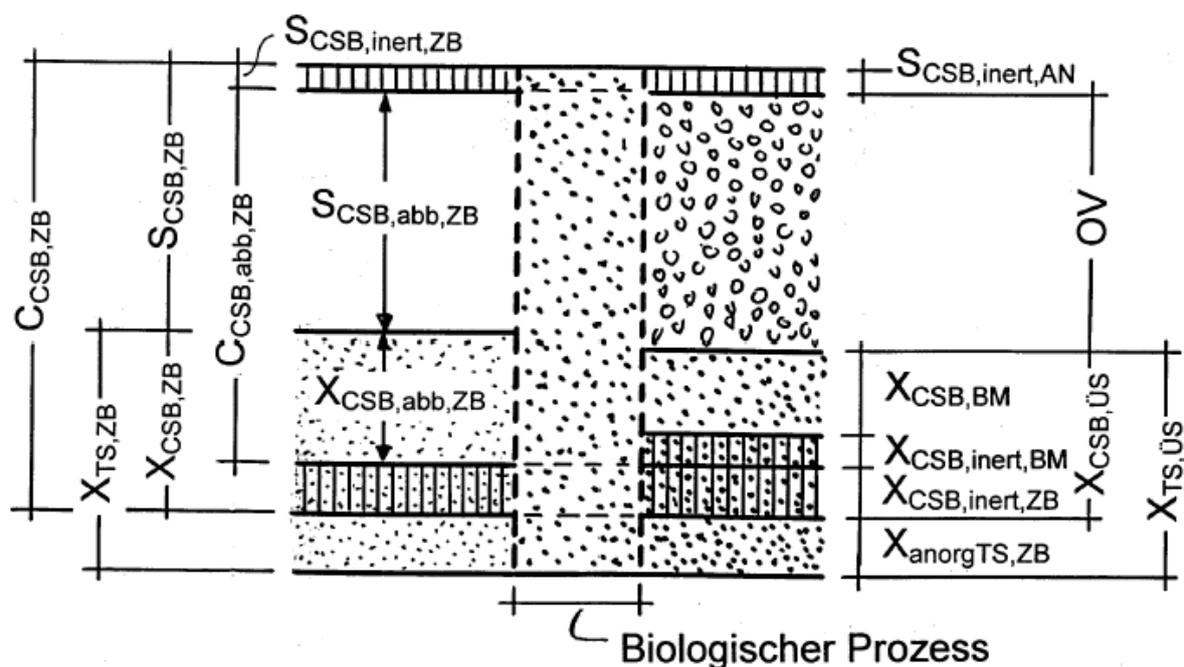


Abb. 42: Veränderung des CSB und der abfiltrierbaren Stoffe bei der biologischen Behandlung, aus [ATV-DVWK-A 131, 2000]

Dies verdeutlicht auch die aus [ATV-DVWK-A 131, 2000] entnommene Skizze der Metabolisierung des CSB und der Feststoffe oben. Der Gesamt-CSB im Zulauf wird zu einem großen Teil durch die Belüftung eliminiert und in der Biomasse festgelegt, die mit dem Überschussschlamm ausgekreist wird. Im Überschussschlamm finden sich auch die organischen und anorganischen Feststoffe des Zulaufs.

Der Rest-CSB im Ablauf setzt sich zusammen aus dem gelösten inertem CSB und jenem CSB, der den ablaufenden Feststoffen zuzurechnen ist (letzterer wird in Abb. 42 nicht berücksichtigt).

Einen groben Überblick über den Verbleib des CSB im Zulauf einer kommunalen Kläranlage mit Angaben zur prozentualen Aufteilung gibt Abb. 43.

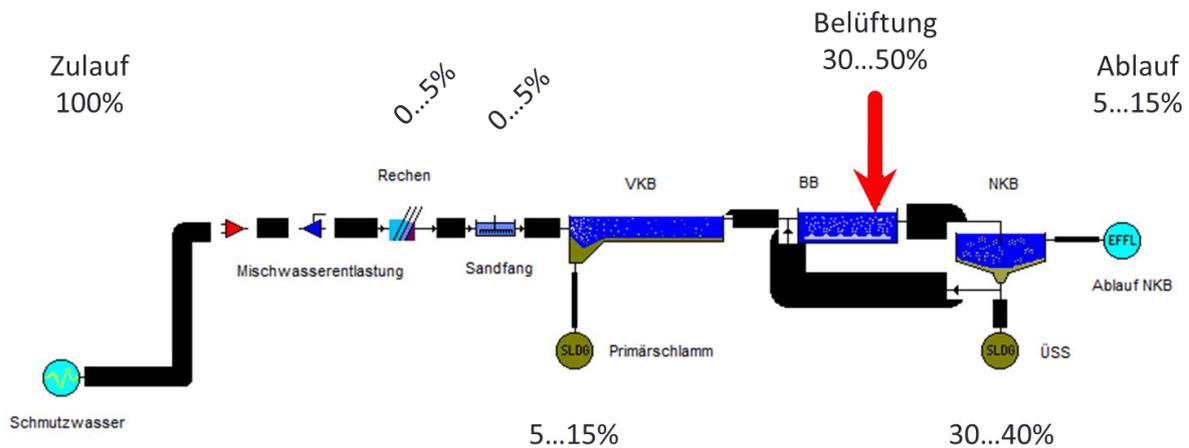
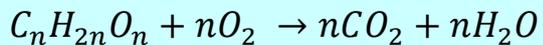


Abb. 43: CSB-Bilanz bei kommunalen Kläranlagen

6.4. Kohlenstoff-Bilanz

Die Kohlenstoff-Bilanz ist vom Grundsatz her analog wie die Feststoffbilanz aufzubauen. Allerdings ist zu beachten, dass ein wesentlicher Teil des Kohlenstoffs im Zulauf in CO_2 umgewandelt wird und das Belebungsbecken auf dem Abluftpfad verlässt. Dies ergibt sich auch aus der Bruttoformel der biochemischen Reaktion für Abbau/Eliminierung von C-Verbindungen [GUJER, 2007]:



Wird in der o. g. Bruttoformel $n = 6$ gesetzt, erhält man z.B. die Reaktionsgleichung für die Oxidation von Glucose ($C_6 H_{12} O_6$).

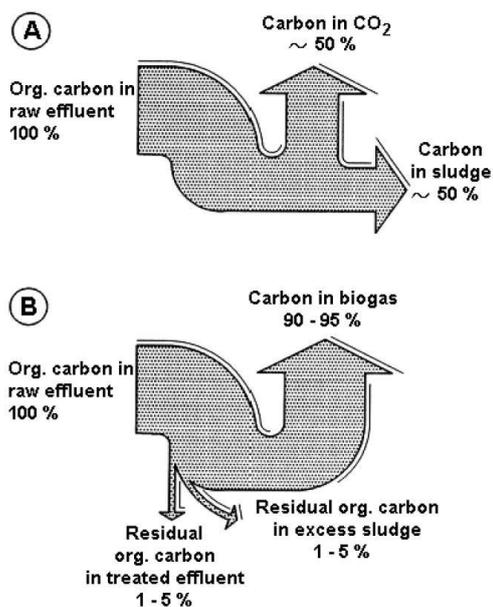


Abb. 44: Gegenüberstellung der Kohlenstoffbilanzen bei aerober (A) und anaerober (B) Abwasserbehandlung [UBA, 2003]

Der zweite wichtige Pfad ist die Umwandlung in Biomasse, die mit dem Überschuss-schlamm entnommen wird. Dies wird in Abb. 44, Skizze A auf den Punkt gebracht. Dabei wird jedoch ausgeblendet, dass ein bestimmter, wenn auch geringer C-Anteil im behandelten Ablauf verbleibt.

6.5. Stickstoff-Bilanz

Eine Übersicht über abwassertechnisch wichtige Messwerte und Gruppenparameter des Stickstoffs bietet Abb. 45.

Gesamtstickstoff Total Nitrogen (TN)					
Gesamter anorganischer Stickstoff Total Inorganic Nitrogen (TIN)			Gesamter organischer Stickstoff Total Organic Nitrogen (TON)		
Gesamter Kjeldahl-Stickstoff Total Kjeldahl Nitrogen (TKN)					
gasförmiger Stickstoff	Nitrit	Nitrat	Ammonium	Gelöster organischer Stickstoff Dissolved Organic Nitrogen (DON)	Partikulärer organischer Stickstoff Particulate Organic Nitrogen (PON)
Leicht zugänglich (bioverfügbar) für Wasserpflanzen und andere -organismen				Bioverfügbar erst nach mikrobiellem Abbau	

Abb. 45: Messwerte und Gruppenparameter des Stickstoffs

Die Summe aus $\text{NO}_x\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ (Messwerte innerhalb der roten Ellipse) ist in Deutschland Bestandteil vieler Mindestanforderungen (z. B. nach AbwV Anhang 1) und demzufolge fast immer auch Überwachungswert, offiziell bezeichnet mit „Stickstoff, gesamt, als Summe von Ammonium-, Nitrit- und Nitratstickstoff“ ($\text{N}_{\text{ges.anorg.}}$). $\text{NO}_x\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ kommen immer nur in gelöster Form vor!

Zu beachten ist, dass auch nach den »*Activated sludge Modellen*« die verschiedenen Fraktionen des Stickstoffs immer **als N** gerechnet werden (also Ammonium-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff usw.). Liegen die verfügbaren Messwerte nicht als $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ usw. vor, muss z. B. für die Aufstellung der STOAT Influent-Dateien stöchiometrisch umgerechnet werden.

Beispiel: Wieviel mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ sind 10 mg/l NO_3 ?

Atomgewichte: N = 14, O = 16

Molekulargewicht NO_3 = $14 + 3 \cdot 16 = 62 \text{ g}$

Molekulargewicht $\text{NO}_3 - \text{N}$ = 14 g

$$10 \text{ mg} \frac{\text{NO}_3}{\text{l}} = 10 * \frac{14 \text{ g NO}_3 - \text{N}}{62 \text{ g NO}_3} \approx 2,26 \text{ mg} \frac{\text{NO}_3 - \text{N}}{\text{l}}$$

Die Metabolisierung der nach den »*Activated sludge Modellen*« maßgeblichen Stickstoff-Fraktionen im Kanalnetz und auf Belebungsanlagen mit Denitrifikation zeigt die

folgende Abb. 46. Wie daraus hervorgeht, wird org. N (Harnstoff, Eiweißverbindungen) zum Teil bereits im Kanalnetz in Ammoniumstickstoff umgewandelt. In Abb. 46 nicht dargestellt, aber durchaus praxisrelevant ist, dass Stickstoff in oxidierter Form ($\text{NO}_x\text{-N}$) im Kanalnetz reduziert oder denitrifiziert wird. Nitrat- und Nitritstickstoff treten deshalb normalerweise im Zulauf kommunaler Kläranlagen nicht auf bzw. sind vernachlässigbar gering.

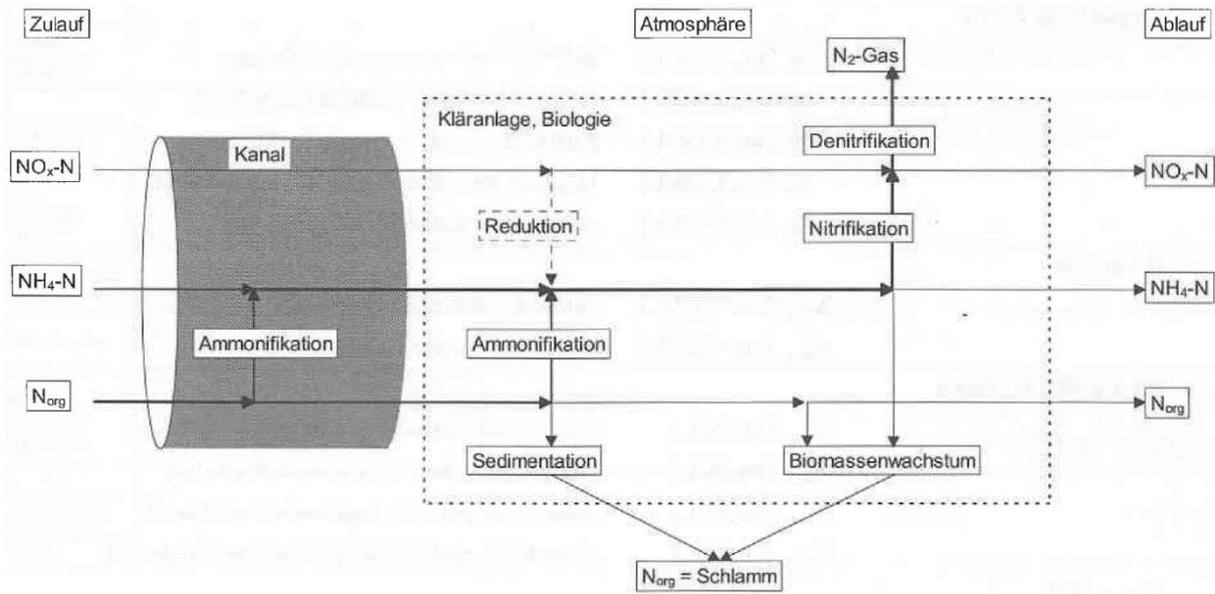


Abb. 46: Metabolisierung der Stickstoff-Fractionen im Kanalnetz und auf Belebungsanlagen mit Denitrifikation, aus [LONDONG, 2009]

Die Eliminierung von Stickstoff aus dem Abwasser vollzieht sich auf drei Wegen:

- Umwandlung von $\text{NO}_3\text{-N}$ in $\text{N}_2\text{-Gas}$ in der Denitrifikation
- Entnahme von $\text{N}_{\text{org.,partikulär}}$ mit dem Primär- und Überschussschlamm
- Einbau von N in die Biomasse und Entnahme mit dem Überschussschlamm

Aufgrund der in Deutschland üblichen Genehmigungspraxis mit Schwerpunkt $\text{N}_{\text{ges.anorg.}}$ (siehe oben) wird $\text{N}_{\text{org.}}$ sowohl im Zulauf wie auch im Ablauf der Kläranlagen nur selten gemessen. Das kann die Stickstoffbilanz einer Kläranlage zum Ratespiel werden lassen.

Ausgehend von der mittleren Stickstofftagesfracht je Einwohner zeigt Abb. 47 eine Grobbilanz für Belebungsanlagen mit Denitrifikation und Klärschlammfäulung. Danach werden ca. 65% des Stickstoffs im Zulauf einer Kläranlage im Wege der Denitrifikation und ca. 15% mit dem Klärschlamm eliminiert. Etwa 20% verbleiben im Ablauf. Die Rückbelastung mit Stickstoff aus dem Schlammwasser, vor allem in Form von Ammonium, ist mit ca. 16% der Zulauffracht eine nicht zu vernachlässigende Größe.

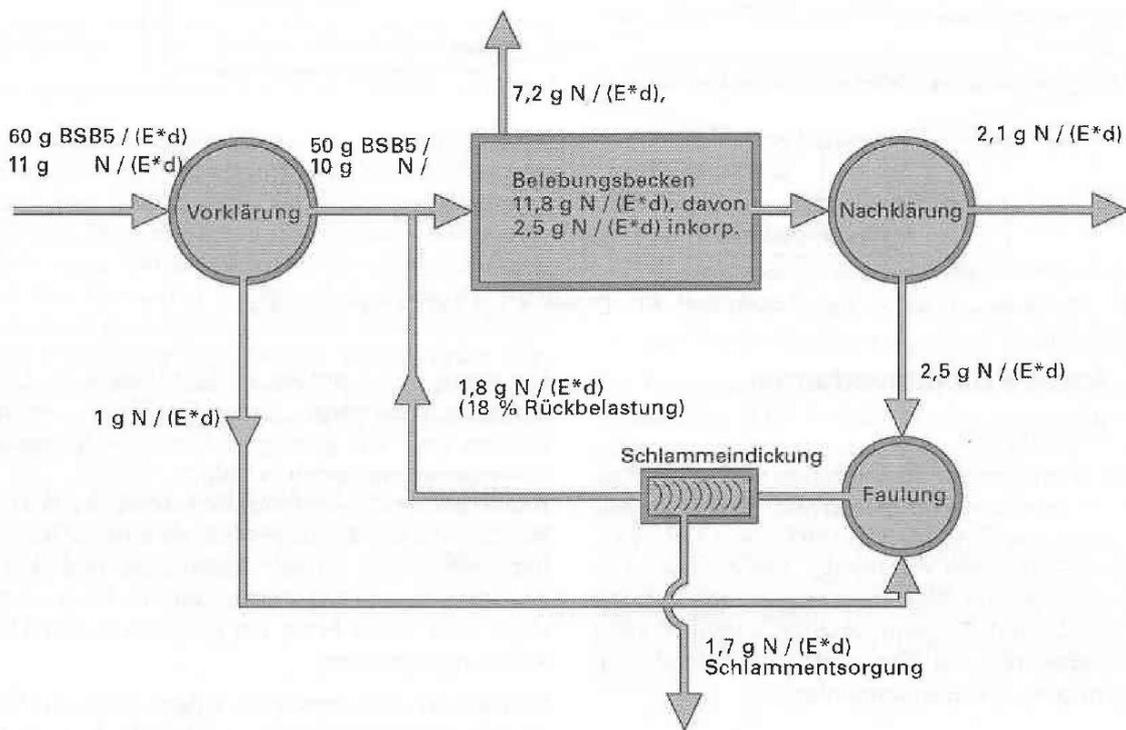
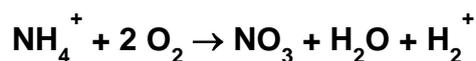


Abb. 47: Grobbilanz der Stickstoffkompartimente in Kläranlagen mit Denitrifikation, aus [LONDONG, 2009]

6.6. Sauerstoffbilanz der Nitrifikation und Denitrifikation

Wie viel Sauerstoff wird verbraucht, um 1 g NH₄-N vollständig zu oxidieren?

Reaktionsgleichung [GUJER, 2007]:



Atomgewichte: N=14, H = 1, O = 16

Molekulargewicht des Ammoniumstickstoffs: 14 g N

Molekulargewicht des Sauerstoffs: 32 g O₂

Um 1 Mol NH₄-N zu oxidieren, werden 2 Mole Sauerstoff verbraucht, d. h., es sind 64 g Sauerstoff je 14 g NH₄-N erforderlich. Danach ergibt sich:

$\frac{64 \text{ g O}_2}{14 \text{ g NH}_4 - \text{N}} = \frac{4,57 \text{ g O}_2}{\text{g NH}_4 - \text{N}}$

Die Umwandlung des Ammoniumstickstoffs in der Nitrifikation erfolgt aber nicht als Oxidation im streng stöchiometrischen Verhältnis, denn es handelt sich um eine biologische Metabolisierung. Dabei wird ein Teil des Stickstoffs in die Zellen der Nitrifi-

kanten eingebaut. Dieser Zellertrag vermindert den tatsächlich erforderlichen Sauerstoffbedarf.

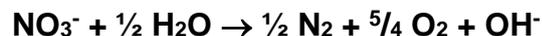
Üblicherweise rechnet man deshalb mit:

$$\frac{4,3 \text{ g } O_2}{\text{g } NH_4 - N}$$

Die Nitrifikation ist gekennzeichnet durch einen hohen Sauerstoffverbrauch (1 g NH_4 -N benötigt 4,3 g O_2) und durch eine hohe Säureproduktion (1 Mol NH_4 -N bildet 2 Mole H^+).

Wie viel Sauerstoff wird bei der Denitrifikation je g NO_3 -N zurückgewonnen?

Reaktionsgleichung [BEVER, STEIN & TEICHMANN, 2002]:



Molekulargewicht des Nitratstickstoffs:

$$14 \text{ g } N$$

Sauerstoffgewinn:

$$\frac{5}{4} * 16 * 2 = 40 \text{ g } O_2$$

$$\frac{40 \text{ g } O_2}{14 \text{ g } NO_3 - N} \approx \frac{2,9 \text{ g } O_2}{\text{g } NO_3 - N}$$

Die Denitrifikation ist gekennzeichnet durch einen Gewinn an Sauerstoff (1 g NO_3 -N liefert 2,9 g O_2) und durch eine Basenproduktion, die die in der Nitrifikation gebildete Säure zur Hälfte wieder neutralisiert (1 Mol NO_3 -N bildet 1 Mol OH^-).

Wie stellt sich somit die Sauerstoffbilanz der Nitrifikation / Denitrifikation dar?

Sauerstoffverbrauch bei der Nitrifikation:

$$\frac{4,3 \text{ g } O_2}{\text{g } NH_4 - N}$$

Sauerstoffrückgewinnung bei der Denitrifikation:

$$\frac{2,9 \text{ g } O_2}{\text{g } NO_3 - N}$$

Summa summarum:

$$\frac{\frac{2,9 \text{ g } O_2}{\text{g } NO_3 - N}}{\frac{4,3 \text{ g } O_2}{\text{g } NH_4 - N}} = 0,67$$

Bei der Denitrifikation werden ca. 2/3 des Sauerstoffverbrauchs aus der Nitrifikation wieder zurückgewonnen.

Diese Überlegungen sind wichtig für die Bemessung der Belüftung einer Kläranlage.

7. Belüftungskoeffizient $K_L a$

Der sogenannte Belüftungs- oder Sauerstoffübergangskoeffizient $K_L a$ (in 1/h)

„...ist der **Kennwert für die in einem bestimmten Becken auf eine bestimmte Leistung eingestellte Belüftungseinrichtung**. Er wird aus dem Sauerstoffzufuhrversuch bei der Wassertemperatur T [°C] errechnet“ [DWA-M 206].

Unter STOAT spielt $K_L a$ eine wichtige Rolle bei der Einstellung jener Bausteine, die zur Simulation der Belebungsstufe eingesetzt werden, wie z. B. »Activated sludge aeration tank«, »Oxidation ditch« oder »Sequencing Batch Reactor«. Explizit anzugeben sind »Minimum $K_L a$ « und »Maximum $K_L a$ « auf der »Run-Ebene« im Untermenü »Stage data« bzw. »Flow distribution data« (siehe Abb. 48).

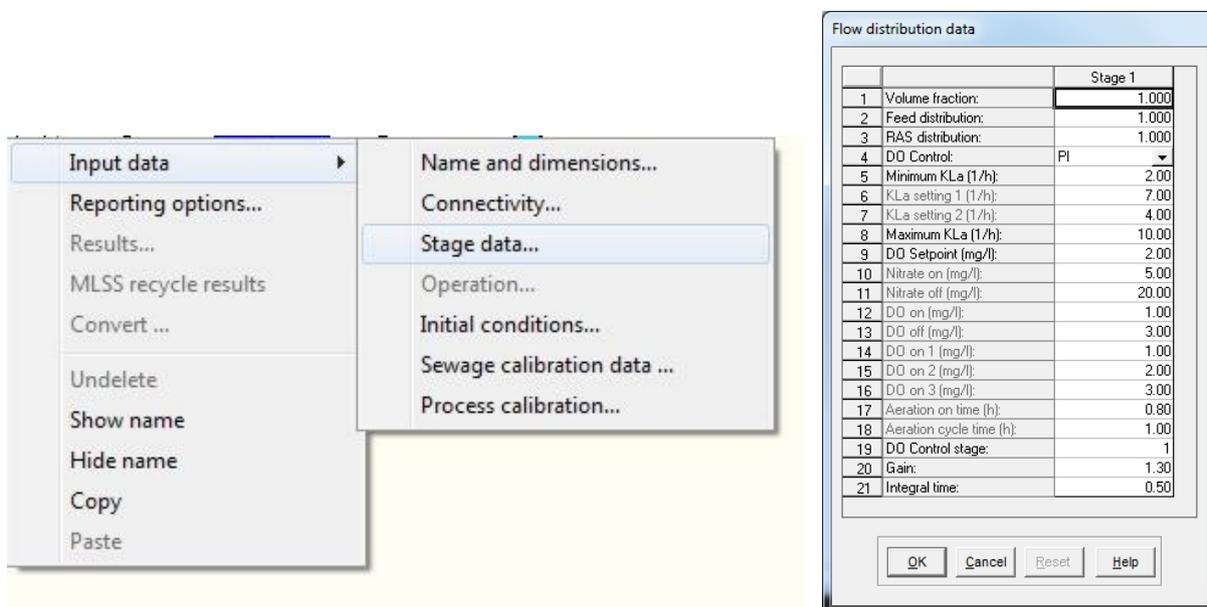


Abb. 48: Befehlsfolge zum Aufruf und Standardeinstellung der »Flow distribution data« für »Activated sludge aeration tank«

Voraussetzung für eine korrekte Anwendung von $K_L a$ ist, diesen Koeffizienten und weitere Belüftungskennzahlen sowie deren Ermittlung zu kennen und zu verstehen. In STOAT-Help werden »Minimum $K_L a$ « und »Maximum $K_L a$ « z. B. unter → »Activated sludge aeration tank« → »Flow distribution« erläutert. Auch in den STOAT-Handbüchern „Process Model Descriptions“ und „Unit Process Descriptions“ finden sich entsprechende Passagen. Allerdings sind diese Erläuterungen für viele STOAT-Anwender „schwer verdauliche Kost“.

Die folgenden Ausführungen sollen helfen, den Zugang zu $K_L a$ zu erleichtern.

7.1. Berechnung der Gelöstsauerstoffkonzentration

Nach WAGNER et al., 1996, DROSTE, 1997, DWA-M 209 u. a. gilt:

$$c_t = c_s - (c_s - c_0) * e^{-K_L a * t}$$

wobei

c_t	Gelöstsauerstoffkonzentration zum Zeitpunkt t
c_s	Sättigungskonzentration des im Wasser gelösten Sauerstoffs
c_0	Gelöstsauerstoffkonzentration zum Zeitpunkt 0
$K_L a$	Belüftungskoeffizient / Sauerstoffübergangskoeffizient
t	abgelaufene Zeit in <i>min.</i>

Diese Gleichung ist das Kernstück aller Berechnungen zur Belüftung bei der Abwasserbehandlung.

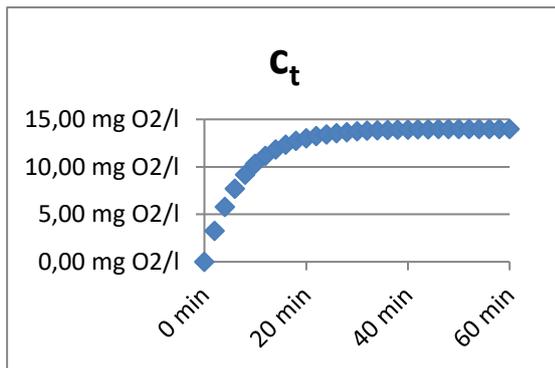


Abb. 49: Beispiel für den Verlauf der Funktion $c_t = c_s - (c_s - c_0) * e^{-K_L a * t}$ ($c_s = 14 \text{ mg O}_2/\text{l}$, $c_0 = 0 \text{ mg O}_2/\text{l}$, $K_L a = 8 \text{ h}^{-1} = 0,1333 \text{ min}^{-1}$)

Aus dieser Gleichung und aus Abb. 49 lässt sich ablesen, dass c_t maximal den Wert der Sättigungskonzentration c_s annehmen kann¹⁶. Der Wert für c_t wächst in Form einer Hyperbel und nähert sich asymptotisch dem Wert der Sättigungskonzentration c_s . Das Sauerstoffdefizit (hier die Differenz $c_s - c_0$)¹⁷ bildet die Haupttriebkraft der Erhöhung von c_t . Weil das Sauerstoffdefizit aber mit fortschreitender Zunahme des Werts von c_t immer kleiner wird, nimmt auch die Geschwindigkeit ab, mit der c_t wächst. Mathematisch dient der Belüftungskoeffizient $K_L a$ hier – wie auch an anderer Stelle – als eine Art Proportionalitätskonstante. Naturwissenschaftlich-technisch wird $K_L a$ interpretiert als Produkt aus dem eigentlichen Sauerstoffübergangskoeffi-

¹⁶ Die Sättigungskonzentration wird erläutert in Abschnitt 7.7.

¹⁷ Das Sauerstoffdefizit wird erläutert in Abschnitt 7.8.

zienten K_L und der Grenzfläche a . Als Grenzfläche ist jener Bereich zu verstehen, der die Luftblasen im Wasser/Abwasser umgibt. Hier findet der unmittelbare Übergang des Sauerstoffs aus der Luft ins Wasser/Abwasser statt. Mit Hilfe dieser Modellvorstellung lässt sich erklären, warum mit feinblasiger Belüftung eine höhere Effizienz erreicht wird: Je kleiner die Luftblasen, desto größer wird die Grenzfläche a und damit auch der Belüftungskoeffizient $K_L * a$.

7.2. Standard Oxygen Transfer Rate (SOTR)

Mit Hilfe der *Standard Oxygen Transfer Rate (SOTR)* in kg O₂/h spezifizieren Hersteller und Lieferanten von Belüftungseinrichtungen üblicherweise deren Leistungsfähigkeit. Unter *SOTR* ist die Masse an Sauerstoff zu verstehen, die von einer Belüftungseinrichtung bei einem Ausgangssauerstoffgehalt von $c_{Oxygen} = 0$ mg O₂/l, einer Wassertemperatur von 20°C und atmosphärischem Normaldruck (1.013 hPa) in einer Stunde in einem mit Reinwasser gefüllten Becken bestimmter Größe (V in m³) gelöst wird¹⁸. *SOTR* wird nach folgender Formel berechnet:

$$\text{Standard Oxygen Transfer Rate (SOTR)} = \frac{K_L a * V * (c_S - c_{Oxygen})}{1000}$$

wobei

- $K_L a$ Belüftungskoeffizient (in 1/h)
- V Volumen des Belebungsbeckens (in m³)
- c_S Sauerstoffsättigungskonzentration (in mg O₂/l)

Treibende Kraft des Sauerstoffeintrags ist wieder das Sauerstoffdefizit (hier $c_S - c_{Oxygen}$). Definitionsgemäß wird zur Ermittlung von *SOTR* von $c_{Oxygen} = 0$ ausgegangen. Damit nimmt das Sauerstoffdefizit $c_S - c_{Oxygen}$ seinen höchsten Wert, nämlich c_S an.

Um von Reinwasserbedingungen auf die im Abwasser zu erwartenden Verhältnisse zu schließen, wurden der α – Wert (Grenzflächenfaktor) und der β – Wert (Salzfaktor) eingeführt.

¹⁸ vgl. DWA-M 209, Hervorhebung durch den Verfasser

7.3. α – Wert (Grenzflächenfaktor)

Obwohl jedes Abwasser eine eigene Beschaffenheitsmatrix hat, sind fast immer grenzflächenaktive Inhaltsstoffe (Komplexbildner, Detergentien, Tenside) anzutreffen. Diese vor allem führen dazu, dass bei sonst gleichen Bedingungen der $K_L a$ im Abwasser i. d. R. kleiner ist als in Reinwasser. Zur Umrechnung dient der sogenannte α – Wert oder Grenzflächenfaktor:

$$\alpha - \text{Wert} = \frac{K_L a \text{ in belebtem Schlamm}}{k_L a \text{ in Reinwasser}} \leq 1$$

bzw.

$$K_L a \text{ in belebtem Schlamm} = K_L a \text{ in Reinwasser} * \alpha - \text{Wert}$$

7.4. β – Wert (Salzfaktor)

Höhere Neutralsalzgehalte (≥ 1.000 mg/l) bedingen einen geringeren Sauerstoffsättigungswert. Das wiederum vermindert - bei sonst gleichen Bedingungen - den Sauerstoffeintrag. Dies kann durch den sogenannten Salzfaktor berücksichtigt werden:

$$\beta - \text{Wert} = \frac{c_S \text{ in Abwasser}}{c_S \text{ in Reinwasser}} \leq 1$$

bzw.

$$c_S \text{ in Abwasser} = c_S \text{ in Reinwasser} * \beta - \text{Wert}$$

Nach DWA-M 209 ist in kommunalen Abwässern $\beta \approx 1,0$. Für industrielle Abwässer mit höheren Neutralsalzgehalten kann der β – Wert überschlägig mit Hilfe des Gesamtsalzgehaltes errechnet werden:

$$\beta - \text{Wert} \approx 1,00 - 0,01 * \frac{\text{Total dissolved solids}}{1000}$$

wobei

Total dissolved solids Gesamtsalzgehalt (in mg/l)

Der Gesamtsalzgehalt kann als Summe der gemessenen einzelnen Salze (Chloride, Sulfate usw.) errechnet oder als Abdampfrückstand aus der filtrierten Probe ermittelt werden.

7.5. »Min. K_La «

$$\text{Min. } K_La = \frac{\text{Minimum energy input required} \cdot \text{Aerator efficiency}}{C_{\text{Oxygen saturation}} - C_{\text{Oxygen}}}$$

wobei

<i>Minimum energy input required</i>	Mindestenergie, die den Belüftern zugeführt werden muss (in W/m ³)
<i>Aerator efficiency</i>	Energieeffizienz der Belüftung (in kg O ₂ /kWh)
C_S	Sauerstoffsättigungskonzentration (in mg O ₂ /l)
C_{Oxygen}	Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken (in mg O ₂ /l)

Sofern keine von der Belüftung unabhängigen Vorrichtungen zur Umwälzung des Inhalts des Belebungsbeckens installiert sind, welche auch in den aeroben Phasen betrieben werden, fällt diese Aufgabe den Belüftungsaggregaten zu. Dann muss die den Belüftern zugeführte Energie – unabhängig vom Sauerstoffbedarf in der Belüftung - mindestens so hoch sein, dass sich der Belebtschlamm nicht absetzt, sondern in Schwebelage gehalten wird. Aufgrund zahlreicher Verbesserungen an den Belüftungsaggregaten konnte die hierfür nötige Energiezufuhr in den letzten Jahren immer wieder verringert werden. Rechnete man in den 1990'er Jahren noch mit 2,5...3 W/m³, kommen heute Belüfter renommierter Anbieter mit 0,5 W/m³ Belebungsbeckenvolumen aus.

Auch bei der Energieeffizienz der Belüftung macht sich der technische Fortschritt bemerkbar. Gute Belüftungsaggregate bringen Leistungen von bis zu 3 kg O₂/kWh und mehr.

7.6. »Max. K_La «

Nach dem STOAT Handbuch UNIT PROCESS DESCRIPTIONS bzw. dem HELP-File (»[Content](#)« → »[Activated sludge aeration tanks](#)« → »[Flow distribution](#)«) ist »[Max. \$K_La\$ « auf der Grundlage folgender Formel zu berechnen:](#)

$$\text{Max. oxygen supplied} = \frac{K_L a * \text{Volume of the tank} * C_{\text{Oxygen saturation}}}{1000}$$

wobei

<i>Maximum oxygen supplied</i>	Maximale Sauerstoffzufuhr (identisch mit max. Oxygenation Capacity OC) in kg O ₂ /h
<i>K_La</i>	Belüftungskoeffizient in 1/h
<i>Volume of the tank</i>	Volumen des Belebungsbeckens in m ³
<i>C_S</i>	Sauerstoffsättigungskonzentration in mg O ₂ /l

Die Umstellung vorgenannter Formel führt zu:

$$\text{Max. } K_L a = \frac{\text{Maximum oxygen supplied} * 1000}{\text{Volume of the tank} * C_{\text{Oxygen saturation}}}$$

wobei

<i>Max. K_La</i>	Höchstwert des Belüftungskoeffizienten (in 1/h)
----------------------------	---

Mit Kenntnis der maximalen Sauerstoffzufuhr kann nach dieser Formel »*max. K_La*« berechnet werden. Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass STOAT die Angaben zu »*K_La*« unter Abwasserbedingungen erwartet, während die Angaben der Hersteller und Lieferanten zur Leistung ihrer Belüftungseinrichtungen üblicherweise für Reinwasserbedingungen gelten (vgl. Abschnitt 7.2.). Deshalb muss ggf. eine Umrechnung über den *α – Wert* erfolgen (vgl. Abschnitt 7.3.).

7.7. Sauerstoffsättigungskonzentration

Die Sauerstoffsättigungskonzentration drückt aus, wie viel gasförmiger Sauerstoff maximal in Wasser unter den jeweiligen Bedingungen gelöst sein kann.

Wird ein Becken ohne Zu- und Ablauf mit Wasser befüllt, das weder gelösten Sauerstoff noch sauerstoffzehrende Stoffe enthält, kann man durch konstante Belüftung die Sauerstoffsättigungskonzentration bestimmen: Sie ist erreicht, wenn sich die Sauerstoffkonzentration im Becken nicht mehr erhöhen lässt. Die Sauerstoffsätti-

gungskonzentration des Wassers folgt dem HENRY-Gesetz¹⁹ und hängt vor allem ab von der Wassertemperatur und dem Druck. Einfluss hat auch die Salzkonzentration: Je höher die Konzentration anorganischer Salze (vor allem Chloride), desto geringer die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser²⁰.

[°C]	+ 0,0 °C	+ 0,2 °C	+0,4 °C	+0,6 °C	+ 0,8 °C
0	14,62	14,54	14,46	14,38	14,30
1	14,22	14,14	14,06	13,98	13,91
2	13,83	13,75	13,68	13,61	13,53
3	13,46	13,39	13,32	13,25	13,18
4	13,11	13,04	12,97	12,90	12,84
5	12,77	12,70	12,64	12,57	12,51
6	12,45	12,38	12,32	12,26	12,20
7	12,14	12,08	12,02	11,96	11,90
8	11,84	11,78	11,73	11,67	11,61
9	11,56	11,50	11,45	11,39	11,34
10	11,29	11,23	11,18	11,13	11,08
11	11,03	10,98	10,93	10,88	10,83
12	10,78	10,73	10,68	10,63	10,58
13	10,54	10,49	10,44	10,40	10,35
14	10,31	10,26	10,22	10,17	10,13
15	10,08	10,04	10,00	9,95	9,91
16	9,87	9,83	9,79	9,75	9,71
17	9,66	9,62	9,58	9,55	9,51
18	9,47	9,43	9,39	9,35	9,31
19	9,28	9,24	9,20	9,16	9,13
20	9,09	9,06	9,02	8,98	8,95
21	8,91	8,88	8,85	8,81	8,78
22	8,74	8,71	8,68	8,64	8,61
23	8,58	8,55	8,51	8,48	8,45
24	8,42	8,39	8,36	8,32	8,29
25	8,26	8,23	8,20	8,17	8,14
26	8,11	8,08	8,05	8,03	8,00
27	7,97	7,94	7,91	7,88	7,85
28	7,83	7,80	7,77	7,74	7,72
29	7,69	7,66	7,64	7,61	7,58
30	7,56	7,53	7,51	7,48	7,46

Tab. 11: Sauerstoffsättigungskonzentration in mg/l in salzfreiem Wasser als Funktion der Temperatur bei Normalluftdruck (1013 hPa bzw. 760 mm Hg)

Die Sauerstoffsättigungskonzentration kann aus Tabellen entnommen werden, z. B. in DWA-A 209²¹ (siehe Auszug in Tab. 11). Auch im Internet finden sich zahlreiche diesbezügliche Quellen.

¹⁹ <https://de.wikipedia.org/wiki/Henry-Gesetz>

²⁰ Dies wird rechnerisch mit dem β -Wert erfasst (siehe Abschnitt 7.4.).

²¹ Merkblatt DWA-M 209 Messung der Sauerstoffzufuhr von Belüftungseinrichtungen in Belebungsanlagen in Reinwasser und in belebtem Schlamm, April 2007

Tab. 12: Sauerstoffsättigungskonzentration in mg/l in salzfreiem Wasser als Funktion der Temperatur bei Normalluftdruck (1013 hPa bzw. 760 mm Hg) ²²

Temp. (°C)	0.0	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9
0	14.602	14.561	14.520	14.479	14.438	14.398	14.358	14.318	14.278	14.238
1	14.198	14.159	14.120	14.081	14.042	14.004	13.969	13.927	13.889	13.851
2	13.813	13.776	13.738	13.701	13.664	13.627	13.591	13.554	13.518	13.482
3	13.445	13.410	13.374	13.338	13.303	13.268	13.233	13.198	13.163	13.128
4	13.094	13.060	13.025	12.991	12.957	12.924	12.890	12.857	12.823	12.790
5	12.757	12.725	12.692	12.659	12.627	12.595	12.563	12.531	12.499	12.467
6	12.436	12.404	12.373	12.342	12.311	12.280	12.249	12.218	12.188	12.158
7	12.127	12.097	12.067	12.037	12.008	11.978	11.949	11.919	11.890	11.861
8	11.832	11.803	11.774	11.746	11.717	11.689	11.661	11.632	11.604	11.577
9	11.549	11.521	11.493	11.466	11.439	11.412	11.384	11.357	11.331	11.304
10	11.277	11.251	11.224	11.198	11.172	11.145	11.119	11.093	11.068	11.042
11	11.016	10.991	10.995	10.940	10.915	10.890	10.865	10.864	10.815	10.791
12	10.766	10.741	10.717	10.693	10.669	10.645	10.620	10.597	10.573	10.549
13	10.525	10.502	10.478	10.455	10.432	10.409	10.386	10.363	10.340	10.317
14	10.294	10.271	10.249	10.226	10.204	10.182	10.160	10.137	10.115	10.094
15	10.072	10.050	10.028	10.007	9.985	9.964	9.942	9.921	9.900	9.879
16	9.858	9.837	9.816	9.795	9.774	9.753	9.733	9.712	9.692	9.672
17	9.651	9.631	9.611	9.591	9.571	9.551	9.531	9.512	9.492	9.472
18	9.453	9.433	9.414	9.395	9.375	9.356	9.337	9.318	9.299	9.280
19	9.261	9.242	9.224	9.205	9.187	9.168	9.150	9.131	9.113	9.095
20	9.077	9.058	9.040	9.022	9.004	8.987	8.969	8.951	8.933	8.916
21	8.989	8.881	8.863	8.846	8.829	8.812	8.794	8.777	8.760	8.743
22	8.726	8.709	8.693	8.676	8.659	8.642	8.626	8.609	8.583	8.576
23	8.560	8.544	8.528	8.511	8.495	8.479	8.463	8.447	8.431	8.415
24	8.400	8.384	8.368	8.352	8.337	8.321	8.306	8.290	8.275	8.260
25	8.244	8.290	9.214	8.199	8.184	8.168	8.153	8.139	8.124	8.109
26	8.094	8.079	8.065	8.050	8.035	8.021	8.006	7.992	7.977	7.963
27	7.949	7.934	7.920	7.906	7.892	7.878	7.864	7.850	7.836	7.822
28	7.808	7.794	7.780	7.766	7.753	7.739	7.725	7.712	7.698	7.685
29	7.671	7.658	7.645	7.631	7.618	7.605	7.592	7.578	7.565	7.552
30	7.539	7.526	7.513	7.500	7.487	7.475	7.462	7.449	7.436	7.424
31	7.411	7.398	7.386	7.373	7.361	7.348	7.336	7.324	7.311	7.299
32	7.287	7.274	7.262	7.250	7.238	7.226	7.214	7.202	7.190	7.178
33	7.166	7.154	7.142	7.130	7.119	7.107	7.095	7.083	7.072	7.060
34	7.049	7.037	7.026	7.014	7.003	6.991	6.980	6.969	6.957	6.946
35	6.935	6.924	6.912	6.901	6.890	6.879	6.868	6.857	6.846	6.835
36	6.824	6.813	6.802	6.791	6.781	6.770	6.759	6.748	6.738	6.727
37	6.716	6.706	6.695	6.685	6.674	6.664	6.653	6.643	6.632	6.622
38	6.612	6.601	6.591	6.581	6.570	6.560	6.550	6.540	6.530	6.520
39	6.509	6.499	6.489	6.479	6.469	6.460	6.450	6.440	6.430	6.420
40	6.410	6.400	6.391	6.381	6.371	6.361	6.352	6.342	6.333	6.323

²² Nach Table I in <http://www.fao.org/docrep/field/003/ac183e/ac183e04.htm>

Eine noch detailliertere Aufstellung in Abhängigkeit sowohl von der Temperatur als auch dem Druck und dem Salzgehalt findet sich unter:

<http://water.usgs.gov/owq/FieldManual/Chapter6/6.2.4.pdf>.

Die Sauerstoffsättigungskonzentration kann aber auch errechnet werden. Dazu wurden in der Fachliteratur mehrere Ansätze veröffentlicht, deren Ergebnisse weitestgehend identisch sind. Die Berechnung mittels Formel bietet sich vor allem dann an, wenn die Wassertemperatur als unabhängige Variable in die Berechnung eingeht (z. B. in Szenarioanalysen).

Berechnungsvorschlag nach CSER, 1960

$$c_S = 14,652 - 0,41022 * T_{Celsius} + 0,007991 * T_{Celsius}^2 - 0,00007774 * T_{Celsius}^3$$

Wobei

c_S Sauerstoffsättigungskonzentration bei Normaldruck (1 bar) und vernachlässigbar geringen Salzgehalten des Wassers

$T_{Celsius}$ Wassertemperatur in °C

Berechnungsvorschlag von PÖPEL, 1985 ²³:

$$c_S = \frac{2.234,34}{(T_{Celsius} + 45,93)^{1,31403}}$$

wobei

c_S Sauerstoffsättigungskonzentration bei Normaldruck (1 bar) und vernachlässigbar geringen Salzgehalten des Wassers

$T_{Celsius}$ Wassertemperatur in °C

²³ zitiert in WAGNER, 1992

Berechnungsvorschlag der U.S. American Public Health Association, 1995 ²⁴:

$$c_S = e^{(-139,3441 + \frac{1,57570 * 10^5}{T_{Kelvin}} - \frac{6,64231 * 10^7}{T_{Kelvin}^2} + \frac{1,2438 * 10^{10}}{T_{Kelvin}^3} - \frac{8,62195 * 10^{11}}{T_{Kelvin}^4})}$$

wobei

c_S Sauerstoffsättigungskonzentration bei Normaldruck (1 bar) und vernachlässigbar geringen Salzgehalten des Wassers

T_{Kelvin} Wassertemperatur in °K (= 273,15 + Temperatur in °C)

7.8. Sauerstoffdefizit

Die Differenz zwischen der Sauerstoffsättigungskonzentration und der aktuell vorhandenen Konzentration des im Wasser gelösten Sauerstoffs wird als Sauerstoffdefizit bezeichnet.

$$D = c_S - c_{Oxygen}$$

wobei

D Sauerstoffdefizit in mg O₂/l

c_S Sauerstoffsättigungskonzentration in mg O₂/l

c_{Oxygen} aktuell vorhandene Sauerstoffkonzentration in mg O₂/l

Das Sauerstoffdefizit D kann auch in Prozent angegeben werden. Ein 100%iges Sauerstoffdefizit bedeutet, dass die aktuell vorhandene Gelöstsauerstoffkonzentration = 0 mg/l ist.

7.9. Ermittlung von $K_L a$ aus Messwerten

In einem Belebungsbecken mit Kreislaufbelüftung wird ein Belüftungsversuch durchgeführt. Die Abwassertemperatur beträgt 20°C, das Sauerstoffdefizit zum Versuchsbeginn 100%, d. h., der Sauerstoffgehalt ist Null. Die Sättigungskonzentration des im Wasser gelösten Sauerstoffs beträgt 9 mg/l. Für die mit fortschreitender Belüftung zunehmende Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken werden Ergebnisse gemäß Abb. 50 ermittelt ²⁵.

²⁴ APHA 1995, zitiert in U.S. EPA, 2008

²⁵ Messwerte übernommen aus DROSTE, 1997, S. 342 (Example 12.1 Determination of $K_L a$)

Zeit	C_t
0 min	0,00 mg O ₂ /l
1 min	0,76 mg O ₂ /l
2 min	1,53 mg O ₂ /l
4 min	2,85 mg O ₂ /l
6 min	3,94 mg O ₂ /l
8 min	4,72 mg O ₂ /l
10 min	4,95 mg O ₂ /l
12 min	5,70 mg O ₂ /l
15 min	6,62 mg O ₂ /l
20 min	7,36 mg O ₂ /l
30 min	8,03 mg O ₂ /l
40 min	8,98 mg O ₂ /l
50 min	8,74 mg O ₂ /l
60 min	9,02 mg O ₂ /l

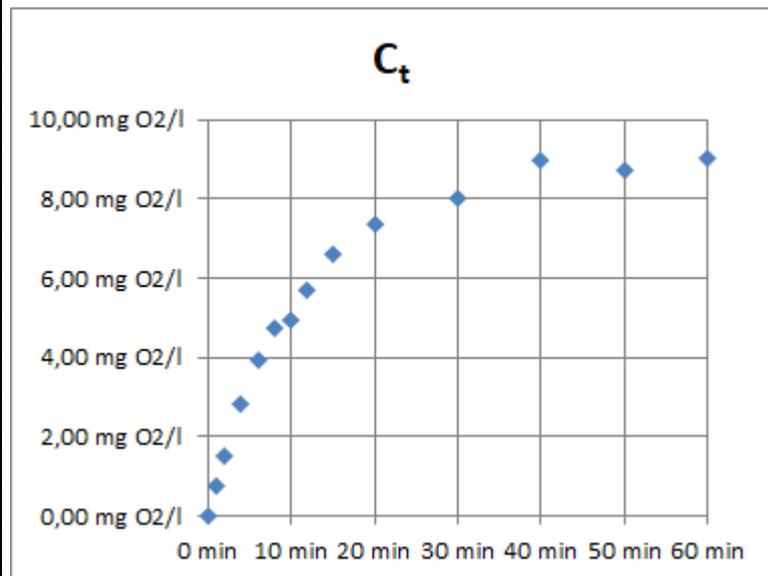


Abb. 50: Messwerte und Kurvenverlauf der Gelöstsauerstoffkonzentration während eines Belüftungsversuchs

Anhand dieser Messreihe soll der $K_L a$ der Belüftungseinrichtung mit Hilfe der in Abschnitt 7.1. angegebenen Berechnungsformel für c_t bestimmt werden.

Für die o. g. Messreihe gilt:

$$c_0 = 0,00 \text{ mg O}_2/\text{l}$$

$$c_S = 9 \text{ mg O}_2/\text{l}$$

Für $c_0 = 0$ ergibt sich:

$$c_t = c_S - (c_S - 0) * e^{-K_L a * t}$$

Weiterhin nach Auflösen und Subtraktion von c_S :

$$c_t - c_S = c_S * e^{-K_L a * t}$$

Division von c_S :

$$\frac{c_t - c_S}{c_S} = e^{-K_L a * t}$$

Logarithmus naturalis und erneutes Umstellen führt zu folgender Berechnungsformel:

$$K_L a = \frac{-LN\left(\frac{c_S - c_t}{c_S}\right)}{t}$$

Diese Formel wird zur Berechnung mit MS Excel herangezogen. Es ergibt sich:

Zeile	Zeit	c_t	$LN(c_s - c_t)$	$K_L a$	
1	0 min	0,00 mg O ₂ /l	2,20	0,000/min	0,00/h
2	1 min	0,76 mg O ₂ /l	2,11	0,088/min	5,29/h
3	2 min	1,53 mg O ₂ /l	2,01	0,093/min	5,59/h
4	4 min	2,85 mg O ₂ /l	1,82	0,095/min	5,71/h
5	6 min	3,94 mg O ₂ /l	1,62	0,096/min	5,76/h
6	8 min	4,72 mg O ₂ /l	1,45	0,093/min	5,57/h
7	10 min	4,95 mg O ₂ /l	1,40	0,080/min	4,79/h
8	12 min	5,70 mg O ₂ /l	1,19	0,084/min	5,02/h
9	15 min	6,62 mg O ₂ /l	0,87	0,089/min	5,32/h
10	20 min	7,36 mg O ₂ /l	0,49	0,085/min	5,11/h
11	30 min	8,03 mg O ₂ /l	-0,03	0,074/min	4,46/h
12	40 min	8,98 mg O ₂ /l	-3,91	0,153/min	9,16/h
13	50 min	8,74 mg O ₂ /l	-1,35	0,071/min	4,25/h
14	60 min	9,02 mg O ₂ /l	#ZAHL!	#ZAHL!	#ZAHL!
Mittelwerte Zeile 2 bis 10:				0,089/min	5,35/h

Die Messwerte in den Zeilen 1 und 11 bis 14 werden nicht berücksichtigt, denn sie würden das Ergebnis verfälschen. Dies lässt sich recht gut erkennen, wenn der natürliche Logarithmus der Differenz zwischen der Sauerstoffsättigung und der Gelöstsauerstoffkonzentration zum Zeitpunkt t über die Zeit aufgetragen wird. Dann ergibt sich nachstehende Abbildung.

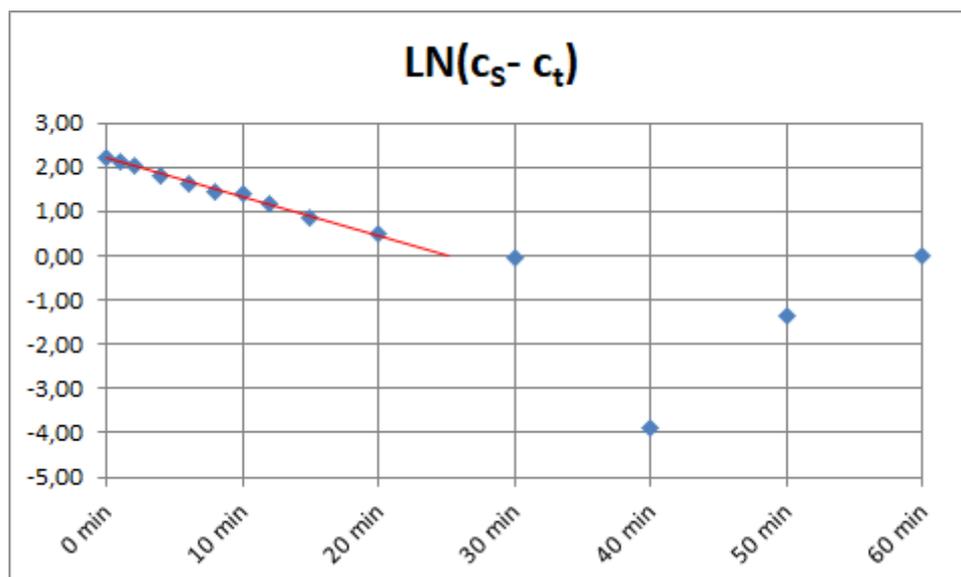


Abb. 51: Kurvenverlauf des Terms $LN(c_s - c_t)$ während eines Belüftungsversuchs

Die Abszisse wird von der in die Punktwolke eingefügten roten Ausgleichsgeraden etwa bei 25 Minuten durchbrochen. Danach gemessene Werte weichen zu stark von der Geraden ab, so dass sie nicht zur Ermittlung von $K_L a$ herangezogen werden

sollten. Der $K_L a$ -Wert für die untersuchte Belüftungseinrichtung beträgt somit $0,089 \text{ min}^{-1}$ bzw. $5,35 \text{ h}^{-1}$.

Die Unterschiede im zeitlichen Verlauf der Zunahme der Sauerstoffkonzentration, die sich bei einer Sauerstoffsättigungskonzentration von 10 mg/l und einem Ausgangs-sauerstoffdefizit von 100% in einem Belebungsbecken für verschiedene $K_L a$ -Werte ergeben, gehen aus folgender Abbildung hervor.

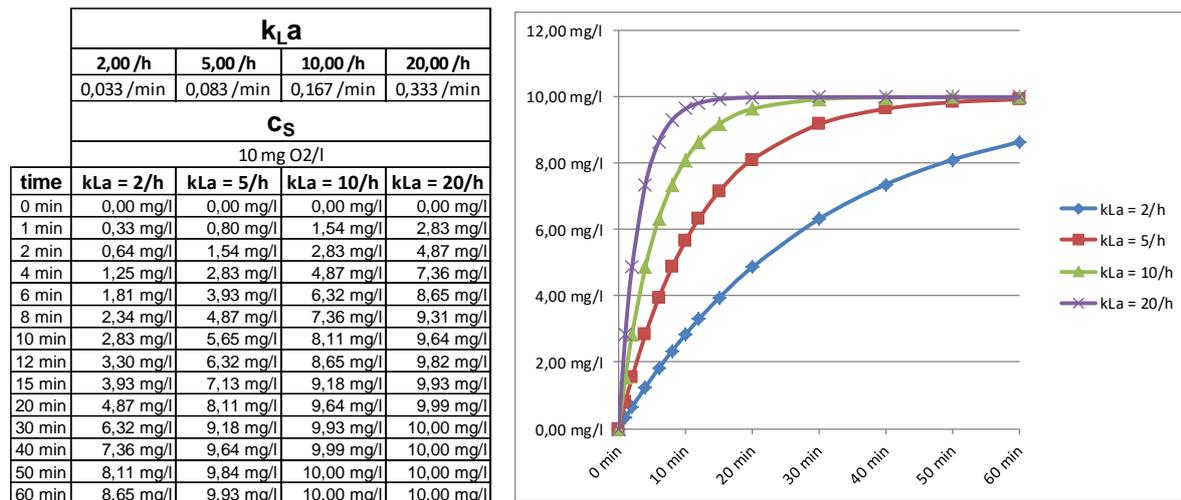


Abb. 52: Wertetabelle der Ergebnisse und Kurvenverlauf der Gelöstsauerstoffkonzentration während eines Belüftungsversuchs

Je höher der $K_L a$ -Wert, desto schneller wird ein bestehendes Sauerstoffdefizit ausgeglichen!

7.10. Belebungsanlagen mit Reinsauerstoff

Die Sauerstoffsättigungskonzentration von Anlagen, die mit Rein-Sauerstoff begast werden, kann nach folgender Beziehung bestimmt werden ²⁶:

$$C_{S O_2} = C_{S (Air)} * \frac{\text{Sauerstoff in der Gasphase der sauerstoffbegasteten Anlage}}{\text{Sauerstoff in der Gasphase der luftbegasteten Anlage}}$$

²⁶ Persönliche Mitteilung von Tony Dee, WRc

8. Hinweise und Erläuterungen zu ausgewählten STOAT Bausteinen

8.1. Influents

Bei den verschiedenen „Bausteinen“ zur Repräsentation des Zulaufs einer Kläranlage kann zwischen den Modellen »*Linear*« und »*Step*« gewählt werden (siehe Abb. 53).

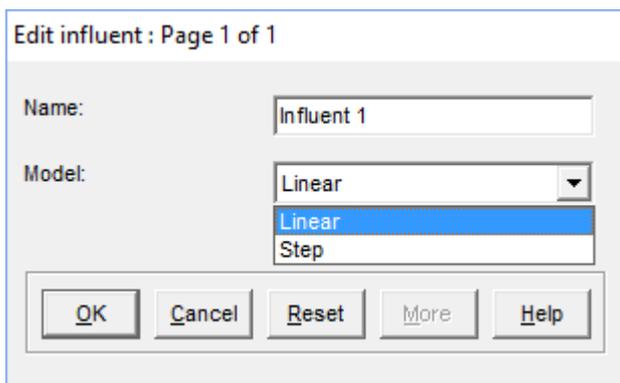


Abb. 53: Modellauswahl bei »*Influents*«

Wenn das Zeitintervall der Werte in der Zulaufdatei größer ist, als das Zeitintervall für den Input des Rechnerlaufs, müssen die fehlenden Zwischenwerte vom „Baustein“ »*Influent*« generiert werden.

Gesetzt den Fall, die Zulaufdatei hat ein Zeitintervall von 2 h, für den Rechnerlauf wurde jedoch ein »*Input timestep*« von 0,5 h gewählt. Dann müssen zwischen den aller zwei Stunden verfügbaren Werten jeweils drei fehlende Zwischenwerte generiert werden. Die Einstellung »*Linear*« bewirkt nun, dass zwischen den verfügbaren Werten aus der Datei linear interpoliert wird (siehe Abb. 54). Dahingegen bewirkt die Einstellung »*Step*«, dass der jeweils letzte Wert solange beibehalten wird, bis ein neuer Wert aus der Influent Datei eingelesen werden kann (siehe Abb. 55).

Im Regelfall spielt es keine Rolle, welche Einstellung gewählt wird. Standardeinstellung ist »*Linear*«, das kann deshalb fast immer auch so belassen werden.

Sofern eine Simulation jedoch besonders kleine Zeitintervalle für den Input erfordert (z. B. 0,05 h = 3 Minuten zur Untersuchung des Regelverhaltens einer SPS ²⁷), hat die Einstellung erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse. Dann muss anhand der Simulation geprüft werden, welche Wahl zu treffen ist.

²⁷ Speicherprogrammierbare Steuerung, unter STOAT z. B. darstellbar mit dem Baustein »*Programmable logic controller*« (PLC)

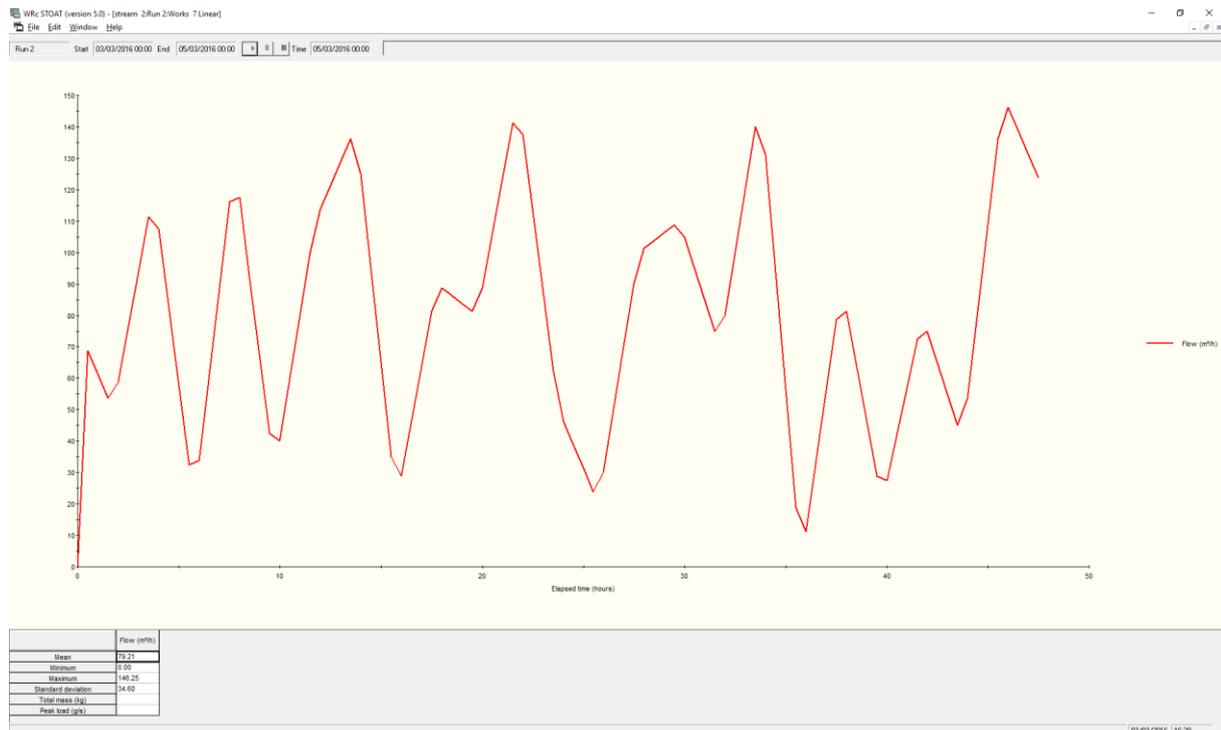


Abb. 54: Beispiel für die von »Influent« an den nächsten „Baustein“ übergebenen Werte bei Einstellung »Linear«

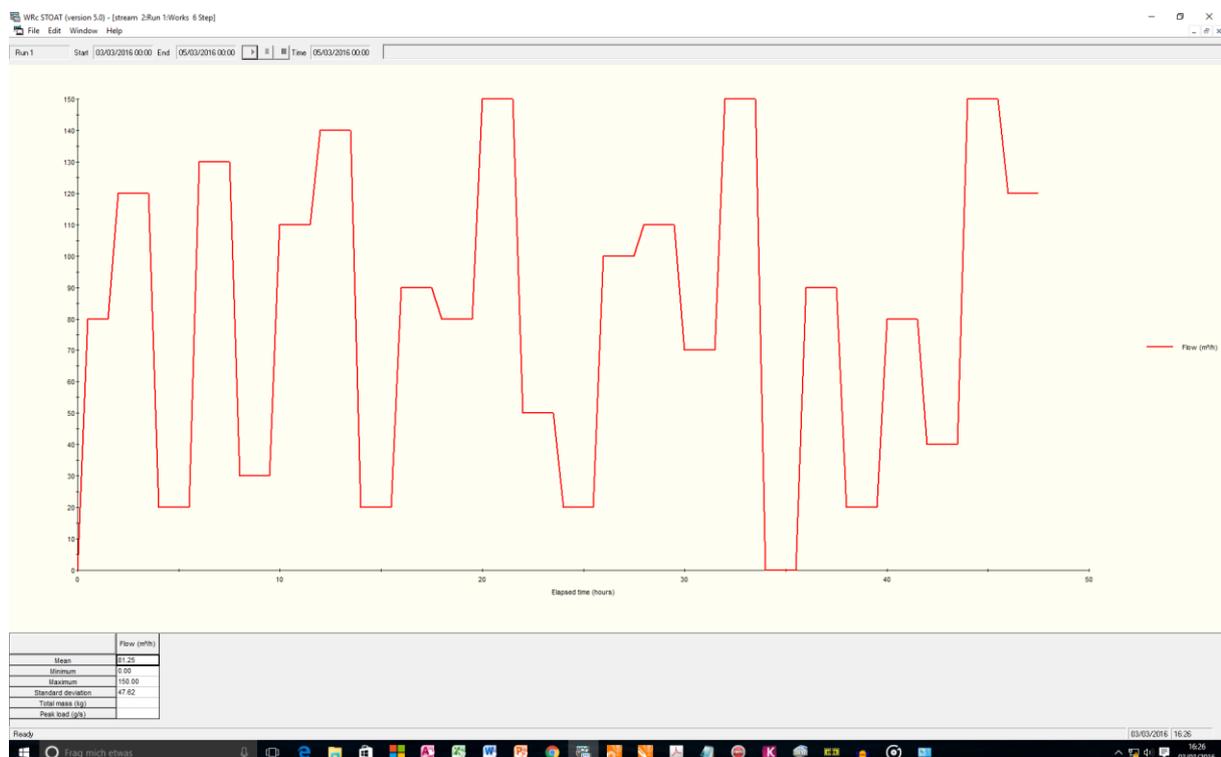


Abb. 55: Beispiel für die von »Influent« an den nächsten „Baustein“ übergebenen Werte bei Einstellung »Step«

8.2. Belüftungssteuerung mit STOAT-„Bordmitteln“

STOAT bietet dem Anwender eine ganze Reihe von Möglichkeiten zur modellmäßigen Abbildung der Belüftung. Die entscheidenden Einstellungen erfolgen auf der Rechnerlaufebene (siehe Abschnitt 4.2.) über die »*Stage data*« jener Modellbausteine, die für eine aerobe Behandlung eingesetzt werden können (siehe Tab. 13).

Tab. 13: STOAT-„Bausteine“ für aerobe Abwasserbehandlung

Prozess	STOAT-„Baustein“
Vorgeschaltete Denitrifikation	» <i>Activated sludge aeration tank</i> «
Nachgeschaltete Denitrifikation	
Kaskaden- Denitrifikation	
Intermittierende Denitrifikation	» <i>Oxidation ditch</i> «
Simultane Denitrifikation	
Alternierende Denitrifikation	
Tropfkörper	» <i>Trickling filter</i> «
SBR-Reaktor	» <i>Sequencing batch reactor</i> «

Die folgenden Erläuterungen erfolgen anhand des »*Activated sludge aeration tank*«, gelten aber analog auch für die übrigen STOAT-„Bausteine“.

Die maßgeblichen Einstellungen sind zugänglich im Dialog »*Stage data*« (rechter Mausklick auf dem grafischen Repräsentanten eines Belebungsbeckens → »*Input data*« → »*Stage data*«).

Dort sind für »*DO control*«²⁸ sind folgende Einstellungen wählbar:

- »*Fixed KLa*«
- »*On-Off*«
- »*Proportional*«
- »*PI (= Proportional Integral)*« **Standardeinstellung**
- »*Nitrate On-Off*«
- »*Staged*«
- »*Timed*«

Abhängig von der Auswahl bei »*DO control*« sind weitere Parameter zu setzen, jeweils irrelevante Parameter sind ausgegraut (siehe Abb. 56 / Tab. 14).

²⁸ »*DO control*« – Dissolved Oxygen control (Steuerung bzw. Regelung der Gelöstsauerstoffkonzentration)

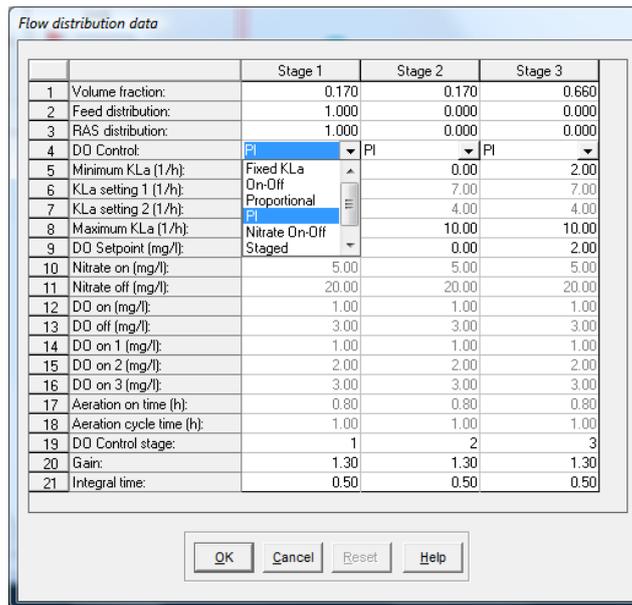


Abb. 56: Flow distribution data (= stage data), aeration tank 3-stufig

Die Einstellung von »*Minimum KLa (1/h)*« ist insbesondere unter energetischen Gesichtspunkten zu überdenken. Unabhängig davon wie der »*DO Setpoint*« eingestellt wurde, wird in der Simulation der für »*Minimum KLa (1/h)*« gewählte Wert „gefahren“. Ein zu hoch gewählter Wert für »*Minimum KLa (1/h)*« führt zu unnötig hohen Gelöstsauerstoffkonzentrationen und Energieverbrauch.

Tab. 14: Erforderliche Einstellungen der »*DO control*«-Varianten

	Minimum K _{La} (1/h)	K _{La} setting 1 (1/h)	K _{La} setting 2 (1/h)	Maximum K _{La} (1/h)	DO Setpoint (mg/l)	Nitrate on (mg/l)	Nitrate off (mg/l)	DO on (mg/l)	DO off (mg/l)	DO on 1 (mg/l)	DO on 2 (mg/l)	DO on 3 (mg/l)	Aeration on time (h)	Aeration cycle time (h)	DO Control stage	Gain	Integral time
Fixed K_{La}				X											X		
On-Off	X			X				X	X						X		
Proportional	X			X	X										X	X	
PI (= Proportional Integral)	X			X	X										X	X	X
Nitrate On-Off	X			X		X	X								X		
Staged	X	X	X	X						X	X	X			X		
Timed	X			X									X	X	X		

Die in Abb. 56 sichtbaren Einstellungen für »*Stage 3*« sind die Standardeinstellungen aller Parameter der »*Stage data*«. Die Einstellungen für »*Stage 2*« (»*Minimum KLa (1/h)*« und »*DO Setpoint*« auf 0 gesetzt) bewirken, dass diese Stufe gar nicht belüftet wird und demzufolge anaerobe bzw. anoxische Bedingungen simuliert werden, je nachdem, ob in dieser Stufe Nitrat vorhanden ist oder nicht.

8.2.1. »Fixed K_{La} «

Wenn die Belüftung durchgängig ohne die in STOAT implementierte Steuerung simuliert werden soll, wird bei »DO control« »Fixed K_{La} « gewählt. Diese Einstellung bewirkt, dass lediglich der bei »Maximum K_{La} (1/h)« gewählte Wert Berücksichtigung findet. Alle anderen Einstellungen sind irrelevant.

Der Wert für »Maximum K_{La} (1/h)« kann errechnet werden nach der in Abschnitt 7.6. aufgeführten Formel.

8.2.2. »On-Off«

Die On-Off Steuerung funktioniert folgendermaßen: Fällt die (während der Simulation errechnete) Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken unter den Wert, der bei »DO on« gewählt wurde, schaltet die Belüftung auf den bei »Maximum K_{La} (1/h)« gewählten Sauerstoffübertragungskoeffizienten um. Steigt die Sauerstoffkonzentration über den unter »DO off« genannten Wert, wird die Belüftung auf »Minimum K_{La} (1/h)« umgeschaltet. Ansonsten wird der » K_{La} «-Wert nicht verändert.

8.2.3. »Proportional«

Bei diesem Modus der Belüftungssteuerung wird die unter »DO Setpoint« spezifizierte Sauerstoffkonzentration im Belebungsbecken gehalten. Die Intensität der Belüftung bewegt sich zwischen »Minimum K_{La} (1/h)« und »Maximum K_{La} (1/h)«. Es ist zu beachten, dass der bei »Minimum K_{La} (1/h)« gewählte Wert nicht unterschritten wird, selbst wenn sich daraus eine höhere als die unter »DO Setpoint« gewählte Sauerstoffkonzentration ergibt.

8.2.4. »PI (Proportional Integral)«

Steuerstrategie und Output der »PI«-Steuerung sind identisch mit der vorgenannten »Proportional«-Steuerung. Der einzige Unterschied besteht darin, dass beim Input nicht nur der proportionale, sondern auch der integrale Anteil des Signals Berücksichtigung finden. In der Praxis unterscheiden sich die Ergebnisse aber oft nur marginal.

Die »PI«-Steuerung der Belüftung ist STOAT Standard.

»Proportional« oder »PI« eignen sich gut zum Nachstellen der Belüftung einer Anlage, wenn auf Messwerte der Gelöstsauerstoffkonzentration im Belebungsbecken zurückgegriffen werden kann. Diese Messwerte werden mittels »Parameter Setter« als »DO Setpoint« übergeben und STOAT steuert über die entsprechende Einstellung von » K_{La} « die Intensität der Belüftung. Damit kann die Belüftung einer Anlage exakt nachgestellt werden.

8.2.5. »Nitrate On-Off«

Die Nitrate On-Off Steuerung entspricht von Steuerstrategie und Output her dem o. g. einfachen On-Off Modus: Fällt die Sauerstoffkonzentration unter den Wert, der bei »Nitrate On« gewählt wurde, schaltet die Belüftung auf den bei »Maximum K_{La} (1/h)« gewählten Wert um. Steigt die Sauerstoffkonzentration über den unter »Nitrate Off« genannten Wert, wird die Intensität der Belüftung auf »Minimum K_{La} (1/h)« zurück genommen. Ansonsten wird der » K_{La} « -Wert nicht verändert.

8.2.6. »Staged«

»Stage Control« ist eine Erweiterung der »On-Off« Steuerung:

Fällt die Sauerstoffkonzentration unter den Wert, der bei »DO On 1« gewählt wurde, schaltet die Belüftung auf »Maximum K_{La} «. Ergibt sich eine Sauerstoffkonzentration, die zwischen »DO On 1« und »DO On 2« liegt, wird umgestellt auf » K_{La} setting 1«. Liegt die Sauerstoffkonzentration zwischen »DO On 2« und »DO On 3«, wird » K_{La} setting 2« getriggert. Überschreitet die Sauerstoffkonzentration den bei »DO On 3« gewählten Wert, schaltet die Belüftung zurück auf »Minimum K_{La} «.

8.2.7. »Timed«

Die »Timed« Steuerung unterscheidet sich von den bisher beschriebenen. Hier wird ein zeitlicher Rahmen für die Belüftung vorgegeben. Ein Beispiel der Einstellungen zeigt Abb. 1.

	Stage 1	Stage 2	Stage 3
1 Volume fraction:	0.170	0.170	0.660
2 Feed distribution:	1.000	0.000	0.000
3 RAS distribution:	1.000	0.000	0.000
4 DO Control:	Timed	Timed	PI
5 Minimum K_{La} (1/h):	2.00	2.00	2.00
6 K_{La} setting 1 (1/h):	7.00	7.00	7.00
7 K_{La} setting 2 (1/h):	4.00	4.00	4.00
8 Maximum K_{La} (1/h):	5.00	5.00	10.00
9 DO Setpoint (mg/l):	0.00	0.00	2.00
10 Nitrate on (mg/l):	5.00	5.00	5.00
11 Nitrate off (mg/l):	20.00	20.00	20.00
12 DO on (mg/l):	1.00	1.00	1.00
13 DO off (mg/l):	3.00	3.00	3.00
14 DO on 1 (mg/l):	1.00	1.00	1.00
15 DO on 2 (mg/l):	2.00	2.00	2.00
16 DO on 3 (mg/l):	3.00	3.00	3.00
17 Aeration on time (h):	0.10	0.10	0.80
18 Aeration cycle time (h):	1.00	1.00	1.00
19 DO Control stage:	1	2	3
20 Gain:	1.30	1.30	1.30
21 Integral time:	0.50	0.50	0.50

Abb. 1: STOAT »Flow distribution data« (»Stage data «), »DO control«-Modus »Timed«

Mit den in Abb. 1 gewählten Einstellungen wird in den Stufen 1 und 2 je 0,1 h, d. h. stündlich jeweils nur 6 Minuten belüftet. Wird im »Timed« Modus »Minimum K_{La} « auf Null gesetzt, bleibt die Belüftung aus.

8.3. »PID Controller« zur Regelung der Dosierung einer C-Quelle



Mit Hilfe des PID-Controllers kann eine Regelung in Form der **Feed-forward control** (Störgrößenaufschaltung) modelliert werden.

„Die Störgrößenaufschaltung ist eine Kombination aus Steuerung und Regelung.

Zur Erinnerung: Nachteil der einfachen Regelung:

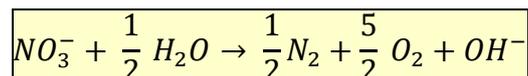
Der Regler kann immer erst eingreifen wenn eine Regelabweichung vorliegt, d.h. nach Ablauf der Verzugs- bzw. Totzeit der Strecke. Bei Versorgungsstörungen kommt es dadurch nach ca. $2 T_u$ zu einer unvermeidbaren, vorübergehenden Regelabweichung.

Prinzip der Störgrößenaufschaltung:

Die Regelgüte wird verbessert, wenn man nicht erst die Auswirkung der Störung auf die Regelgröße abwartet, sondern die Störgröße mit einem Messfühler erfasst und sie auf den Reglereingang führt (Zweikomponentenregelung). So kann der Regler schon während der Verzugszeit der Störung entgegen wirken.“²⁹

Nachfolgend wird der Einsatz eines PID-Controllers mit Feed-forward am Beispiel der Dosierung einer C-Quelle bei vorgeschalteter Denitrifikation erläutert.

Die Denitrifikation läuft nach folgender summarischer Reaktionsgleichung ab (BEVER & TEICHMANN, 2002):



Nach Einsetzen der Atomgewichte

$$\text{H} = 1, \text{N} = 14, \text{O} = 16$$

folgt aus der o. g. Summenformel

$$62 \text{ g} + 9 \text{ g} \rightarrow 14 \text{ g} + 40 \text{ g} + 17 \text{ g}$$

$$\frac{40 \text{ g O}_2}{14 \text{ g NO}_3 - \text{N}} = \frac{2,86 \text{ g O}_2}{\text{g NO}_3 - \text{N}}$$

Demzufolge werden stöchiometrisch exakt 2,86 g BSB₅ benötigt um 1 g Nitratstickstoff zu denitrifizieren. In der Praxis sind allerdings 3,5 - 4,5 g BSB₅/g NO₃-N oder 5,0 - 6,4 g CSB/g NO₃-N für die vollständige Entfernung des Nitrates erforderlich, wobei auch ein Teil des Substrates zum Aufbau der Biomasse verbraucht wird (VCI,

²⁹ http://staff.ltam.lu/feljc/school/asser_t3/Methoden_der_Regelungstechnik_3.pdf

1990). In ATV-DVWK-A 131, 2000 wird eine CSB-Dosierung empfohlen, die dem Fünffachen der Nitratstickstofffracht entspricht.

Bei der Einstellung des Reglers zur Dosierung einer externen C-Quelle sind natürlich immer auch die Eigenschaften der jeweils gewählten Chemikalie zu berücksichtigen (theoretischer CSB, Dichte).

Tab. 15: Eigenschaften von externen Kohlenstoffquellen
(aus ATV-DVWK-A 131, 2000)

Parameter	Einheit	Methanol	Ethanol	Essigsäure
Dichte	kg/m ³	790	780	1.060
CSB	kg/kg	1,50	2,09	1,07
CSB	g/l	1.185	1.630	1.135

Eine Variante der **Feed-forward control** zur Dosierung einer C-Quelle bei nachgeschalteter Denitrifikation wurde bereits 1993 von der US EPA publiziert (siehe folgende Abbildung).

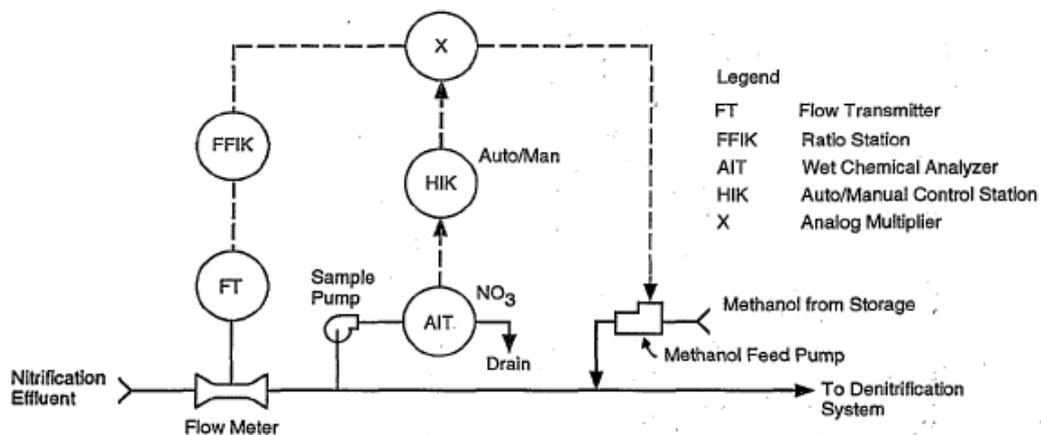


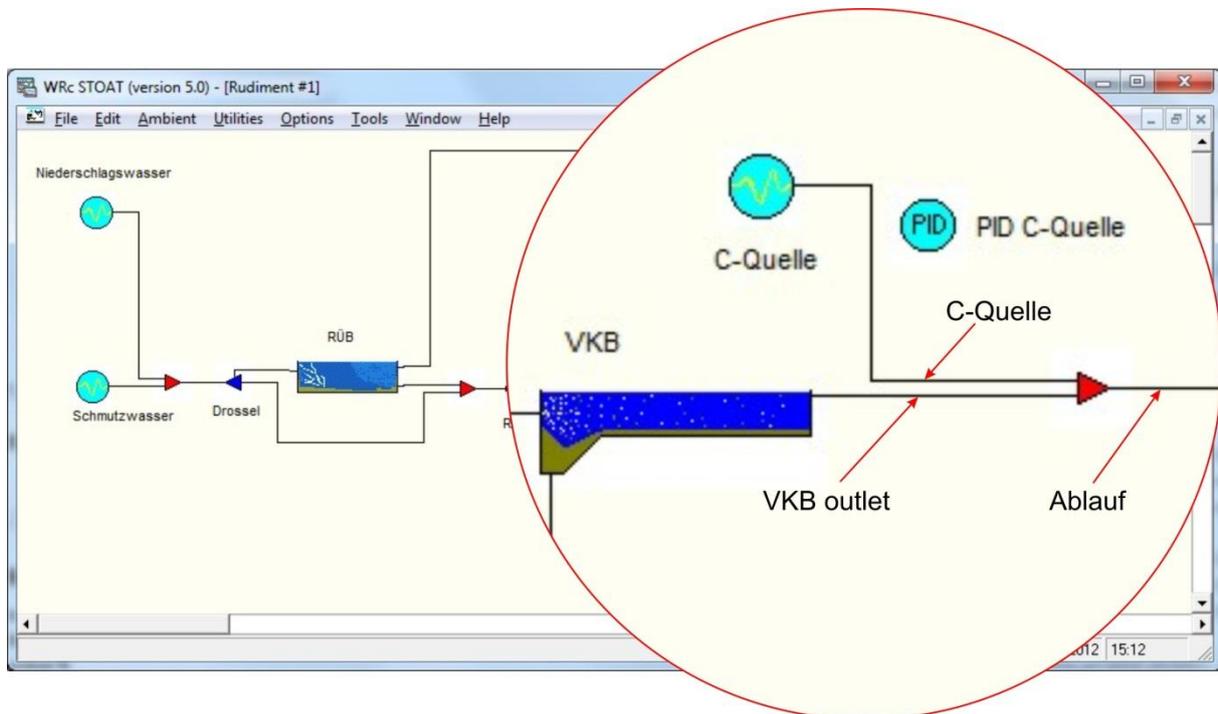
Figure 7-18. Schematic of automatic feed forward control system for methanol pacing.

Feed-forward control zur Dosierung einer C-Quelle
bei nachgeschalteter Denitrifikation (USEPA, 1993)

In der oben skizzierten Regelung werden der Volumenstrom des nitratreichen Abwassers und dessen Nitratgehalt online erfasst. Durch Zusammenführen beider Signale wird die jeweilige Nitratfracht ermittelt. Diese bildet den Input des Reglers zur Methanoldosierung. Als Verhältnis zwischen Methanol und NO₃-N wurde 3 Masseneinheiten Methanol je 1 Masseneinheit Nitratstickstoff gewählt. Dies entspricht einer Dosierung von 4,5 g CSB je g Nitratstickstoff (vgl. Angaben in Tab. 15).

In unserem Beispiel soll mittels PID-Regler dafür gesorgt werden, dass im Zulauf zur vorgeschalteten Denitrifikation eine BSB-Mindestfracht nicht unterschritten wird. Die

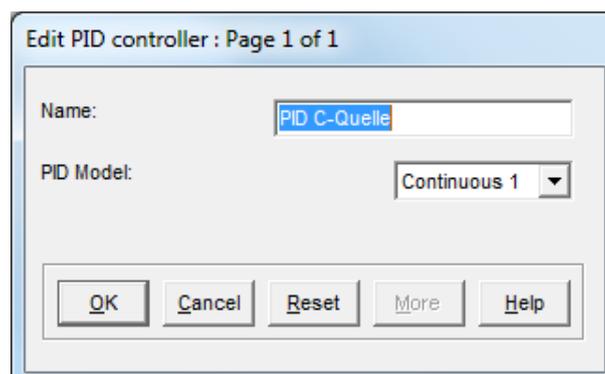
beteiligten Bausteine und Teilströme werden in folgendem Screenshot unter die Lupe genommen:



Die Regelungsaufgabe besteht darin, die aus dem VKB ablaufende BSB-Fracht durch entsprechende Dosierung der C-Quelle auf mindestens 50 kg/h anzuheben. Anlass hierfür ist, dass die o. g. Mindestfracht hin und wieder unterschritten wird, wodurch Probleme in der nachfolgenden Denitrifikation auftreten.

Nachfolgend werden die Einstellungen beschrieben, die zum gewünschten Ergebnis führten.

Auf der *works*-Ebene erfolgt zunächst außer der Vergabe eines Namens die Auswahl des Modells für den PID-Regler. Zur Auswahl stehen *Discrete 1*, *Discrete 2*, *Continuous 1* und *Continuous 2*. Mit den beiden erstgenannten können digitale, mit den letztgenannten analoge Regler modelliert werden. Im STOAT Handbuch *UNIT PROCESS DESCRIPTIONS* wird *Continuous 1* als universell einsetzbarer Algorithmus empfohlen. Den weiteren Ausführungen liegt dieser Algorithmus zugrunde.



Auf der Run-Ebene ist als erstes die **Connectivity** zu bearbeiten. Die Bezeichnung der maßgeblichen Teilströme ist dem nachfolgenden Screenshot zu entnehmen. Dementsprechend wurden **Input** und **Output** des Reglers eingestellt.

The screenshot shows a 'PID Controller' dialog box with two main sections: 'Input' and 'Output'. In the 'Input' section, the 'Stream' radio button is selected, and the 'Name' dropdown is set to 'VKB outlet'. The 'Determinand' dropdown is set to 'BOD load (kg/h)'. In the 'Output' section, the 'Stream' radio button is selected, the 'Name' dropdown is set to 'C-Quelle', and the 'Parameter' dropdown is set to 'Flow'. At the bottom of the dialog are 'OK', 'Cancel', and 'Help' buttons.

Der **Setpoint** in **Operation data** wurde der o. g. Aufgabe entsprechend auf 50 (kg BOD/h) eingestellt

The screenshot shows the 'Operation data' dialog box with a table. The table has columns for 'Initial', 'Change 1', 'Change 2', 'Change 3', 'Change 4', 'Change 5', and 'Cf'. The 'Set point' row has a value of 50.00000 in the 'Initial' column. The 'Change at time (h)' row has a value of 0.00 in the 'Initial' column. At the bottom of the dialog are 'OK', 'Cancel', 'Reset', and 'Help' buttons.

		Initial	Change 1	Change 2	Change 3	Change 4	Change 5	Cf
1	Change at time (h):	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
2	Set point:	50.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	

Wie auch bei anderen STOAT Bausteinen können die Werte innerhalb der Simulationsperiode variiert werden (**Change at time...**). Hiervon soll aber in diesem Beispiel kein Gebrauch gemacht werden.

Process calibration, das letzte Menü, enthält die entscheidenden Einstellungen zur Arbeit des Reglers. Als erstes ist der Modus zu wählen. Allgemein empfehlenswert ist hier **Proportional-Integral**.

Die Auswahl unter **Action** will wohlüberlegt sein: Wenn der Output des Reglers mit einer positiven Abweichung vom Sollwert zunehmen soll, ist **Positive** zu wählen. In allen anderen Fällen muss **Action = Negative** gewählt werden.

$$\text{Abweichung} = \text{Sollwert} - \text{aktueller Zustand}$$

Dabei ist auch zu beachten, dass als Sollwert 0 gilt, sofern die **Operation data** auf der Standardeinstellung belassen und nicht verändert werden.

Übertragen auf unser Beispiel heißt das: Je größer die Abweichung zwischen dem aktuellen Wert von **BOD load** im resultierenden Ablauf und dem Sollwert von 50 [kg/h] ist, umso mehr muss die C-Quelle geöffnet werden - d. h., **Action = Positive!**

Die Einstellung von **Sampling interval** ist obsolet, weil als PID Modell **Continuous 1** gewählt wurde. **Proportional gain** wurde abweichend vom Standard auf einen kleineren Wert eingestellt, das führt zu einer höheren Genauigkeit der Regelung. **Integral time** und **Derivative time** wurden auf dem von STOAT vorgeschlagenen Standardwert belassen, weil die Einstellung dieser Werte beim gewählten Modus **Proportional** ohnehin keine Rolle spielt.

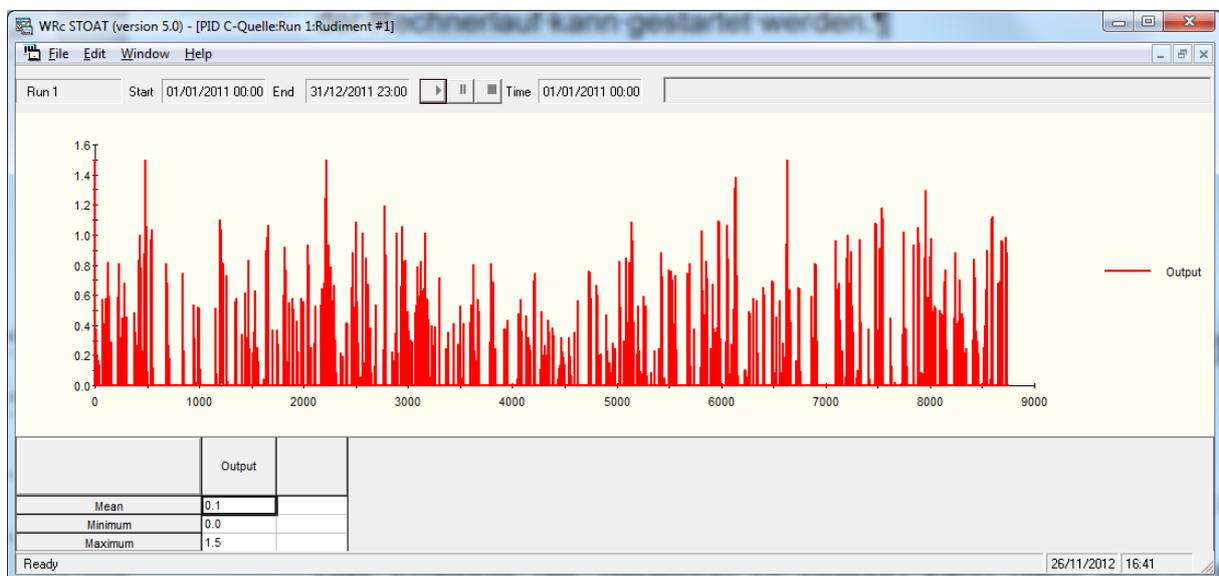
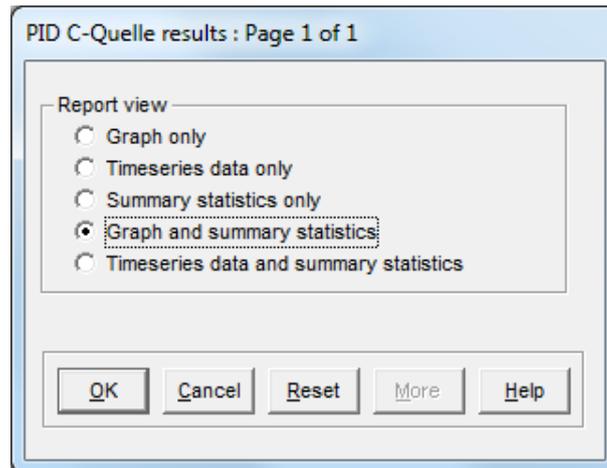
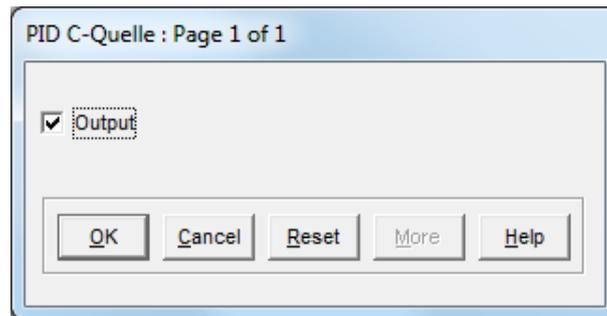
Maximum output musste geändert werden: Es wurde eine C-Quelle mit einer Konzentration von 35.000 mg BOD/l gewählt. Die minimale BSB-Fracht im Ablauf des VKB betrug etwa 5 kg/h. Bis zum Sollwert ist mithin eine Differenz von ca. 45 kg BOD/h aus der C-Quelle aufzufüllen. Daraus ergibt sich der erforderliche maximale Volumenstrom der C-Quelle zu

$$\frac{45.000 \text{ g BOD/h}}{35.000 \text{ g BOD/m}^3} \sim 1,3 \text{ m}^3/\text{h}, \text{ gewählt } 1,5.$$

Alternativ hätte anstelle des **Maximum output** auch die Konzentration der C-Quelle verändert werden können.

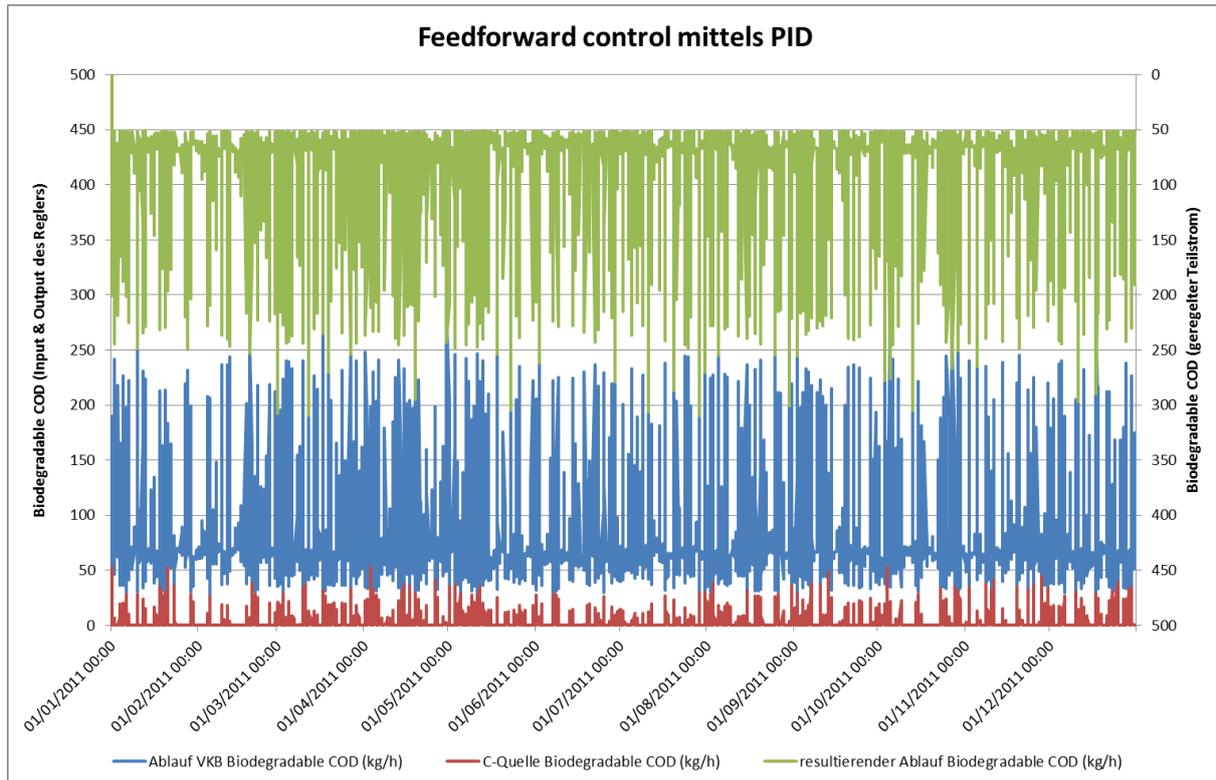
Damit ist die Einstellung des PID-Reglers komplett und der Rechnerlauf kann gestartet werden.

Das Ergebnis der Regelung (= Output) kann nach Abschluss des Rechnerlaufs unmittelbar überprüft werden.



Es ist gut zu erkennen, dass der Regler wie gewünscht “gefeuert” hat. Der Volumenstrom der C-Quelle zeigt ein analoges Ergebnis.

Überträgt man Flow in m³/h und Biodegradable COD in mg/l der beteiligten Teilströme in eine Excel-Tabelle und errechnet daraus die BOD-Frachten, lässt sich das erreichte Ergebnis der Regelung wie folgt darstellen.



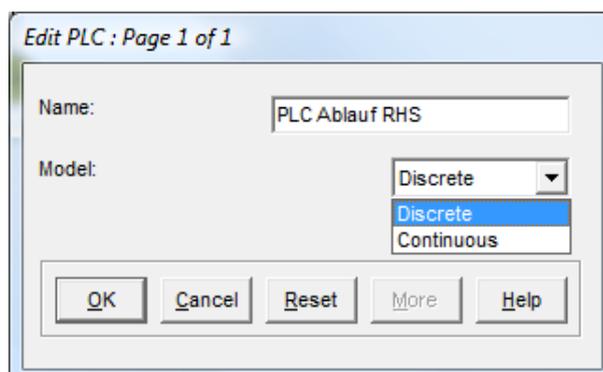
Fällt die BOD-Fracht im Ablauf des VKB (blaue Kurve) unter 50 kg/h, öffnet sich die C-Quelle (rote Kurve) und die zum Erreichen des Sollwerts fehlende Fracht wird zudosiert. Im geregelten Teilstrom (grüne Kurve, Werte in umgekehrter Reihenfolge aufgetragen) liegt die BOD-Fracht nach Start des Rechnerlaufs immer über dem gewählten Sollwert von 50 kg/h.

8.4. PLC (Ladder Logic Controller)



Während eine Regelung mittels PID-Regler nur einen einzigen Input zulässt, kann der **Ladder Logic Controller** bis zu fünf Inputvariable berücksichtigen und somit eine Speicherprogrammierbare Steuerung (SPS) abbilden. Er ist dementsprechend komplexer aufgebaut - einschließlich weiterer Stolpersteine und Fehlerquellen.

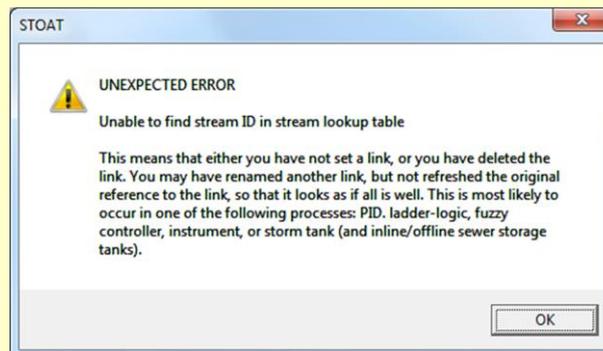
Dies beginnt bereits auf der **Works**-Ebene:



Als Modell ist standardmäßig **Discrete** voreingestellt. Diese Einstellung ist beizubehalten, wenn mit dem Output des PLC ein **Process** gesteuert werden soll. **Continuous** muss eingestellt sein, wenn der **PLC** einen **Stream** (Teilstrom) steuern soll. Wenn das unterbleibt, "feuert" zwar der Regler, aber dessen Werte werden kontinuierlich durch Einstellungen der in Fließrichtung davor liegenden Bausteine oder Teilströme überschrieben.

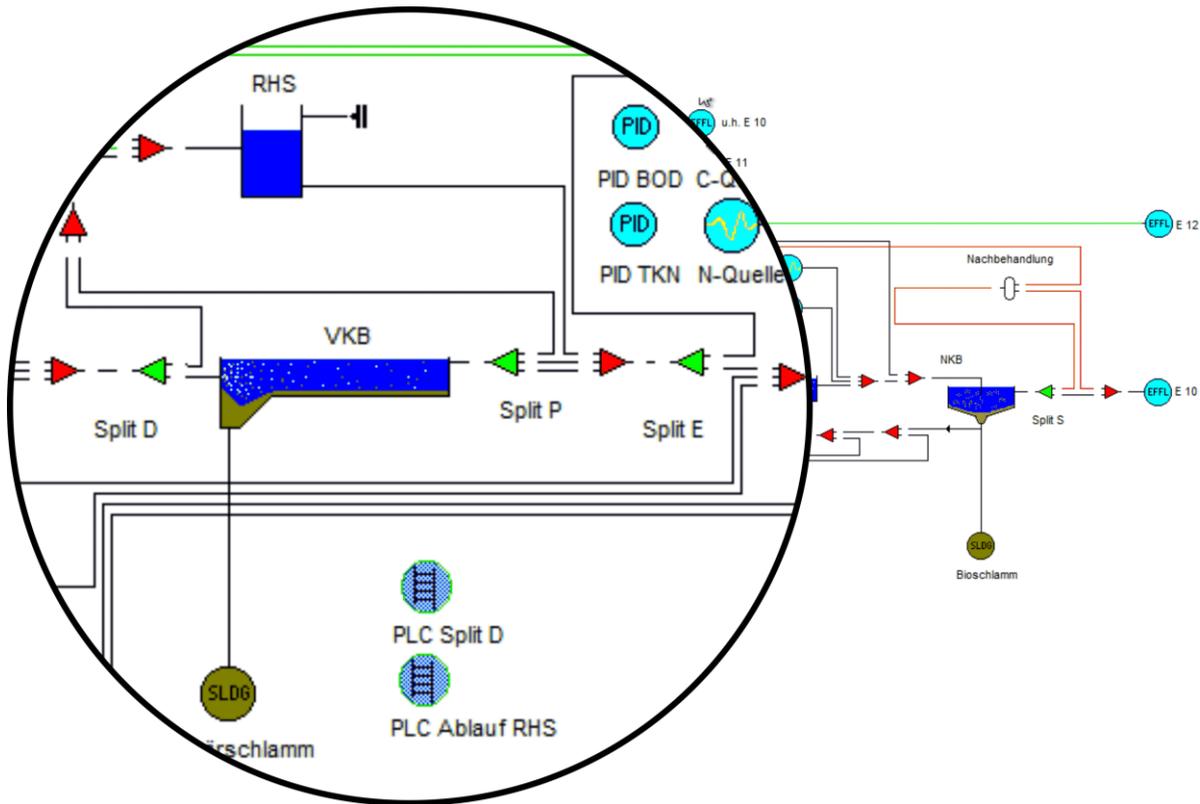
Ein PLC kann „außer Betrieb“ genommen werden, indem alle **operation data** auf „0“ gesetzt werden. Man kann sich dies auch beim Anlegen eines **Work** zunutze machen und einen oder mehrere **PLC** zunächst nur als „Platzhalter“ für später vorgesehene Zwecke platzieren. Allerdings startet der Rechnerlauf nicht, solange nicht für alle **PLC's** die **connectivity** definiert wurde. D. h., dass für jene **PLC's**, die im jeweiligen Rechnerlauf nicht aktiviert werden sollen, dennoch **Input** und **Output** eingestellt werden muss. Indem die **operation data** aber alle auf „0“ gehalten oder gestellt werden, bleibt der **PLC** normalerweise wirkungslos. Sofern jedoch am geregelten Prozess ein **Output** von „0“ umgesetzt, d. h. eingestellt werden kann, wirkt der **PLC** trotzdem (z. B. bei der Steuerung der **pump rate** eines **balancing tank**). Das ist bei der „Außerbetriebnahme“ eines **PLC** zu beachten!

Wenn das Design eines Modells mit Hilfe des **Build**-Menüs geändert wird, ist darauf zu achten, dass die Bausteine bzw. Teilströme, die als **Input** oder **Output** verbleibender **PLC's** dienen, nicht gelöscht werden. Anderenfalls bricht STOAT den Rechnerlauf mit einer Fehlermeldung ab!



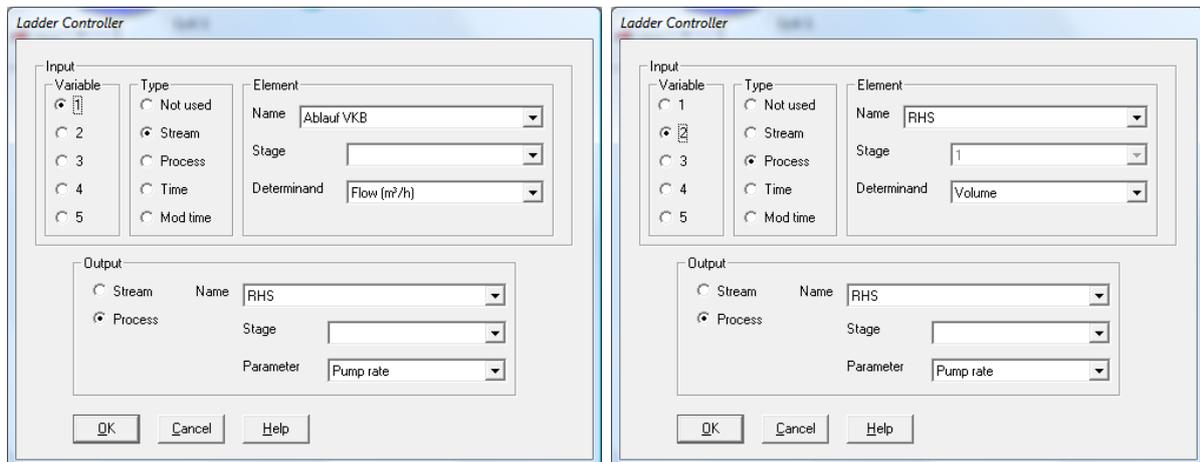
Fehlermeldung nach Löschen von Teilströmen im Build-Menü, die im vorhergehenden Modell als Input oder Output eines Controllers (PID oder PLC) dienten (im Controller hinterlegte Teilstromidentifikation läuft ins Leere)

Die Einstellungen auf der Run-Ebene werden am Beispiel einer Steuerung für die Entleerung eines Stapeltanks erläutert. Die im Weiteren genannten Bausteine und deren Zusammenspiel gehen aus der folgenden Abbildung hervor.



Der **PLC** zur Ablaufsteuerung des **balancing tanks** (RHS) erhält zwei **Inputs**:

- Volumenstrom Ablauf des Vorklärbeckens
- Volumen (Füllstand) des Tanks



Der **Output** regelt die Abflussmenge aus dem Tank.

Dazu wurden die **operation data** so gewählt, dass bei geringem Abfluss aus dem VKB besonders hohe Entlastungen des Stapeltanks ermöglicht werden und umgekehrt bei hohem Abfluss aus dem VKB keine oder nur eine minimale Erhöhung des Volumenstroms durch gestapeltes Abwasser zugelassen wird. Damit möglichst immer ein Vorrat zur Aufhöhung geringer Volumenströme im Tank bleibt, wird außerdem der Ablauf auch bei niedrigem Füllstand des Tanks gedrosselt.

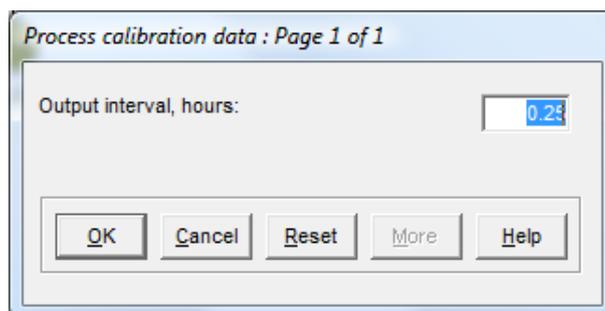
		Setting 0	Setting 1	Setting 2	Setting 3	Setting 4	Setting 5	Setting 6	Setting 7	Setting 8	Setting 9	Setting 10
1	Variable 1: Greater than:	0.00	880.00	0.00	880.00	980.00	1110.00	0.00	880.00	980.00	1110.00	0.00
2	Variable 1: Less than:	880.00	99999.00	880.00	980.00	1110.00	99999.00	880.00	980.00	1110.00	99999.00	0.00
3	Variable 2: Greater than:	0.00	0.00	2500.00	2500.00	2500.00	2500.00	10000.00	10000.00	10000.00	10000.00	0.00
4	Variable 2: Less than:	2500.00	2500.00	10000.00	10000.00	10000.00	10000.00	13751.00	13751.00	13751.00	13751.00	0.00
5	Variable 3: Greater than:	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
6	Variable 3: Less than:	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
7	Variable 4: Greater than:	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
8	Variable 4: Less than:	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
9	Variable 5: Greater than:	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
10	Variable 5: Less than:	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
11	Output value:	200.00	0.00	400.00	200.00	100.00	50.00	600.00	500.00	400.00	100.00	0.00

In der folgenden Tabelle sind diese Einstellungen in den *operation data* etwas besser verständlich dargestellt:

		Ablauf VKB in m³/h			
		< 880	≥ 880 AND < 980	≥ 980 AND < 1110	≥ 1110
Volumen RHS in m³	< 2500	200	0		
	≥ 2500 AND < 10000	400	200	100	50
	≥ 10000	600	500	400	100

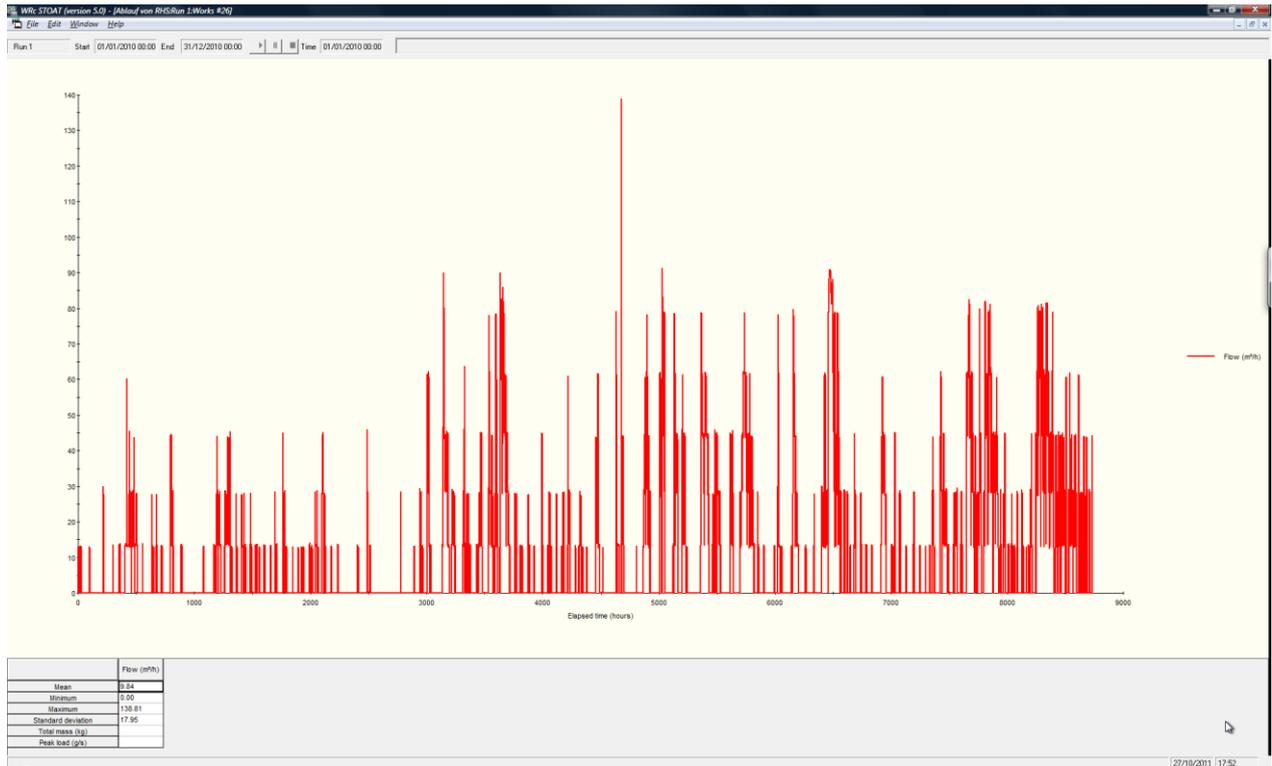
Die Ermittlung von Perzentilen (z. B. für 5%, 10%, 20%, 80%, 90% und 95% der Messwerte) sind ein gutes Hilfsmittel, um eine optimale Aufteilung zu finden. Denn trotz der scheinbar großen Zahl von Settings kann die Regelung nicht richtig funktionieren, wenn die statistischen Zusammenhänge der Messwerte ignoriert werden.

Das letzte Menü betrifft die *process calibration data*. Hier braucht der vorgeschlagene Standardwert nur verändert zu werden, wenn die Simulation mit deutlich kürzeren Intervallen als 1h erfolgen soll.



Nunmehr kann der Rechnerlauf gestartet werden.

Ein Blick auf den Volumenstrom im Ablauf des Tanks zeigt, was die Regelung bewirkt hat:



Wie sich an der Entwicklung des Füllvolumens des Tanks zeigt, ist auch die Zulaufregelung gut eingestellt. Die insgesamt zufließenden und abfließenden Volumenströme sind nahezu vollständig ausbalanciert.



8.5. Fuzzy Logic Controller



Im Vergleich zum PLC weist der Fuzzy Logic Controller vor allem zwei Vorteile auf:

- der Input der Steuerung/Regelung erlaubt „unscharfe“ Grenzen bzw. Begriffe und
- die zu steuernde Größe wird gleitend angepasst.

Allerdings muss in Kauf genommen werden, dass der Fuzzy Logic Controller als Output systembedingt nur verschiedene Steueranweisungen triggert:

LD	Large Decrease
SD	Small Decrease
N bzw. NF	Not Fired
SI	Small Increase
LI	Large Increase

Diese Form des Outputs kann nur als Tabelle angezeigt und nicht grafisch ausgewertet werden. Die Wirkung des Fuzzy Logic Controllers kann somit nur anhand des gesteuerten Parameters überprüft werden.

Eine weitere Einschränkung besteht darin, dass der Fuzzy Logic Controller nur in Prozesse eingreifen kann. Eine direkte Steuerung/Regelung von Teilströmen, z. B. zwecks Dosierung einer C-Quelle ist in der gegenwärtigen Ausprägung dieses STOAT Bausteins nicht möglich.

Im Folgenden wird der Einsatz des Fuzzy Logic Controllers an einem Beispiel erläutert.

Bei einer Anlage mit vorgeschalteter Denitrifikation soll die PI-Steuerung der Belüftung durch eine Fuzzy-Regelung überlagert werden, indem zusätzlich zu der STOAT-StandardEinstellung (vgl. Abschnitt 8.2.4.) die Konzentration an Ammonium und Nitrat im Ablauf der Belebung berücksichtigt wird. Damit soll eine möglichst hohe Denitrifikation erreicht werden ohne die Überwachungswerte bei Ammonium zu überschreiten.

Das Belebungsbecken verfügt über insgesamt 4 Stufen, wobei Stufe 1 anaerob arbeitet (BioP), die Stufen 2 und 3 sind fakultativ anoxisch oder aerob (DN/N) und Stufe 4 wird ständig aerob gefahren (N). Aus Stufe 4 wird nitrathaltiges Abwasser in Stufe 2 zurückgeführt (interne Rezirkulation).

Die **Flow distribution data** des Bausteins **aeration tank** (Input data → Stage data...) wurden gemäß der nachfolgenden Abbildung eingestellt.

Flow distribution data		Stage 1	Stage 2	Stage 3	Stage 4
1	Volume fraction:	0.200	0.200	0.140	0.460
2	Feed distribution:	1.000	0.000	0.000	0.000
3	RAS distribution:	1.000	0.000	0.000	0.000
4	DO Control:	Fixed KLa	PI	PI	PI
5	Minimum KLa (1/h):	0.00	0.00	0.00	0.50
6	KLa setting 1 (1/h):	7.00	7.00	7.00	7.00
7	KLa setting 2 (1/h):	4.00	4.00	4.00	4.00
8	Maximum KLa (1/h):	0.00	12.00	12.00	12.00
9	DO Setpoint (mg/l):	0.00	0.30	0.80	2.00
10	Nitrate on (mg/l):	5.00	5.00	5.00	5.00
11	Nitrate off (mg/l):	20.00	20.00	20.00	20.00
12	DO on (mg/l):	1.00	1.00	1.00	1.00
13	DO off (mg/l):	3.00	3.00	3.00	3.00
14	DO on 1 (mg/l):	1.00	1.00	1.00	1.00
15	DO on 2 (mg/l):	2.00	2.00	2.00	2.00
16	DO on 3 (mg/l):	3.00	3.00	3.00	3.00
17	Aeration on time (h):	0.80	0.80	0.80	0.80
18	Aeration cycle time (h):	1.00	1.00	1.00	1.00
19	DO Control stage:	1	2	3	4
20	Gain:	1.30	1.30	1.30	1.30
21	Integral time:	0.50	0.50	0.50	0.50

OK Cancel Reset Help

Diese Einstellungen sind wie folgt zu verstehen:

In Stufe 1 ist für **DO control** als Modus **Fixed KLa** gewählt. **Min. KLa**, **max. KLa** und **DO setpoint** sind auf „0“ gestellt. Damit ist die Belüftung dieser Stufe komplett abgeschaltet.

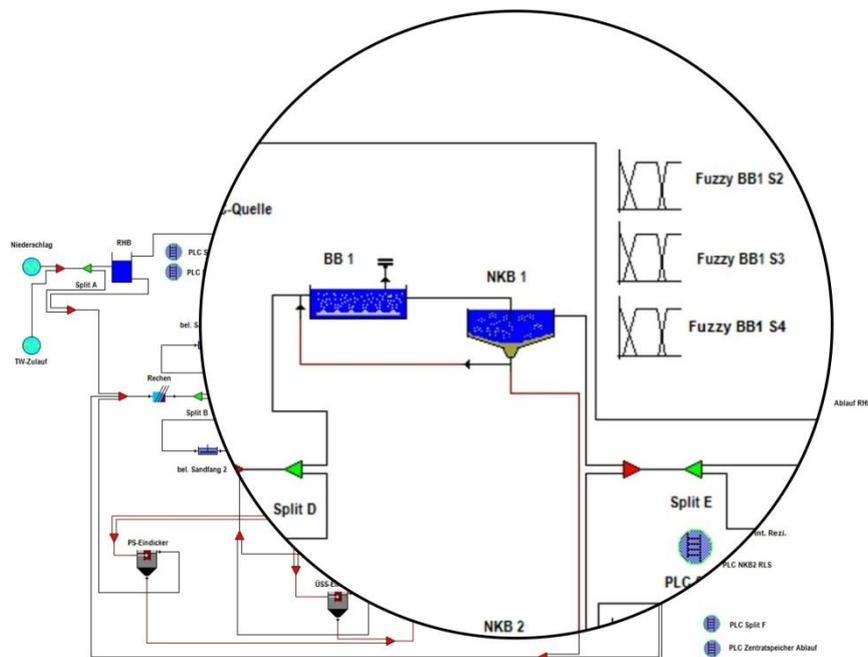
In den Stufen 2, 3 und 4 gilt **PI** als **DO control** Modus (Standardeinstellung).

Für die wahlweise anoxisch oder aerob betriebenen Stufen 2 und 3 ist **min. KLa** auf „0“ gesetzt, damit kann die Belüftung vorübergehend vollständig abgeschaltet werden. Für **max. KLa** wurde 12 gewählt. Um die Denitrifikation nicht durch eine zu hohe Sauerstoffkonzentration zu stören, ist in Stufe 2 der **DO setpoint** auf 0.3 mg/l eingestellt. Für Stufe 3 wurde mit 0.8 mg/l ein höherer Wert gewählt (zunehmende Sauerstoffversorgung in Durchflussrichtung).

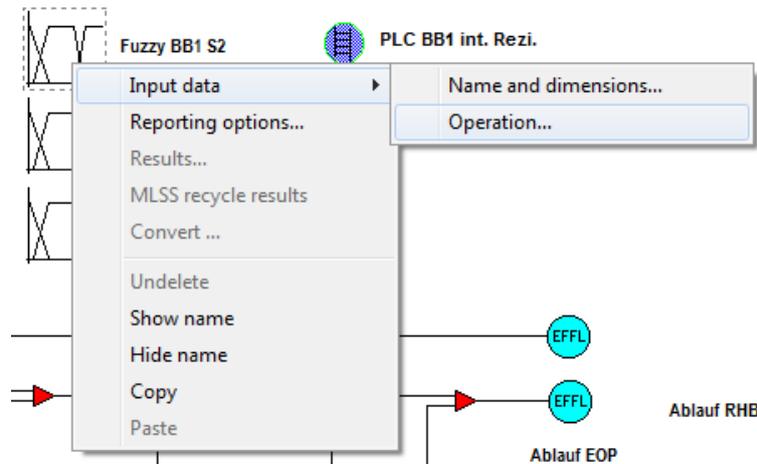
Die Steuerung mittels **Fuzzy Logic controller** kann sich nicht über die gewählte Einstellung des **DO setpoint** hinwegsetzen: Mit dem **DO setpoint** wird gleichsam der Mittelwert der Gelöstsauerstoffkonzentration im Belebungsbecken in der jeweils gewählten Simulationsperiode festgelegt.

In Stufe 4 (obligat aerob) ist der **DO setpoint** auf 2.0 mg/l eingestellt. Abweichend von den vorhergehenden Stufen ist **min. KLa** auf 0.5 gesetzt. Damit wird simuliert, dass in dieser Stufe auch in Zeiten ohne Bedarf einer Sauerstoffzufuhr die Belüftung in Betrieb bleiben muss, um die erforderliche Durchmischung zu gewährleisten.

Eine zusätzliche Fuzzy-Regelung wurde für die Stufen 2, 3 und 4 eingerichtet (vgl. Abbildung unten). Im Weiteren wird hier jedoch nur die Regelung für Stufe 2 beschrieben (Fuzzy BB1 S2).



Die Einstellung des Fuzzy Logic Controllers erfolgt über → *Input data* → *Operation*.



In dem Dialog, der sich daraufhin öffnet, sind alle erforderlichen Einstellungen in Form von Registern zusammengefasst³⁰. Eingaben des Anwenders sind erforderlich in den Registern *Inputs*, *Outputs* und *Control rules*. Unter *Config* befinden sich Standardeinstellungen, die normalerweise keiner Änderung bedürfen.

Die erforderlichen Eingaben unter *Inputs* sind folgender Abbildung zu entnehmen.

Inputs		Outputs	Control rules	Config												
	Type	Name	Stage	Determinand	Minimum	Maximum	VS	S1	S2	A1	A2	L1	L2	VL		
1																
2																
3																

Darin bedeuten

- VS Very Small
- S Small
- A Average
- L Large
- VL Very Large

Wie bereits oben ausgeführt, soll als Input für die Fuzzy-Regelung die Ablaufkonzentration des Belebungsbeckens in den Parametern Ammonium und Nitrat gewählt werden. Welche Werte den o.g. Kategorien VS bis VL zuzuordnen sind, entscheidet der Anwender.

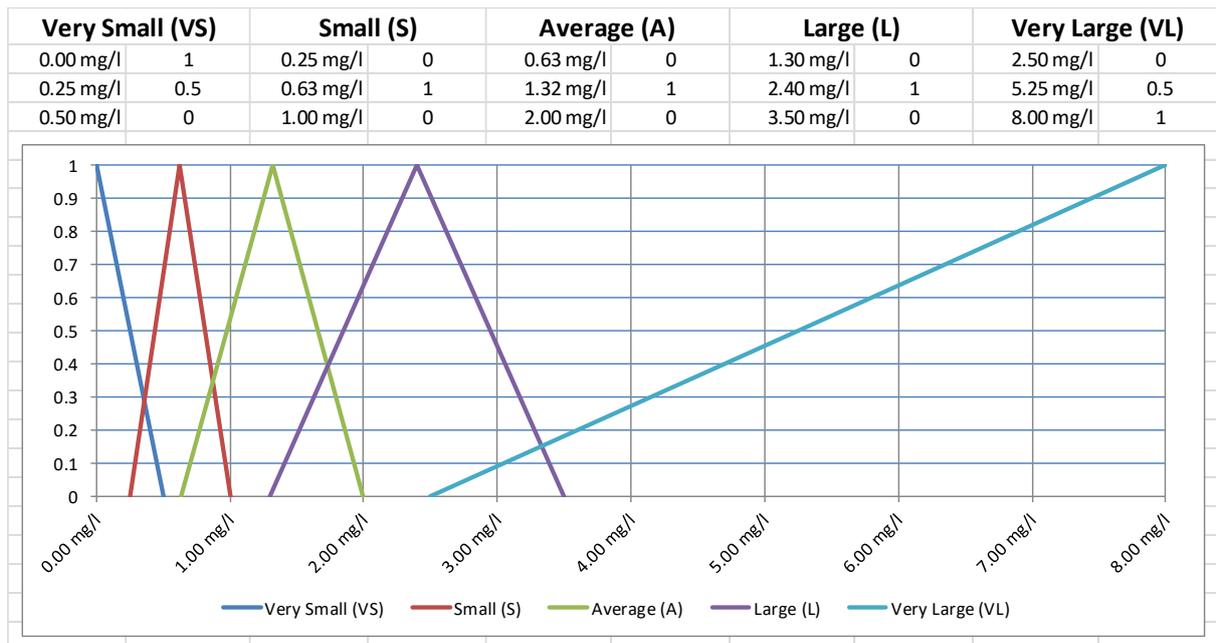
Ein brauchbarer erster Ansatz für den Input sind die statistischen Größen vorhergehender Rechnerläufe (Min, Max, Perzentile) analog nachfolgender Abbildung.

³⁰ Hierin unterscheidet sich der Fuzzy Logic Controller vom PID-Regler und vom PLC. Für diese Regler ist neben den *Operation data* auch die *Connectivity* einzustellen.

Ammonia					
Very Small (VS)			Very Large (VL)		
Min		VS		VL	Max
Min		5% Perzentil		95% Perzentil	Max
0		0.09		2.56	9.28
Small (S)			Large (L)		
S1		S2	L1		L2
2% Perzentil		33% Perzentil	66% Perzentil		98% Perzentil
0.08		0.2	0.48		3.86
Average (A)					
A1		A2			
20% Perzentil		80% Perzentil			
0.14		0.76			

Nitrate					
Very Small (VS)			Very Large (VL)		
Min		VS		VL	Max
Min		5% Perzentil		95% Perzentil	Max
0		1.54		10.7	14.09
Small (S)			Large (L)		
S1		S2	L1		L2
2% Perzentil		33% Perzentil	66% Perzentil		98% Perzentil
0.92		6.12	8.22		12.02
Average (A)					
A1		A2			
20% Perzentil		80% Perzentil			
4.62		9.02			

Die folgende Abbildung zeigt für Ammonium die sogenannte Zugehörigkeitsfunktion (membership function) als grafische Veranschaulichung der tatsächlich gewählten Grenzen in den o. g. Gruppen.



Dementsprechend wurde der Input des Fuzzy Controllers wie folgt eingestellt.

	Type	Name	Stage	Determinand	Minimum	Maximum	VS	S1	S2	A1	A2	L1	L2	VL
1	Stream	BB 1 Ablauf	1	Ammonia (mg/l)	0.00	8.00	0.50	0.25	1.00	0.63	2.00	1.30	3.50	2.50
2	Stream	BB 1 Ablauf	1	Nitrate (mg/l)	0.00	15.00	2.00	1.00	6.00	3.50	10.00	7.00	12.00	10.00

Die gewählten **Outputs** gehen aus folgendem Screenshot hervor.

	Name	Stage	Parameter	Minimum	Maximum	Large decrease	Small decrease	Small increase	Large increase
1	BB 1	2	KLa	0.00	12.00	-2.00	-0.50	0.50	2.00

Die gewählte Regelung wirkt auf den Belüftungskoeffizienten K_{La} .

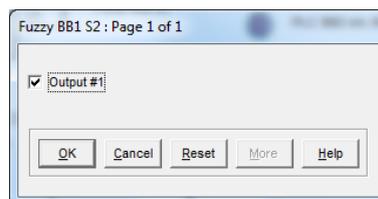
In welcher Weise der Regler „feuert“, wird mit den Regeln (Control rules) bestimmt:

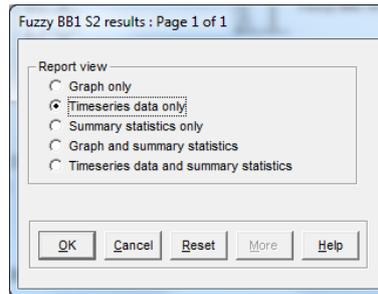
	Input	B	C	D
1	Output	Change	Input #1	Input #2
2	Output #1	N	VS	VS
3	Output #1	N	S	VS
4	Output #1	SI	A	VS
5	Output #1	LI	L	VS
6	Output #1	LI	VL	VS
7	Output #1	N	VS	S
8	Output #1	N	S	S
9	Output #1	SI	A	S
10	Output #1	LI	L	S
11	Output #1	LI	VL	S
12	Output #1	SD	VS	A
13	Output #1	N	S	A
14	Output #1	SI	A	A
15	Output #1	LI	L	A
16	Output #1	LI	VL	A
17	Output #1	LD	VS	L
18	Output #1	SD	S	L
19	Output #1	SD	A	L
20	Output #1	SI	L	L
21	Output #1	LI	VL	L
22	Output #1	LD	VS	VL
23	Output #1	LD	S	VL
24	Output #1	SD	A	VL
25	Output #1	SI	L	VL
26	Output #1	LI	VL	VL
27				
28				

Abwassertechnisch sind diese Regeln wie folgt zu lesen:

Output	Change (K _{La})	Input #1 (NH ₄ -N im Ablauf BB)	Input #2 (NO _x -N im Ablauf BB)	Interpretation
Output #1	N	VS	VS	Wenn die NO _x -Konzentration sehr klein (VS) oder klein (S) ist, kann Input #2, der diesen Parameter repräsentiert, unberücksichtigt bleiben, denn an den NO _x -Ablaufwerten muss nichts verbessert werden. Die Regelung braucht ausschließlich auf die Ammoniumkonzentration zu zielen.
Output #1	N	S	VS	
Output #1	SI	A	VS	
Output #1	LI	L	VS	
Output #1	LI	VL	VS	
Output #1	N	VS	S	
Output #1	N	S	S	
Output #1	SI	A	S	
Output #1	LI	L	S	
Output #1	LI	VL	S	
Output #1	SD	VS	A	Wenn die NO _x -Konzentration bis auf durchschnittliche Werte ansteigt, kann Input #2 nicht mehr völlig unberücksichtigt bleiben. Dann muss die Regelung auch die NO _x -Konzentration "im Auge behalten". Solange die Ammoniumkonzentration sehr klein bleibt, kann die Sauerstoffversorgung gedrosselt werden.
Output #1	N	S	A	
Output #1	SI	A	A	
Output #1	LI	L	A	
Output #1	LI	VL	A	
Output #1	LD	VS	L	Wenn die NO _x -Konzentration auf hohe bis sehr hohe Werte ansteigt, muss dies natürlich in die Regelstrategie einfließen. Hauptaugenmerk gilt aber weiterhin der Ammoniumkonzentration, weil hier am ehesten eine Überschreitung der Überwachungswerte droht. Ist Ammonium zu hoch, muss selbst dann weiter belüftet werden, wenn auch die NO _x -Konzentration hoch oder sogar sehr hoch ist - die Einhaltung der Ammoniumkonzentration geht vor.
Output #1	SD	S	L	
Output #1	SD	A	L	
Output #1	SI	L	L	
Output #1	LI	VL	L	
Output #1	LD	VS	VL	
Output #1	LD	S	VL	
Output #1	SD	A	VL	
Output #1	SI	L	VL	
Output #1	LI	VL	VL	

Nach Vollzug des Rechnerlaufs kann die „Arbeit“ des Reglers begutachtet werden (rechter Mausklick auf den Baustein → [Results...](#)).





Die Ergebnisanzeige ist, wie bereits erwähnt, nur in Tabellenform möglich.

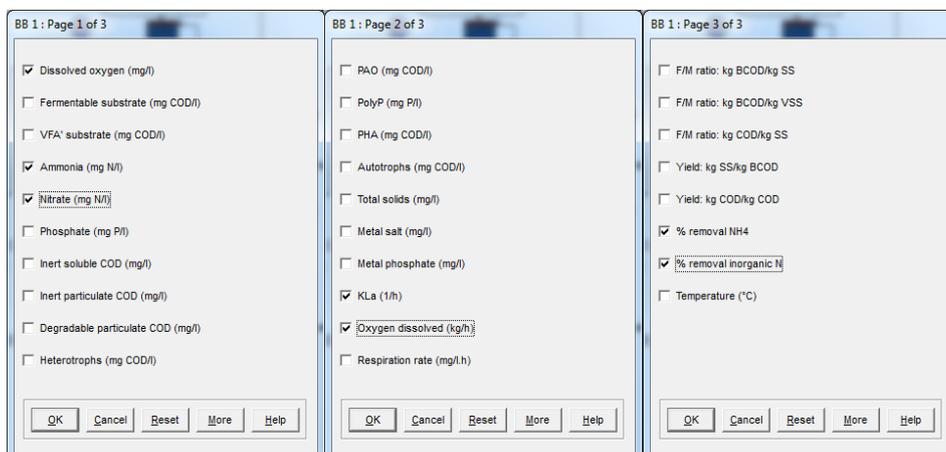
WRC STOAT (version 5.0) - [Fuzzy BB1 S2:Run 1 (1978)]

File Edit Window Help

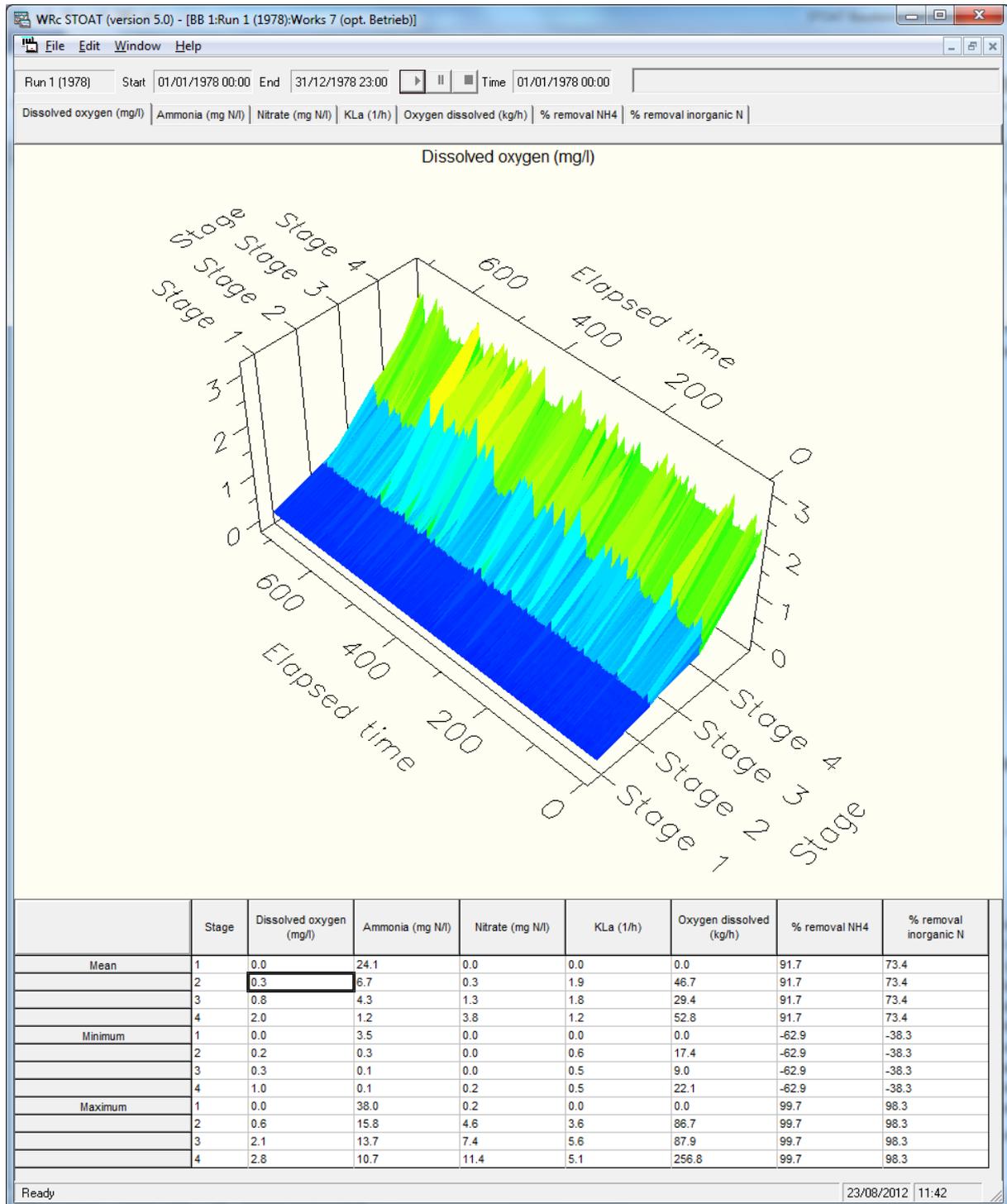
Run 1 (1978) Start 01/01/1978 00:00 End 31/1

Date and time (dd/mm/yyyy hh:nn)	Elapsed time (h)	Output #1
01/01/1978 00:00	0.00	NF
01/01/1978 01:00	1.00	SD
01/01/1978 02:00	2.00	SD
01/01/1978 03:00	3.00	SD
01/01/1978 04:00	4.00	SD
01/01/1978 05:00	5.00	SD
01/01/1978 06:00	6.00	SD
01/01/1978 07:00	7.00	LI
01/01/1978 08:00	8.00	LI
01/01/1978 09:00	9.00	LI
01/01/1978 10:00	10.00	LI
01/01/1978 11:00	11.00	LI
01/01/1978 12:00	12.00	LI
01/01/1978 13:00	13.00	LI
01/01/1978 14:00	14.00	LI
01/01/1978 15:00	15.00	LI
01/01/1978 16:00	16.00	LI
01/01/1978 17:00	17.00	LI
01/01/1978 18:00	18.00	LI
01/01/1978 19:00	19.00	LI
01/01/1978 20:00	20.00	LI
01/01/1978 21:00	21.00	LI
01/01/1978 22:00	22.00	LI
01/01/1978 23:00	23.00	LI
02/01/1978 00:00	24.00	SI
02/01/1978 01:00	25.00	SI
02/01/1978 02:00	26.00	SI
02/01/1978 03:00	27.00	SI

Die tatsächlich erzielte Wirkung dieses Fuzzy-Reglers wird erst sichtbar, nachdem die belüftungsrelevanten Ergebnisse der Simulation von BB1 abgerufen werden (rechter Mausklick über Baustein *eration tank* BB1 → *Results...*):



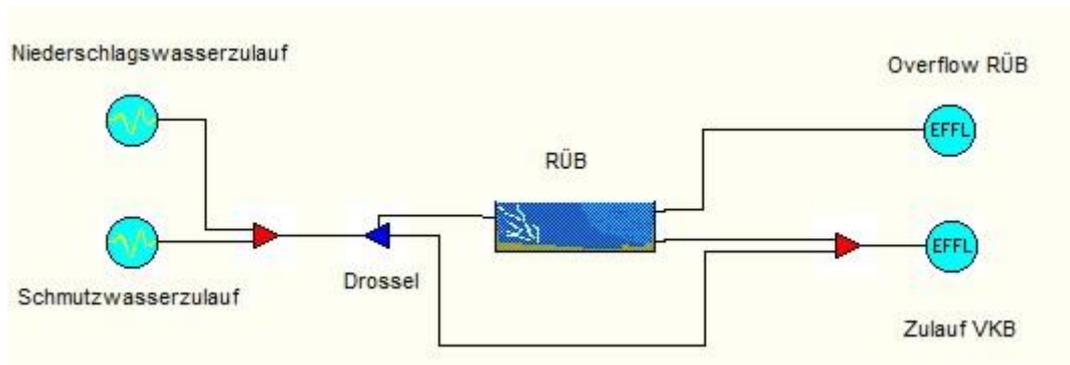
Wie der folgende Screenshot zeigt, hat die Regelung ihre Wirkung nicht verfehlt.



Der Sauerstoffanstieg innerhalb der Stufen 1 bis 4 und die Belüftungsspitzen infolge erhöhter Ammoniumkonzentrationen im Ablauf des Belebungsbeckens sind deutlich zu erkennen. Der Mittelwert der Gelöstsauerstoffkonzentration in Stage 2 ergibt sich erwartungsgemäß zu 0.3 mg/l.

8.6. Overflow & Storm tank

Zur modellmäßigen Abbildung von Mischwasserentlastung und Regenüberlaufbecken im Zulauf eines Klärwerks eignet sich eine Kombination aus **Overflow** und **Storm tank**. Die folgende Abbildung zeigt ein Beispiel für einen derartigen Modell-aufbau.



Im oben dargestellten Modell wird der in der Praxis auftretende Mischwasserzufluss erst im Mixer vor der Drossel aus den beiden Bestandteilen Niederschlagswasser und Schmutzwasser zusammengesetzt. Das hat den Vorteil, dass das Modellverhalten mit unterschiedlichen Zuflussdateien für Niederschlag und/oder Schmutzwasser getrennt getestet werden kann.

Als Baustein für die Abflussdrossel dient ein «**Overflow**». Dessen «**Outlet stream**» speist den Bypass um das RÜB, sein «**Overflow**» ist mit dem Zulauf des RÜB verbunden. Die Steuerung des «**Overflows**» kann i.d.R. mit Bordmitteln, d.h. den «**Operation data**» bewältigt werden.

Operation data		Initial	Change 1	Change 2	Change 3	Change 4	Change 5	Change 6	Change 7
1	Change at time (h):	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2	Overflow (m³/h):	1152.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Die Einstellung der **Operation data** im Beispiel oben bedeutet, dass alles ankommende Abwasser bis zu einem Mischwasserzulauf von 1.152 m³/h in den **Outlet stream** geführt wird. Der darüber hinausgehende Anteil des Mischwasserzulaufs wird in den Overflow und damit in das RÜB geleitet.

Der STOAT-Baustein «**Storm tank**» als Repräsentant für ein RÜB verfügt standardmäßig bereits über eine einfache Steuerung, die auf der Run-Ebene über «**Operation data**» einzustellen ist. Davor muss jedoch auf der Works-Ebene der «**Control stream**» ausgewählt worden sein.

Edit storm tank : Page 1 of 1

Name:

Model:

Volume (m³):

Surface area (m²):

Control stream:

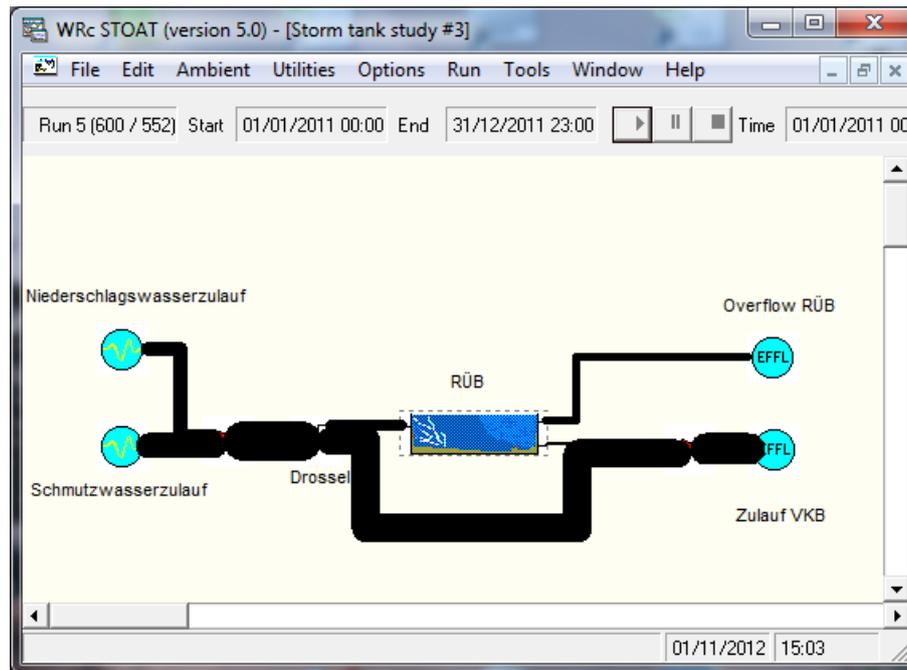
Im Beispiel wurde der Bypass um das RÜB als «**Control stream**» gewählt. Dieser Teilstrom führt vom «**Overflow**» am RÜB vorbei zum Mixer vor „Zulauf VKB“. Nun kann ein Rechnerlauf gestartet werden, wobei die Steuerung des «**Storm tank**» genauer zu definieren ist.

Operation data

		Initial	Change 1	Change 2	Change 3	Change 4	Change 5	Change
1	Change at time (h):	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
2	Return pump rate (m ³ /h):	600.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
3	Control stream flow (m ³ /h):	552.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	

Die Einstellung im obigen Beispiel bewirkt folgendes: Solange der Abwasservolumenstrom im **Control stream** unter 552 m³/h liegt, wird das RÜB über den normalen Ablauf (hier in den Zulauf zum VKB) entleert. Die Förderleistung der Entleerung beträgt 600 m³/h. Die Summe beider Werte ergibt 1.152 m³/h – der gleiche Wert, der auch an der Drossel eingestellt wurde, denn es handelt sich dabei um den maximalen Mischwasserzufluss Q_m gemäß ATV-128, 1992.

Damit ist das kleine Beispiel schon komplett. Das nachfolgende Sankey-Diagramm der Abwasservolumenströme bestätigt das erwartete Modellverhalten.



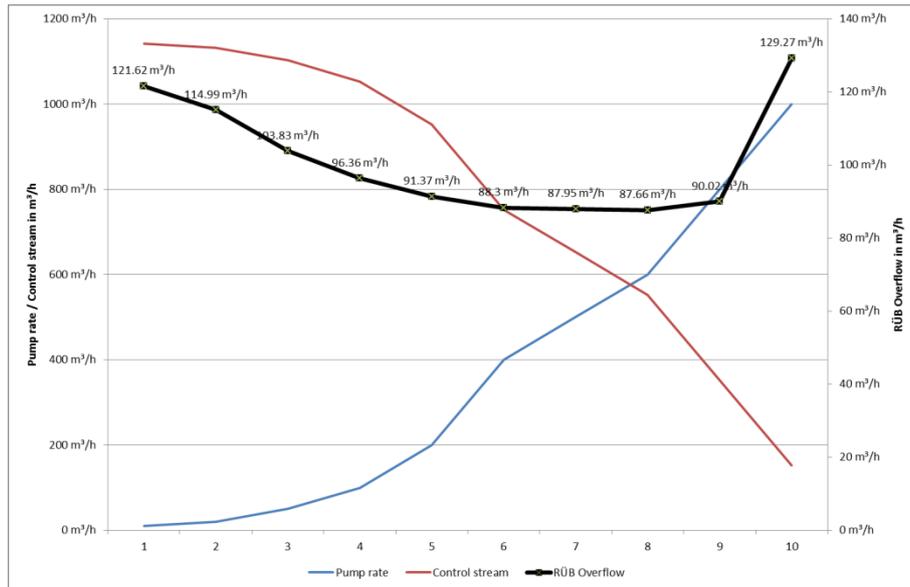
Ziel muss es sein, den Overflow des RÜB zu minimieren, denn dieser Ablauf geht ohne weitere Behandlung in das aufnehmende Gewässer. Um das zu erreichen, können mit dem hier dargestellten Modell Rechnerläufe mit unterschiedlichen Einstellungen durchgeführt und deren Ergebnisse gegenübergestellt werden. Letzteres erfolgt zweckmäßigerweise mit einem Tabellenkalkulationsprogramm, wie z. B. MS Excel (siehe folgende Tabelle).

Run	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Pump rate	10 m ³ /h	20 m ³ /h	50 m ³ /h	100 m ³ /h	200 m ³ /h	400 m ³ /h	500 m ³ /h	600 m ³ /h	800 m ³ /h	1000 m ³ /h
Control stream	1142 m ³ /h	1132 m ³ /h	1102 m ³ /h	1052 m ³ /h	952 m ³ /h	752 m ³ /h	652 m ³ /h	552 m ³ /h	352 m ³ /h	152 m ³ /h
RÜB Overflow	121.6 m ³ /h	115 m ³ /h	103.8 m ³ /h	96.36 m ³ /h	91.37 m ³ /h	88.3 m ³ /h	87.95 m ³ /h	87.66 m ³ /h	90.02 m ³ /h	129.3 m ³ /h

In der Tabelle sind für „RÜB Overflow“ die Mittelwerte der Rechnerläufe gelistet. Jeder Rechnerlauf hatte eine Simulationsperiode von 1 Jahr. Die Intervalle, sowohl für Input als auch Output wurden mit 0,1 h (= 6 Minuten) bewusst sehr klein gewählt.

Der geringste „RÜB Overflow“ ergab sich in Rechnerlauf 8 bei **Pump rate** = 600 m³/h und **Control stream** = 552 m³/h (hellgrün hinterlegtes Feld). Die grafische Darstellung dieses Sachverhalts zeigt, dass auch die Einstellungen in den Rechnerläufen 6, 7 und 9 zu akzeptablen Ergebnissen führen. Das Minimum des „RÜB Overflow“ weist die Form eines breiten Plateaus auf. Erst bei extremen Einstellungen wie in den Rechnerläufen 1 bis 4 oder 7 tritt eine deutliche Verschlechterung der Ergebnisse ein.

Von der praktischen Seite her sind Einstellungen wie in den Rechnerläufen 1 und 2 nicht sinnvoll, weil hier die Entleerung des RÜB zu lange dauert (mindestens 756 bzw. 378 h). Bei der als Optimum ermittelten Einstellung ist das Becken hingegen bereits nach etwa 13 h wieder vollständig entleert, sofern kein erneuter Mischwasserzufluss erfolgt.



Selbstverständlich lassen sich auch für den *Storm tank* mit Hilfe von [PID Controller](#), [PLC](#) oder [Fuzzy Logic Controller](#) kompliziertere Steuerungen aufbauen und auf ihre Tauglichkeit prüfen.

8.7. »Stream Modifier«

Mit dem sog. »Stream Modifier« wird ein Baustein zur Verfügung gestellt, der es erlaubt, die Werte eines Teilstroms aus zwei anderen gleichsam „zusammen zu setzen“.

Hierfür stehen zwei Modi zur Verfügung:

Modus	Beitrag Teilstrom 1	Beitrag Teilstrom 2
Stream 1: Flow	Abwasservolumenstrom	Beschaffenheit (komplett)
Stream 1: Flow & COD	Abwasservolumenstrom zuzüglich sämtliche CSB-Fraktionen	Beschaffenheit (alles ausser Fraktionen des CSB)

9. „Stellschrauben“ im Betrieb einer Belebungsanlage

Sollen mit Hilfe der dynamischen Kläranlagensimulation die Möglichkeiten ausgelotet werden, wie die Betriebsführung einer vorhandenen Kläranlage optimiert werden kann, stellt sich zuerst die Frage, welche Eingriffsmöglichkeiten dem Betreiber hierfür überhaupt zur Verfügung stehen. Diese sind in der folgenden Tabelle (unter Verwendung von [KÖHNE, 1998]) kurz zusammengefasst.

Tab. 16: Stellschrauben beim Belevungsverfahren und deren Wirkungsweise

Lfd. Nr.	"Stellschraube"	Wirkungsweise
1	Ausgleich von Fracht- oder Volumenstromspitzen im Zulauf zur Kläranlage (z.B. durch Ausgleichsbecken im Haupt- oder Nebenstrom, aber auch unter Nutzung des Retentionsvermögen des Kanalnetzes)	Vergleichmäßigung des zufließenden Volumenstroms und der Schmutzfracht als Hauptstörrößen des Abwasserbehandlungsverfahrens; je nach Lage und Art der Ausgleichsvolumina können dabei zusätzliche Energiekosten entstehen.
2	Sauerstoffeintrag	Die Konzentration des im Abwasser gelösten Sauerstoffs ist die wichtigste Zustands- und Regelgröße beim Belevungsverfahren. Theoretisch gilt, dass je höher der Sauerstoffgehalt, desto geringer die Konzentration an CSB und NH ₄ -N im Ablauf der KA. Das erfordert allerdings auch einen höheren Sauerstoffeintrag, sprich Energiebedarf.
3	Volumenstrom interne Rezirkulation (bei Anlagen mit vorgeschalteter oder Kaskaden-Denitrifikation)	Je höher die interne Rezirkulation umso niedriger die Nitratkonzentration im Ablauf der KA, aber desto höher der Energiebedarf!
4	Rücklaufschlammförderung	Eine Erhöhung der Rücklaufschlammförderung entlastet die Nachklärbecken und kann helfen, Grenzwertüberschreitungen durch Schlammabtrieb zu vermeiden. Dies ist allerdings nur in begrenztem Maße möglich und wird mit zusätzlichen Energiekosten "erkauft".
5	Überschussschlammabnahme	Durch den Überschussschlammabzug wird die gesamte Schlammmenge in der biologischen Reinigungsstufe gesteuert. Die maximale Überschussschlammabnahme wird dadurch begrenzt, dass zur Aufrechterhaltung der biologischen Prozesse ein Mindestmaß an Belebtschlamm im System gehalten werden muss. Aufgrund ihrer im Vergleich zu den Heterotrophen deutlich geringeren Wachstumsgeschwindigkeit geben dabei die Autotrophen den Ausschlag.
6	Volumenaufteilung im Belebungsbecken (Wechsel zwischen aeroben und anoxischen Bedingungen innerhalb bestimmter Beckenbereiche, d.h. Belüftung + Durchmischung oder nur Durchmischung)	Eine Vergrößerung des anoxischen Beckenanteils verbessert die Nitratlaufwerte auf Kosten der Konzentration an NH ₄ -N im Ablauf der KA. Umgekehrt führt eine Vergrößerung des Nitrifikationsvolumens zu einer Verbesserung der NH ₄ -N Konzentration im Ablauf, zu Lasten der NO ₃ -N-Werte.

Lfd. Nr.	"Stellschraube"	Wirkungsweise
7	Dosierung von Nährstoffen, um ein optimales Nährstoffverhältnis einzuhalten (C : N : P = 100 : 5 : 1), z. B. Kohlenstoff (interne oder externe C-Quellen, wie z. B. Essigsäure)	Führt zu einer Steigerung der Leistungsfähigkeit der Denitrifikation und senkt damit die Stickstoffkonzentration im Ablauf, allerdings auf Kosten einer erhöhten Überschussschlammproduktion.
8	Fällmittelzugabe	Senkung der Konzentration an PO ₄ und P _{ges.} im Ablauf der KA, allerdings ebenfalls auf Kosten einer erhöhten Überschussschlammproduktion.
9	Zeitpunkt und Dauer der Behandlung anfallender Abwässer aus der Schlammbehandlung (z.B. bezüglich NH ₄ -N hochbelastete Zenträte)	Die bei der mechanischen Schlammmentwässerung entstehenden Trübwasser führen zu einer nennenswerten Rückbelastung der Kläranlagen. Die Behandlung dieser hochbelasteten Abwässer sollte deshalb immer in Abhängigkeit der Zulaufkraft erfolgen. Ideal geeignet sind jene Lastfälle, wo weder die hydraulische noch die Stickstoffbelastung im Zulauf zu hoch sind, aber trotzdem ausreichend BSB vorhanden ist. Voraussetzung für eine diesbezügliche Steuerung sind entsprechende Stapelbehälter und Fördermöglichkeiten (Energiebedarf!).

Durch die Anwendung intelligenter Regelungsstrategien kann die Reinigungsleistung auch von Kläranlagen älterer Bauart so weit gesteigert werden, dass Neubau oder bauliche Erweiterung unnötig wird. Dies lässt sich mit STOAT ideal untersuchen.

Mit Blick auf die Steuer- und Regelungstechnik sind maßgebliche Größen aus Tab. 16 in der folgenden Skizze dargestellt.

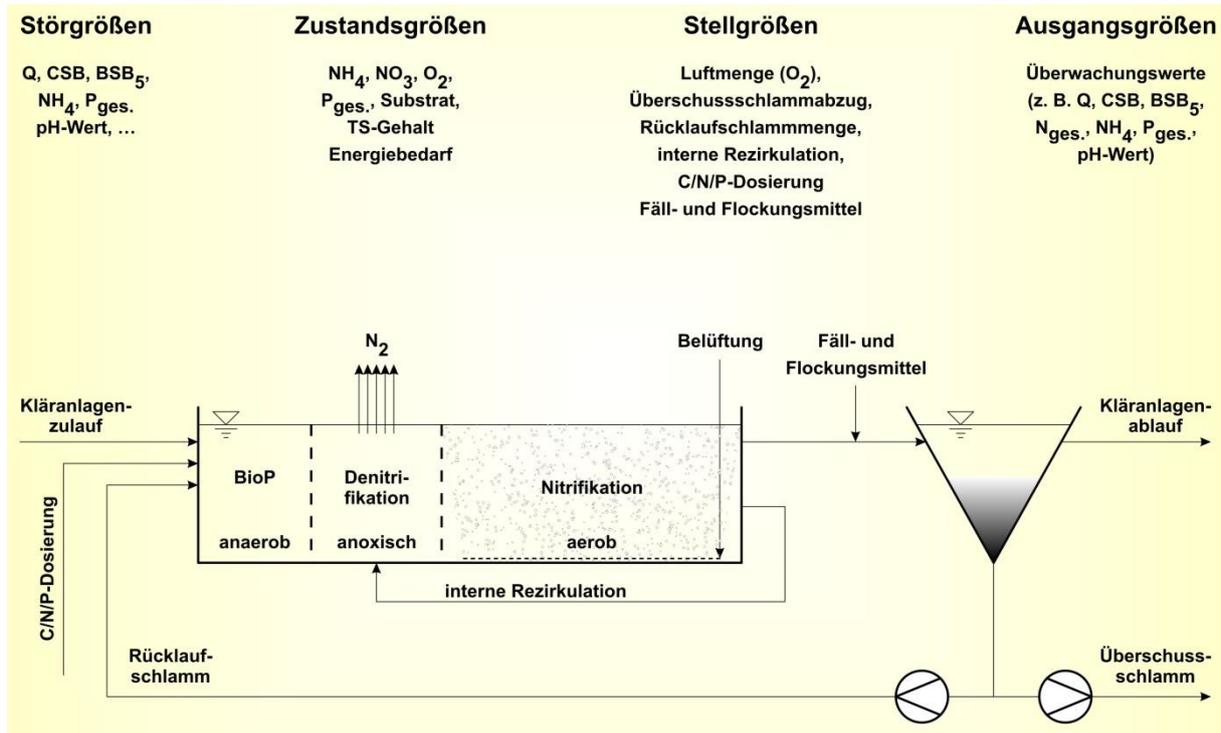


Abb. 57: Skizze einer Belebungsanlage mit biologischer Phosphatelimination (BioP) und vorgeschalteter Denitrifikation

Die wichtigste Stör- (oder Einfluss-) Größe für die Steuerung einer Kläranlage stellt der Abwasservolumenstrom Q dar.

Weil

$$\text{Aufenthaltszeit [h]} = \frac{\text{Beckenvolumen [m}^3\text{]}}{\text{Abwasservolumenstrom [m}^3\text{/h]}}$$

beeinflusst der Abwasservolumenstrom unmittelbar den Reinigungseffekt, den Klärschlammfall, das Schlammalter, den Energieverbrauch und eine ganze Reihe weiterer maßgeblicher Betriebsparameter.

10. „Bratfertige“ Standardmodelle

Im Rahmen eines vom damaligen Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderten Projektes wurden 2013 für in Deutschland häufig anzutreffende Designs von Kläranlagen Standardmodelle entwickelt. Diese Modelle sind unter STOAT Version 5.0 voll lauffähig und mit allen erforderlichen "Zutaten" versehen. Weil die Webseite, die von den damals am Projekt beteiligten Institutionen zum Download der Modelle eingerichtet wurde, nicht mehr zugriffsfähig ist, habe ich die Modelle jetzt auf meiner Internetpräsenz eingestellt. Alle Modelle können Sie von

http://sterger.de/STOAT_models

kostenlos heruntergeladen. Nach Herunterladen vom Server und Entpacken haben Sie damit „bratfertige“ Beispiele als Vorlagen für eigene Modelle.

Die verfügbaren Anlagentypen gehen aus der unten stehenden Tabelle hervor. Für jedes dieser Anlagendesigns wurden mehrere Modelle angelegt (siehe Spalte Anzahl der Works...). Aus der Tabelle gehen auch die bei der Simulation eingesetzten mathematischen Modelle hervor.

Tab. 17: Übersicht verfügbarer Standardmodelle zum Download

Behandlungsverfahren (Anlagentypen)	Anzahl der Works (Modelle oder Anlagendesigns)	Eingesetzte mathematische Modelle	Anzahl der Runs (Rechnerläufe)	Bezeichnung des Downloads
Vorgeschaltete Denitrifikation	7	IAWQ #1 IAWQ #2D ADM	Jeweils 1 Rechnerlauf in jedem Modell	DN_vorg.zip
Kaskaden-denitrifikation	3	IAWQ #2D		DN_kask.zip
Simultane Denitrifikation	5	IAWQ #2D		DN_sim.zip
Intermittierende Denitrifikation	3	IAWQ #2D		DN_int.zip
Alternierende Denitrifikation	5	IAWQ #2D		DN_altern.zip
Nachgeschaltete Denitrifikation	2	IAWQ #3		DN_nachg.zip
SBR-Anlage (Sequencing Batch Reactor)	3	IAWQ #2D		SBR.zip

Mit diesen Standardmodellen wurden Rechnerläufe mit Standardinputs (für kommunale Kläranlagen typischer Jahres-, Wochen- und Tagesgang von Abwasservolumenstrom, Temperatur, CSB, TKN, Phosphat usw.) durchgeführt. I.d.R. wurden dabei auch verschiedene Steuerstrategien simuliert, um deren Einfluss auf die Massen- und Energiebilanz der jeweils modellierten Kläranlage zu demonstrieren. Diese Rechnerläufe sind in den zum Download bereitgestellten Dateien hinterlegt.

Sobald auf dem Zielrechner

- **STOAT in der Version 5.0 installiert**

und

- **die heruntergeladenen Dateien ordnungsgemäß entpackt sind,**

können die jeweils hinterlegten Rechnerläufe ohne weiteres Zutun gestartet werden. Wie die heruntergeladenen Modelle am schnellsten zum Laufen zu bringen sind, wird in Kapitel 11. beschrieben.

Um die Downloadzeiten in Grenzen zu halten, wurden sämtliche Dateien zum Download mit dem OpenSource Programm [7zip](#)³¹ komprimiert. Das Programm [7zip](#) wird auch zum Entpacken empfohlen.

Für jeden Kläranlagentyp steht eine Datei zum Download bereit. Deren Aufbau wird am Beispiel der **vorgeschalteten Denitrifikation** erläutert.

Die Datei *DN_vorg.zip* enthält die Ordner *Influents* und *Runs*:



Abb. 58: Unterpfade der Datei *DN_vorg.zip*

Im Ordner *Influents* befinden sich alle Inputdateien für die vorkonfigurierten Rechnerläufe. Im Beispiel der vorgeschalteten Denitrifikation sind dies vier verschiedene Inputdateien:

³¹ Download unter <http://www.7-zip.de/>



Abb. 59: Dateien im Pfad *Influents* von *DN_vorg.zip*

Der Ordner *Runs* enthält nur eine Microsoft® Access Datei, Version MS Access 2000. In dieser Datei sind sämtliche Einstellungen der STOAT-Modelle (»*works*«) und Rechnerläufe (»*runs*«) hinterlegt. Für die Standardmodelle der vorgeschalteten Denitrifikation wurde diese Datenbank *DN_vorg.mdb* genannt.



Abb. 60: Datei im Pfad *Runs* von *DN_vorg.zip*

Nach dem Entpacken der Datei *DN_vorg.zip* wird auf dem Zielrechner ein neuer Pfad

...\DN_vorg

mit den Unterpfaden

...\DN_vorg\Influents

...\DN_vorg\Runs

generiert. In diesen Pfaden werden die oben dargestellten Dateien abgelegt.

11. Erste Schritte zur Nutzung der Standardmodelle

Hier wird beschrieben was zu tun ist, bevor mit den gemäß Kapitel 10. heruntergeladenen und entpackten Standardmodellen gearbeitet werden kann.

11.1. Einstellung von Windows (alle Versionen)

STOAT wurde in Großbritannien entwickelt. Deshalb läuft STOAT nur ordnungsgemäß, wenn der im Englischen übliche **Punkt als Dezimaltrennzeichen** verwendet wird. Man geht sicher, wenn vor dem Start von STOAT als **Regionaleinstellung des Betriebssystems „Englisch (Großbritannien)“** gewählt wird.

Windows 10:

Settings → Time & Language → Related Settings: Additional date, time & regional settings → Change date, time, or number formats → Format: English (United Kingdom)

11.2. Zugeständnis an Windows Benutzerkontensteuerung

Unter Windows Vista und Windows 7 ist die sogenannte Benutzerkontensteuerung zu beachten.

„Die Benutzerkontensteuerung (User Account Control, UAC) ist eine Funktion von Windows, die dazu beitragen kann, nicht autorisierte Änderungen am Computer zu verhindern. Hierzu werden Sie von UAC nach Ihrer Zustimmung oder nach dem Kennwort eines Administrators gefragt, bevor Aktionen ausgeführt werden, die den Betrieb des Computers beeinträchtigen könnten oder die Einstellungen ändern, die sich auf andere Benutzer auswirken.“³²

Der allererste Start von STOAT nach der Installation - und auch nach einem Patch der Programme Stoa32.exe und/oder stoa32.dll bzw. stoa32v5.dll (vgl. Kapitel 15.3.) - muss deshalb mit Administratorrechten erfolgen (mit rechter Maustaste auf Programmsymbol klicken und Option analog der folgenden Abbildung wählen).

³² <http://windows.microsoft.com/de-DE/windows-vista/What-is-User-Account-Control>

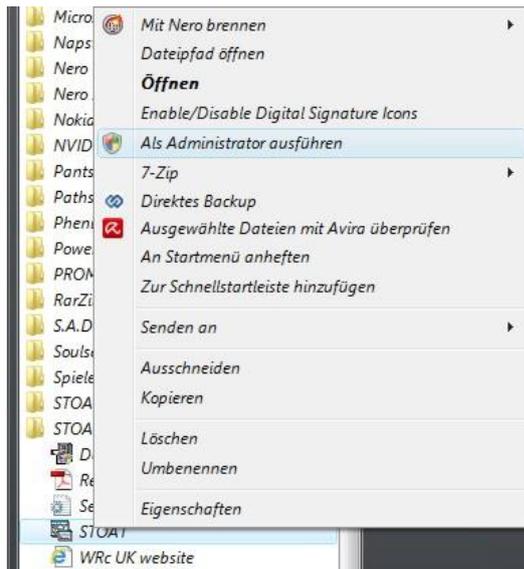


Abb. 61: Ausführbare Datei mit Administratorrechten öffnen

Erfolgt der erste Start von STOAT nach der Installation (oder auch nach einem Patch der o. g. Programme) nicht mit Administratorrechten, wird STOAT sofort wieder abgebrochen und es erscheint eine entsprechende Fehlermeldung.



Abb. 62: Fehlermeldung unter Windows 7, wenn STOAT nicht mit Administratorrechten geöffnet wurde

Für alle weiteren Programmstarts ist das nicht mehr nötig, hier kann wie normal üblich vorgegangen werden (Klick bzw. Doppelklick auf Programmsymbol).

11.3. Datenbankverbindung, Öffnen Modell und Rechnerlauf

Nach erfolgreichem Start von STOAT Version 5.0 ist zunächst die Verbindung mit der STOAT-Benutzerdatenbank herzustellen.

Pfad und Name der Datenbank:

.../Pfadname/Datenbankname.MDB

Dies geschieht über »*File*« → »*Database*« → »*Change Database*«

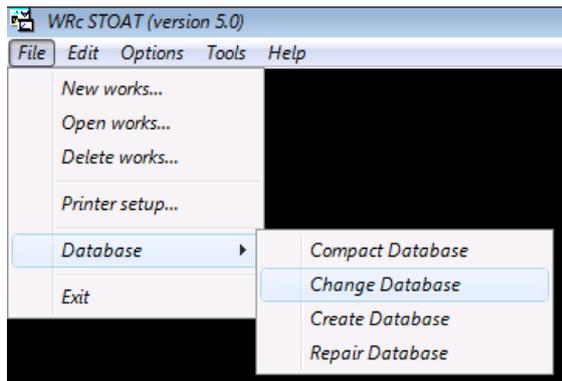


Abb. 63: Menükaskade zur Einstellung der STOAT-Datenbank

Darauf öffnet sich ein Fenster mit dem Windows Explorer und die gewünschte Datenbank kann ausgewählt werden (im Screenshot wurde DN_vorg.mdb gewählt):

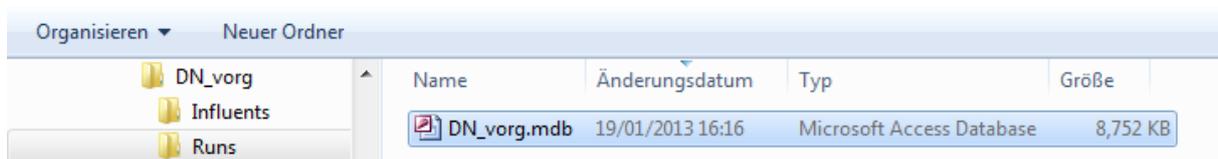


Abb. 64: Windows Explorer mit Pfad und Name der Datenbank DN_vorg.mdb

Danach kann man mit »File« → »Open works...« ein Modell auswählen:

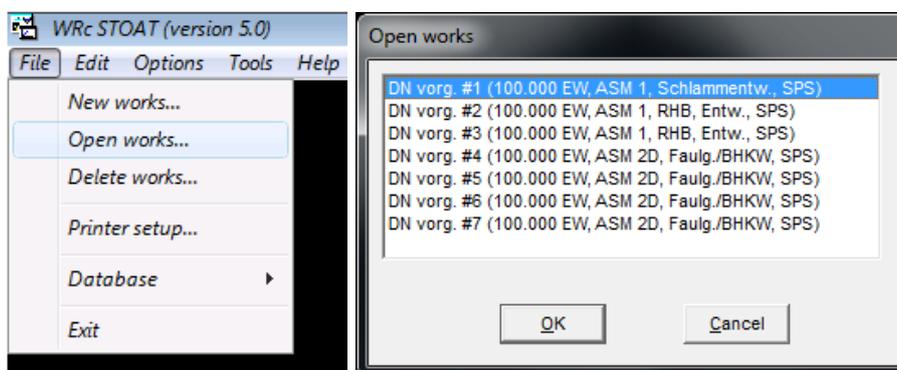


Abb. 65: Menükaskade und Fenster zur Auswahl eines Standardmodells aus der STOAT-Datenbank DN_vorg.mdb

Sobald ein Modell geöffnet ist, steht das Menu für Rechnerläufe zur Verfügung. Man kann also jetzt mit »File« → »Open run« einen Rechnerlauf öffnen (siehe folgende Screenshots).

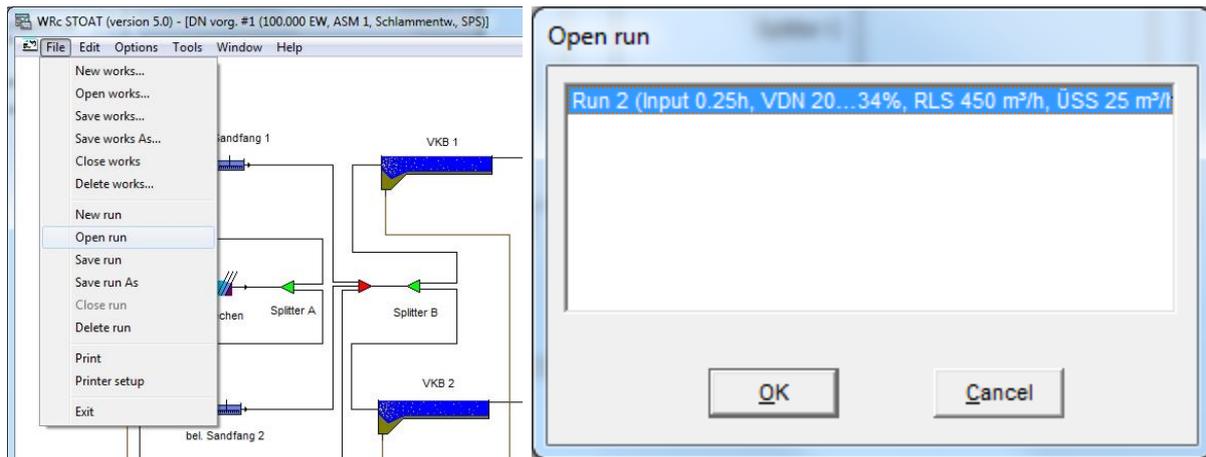


Abb. 66: Menükaskade und Fenster zur Auswahl des Rechnerlaufs für das Standardmodell *DN vorg. #1*

Daraufhin wird der Rechnerlauf geladen und ist startbereit. Ein Klick auf den mit dem roten Pfeil bezeichneten Knopf und der Rechnerlauf beginnt.

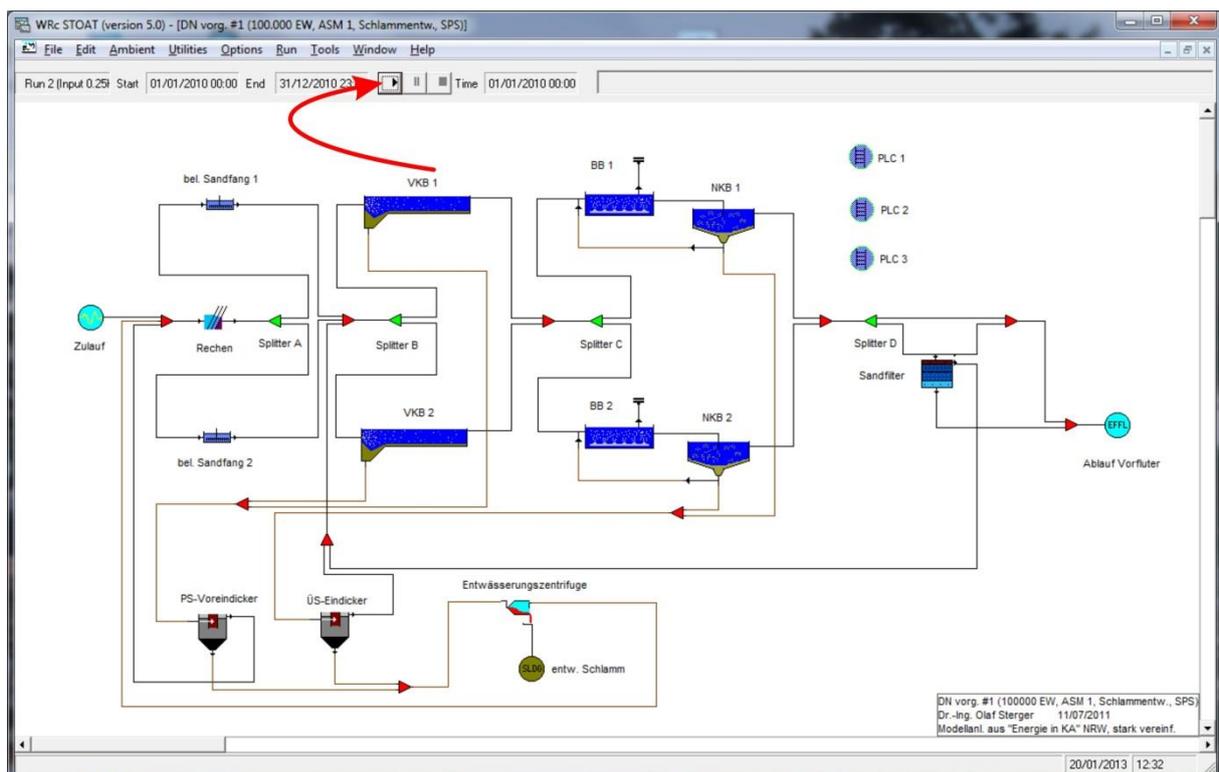


Abb. 67: STOAT Screenshot nach Laden des Rechnerlaufs *Run 2* in Standardmodell *DN vorg. #1*

Sinn und Zweck der übrigen Felder in der oberen Zeile des STOAT-Fensters für den Rechnerlauf gehen aus folgendem Screenshot hervor:

Soweit in Kürze das Allerwichtigste zum Öffnen eines Modells und zum Starten eines Rechnerlaufs. Insbesondere in den Kapiteln 4.1. und **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** finden Sie dazu weiterführende Erläuterungen.

11.4. Ergebnisausgabe der Rechnerläufe

Zu den Ergebnissen der Rechnerläufe gelangen Sie, indem Sie entweder unmittelbar nach Abschluss eines Rechnerlaufs oder nach Aufruf und Laden eines Runs

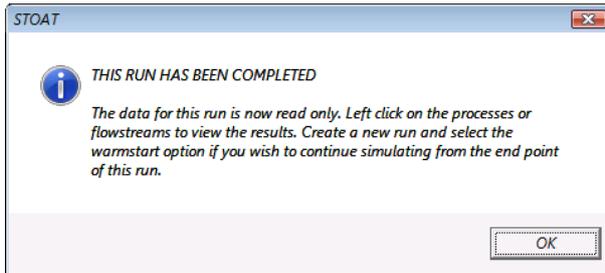


Abb. 68: STOAT Statusmeldung „Rechnerlauf fertiggestellt“

auf eine Verbindungslinie (= Leitung) oder einen Baustein mit der rechten Maustaste klicken und dann »*Results*« wählen.

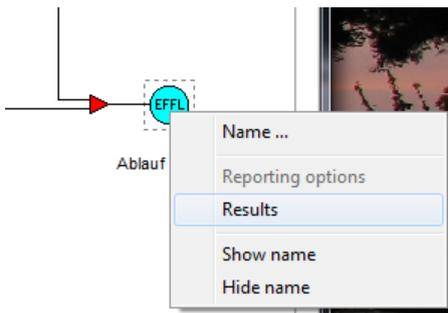


Abb. 69: Aufruf des Menüs zur Anzeige von Ergebnissen des Rechnerlaufs (hier Ablauf End-of-the-Pipe)

Sollen beispielsweise die Ergebnisse im Ablauf des Klärwerks betrachtet werden, wird – wie im Bild oben dargestellt – mit der rechten Maustaste der grafische Repräsentant für den Ablauf »*EFFL*« angeklickt und dann »*Results*« gewählt. In Kap. 4.3. finden Sie weitergehende Möglichkeiten zur Ausgabe von Ergebnissen.

12. STOAT Modelle zur Mischwasserentlastung

12.1. #01 Drossel

Grundmodell zum Verständnis einer Mischwasserentlastung im Zulauf einer Kläranlage für 100.000 EW, bestehend aus zwei Zuflüssen, einer Drossel (in Form des STOAT-Bausteins «*Overflow*») und deren Abläufe.

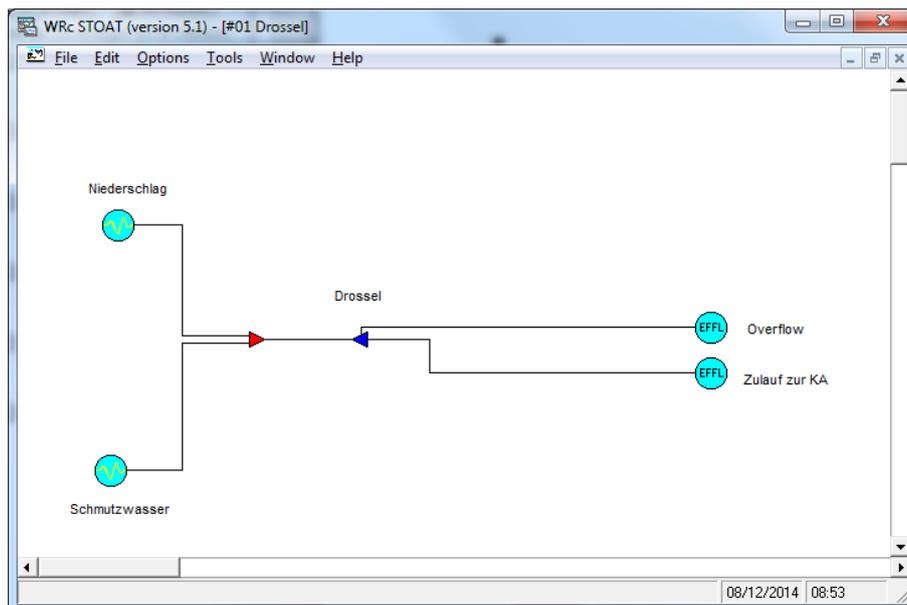


Abb. 2: Grundmodell #01 Drossel

Einer der beiden Zuflüsse repräsentiert den Schmutzwasseranteil im Mischwassersystem, der andere den Anteil des Niederschlagswassers, das im Mischwassersystem aufgenommen werden muss. Als Modell der Zuläufe wurde "Step" gewählt. Dies gewährleistet die beste Konsistenz hinsichtlich der Mengenbilanz des Gesamtmodells.

Die Drosselabläufe sind der gedrosselte Abfluss zur Kläranlage und der Drosselüberlauf zum Vorfluter. Der Trockenwetterzufluss beträgt $450 \text{ m}^3/\text{h}$, die (fiktive) Kläranlage ist bemessen für $Q_T 1 + 2$. Somit ist der Zufluss zur Kläranlage auf $3 \times 450 \text{ m}^3/\text{h} = 1.350 \text{ m}^3/\text{h}$ zu begrenzen.

Letzteres erfolgt auf der Run-Ebene, indem bei «*Operation data*» der Drossel das Anspringen des «*Overflow*» mit $1.350 \text{ m}^3/\text{h}$ gewählt wird.

Operation data				
		Initial	Change 1	Change 2
1	Change at time [h]:	0.00	0.00	
2	Overflow (m³/h):	1350.00	0.00	

Abb. 3: «Operation data», Einstellung «Overflow»

Die sich daraus ergebenden mengenmäßigen Verhältnisse in Run 1 gehen aus Abb. 4 hervor.

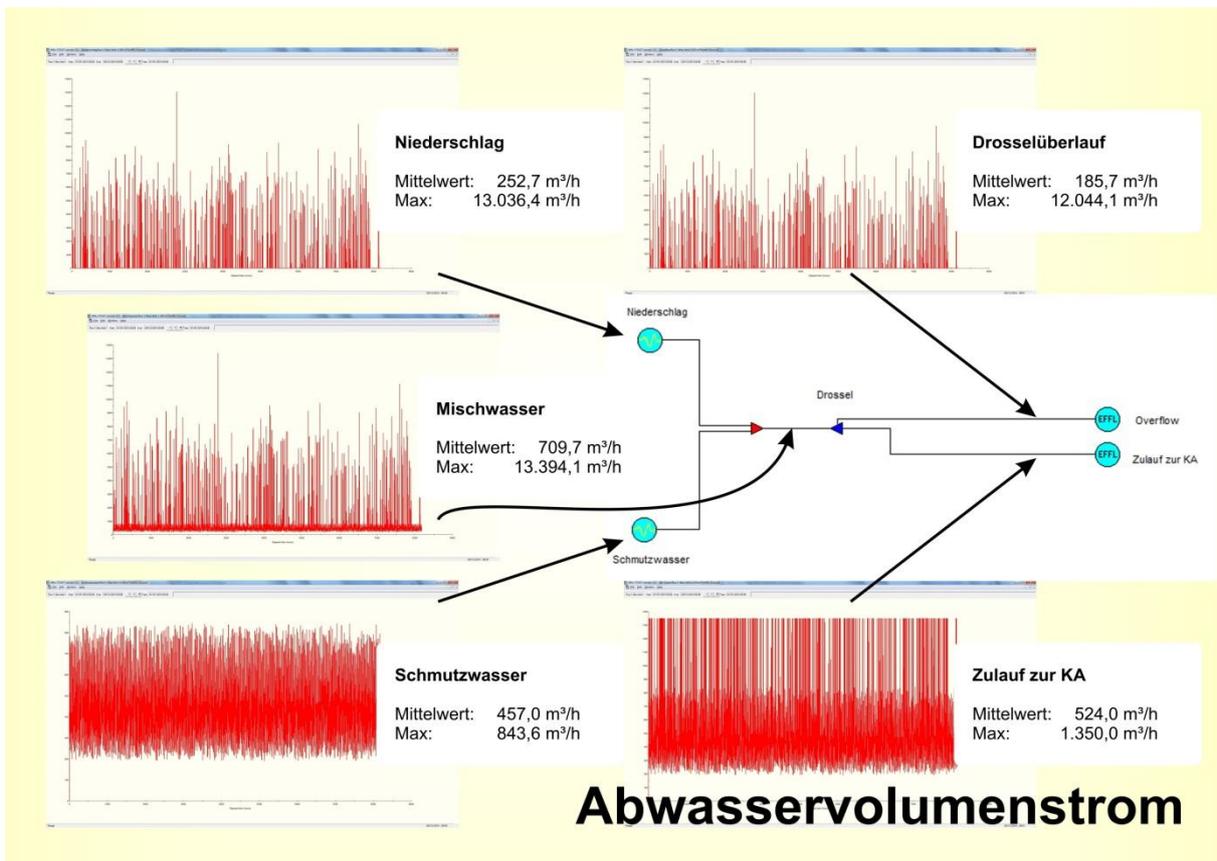


Abb. 4: Abwasservolumenstrom in #01 Drossel, Run 1

Die beschaffenheitsmäßigen Verhältnisse am Beispiel des BSB sind der folgenden Abbildung zu entnehmen.

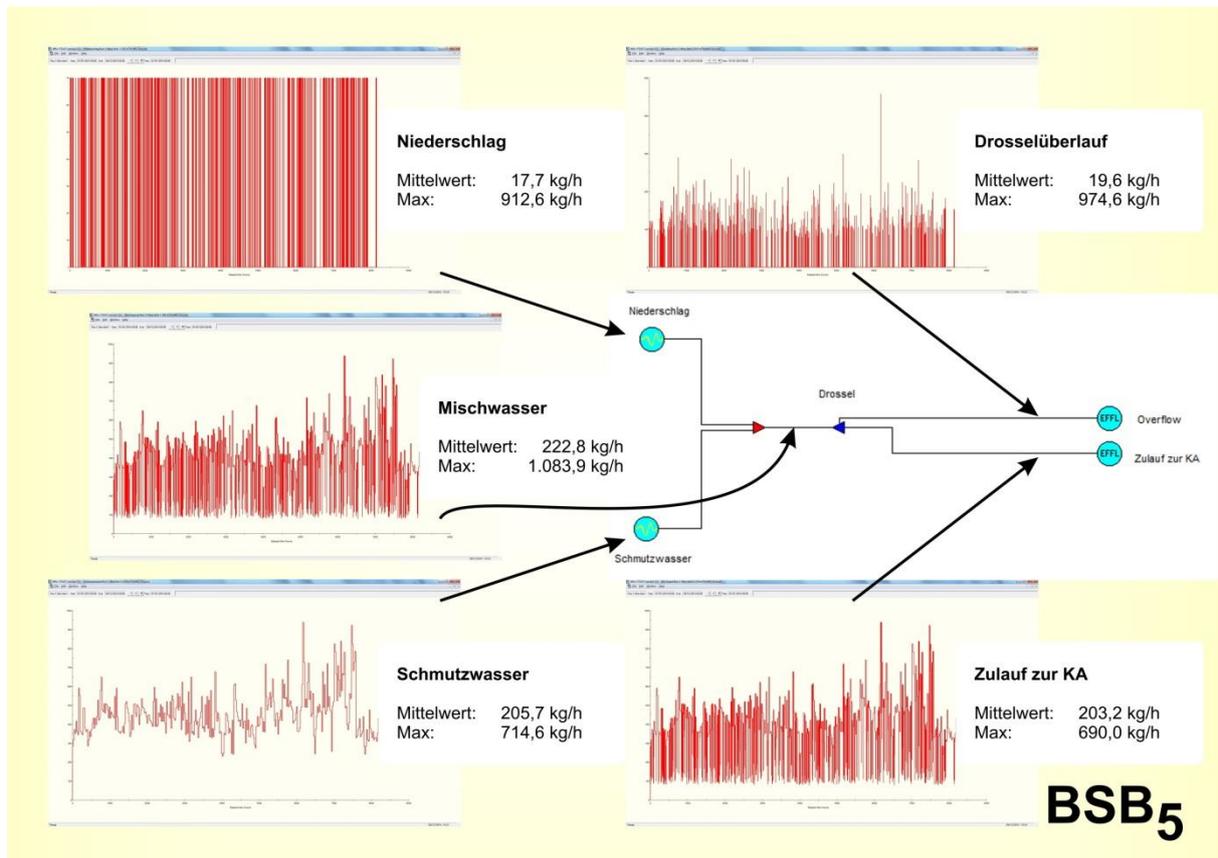


Abb. 5: BSB in #01 Drossel, Run 1

Das Gewässer, in welches der Drosselüberlauf eingeleitet wird, hat insbesondere bei den Spitzenabläufen enormen Stress zu verkraften (ca. 1 t BSB/h!). In diesen Situationen ist eine massiv erhöhte Sauerstoffzehrung zu erwarten.

12.2. #02 Drossel + Stapeltank

Durch Hinzufügen des Bausteins «*Balancing tank*» mittels «*Build*»-Menü wird Modell #01 erweitert (siehe Abb. 7). Für den Stapeltank wird Modell «*Version 3*» eingestellt ³³.

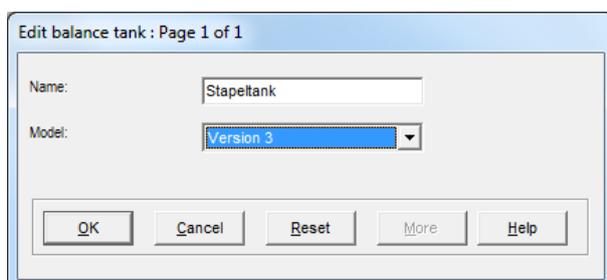


Abb. 6: «*Balancing tank*», «*Name and dimension*»

³³ Rechnerläufe mit der Version «*Industrial*» führten zu einer erheblichen Differenz der Volumenströme zwischen dem Zulauf und der Summe der beiden Abläufe des Tanks (bis zu 50% Abweichung!).

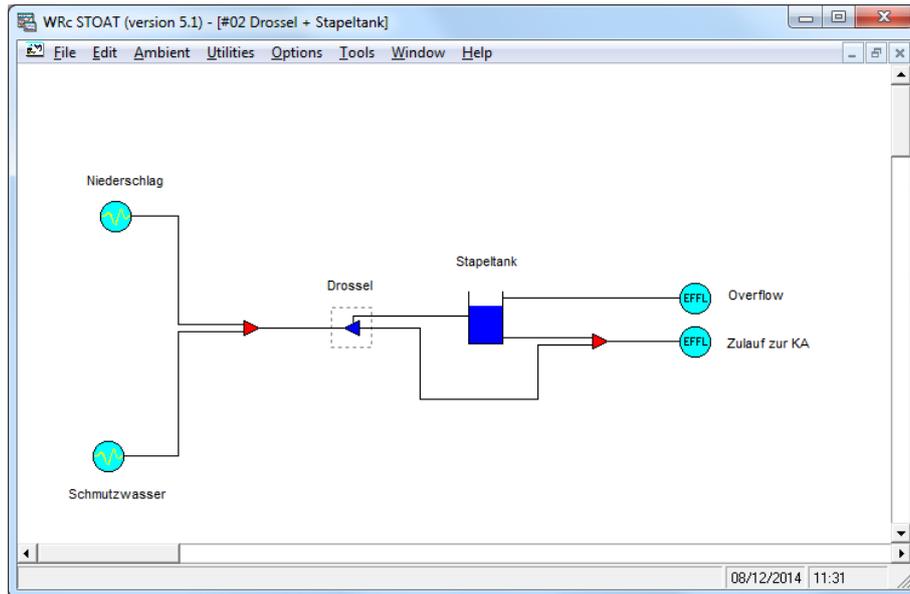


Abb. 7: Modell #02 Drossel + Stapeltank

12.2.1. Run 1 (D 1.350 m³/h, S 5.000 m³, pump rate 0)

Beim ersten Rechnerlauf wird die Fahrweise der Drossel nicht verändert, d. h. «*Overflow*» bei 1.350 m³/h. Das Volumen des Stapeltanks wird auf 500 bis 5.000 m³ eingestellt («*Variable volume*»). Der Tank wird nicht entleert, d. h. «*Pump rate*» der «*Operation data*» bleiben auf 0. Das maximale Füllungsvolumen des Tanks ist in kürzester Zeit erreicht und im Überlauf kommt die Abwassermenge an, die im Überlauf der Drossel zufließt (Mittelwert ca. 186 m³/h).

12.2.2. Run 2

Wie groß muss der Stapeltank sein, damit er bei Abgabe von 1.350 m³/h an den Zulauf der Kläranlage nicht überläuft? Dies soll mit Run 2 ermittelt werden.

Zunächst wird die Kalibrierung des Stapeltanks dahingehend verändert, dass ein unendlich großes Volumen gewählt wird.

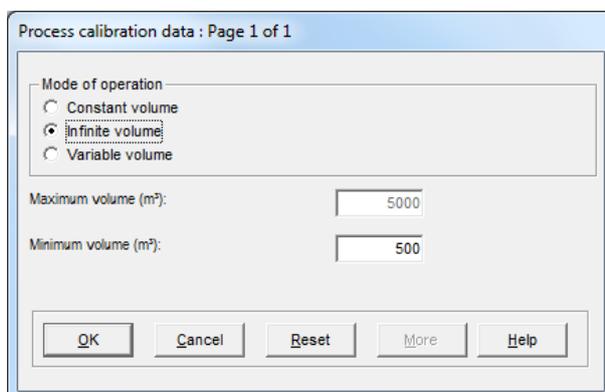


Abb. 8: «*Balancing tank*», «*Process calibration data*», Einstellung eines unendlich großen Volumens

Indem der «*Overflow*» der Drossel auf 0 gesetzt wird, gelangt der gesamte Zulauf zur Drossel zum Stapeltank. Die Funktion der Ablaufbegrenzung zur Kläranlage über-

nimmt jetzt der Tank. Dazu muss dessen «*Pump rate*» auf 1.350 m³/h gesetzt werden.

Wie aus Abb. 9 hervorgeht, ist ein Volumen von ≥ 23.176 m³ erforderlich, damit in der gewählten Betriebsweise ein Überlauf ungereinigten Abwassers in das Gewässer vermieden wird.

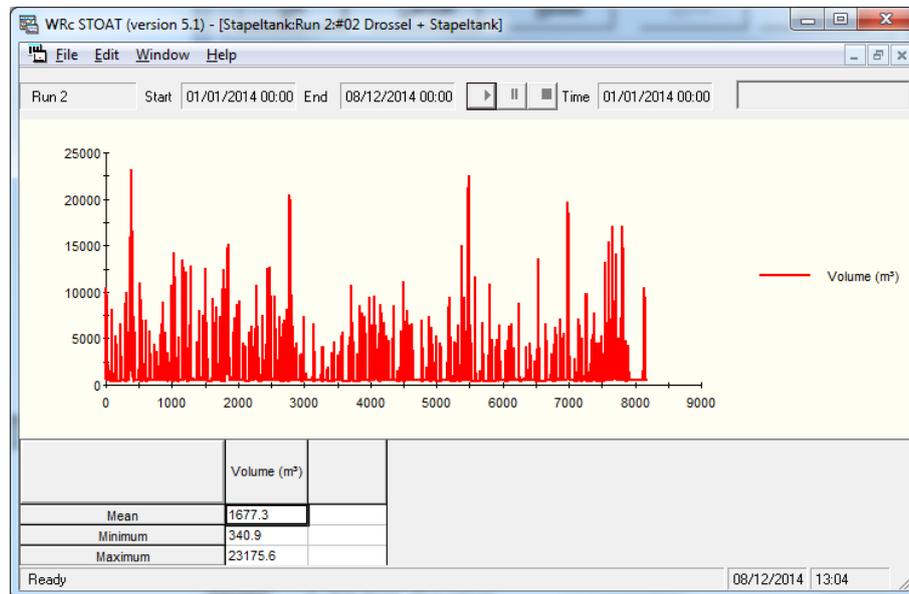


Abb. 9: Modell #02 Ergebnisse Volumen Stapeltank

12.3. #03 Drossel + Stapeltank + PLC

Bei Veränderungen von STOAT, z.B. zwecks Implementierung neuer «*model bits*» oder zur Beseitigung von „bugs“ muss STOAT normalerweise nicht komplett deinstalliert und anschließend neu aufgesetzt werden, sondern kann durch Ersetzen der maßgeblichen Dateien mit den jeweils neuesten Versionen erfolgen.

12.4. #04 Drossel + Stapeltank + Fuzzy Logic Controller

STOAT-Modelle werden üblicherweise weder ununterbrochen noch von stets den gleichen Anwendern eingesetzt. Für einen späteren Einsatz oder für neue Anwender der entwickelten STOAT-Modelle ist es deshalb wichtig, die Intentionen, Beschränkungen, Annahmen und dergleichen zu verstehen, die dem jeweiligen Modell zugrunde liegen. Über die Namensgebung für Modelle und Rechnerläufe hinaus bietet STOAT die Möglichkeit, Hintergrundinformationen weiterzugeben.

13. STOAT Studie zur Mischwasserentlastung

13.1. Works #01 Drossel

Das Modell #01 ist das Grundmodell zum Verständnis einer Mischwasserentlastung im Zulauf einer Kläranlage für 100.000 EW, bestehend aus zwei Zuflüssen, einer Drossel (in Form des STOAT-Bausteins «*Overflow*») und deren Abläufe.

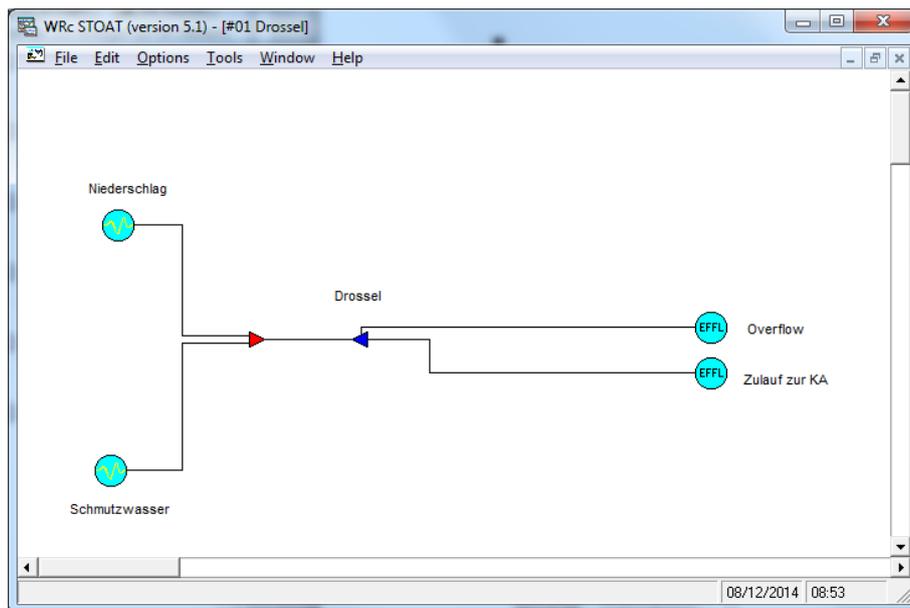


Abb. 10: Grundmodell #01 Drossel

Im dargestellten Modell wird der in der Praxis auftretende Mischwasserzufluss erst im Mixer vor der Drossel aus den beiden Bestandteilen Niederschlagswasser und Schmutzwasser zusammengesetzt. Das hat den Vorteil, dass das Modellverhalten mit unterschiedlichen Zuflussdateien für Niederschlag und/oder Schmutzwasser getrennt getestet werden kann.

Der untere der beiden Zuflüsse in Abb. 2 repräsentiert den Schmutzwasseranteil im Mischwassersystem, der obere den Anteil des Niederschlagswassers, das im Mischwassersystem aufgenommen werden muss. Als Modell der Zuläufe wurde "Step" gewählt. Dies gewährleistet die beste Konsistenz hinsichtlich der Mengenbilanz des Gesamtmodells.

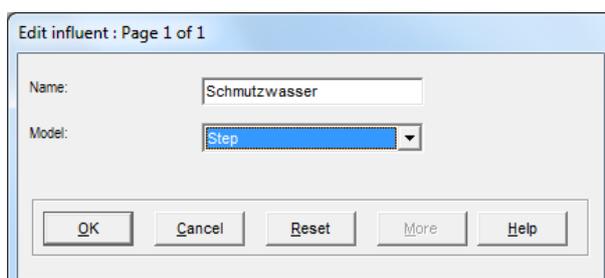


Abb. 11: Einstellung des mathematischen Modells der Zuläufe auf «*Step*»

Die Drosselabläufe sind der «*Outlet stream*», d. h. der gedrosselte Abfluss zur Kläranlage und der Drosselüberlauf zum Vorfluter («*Overflow*»). Der Trockenwetterzufluss beträgt 450 m³/h, die (fiktive) Kläranlage ist bemessen für einen maximalen Mischwasserzufluss Q_m gemäß ATV-128, 1992 von 1 + 2. Somit ist der Zufluss zur Kläranlage auf $3 \times 450 \text{ m}^3/\text{h} = 1.350 \text{ m}^3/\text{h}$ zu begrenzen.

Letzteres erfolgt auf der Run-Ebene, indem bei «*Operation data*» der Drossel das Anspringen des «*Overflow*» mit 1.350 m³/h gewählt wird.

Operation data				
		Initial	Change 1	Change 2
1	Change at time (h):	0.00	0.00	
2	Overflow (m ³ /h):	1350.00	0.00	

Abb. 12: «*Operation data*», Einstellung «*Overflow*»

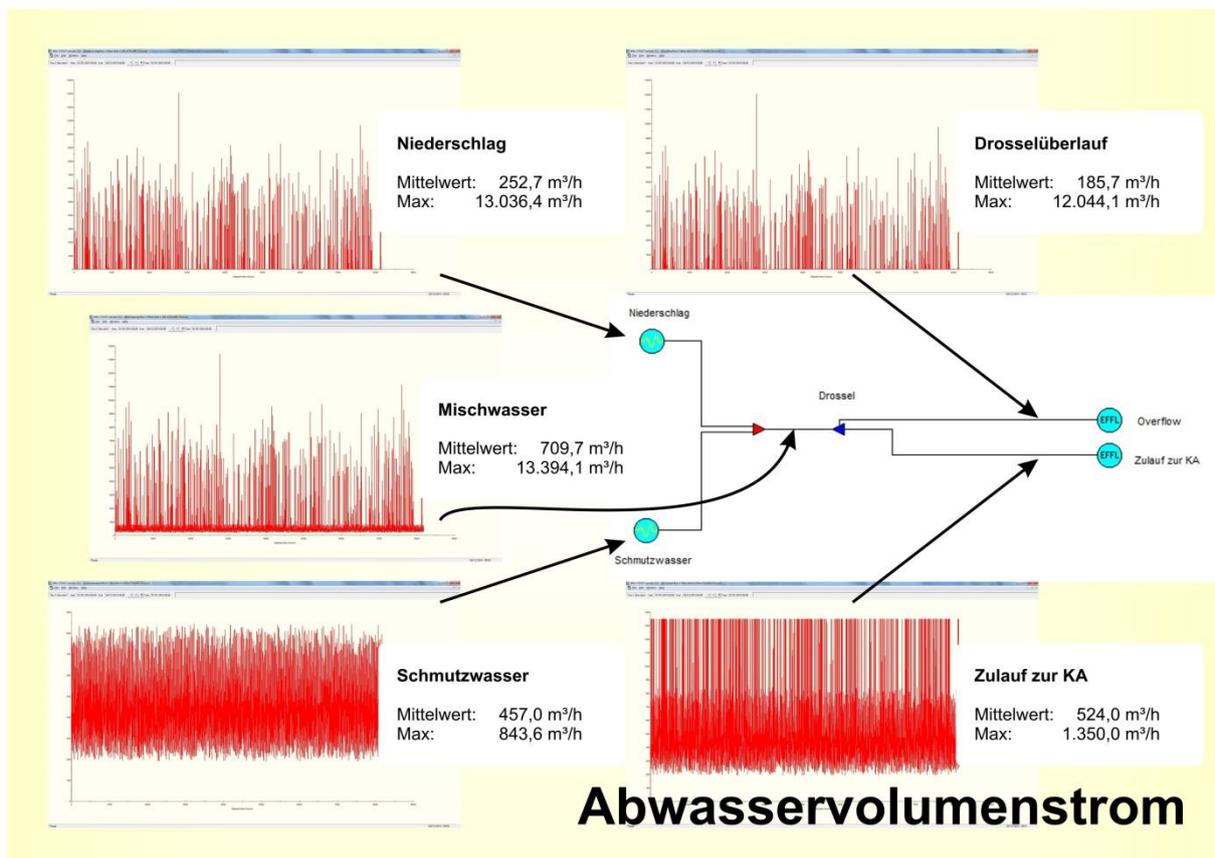


Abb. 13: Abwasservolumenstrom in #01 Drossel, Run 1

Die sich daraus ergebenden mengenmäßigen Verhältnisse in Run 1 («*Drossel flow limit*»): 1.350 m³/h gehen aus Abb. 4 hervor.

Die beschaffenheitsmäßigen Verhältnisse am Beispiel des BSB sind der folgenden Abbildung zu entnehmen.

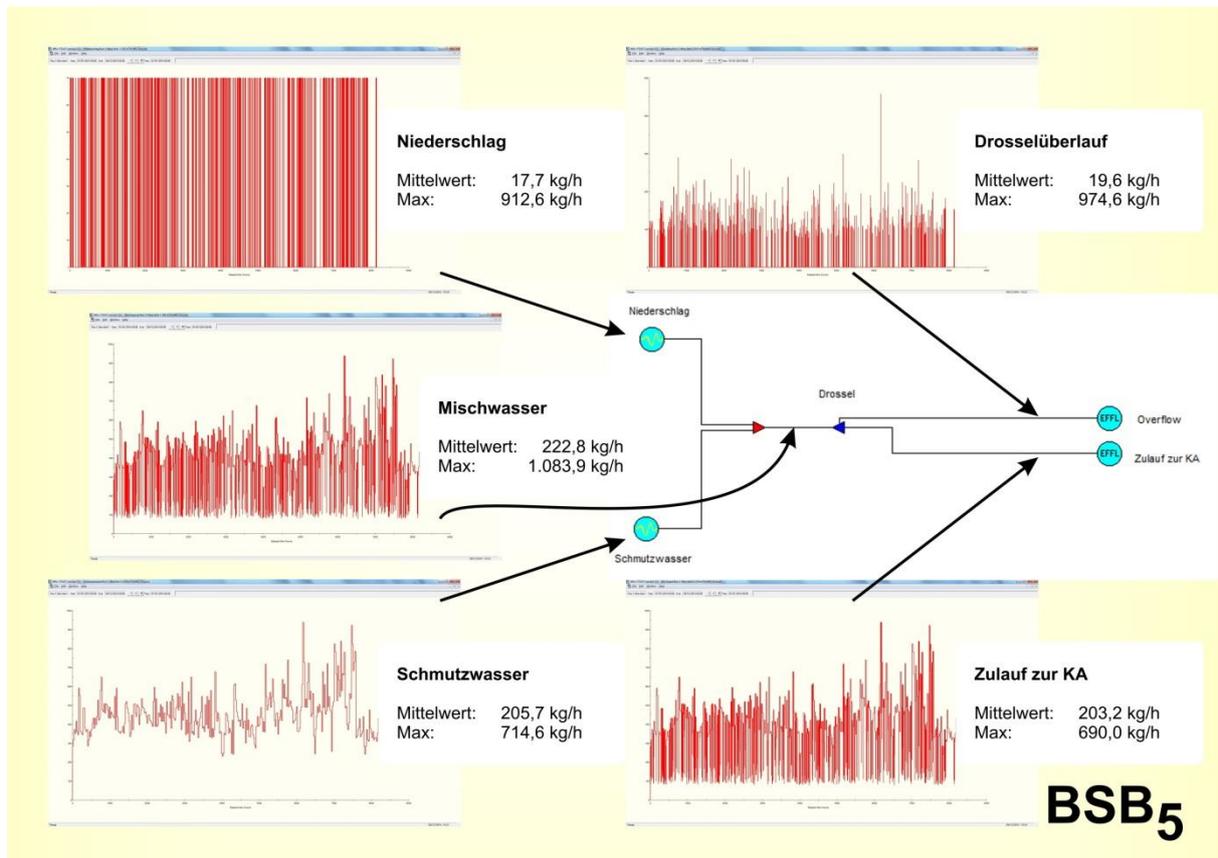


Abb. 14: BSB in #01 Drossel, Run 1

Das Gewässer, in welches der Drosselüberlauf eingeleitet wird, hätte insbesondere bei den Spitzenabläufen enormen Stress zu verkraften (ca. 1 t BSB/h!). In diesen Situationen wäre eine massiv erhöhte Sauerstoffzehrung zu erwarten. Bemerkenswert ist, dass die maximale Fracht im Zulauf zur Kläranlage mit 690 kg BSB₅/h noch deutlich niedriger ist, als die Fracht, die unbehandelt ins Gewässer gelangen würde.

13.2. Works #02 Drossel + Stapeltank

Durch Hinzufügen des Bausteins «*Balancing tank*» mittels «*Build*»-Menü wird Modell #01 erweitert (siehe Abb. 7). Für den Stapeltank wird Modell «*Version 3*» eingestellt ³⁴.

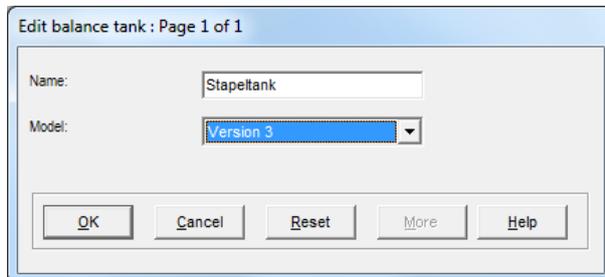


Abb. 15: «*Balancing tank*»,
«*Name and dimension*»

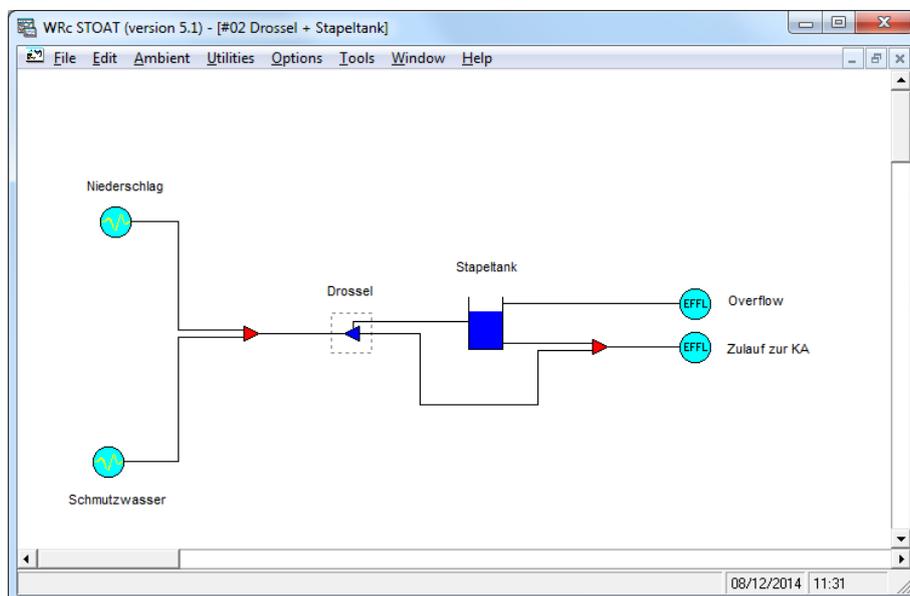


Abb. 16: Modell #02 Drossel + Stapeltank

13.2.1. Run 1 (D: 1.350 m³/h, S: 5.000 m³, 0 m³/h)

Beim ersten Rechnerlauf wird die Fahrweise der Drossel nicht verändert, d. h. «*Overflow*» bei 1.350 m³/h. Das Volumen des Stapeltanks wird auf 500 bis 5.000 m³ eingestellt («*Variable volume*»). Der Tank wird nicht entleert, d. h. «*Pump rate*» der «*Operation data*» bleiben auf 0. Das maximale Füllungsvolumen des Tanks ist in kürzester Zeit erreicht und im Überlauf kommt die Abwassermenge an, die im Überlauf der Drossel zufließt (Mittelwert ca. 186 m³/h).

³⁴ Rechnerläufe mit der Version «*Industrial*» führten zu einer erheblichen Differenz der Volumenströme zwischen dem Zulauf und der Summe der beiden Abläufe des Tanks (bis zu 50% Abweichung!).

13.2.2. Run 2 (D: 0 m³/h, S: infinite volume, 1.350 m³/h)

Wie groß muss der Stapeltank sein, damit er bei Abgabe von 1.350 m³/h an den Zulauf der Kläranlage nicht überläuft? Dies soll mit Run 2 ermittelt werden.

Zunächst wird die Kalibrierung des Stapeltanks dahingehend verändert, dass ein unendlich großes Volumen gewählt wird.

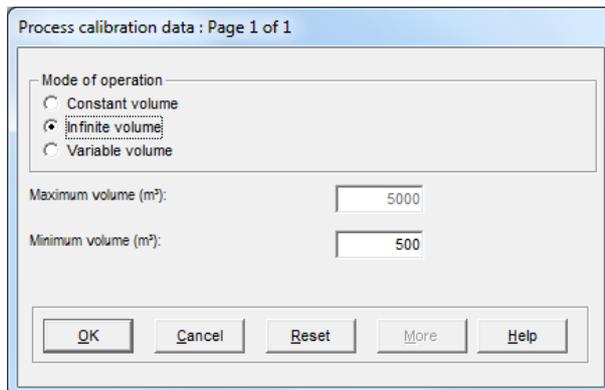


Abb. 17: «Balancing tank», «Process calibration data», Einstellung eines unendlich großen Volumens

Indem der «Overflow» der Drossel auf 0 gesetzt wird, gelangt der gesamte Zulauf zur Drossel zum Stapeltank. Die Funktion der Ablaufbegrenzung zur Kläranlage übernimmt jetzt der Tank. Dazu muss dessen «Pump rate» auf 1.350 m³/h gesetzt werden.

Wie aus Abb. 9 hervorgeht, wäre ein Volumen von ≥ 23.176 m³ erforderlich, damit in der gewählten Betriebsweise ein Überlauf ungereinigten Abwassers in das Gewässer vermieden wird.

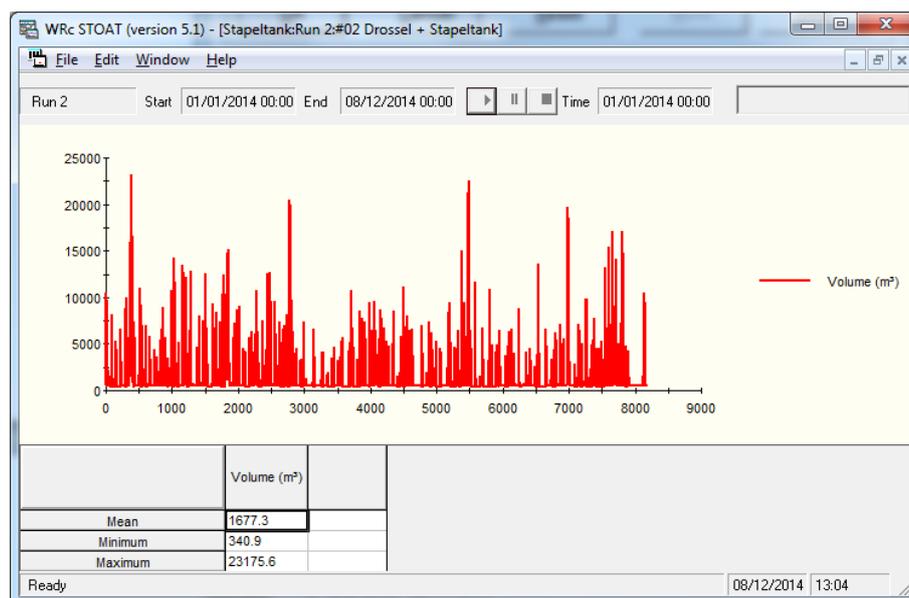


Abb. 18: Modell #02 Ergebnisse Volumen Stapeltank

13.3. Works #03 Drossel + Stapeltank + PLC

In Modell #03 wird der Ablauf des Stapeltanks zur Kläranlage durch einen Programmable Logic Controller (PLC) gesteuert.

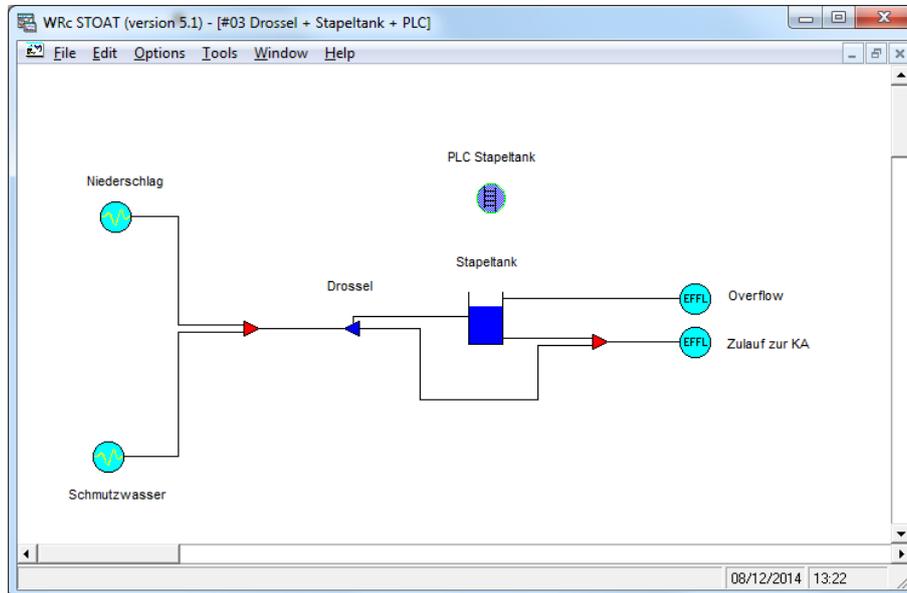


Abb. 19: Modell #02 Drossel + Stapeltank + PLC

Als Modell des PLC ist standardmäßig «*Discrete*» voreingestellt. Diese Einstellung kann beibehalten werden, weil mit dem Output des PLC ein «*Process*» gesteuert werden soll: Stapeltank «*pump rate*».

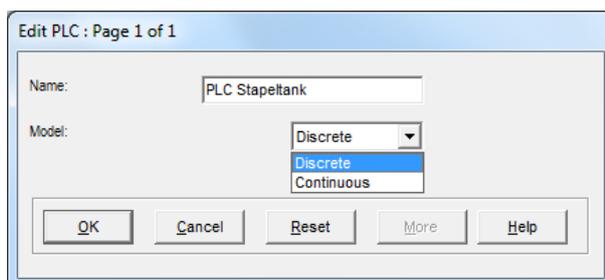


Abb. 20: Einstellung «*Name and dimensions*» des PLC

Allerdings ist bei dieser Modelleinstellung darauf zu achten, dass bei den Rechnerläufen unter «*Process calibration*» das «*Output interval*» für den PLC auf einen Wert eingestellt wird, der kleiner als die gewählte «*Input timestep*» des Rechnerlaufs ist. Wenn sowohl für «*Input timestep*» des Rechnerlaufs als auch für «*Output interval*» des PLC die Standardeinstellung beibehalten wird (jeweils 0.25 h) versagt der Regler und der maximale Mischwasserzulauf von 1.350 m³/h zur KA wird überschritten!

13.3.1. Run 1 (D: 1.350 m³/h, S: 10.000 m³, 0 m³/h, C: max 1.150 m³/h)

In Run 1 wird die Drossel so eingestellt, dass maximal 1.350 m³/h in den Bypass des Stapeltanks und damit direkt zur Kläranlage fließen. Als maximales Volumen des Stapeltanks wird 10.000 m³ gewählt.

Der Mischwasserzufluss zur Drossel beträgt im Mittel nur ca. 710 m³/h (vergl. Abb. 4), der Maximalwert im Zulauf der Kläranlage von 1.350 m³/h wird also deutlich unterschritten. Ursache hierfür ist, dass der Trockenwetterzufluss (Schmutzwasser) maximal ca. 844 m³/h beträgt und zeitweise bis auf ca. 200 m³/h zurückgeht. In diesen Fällen wird der maximale Mischwasserzufluss Q_m unterschritten. Der PLC dient nun genau dazu, den Stapeltank zu entlasten, wann immer freie hydraulische Kapazität im Zulauf zur Kläranlage vorhanden ist.

Dazu wird der PLC wie folgt konfiguriert. Unter «*Connectivity*» muss Input und Output des Reglers bestimmt werden. Output des Reglers ist – siehe oben - die «*pump rate*» des Stapeltanks. Als Input eignet sich der Volumenstrom im Bypass des Tanks am besten.

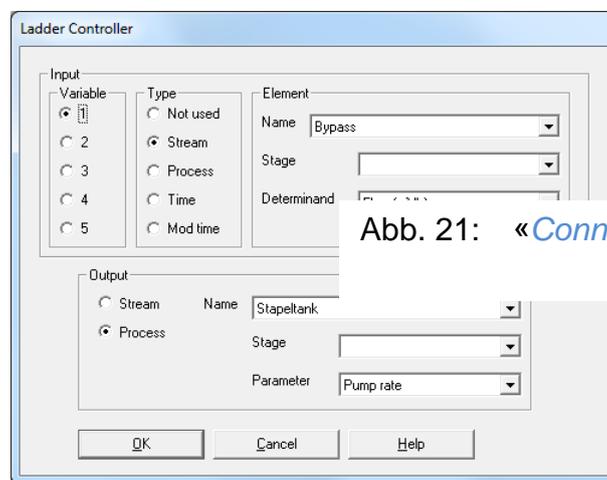


Abb. 21: «*Connectivity*» des PLC

Operation data		Setting 0	Setting 1	Setting 2	Setting 3	Setting 4	Setting 5	Setting 6	Setting 7	Setting 8	Setting 9	Setting 10
1	Variable 1: Greater than:	0.00	200.00	320.00	440.00	560.00	680.00	800.00	920.00	1040.00	1160.00	1280.00
2	Variable 1: Less than:	200.00	320.00	440.00	560.00	680.00	800.00	920.00	1040.00	1160.00	1280.00	999999.00
3	Variable 2: Greater than:	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
4	Variable 2: Less than:	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
5	Variable 3: Greater than:	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
6	Variable 3: Less than:	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
7	Variable 4: Greater than:	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
8	Variable 4: Less than:	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
9	Variable 5: Greater than:	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
10	Variable 5: Less than:	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
11	Output value:	1150.00	1030.00	910.00	790.00	670.00	550.00	430.00	310.00	190.00	70.00	0.00

Abb. 22: «*Operation data*» des PLC

Der Volumenstrom im Zulauf zur Kläranlage darf den maximalen Mischwasserzufluss Q_m nicht überschreiten. Deshalb ist der Output des Reglers als Differenz zwischen 1.350 m³/h und dem höchsten Wert des jeweiligen Inputbereichs festzulegen, z. B. 1.350 – 320 = 1.030 m³/h für den Inputbereich zwischen 200 und 320 m³/h («*Setting 1*»).

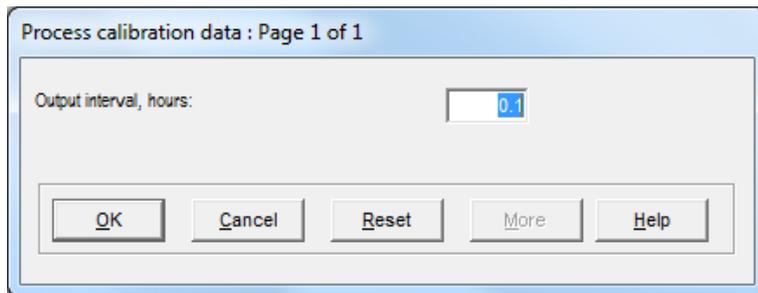


Abb. 23: Einstellung des «*Output interval*» für den PLC unter «*Process calibration*»

Unter «*Process calibration*» wurde für «*Output interval*» des PLC ein Wert von 0.1 h gewählt (siehe Abb. 23). Dieser Wert ist kleiner als der «*Input timestep*» des Rechnerlaufs, für den die Standardeinstellung von 0.25 h beibehalten wurde.

Was der Regler “gefeuert” hat, last sich am «*Output*» des Reglers überprüfen.

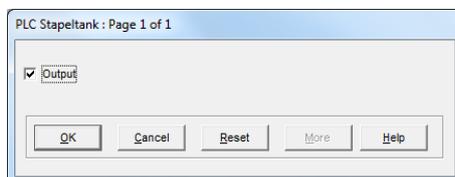


Abb. 24: Anforderung zur Ausgabe des «*Output*» des PLC

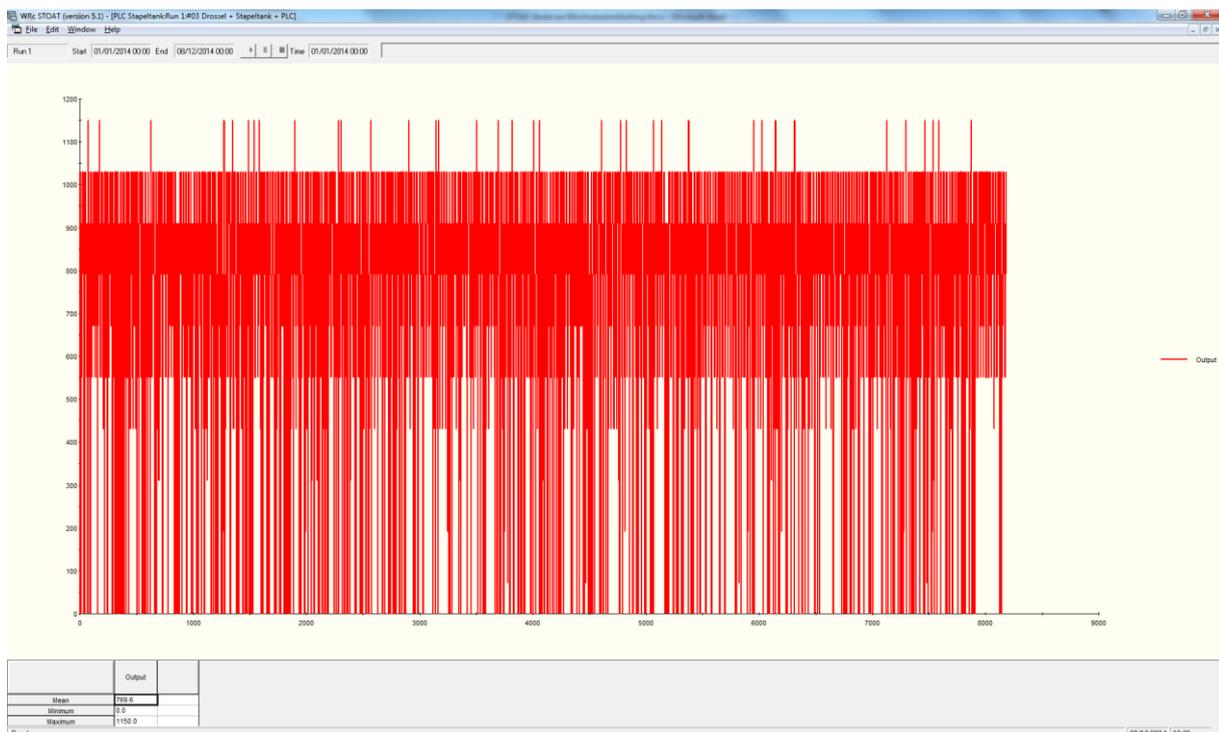


Abb. 25: Works #03, Run 1, «*Output*» des PLC

Dass diese Einstellungen sinnvoll sind, zeigt sich auch am Resultat: Der Überlauf des Stapeltanks beträgt im Mittel lediglich 9,3 m³/h, er springt insgesamt nur 17 Mal an.

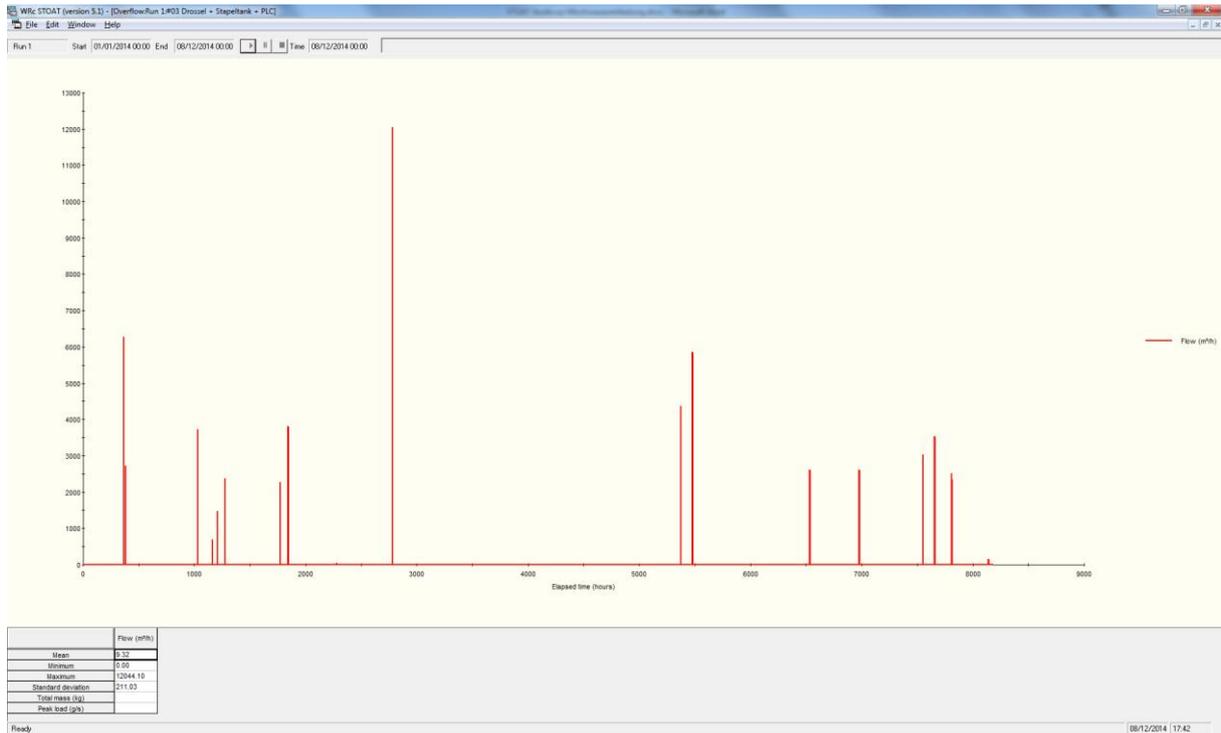


Abb. 26: Works #03, Run 1, «Overflow» des Stapeltanks

13.3.2. Run 2 (D: 1.350 m³/h, S: 15.000 m³, 0 m³/h, C: max 1.150 m³/h)

In Run 2 wird das Volumen des Stapeltanks auf 15.000 m³ erhöht. Alle anderen Einstellungen werden aus Run 1 übernommen. Als Ergebnis zeigt sich eine nochmalige Verminderung des «Overflow» auf im Mittel 1,7 m³/h in nur fünf Überlaufereignissen.

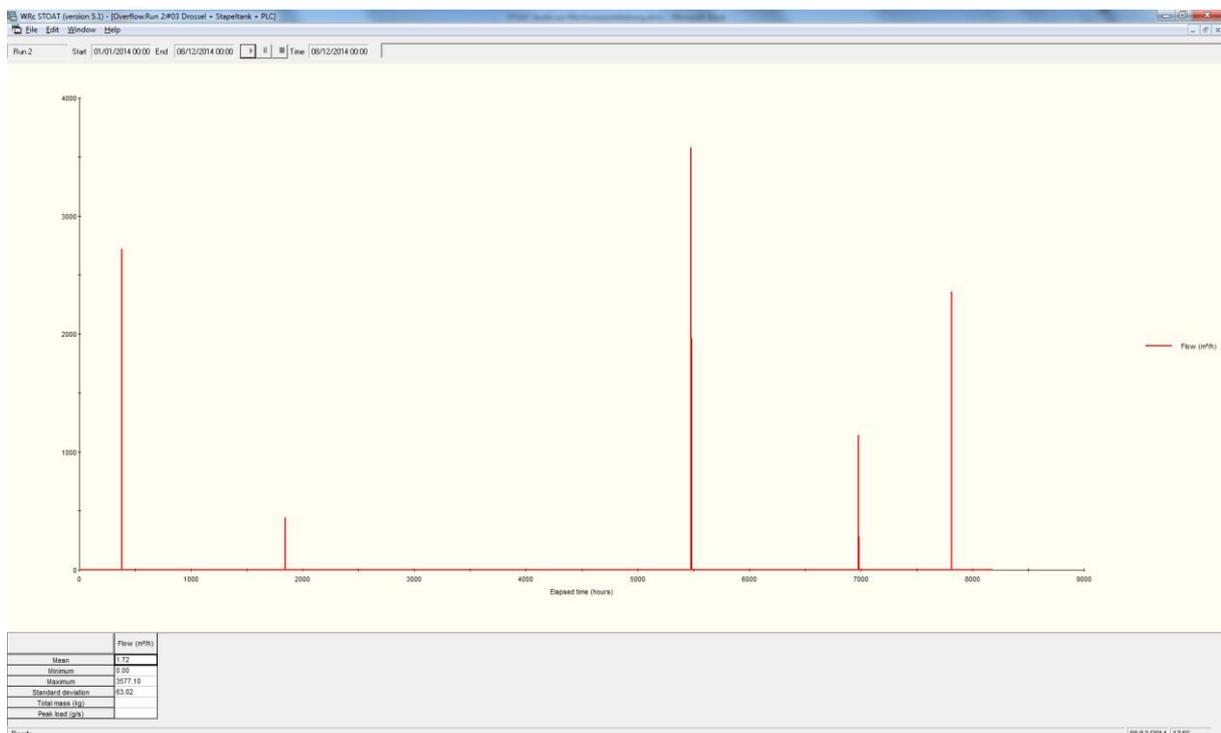


Abb. 27: Works #03, Run 2, «Overflow» des Stapeltanks

13.4. Works #04 Drossel + Stapeltank + Fuzzy Logic Controller

Anstelle der Steuerung mittels PLC kann auch ein Fuzzy-Regler eingesetzt werden. Dies erfolgt in Modell #04 (siehe Abb. 28).

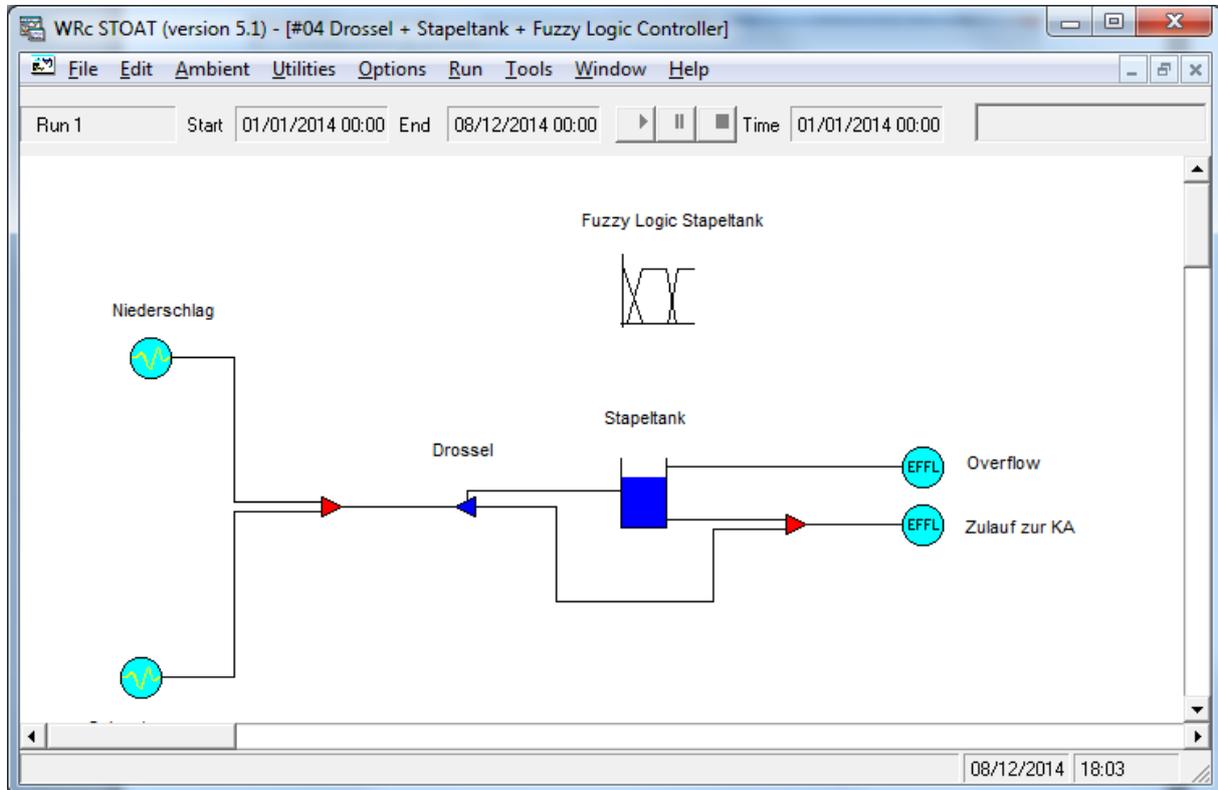


Abb. 28: Works #04, Drossel + Stapeltank + Fuzzy Logic Controller

13.4.1. Run 1 (D: 550 m³/h, S: 10.000 m³, 700 m³/h, F: Input Bypass flow, max. 800 m³/h)

Die Drossel wird auf einen Überlauf von 550 m³/h eingestellt. Der Stapeltank erhält ein variables Volumen zwischen 500 und 10.000 m³, die «*pump rate*» beträgt 700 m³/h.

Die Einstellung des «*Fuzzy Logic Controllers*» erfolgt über → «*Input data*» → «*Operation*».

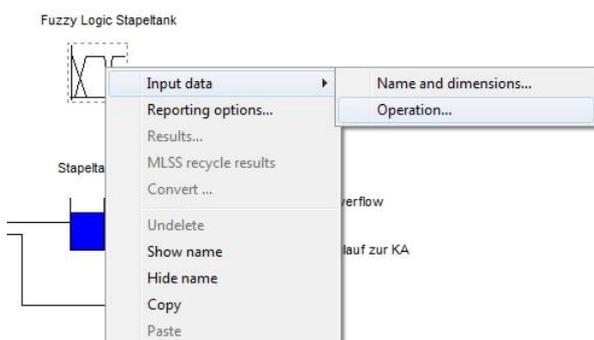


Abb. 29: Aufruf «*Fuzzy Logic Editor*»

In dem Dialog, der sich daraufhin öffnet, sind alle erforderlichen Einstellungen in Form von Registern zusammengefasst³⁵. Eingaben des Anwenders sind erforderlich in den Registern «*Inputs*», «*Outputs*» «*Control rules*» und. Unter «*Config*» befinden sich Standardeinstellungen, die normalerweise keiner Änderung bedürfen.

Die erforderlichen Eingaben unter «*Inputs*» sind folgender Abbildung zu entnehmen.

	Type	Name	Stage	Determinand	Minimum	Maximum	VS	S1	S2	A1	A2	L1	L2	VL
1	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼
2	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼
3	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼	▼

Abb. 30: «*Fuzzy Logic Editor*», «*Inputs*»

Darin bedeuten

<i>VS</i>	Very Small
<i>S</i>	Small
<i>A</i>	Average
<i>L</i>	Large
<i>VL</i>	Very Large

Bekanntlich erlaubt die Fuzzy Logic bei der Steuerung/Regelung „unscharfe“ Grenzen bzw. Begriffe. Dies spiegelt sich in den o. g. «*Inputs*» wider.

Die Regelung in diesem Rechnerlauf soll analog der gewählten Vorgehensweise bei Einsatz des PLC erfolgen, d. h. dass der Abwasservolumenstrom im Bypass die «*pump rate*» aus dem Stapeltank bestimmt. Dementsprechend sind «*Input*» und «*Output*» zu wählen. Alternativ könnten als Input z. B. auch der Abwasservolumenstrom im Mischwasserteilstrom und/oder das Füllungsvolumen des Stapeltanks dienen. Letzteres wird in Run 2 (D: 550 m³/h, S: 10.000 m³, 700 m³/h, F: Input tank volume, max 800 m³/h) getestet.

Mit 550 m³/h als Abflussbegrenzung in der Drossel ergibt sich der in Abb. 31 dargestellte Volumenstrom im Bypass.

³⁵ Hierin unterscheidet sich der Fuzzy Logic Controller vom PID-Regler und vom PLC. Für diese Regler ist neben den *Operation data* auch die *Connectivity* einzustellen.

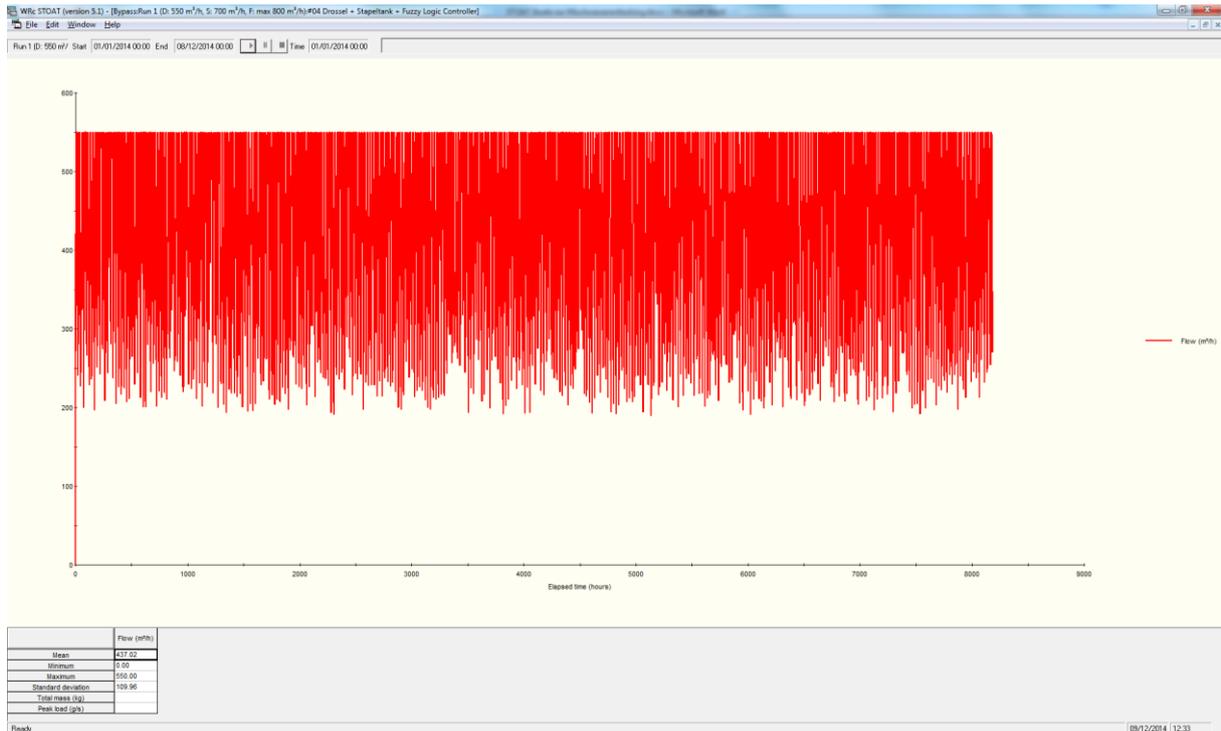


Abb. 31: Volumenstrom im Bypass bei einem Drosselabfluss von 550 m³/h

Die folgende Abb. 32 zeigt für den Abwasservolumenstrom im Bypass die sogenannte Zugehörigkeitsfunktion (membership function) als grafische Veranschaulichung der tatsächlich gewählten Grenzen in den o. g. Gruppen.

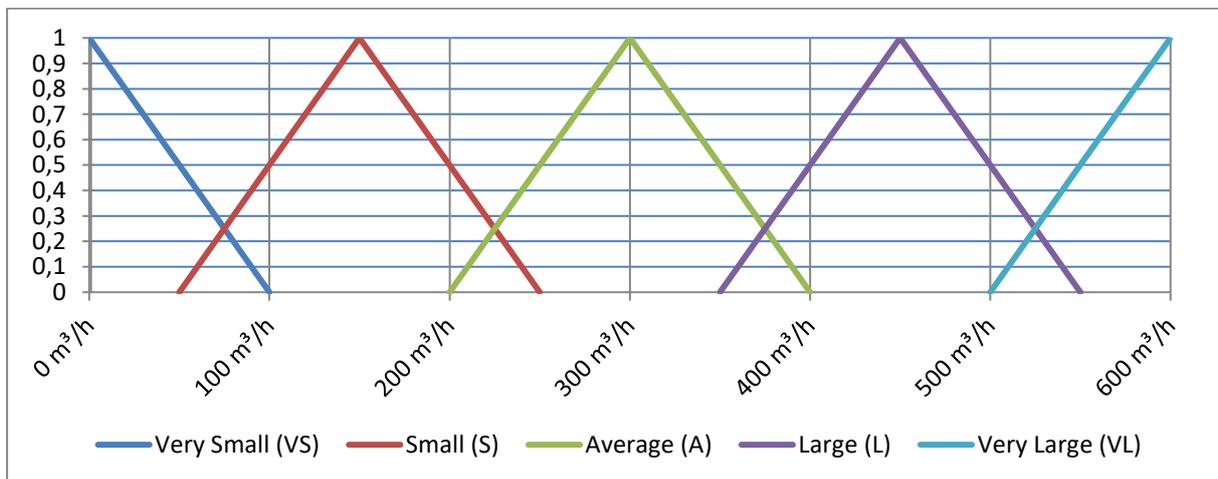


Abb. 32: Works #04, Run 1, Zugehörigkeitsfunktion des Volumenstroms im Bypass zu Input-Gruppen

Dementsprechend werden die «Inputs» und «Outputs» des Fuzzy-Reglers festgelegt.

	Type	Name	Stage	Determinand	Minimum	Maximum	YS	S1	S2	A1	A2	L1	L2	VL
1	Stream	Bypass	1	Flow (m³/h)	0.00	600.00	100.00	50.00	250.00	200.00	400.00	350.00	550.00	500.00
2														
3														

Abb. 33: Works #04, Run 1, «Inputs» des Fuzzy-Reglers

Obwohl die Drossel mit der gewählten Einstellung alle Volumenströme über 550 m³/h abschneiden sollte, erfolgt das mathematisch nicht immer 100%ig korrekt. Im Bypass können deshalb auch Volumenströme auftreten, die geringfügig über 550 m³/h liegen³⁶. Damit auch diese Fälle von der Regelung erfasst werden, wurde bei den «Inputs» als Maximalwert 600 m³/h gewählt.

	Name	Stage	Parameter	Minimum	Maximum	Large decrease	Small decrease	Small increase	Large increase
1	Stapeltank	1	Pump rate	0.00	800.00	-100.00	-20.00	20.00	100.00
2									
3									

Abb. 34: Works #04, Run 1, «Outputs» des Fuzzy-Reglers

Die «Outputs» triggert der «Fuzzy Logic Controller» systembedingt nur als Steueranweisungen:

LD Large Decrease

SD Small Decrease

N bzw. **NF** Not Fired

SI Small Increase

LI Large Increase

Mit den sog. «Control rules» werden den verschiedenen «Inputs» des Fuzzy-Reglers «Outputs» zugeordnet.

	Input	B	C
1	Output	Change	Input #1
2	Output #1	LD	VL
3	Output #1	SD	L
4	Output #1	SI	A
5	Output #1	LI	S
6	Output #1	LI	VS
7			
8			

Abb. 35: Works #04, Run 1, «Control rules»

Diese Tabelle ist wie folgt zu verstehen:

³⁶ Erkennbar an dem leichten „Flattern“ der Volumenströme bei 550 m³/h in Abb. 31

Zeile 2: Ist der «*Input*» (= Abwasservolumenstrom im Bypass) sehr groß («*VL*»), wird als Output «*LD*» getriggert, d. h. große Verminderung der «*pump rate*» (um 100 m³/h)

Zeile 3: Ist der «*Input*» groß («*L*»), wird als Output «*SD*» getriggert, d. h. kleine Verminderung der «*pump rate*» (um 20 m³/h)

Zeile 4: Ist der «*Input*» im mittleren Bereich («*A*»), wird als Output «*SI*» getriggert, d. h. kleine Erhöhung der «*pump rate*» (um 20 m³/h)

Zeile 2: Ist der «*Input*» klein («*S*»), wird als Output «*LI*» getriggert, d. h. große Erhöhung der «*pump rate*» (um 100 m³/h)

Zeile 2: Ist der «*Input*» sehr klein («*VS*»), wird als Output ebenfalls «*LI*» getriggert, d. h. ebenfalls große Erhöhung der «*pump rate*» (um 100 m³/h)

Sobald der Rechnerlauf beendet ist, kann überprüft werden, ob der Regler wie gewünscht „gefeuert“ hat. Allerdings können die o. a. «*Outputs*» nur als Tabelle angezeigt und nicht grafisch ausgewertet werden.

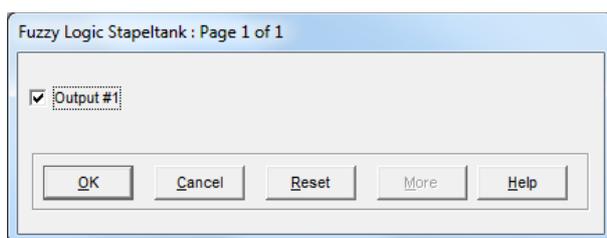


Abb. 36: Anfordern der Ausgabe von «*Output #1*» des Fuzzy-Reglers

Date and time (dd/mm/yyyy hh:nn)	Elapsed time (h)	Output #1
01/01/2014 00:00	0.00	NF
01/01/2014 01:00	1.00	SI
01/01/2014 02:00	2.00	SD
01/01/2014 03:00	3.00	SI
01/01/2014 04:00	4.00	SI
01/01/2014 05:00	5.00	LD
01/01/2014 06:00	6.00	SD
01/01/2014 07:00	7.00	SI
01/01/2014 08:00	8.00	LD
01/01/2014 09:00	9.00	LD
01/01/2014 10:00	10.00	LD
01/01/2014 11:00	11.00	LD
01/01/2014 12:00	12.00	LD
01/01/2014 13:00	13.00	LD
01/01/2014 14:00	14.00	LD
01/01/2014 15:00	15.00	LD
01/01/2014 16:00	16.00	LD
01/01/2014 17:00	17.00	SD
01/01/2014 18:00	18.00	LD

Abb. 37: Works #04, Run 1, Ausgabe von «*Output #1*» des Fuzzy-Reglers

Die Wirkung des «*Fuzzy Logic Controllers*» kann nur anhand des gesteuerten Parameters überprüft werden:



Abb. 38: Works #04, Run 1, Volumenstrom im Tankablauf als Ergebnis der Fuzzy-Regelung

In Abb. 38 ist gut zu erkennen, dass bestimmte Einstellungen vielfach auftreten. Das lässt sich wie folgt nachvollziehen:

800 m³/h: 700 m³/h («*pump rate*» gemäß «*Operation data*» des Stapeltank) + 100 m³/h («*LI*»)

720 m³/h 700 m³/h + 20 m³/h («*SI*»)

700 m³/h 700 m³/h ohne Änderung belassen («*NF*»)

680 m³/h 700 m³/h - 20 m³/h («*SD*»)

600 m³/h 700 m³/h - 100 m³/h («*LD*»)

Im Ergebnis wird mit dieser Regelung der Overflow aus dem Stapeltank auf einen Mittelwert von 13,1 m³/h gedrückt.

13.4.2. Run 2 (D: 550 m³/h, S: 10.000 m³, 700 m³/h, F: Input tank volume, max 800 m³/h)

Im Vergleich zum vorhergehenden Rechnerlauf soll lediglich die Regelung dahingehend geändert werden, dass die «*pump rate*» durch das Füllungsvolumen des Stapeltanks bestimmt wird. Alle anderen Einstellungen werden übernommen (Drossel, Stapeltank). Somit ergeben sich für «*Input*» und «*Output*» der Regelung Einstellungen gemäß nachfolgender Abbildungen.

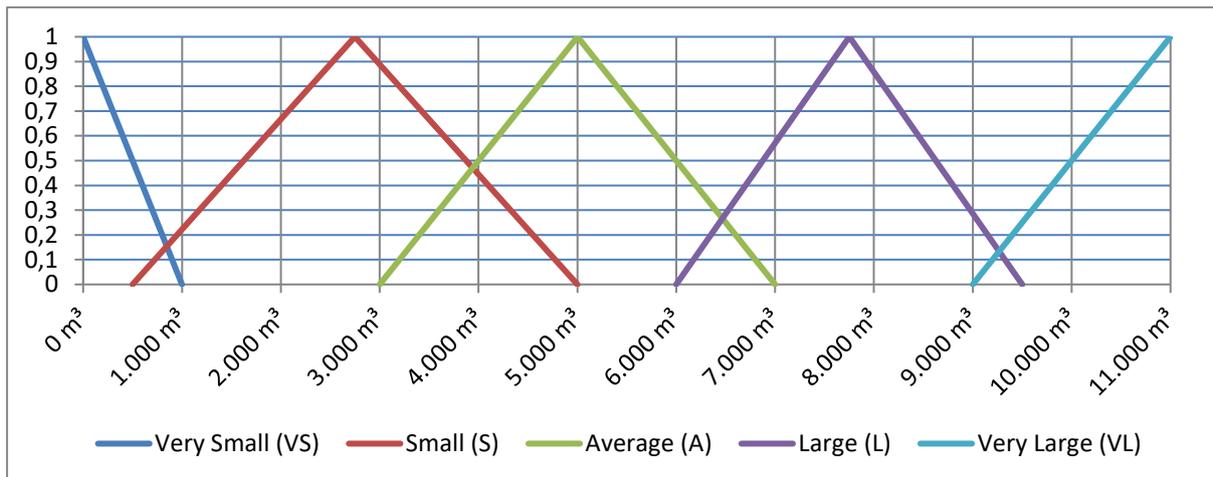


Abb. 39: Works #04, Run 2, Zugehörigkeitsfunktion des Volumenstroms im Bypass zu Input-Gruppen

Type	Name	Stage	Determinand	Minimum	Maximum	VS	S1	S2	A1	A2	L1	L2	VL
Process	Stapel-tank	1	Volume	0.00	11000.00	1000.00	500.00	5000.00	3000.00	7000.00	6000.00	9500.00	9000.00

Abb. 40: Works #04, Run 2, «Inputs» des Fuzzy-Reglers

Name	Stage	Parameter	Minimum	Maximum	Large decrease	Small decrease	Small increase	Large increase
Stapel-tank	1	Pump rate	0.00	800.00	-100.00	-20.00	20.00	100.00

Abb. 41: Works #04, Run 2, «Outputs» des Fuzzy-Reglers

Input	B	C
Output	Change	Input #1
Output #1	LI	VL
Output #1	SI	L
Output #1	N	A
Output #1	SD	S
Output #1	LD	VS

Abb. 42: Works #04, Run 2, «Control rules»

Die Regelanweisungen sind analog den Ausführungen zu Works #04, Run 1 zu verstehen. Der Unterschied besteht zu Run nur darin, dass hier hohe Inputwerte auch große Änderungen nach sich ziehen ³⁷.

Mit dieser Regelung wird der Overflow aus dem Stapeltank nochmals verringert und auf einen Mittelwert von 9,8 m³/h gedrückt (18 Einzelereignisse, vgl. Abb. 44).

³⁷ Wenn der Tank an seine obere Füllungs-grenze stößt, muss viel abgepumpt werden, um Overflow zu verhindern.

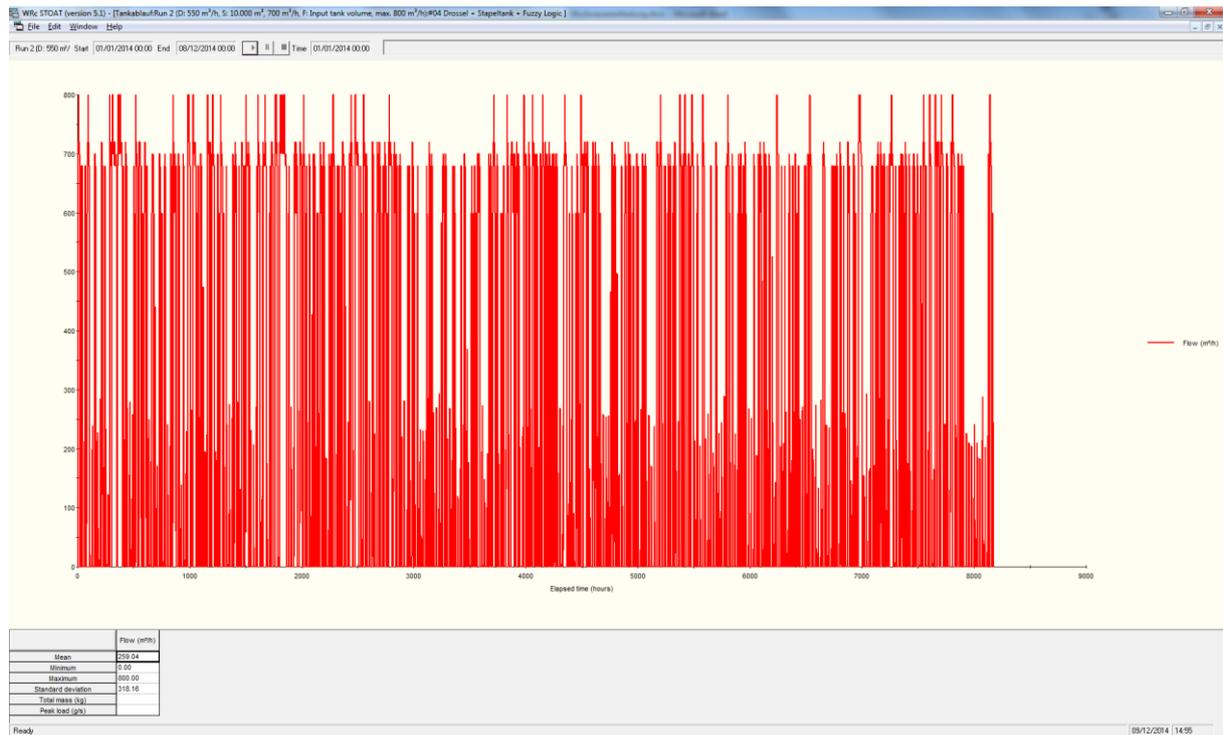


Abb. 43: Works #04, Run 2, Volumenstrom im Tankablauf als Ergebnis der Fuzzy-Regelung

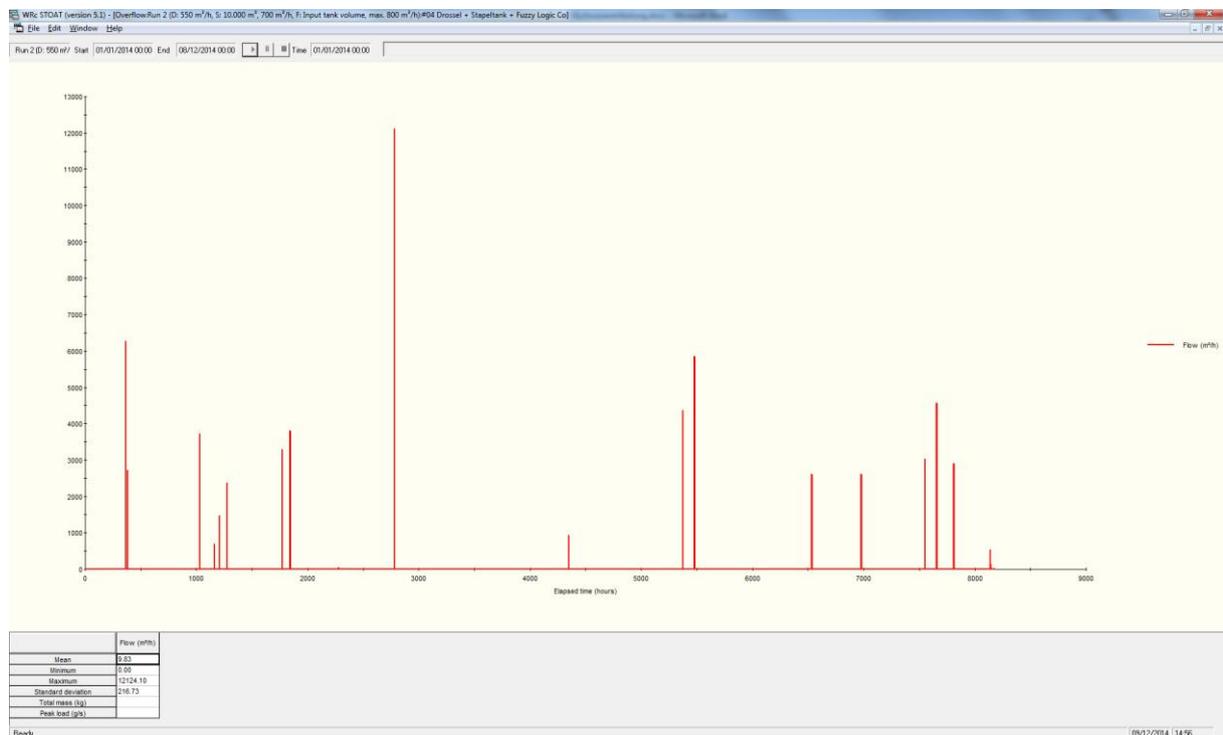


Abb. 44: Works #04, Run 2, Volumenstrom im Overflow des Stapeltanks als Ergebnis der Fuzzy-Regelung

13.5. Works #05 Drossel + RÜB

Zur modellmäßigen Abbildung von Mischwasserentlastung und Regenüberlaufbecken im Zulauf eines Klärwerks eignet sich auch eine Kombination aus «*Overflow*» und «*Storm tank*». Dies wird in Modell #05 getestet (siehe

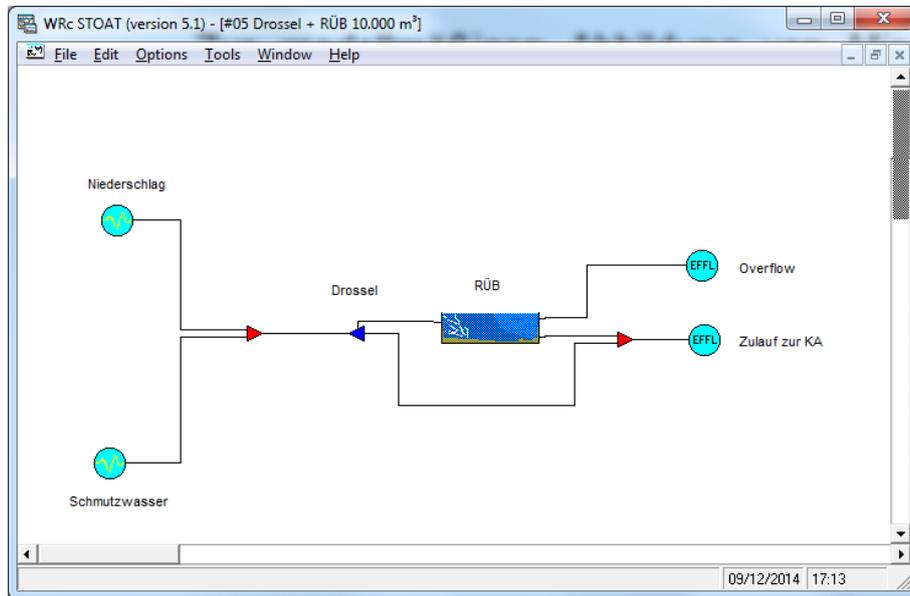


Abb. 45: Works #05, Drossel + RÜB 10.000 m³

Der STOAT-Baustein «*Storm tank*» als Repräsentant für ein RÜB verfügt standardmäßig bereits über eine einfache Steuerung, die auf der Run-Ebene über «*Operation data*» einzustellen ist. Davor muss jedoch auf der Works-Ebene der «*Control stream*» ausgewählt worden sein.

Abb. 46: Works #05, «*Storm tank*» (RÜB) «*Name and dimensions*»

Im Beispiel wurde der Bypass um das RÜB als «*Control stream*» gewählt. Dieser Teilstrom führt vom «*Overflow*» am RÜB vorbei zum Mixer vor „Zulauf zur KA“. Nun kann ein Rechnerlauf gestartet werden, wobei die Steuerung des «*Storm tank*» genauer zu definieren ist.

Operation data					
		Initial	Change 1	Change 2	Change 3
1	Change at time (h):	0.00	0.00	0.00	
2	Return pump rate (m ³ /h):	1100.00	0.00	0.00	
3	Control stream flow (m ³ /h):	250.00	0.00	0.00	

Abb. 47: Works #05, Run 1
 «Storm tank» (RÜB)
 «Operation data»

Die Einstellung im obigen Beispiel bewirkt folgendes: Solange der Abwasservolumenstrom im «Control stream» unter 250 m³/h liegt, wird das RÜB über den normalen Ablauf (hier in den Zulauf zur KA) entleert. Die Förderleistung der Entleerung beträgt 1.100 m³/h. Die Summe beider Werte ergibt 1.350m³/h – der gleiche Wert, der auch an der Drossel eingestellt wurde, denn es handelt sich dabei um den maximalen Mischwasserzufluss Q_m gemäß ATV-128, 1992.

Damit ist das kleine Beispiel schon komplett. Das nachfolgende Sankey-Diagramm der Abwasservolumenströme bestätigt das erwartete Modellverhalten.

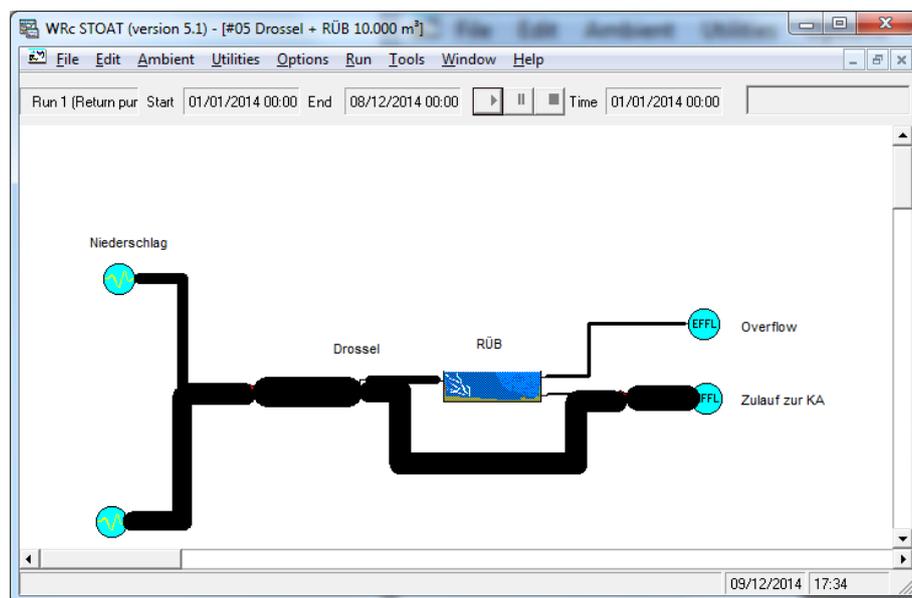


Abb. 48: Works #05, Drossel + RÜB 10.000 m³, Run 1, Sankey Diagramm «flow»

Ziel muss es sein, den Overflow des RÜB zu minimieren, denn dieser Ablauf geht ohne weitere Behandlung in das aufnehmende Gewässer. Um das zu erreichen, können mit dem hier dargestellten Modell Rechnerläufe mit unterschiedlichen Einstellungen durchgeführt und deren Ergebnisse gegenübergestellt werden. Letzteres erfolgt zweckmäßigerweise mit einem Tabellenkalkulationsprogramm, wie z. B. MS Excel (siehe folgende Tabelle).

	Run	Return pump rate (m³/h):	Control stream flow (m³/h):	Niederschlag	Schmutzwasser	Mischwasser	RÜB-Zulauf	Bypass	KA-Zulauf	RÜB-Overflow	RÜB-Ablauf
#05 Drossel + RÜB 10.00 m³	Run 1	1,100 m³/h	250 m³/h	252.7 m³/h	457.1 m³/h	709.7 m³/h	185.7 m³/h	524.0 m³/h	591.1 m³/h	97.1 m³/h	67.1 m³/h
	Run 2	1,000 m³/h	350 m³/h	252.7 m³/h	457.1 m³/h	709.7 m³/h	185.7 m³/h	524.0 m³/h	674.2 m³/h	28.4 m³/h	150.2 m³/h
	Run 3	900 m³/h	450 m³/h	252.7 m³/h	457.1 m³/h	709.7 m³/h	185.7 m³/h	524.0 m³/h	691.9 m³/h	16.5 m³/h	167.8 m³/h
	Run 4	800 m³/h	550 m³/h	252.7 m³/h	457.1 m³/h	709.7 m³/h	185.7 m³/h	524.0 m³/h	698.4 m³/h	12.9 m³/h	174.3 m³/h
	Run 5	700 m³/h	650 m³/h	252.7 m³/h	457.1 m³/h	709.7 m³/h	185.7 m³/h	524.0 m³/h	698.9 m³/h	11.3 m³/h	174.9 m³/h
	Run 6	600 m³/h	750 m³/h	252.7 m³/h	457.1 m³/h	709.7 m³/h	185.7 m³/h	524.0 m³/h	697.8 m³/h	11.1 m³/h	173.8 m³/h
	Run 7	500 m³/h	850 m³/h	252.7 m³/h	457.1 m³/h	709.7 m³/h	185.7 m³/h	524.0 m³/h	695.0 m³/h	11.5 m³/h	171.0 m³/h
	Run 8	400 m³/h	950 m³/h	252.7 m³/h	457.1 m³/h	709.7 m³/h	185.7 m³/h	524.0 m³/h	690.5 m³/h	14.1 m³/h	166.4 m³/h
	Run 9	300 m³/h	1,050 m³/h	252.7 m³/h	457.1 m³/h	709.7 m³/h	185.7 m³/h	524.0 m³/h	682.7 m³/h	21.1 m³/h	158.6 m³/h
	Run 10	200 m³/h	1,150 m³/h	252.7 m³/h	457.1 m³/h	709.7 m³/h	185.7 m³/h	524.0 m³/h	664.7 m³/h	32.4 m³/h	140.7 m³/h
	Run 11	100 m³/h	1,250 m³/h	252.7 m³/h	457.1 m³/h	709.7 m³/h	185.7 m³/h	524.0 m³/h	614.2 m³/h	76.9 m³/h	90.1 m³/h

In der Tabelle sind für „RÜB Overflow“ die Mittelwerte der Rechnerläufe gelistet. Jeder Rechnerlauf hatte eine Simulationsperiode von 1 Jahr.

Der geringste „RÜB-Overflow“ ergab sich in Rechnerlauf 6 bei «*Pump rate*» = 600 m³/h und «*Control stream*» = 750 m³/h. Auch die Einstellungen in den Rechnerläufen 5 und 7 führen zu akzeptablen Ergebnissen (hellgrün hinterlegte Felder). Das Minimum des „RÜB-Overflow“ weist die Form eines breiten Plateaus auf. Erst bei extremen Einstellungen wie in den Rechnerläufen 1 und 2 oder 10 und 11 tritt eine deutliche Verschlechterung der Ergebnisse ein.

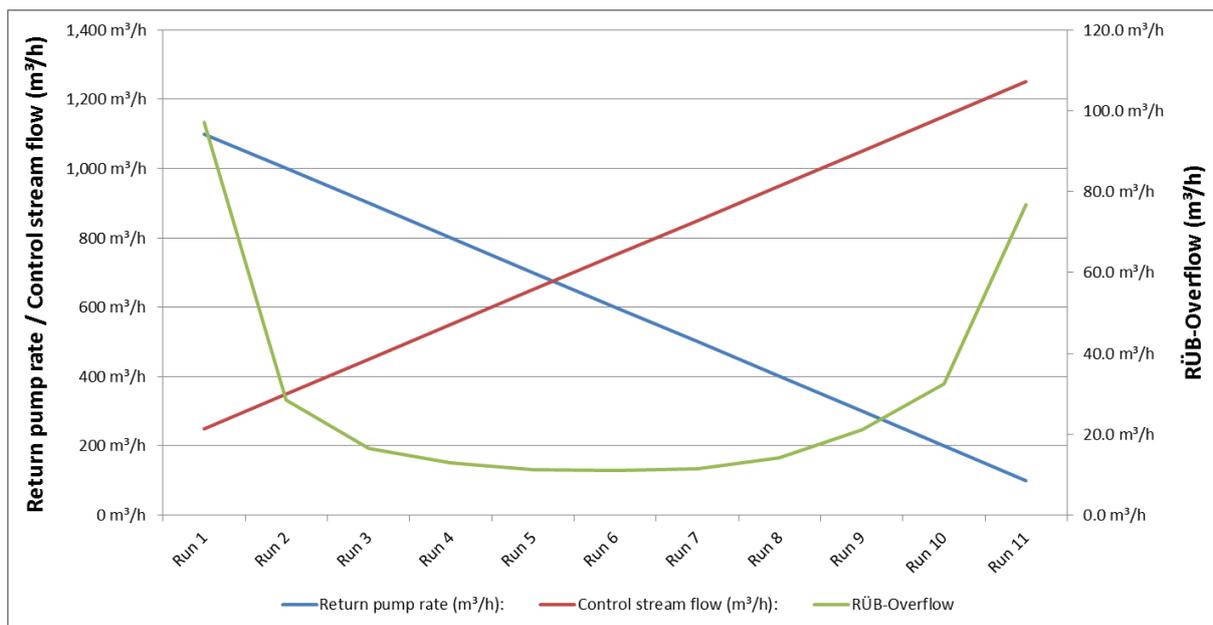


Abb. 49: Works #05, Grafik zur Optimierung der Fahrweise des RÜB

Selbstverständlich lassen sich auch für den «*Storm tank*» mit Hilfe der STOAT-Bausteine «*PID Controller*», «*PLC*» oder «*Fuzzy Logic Controller*» kompliziertere Steuerungen aufbauen und auf ihre Tauglichkeit prüfen.

14. STOAT-Simulation von SBR-Anlagen

14.1. Füll- und Entleerungszeiten

In herkömmlichen Belebungsanlagen laufen die biologischen Prozesse

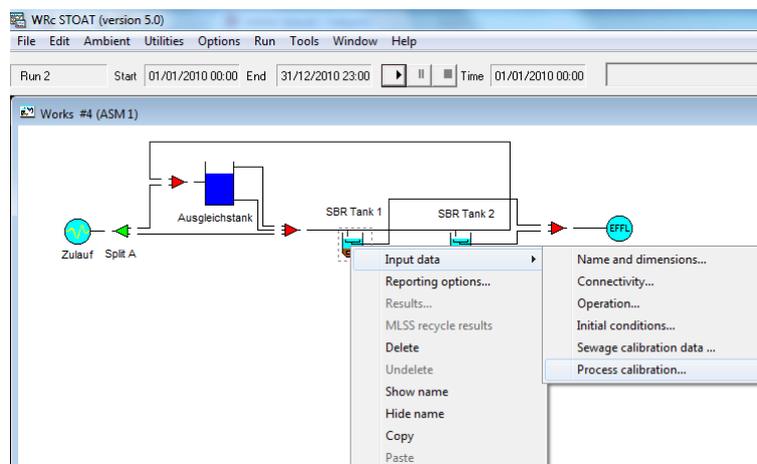
- Denitrifikation,
- Kohlenstoffabbau und Nitrifikation

sowie

- Nachklärung

zeitlich parallel, aber in räumlich getrennten Anlagenteilen ab, die vom Abwasser nacheinander durchflossen werden. Im Gegensatz dazu finden bei SBR-Anlagen diese Prozesse in ein und derselben Anlage, jedoch zeitlich gestaffelt statt. Dies erklärt, warum bei SBR-Anlagen dem Zeitregime zentrale Bedeutung zukommt.

Maßgeblicher Dialog zur Übergabe des Zeitregimes ist *Input data* → *Process calibration*.



Der folgende Screenshot zeigt die Standardeinstellung von STOAT.

The screenshot displays two side-by-side windows for 'Process calibration data'. The left window is 'Page 1 of 2' and contains the following settings:

Phase time (h):	0
Idle time (h):	1
Anoxic fill time (h):	1
Aerobic fill time (h):	1
React time (h):	6
Settling time (h):	4
Decant time (h):	1
Wastage time (h):	1
Ratio of decant-induced upflow to overflow:	1

The right window is 'Page 2 of 2' and contains the following settings:

DO control method:	PI
Gain:	0.1
Integral time (1/h):	1
Saturation D.O.:	<input checked="" type="radio"/> Program value <input type="radio"/> User specified
Saturation D.O. (mg/l):	10
Growth equations:	Reaction only

Both windows have buttons for OK, Cancel, Reset, More, and Help at the bottom.

Diese müssen jedoch in aller Regel angepasst werden! Um die Anlage gemäß Beschreibung in Merkblatt DWA-M 210³⁸ Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb (SBR), Anhang A Berechnungsbeispiel für eine kleine SBR-Anlage zu simulieren, wurden für *SBR Tank 1* die Standardeinstellungen auf [Page 1](#) wie folgt geändert:

The screenshot shows the 'Process calibration data : Page 1 of 2' window with the following modified settings:

Phase time (h):	0
Idle time (h):	0
Anoxic fill time (h):	0.5
Aerobic fill time (h):	3.5
React time (h):	2.5
Settling time (h):	0.4
Decant time (h):	0.8
Wastage time (h):	0.3
Ratio of decant-induced upflow to overflow:	0.5

The window includes buttons for OK, Cancel, Reset, More, and Help at the bottom.

³⁸ Merkblatt DWA-M 210 Belebungsanlagen mit Aufstaubetrieb (SBR), Anhang A Berechnungsbeispiel für eine kleine SBR-Anlage,

Diese Änderungen bewirken u. a. folgendes:

- Die Anlage arbeitet ohne Stillstandszeiten rund um die Uhr (*Idle time* = 0)
- Die Anlage wird jeweils 4 h lang mit Abwasser gefüllt (0.5 h *Anoxic fill time* + 3.5 h *Aerobic fill time* = 4)
- Die daran anschließende Belüftungszeit beträgt 2.5 h (*React time* = 2.5)
- Die Absetzzeit beträgt 0.4 h = 24 min. (*Settling time* = 0.4)
- Der Klarwasserabzug erfolgt 0.8 h = 48 min. (*Decant time* = 0.8)
- Der Überschussschlammabzug erfolgt 0.3 h = 18 min. (*Wastage time* = 0.3)
- Ein Zyklus dauert 8 h (0.5 h *Anoxic fill time* + 3.5 h *Aerobic fill time* + 2.5 h *React time* + 0.4 h *Settling time* + 0.8 h *Decant time* + 0.3 h *Wastage time*)

Damit der gesamte Zyklus in SBR Tank 2 zeitversetzt abläuft, ist zusätzlich zu den vorgenannten Punkten eine Phasenverschiebung von 4 h zu berücksichtigen (*Phase time* = 4):

Parameter	Value
Phase time (h)	4
Idle time (h)	0
Anoxic fill time (h)	0.5
Aerobic fill time (h)	3.5
React time (h)	2.5
Settling time (h)	0.4
Decant time (h)	0.8
Wastage time (h)	0.3
Ratio of decant-induced upflow to overflow	0.5

Die folgende Abbildung zeigt die aus den vorgenannten Einstellungen resultierende Abfolge der verschiedenen Zyklen und Phasen in den beiden SBR-Reaktoren. In den grün hinterlegten Phasen der Abbildung wird jeweils belüftet.

Time	SBR Tank 1	SBR Tank 2
00:00	Anoxic fill time	React time
00:30	Aerobic fill time	Settling time
02:30		Decant time
02:54		Wastage time
03:42		Anoxic fill time
04:00	React time	Aerobic fill time
04:30	Settling time	
06:30	Decant time	
06:54	Wastage time	
07:42	Anoxic fill time	React time
08:00	Aerobic fill time	Settling time
08:30		Decant time
10:30		Wastage time
10:54		Anoxic fill time
11:42	React time	Aerobic fill time
12:00	Settling time	
12:30	Decant time	
14:30	Wastage time	
14:54	Anoxic fill time	React time
15:42	Aerobic fill time	Settling time
16:00		Decant time
16:30		Wastage time
18:30		Anoxic fill time
18:54	React time	Aerobic fill time
19:42	Settling time	
20:00	Decant time	
20:30	Wastage time	
22:30	Anoxic fill time	React time
22:54	Aerobic fill time	Settling time
23:42		Decant time
00:00		Wastage time
00:30		Anoxic fill time
02:30	Aerobic fill time	Settling time
02:54		Decant time
03:42		Wastage time
04:00		Anoxic fill time
04:30	React time	Aerobic fill time
06:30	Settling time	
06:54	Decant time	
07:42	Wastage time	
08:00	Anoxic fill time	React time

Es empfiehlt sich, auch die Input- und Output-Intervalle im Dialog zu den Rechnerläufen (*Run definition*) an die Zeitschritte anzupassen, die für den Betrieb der Auf-

staubeleungsanlage gewählt werden (hier gewählt 0.1 h - kleinster gemeinschaftlicher Nenner der Zeitintervalle in den *Process calibration data*).

Run definition : Page 1 of 1

Name of run: Run 1

Start date and time (dd/mm/yy hh:mm): 01/01/2010 00:00

End date and time (dd/mm/yy hh:mm): 31/12/2010 23:00

Input timestep (h): 0.1

Output timestep (h): 0.1

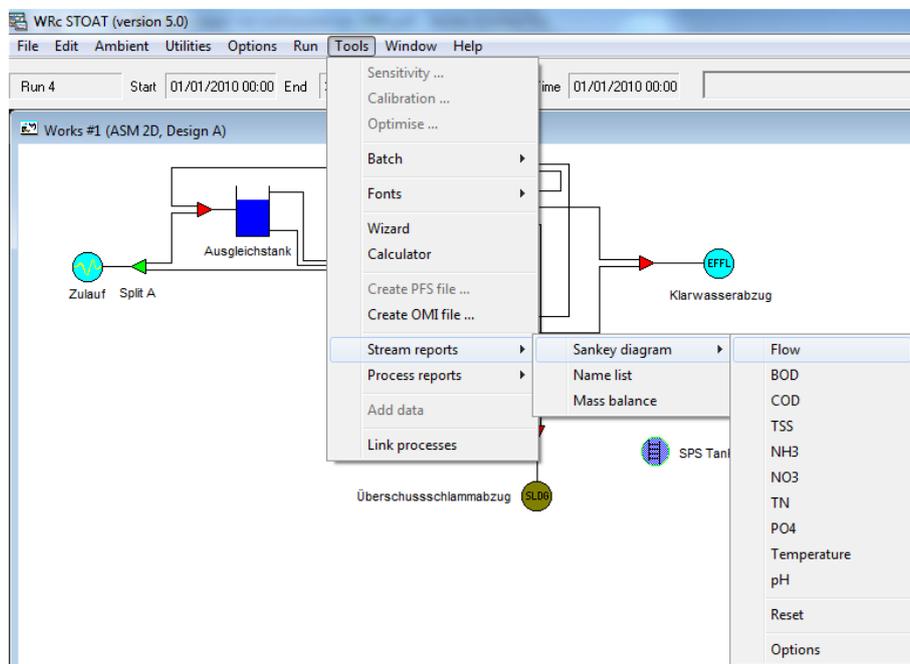
Average sewage temperature (°C): 15

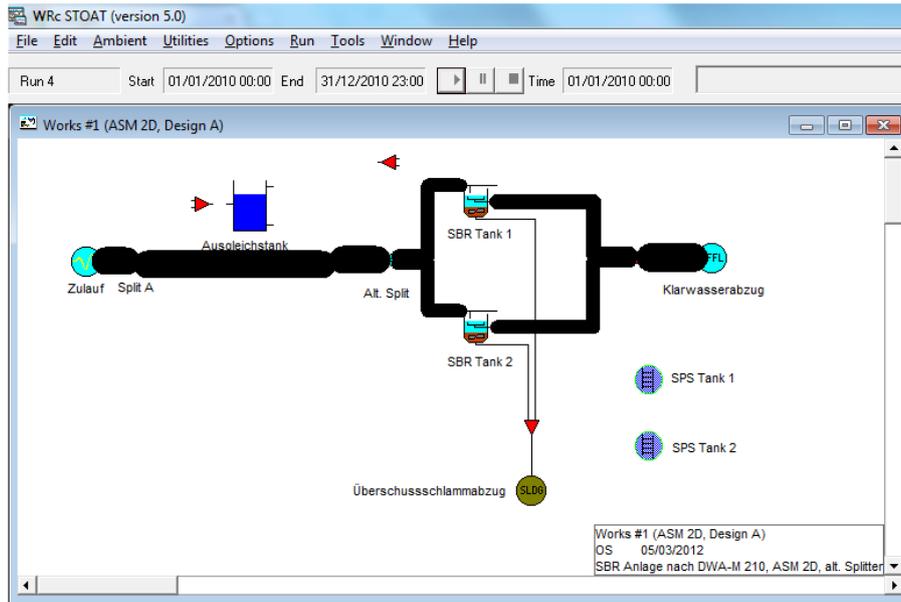
COD removed per unit non-biomass VS removed: 1.48

COD removed per unit biomass removed: 1.48

Buttons: OK, Cancel, Reset, More, Help

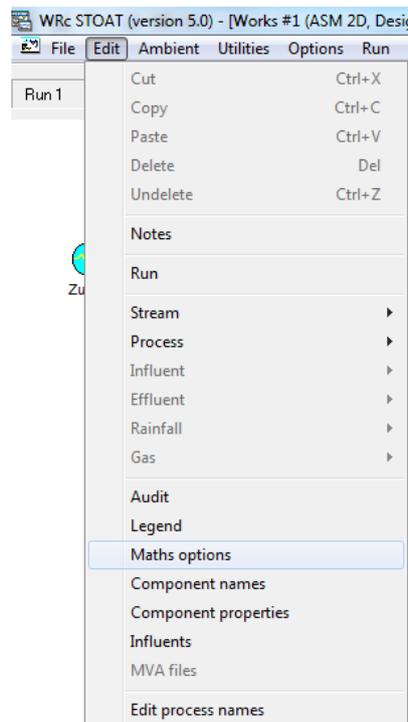
Damit wird erreicht, dass von dem ankommenden Abwasser nichts in den Überlauf (*Bypass*) der SBR Tanks gelangt. Dies kann am schnellsten über das Sankey Diagramm der Abwasservolumenströme kontrolliert werden (*Tools* → *Stream reports* → *Sankey diagram* → *Flow*).





14.2. Einstellung zur numerischen Verarbeitung

Die oben erwähnte Besonderheit der SBR-Anlagen und die kurzen Zeitintervalle erfordern bei der dynamischen Simulation eine von den herkömmlichen Belebungsanlagen abweichende Einstellung der mathematischen Optionen (*Edit* → *Math options*).



Die Berechnungen im Rahmen des Projekts EnEffKA wurden mit folgenden Einstellungen vorgenommen:

Run definition : Page 1 of 1

Choice of integration method:

Relative tolerance:

Absolute tolerance:

Maximum step (h):

Minimum step (h):

Recycle calculation options

Ignore

Converge with repeated substitution

Convergence tolerance:

Maximum number of recycle iterations:

Trotz der sehr klein gewählten relativen Toleranz (Standardwert = 0.001) und maximalen Schrittweite (Standardwert = 0.25) ergaben sich mit diesen Einstellungen praxistaugliche Rechenzeiten.

15. Was man sonst noch über STOAT wissen sollte

15.1. STOAT's Datenspeicherung

Die Datensicherung der „*works*“ und „*runs*“ von STOAT erfolgt in einer Microsoft® Access Datei, Version MS Access 97. Name und Ort dieser Datenbank – und einige weitere zum Starten von STOAT erforderliche Informationen - werden mit der Datei
STOAT.ini

festgelegt. Die Datei STOAT.ini befindet sich auf jedem Rechner in jenem Pfad, in dem auch die ausführbare Programmdatei für STOAT (STOAT32.exe) liegt. Üblicherweise ist dies der Pfad

- auf Rechnern mit Windows XP bzw. Vista im Pfad
C:\Programme\WRc\STOAT
- auf Rechnern mit Windows 7 im Pfad
C:\Programme (x86)\WRc\STOAT

Sofern der Anwender STOAT „jungfräulich“ startet, d.h. ohne die bei der Installation von STOAT eingerichteten Pfade und Einstellungen zu verändern, erfolgt die erste Datensicherung in der Datei

USER.mdb,

die standardmäßig

- auf Rechnern mit Windows XP bzw. Vista im Pfad
C:\Programme\WRc\STOAT\Database
- auf Rechnern mit Windows 7 im Pfad
C:\Programme (x86)\WRc\STOAT\Database

installiert wird.

Diese Datei kann zur besseren Unterscheidung verschiedener Simulationsaufgaben auch umbenannt (z.B. in BIOHOCH.mdb) und/oder an anderer Stelle gespeichert werden. Derartige Veränderungen sollten STOAT vor dem Start durch entsprechende Anpassung der STOAT.ini übergeben werden (Start → Programme → WRc → STOAT → Settings).

Die Tabellen-Strukturen der USER.mdb unter der neuen STOAT Version 5.0 sind in den STOAT Versionen 4.3 (Stand November 2010), 4.2 (Stand Januar 2003) und Version 4.1 gegenübergestellt. Die farbig hervorgehobenen neuen Tabellen verdeutlichen die im Vergleich zu STOAT Version 4.1 eingetretenen Veränderungen, insbesondere die neu verfügbaren Modellbausteine.

Einige besonders wichtige Tabellen für das Lesen der Inputdaten und die Ergebnisausgabe der verschiedenen „*works*“ und „*runs*“ sind:

Works	enthält die ID-Nr. (<i>Works number</i>), Bezeichnung (<i>Works name</i>) sowie die Notizen des Projektbearbeiters (<i>Memo, Author, Notes, LegendName</i>) und weitere Informationen zu den verschiedenen Modellen
Process	enthält Bezeichnungen und Koordinaten der <i>process icons</i> ;
Node	verwaltet die erforderlichen Informationen über die Knoten an den <i>process icons</i> (Inputs, Outputs, ID-Nr. der Links)
Link	enthält Namen und Verknüpfungen der verschiedenen Abwasserströme der „ <i>works</i> “;
Segment	enthält ID-Nr. und Koordinaten der verschiedenen Segmente innerhalb von Verbindungen zwischen den <i>process icons</i>
Run	enthält die ID-Nr. (ID), Bezeichnung (Name) sowie einige weitere Informationen zu den verschiedenen Rechnerläufen der jeweiligen Modelle (<i>WorksID</i>)
InfluentRun	enthält Pfad und Dateinamen aller Inputfiles der verschiedenen „ <i>runs</i> “;
FlowStreamInitial	enthält die Start- und Endzustände der jeweiligen Teilströme
FlowstreamReport	enthält Angaben zur Ergebnisausgabe, z.B. in den Dateien <i>.flw, .asa, .psd, .ssd, .bln</i> ³⁹ .

Die Ergebnistabellen (z.B. *.flw, .asa, .psd, .ssd, .bln*) werden von STOAT immer in demselben Pfad geschrieben, in dem sich die in der

STOAT.ini

spezifizierte Datenbank befindet. Dort erwartet STOAT diese Dateien auch, wenn etwa die USER.mdb und zugehörige Ergebnisse der Rechnerläufe auf einem anderen Rechner installiert werden, um die Simulation nachzuvollziehen.

Der Benennung der Ergebnisdateien (z.B. *.flw, .asa, .ssd, .bln, .psd*) liegt folgende Konvention zugrunde:

³⁹ *.flw* – Ergebnistabellen für Flow streams,
.asa – Ergebnistabellen für Activated sludge tanks,
.psd – Ergebnistabellen für Primary settlement tanks,
.ssd – Ergebnistabellen für Secondary settlement tanks,
.bln – Ergebnistabellen für Balancing tanks

work-ID run-ID item-ID

 .asa/flw/ssd

Die Angabe der ID's erfolgt als Hexadezimalzahlen. Somit können je Simulation $16^3 = 4.096$ „works“ und je „work“ $16^2 = 256$ „runs“ mit je bis zu 4.096 „items“, d.h. „Bausteinen“ abgebildet werden⁴⁰.

15.2. Verändern von Modellen mit dem „Build“-Menü

Wenn ein „work“, d.h. das Design einer modellierten Anlage, verändert werden soll, ohne die Einstellungen aus bisherigen Rechnerläufen zu verlieren, ist das „Build“-Menü die Methode der Wahl. Dieses steht seit STOAT Version 4.3 zur Verfügung.

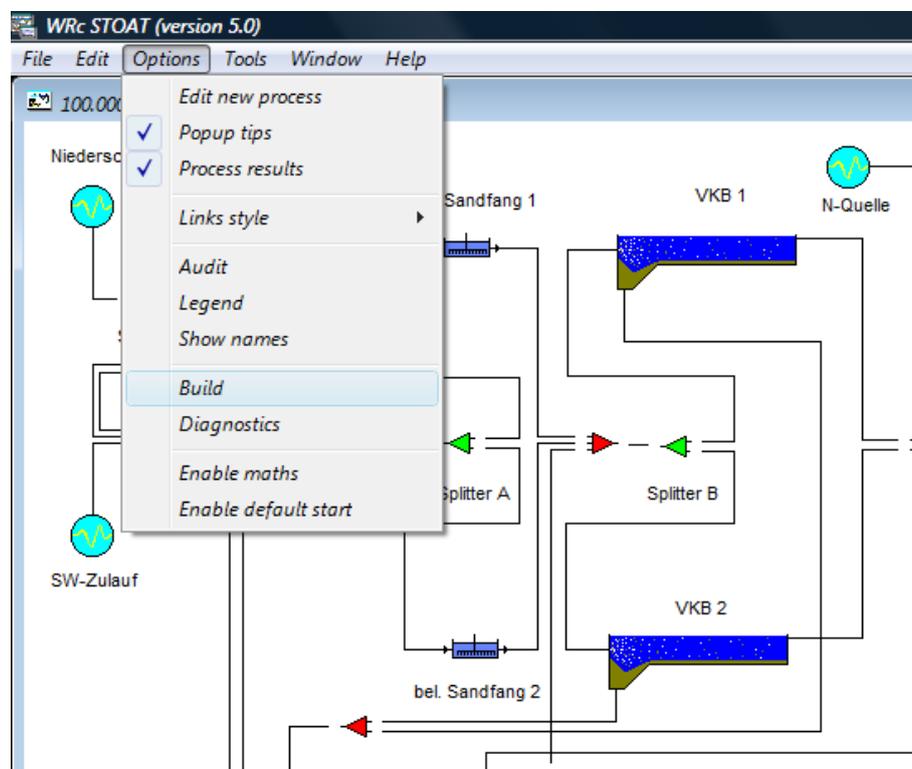


Abb. 50 Aktivieren von STOAT's „Build“-Menü

Dabei ist wie folgt vorzugehen:

1. Öffnen des Modells, das die Grundlage für das neue Modell bilden soll (z.B. Works #3)

⁴⁰ Items können Streams oder Processes sein, d.h. Abwasserteilströme (= Verbindungen zwischen process icons) oder Prozesse. Bei letzteren sind die Ergebnisse nur bei aktiven Prozessen einsehbar, also z.B. bei Balancing tanks, Activated sludge tanks, Secondary settlement tanks etc. Mixer (unabhängig davon, ob mit 2 oder 3 Inputs) sind passive Elemente, hier können keine Ergebnisse eingesehen werden.

2. Anlegen eines „**New run**“ - um die gewünschten Einstellungen zu übernehmen z.B. als „**Start of old run (repeat run)**“ mit jenem run, der als Ausgangspunkt für die Arbeit mit dem Folgemodell dienen soll (z. B. jener Rechnerlauf, der bisher die beste Simulationsgüte aufwies)
3. „**Build**“ aktivieren (siehe Abb. 50)
4. Basis-Modell entsprechend dem gewünschten Design verändern
5. Save works As (neuer Name für das geänderte Modell, z.B. Works #4)
6. STOAT bietet an, den Rechnerlauf unter dem neuen Modell sofort zu sichern: Save run as New run („Run 1“)
7. „**Build**“ deaktivieren
8. Rechnerlauf (Run 1) starten

Diese Vorgehensweise ist Punkt für Punkt einzuhalten, anderenfalls schlägt die Übernahme der Einstellungen aus dem Rechnerlauf des vorhergehenden Modells fehl. Zu beachten ist auch, dass sämtliche Änderungen „auf einen Rutsch“ geschafft werden müssen. Die Arbeit innerhalb der oben aufgeführten Reihenfolge kann nur an zwei Punkten unterbrochen werden (hier kann STOAT sogar ohne Datenverlust heruntergefahren und wieder neu gestartet werden):

- Zwischen Punkt 2 und Punkt 3, sofern der neu angelegte Rechnerlauf mit „Save run“ gespeichert wird

und

- zwischen Punkt 6 und Punkt 7.

Eine Unterbrechung an anderer Stelle führt zum Datenverlust!

Eine Fehlerquelle bei Arbeiten mit dem Build Menü besteht darin, dass Bausteine gelöscht werden, die vorher mit **control bits** (z. B. **Ladder Logic Controller**) verbunden waren. Diese Art der **Connectivity** ist im Design unsichtbar und kann daher leicht übersehen werden. Existieren derartige Verbindungen, muss auch das betreffende Steuerelement gelöscht werden, sonst stürzt STOAT nach dem Start des neuen Rechnerlaufs ab. Eine nachträgliche „Umwidmung“ der Steuerelemente ist mit dem **Build** Menü nicht möglich. Außerdem: Soweit neue **Influents** installiert wurden, darf nicht vergessen werden, diesen auch **Influent**-Dateien zuzuweisen!

Wenn jedoch alles richtig gelaufen ist, sollten damit für den ersten Rechnerlauf mit dem neuen Modell sowohl die bisherigen Inputfiles als auch alle Einstellungen aus der Kalibrierung der bereits im „alten“ Modell enthaltenen Prozessbausteine zur Verfügung stehen. D.h., dass der erste Rechnerlauf mit dem neuen Modell nicht bei „Null“ beginnt, sondern auf den bisherigen Ergebnissen aufsetzt.

15.3. STOAT Patches

Bei Veränderungen von STOAT, z.B. zwecks Implementierung neuer „*model bits*“ oder zur Beseitigung von „bugs“ muss STOAT normalerweise nicht komplett deinstalliert und anschließend neu aufgesetzt werden, sondern kann durch Ersetzen der maßgeblichen Dateien mit den jeweils neuesten Versionen erfolgen.

Hierfür kommen vor allem in Betracht die Dateien

stoat32.exe	Programmdatei
dialog.mdb	Datenbank mit den Einstellungen zur Abbildung der Inputfiles (z.B. Spaltenbeschriftung)
STOAT.mdb	Datenbank, die als „Blaupause“ für die USER.mdb verwendet wird (z.B. um neue „model bits“ abzubilden)

Diese Dateien befinden sich nach standardmäßiger Installation von STOAT

- auf Rechnern mit Windows XP bzw. Vista im Pfad
C:\Programme\WRc\STOAT
- auf Rechnern mit **Windows 7** im Pfad
C:\Programme (x86)\WRc\STOAT

Wichtig zu beachten ist, dass eine neue Stoa32.exe im Windows Explorer nicht per Drag & Drop in das Zielverzeichnis bewegt (damit erstellt man lediglich eine Verknüpfung), sondern nur mit Copy & Paste installiert werden kann.

Außerdem betreffen Änderungen im Programmcode oft auch die Dateien

stoat32.dll	Programmdatei für STOAT 4.3
stoat32v5.dll	Programmdatei für STOAT 5.0
stoat_user.dll	Programmdatei mit den Einstellungen zur Abbildung der anwenderspezifischen Einstellungen

Diese Dateien befinden sich nach standardmäßiger Installation von STOAT

- auf Rechnern mit Windows XP bzw. Vista im Pfad
C:\Windows\System32
- auf Rechnern mit **Windows 7** im Pfad
C:\Windows\SysWOW64

www.ftp.wrcplc.co.uk

Noch ein wichtiger Hinweis: Der erste Start des Programms nach einem Patch der Stoa32.exe und/oder stoat32.dll bzw. stoat32v5.dll muss mit Administratorrechten erfolgen (siehe [STOAT Kurzanleitung zum Nachvollziehen von Rechnerläufen](#), Abschnitt 2. Zugeständnis an Windows Benutzerkontensteuerung).

15.4. Dialog.mdb

Diese Datenbank enthält u.a. die ID-Nummern und Namen der jeweils verfügbaren Modellbausteine. Eine gute Übersicht bietet die Tabelle *ProcessType* (siehe Abb. 51).

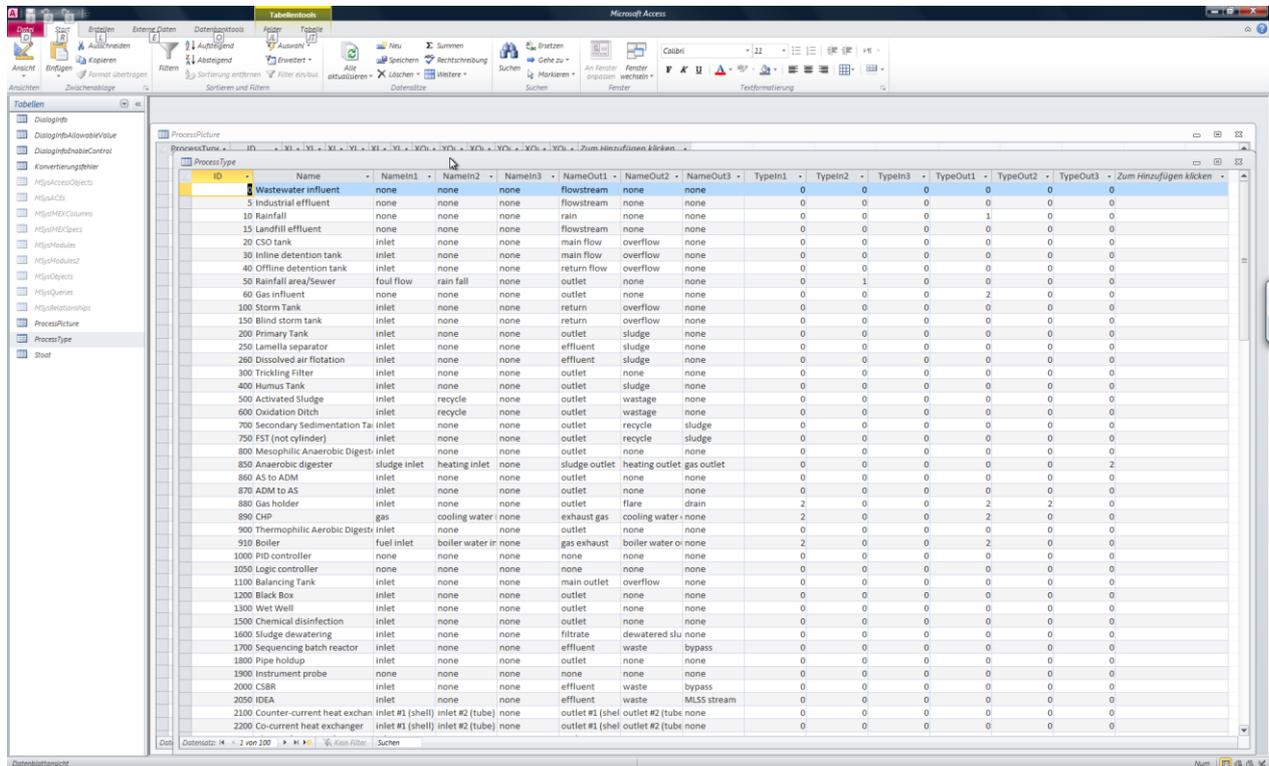


Abb. 51 Datenbank Dialog.mdb, Tabelle ProcessType

Auch Anzahl und Bezeichnung der *Inlets* und *Outlets* der verschiedenen Modellbausteine sind darin übersichtlich nachzulesen (deren Namen können bei Bedarf sogar editiert werden).

15.5. Umgang mit der STOAT.INI

Pfadnamen mit Bezeichnungen außerhalb der DOS-Konvention (8 Zeichen vor dem Punkt, 3 Zeichen danach) können Fehlermeldungen beim Start von STOAT hervorrufen. Dem wird am einfachsten begegnet, indem anstelle der langen Namen die DOS-Surrogate dieser Namen in die STOAT.ini eingetragen werden.

Beispiel:

C:\Dokumente und Einstellungen\Sterger\Eigene Dateien\Projekte_geplant\Henkel KGaA

Die gelb markierten Teile des Pfadnamens sind nicht DOS-kompatibel und müssen ersetzt werden:

STOAT_USER_DIR=C:\Dokume~1\Sterger\Eigene~1\Projek~1\Henkel~1

Man kann sich übrigens die DOS-Surrogate der Pfadnamen im DOS-Fenster (unter Windows 7 aufzurufen mit → Alle Programme → Zubehör → Eingabeaufforderung) mit ausgeben lassen, indem man den DOS-Befehl „dir“ mit der nachgestellten Anfügung „/X“ versieht.

```

C:\>dir /x
Volume in Laufwerk C: hat keine Bezeichnung.
Volumeseriennummer: 2C69-9055

Verzeichnis von C:\

18/05/2003  14:12  <DIR>                ATUDUWK
11/09/2002  11:22                0                AUTOEXEC.BAT
07/09/2004  10:45  <DIR>                CHEM_SAS
11/09/2002  11:22                0                CONFIG.SYS
07/04/2003  13:46  <DIR>                Corel
16/05/2004  16:48                3,198  DEBUG_~1.TXT      Debug_OF_StartHmt.txt
22/05/2004  14:57  <DIR>                DELL
14/04/2003  12:46  <DIR>                DOKUME~1          Dokumente und Einstellungen
02/04/2003  18:41  <DIR>                DRIVERS
12/07/2004  14:30  <DIR>                Envidat
07/04/2003  12:09  <DIR>                ENVIDA~1          EnvidatPrg
12/01/2004  12:37  <DIR>                ENVIDA~2          Envidat_alt
02/11/2003  11:47                2,045  ENVIDA~2          gprs_log.txt
23/05/2004  12:12  <DIR>                I386
09/12/2004  12:24  <DIR>                Inetpub
06/05/2004  12:52  <DIR>                IUCLID
06/05/2004  11:35  <DIR>                IUCLIDCD
18/04/2004  13:16  <DIR>                PROGRA~2          Program Files
22/12/2004  09:22  <DIR>                PROGRA~1          Programme
13/12/2004  11:03  <DIR>                STOAT~1           STOATTEMP
21/12/2004  14:40  <DIR>                Temp
12/11/2003  07:10  <DIR>                Test
06/05/2003  09:32  <DIR>                THIEME
22/12/2004  09:04  <DIR>                WINDOWS
26/05/2004  14:29  <DIR>                WUtemp
10/01/2005  10:28  <DIR>                ZUM_AB~1          Zum_Abholen
03/12/2004  09:29  <DIR>                ZUM_BR~1          Zum_Brennen
20/11/2003  11:25  <DIR>                ZUM_MA~1          Zum_Mailen
29/01/2004  14:11  <DIR>                _DOWIU~1          _DOWIUCLID
31/03/2004  14:00  <DIR>                _DOW_O~1          _Dow_Olefinverbund_Boehlen_2004

25/11/2004  15:10  <DIR>                _DOW_S~1          _Dow_Stade
13/01/2005  13:43  <DIR>                _DOW_S~2          _Dow_Stade_2004
         4 Datei(en)                5,243 Bytes
        28 Verzeichnis(se),  7,718,031,360 Bytes frei

C:\>

```

Letzteres kann vor allem dann sinnvoll und notwendig sein, wenn sich die ersten 6 Zeichen bei Pfadnamen wiederholen. Dann sind u.U. nach der Tilde von 1 abweichende Ziffern zu verwenden (im Screenshot trifft dies für „Program files“ zu).

[STOAT filing system]

STOAT_USER_DIR=C:\Dokume~1\Sterger\Eigene~1\Projek~1\Henkel~1

STOAT_DIR=C:\Programme\WRc\STOAT

STOAT_MDB_USER=Henkel.mdb

STOAT_MDB_DIALOG=DIALOG.MDB

AMERICAN_MDB_DIALOG=AMERICAN.MDB

STOAT_MDB_EMPTY=STOAT.MDB

WIZARD=FALSE

CLASSIC=TRUE

AMERICAN_UNITS=FALSE

LANGUAGE=ENGLISH

15.6. Relative Verweise auf Influentdateien

Soll ein STOAT-Modell an einen Kunden ausgeliefert werden, kann er in aller Regel nicht ohne weiteres Zutun auf die Inputdateien zugreifen. Deren **Namen** und Adressen sind in der Datenbank, Tabelle *InfluentRun* hinterlegt. Standardmäßig erfolgt das mit der kompletten **Pfadangabe**, also z. B.

`C:\Users\olaf_EnviaTec\Proj_lfd\ProOptKA\IPS\Run_Data\Influents\Zulauf.cod`

Da die Zielrechner der Kunden hier natürlich eine völlig andere Struktur aufweisen, müsste die jeweils gewünschte Inputdatei jedesmal händisch aus dem Wirrwarr der Firmennetzwerke herausgefunden werden. Durch eine relative Adressierung innerhalb der Tabelle *InfluentRun* kann dies dem Kunden erspart werden.

Variante 1 Zulaufdateien befinden sich auf einem **Parallelpfad** auf der gleichen Ebene wie der **Pfad** mit der Datenbank, d. h.:

`C:\Users\olaf_EnviaTec\Proj_lfd\ProOptKA\IPS\Run_Data\ProOptKA.mdb`

`C:\Users\olaf_EnviaTec\Proj_lfd\ProOptKA\IPS\Influents\Zulauf.cod`.

Relative Pfadadresse:

`..\Influents\Zulauf.cod` (d. h. zwei Punkte vor dem ersten Backslash)

Variante 2 Zulaufdateien befinden sich auf einem **Unterverzeichnis** des **Pfads** mit der Datenbank, d. h.:

`C:\Users\olaf_EnviaTec\Proj_lfd\ProOptKA\IPS\Run_Data\ProOptKA.mdb`

`C:\Users\olaf_EnviaTec\Proj_lfd\ProOptKA\IPS\Run_Data\Influents\Zulauf.cod`.

Relative Pfadadresse:

`\Influents\Zulauf.cod` (d. h. ein Punkt vor dem ersten Backslash)

Variante 3 Zulaufdateien befinden sich im gleichen Pfad wie die Datenbank, d. h.:

`C:\Users\olaf_EnviaTec\Proj_lfd\ProOptKA\IPS\Run_Data\ProOptKA.mdb`

`C:\Users\olaf_EnviaTec\Proj_lfd\ProOptKA\IPS\Run_Data\Zulauf.cod`.

Relative Pfadadresse:

`\Zulauf.cod` (d. h. ein Punkt vor dem ersten Backslash)

Es ist unverkennbar, dass diese Regeln eine Analogie zu [HTML](#) aufweisen!

Als Vorzugslösung wird Variante 1 empfohlen (Variante 2 und Variante 3 funktionieren nicht stabil).

15.7. STOAT mit startbereiten Rechnerläufen

Wie bereits erwähnt, werden die Ergebnisdateien der Rechnerläufe in dem Verzeichnis abgespeichert, in dem die zugehörige Datenbank residiert. Mit jedem erfolgreichen Rechnerlauf wächst das Datenvolumen dieses Pfads, und zwar umso mehr,

- je komplexer das(die) Modell(e) (Works) aufgebaut ist(sind),
- je länger die Simulationsperiode

und

- je kürzer das Intervall für die Ergebnisausgabe gewählt wird.

Es ist nicht ungewöhnlich, dass ein solches Verzeichnis dann bis auf mehrere Gigabytes anwächst.

Mit Blick auf die Downloadzeiten kann es bei elektronischer Datenübertragung von Ergebnissen einer Szenarioanalyse mit STOAT angeraten sein, die Ergebnisdateien von der Übertragung auszunehmen und nur die Einstellungen der Rechnerläufe zu übergeben. Der Empfänger kann dann auf seinem eigenen Rechner die Ergebnisdateien generieren, in dem er die vorbereiteten Rechnerläufe startet. Das geht in aller Regel schneller als die Datenübertragung von Gigabytes.

Um die Datenbank so zu präparieren, dass der Kunde „bratfertige“ Rechnerläufe vorfindet, bedarf es lediglich der Änderung von Einträgen in der Spalte Finished in der Tabelle Run der jeweiligen Datenbank.

WorksID	ID	Name	StartTime	InputTimes	OutputTime	NumberOfT	EndTime	CurrentTime	Finished	Integ
1	3	Run 3 (Intervall 0.1 h, Einschwingen des Modells)	01.01.2010	0,1	0,1	87590	!..2010 23:00:00	0	0	-1
1	4	Run 4 (Intervall 0.1 h)	01.01.2010	0,1	0,1	87590	!..2010 23:00:00	0	0	-1
2	1	Run 1 (Intervall 0.1 h)	01.01.2010	0,25	0,25	35036	!..2010 23:00:00	0	0	-1
3	1	Run 1 (Intervall 0.1 h, Vergleich Energiebedarf Belüftersysteme)	01.01.2010	0,1	0,1	87590	!..2010 23:00:00	0	0	-1
*	0			0	0	0		0	0	0

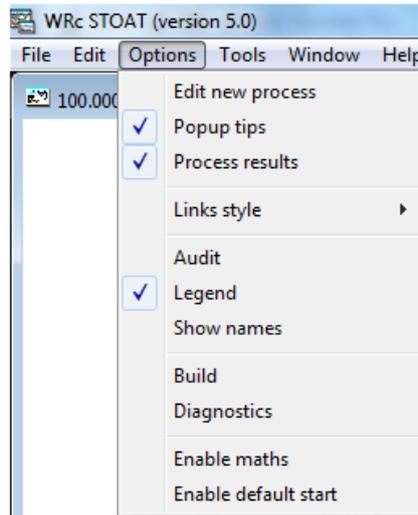
Der Standardwert für Finished ist „0“ und gilt, solange der Rechnerlauf noch nicht gestartet wurde. Nach erfolgreichem Abschluss eines Rechnerlaufs wird der Wert auf „-1“ gesetzt. Ein Zurücksetzen dieser Werte auf „0“ bewirkt, dass der Rechnerlauf erneut gestartet werden kann.

15.8. Hinterlegen einer Modellbeschreibung

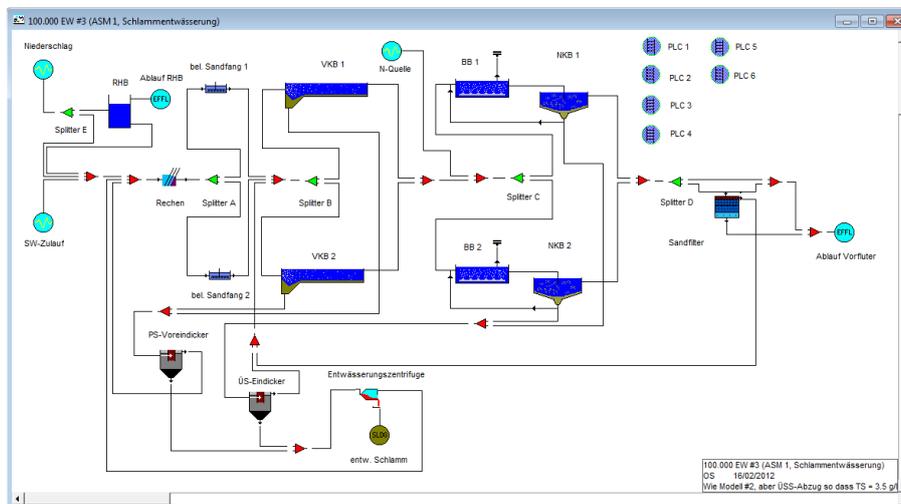
STOAT-Modelle werden üblicherweise weder ununterbrochen noch von stets den gleichen Anwendern eingesetzt. Für einen späteren Einsatz oder für neue Anwender der entwickelten STOAT-Modelle ist es deshalb wichtig, die Intentionen, Beschränkungen, Annahmen und dergleichen zu verstehen, die dem jeweiligen Modell zugrunde liegen. Über die Namensgebung für Modelle und Rechnerläufe hinaus bietet STOAT die Möglichkeit, Hintergrundinformationen weiterzugeben.

15.8.1. Legend (Flowsheet Annotation)

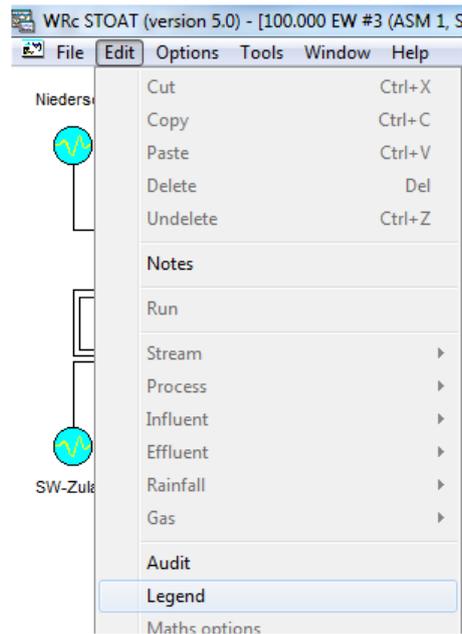
Die einfachste, aber auch kürzeste Möglichkeit besteht darin, zusätzlich zum Namen eines Modells eine Legende auf der Modelloberfläche zu etablieren. Um die Legende sichtbar zu machen, muss **Legend** unter → **Options** aktiviert sein.



Dann ergibt sich auf der **Works**-Ebene beispielsweise folgende Ansicht (Legende unten rechts):



Zur Bearbeitung der Legende gelangt man über → **Edit** → **Legend**.

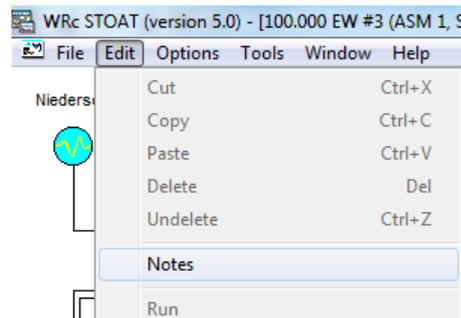


Es öffnet sich ein Dialogformular mit den Feldern **Works**, **Drawn by**, **Date** und **Notes**.

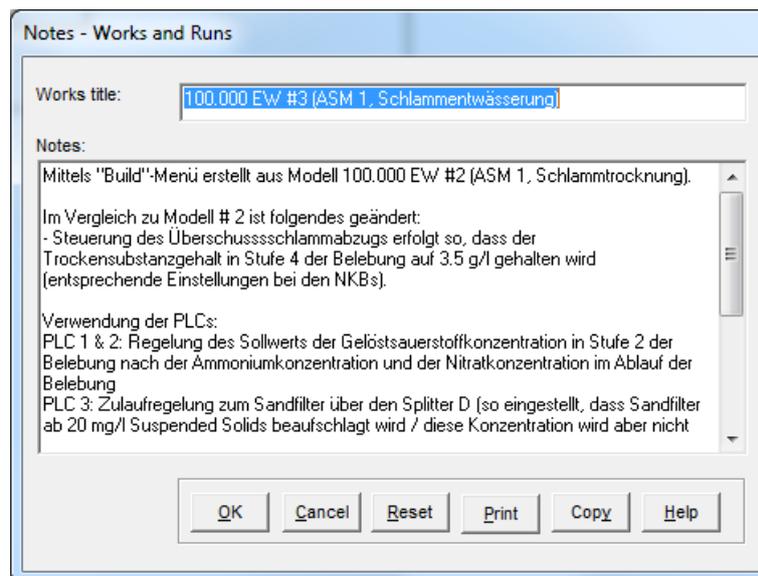
Zu beachten ist, dass die Zeichenanzahl aller Felder der Legende auf 50 begrenzt ist. Von daher können hier nur die allerwichtigsten Informationen im Sinne einer „Daumennagelinfo“ zum Modell hinterlegt werden. Für Einzelheiten des Modells oder eine Beschreibung der Runs ist hier kein Platz. Wird die maximale Anzahl von Zeichen überschritten, erfolgt eine Fehlermeldung und die bis dato vorhandenen Einträge in der Legende werden nicht geändert.

15.8.2. Notes - Works and Runs

Für ausführliche Notizen ist ein Memo vorgesehen, das über → **Edit** → **Notes** aufgerufen werden kann.



Es öffnet sich ein Dialogformular mit den Feldern **Works title** und **Notes**.



Die Zeichenanzahl bei **Works title** ist beschränkt auf 50. Unter **Notes** hingegen sind beliebig lange Beschreibungen des Modells und der Rechnerläufe möglich.

Die Felder finden sich auch in der STOAT Datenbank in der Tabelle **Works**. STOAT Anwender mit MS Access Erfahrungen können die Einträge auch dort bearbeiten (nach entsprechender Einstellung von Spaltenbreite und Zeilenhöhe). Das Feld **Me-mo** enthält die Einträge unter **Notes - Works and Runs**.

Works number	Works name	Memo	Author	Date	Notes	LegendName
1	100.000 EW #1 (ASM 1, Schlammwässerung)	Grundmodell kommunale Kläranlage für 100.000 EW mit Schlammwässerung Mit Ausnahme der Schlammbehandlung entspricht das Design der Anlage der energetisch optimierten Modellanlage mit 100.000 Einwohnerwerten aus dem Handbuch Energie in Kläranlagen, Herausgeber: Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, September 1999. D. h., Prozessstufen, Beckenvolumina, Abwasserfließwege etc. sind identisch mit den Angaben zur vorgenannten Modellkläranlage. In dem hier verwendeten Grundmodell wurde lediglich die im Handbuch Energie in Kläranlagen vorgesehene Schlammfäulung mit Biogasgewinnung und BHKW ersetzt durch eine einfache Schlammwässerung mittels Voreindicker und Zentrifuge. Neben den ohnehin vorkonfigurierten speicherprogrammierbaren Steuerungen zur Regelung der Belüftung in den verschiedenen Stufen der	OS	15/02/2012	Bezügl. Schlammbeh. vereinfachtes Modell, 3 PLCs	100.000 EW #1 (ASM 1, Schlammwässerung)
2	100.000 EW #2 (ASM 1, Schlammwässerung)	Mittels "Build"-Menü erstellt aus Grundmodell 100.000 EW #1 (ASM 1, Schlammwässerung). Im Vergleich zu Modell # 1 ist folgendes neu bzw. geändert: - Zulauf für Niederschlagswasser und "balancing tank" für Niederschlagswasser sowie Splitter E (zur Ansteuerung des Tanks) und erforderliche Mixer - Zulauf zur Chemikaliendosierung (hier N-Quelle) - 3 weitere PLCs Verwendung der PLCs: PLC 1 & 2: Regelung des Sollwerts der Gelöstsauerstoffkonzentration in Stufe 2 der Belebung nach der Ammoniumkonzentration im Ablauf der Belebung PLC 3: Zulaufregelung zum Sandfilter über den Splitter D (so eingestellt, dass Sandfilter ab 20 mg/l Suspended Solids beaufschlagt wird / diese Konzentration	OS	15/02/2012	Vereinfachtes Modell wie #1, aber 6 statt 3 PLCs	100.000 EW #2 (ASM 1, Schlammwässerung)
3	100.000 EW #3 (ASM 1, Schlammwässerung)	Mittels "Build"-Menü erstellt aus Modell 100.000 EW #2 (ASM 1, Schlammwässerung). Im Vergleich zu Modell # 2 ist folgendes geändert: - Steuerung des Überschussschlammabzugs erfolgt so, dass der Trockensubstanzgehalt in Stufe 4 der Belebung auf 3.5 g/l gehalten wird (entsprechende Einstellungen bei den NKBs). Verwendung der PLCs: PLC 1 & 2: Regelung des Sollwerts der Gelöstsauerstoffkonzentration in Stufe 2 der Belebung nach der Ammoniumkonzentration und der Nitratkonzentration	OS	15/02/2012	Wie Modell #2, aber ÜSS-Abzug so dass TS = 3.5 g/l	100.000 EW #3 (ASM 1, Schlammwässerung)

15.9. Benennung von Teilströmen

Sofern der Anwender nicht einen anderen Namen vergibt, werden die **flow streams** standardmäßig fortlaufend mit „**stream 1**“, „**stream 2**“, „**stream 3**“ usw. bezeichnet. Die jeweilige Nummerierung richtet danach, wann der Teilstrom angelegt wurde.

Merke: Die Bezeichnungen der Teilströme dürfen keine Sonderzeichen wie Doppelpunkt, Fragezeichen usw. enthalten. Anderenfalls kann STOAT abstürzen!

15.10. Suchen von Teilströmen anhand des Namens

Beim Einsatz von STOAT kommt es immer wieder vor, dass entweder

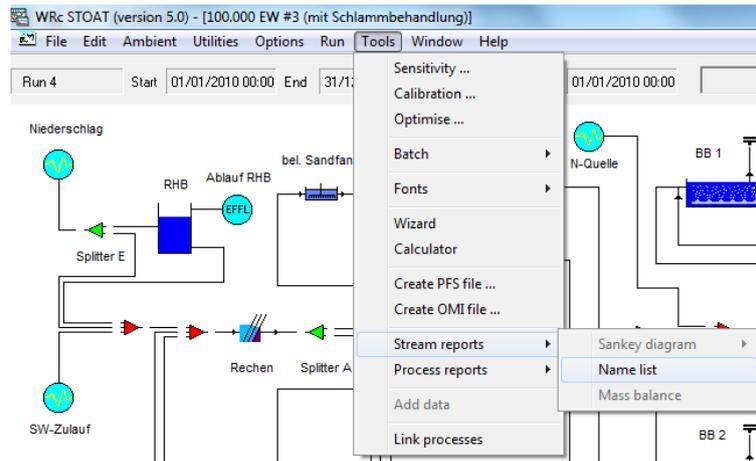
- zwar der Name eines Teilstroms bekannt ist, aber nicht dessen Fließweg, weil der von STOAT standardmäßig vorgeschlagene Name (z. B. *stream 46*) nicht geändert wurde und insoweit vom Namen nicht auf dessen Bedeutung geschlossen werden kann ⁴¹

oder

⁴¹ Dieses Problem taucht z. B. dann auf, wenn bei späterer Auswertung von Rechnerläufen Einstellungen (*connectivity*) von PLCs interpretiert werden müssen und Input- oder Output-streams mit kryptischen Namen wie beispielsweise *stream 46* verwendet wurden.

- die Lage des Teilstroms klar, aber dessen Name unbekannt ist.

Als Lösung der Wahl bietet sich hier das Werkzeug → **Tools** → **Stream reports** → **Name list** an.



Damit wird eine Liste mit sämtlichen im Modell vorhandenen Teilströmen aufgerufen, die sowohl deren Namen (Spalte **Name**) als auch den Anfangspunkt (Spalte **From**) und den Endpunkt (Spalte **To**) nennt.

Weil es sich bei den Mixern um passive Bausteine handelt, bei denen weder etwas eingestellt noch ein Bericht abgerufen werden kann, pflegt der Verfasser dieser Hintergrundnotizen allen Mixern als Namen ein Leerzeichen zuzuweisen. Damit werden die Bezeichnungen der Mixer auf der Modelloberfläche unterdrückt und das dient der Übersichtlichkeit. Diese Verfahrensweise hat allerdings den Nachteil, dass der Name der Mixer auch im **Stream Summary Report** nur als Leerzeichen erscheint und damit die Interpretation erschwert wird. Der auf der folgenden Abbildung hervorgehobene Teilstrom **stream 46** beginnt am Hauptablauf eines **balancing tank** mit der Bezeichnung RHB und endet am Zulauf 1 eines Mixers mit dem Namen „ „.

WRC STOAT (version 5.0) - [Stream Summary Report]

Run 4 Start 01/01/2010 00:00 End 31/12/2010 23:00

Name	From	To
stream 2	Rechenoutlet	Splitter Ainlet
stream 3	Splitter Aoutlet 1	bel. Sandfang 1inlet
stream 4	Splitter Aoutlet 2	bel. Sandfang 2inlet
stream 5	bel. Sandfang 1outlet	inlet 1
stream 6	bel. Sandfang 2outlet	inlet 2
stream 7	Splitter Boutlet 1	VKB 1inlet
stream 8	Splitter Boutlet 2	VKB 2inlet
stream 9	RHBoverflow	Ablauf RHBinlet
stream 10	outlet	Splitter Binlet
stream 11	Niederschlagflowstream	Splitter Einlet
stream 12	outlet	Splitter Dinlet
stream 13	VKB 1outlet	inlet 1
stream 14	VKB 2outlet	inlet 2
stream 16	Splitter Coutlet 1	BB 1inlet
stream 17	Splitter Coutlet 2	BB 2inlet
stream 18	BB 1outlet	NKB 1inlet
stream 19	BB 2outlet	NKB 2inlet
stream 20	NKB 2recycle	BB 2recycle
stream 21	NKB 1recycle	BB 1recycle
stream 22	BB 2wastage	inlet
stream 23	BB 1wastage	inlet
stream 24	NKB 1outlet	inlet 1
stream 25	NKB 2outlet	inlet 2
stream 26	Splitter Eoutlet 1	RHBinlet
stream 27	outlet	PS-Voreindickerinlet
stream 28	outlet	inlet 1
stream 29	outlet	Ablauf Vorfutereinlet
stream 30	Sandfilteroutlet	inlet 2
stream 31	SW-Zulaufflowstream	inlet 3
stream 32	Splitter Doutlet 2	Sandfilterinlet
Bypass	Splitter Doutlet 1	inlet 1
stream 34	Sandfilterbypass	inlet 2
stream 35	outlet	inlet 1
stream 36	outlet	ÜS-Eindickerinlet
stream 37	outlet	Recheninlet
stream 38	Splitter Eoutlet 2	inlet 2
stream 39	PS-Voreindickersupernatant	inlet 3
stream 40	ÜS-Eindickersupernatant	inlet 1
stream 41	ÜS-Eindickersludge	inlet 1
stream 42	PS-Voreindickersludge	inlet 2
stream 43	outlet	Entwässerungszentrifugeinlet
stream 44	Entwässerungszentrifugedewatered sludge	entw. Schlamminlet
stream 45	Entwässerungszentrifugefiltrate	inlet 2
stream 46	RHBmain outlet	inlet 1
stream 47	outlet	inlet 2
stream 48	outlet	Splitter Cinlet
stream 49	N-Quelleflowstream	inlet 1
stream 54	VKB 1sludge	inlet 2
stream 55	VKB 2sludge	inlet 1
stream 57	NKB 2sludge	inlet 1
stream 58	NKB 1sludge	inlet 2
stream 70	Sandfilterbackwash	inlet 2
stream 71	outlet	inlet 3

OK Print Copy Save

14/02/2012 14:56

Literaturverzeichnis

- [ATV-97a] Anonymus:
Bedeutung der Abwasserfiltration aus Sicht der Gewässer, Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.1.6 "Bedeutung der Abwasserfiltration aus Sicht der Gewässer" im ATV-Fachausschuß 2.1 "Grundsätze der Abwasserreinigung hinsichtlich der Einleitung in Gewässer und deren Nutzung"
Korrespondenz Abwasser 44. Jahrgang, Nr. 3/97 S. 519-523
- [ATV-DVWK-A 131]
Anonymus:
ATV-DVWK-A 131 Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen
Abwassertechnische Vereinigung e.V. / Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Mai 2000
- [BARJENBRUCH, 1997]
Barjenbruch, M.:
Leistungsfähigkeit und Kosten von Filtern in der kommunalen Abwasserreinigung
Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover (vormals Technische Hochschule)
Prof. Dr.-Ing. K.H. Rosenwinkel, Heft 97, Hannover 1997
- [HOEN et al., 1994]
Hoen, K.; Schuhen, M.; Köhne, M.
Dynamische Simulation von Kläranlagen - Ein Hilfsmittel für den planenden Ingenieur?
Korrespondenz Abwasser 41. Jahrgang, Heft 5/94, S. 760-771
- [HARTWIG, 1997]
Hartwig, P.
Einsatz der dynamischen Simulation bei der verfahrenstechnischen Auslegung und dem Betrieb von Belebungsanlagen
Abwasser- und Abfallwirtschaft, ATV-Kongress und ATV-Landesgruppentagung Nordrhein-Westfalen, 29.-30. September 1997 in ATV-Schriftenreihe 06/1997 S. 325-341
- [ANONYMUS, 2002]
Anonymus
Bemessung, Optimierung und Simulation von Abwasserreinigungsanlagen mittels DENIKaplus und DENISIM
gwf Wasser Abwasser 143. Jahrgang (2002) Nr. 4, S. 360-361
- [BODE & KLOPP, 1997]
Bode, H.; Klopp, R.:
Entwicklung von indirekt einleitenden metalloberflächenveredelnden Betrieben auf die kommunale Abwasserbehandlung
In: Umweltqualitäten und Wirtschaften - Was wurde erreicht? Wo geht es hin?
30. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft vom 19.3-21.3.1997 in Aachen
Gewässerschutz - Wasser - Abwasser Band 158,

Herausgeber: Professor Dr.-Ing. M. Dohmann, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der Rhein.-Westf. Techn. Hochschule Aachen, 1997, S. 23/1-23/20

[FISCHER, 1993]

Fischer, M.:
Die Stickstoffbilanz im kommunalen Abwasser
KA-Betriebs-Info Folge 1/1993, S. 473

[FISCHER, 1995]

Fischer, M.:
Die Phosphorbilanz im Abwasser
KA-Betriebs-Info Folge 3/1995, S. 624/625

[HABERKERN et al., 2008]

Haberker, B.; Maier, W.; Schneider, U.:
Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen
Umweltbundesamt Texte Nr. 11/08, Dessau-Roßlau, März 2008
<http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3347.pdf>

[JARDIN, 1997]

Jardin, N.:
Möglichkeiten und Grenzen der Kosteneinsparung bei der biologischen Phosphorelimination
52. Darmstädter Seminar - Abwassertechnik - Senkung der Betriebskosten von Abwasserbehandlungsanlagen, Schriftenreihe WAR 102,
Herausgeber: Verein zur Förderung des Instituts WAR Wasserversorgung, Abwassertechnik, Abfalltechnik, Umwelt- und Raumplanung der Technischen Hochschule Darmstadt, Darmstadt 1997, S. 101-126

[KOPPE & STOZEK, 1990]

Koppe, P.; Stozek, A.:
Kommunales Abwasser
Vulkan-Verlag Essen, 1990

[OLES-92]

Oles, J.:
Bemessung von SBR-Anlagen zur Nährstoffelimination
WLB Wasser, Luft und Boden Heft 3/1992, S. 36-42

[PONS et al., 2004]

Pons, M.N.; Spanjers, H.; Baetens, D.; Nowak, O.; Gillot, S.; Nouwen, J.; Schuttinga, N.:
Wastewater Characteristics in Europe – A Survey
European Water Management Online
Official Publication of the European Water Association (EWA)
© EWA 2004

ATV-DVWK-A 131, 2000

Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen
Abwassertechnische Vereinigung e.V. / Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Mai 2000

BEVER & TEICHMANN, 2002

Bever, J.; Teichmann, H.
Weitergehende Abwasserreinigung
Oldenbourg Wissensch.Vlg (April 2002)

- GUJER et al., 2000
Gujer, W.; Henze, M.; Mino, T.; Van Loosdrecht, M.C.M.
Activated Sludge Model No. 3
Activated Sludge Models ASM 1, ASM2, ASM2D and ASM3 edited by
IAW Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation
of Biological Wastewater Treatment
Scientific and Technical Report No 9, IWA Publishing, London, 2000, S.
99-121
- GUJER et al., 2000
Gujer, W.; Henze, M.; Mino, T.; Van Loosdrecht, M.C.M.
Activated Sludge Model No. 3
Activated Sludge Models ASM 1, ASM2, ASM2D and ASM3 edited by
IAW Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation
of Biological Wastewater Treatment
Scientific and Technical Report No 9, IWA Publishing, London, 2000, S.
99-121
- HENZE et al., 1987
Henze, M.; Grady, C. P. L.; Gujer, W.; Marais, G. v. R.; Matsuo, T.
Activated Sludge Model No. 1
IAWPRC Scientific and Technical Reports, No. 1, IAWQ, London, 1987
- HENZE et al., 1994
Henze, M.; Gujer, W.; Mino, T.; Matsuo, T., Wentzel, M. C.; Marais, G.
v. R.
Activated Sludge Model No. 2
IAWQ Scientific and Technical Reports, No. 3, IAWQ, London, 1994
- HENZE et al., 1999
Henze, M.; Gujer, W.; Mino, T.; Matsuo, T., Wentzel, M. C.; Marais, G.
v. R.; Van Loosdrecht, M. C. M.
Activated Sludge Model No. 2d
Activated Sludge Models ASM 1, ASM2, ASM2D and ASM3 edited by
IAW Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation
of Biological Wastewater Treatment
Scientific and Technical Report No 9, IWA Publishing, London, 2000, S.
75-98
- JEPPSSON, 1990
Jeppsson, U.
A General Description of the IAWQ Activated Sludge Model No. 1
Download aus dem Internet, derzeit nicht mehr verfügbar
- [KÖHNE, 1998]
Köhne, M.
Analyse und Regelung biologischer Abwasserreinigungsprozesse in
Kläranlagen
Automatisierungstechnik 46. Jahrgang, Heft 5/98, S. 215-234
- SIEGRIST et al., 2002
Siegrist, H.; Vogt, D.; Garcia-Heras, J. L.; Gujer, W.
Mathematical Model for Meso- and Thermophilic Anaerobic Sewage
Sludge Digestion

Environmental Science & Technology (ES&T), Vol. 36, No. 5 2002, pp. 1113-1123

USEPA, 1987

Manual Nitrogen Control

U. S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Center for Environmental Research Information, Risk Reduction Engineering Laboratory, Cincinnati, Ohio, Office of Water, Office of Wastewater Enforcement and Compliance, Washington, DC, September 1993

VCI, 1990

Verfahrensberichte zur Abwasserbehandlung

Abwasserreinigung durch Denitrifikation

Verband der Chemischen Industrie e.V., Frankfurt am Main, 1990

Anhang 1 Abkürzungsverzeichnis / Glossar

Begriff	Kürzel	Erläuterung
BB	BB	Belebungsbecken
CSB	CSB	Chemischer Sauerstoff-Bedarf (engl.: Chemical Oxygen Demand, COD) Menge an gelöstem Sauerstoff in mg/l oder g/m ³ , die zur völligen Oxidation der im Wasser enthaltenen organischen Stoffe benötigt wird. Der chemische Sauerstoffbedarf wird nach dem klassischen Dichromatverfahren mit Kaliumdichromat (K ₂ Cr ₂ O ₇) unter Anwendung von Silbersulfat als Katalysator bestimmt. Die Bestimmung erfolgt in der homogenisierten Originalprobe des Abwassers nach DIN 38409-H 41. CSB ist abwasserabgabenrelevant.
LIMS	LIMS	Labordaten-Informationen- und -Management-System
NKB	NKB	Nachklärbecken
ParSet	ParSet	Parameter Setter STOAT-Baustein für die Übergabe von Daten zur Fahrweise einer Kläranlage
PBCOD	PBCOD	Particulate, Biondegradable COD , Fraktion des CSB: gelöster, biochemisch abbaubarer CSB
PLC	PLC	Progammable Logic Controller deutsch: speicherprogrammierbare Steuerung (SPS)
PLS	PLS	Prozess-Leit-System engl.: Supervisory Control and Data Acquisition (SCADA)
PNCOD	PNCOD	Particulate, Non-degradable COD , Fraktion des CSB: gelöster, inerter CSB
SAK	SAK	Der Spektrale Absorptionskoeffizient (SAK) bei $\lambda = 254 \text{ nm}$ ist ein in der DIN 38404 definierter Summenparameter zur Quantifizierung der organischen Wasser-/Abwasserinhaltsstoffe, dessen Messung auf rein physikalischen Wirkprinzipien beruht. Zugrunde liegt die Eigenschaft zahlreicher organischer Substanzen, elektromagnetische Strahlung im UV-Spektralbereich zu absorbieren. Der Spektrale Absorptionskoeffizient (SAK) ist bereits seit etwa 1970 in der Trink- und Oberflächenwasseranalytik als Standardparameter eingeführt und bewährt, seit Anfang der 1990'er Jahre wird er zunehmend auch im Abwasserbereich zur Onlinemessung eingesetzt. Zu beachten ist, dass der Spektrale Absorptionskoeffizient (SAK) lediglich gelöste organische Substanzen erfasst, zur Berücksichtigung der partikulären Anteile muss bei Onlinemessungen auf die Trübung oder aber auf eine gesonderte Messung der Feststoffkonzentration abgestellt werden.
SBCOD	SBCOD	Soluble, Biondegradable COD , Fraktion des CSB: gelöster, biochemisch abbaubarer CSB
SNCOD	SNCOD	Soluble, Non-degradable COD , Fraktion des CSB: gelöster, inerter CSB
Softsensor		Indirektes Messen durch Modelle
SPS	SPS	speicherprogrammierbare Steuerung engl.: Programmable Logic Controller (PLC)
STOAT	STOAT	Kunstwort, hergeleitet von Sewage Treatment Operation and Analysis over Time, weltweit eingesetzte Software der Firma Water Research centre plc, Swindon/GB zur dynamischen Simulation von Prozessen und Anlagen der Abwasser- und Schlammbehandlung

TOC	TOC	<p>Total Organic Carbon Summe der organischen Kohlenstoffverbindungen in Wasser- oder Abwasserproben, d.h. die Massenkonzentration des organisch gebundenen Kohlenstoffs, der in Wasser gelöst und ungelöst vorliegt. Der TOC ergibt sich aus der Differenz TC - TIC oder aus der Summe aus partikulärem, gelöstem und flüchtigem organisch gebundenen Kohlenstoff (POC + DOC + VOC).</p> <p>Der TOC wird in mg/l angegeben. Der TOC kann direkt ermittelt werden, meist durch Verbrennung zu Kohlendioxid oder indirekt durch Bestimmung des TC (Total Carbon - gesamter Kohlenstoff). Bei den Bestimmungen kann es gelegentlich zum Verlust leicht flüchtiger organischer Kohlenstoffverbindungen kommen.</p> <p>In normal verschmutztem häuslichen Abwasser verhalten sich die Befunde für TOC im Vergleich zum CSB im Mittel wie 1:3. Bei Industrieabwasser hingegen ist eine solche Angabe nicht möglich. Die Relationen zwischen TOC und CSB sind von Standort zu Standort verschieden und unterliegen produktionsbedingt hohen Schwankungen.</p>
Trübung		<p>Maß für die Eigenschaft eines (Ab-)Wassers, eingestrahktes Licht zu streuen; kann als Leitparameter für die Verschmutzung eines (Ab-)Wasserstroms zur Prozesssteuerung genutzt werden.</p>

Anhang 2 **Faustwerte normal verschmutztes häusliches Abwasser**

Vorspann

Kommunales Abwasser stellt ein komplexes Vielstoffgemisch dar. Seine Zusammensetzung wird u.a. beeinflusst von der Bevölkerungs- und Siedlungsstruktur, dem gewählten System zur Sammlung und Fortleitung des Abwassers, der Höhe des industriell-gewerblichen Abwasseranteils, dem Fremdwasserzufluss usw. Außerdem unterliegt es einem mehr oder weniger ausgeprägten Tages- und Wochengang, der von der Jahreszeit und witterungsabhängigen Einflüssen überlagert wird. Kurzum, ein breites Spektrum an Inhaltsstoffen, dessen genaue Zusammensetzung nur durch Messung hinlänglich exakt erfasst werden kann.

Erfahrungsgemäß ist das jedoch nicht immer möglich, so dass für bestimmte Abschätzungen auf Faust- oder Mittelwerte zurückgegriffen werden muss. Mit den Angaben in der nachstehend aufgeführten Tabelle soll dem Anwender hierfür eine Orientierung und ein Hilfsmittel an die Hand gegeben werden. Die Angaben stützen sich auf Literaturwerte, die durch Erkenntnisse und Erfahrungen bei der dynamischen Kläranlagensimulation sowie entsprechende Messwerte der mit dem Programmpaket STOAT simulierten Anlagen validiert sind.

Umrechnungsfaktoren nach HABERKERN et al., 2008

*„Für die Umrechnung der häufig in der Literatur für den spezifischen Stromverbrauch verwandten Angabe kWh/m³ Abwasser in kWh/(EW * a) wird ein mittlerer Abwasseranfall von 250 l/EW * d bzw. 91 m³/EW * a angesetzt. Damit gilt: 1 kWh/m³ entspricht 91 kWh/(EW * a).*

Werden die Einwohnerwerte nicht auf Basis der organischen Schmutzfracht (BSB/CSB) ermittelt, gelten folgende Umrechnungsfaktoren:

1 EW entspricht 11 g N_{ges}/d oder 8 g NH₄-N/d oder 1,8 g P/d

Bei der Klärschlammbehandlung werden gelegentlich auch Energiekennwerte bezogen auf Trockenrückstand (kWh/kg TR) oder Filterkuchen (kWh/kg) angegeben. Außerdem wird die Faulgasausbeute oft auch auf den Trockenrückstand im Klärschlamm oder dessen organischen Anteil bezogen. Zur Umrechnung in EW bzw.

zum Vergleich verschiedener Zahlenangaben wurden zur Vereinfachung folgende Umrechnungsfaktoren bzw. spezifische Schlammengen angesetzt:

- 55 g TR/EW * d als spezifischer täglicher Überschussschlammanfall in Anlagen mit simultaner aerober Schlammstabilisierung
- 75 g TR/EW * d als spezifischer täglicher Rohschlammanfall in Anlagen mit Vorklärung und Schlammfäulung, davon
 - 35 g TR/EW * d Primärschlamm mit 67 % oTR und
 - 40 g TR/EW.d Überschussschlamm mit 70 % oTR
- 55 g TR/EW.d als spezifischer täglicher Faulschlammanfall mit 50 % oTR“

Tabelle Kennwerte normal verschmutzten häuslichen Abwassers

Parameter	1 Einwohnerwert (EW)	Zulauf Kläranlage	Literatur
Abwasservolumenstrom	200 l/E*d (incl. sog. Fremdwasser)		[KOST-90], [FIS-93], [FIS-95]
CSB	100 ... 120 g O ₂ /E*d	600 mg O ₂ /l 550 mg O ₂ /l	http://de.wikipedia.org/wiki/Einwohnerwert [KOST-90] [OLES-92] [ATV-DVWK-A 131, 2000]
BSB ₅	60 g O ₂ /E*d	300 mg O ₂ /l	[KOST-90] [ATV-DVWK-A 131, 2000]
KMnO ₄ -Verbrauch		400 mg KMnO ₄ /l	[KOST-90]
NH ₄ -N	8 g NH ₄ -N/E*d		HABERKERN et al., 2008
N anorg. gesamt	7 g/E*d	35 mg/l 65 mg/l	[FIS-93] [OLES-92]
TKN	11 g/E*d 12 g/E*d	60 mg/l	[ATV-DVWK-A 131, 2000] [FIS-93]
P _{gesamt}	2,0 bis 2,5 g/E*d 1,8 g/E*d	12,5 mg/l 10 mg/l	[FIS-95], [JAR-97]; [ATV-DVWK-A 131, 2000]
TS	70 g/E*d		[ATV-DVWK-A 131, 2000]
AOX	0,02 g AOX/E*d	100 µg/l	[KOST-90], [ATV-97a]
verseifbare Öle und Fette (lipophile Stoffe)	20 g/E*d	100 mg/l	[KOST-90]
Kohlenhydrate	3 g/E*d	15 mg/l	[KOST-90]

Gesamtaminosäuren (Eiweiß)	2.255 mg/E*d	11 mg/l	[KOST-90]
Phenole	200 mg/E*d	1 mg/l	[KOST-90]
Kohlenwasserstoffe	0,6 bis 6 g/E*d	3 bis 30 mg/l	[KOST-90]
Schwefel, Sulfat	4 g SO ₄ -S/E*d	46 mg S/l	[KOST-90]
Gesamtkeimzahl		10 ⁶ Keime/ml	[ATV-97a]
coliforme Bakterien		2 x 10 ⁵ Keime/ml	[ATV-97a]
Aluminium		1 bis 3 mg/l	[KOST-90]
Arsen		1 bis 5 µg/l	[KOST-90]
Barium		0,1 bis 0,4 mg/l	[KOST-90]
Blei		100 µg/l	[BARJ-97], [BOKL-97], [KOST-90]
Bor		2 mg/l	[KOST-90]
Cadmium		1 bis 5 µg/l	BARJ-97], [BOKL-97], [KOST-90]
Calcium		60 bis 80 mg/l	[KOST-90]
Chlorid		80 bis 90 mg/l	[KOST-90]
Chrom		30 µg/l	BARJ-97], [BOKL-97], [KOST-90]
Eisen		3 mg/l	[KOST-90]
Gold		0,1 µg/l	[KOST-90]
Kupfer		150 µg/l	BARJ-97], [BOKL-97], [KOST-90]
Magnesium		12 bis 15 mg/l	[KOST-90]
Mangan		0,15 mg/l	[KOST-90]
Nickel		40 µg/l	BARJ-97], [BOKL-97], [KOST-90]
Quecksilber		0,5 bis 2 µg/l	[BOKL-97], KOST-90]
Silber		10 µg/l	[KOST-90]

Strontium		0,6 mg/l	[KOST-90]
Zink		100 bis 1.000 µg/l	[BOKL-97], KOST-90]
Zinn		15 µg/l	[KOST-90]

Belebtschlamm benötigt ein Verhältnis $BSB_5 : TKN : P$ von

etwa 100 : 5 : 1.

In normal verschmutztem häuslichem Abwasser liegt es aber, siehe oben, bei

etwa 100 : 20 : 4.

ergo: Sanitärabwasser weist einen Stickstoff- und Phosphorüberschuss auf!

Anhang 3 Faustwerte Niederschlagswasser

Parameter	Gebietsbezogene Anfallmenge bzw. Schmutzfrachten	Angaben zur Konzentration TK - Trennkan. MK - Mischkan.	Literatur
Niederschlagsmenge	400 mm/a bis 1.200 mm/a	-	[KOST-90]
CSB	290 bis 400 kg O ₂ /ha · a	8 bis 25,6 mg O ₂ /l 80 mg/l (TK) 80 bis 300 mg/l (MK) 49 mg O ₂ /l (MEK)	[ATV-80], [KOST-90], [HHH-95] [ATV-96] [MER-97] [XAN-95]
BSB ₅	60 bis 130 kg O ₂ /ha · a	15 mg/l (TK) 70 mg/l (MK)	[ATV-80], [KOST-90] [ATV-96]
AOX		10 bis 80 µg/l	[ATV-97a], [KOST-90]
N _{anorg. gesamt}	17 bis 35 kg/ha · a	0,7 bis 5 mg N _{ges.} /l 0,6 bis 5 mg NO ₃ /l 0,6 bis 2,9 mg NH ₃ /l	[ATV-80], [KOST-90], [HHH-95]
P _{gesamt}	2 bis 12 kg/ha · a	0,04 bis 0,3 mg/l	[ATV-80], [KOST-90], [HHH-95]
SO ₄		4,4 bis 41 mg/l	[HHH-95]
Chloride		2,7 bis 10 mg/l	[HHH-95]
abfiltrierbare Stoffe	660 bis 2.000 kg/ha · a	5 bis 13 mg/l 250 mg/l (TK) 350 mg/l (MK) 564 mg/l (MEK)	[ATV-80], [KOST-90], [HHH-95] [ATV-96] [XAN-95]
Kohlenwasserstoffe		< 0,3 mg/l	[KOST-90]

Blei (Pb)		0,021 bis 0,304 mg/l 0,311 mg/l (MEK)	[KOST-90], [HHH-95] [XAN-95]
Bor (B)		0,020 bis 0,100 mg/l	[KOST-90]
Cadmium (Cd)		0,001 bis 0,006 mg/l	[KOST-90], [HHH-95], [HRGL-95]
Chrom (Cr)		0,030 mg/l	[KOST-90]
Eisen (Fe)		0,380 bis 0,660 mg/l	[KOST-90]
Kupfer (Cu)		0,007 bis 0,200 mg/l 0,108 mg/l (MEK)	[HHH-95], [HRGL-95] [XAN-95]
Mangan (Mn)		0,050 mg/l	[HHH-95]
Nickel (Ni)		0,002 bis 0,035 mg/l	[KOST-90], [HRGL-95]
Quecksilber (Hg)		0,001 bis 0,005 mg/l	[KOST-90]
Zink (Zn)		0,050 bis 0,880 mg/l	KOST-90], [HHH-95], [HRGL-95]

MEK: Mittlere Ereigniskonzentration (engl. Event Mean Concentration, EMC), wird ermittelt, indem die Stofffracht, die aus einer möglichst dichten Abfolge von Einzelmessungen zu Menge und Beschaffenheit bestimmt wurde, durch die insgesamt abgeflossene Wassermenge dividiert wird [XAN-95].

Literatur:

- [ATV-80] Anonymus:
Behandlung des Regenabflusses beim Trennverfahren
Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 1.3.2 „Regenbecken, Regen-
überläufe“
Korrespondenz Abwasser, 27. Jahrgang, Heft 1/80, S. 49-53

- [ATV-96] Anonymus:
Feste Stoffe aus dem Kanalnetz und Sinkkästen
Arbeitsbericht der ATV/VKS-Arbeitsgruppe 3.11.2 „Abfälle aus Kläranlagen - Rechengut, Sandfanggut“ im ATV/VKS-Fachausschuß 3.11 „Infrastrukturabfälle aus Abwasseranlagen und Straßenunterhaltung“ (1. Teilbericht)
Korrespondenz Abwasser, 43. Jahrgang Heft 11/96, S. 2003-2007
- [HHH-95] Hahn, H. H.:
Integrale Ansätze zu einer effizienten Gestaltung der Stoffkreisläufe in Stadtgebieten
Institut für Siedlungswasserwirtschaft - Universität Karlsruhe (TH), Heft 73
Kommissionsverlag R. Oldenbourg, München, 1997, S. 83-105
- [HRGL-95] Huth, B.; Rennert, S.; Grothkopp, H.; Lützner, K.:
Schadstoffeintrag durch atmosphärische Deposition
Schadstoffe im Regenabfluß III
Institut für Siedlungswasserwirtschaft - Universität Karlsruhe (TH), Heft 73
Kommissionsverlag R. Oldenbourg, München, 1997, S. 169-197
- [KOST-90] Koppe, P.; Stozek, A.:
Kommunales Abwasser
Vulkan-Verlag Essen, 1990
- [XAN-95] Xanthopoulos, C.
Schweb- und Schadstofftransport in Regenwasserkanalisationen
Schadstoffe im Regenabfluß III
Institut für Siedlungswasserwirtschaft - Universität Karlsruhe (TH), Heft 73
Kommissionsverlag R. Oldenbourg, München, 1997, S. 415-437
- [MER-97] Mertsch, V.:
Niederschlagswasserentwässerung und -behandlung in Nordrhein-Westfalen - Stand und künftige Erfordernisse
Abwasserbehandlung, Gewässerschutz und Wasserwirtschaft an der Schwelle zum 21. Jahrhundert,
In: Wasser Abwasser Abfall - Schriftenreihe der Fachgebiete Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität - Gesamthochschule Kassel Heft 18, Kassel 1997, S. 97-118

Anhang 4 Stickstoffkompartimente unter STOAT

In den Activated Sludge Modellen - nicht nur unter STOAT - wird grundsätzlich immer mit N gerechnet.

Für die STOAT-Influent-Datei wird "Ammonia (mg/l)" benötigt. Liegt der Ammonium-Messwert als NH₄-Messwert vor, muss auf NH₄-N umgerechnet werden. Diese Umrechnung erfolgt stöchiometrisch.

Element	Atomgewicht	Mol	Molgewicht	Proportion:	"Dreisatz":
N	12	NH ₄	16 g	NH ₄ : NH ₄ -N = 16 : 12	NH ₄ -N = NH ₄ * 12/16
O	16	NO ₃	60 g	NO ₃ : NO ₃ -N = 60 : 12	NO ₃ -N = NO ₃ * 12/60
H	1				NH ₄ = NH ₄ -N * 1.333
					NO ₃ = NO ₃ -N * 5

Beispiel: Beträgt der NH₄-Messwert 50 mg/l ergibt sich für NH₄-N = 50 * 12 / 16 = 37,5 mg/l.

Umgekehrt: In einem STOAT-Rechnerlauf ergibt sich ein Mittelwert für Nitrat von 5 mg/l. Dieser Wert ist - siehe oben - zu lesen als NO₃-N. Soll auf NO₃ umgerechnet werden, ergibt sich 5 * 60 / 12 = 25 mg/l.

Anhang 5 Prozessmodelle für das Belebungsverfahren

Das erste umfassende mathematische Modell zur Beschreibung der Vorgänge bei der biologischen Abwasserreinigung auf der Grundlage des Belebungsverfahrens wurde im Jahre 1987 veröffentlicht (HENZE et al., 1987). Seitdem ist eine ganze „Modellfamilie“ entstanden, die alle wichtigen Vorgänge bei der biologischen Abwasserreinigung beschreibt. Dazu zählen insbesondere

- »*Activated Sludge Model #1*« (HENZE et al., 1987)
- »*Activated Sludge Model #2*« (HENZE et al., 1994)
- »*Activated Sludge Model #2D*« (HENZE et al., 1999)
- »*Activated Sludge Model #3*« (GUJER et al., 2000)

Zahlreiche weitere Veröffentlichungen zeugen davon, dass diese Modelle eine schnelle Aufnahme und Verbreitung in der Fachwelt gefunden haben.

»*Activated Sludge Model #1*«

Es wird empfohlen, dieses grundlegende Modell in der Originalliteratur zu studieren. Ohne Verständnis dieses Modells sind auch die Nachfolgermodelle inhaltlich kaum zu erschließen. In Ergänzung zum Originaltext haben **JEPPSSON, 1990** und **KÖHNE, 1998** sehr gut verständliche Erläuterungen gegeben. Diese Literaturstellen können deshalb auch uneingeschränkt empfohlen werden.

Mit «*ASM1*» können folgende Vorgänge simuliert werden:

1. Wachstum der heterotrophen Organismen unter aeroben Bedingungen
2. Wachstum der heterotrophen Organismen unter anoxischen Bedingungen
3. Wachstum der autotrophen Organismen unter aeroben Bedingungen
4. Absterben der heterotrophen Organismen
5. Absterben der autotrophen Organismen
6. Ammonifikation der gelösten organischen Stickstoffverbindungen
7. Hydrolyse von abgestorbener Biomasse
8. Hydrolyse partikulärer organischer Stickstoffverbindungen

Mit anderen Worten: «*ASM1*» kann Kohlenstoffabbau sowie Nitrifikation und Denitrifikation abbilden. Dagegen ist z.B. die biologische Phosphatelimination mit «*ASM1*» nicht darstellbar (hierzu muss z.B. auf «*ASM#2D*» übergegangen werden).

Als allererstes Modell hat «*ASM1*» naturgemäß einige Schwächen, über die sich aber die Verfasser völlig im Klaren waren. In den Nachfolgemodellen wurde – mehr oder weniger erfolgreich – versucht, diese Schwächen abzustellen. Aus den Erfahrungen der EnviaTec GmbH ist besonders ein Punkt zu nennen:

«ASM1» lässt außer Acht, wenn ein Mangel an den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor herrscht. Selbst wenn im Zulauf zur biologischen Stufe nicht genügend bioverfügbarer Stickstoff und/oder Phosphor vorhanden ist, wird ein davon unbeeinflusstes Wachstum der heterotrophen und autotrophen Organismen simuliert. Im Falle von Nährstoffmangel im Zulauf, z.B. bei TKN, kann das zu negativen Konzentrationen im Ablauf führen, weil für den Aufbau der Biomasse TKN verbraucht wird. Negative Ammoniumkonzentrationen wirken natürlich verwirrend, sind aber aus dem vorgenannten Grund bei «ASM1» nur ein Hinweis darauf, dass die Nährstoffzusammensetzung des Abwassers außerhalb des Optimums liegt.

Wichtig ist auch zu realisieren, dass «ASM1» die am biologischen Reinigungsprozess beteiligte Vielfalt an Mikroorganismen lediglich in zwei großen Gruppen abbildet:

- Autotrophe Organismen
- Heterotrophe Organismen

Mit «ASM#3» liegt inzwischen eine Weiterentwicklung des «ASM1» vor. Dessenungeachtet behauptet «ASM1» nach wie vor den Spitzenplatz bei der praktischen Simulation, vor allem wohl deshalb, weil es einfacher zu handhaben und zu kalibrieren ist. Während beim «ASM1» "nur" 26 Koeffizienten verändert werden können, verfügt das «ASM#3» über 46 Einstellmöglichkeiten. Diese "Stellschrauben" sind zugänglich bei der Kalibrierung des «Activated sludge aeration tank» auf dem sogenannten «Run level».

The image shows three screenshots of the 'Sewage calibration data' dialog boxes for ASM1, arranged horizontally. Each dialog box has a title bar and a 'Page' indicator (Page 1 of 3, Page 2 of 3, Page 3 of 3). Each dialog box contains a list of parameters with input fields and buttons for 'OK', 'Cancel', 'Reset', 'More', and 'Help'.

Parameter	Value
Heterotroph growth rate @ 15°C (1/h):	0.1763
Heterotroph temperature coefficient (1/°C):	0.0693
Autotroph growth rate @ 15°C (1/h):	0.0207
Autotroph temperature coefficient (1/°C):	0.1006
Heterotroph death rate @ 15°C (1/h):	0.0147
Heterotroph temperature coefficient (1/°C):	0.1131
Autotroph death rate @ 15°C (1/h):	0.0036
Autotroph temperature coefficient (1/°C):	0.1099
Ammonification rate @ 15°C (1/h):	0.0024
Ammonification temperature coefficient (1/°C):	0.0693
Hydrolysis rate @ 15°C (1/h):	0.0722
Hydrolysis temperature coefficient (1/°C):	0.1099
COD half-saturation coefficient (mg COD/l):	20
O2 half-saturation coefficient (heterotrophs) (mg O2/l):	0.2
NO3 half-saturation coefficient (mg N/l):	0.5
NH3 half-saturation coefficient (mg N/l):	1
O2 half-saturation coefficient (autotrophs) (mg O2/l):	0.4
Hydrolysis half-saturation coefficient (-):	0.0173
Hydrolysis temperature coefficient (1/°C):	0.1099
Heterotroph yield (mg COD/mg COD):	0.67
Autotroph yield (mg COD/mg N):	0.24
Anoxic growth factor (-):	0.8
Anoxic hydrolysis factor (-):	0.4
Nitrogen content of biomass (g N/g COD):	0.086
Nitrogen content of endogenous biomass (g N/g COD):	0.06
Endogenous fraction of biomass (g COD/g COD):	0.08

Abb. 2: Möglichkeiten zur Kalibrierung von «ASM1» («Sewage calibration data»)

«Activated Sludge Model #2»

«ASM2» ist aus heutiger Sicht vor allem als Zwischenschritt zu «ASM#2D» zu sehen. Von daher können sich die Erläuterungen auf folgende Punkte beschränken:

Anstelle der bei «ASM#1» genannten bildet «ASM2» folgende Prozesse ab:

1. Hydrolyse unter aeroben Bedingungen
2. Hydrolyse unter anoxischen Bedingungen
3. Hydrolyse unter anaeroben Bedingungen
4. Aerobes Wachstum unter Verbrauch von fermentierbaren, leicht abbaubaren organischen Substraten (S_F)
5. Aerobes Wachstum unter Verbrauch von Fermentationsprodukten (verstanden als Essigsäure) (S_A)
6. Anoxisches Wachstum unter Verbrauch von fermentierbaren, leicht abbaubaren organischen Substraten (S_F), Denitrifikation
7. Anoxisches Wachstum unter Verbrauch von Fermentationsprodukten (S_A), Denitrifikation
8. Fermentation
9. Lysis
10. Speicherung von X_{PHA} (zellinternes Produkt der Phosphor akkumulierenden Organismen – «PAO's»)
11. Speicherung von X_{PP} (Polyphosphate, zellinternes Produkt der – «PAO's»)
12. Wachstum der X_{PAO} unter aeroben Bedingungen
13. Absterben von X_{PAO} (modellmäßiger Ausdruck für die «PAO's»)
14. Lysis von X_{PP}
15. Lysis von X_{PHA}

Mit anderen Worten: Zusätzlich zu den Möglichkeiten von «ASM#1» (Kohlenstoffabbau, Nitrifikation, Denitrifikation) kann «ASM2» die Phosphatelimination abbilden. Vor allem dazu wurden die «PAO's» als neue Gruppe von Mikroorganismen im Modell eingeführt. Die modellmäßige Abbildung der Entfernung von Phosphat erstreckt sich dabei sowohl auf die biologische Phosphatelimination («BioP») als auch auf die Phosphatfällung.

«Activated Sludge Model #2D»

Soll die Phosphatelimination im Modell erfaßt werden, kommt heute üblicherweise «ASM2D» zum Einsatz.

Anstelle der bei «ASM#2» genannten, können mit «ASM2D» folgende Vorgänge simuliert werden:

1. Hydrolyse unter aeroben Bedingungen
2. Hydrolyse unter anoxischen Bedingungen
3. Hydrolyse unter anaeroben Bedingungen
4. Aerobes Wachstum unter Verbrauch von fermentierbaren, leicht abbaubaren organischen Substraten (S_F)
5. Aerobes Wachstum unter Verbrauch von Fermentationsprodukten (S_A)

6. Anoxisches Wachstum unter Verbrauch von fermentierbaren, leicht abbaubaren organischen Substraten (S_F), Denitrifikation
7. Anoxisches Wachstum unter Verbrauch von Fermentationsprodukten (S_A), Denitrifikation
8. Fermentation
9. Lysis
10. Speicherung von X_{PHA} (zellinternes Produkt der Phosphor akkumulierenden Organismen – «PAO's»)
11. Aerobe Speicherung von X_{PP}
12. Anaerobe Speicherung von X_{PP}
13. Wachstum der X_{PAO} unter aeroben Bedingungen
14. Wachstum der X_{PAO} unter anoxischen Bedingungen
15. Absterben von X_{PAO} (modellmäßiger Ausdruck für die «PAO's»)
16. Lysis von X_{PP}
17. Lysis von X_{PHA}

Die **rot** hervorgehobenen Elemente in der obigen Aufzählung markieren den Unterschied zu «ASM#2». Ergo: An den mit «ASM#2» modellierbaren Prozessen hat sich im Vergleich zu «ASM#2D» im Grunde genommen nichts geändert, jedoch wurde die Abbildung der Vorgänge präzisiert.

Dementsprechend steigt die Anzahl der möglichen Einstellungen bei der Modellkalibrierung auf **79** (30 Koeffizienten der Sewage calibration data, 21 IAWQ Switches, 28 Stoichiometry data)!

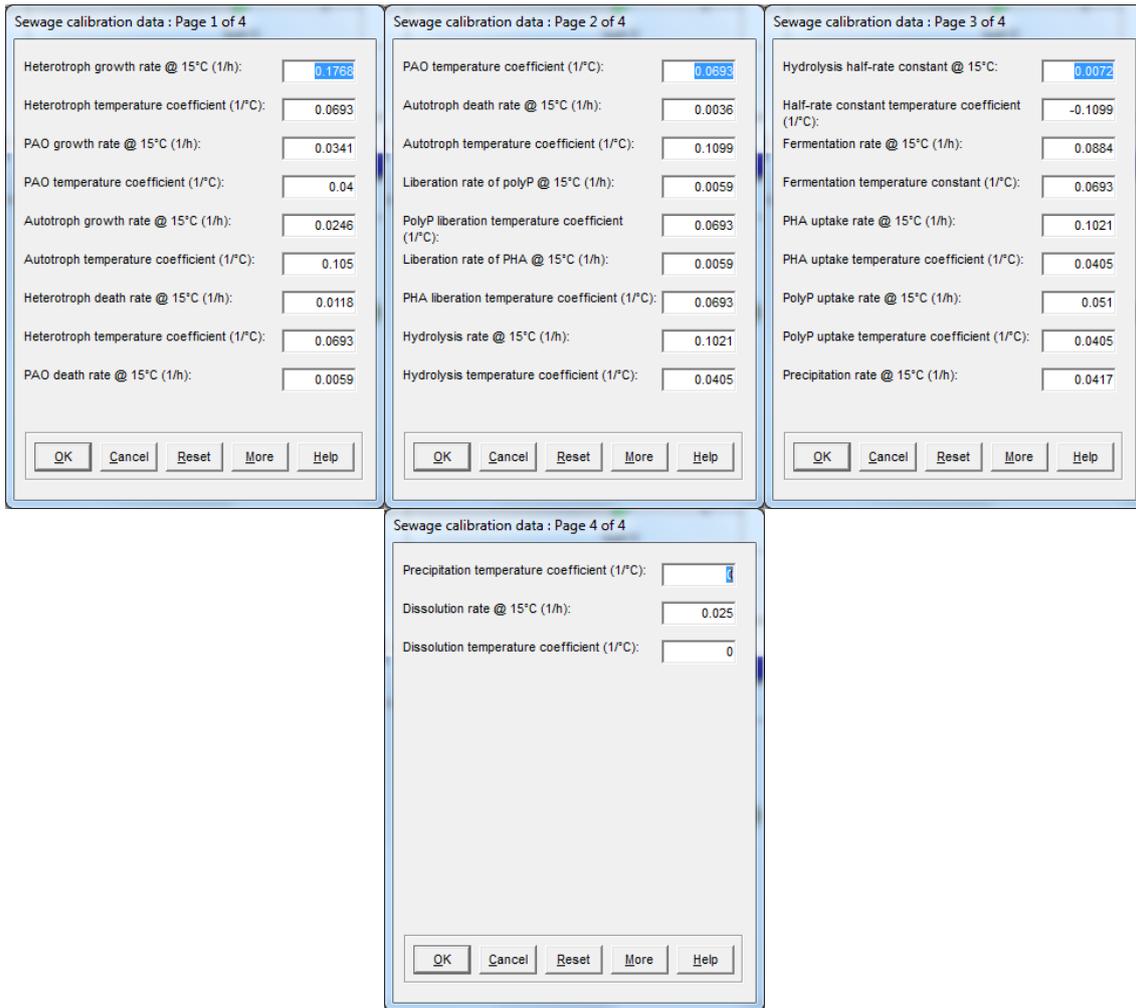


Abb. 3a: Möglichkeiten zur Kalibrierung von «ASM2D» («Sewage calibration data»)

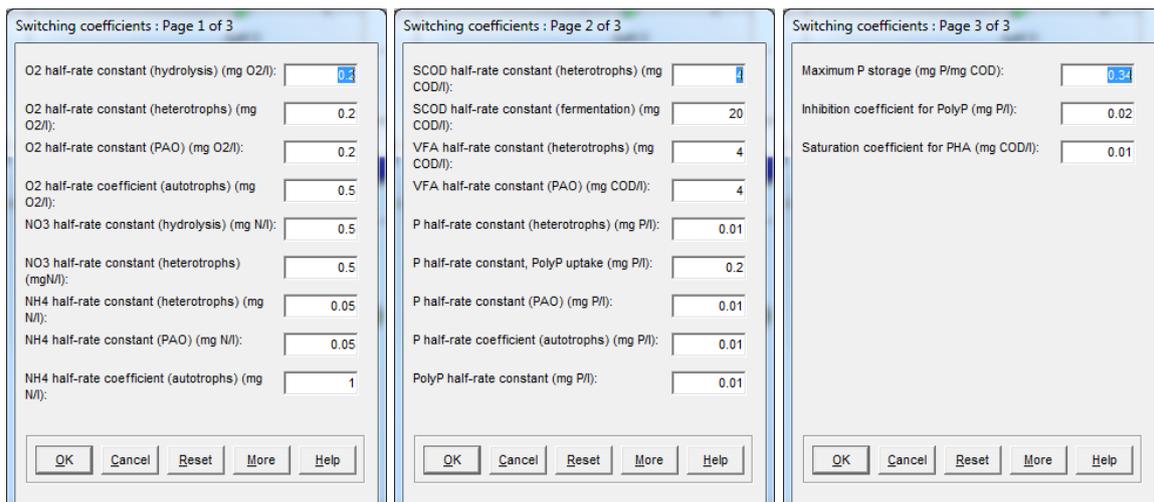


Abb. 3b: Möglichkeiten zur Kalibrierung von «ASM2D» («IAWQ Switches»)

The image shows four dialog boxes for 'Sewage stoichiometry data' (ASM2D calibration). Each dialog box contains a list of parameters with input fields and buttons for OK, Cancel, Reset, More, and Help.

Page 1 of 4:

- Fractional hydrolysis rate, anoxic conditions (-): 0.6
- Fractional hydrolysis rate, anaerobic conditions (-): 0.1
- Fractional anoxic growth rate (heterotrophs) (-): 0.8
- Fractional anoxic growth rate (PAO) (-): 0.6
- Heterotroph yield (mg COD/mg COD): 0.63
- Yield coefficient on PAO (mg COD/mg COD): 0.63
- Autotroph yield (mg COD/mg N): 0.24
- Inert COD generated in heterotroph lysis (mg COD/mg COD): 0.1
- Inert COD generated in PAO lysis (mg COD/mg COD): 0.1

Page 2 of 4:

- Inert COD generated in autotroph lysis (mg COD/mg COD): 0.1
- Fraction of inert COD in particulate substrate (mg COD/mg COD): 0
- PHA requirement for PolyP storage (mg COD/mg P): 0.2
- PolyP requirement for PHA storage (mg P/mg COD): 0.4
- N content of biomass (mg N/mg COD): 0.07
- P content of biomass (mg P/mg COD): 0.02
- N content of inert soluble COD (mg N/mg COD): 0.01
- N content of soluble degradable COD (mg N/mg COD): 0.03
- N content of inert particulate COD (mg N/mg COD): 0.03

Page 3 of 4:

- N content of particulate degradable COD (mg N/mg COD): 0.04
- P content of inert soluble COD (mg P/mg COD): 0
- P content of soluble degradable COD (mg P/mg COD): 0.01
- P content of inert particulate COD (mg P/mg COD): 0.01
- P content of degradable particulate COD (mg P/mg COD): 0.01
- TSS to inert particulate COD ratio (mg/mg COD): 0.75
- TSS to degradable COD ratio (mg/mg COD): 0.75
- TSS to biomass COD ratio (mg/mg COD): 0.9
- TSS to metal salt ratio (mg/mg): 3.45

Page 4 of 4:

- TSS to metal phosphate ratio (mg/mg): 4.87

Abb. 3c:

Möglichkeiten zur Kalibrierung von «ASM2D» («Stoichiometry data»)

«Activated Sludge Model #3»

Wie bereits erwähnt, ist «ASM3» eine Weiterentwicklung von «ASM#1». Während sich im «ASM#1» die Zerfallsprozesse der Heterotrophen und Autotrophen weitestgehend gleichen, werden sie im «ASM#3» sauber getrennt. Ein Stoffaustausch von CSB zwischen beiden Gruppen wie im «ASM#1» findet im «ASM#3» nicht statt, Nitriфикanten und Heterotrophe durchlaufen modellmäßig unterschiedliche Stufen "von der Wiege bis zur Bahre".

Analog zu den Modellen «ASM#2» und «ASM#2D» werden in «ASM#3» interne Speicherprozesse berücksichtigt. Soweit dabei die Aufnahme von Sauerstoff eine Rolle spielt, werden auch diese Vorgänge getrennt abgebildet.

Das «ASM#3» umfasst jedoch nur mikrobiologische Prozesse, Fällung/Flockung oder andere chemisch-physikalische Verfahren werden im Gegensatz zu «ASM#2D» nicht berücksichtigt (GUJER et al., 2000).

«ASM3» beschreibt folgende Vorgänge:

1. Hydrolyse
2. Aerobe Speicherung leicht abbaubarer Substrate in Form zellinterner Speicherprodukte X_{sto}
3. Anoxische Speicherung leicht abbaubarer Substrate
4. Aerobes Wachstum der Heterotrophen
5. Anoxisches Wachstum der Heterotrophen
6. Aerobe endogene Atmung
7. Anoxische endogene Atmung
8. Aerobe Respiration von Speicherprodukten
9. Anoxische Respiration von Speicherprodukten

Die Anzahl der Wachstumsraten und Koeffizienten, die bei der Modellkalibrierung beeinflusst werden können, beträgt **46** («Sewage calibration data»)!

The image displays six screenshots of the 'Sewage calibration data' dialog box, arranged in a 2x3 grid. Each screenshot shows a different page of the calibration data, with various parameters and their values. The parameters are listed in a table-like format with input fields and buttons for 'OK', 'Cancel', 'Reset', 'More', and 'Help'.

Page	Parameter	Value	
Page 1 of 6	Heterotroph growth rate @ 15°C (1/h):	0.0583	
	Heterotroph temperature coefficient (1/°C):	0.0693	
	Autotroph growth rate @ 15°C (1/h):	0.0246	
	Autotroph temperature coefficient (1/°C):	0.105	
	COD storage rate @ 15°C (1/h):	0.1473	
	COD storage temperature coefficient (1/°C):	0.0693	
	Heterotroph aerobic endogenous respiration rate @ 15°C (1/h):	0.0059	
	Heterotroph temperature coefficient (1/°C):	0.0693	
	Heterotroph anoxic endogenous respiration rate @ 15°C (1/h):	0.0029	
	Page 2 of 6	Heterotroph temperature coefficient (1/°C):	0.0693
		Aerobic respiration rate on stored COD @ 15°C (1/h):	0.0059
		Aerobic temperature coefficient (1/°C):	0.0693
Anoxic respiration rate on stored COD @ 15°C (1/h):		0.0029	
Anoxic temperature coefficient (1/°C):		0.0693	
Autotroph aerobic endogenous respiration rate @ 15°C (1/h):		0.0036	
Autotroph temperature coefficient (1/°C):		0.1099	
Autotroph anoxic endogenous respiration rate @ 15°C (1/h):		0.0013	
Autotroph temperature coefficient (1/°C):		0.0916	
Page 3 of 6		COD half-saturation coefficient (mg COD/l):	
		O2 half-saturation coefficient (heterotrophs) (mg O2/l):	0.2
		NO3 half-saturation coefficient (mg N/l):	0.5
	NH3 half-saturation coefficient (mg N/l):	0.01	
	Alkalinity half-saturation coefficient (mmol/l):	0.1	
	Saturation constant for stored COD (g COD/g COD):	1	
Page 4 of 6	Hydrolysis rate @ 15°C (1/h):	0.1021	
	Hydrolysis temperature coefficient (1/°C):	0.0405	
	Hydrolysis half-saturation coefficient (-):	1	
	Aerobic heterotroph yield (mg COD/mg COD):	0.63	
	Anoxic heterotroph yield (mg COD/mg COD):	0.54	
	Aerobic yield of stored COD (mg COD/mg COD):	0.85	
Page 5 of 6	Nitrogen content of nonbiodegradable soluble COD (gN/g COD):	0.01	
	Nitrogen content of biodegradable soluble COD (gN/g COD):	0.03	
	Nitrogen content of nonbiodegradable particulate COD (gN/g COD):	0.02	
	Nitrogen content of biodegradable particulate COD (gN/g COD):	0.04	
	Nitrogen content of biomass (g N/g COD):	0.07	
	Volatile solids:nonbiodegradable particulate COD ratio:	0.75	
Page 6 of 6	Production of inert COD during hydrolysis (g COD/g COD):		
	Volatile solids:biodegradable particulate COD ratio:	0.75	
	Total suspended solids:biomass COD ratio:	0.9	
	Nonbiodegradable COD associated with biomass (g COD/g COD):	0.2	

Abb. 4: Möglichkeiten zur Kalibrierung von «ASM3» («Sewage calibration data»)

Es bedarf einiger Erfahrung, um die 46 “Stellschrauben” von «ASM3» gemäß Abb. 4 so zu “drehen”, dass die Kalibrierung auch tatsächlich in der gewünschten Weise verändert wird.

Anhang 6 Plausibilitäts- und Konsistenzprüfung von Daten

Die Ausführungen in den folgenden Abschnitten dienen der Erläuterung von Routinen zur Datenprüfung und zum Datenabgleich im Rahmen der Vorbereitung von Kläranlagensimulationen.

Bullshit in – bullshit out?!

Das gilt es zu vermeiden!

Die in Frage kommenden Prüfroutinen lassen sich nach dem Grad der Komplexität in folgende drei Stufen unterteilen:

- a) Syntaxprüfung
- b) Konsistenzprüfung
- c) Plausibilitätsprüfungen

Unter der Syntaxprüfung ist eine Überprüfung der Daten auf die Einhaltung der formalen Regeln für die DV-technische Speicherung in Datenfeldern zu verstehen. Dies kann sich auf ein vorgegebenes Format für die Eingabe des Datums (z.B. TT.MM.JJJJ) oder auf die Länge eines Textfeldes (Anzahl zulässiger Zeichen) erstrecken. Inhaltliche Fehler können damit allenfalls insoweit abgefangen werden, als obere oder untere Grenzen für den Wertebereich numerischer Felder festgelegt werden (z.B. Angaben zur Konzentration der Abwasserinhaltsstoffe ≥ 0).

Konsistenzprüfung

Formale Prüfung der Parameter-Einheit-Relationen

Eine sehr einfache Form der Konsistenzprüfung ist die Kontrolle der Einhaltung sinnvoller Relationen zwischen Parametern und Maßeinheiten. Die nachfolgend aufgeführten Formeln umfassen wichtige Regeln für Angaben zur Konzentration der Abwasserinhaltsstoffe.

Einhaltung von Wertebereichen in den jeweiligen Parametern

In Datenbanken oder Tabellen zur Datenerfassung sind oft Angaben zur Sinnfälligkeit, d.h. zum Wertebereich im Abwasser, genannt. Diese Angaben umfassen

- die untere Schranke,
 - die obere Schranke
- und
- die normalerweise für behandeltes Abwasser an der Einleitungsstelle in das Gewässer zu erwartende Konzentration.

Als untere Schranke wird i. d. R. die jeweilige Bestimmungsgröße der Konzentration des betreffenden Parameters in Wasser/Abwasser gemäß zutreffender DIN bzw. DEV angegeben. Als obere Schranke werden meist Werte gewählt, die nach eigenen Erkenntnissen bzw. zugänglichen Veröffentlichungen in unbehandeltem Abwasser maximal auftreten können. Diese Werte sind üblicherweise als absolute Höchstwerte zu verstehen, die eigentlich nicht auftreten sollten.

Plausibilitätsprüfungen

Innere Plausibilität von Konzentrations- und Frachtangaben

In den folgenden Formeln und Beziehungen werden Plausibilitäts- und Konsistenzbedingungen am Beispiel der Konzentration der Inhaltsstoffe formuliert. Wenn, wie in Formel (2) *CSB* aufgeführt wird, kann die angegebene Prüfbedingung in analoger Weise auch für Angaben zur *CSB*-Fracht eingesetzt werden.

Als generelle Einschränkung der folgenden Prüfbedingungen ist allerdings zu beachten, daß sie sich nur auf chemisch exakt bestimmbare Stoffe oder Stoffgruppen erstrecken können, die innerhalb bestimmter Vertrauensbereiche bilanzierbar sind. Eine Anwendung auf Wirkparameter wie Fisch-, Daphnien-, Algen- und Leuchtbakterientest, Zahn-Wellens-Test oder umu-Test ist weder sinnvoll noch möglich.

Kohlenstoffparameter

Für alle (Ab-)Wässer gilt:

$$\boxed{BSB_n \leq CSB \approx TOC \times 3} \quad (1)$$

wobei

<i>BSB_n</i>	Biochemischer Sauerstoffbedarf, in mg/l ⁴²
<i>CSB</i>	Chemischer Sauerstoffbedarf, in mg/l
<i>TOC</i>	Total Organic Carbon, gesamter in organischen Verbindungen gebundener Kohlenstoff einer (Ab-)Wasserprobe, in mg/l

⁴² Masse an gelöstem Sauerstoff in mg/l, die beim aeroben biologischen Abbau organischer Stoffe im Wasser in n Tagen (üblicherweise n = 2, n = 5) bei 20 °C benötigt wird (Kurzbezeichnung *BSB₂* oder *BSB₅*). Der *BSB₅* gibt somit die Menge Sauerstoff in mg/l an, die die Bakterien und andere Kleinstlebewesen in einer Wasserprobe während 5 Tagen bei 20° C beim biologischen Abbau verbrauchen.

$$TOC = TC - TIC = DOC + POC \quad (2)$$

wobei

<i>TC</i>	Total Carbon, Gesamtgehalt einer (Ab-)Wasserprobe an Kohlenstoff, in mg/l
<i>TIC</i>	Total Inorganic Carbon, gesamter in anorganischen Verbindungen gebundener Kohlenstoff, in mg/l
<i>DOC</i>	Dissolved Organic Carbon, gesamter in gelösten organischen Verbindungen gebundener Kohlenstoff, in mg/l
<i>POC</i>	Particulate Organic Carbon, gesamter in ungelösten organischen Verbindungen gebundener Kohlenstoff, in mg/l

$$POC \cong VOC \quad (3)$$

wobei

<i>POC</i>	Purgeable Organic Carbon, gesamter in ausblasbaren oder flüchtigen organischen Verbindungen gebundener Kohlenstoff, in mg/l ⁴³
<i>VOC</i>	Volatile Organic Compounds (z.T. auch bezeichnet als Volatile Organic Carbon), flüchtige organische Verbindungen, in mg/l

$$CSB \geq BTEX \times 3,1 \quad (4)$$

wobei

<i>BTEX</i>	Gehalt einer (Ab-)Wasserprobe an BTEX-Aromaten ⁴⁴ , in mg/l
-------------	--

$$CSB \geq IR-MKW \times 3,4 \quad (5)$$

wobei

<i>IR-MKW</i>	Gehalt einer (Ab-)Wasserprobe an Mineralölkohlenwasserstoffen, bestimmt mittels Infrarot-Spektroskopie ⁴⁵ , in mg/l
---------------	--

In den o.a. Beziehungen wird der CSB mit „gleich/größer als“ gesetzt, weil (Ab-)Wässer neben BTEX bzw. IR-MKW auch andere Stoffe enthalten können, die CSB verursachen (z.B. Sulfide).

⁴³ Um Begriffsverwechslungen mit dem POC für Particulate Organic Carbon zu vermeiden, wird häufig anstelle von POC für Purgeable Organic Carbon der synonyme Begriff VOC (für Volatile Organic Compounds) verwendet.

⁴⁴ Summenparameter für Benzol und dessen Homologe (Monoaromaten, d.h. Ethylbenzol, Toluol und Xylole, d.h. o-, m- und p-Xylol). Dieser Parameter wird z.T. auch als BTX bezeichnet. Ethylbenzol wird bei der Messung der monozyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe nicht immer berücksichtigt.

⁴⁵ Summenformel für MKW als gesättigter Kohlenwasserstoff (Alkane) mit durchgängig IR-aktiven Molekülgruppen bei Anwendung des Bestimmungsverfahrens nach DIN 38 409 H 18: C_nH_{2n+2}

Sofern die Konzentrationen chemisch nicht näher bestimmbarer Organika aufgeführt sind, kann als grober Faustwert wie folgt gerechnet werden:

$$\boxed{CSB \approx 1 \times \text{Konzentration sonstige Organika}} \quad (6)$$

Direkteinleiter: End-Of-The-Pipe sollten folgende Konzentration eingehalten werden:

$$CSB \leq 150 \text{ mg/l}, TOC \leq 50 \text{ mg/l}, BSB_5 \leq 20 \text{ mg/l} \quad 46$$

Indirekteinleiter: Die Belastung mit Kohlenstoffverbindungen wird normalerweise nicht begrenzt. Sofern die kommunalen Satzungen doch eine Begrenzung vorsehen, ist i.d.R. von folgenden Konzentration für die Einleitewerte auszugehen:

$$CSB \leq 600 \text{ mg/l}, TOC \leq 200 \text{ mg/l}, BSB_5 \leq 600 \text{ mg/l}$$

Stickstoffparameter

$$\boxed{TIN = (NH_x - N) + (NO_2 - N) + (NO_3 - N)} \quad (7)$$

wobei

TIN Total Inorganic Nitrogen, Stickstoff gesamt, als Summe von Ammoniak-/Ammonium-Stickstoff sowie Nitrit- und Nitrat-Stickstoff, in mg/l ⁴⁷

NH_x - N Ammoniak- und Ammonium-Stickstoff, in mg/l

NO₂ - N Nitrit-Stickstoff, in mg/l

NO₃ - N Nitrat-Stickstoff, in mg/l

⁴⁶ Für normal verschmutztes häusliches Abwasser im Zulauf einer Abwasserbehandlung gilt:

$$CSB \approx 1,5...2 \times BSB_5 \text{ - wobei}$$

BSB₅ Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen, in mg/l

Im Vergleich zum Rohabwasser verschiebt sich das CSB-BSB₅-Verhältnis im gereinigten Abwasser zugunsten des CSB, weil im BSB₅ erfaßte Stoffe in der biologischen Abwasserbehandlung fast vollständig biochemisch abgebaut werden, während schwer abbaubare Stoffe die Abwasserbehandlungsanlage weitgehend unbeeinflusst passieren und sich in einem entsprechend hohen CSB des Ablaufs End-Of-The-Pipe manifestieren.

⁴⁷ In den deutschen Mindestanforderungen an die Einleitung von Abwasser wird dieser Parameter als "Stickstoff, gesamt, als Summe von Ammonium-, Nitrit- und Nitratstickstoff, (*N_{Ges.}*)" bezeichnet (z.B. Anhang 1 der Abwasserverordnung, Anhang 22 zur Rahmen-AbwasserVwV).

$$\boxed{TKN = (NH_x - N) + TON} \quad (8)$$

wobei

TKN Total Kjeldahl Nitrogen, Gesamt-Kjeldahl-Stickstoff, in mg/l
TON Total Organic Nitrogen, gesamter organisch gebundener Stickstoff, in mg/l

$$\boxed{TON = DON + PON} \quad (9)$$

wobei

DON Dissolved Organic Nitrogen, gelöster organischer Stickstoff, in mg/l
PON Particulate Organic Nitrogen, partikulär gebundener organischer Stickstoff, in mg/l

Stöchiometrische Umrechnung von Angaben zu einzelnen Stickstoff-Parametern in N-Gehalte:

Nitrit in Nitritstickstoff :

$$\boxed{(NO_2 - N) = \frac{14}{46} \times NO_2} \quad (10)$$

Nitrat in Nitratstickstoff :

$$\boxed{(NO_3 - N) = \frac{14}{62} \times NO_3} \quad (11)$$

Ammoniak in Ammoniakstickstoff :

$$\boxed{(NH_3 - N) = \frac{14}{17} \times NH_3} \quad (12)$$

Ammonium in Ammoniumstickstoff :

$$\boxed{(NH_4 - N) = \frac{14}{18} \times NH_4} \quad (13)$$

Plausibilitätsprüfung unter Einbeziehung des **pH**-Werts:

Oberhalb von pH 11 kann praktisch kein Ammonium gemessen werden, sondern nur Ammoniak; unterhalb von pH 7 ist umgekehrt nur Ammonium vorhanden. Lediglich im Bereich zwischen pH 7...11 können beide Formen des Stickstoffs nebeneinander auftreten ⁴⁸.

Direkteinleiter: *NH_x - N, NO₂ - N, TKN und TON*
sollten praktisch nicht mehr oder nur in sehr geringen Konzentrationen (≤ 1 mg/l) meßbar sein, da es sich hierbei um niedrige

⁴⁸ Nach KOPPE/STOZEK, 1990

Oxidationsstufen des Stickstoffs handelt, die im Zuge der Abwasserbehandlung End-Of-The-Pipe bis zum Nitrat aufoxidiert sein sollten.

TIN sollte i.d.R. ≤ 75 mg/l sein (im wesentlichen Nitratstickstoff).

Indirekteinleiter: Die Werte für Ammoniakstickstoff und Ammoniumstickstoff ($NH_x - N$) sollten nicht über 100 mg/l, in der Summe nicht über 200 mg/l liegen. Der Nitritstickstoff ($NO_2 - N$) sollte nicht über 10 mg/l liegen⁴⁹. Hinsichtlich Nitratstickstoff ($NO_3 - N$) werden keine Anforderungen gestellt.

Halogenorganische Parameter

$$AOX \geq EOX + POX \quad (14)$$

wobei

<i>AOX</i>	Adsorbable Organic Halogens, adsorbierbares organisch gebundenes Halogen, in mg/l Chlor
<i>EOX</i>	Extractable Organic Halogens, extrahierbares organisch gebundenes Halogen, in mg/l Chlor
<i>POX</i>	Purgeable Organic Halogens, ausblasbares organisch gebundenes Halogen, in mg/l Chlor ⁵⁰

$$POX \approx LHKW = \text{Trichlorethen} + \text{Tetrachlorethen} + 1,1,1\text{-Trichlorethan} + \text{Dichlormethan} \quad (15)$$

- wobei

<i>LHKW</i>	Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe, gerechnet als mg/l Chlor
<i>Trichlorethen</i>	Trichlorethen (C_2HCl_3), gerechnet als mg/l Chlor
<i>Tetrachlorethen</i>	Tetrachlorethen (C_2Cl_4), gerechnet als mg/l Chlor
<i>1,1,1-Trichlorethan</i>	1,1,1-Trichlorethan ($C_2H_3Cl_3$), gerechnet als mg/l Chlor
<i>Dichlormethan</i>	Dichlormethan (CH_2Cl_2), gerechnet als mg/l Chlor

⁴⁹ Gemäß ATV-Arbeitsblatt A 115

⁵⁰ wird z.T. auch als *FIOX* bezeichnet (für flüchtige organische Halogene)

Sofern keine Umrechnung auf Chlor erfolgt, gilt zwischen *POX* und *LHKW* folgende Beziehung:

$$\begin{aligned}
 POX &\cong 0,8 \times LHKW \\
 &= 0,81 \times (\text{Trichlorethen}) + 0,85 \times (\text{Tetrachlorethen}) \\
 &\quad + 0,79 \times (1,1 - \text{Trichlorethan}) + 0,83 \times (\text{Dichlormethan})
 \end{aligned}
 \tag{16}$$

Direkteinleiter: Die Werte für *AOX* sollten nicht über 1 mg/l (Ausnahme: einige Unternehmen der chemischen Industrie), für *LHKW* nicht über 0,1 mg/l liegen ⁵¹.

Indirekteinleiter: Die Werte für *AOX* sollten nicht über 1 mg/l, für *LHKW* nicht über 0,5 mg/l liegen ⁵².

Kohlenstoff- und halogenorganische Parameter

Zwischen *VOC* und *LHKW* gilt folgende Beziehung:

$$\begin{aligned}
 VOC &\geq 0,16 \times LHKW \\
 &= 0,18 \times (\text{Trichlorethen}) + 0,15 \times (\text{Tetrachlorethen}) \\
 &\quad + 0,18 \times (1,1 - \text{Trichlorethan}) + 0,14 \times (\text{Dichlormethan})
 \end{aligned}
 \tag{17}$$

wobei

<i>VOC</i>	Volatile Organic Compounds (z.T. auch bezeichnet als Volatile Organic Carbon), flüchtige organische Verbindungen, in mg/l
<i>LHKW</i>	Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe, in mg/l (<u>nicht</u> gerechnet als mg/l Chlor!)
<i>Trichlorethen</i>	Trichlorethen (C ₂ HCl ₃), in mg/l
<i>Tetrachlorethen</i>	Tetrachlorethen (C ₂ Cl ₄), in mg/l
<i>1,1,1-Trichlorethan</i>	1,1,1-Trichlorethan (C ₂ H ₃ Cl ₃), in mg/l
<i>Dichlormethan</i>	Dichlormethan (CH ₂ Cl ₂), in mg/l

$$VOC \geq 0,20 \times POX \tag{18}$$

wobei

<i>POX</i>	Purgeable Organic Halogens, ausblasbares organisch gebundenes Halogen, in mg/l Chlor
------------	--

⁵¹ Nach Anhang 9, 25, 40, 54

⁵² Gemäß ATV-Arbeitsblatt A 115

Plausibilitätsprüfungen zwischen Angaben zu Fracht, Konzentration und Abwasservolumenstrom

Für alle zu bestimmenden Stoffe gilt folgende grundsätzliche Beziehung:

$$F = Q \times C \quad (19)$$

wobei

- F Stofffracht des Einleiters im jeweiligen Parameter, z.B. in g/h
 Q mit der Konzentrationsangabe korrelierender Abwasservolumenstrom, z.B. in m³/h
 C Konzentration im jeweiligen Parameter, z.B. in mg/l (= g/m³)

Erforderlichenfalls sind entsprechende Umrechnungen der Maßeinheiten zu berücksichtigen, z.B.

$$F \text{ in } \frac{\text{kg}}{\text{h}} = \frac{Q \text{ in } \frac{\text{m}^3}{\text{a}} \times C \text{ in } \frac{\mu\text{g}}{\text{l}}}{\frac{\text{m}^3}{1.000 \text{ l}} \times \frac{\text{Betriebstage}}{a} \times \frac{\text{Betriebsstunden}}{d} \times \frac{1.000.000.000 \mu\text{g}}{\text{kg}}} \quad (20)$$

Nach entsprechender Umstellung können mit Hilfe der o.g. Grundgleichung (20) weitere Plausibilitätsprüfungen durchgeführt werden. Sind z.B. für mehrere Parameter i die Frachten und Konzentrationen der Emissionen eines Einleiters bekannt, kann daraus der Abwasservolumenstrom ermittelt werden. Dieser sollte bei den Kontrollrechnungen für alle Parameter mit einer Abweichung von max. ±10% übereinstimmen.

$$Q_j \cong \frac{F_{1,j}}{C_{1,j}} \cong \frac{F_{2,j}}{C_{2,j}} \cong \dots \cong \frac{F_{m,j}}{C_{m,j}} \quad (21)$$

wobei

- Q_j Abwasservolumenstrom des Einleiters j
 $F_{i,j}$ Stofffracht des Einleiters j im Parameter i
 $C_{i,j}$ Konzentration des Einleiters j im Parameter i

Etwas umständlicher gestaltet sich die Konsistenzprüfung, wenn nur Stofffracht und korrelierender Abwasservolumenstrom bekannt sind.

$$C_{i,j} = \frac{F_{i,j}}{Q_j} \quad (22)$$

Die jeweiligen Konzentrationen können daraus zwar nach dieser Beziehung problemlos ermittelt werden, für die eigentliche Überprüfung auf Plausibilität sind jedoch Vergleichswerte heranzuziehen, die nicht im Datenpool enthalten sind. Bei Direkteinleitern sind die ermittelten $C_{i,j}$ den Mindestanforderungen im jeweiligen Abwasserherkunftsbereich für die Einleitung von Abwasser in ein Gewässer, bei Indirekteinleitern den Allgemeinen Richtwerten gemäß ATV-Arbeitsblatt A 115 gegenüber zu stellen. Dabei sollte nur in Ausnahmefällen eine Unterschreitung um mehr als 99% und eine Überschreitung um mehr als 50% im Vergleich zum jeweiligen Anforderungswert (Faktor von 0,01 bis 1,5) zu registrieren sein.

Plausibilitätsprüfungen im Hinblick auf den Bezugszeitraum

Plausibilität von Angaben zum Abwasservolumenstrom

Liegen für dieselbe Meßstelle bei ansonsten vergleichbaren Bedingungen (eingesetzte Technik, Kapazitätsauslastung usw.) Angaben über den Abwasservolumenstrom mit unterschiedlichem zeitlichen Bezug vor, so sollten die Abwasservolumenströme folgende Bedingung erfüllen:

$$Q_a \leq Q_{\text{Monat}} \times 12 \leq Q_{\text{Woche}} \times 52 \leq Q_d \times 365 \leq Q_h \times 8760 \quad (23)$$

wobei

Q_a	Abwasservolumenstrom eines Kalenderjahrs (= Jahresschmutzwassermenge), in m^3/a
Q_{Monat}	Abwasservolumenstrom eines Kalendermonats innerhalb des jeweiligen Jahrs, angegeben in m^3/a
Q_{Woche}	Abwasservolumenstrom einer Kalenderwoche innerhalb des jeweiligen Jahrs, angegeben in m^3/a
Q_d	Abwasservolumenstrom eines Tages innerhalb des jeweiligen Jahrs, angegeben in m^3/a
Q_h	Abwasservolumenstrom einer Stunde innerhalb des jeweiligen Jahrs, angegeben in m^3/a

Plausibilität von Angaben zur Fracht

Analog der o.g. Beziehung zu Angaben über den Abwasservolumenstrom können Angaben zur eingeleiteten Stofffracht für denselben Parameter mit unterschiedlichem zeitlichen Bezug auf innere Konsistenz überprüft werden:

$$F_{a,i} \leq F_{\text{Monat},i} \times 12 \leq F_{\text{Woche},i} \times 52 \leq F_{d,i} \times 365 \leq F_{h,i} \times 8760 \quad (24)$$

wobei

$F_{a,i}$	Stofffracht eines Kalenderjahrs im Parameter i , z.B. in kg/a
$F_{\text{Monat},i}$	Stofffracht eines Kalendermonats innerhalb des jeweiligen Jahrs im Parameter i , angegeben in kg/a
$F_{\text{Woche},i}$	Stofffracht einer Kalenderwoche innerhalb des jeweiligen Jahrs im Parameter i , angegeben in kg/a
$F_{d,i}$	Stofffracht eines Tages innerhalb des jeweiligen Jahrs im Parameter i , angegeben in kg/a
$F_{h,i}$	Stofffracht einer Stunde innerhalb des jeweiligen Jahrs im Parameter i , angegeben in kg/a

Innere Plausibilität von Angaben zur Probenahme

Liegen für dieselbe Meßstelle und denselben Parameter bei vergleichbaren Bedingungen (Zeitraum der Probenahme, Kapazitätsauslastung usw.) Angaben über Konzentrationen bei unterschiedlicher Art der Probenahme vor, so sollten die Befunde in folgendem Zusammenhang stehen:

$$C_{24\text{ h-Mischprobe}} \leq C_{2\text{ h-Mischprobe}} \approx C_{\text{qualif. Stichprobe}} \leq C_{\text{Stichprobe}} \quad (25)$$

- wobei

$C_{24\text{ h-Mischprobe}}$	mit der 24 h-Mischprobe gemessene Konzentration
$C_{2\text{ h-Mischprobe}}$	mit der 2 h-Mischprobe gemessene Konzentration
$C_{\text{qualif. Stichprobe}}$	mit der qualifizierten Stichprobe gemessene Konzentration
$C_{\text{Stichprobe}}$	mit der Stichprobe gemessene Konzentration