



VERIFIZIERUNG VON BETRIEBSDATEN ALS GRUNDLAGE ZUR ADAPTIERUNG VON ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN

**Diplomarbeit
zur Erlangung des akademischen Grades
Diplomingenieur**

eingereicht von:
HASLINGER, JULIA

Betreuer: Priv.-Doz. Dr. Ertl, Thomas

Vorwort

Die vorliegende Diplomarbeit wurde unter der Betreuung von Priv.-Doz. Dr. Thomas Ertl am Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz (Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt) erstellt.

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen Personen, die durch ihre Unterstützung zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben, bedanken.

Ein besonderer Dank gilt meinem Betreuer Priv.-Doz. Dr. Thomas Ertl. Ich bin sehr froh, dass ich ihn als Betreuer für meine Diplomarbeit gewinnen konnte. Er hat durch sein umfassendes Fachwissen und wertvolle Inputs zum Gelingen dieser Diplomarbeit beigetragen.

Bei der eDAB Entwicklungs- und Vertriebs GmbH bedanke ich mich für die Zurverfügungstellung des Softwaretools eDAB.

Der Gemeinde Frauenkirchen, insbesondere Herrn Werner Kandl danke ich für die Bereitstellung der Betriebsdaten der Kläranlage Frauenkirchen sowie für die Beantwortung meiner Fragen.

Weiters möchte ich mich bei Dipl.-Ing. Dr. Stefan Lindtner (Ingenieurbüro k2W) für die nützlichen Literaturempfehlungen und konstruktiven Anregungen für meine Diplomarbeit sowie für eine schöne, lehrreiche Arbeitszeit in seinem Büro bedanken.

Der größte Dank gilt meiner Familie für die Unterstützung und den Rückhalt während meiner Studienzzeit.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung	1
2. Zielsetzung und Aufgabenstellung	2
3. Allgemeine Grundlagen	3
3.1 Betriebsdaten von Abwasserreinigungsanlagen	3
3.1.1 Erfassung, Protokollierung und Auswertung	3
3.1.2 Untersuchungsumfang und Untersuchungshäufigkeit	4
3.1.3 Betriebsdaten im Hinblick auf Adaptierungen	8
3.1.3.1 Qualität der Betriebsdaten im Hinblick auf Adaptierungen	9
3.1.3.2 Einfluss der Datenqualität auf Funktion und Kosten der Adaptierung	9
3.1.4 Fehler, Fehlerquellen und Identifizierung von Fehlern	10
3.1.4.1 Identifizierung systematischer Messabweichungen	12
3.2 Kontrolle von Betriebsdaten	14
3.2.1 Plausibilitätsprüfung	15
3.2.2 Bilanzierung	16
3.2.2.1 Grundlagen	17
3.2.2.2 Grundschemata	19
3.2.2.3 Festlegung der Systemgrenzen und des Bilanzzeitraumes	22
3.2.2.4 Bilanzierbare Parameter	23
3.2.2.5 Notwendiger Untersuchungsumfang und Untersuchungshäufigkeit	24
3.2.2.6 Massenbilanzen spezifischer Stoffströme	25
3.2.3 Vergleich Plausibilitätskontrolle und Verifizierung (mittels Bilanzierung)	35
4. Material und Methoden	38
4.1 Beschreibung der untersuchten Kläranlagen	38
4.1.1 Gemeindekläranlage Frauenkirchen	38
4.1.2 Kläranlage Gattendorf-Neudorf	43
4.1.3 Kläranlage des RHV Steyr und Umgebung	46
4.2 Durchführung der Plausibilitätsprüfung	50
4.2.1 Vergleich von Konzentrationen im Rohabwasser mit Erfahrungswerten	50
4.2.2 Vergleich von Konzentrationen im Ablauf mit Erwartungsbereichen	51
4.2.3 Vergleich von Verhältnissen im Rohabwasser mit typischen Verhältnissen	51
4.2.4 Vergleich von Verhältnissen im Ablauf mit typischen Verhältnissen	52
4.2.5 Berechnung von Einwohnerwerten	52
4.3 Durchführung der Bilanzierung	52
4.3.1 eDAB	53
5. Ergebnisse	56
5.1 Ergebnisse der Plausibilitätsprüfung	56
5.1.1 Betrachtungsjahr 2010	56
5.1.1.1 Vergleich von Konzentrationen im Rohabwasser mit Erfahrungswerten	56
5.1.1.2 Vergleich von Konzentrationen im Ablauf mit Erwartungsbereichen	58
5.1.1.3 Vergleich von Verhältnissen im Rohabwasser mit typischen Verhältnissen	59
5.1.1.4 Berechnung von Einwohnerwerten	61
5.1.2 Betrachtungsjahr 2011	63
5.1.2.1 Vergleich von Konzentrationen im Rohabwasser mit Erfahrungswerten	63
5.1.2.2 Vergleich von Konzentrationen im Ablauf mit Erwartungsbereichen	65
5.1.2.3 Vergleich von Verhältnissen im Rohabwasser mit typischen Verhältnissen	66
5.1.2.4 Berechnung von Einwohnerwerten	68
5.2 Ergebnisse der Bilanzierung	70
5.2.1 Wassermengenbilanz	70
5.2.1.1 Wassermengen-Gesamtbilanz	70
5.2.1.2 Wassermengen-Detailbilanz mit Berücksichtigung der Rückflüsse	71

5.2.1.3	Wassermengen-Detailbilanz mit Vernachlässigung der Rückflüsse	73
5.2.2	TS-Bilanz	74
5.2.2.1	TS-Detailbilanz	74
5.2.3	Phosphorbilanz	75
5.2.3.1	Phosphor-Gesamtbilanz	75
5.2.3.2	Phosphor-Detailbilanz	76
5.2.4	Stickstoffbilanz	77
5.2.4.1	Stickstoff-Gesamtbilanz	77
5.2.4.2	Stickstoff-Detailbilanz	78
5.2.5	CSB-Bilanz	79
5.2.5.1	CSB-Gesamtbilanz für Annahme 1 ($E_L = E_{\text{Biologie}} * 70 \%$)	80
5.2.5.2	CSB-Detailbilanzen	81
6.	Interpretation und Diskussion der Ergebnisse	88
7.	Zusammenfassung	92
8.	Ausblick	93
9.	Literaturverzeichnis	94
10.	Lebenslauf	98

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Übersicht über mögliche Fehlerquellen und Fehlerursachen bei der Ermittlung der Stofffracht (eigene Darstellung, nach THOMANN HALLER, 2002)	11
Abbildung 2: Grundschemata einer Massenbilanz (eigene Darstellung, nach SVARDAL et al., 1998)	19
Abbildung 3: Bilanzraum „ARA“ mit möglichen Input- und Outputpfaden (eigene Darstellung, nach NOWAK, 2000)	20
Abbildung 4: Bilanzraum „Biologische Reinigungsstufe“ mit möglichen Input- und Outputpfaden (eigene Darstellung, nach NOWAK, 2000)	21
Abbildung 5: Teilsystem eines idealen vollaufmischten Rührkessels mit konstantem Volumen (eigene Darstellung, nach THOMANN HALLER, 2002)	21
Abbildung 6: TS-Bilanz eines Eindickers (eigene Darstellung, nach SVARDAL et al., 1998)	26
Abbildung 7: Phosphorbilanz der biologischen Stufe (eigene Darstellung, nach KROISS, 1993)	28
Abbildung 8: Phosphorbilanz einer Kläranlage (MÜLLER-RECHBERGER, 1999)	28
Abbildung 9: Stickstoffbilanz der biologischen Stufe einer nitrifizierenden/denitrifizierenden ARA (eigene Darstellung, nach KROISS, 1993)	30
Abbildung 10: Stickstoffbilanz einer nitrifizierenden/denitrifizierenden Kläranlage (MÜLLER-RECHBERGER, 1999)	31
Abbildung 11: CSB-Bilanz der biologischen Stufe (eigene Darstellung, nach KROISS, 1993)	32
Abbildung 12: CSB-Bilanz der Faulung (eigene Darstellung, nach FRANZ und SVARDAL, 2005)	34
Abbildung 13: CSB-Bilanz einer Kläranlage (MÜLLER-RECHBERGER, 1999)	35
Abbildung 14: Einordnung der Plausibilitätskontrolle und der Bilanzierung in die Abläufe der Messwerterfassung und -kontrolle (Arbeitsintensive Schritte sind fett umrandet.) (SPINDLER, 2011a)	37
Abbildung 15: Übersichtsbild der Kläranlage Frauenkirchen (verändert nach Google Maps)	39
Abbildung 16: Anlagenschema der Gemeindekläranlage Frauenkirchen (eigene Darstellung, mit eDAB erstellt)	41
Abbildung 17: Durchflussschema der Gemeindekläranlage Frauenkirchen des gewählten Bilanzzeitraumes (Betrachtungsjahr 2010) (eigene Darstellung, mit Microsoft Visio erstellt)	42
Abbildung 18: Übersichtsbild der Kläranlage Gattendorf-Neudorf (verändert nach Google Maps)	44
Abbildung 19: Anlagenschema der Kläranlage Gattendorf-Neudorf (eigene Darstellung, mit eDAB erstellt)	45
Abbildung 20: Durchflussschema der Kläranlage Gattendorf-Neudorf (eigene Darstellung, mit Microsoft Visio erstellt)	46
Abbildung 21: Übersichtsbild der Kläranlage des RHV Steyr uU (verändert nach Google Maps)	47
Abbildung 22: Anlagenschema der Kläranlage des RHV Steyr uU (eigene Darstellung, mit eDAB erstellt)	48
Abbildung 23: Durchflussschema der Kläranlage des RHV Steyr uU (eigene Darstellung, mit Microsoft Visio erstellt)	49
Abbildung 24: Beispiel für ein Kläranlagenschema (eigene Darstellung, mit eDAB erstellt)	54
Abbildung 25: Beispiel für eine CSB-Detailbilanz (eigene Darstellung, mit eDAB erstellt)	54
Abbildung 26: CSB-Konzentration im Kläranlagenzulauf im Betrachtungsjahr 2010 (typische CSB-Konzentration im Rohabwasser = 600 mg/l) (eigene Darstellung)	56
Abbildung 27: BSB ₅ -Konzentration im Kläranlagenzulauf im Betrachtungsjahr 2010 (typische BSB ₅ -Konzentration im Zulauf = 300 mg/l) (eigene Darstellung)	56
Abbildung 28: Ges.N-Konzentration im Kläranlagenzulauf im Betrachtungsjahr 2010 (typische Ges.N-Konzentration im Zulauf = 55 mg/l) (eigene Darstellung)	57
Abbildung 29: Ges.P-Konzentration im Kläranlagenzulauf im Betrachtungsjahr 2010 (typische Ges.P-Konzentration im Zulauf = 8,5 mg/l) (eigene Darstellung)	57

Abbildung 30: Monatsmittelwerte und Jahresmittelwert der CSB-, BSB ₅ -, Ges.N- und Ges.P-Zulaufkonzentrationen im Betrachtungsjahr 2010	58
Abbildung 31: Monatsmittelwerte und Jahresmittelwert der CSB-, BSB ₅ -, NH ₄ -N, Ges.P- und PO ₄ -P-Ablaufkonzentrationen im Betrachtungsjahr 2010	59
Abbildung 32: Monatsmittelwerte und Jahresmittelwert von Verhältnissen im Rohabwasser im Betrachtungsjahr 2010	60
Abbildung 33: Einwohnerwerte des Betrachtungsjahres 2010 ohne EW _{hydraulisch}	62
Abbildung 34: Einwohnerwerte des Betrachtungsjahres 2010 mit EW _{hydraulisch}	62
Abbildung 35: CSB-Konzentration im Kläranlagenzulauf im Betrachtungsjahr 2011 (typische CSB-Konzentration im Rohabwasser = 600 mg/l) (eigene Darstellung)	63
Abbildung 36: BSB ₅ -Konzentration im Kläranlagenzulauf im Betrachtungsjahr 2011 (typische BSB ₅ -Konzentration im Zulauf = 300 mg/l) (eigene Darstellung)	63
Abbildung 37: Ges.N-Konzentration im Kläranlagenzulauf im Betrachtungsjahr 2011 (typische Ges.N-Konzentration im Zulauf = 55 mg/l) (eigene Darstellung)	64
Abbildung 38: Ges.P-Konzentration im Kläranlagenzulauf im Betrachtungsjahr 2011 (typische Ges.P-Konzentration im Zulauf = 8,5 mg/l) (eigene Darstellung)	64
Abbildung 39: Monatsmittelwerte und Jahresmittelwert der CSB-, BSB ₅ -, Ges.N- und Ges.P-Zulaufkonzentrationen im Betrachtungsjahr 2011	65
Abbildung 40: Monatsmittelwerte und Jahresmittelwert der CSB-, BSB ₅ -, NH ₄ -N, Ges.P- und PO ₄ -P-Ablaufkonzentrationen im Betrachtungsjahr 2011	66
Abbildung 41: Monatsmittelwerte und Jahresmittelwert von Verhältnissen im Rohabwasser im Betrachtungsjahr 2011	67
Abbildung 42: Einwohnerwerte des Betrachtungsjahres 2011 ohne EW _{hydraulisch}	69
Abbildung 43: Einwohnerwerte des Betrachtungsjahres 2011 mit EW _{hydraulisch}	69
Abbildung 44: Wassermengen-Gesamtbilanz des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in m ³ /d)	71
Abbildung 45: Übersicht über die Bilanzierbarkeit bzw. Berechenbarkeit der Durchflüsse der Gemeindekläranlage Frauenkirchen im Betrachtungsjahr 2010	72
Abbildung 46: Wassermengen-Detailbilanz (mit Berücksichtigung der Rückflüsse aus der Schlammbehandlung) des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in m ³ /d)	73
Abbildung 47: Wassermengen-Detailbilanz (mit Vernachlässigung der Rückflüsse aus der Schlammbehandlung) des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in m ³ /d)	74
Abbildung 48: TS-Detailbilanz des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in kg/d)	75
Abbildung 49: Phosphor-Gesamtbilanz des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in kg/d)	76
Abbildung 50: Phosphor-Detailbilanz des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in kg/d)	77
Abbildung 51: Stickstoff-Gesamtbilanz des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in kg/d)	78
Abbildung 52: Stickstoff-Detailbilanz des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in kg/d)	79
Abbildung 53: CSB-Gesamtbilanz (Annahme 1: E _L = E _{Biologie} * 70 %) des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in kg/d)	80
Abbildung 54: Übersicht über die Bilanzierbarkeit bzw. Berechenbarkeit der CSB-Frachten der Gemeindekläranlage Frauenkirchen im Betrachtungsjahr 2010	81
Abbildung 55: Übersicht über die Bilanzierbarkeit bzw. Berechenbarkeit der CSB-Frachten der Gemeindekläranlage Frauenkirchen im Betrachtungsjahr 2010 (Annahmen: Ablaufmengenmessung gilt als Zulaufmengenmessung, Klärschlammgutachten des eingedickten Überschussschlamm werden auf Überschussschlamm (vor dem Eindicker) bezogen)	82
Abbildung 56: CSB-Detailbilanz (Annahme 1: E _L = E _{Biologie} * 70 %) des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in kg/d)	85
Abbildung 57: CSB-Detailbilanz (Annahme 2: E _L = E _{Biologie} * 75 %) des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in kg/d)	86
Abbildung 58: CSB-Detailbilanz (Annahme 3: E _L = E _{Biologie} * 80 %) des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in kg/d)	86

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Nutzer von Kläranlagenbetriebsdaten und deren Interesse an diesen Daten (eigene Darstellung, nach THOMANN HALLER, 2002)	3
Tabelle 2: Zusammenfassung der für die Erstellung von Massenbilanzen relevanten Abwasserparameter des ÖWAV-Arbeitsbehelfs 14 (Anführung der Mindesthäufigkeit von Ablesungen, Messungen, Untersuchungen und Auswertungen auf biologischen Abwasserreinigungsanlagen im Rahmen der Eigen- und Betriebsüberwachung) (eigene Darstellung, nach ÖWAV, 2010)	6
Tabelle 3: Übersicht über die Methoden zur Identifizierung systematischer Messabweichungen (eigene Darstellung, nach THOMANN HALLER, 2002)	14
Tabelle 4: Übersicht über Methoden der Datenkontrolle (eigene Darstellung, nach MÜLLER-RECHBERGER, 1999)	15
Tabelle 5: Wichtigste bilanzierbare Parameter und Systeme in der Eigenüberwachung in Abhängigkeit von der Ausbaugröße bei Annahme des Mindestuntersuchungsaufwandes nach ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 (1998) und unter Angabe von empfohlenen Mindestbilanzzeiträumen (MÜLLER-RECHBERGER, 1999)	24
Tabelle 6: Mögliche Abbauewege (mit jeweiligem Aggregatzustand) von Kohlenstoff, Phosphor und Stickstoff auf biologischen ARAs (eigene Darstellung, nach NOWAK, 2000)	25
Tabelle 7: Analysierte Massenbilanzen und Stoffflüsse einer kommunalen ARA mit Schlammfäulung (eigene Darstellung, nach THOMANN, 2004)	25
Tabelle 8: Gegenüberstellung der Plausibilitätskontrolle und der Verifizierung (eigene Darstellung)	36
Tabelle 9: Stammdaten der Kläranlage Frauenkirchen (eigene Darstellung, nach ÖWAV, 2011)	38
Tabelle 10: Stammdaten der Kläranlage Gattendorf-Neudorf (eigene Darstellung, nach ÖWAV, 2011)	43
Tabelle 11: Stammdaten der Kläranlage Steyr und Umgebung (eigene Darstellung, nach ÖWAV, 2011)	47
Tabelle 12: Typische spezifische Frachten und Konzentrationen im Rohabwasser (eigene Darstellung, nach KROISS, 2007)	50
Tabelle 13: Typische Ablaufkonzentrationen von nitrifizierenden Kläranlagen mit Phosphorfällung (eigene Darstellung, nach KROISS, 2007)	51
Tabelle 14: Typische Verhältnisse einzelner Parameter im Rohabwasser (eigene Darstellung, nach KROISS, 2007; LINDTNER, 2008c; MOSER, 1993; NIKOLAVČIĆ, 2011)	51
Tabelle 15: Typische Verhältnisse zwischen einzelnen Parametern im gereinigten Abwasser (eigene Darstellung, nach NIKOLAVČIĆ, 2011)	52

Abkürzungsverzeichnis

AEV	Abwasseremissionsverordnung
ARA	Abwasserreinigungsanlage
BB	Belebungsbecken, im Anlagenschema ist damit Belebung (BB und NKB) gemeint
BSB	biochemischer Sauerstoffbedarf, auch biologischer Sauerstoffbedarf
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf
DIN	Deutsches Institut für Normung
E	Einwohner
eDAB	elektronisches Datenerfassungs-, Analyse- und Bilanzierungstool für Kläranlagen
EDI	Eindicker
EW	Einwohnerwert (EW = E + EGW)
EW ₆₀	Einwohnerwert organisch (60 g BSB ₅ /(EW*d))
FB	Faulbehälter
Fe	Eisen
Ges.N	Gesamtstickstoff
Ges.P	Gesamtphosphor
ISO	International Organization for Standardization
K _{S 4,3}	Säurekapazität
KAN	Kanal- und Kläranlagennachbarschaften
MÜSE	maschinelle Überschussschlammeindickung
N	Stickstoff
NH ₄	Ammonium
NKB	Nachklärbecken
NO ₃	Nitrat
oTS	organische Trockensubstanz
O ₂	Sauerstoff
Op	Sauerstoffertrag
OV	gesamter Sauerstoffeintrag
OV _C	Sauerstoffbedarf für den Kohlenstoffabbau
OV _D	äquivalenter Sauerstoffbedarf für die Denitrifikation
OV _N	Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation
ÖWAV	Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband
P	Energieverbrauch für die Belüftung
P	Phosphor
PO ₄	Orthophosphat
PS	Primärschlamm
Q	Wassermenge
RHV	Reinholdungsverband
RS	Rücklaufschlamm
S	Stofffracht im System
S _e	Stofffracht aus dem System
SEM	Schlammwässerungsmaschine
S _i	Stofffracht in das System
t	Zeit
TC	Total Carbon (gesamter Kohlenstoff)
TKN	Total Kjeldahl Nitrogen (gesamter Kjeldahlstickstoff)
TOC	Total Organic Carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)
TS	Trockensubstanz
ÜSS	Überschussschlamm
V	Volumen
VKB	Vorklärbecken

Abstract

Die Adaptierung von Abwasserreinigungsanlagen ist neben der Instandhaltung dieser eine wichtige Aufgabe. Im Gegensatz zu Neuplanungen, die auf Richtwerten basieren, kann man bei Adaptierungen von Abwasserreinigungsanlagen auf vorhandene Betriebsdaten zurückgreifen. Diese können jedoch aufgrund von unzuverlässigen Messsystemen oder fehlerbehafteter Probenahme bzw. –analytik falsch sein. Planungen, die auf falschen Daten basieren, können zu wirtschaftlichen und/oder verfahrenstechnischen Problemen führen.

Diese Arbeit beschäftigt sich mit der Verifizierung von Betriebsdaten als Grundlage zur Adaptierung von Abwasserreinigungsanlagen. Im Zuge dieser Diplomarbeit werden die Betriebsdaten einer Abwasserreinigungsanlage (7.250 Einwohnerwerte) von zwei Betrachtungsjahren (2010 und 2011) einer Plausibilitätsprüfung unterzogen und anschließend bilanziert. Die Bilanzierung erfolgt für fünf Abwasserparameter (Wassermenge, Trockensubstanz, Gesamtphosphor, Gesamtstickstoff, chemischer Sauerstoffbedarf) mit dem Softwaretool eDAB (elektronisches Datenerfassungs-, Analyse- und Bilanzierungstool für Kläranlagen). Basierend auf einem Anlagen- und Durchflussschema werden für diese Parameter Gesamt- und Detailbilanzen (Jahresbilanzen auf der Basis von Mittelwerten) erstellt.

Das Ziel dieser Arbeit ist, die Bilanzierung als Methode zur Verifizierung von Betriebsdaten als Grundlage zur Adaptierung von Abwasserreinigungsanlagen zu evaluieren. Der Aufwand bzw. der Nutzen der Massenbilanzierung als erweiterte Plausibilitätsprüfung im Vergleich zur „normalen“ Datenprüfung auf Abwasserreinigungsanlagen soll untersucht werden. Der Fokus dieser Arbeit liegt auf kleinen bzw. mittleren Abwasserreinigungsanlagen. Hinsichtlich der Größengruppen von Abwasserreinigungsanlagen soll eine Empfehlung für die Erstellung von Massenbilanzen ausgearbeitet werden.

Abstract

The adaptation of wastewater treatment plants is as important as their maintenance. Contrary to newly-built plants, which are based on guidelines, we are able to draw on already existing factory data when it comes to the adaptation of wastewater treatment plants. The problem with this data is that sometimes measuring systems do not work properly and the data can be incorrect. Planning which is based on incorrect data can lead to economical or procedural problems.

This diploma thesis deals with the verification of measured data. This data serves as the foundation of the adaption of wastewater treatment plants. In the course of this diploma thesis the data of a wastewater treatment plant are compared and balanced. Five sewage treatment parameters (e. g. COD) are balanced by using the software tool eDAB. The parameters for the balances of the whole year are made by using special schemas. The goal of this thesis is to evaluate the method to verify the measured data.

This data may serve as a basis for the adaption of the wastewater treatment plant. This thesis focuses on smaller wastewater treatment plants. Regarding to the size of wastewater treatment plants a recommendation for the preparation of mass balance sheets will be worked out.

1. Einleitung

In Österreich und in anderen Industrieländern werden heute kaum noch neue Abwasserreinigungsanlagen geplant, da der Anschlussgrad der Einwohner an kommunale Kläranlagen bereits sehr hoch ist. Auch die Anpassung an den Stand der Technik konnte in den letzten Jahren erfolgreich umgesetzt werden. Eine wichtige Aufgabe in Zukunft wird neben der Instandhaltung und Erneuerung bestehender Anlagen die Adaptierung dieser sein. Im Gegensatz zu Neuplanungen, die auf Richtwerten basieren, kann man bei Adaptierungen auf vorhandene Erfahrungen und Messungen zurückgreifen.

Vor der Erarbeitung von Adaptierungsmaßnahmen muss die aktuelle, tatsächliche Belastung der Kläranlage ermittelt werden. Da Wassermengen häufig nur mit unzuverlässigen Messsystemen erfasst werden und die Probenahme und –analytik fehlerbehaftet sein können, sind die zugrundeliegenden Messwerte jedoch oft falsch. Da Planungen, die auf falschen Daten beruhen, zu wirtschaftlichen und verfahrenstechnischen Problemen führen können, sollten diese idealerweise bereits im laufenden Betrieb, spätestens jedoch vor der Erarbeitung von Adaptierungsmaßnahmen, auf Plausibilität überprüft und verifiziert werden.

Es stellt sich immer wieder heraus, dass dem Datenumfang fälschlicherweise oft mehr Bedeutung als der Datenqualität zukommt. So liegt auf Kläranlagen meist zwar umfangreiches Datenmaterial vor, die Qualität dieser Daten wird jedoch oft vernachlässigt und ist aufgrund fehlender Plausibilitätsprüfungen und Bilanzierungen beschränkt. Es ist auch fraglich, ob die Betriebsdaten von Abwasserreinigungsanlagen vor der Erarbeitung von Adaptierungsmaßnahmen auf Plausibilität überprüft bzw. verifiziert werden.

Den monetären Auswirkungen von Adaptierungen, die auf falschen Messwerten beruhen, wurde im wissenschaftlichen Kontext bisher kaum Beachtung geschenkt, in diesem Bereich besteht noch Forschungsbedarf. Auch zu den Auswirkungen von auf fehlerhaften Messwerten basierenden Adaptierungen auf den Betrieb von Kläranlagen gibt es bisher kaum wissenschaftliche Untersuchungen.

Die Methode der Massenbilanzierung findet vor allem im wissenschaftlichen Bereich und auf großen Kläranlagen Anwendung. Auf kleinen und mittleren Anlagen wurde diese Methode bisher kaum angewandt. Es stellt sich somit die Frage nach dem Aufwand bzw. dem Nutzen der Erstellung von Massenbilanzen auf kleinen und mittleren Abwasserreinigungsanlagen.

*“It ain’t what you don’t know that gets you into trouble.
It’s what you know for sure that just ain’t so.”
Mark Twain (1835-1910), amerikanischer Schriftsteller*

Dieses Zitat von Mark Twain bringt folgendes auf den Punkt: Nicht das, was wir wissen, bringt uns zu Fall, sondern das, was wir fälschlicherweise zu wissen glauben. Im Hinblick auf die Qualität der bei Adaptierungen zugrundeliegenden Daten kann dies folgendermaßen interpretiert werden: Nicht die nicht vorhandenen, sondern die falschen Betriebsdaten führen zu Problemen. Daher ist es umso wichtiger, dass wir unser Wissen (im übertragenen Sinn die Betriebsdaten) kontinuierlich hinterfragen und überprüfen.

2. Zielsetzung und Aufgabenstellung

Die Zielsetzung dieser Diplomarbeit ist die Evaluierung von Methoden zur Verifizierung von Betriebsdaten als Grundlage zur Adaptierung von Abwasserreinigungsanlagen (insbesondere für kleine und mittlere Anlagen). Der Aufwand bzw. der Nutzen der Plausibilitätsprüfung bzw. der Massenbilanzierung als Methode der Verifizierung von Betriebsdaten als Grundlage zur Adaptierung von Abwasserreinigungsanlagen soll aufgezeigt werden. Es soll untersucht werden, ob die Stoffstrombilanzierung auf kleinen bzw. mittleren Abwasserreinigungsanlagen durchgeführt werden kann. Der zusätzliche Nutzen der Bilanzierung im Vergleich mit der „normalen“ Plausibilitätskontrolle soll eruiert werden.

Da die Massenbilanzierung bisher v. a. im wissenschaftlichen Bereich angewandt wurde, soll im Zuge der vorliegenden Diplomarbeit untersucht werden, ob die Anwendung solcher Stoffstromanalysen auf Kläranlagen im Zuge von Adaptierungen empfehlenswert ist. Massenbilanzen wurden bisher vorwiegend auf großen Anlagen erstellt, die vorliegende Arbeit fokussiert die Bilanzierung von Stoffströmen auf kleinen bzw. mittleren Kläranlagen. Es soll ermittelt werden, bei welchen Kläranlagengrößen die Erstellung von Massenbilanzen möglich ist, wie aufwändig diese ist und welchen Nutzen man daraus ziehen kann.

Zu Beginn der Arbeit (Kapitel 3) werden die theoretischen Grundlagen der Diplomarbeit (Betriebsdaten von Abwasserreinigungsanlagen, Kontrolle von Betriebsdaten) dargestellt. Diese wurden mittels Literaturrecherche erarbeitet. Als Literaturquelle für die Bilanzierung wurden vor allem die Beiträge „Bilanzierung von Kläranlagendaten. Methoden und Anwendung“ (SPINDLER, 2011b), „Bilanzierungen und chemisches Rechnen in der Abwasserreinigung“ (FRANZ und SVARDAL, 2005) und „Datendokumentation und Auswertung – Plausibilitätsanalyse von Messwerten“ (SVARDAL et al., 1998) der Wiener Mitteilungen sowie die Habilitationsschrift „Bilanzierung in der Abwasserreinigung“ von NOWAK (2000) herangezogen.

Im darauffolgenden Kapitel (Kapitel 4) werden die drei zu untersuchenden Kläranlagen (Gemeindekläranlage Frauenkirchen, Kläranlage Gattendorf-Neudorf, Kläranlage des RHV Steyr und Umgebung) kurz beschrieben. Außerdem werden die mit dem Softwaretool eDAB erstellten Anlagenschemata sowie die mittels Microsoft Visio erstellten Durchflussschemata der drei zu untersuchenden Kläranlagen dargestellt. In diesem Kapitel wird auch die Durchführung der Plausibilitätsprüfung sowie die Durchführung der Bilanzierung erklärt. Die Prüfung auf Plausibilität erfolgt mit folgenden Methoden:

- Vergleich von Konzentrationen im Zulauf mit Erfahrungswerten
- Vergleich von Konzentrationen im Ablauf mit Erwartungsbereichen
- Vergleich von Verhältnissen im Zu- und Ablauf mit typischen Verhältnissen
- Berechnung von Einwohnerwerten

In Kapitel 5 werden die Ergebnisse der Plausibilitätsprüfung (Betrachtungsjahr 2010 und 2011) sowie die Ergebnisse der Bilanzierung (Betrachtungsjahr 2010) der Kläranlage Frauenkirchen dargestellt. Die Bilanzierung erfolgt mit dem Softwaretool eDAB, mit diesem werden Gesamt- und Detailbilanzen der Abwasserparameter Q, TS, P, N und CSB der Anlage erstellt.

In Kapitel 6 werden die Ergebnisse aus Kapitel 5 interpretiert und diskutiert, Kapitel 7 stellt eine Zusammenfassung der Arbeit dar.

3. Allgemeine Grundlagen

In diesem Kapitel werden die der vorliegenden Diplomarbeit zugrundeliegenden theoretischen Grundlagen behandelt.

3.1 Betriebsdaten von Abwasserreinigungsanlagen

Nach ÜBERREITER (2011) sind Kläranlagenbetreiber zu einer detaillierten Datenerhebung auf ihren Anlagen verpflichtet. Daher werden auf ARAs täglich viele Messungen durchgeführt (THOMANN, 2004). Nach LINDTNER (2008b) werden im Rahmen der Eigenüberwachung ca. 100 verschiedene Parameter erfasst (täglich, wöchentlich oder vierzehntägig).

Die erhobenen Daten stellen eine wertvolle Grundlage für die Bearbeitung verschiedener Aufgaben in der Siedlungswasserwirtschaft dar (z. B. Betrieb der Anlagen, verfahrenstechnische Probleme, Beurteilung wirtschaftlicher Fragestellungen,...) (THOMANN HALLER, 2002). Nach SPATZIERER (2005) „sind gute Messwerte auch die Grundlage für das Benchmarking.“ Die Qualität dieser Bearbeitungen hängt direkt von der Qualität der zugrundeliegenden Daten ab (THOMANN, 2004).

In Tabelle 1 sind die Nutzer von Kläranlagenbetriebsdaten und deren Interesse an diesen Daten angeführt. Diese Tabelle verdeutlicht, dass Messdaten von ARAs nicht nur für den Betreiber der Anlage, sondern auch für Ingenieurbüros und Behörden (z. B. wasserwirtschaftliche Abteilungen der Landesregierungen und/oder des Lebensministeriums,...) wichtig sind, wobei die jeweiligen Datennutzer unterschiedliche Interessen an den Messdaten haben (THOMANN HALLER, 2002). Die Datennutzer haben somit auch unterschiedliche Anforderungen an den Umfang und die Qualität der Datensätze (THOMANN, 2004).

Tabelle 1: Nutzer von Kläranlagenbetriebsdaten und deren Interesse an diesen Daten (eigene Darstellung, nach THOMANN HALLER, 2002)

Nutzer von Daten	Interesse an den Daten
Anlagenbetreiber	<ul style="list-style-type: none"> - Nachweis der erbrachten Reinigungsleistung - Einhaltung der gesetzlich geforderten Emissionsgrenzwerte - Steuerung und Regelung der Anlagen - sicherer Betrieb der Anlagen
Ingenieurbüros	<ul style="list-style-type: none"> - Planung von Anlagen - Dimensionierung von Anlagen
Gewässerschutzbehörden	<ul style="list-style-type: none"> - Kontrolle der Einhaltung von gesetzlich vorgeschriebenen Emissionsgrenzwerten und Reinigungsleistungen - Kontrolle der Plausibilität der Eigenüberwachung

Tabelle 1 verdeutlicht die Bedeutung von Kläranlagenbetriebsdaten bei der Planung und Dimensionierung von ARAs.

3.1.1 Erfassung, Protokollierung und Auswertung

Die Ermittlung und Protokollierung von Messwerten ist die Aufgabe des Kläranlagenbetreibers, man unterscheidet dabei grundsätzlich zwischen Betriebs- und Kontrollparametern. Betriebsparameter dienen der Steuerung des Betriebes von ARAs, Kontrollparameter werden zur Überwachung der vorgeschriebenen Reinigungsleistung ermittelt (KROISS, 2007).

Die Ergebnisse der Messungen, Untersuchungen und Zählerablesungen müssen in Betriebsberichten dokumentiert und regelmäßig ausgewertet werden (ÖWAV, 1995). Dabei kann das ÖWAV-Regelblatt 13 „Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen“ (2., vollständig überarbeitete Auflage, 1995) bzw. „Betriebsdaten von Abwasserreinigungsanlagen –

Erfassung, Protokollierung und Auswertung“ (Entwurf zur 3., vollständig überarbeiteten Auflage, 2012) als Hilfestellung dienen.

Nach ÖWAV (1995) sind die Betreiber von Kläranlagen zur ordnungsgemäßen und vollständigen Führung von Betriebsprotokollen gesetzlich verpflichtet. Betriebsprotokolle stellen „eine wesentliche Planungsgrundlage für erforderliche Erweiterungs- oder Anpassungsprojekte dar“ (ÖWAV, 2012). Im ÖWAV-Regelblatt 13 (2., vollständig überarbeitete Auflage) wird dringend empfohlen, nach der Durchführung der Messungen eine Plausibilitätsprüfung der Messwerte vorzunehmen (ÖWAV, 1995). Außerdem wird empfohlen, die Messverfahren periodisch mit vorgegebenen Standards zu überprüfen, an Ringtests teilzunehmen und die Ergebnisse der Eigenüberwachung mit denen der Fremdüberwachung zu vergleichen.

Die 3., vollständig überarbeitete Auflage des ÖWAV-Regelblattes 13 (Entwurf) bildet mit der Beschreibung der Basis, des Aufbaus und der Inhalte von Dokumentations- und Auswertesystemen für ARAs mit EDV-technischer Ausrüstung die Grundlage für eine österreichweit einheitliche Gestaltung und Führung von Betriebsprotokollen (ÖWAV, 2012). In diesem Regelblatt findet man auch Empfehlungen für Messhäufigkeiten und Auswertungen auf ARAs, diese stellen jedoch keine Verpflichtung dar (ÖWAV, 2012).

Im ÖWAV-Regelblatt 13 (3., vollständig überarbeitete Auflage) wird empfohlen, die gespeicherten Betriebsdaten einer weiteren Auswertung (z. B. Erstellung von Bilanzen) zu unterziehen. Die weitergehende Auswertung der Daten sollte im Eigeninteresse jedes Kläranlagenbetreibers liegen (ÖWAV, 2012).

Eine wichtige Aufgabe im Zuge der Eigenüberwachung ist die Verarbeitung der Daten zu Information. Die durch die Überwachung gewonnenen Daten (=Zahlenwerte) können erst durch die Umwandlung zu Informationen weitergehend genutzt werden (KROISS, 1994). Die Voraussetzung für das Gewinnen von wertvoller und belastbarer Information aus den Daten ist, dass man diese im Vorfeld einer Plausibilitätsprüfung unterzieht (LINDTNER, 2008a). Wichtig dabei ist, dass die notwendigen Informationen rechtzeitig vorhanden sind (KROISS, 1994).

Eine transparente, vollständige und eindeutige Dokumentation ist im Hinblick auf die Datenqualität entscheidend (ULLRICH und HEIDEMEIER, 2011). Die Dokumentation der Probenahme und -analytik (Beschreibung der Probenahme und -analytik, Dokumentation von aufgetretenen Besonderheiten) verhindert zwar nicht das Entstehen von Fehlern in diesen Arbeitsschritten, ist aber bei der Beurteilung und Bewertung von Messdaten sehr hilfreich (KROISS, 2007).

3.1.2 Untersuchungsumfang und Untersuchungshäufigkeit

Nach FRANZ (1998) „ist ein Untersuchungsumfang anzustreben, der mit einem relativ geringen Aufwand, eine möglichst umfassende Aussage über das Gesamtsystem zulässt.“ Der Umfang der ermittelten Daten muss begründbar sein und im Hinblick auf die anschwellende Datenflut so gering wie möglich gehalten werden (KROISS, 1994). „Andernfalls könnten wesentliche Daten und Zusammenhänge in der Datenflut untergehen“ (SPATZIERER, 1998). Die Festlegung des Umfanges ist eine Frage der Verhältnismäßigkeit und ein Abgleich zwischen Aufwand und Nutzen der jeweiligen Messung (FLEISCHMANN, 1998).

Die gesetzlichen Grundlagen für die Überwachung von ARAs bilden das Wasserrechtsgesetz, die hierzu erlassenen Emissionsverordnungen sowie die jeweiligen wasserrechtlichen Bewilligungsbescheide (ERTL und KRETSCHMER, 2011). Die Emissionsverordnungen legen die Emissionsgrenzwerte, die Mindestwirkungsgrade sowie die Untersuchungsmethoden fest, der Untersuchungsumfang und die Untersuchungshäufigkeit wird im ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 geregelt (LEHNER, 1994).

„Ein Mindestmaß an Eigenüberwachung ist meist in jedem individuellen Wasserrechtsbescheid enthalten“ (KROISS, 1994). Die in den Bescheiden festgelegten Anforderungen können sehr unterschiedlich sein (z. B. je nach Bundesland oder Zeitpunkt der wasserrechtlichen Bewilligung) (KROISS, 1994; LEHNER, 1994). Mehr Messungen (größere Häufigkeit, mehr

Parameter), als im Wasserrechtsbescheid vorgeschrieben sind, können für einen optimalen Anlagenbetrieb bzw. für das rechtzeitige Erkennen der Gefahr einer Grenzwertüberschreitung eventuell notwendig sein (KROISS, 2007).

Der Stand der Technik in der Eigen- und Betriebsüberwachung kann dem ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 „Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW)“ (3., vollständig überarbeitete Auflage, 2010) entnommen werden. In diesem Arbeitsbehelf wird der im Rahmen der Eigen- und Betriebsüberwachung nach dem Stand der Technik notwendige Mindestumfang und die Mindesthäufigkeit von Messungen, Probenahmen und Untersuchungen zusammenfassend dargestellt, wobei die ARAs in die vier Größenklassen gemäß 1. AEV unterteilt werden (ÖWAV, 2010). Der Mindestumfang der zu untersuchenden Parameter sowie deren Analysenfrequenz steigen mit zunehmender Größenklasse (ÖWAV, 2010; SCHWEIGER, 1994), nach MOSER und THONHAUSER (1994) von einmal wöchentlich bis täglich bzw. kontinuierlich.

Der ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 stellt eine Hilfestellung für Anlagenbetreiber und überwachende Behörden dar (ÖWAV, 2010; SCHWEIGER, 1994) und wurde von der Obersten Wasserrechtsbehörde im Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft zur Anwendung empfohlen (ÖWAV, 1995). Wie bereits erwähnt, muss die Eigen- und Betriebsüberwachung zumindest nach den Vorgaben der wasserrechtlichen Bewilligung erfolgen. Die Einhaltung der Vorgaben des ÖWAV-Arbeitsbehelfs 14 stellt eine Eigen- und Betriebsüberwachung nach dem Stand der Technik sicher (ÖWAV, 2010). Die dabei gewonnenen Daten bilden gemeinsam mit den Stammdaten der Kläranlage die Datenbasis für das Standard-Betriebsprotokoll nach ÖWAV-Regelblatt 13 (ÖWAV, 2012).

Zu den nach dem ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 zu bestimmenden Parametern gehören die Messungen von Mengenströmen, die Aufzeichnung von Umweltbedingungen, die Erfassung diverser Betriebsparameter sowie die Messung verschiedener Analysenparameter (MOSER und THONHAUSER, 1994). Der angeführte Parameterumfang und die Messhäufigkeiten beziehen sich auf den ungestörten Betrieb, daher sind diese bei Bedarf zu erhöhen (ÖWAV, 2010).

Tabelle 2 stellt eine Zusammenfassung der Abwasserparameter des ÖWAV-Arbeitsbehelfs 14, die für die Erstellung von Massenbilanzen relevant sind, dar. Diese Tabelle erscheint auf den ersten Blick sehr umfangreich, der Messumfang der angeführten Parameter reduziert sich jedoch je nach Verfahrensschema der Anlage. Es ist z. B. auf Anlagen ohne Faulung nicht notwendig bzw. gar nicht möglich, die Menge und die Trockensubstanz des Faulschlammes zu messen. Es wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass die Messung der angeführten Abwasserparameter für eine Bilanzierung nicht ausreicht, da im ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 z. B. die Messung von Schlamminhaltsstoffen nicht geregelt ist. Diese Messung ist jedoch für die Erstellung von Phosphor-, Stickstoff- und CSB-Bilanzen erforderlich.

Tabelle 2 ist zu entnehmen, dass auf Kläranlagen der Größenklasse IV gemäß 1. AEV (> 50.000 EW) die Erstellung von Massenbilanzen durch die Einhaltung des ÖWAV-Arbeitsbehelfs 14 und wenigen zusätzlichen Messungen (z. B. Schlamminhaltsstoffe) möglich ist. SPINDLER (2011b) stellte folgendes fest: „Im Allgemeinen wird zumindest auf Kläranlagen der Größenklassen IV, mit einigen Abstrichen auch auf Kläranlagen der Größenklasse III, ein Großteil der erforderlichen Messungen bereits mit einer für die Bilanzierung ausreichenden Häufigkeit durchgeführt.“

Tabelle 2: Zusammenfassung der für die Erstellung von Massenbilanzen relevanten Abwasserparameter des ÖWAV-Arbeitsbetrags 14 (Anführung der Mindesthäufigkeit von Ablesungen, Messungen, Untersuchungen und Auswertungen auf biologischen Abwasserreinigungsanlagen im Rahmen der Eigen- und Betriebsüberwachung) (eigene Darstellung, nach ÖWAV, 2010)

Abkürzungen: k = kontinuierlich, d = täglich (=7w), 5w = fünfmal wöchentlich bzw. werktäglich, 3w = dreimal wöchentlich, 2w = zweimal wöchentlich, w = einmal wöchentlich, m = monatlich, A = Eintragung bei Anfall, Entnahme, Abgabe oder Auftreten, Re = Rechenwert, () = wenn Messeinrichtung vorhanden, ^{*1)} = bei Anlagen > 1.000 EW

Ausbaugröße der ARA (EW ₆₀) laut Bescheid	Abkürzung	Dimension	> 50 – 500	> 500 – 5.000	> 5.000 – 50.000	> 50.000
Größenklasse gemäß 1. AEV			I	II	III	IV
Abwassermenge Zulauf	Q _{Zu}	m ³ /d	–	k ^{*1)}	k	k
Abwassermenge Ablauf	Q _{Ab}	m ³ /d	(k)	k ^{*1)}	k	k
CSB Zulauf	CSB _{Zu}	mg/l	–	w	3w	d
CSB Zulauf Biologische Stufe	CSB _{Bio,Zu}	mg/l	m	w	3w	d
CSB Ablauf	CSB _{Ab}	mg/l	m	w	3w	d
Ges.N Zulauf	Ges.N _{Zu}	mg/l	–	w ^{*1)}	3w	d
NH ₄ -N Ablauf	NH ₄ -N _{Ab}	mg/l	w	2w	5w	d
NO ₃ -N Ablauf	NO ₃ -N _{Ab}	mg/l	w	2w	5w	d
Ges.N Ablauf	Ges.N _{Ab}	mg/l	–	w ^{*1)}	3w	d
Ges.P Zulauf	Ges.P _{Zu}	mg/l	–	2w ^{*1)}	5w	d
Ges.P Ablauf	Ges.P _{Ab}	mg/l	–	2w ^{*1)}	5w	d
Energieverbrauch elektrisch Biologische Stufe	E _{Biologie}	kWh/d	w (k)	w (k)	d (k)	d (k)
Sauerstoffgehalt Belebungsbecken	O _{2,BB}	mg/l	(k)	k	k	k
Menge Überschussschlamm	Q _{ÜS}	m ³ /d	A	A	A (k)	k
Trockensubstanz Dickschlamm MÜSE	TS _{MÜSE,Ab}	g/l	–	–	A	A
Menge Konditionierungsmittel MÜSE	Q _{MÜSE,Kondi}	l/d	–	–	d	k
Menge Primärschlamm	Q _{PS}	m ³ /d	–	A	A	A
Trockensubstanz Primärschlamm	TS _{PS}	g/l	–	m	3w	5w
Menge Rohschlamm	Q _{RohS}	m ³ /d	–	–	Re	Re
Trockensubstanz Rohschlamm	TS _{RohS}	g/l	–	–	Re	Re
Glühverlust Rohschlamm	GV _{RohS}	%	–	–	w	2w
Menge Faulschlamm	Q _{FS}	m ³ /d	–	–	k	k
Trockensubstanz Faulschlamm	TS _{FS}	g/l	–	–	3w	5w
Glühverlust Faulschlamm	GV _{FS}	%	–	–	w	2w
Faulgas-Anfall	Q _{FG}	Nm ³ /d	–	–	k	k
CO ₂ -Gehalt Faulgas	CO _{2,FG}	%	–	–	w (k)	3w (k)
Schlammabgabe Silo	Q _{NS,Silo}	m ³	A	A	A	A
Schlammabgabe Trockenbeete/Schlammteiche	Q _{NS,TB-ST}	m ³	A	A	A	A
Schlammabgabe	Q _{NS,Abfuhr}	m ³	A	A	A	A

Allgemeine Grundlagen

Nassabfuhr						
Trockensubstanz Nassabfuhr	$TS_{NS,Abfuhr}$	g/l	A	A	A	A
Schlamm entwässerung Aufgabe	$Q_{SEM,Zu}$	m ³ /d	–	A (k)	k	k
Trockensubstanz Aufgabe Schlamm entwässerung	$TS_{SEM,Zu}$	g/l	–	A	A	A
Menge entwässerter Schlamm	$Q_{SEM,Ab}$	m ³ /d	–	A	A	A
Trockensubstanz entwässerter Schlamm	$TS_{SEM,Ab}$	%	–	A	A	A
Polymer- Konditionierungsmittel	$Q_{SEM,Poly}$	kg/d	–	A	A	A
Eisen- Konditionierungsmittel	$Q_{SEM,Fe}$	kg/d	–	A	A	A
Kalk- Konditionierungsmittel	$Q_{SEM,Kalk}$	kg/d	–	A	A	A
Abgabe entwässerter Schlamm Landwirtschaft	$m_{SEntw,Landw}$	t	A	A	A	A
Abgabe entwässerter Schlamm Kompostierung	$m_{SEntw,Komp}$	t	A	A	A	A
Abgabe entwässerter Schlamm Landschaftsbau	$m_{SEntw,Lbau}$	t	A	A	A	A
Abgabe entwässerter Schlamm Deponie	$m_{SEntw,Dep}$	t	A	A	A	A
Abgabe entwässerter Schlamm Trocknung	$m_{SEntw,Trock}$	t	A	A	A	A
Abgabe entwässerter Schlamm Verbrennung	$m_{SEntw,Verb}$	t	A	A	A	A
Abgabe entwässerter Schlamm Abnehmer/Entsorger	$m_{SEntw,Ents}$	t	A	A	A	A
Abgabe entwässerter Schlamm Sonstiges	$m_{SEntw,Sonst}$	t	A	A	A	A
Menge Abzug kaltgefauter Schlamm	Q_{KaltS}	m ³	A	A (k)	A (k)	A (k)
Trockensubstanz kaltgefauter Schlamm	TS_{KaltS}	g/l	A	A	A	A
Menge Rohschlamm aerobe Stabilisierung	$Q_{RohS,STAB}$	m ³ /d	–	d	d	d
Trockensubstanz Rohschlamm aerobe Stabilisierung	$TS_{RohS,STAB}$	g/l	–	–	w	w
Übernahme Senkgrubeninhalte – Fäkalschlämme	$Q_{Üb,FäkalS}$	m ³	A	A	A	A
Übernahme zur Cofermentation	$Q_{Üb,Cof}$	m ³	–	–	A	A

Da im ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 bei kleineren Anlagen weniger Parameter und geringere Messhäufigkeiten angegeben sind, können nach REICHEL (2011) weiterführende

Betrachtungen wie z. B. die Bilanzierung nur eingeschränkt durchgeführt werden. „Für derartige weiterführende Betrachtungen muss jedenfalls auf die Angaben des ÖWAV-Regelblattes 13 (...) zurückgegriffen werden“ (siehe Kapitel 3.1.1) (REICHEL, 2011). Der für die Erstellung von Massenbilanzen notwendige Untersuchungsumfang bzw. die dafür notwendige Untersuchungshäufigkeit wird in Kapitel 3.2.2.5 noch näher erläutert.

Nach FRANZ (1998) sind die zur Erstellung von Bilanzen erforderlichen Daten in den meisten Überwachungsumfängen nicht enthalten. „Aus diesen Gründen wäre die regelmäßige Erfassung von Glühverlust (=oTS), Sauerstoffverbrauch und Schlamminhaltsstoffen (CSB, N, P) eine unschätzbare Hilfe bei der Beurteilung der Daten“ (FRANZ, 1998).

Im Zuge der Eigenüberwachung ist es wichtig, dass nicht nur die Ablaufqualität, sondern auch Mindestwirkungsgrade überwacht werden, da damit eine steigende Belastung von ARAs rechtzeitig erkannt werden kann. Dadurch kann man feststellen, ob und wann eine Kläranlage bei zunehmender Belastung an die geänderten Bedingungen angepasst (erweitert) werden muss (KROISS, 1994).

3.1.3 Betriebsdaten im Hinblick auf Adaptierungen

Für die Planung von Projekten im Siedlungswasserbau benötigt man eine große Menge von Daten. Dabei ist die Kenntnis der Genauigkeit der Daten und deren Einfluss auf die Funktion und die Kosten des jeweiligen Projekts wichtig (WIDMANN et al., 2004).

Die Datengrundlage für die Festlegung von Dimensionierungsgrößen wird durch Probenahme und –untersuchung geschaffen (KROISS, 2007) und vor allem durch langjährige Routinemessungen der Kläranlagenbetreiber selbst sowie Kontrollanalysen durch die Fremdüberwachung gebildet (THOMANN HALLER, 2002). Zu beachten ist, dass Fehler, die bei der Probenahme gemacht werden, mit keiner noch so genauen Analytik ausgeglichen werden können (PIBERHOFER, 2008). Nach KROISS (2007) ist die Auswertung von Betriebsprotokollen eine wesentliche Planungsgrundlage bei Erweiterungen von Kläranlagen. Die beste Planungsgrundlage für Anlagenerweiterungen sind nach FREY (1994) ermittelte Messwerte und Prozessdaten.

Zur Bemessung von ARAs werden chemische Analysendaten herangezogen, es sind vor allem Kenndaten über die Belastung relevant (MOSER, 1993). Nach GUJER (2007) müssen für den Ausbau von Kläranlagen absolute Werte, die möglichst frei von systematischen Messabweichungen sind, vorliegen. Die gemessene Zulaufmenge bildet die Grundlage für die Bemessung bei diversen Betriebserweiterungen (EBNER, 2011).

Die Schwierigkeit bei der (Neu)Bemessung von Anlagen ist die Ermittlung der „richtigen“ Bemessungsgrundlagen, also jener Zahlenwerte, die in das Rechenverfahren zur Bemessung eingehen (KROISS, 1993). Gesichertes Datenmaterial als Bemessungsgrundlage für Erweiterungen von ARAs wird nach SPATZIERER (1994) durch eine gewissenhafte Eigenüberwachung gewonnen.

Nach MOSER (1993) benötigt man für eine ordnungsgemäße Bemessung folgende Parameter:

- Kohlenstoff (BSB₅, CSB, eventuell TOC)
- Stickstoff (TKN, NH₄-N, NO₃-N)
- Phosphor (Ges.P, PO₄-P)
- Feststoffe (TS₀)
- Säurekapazität (K_{S4,3})
- Abwassermenge (bei Trocken- und bei Regenwetter)
- Temperatur

Die Messdaten der Parameter CSB, Ges.P und Abwassermenge können mittels Massenbilanzen verifiziert werden (siehe Kapitel 3.2.2.4).

Die Gefahr bei der Messung von Daten, die nicht kontinuierlich genutzt werden, wie dies z. B. bei Dimensionierungsgrößen der Fall ist, besteht darin, dass zwischen der Messung und der

Nutzung der Daten längere Zeiträume (Monate bis Jahre) liegen können und eventuell vorhandene systematische Messabweichungen somit lange nicht erkannt werden. Außerdem können wesentliche Informationen zum Messprozess verloren gehen (z. B. bei Änderungen im Messverfahren bei unzureichender Protokollierung) (THOMANN HALLER, 2002).

3.1.3.1 Qualität der Betriebsdaten im Hinblick auf Adaptierungen

KROISS (1993) hat bereits sehr früh folgendes festgestellt: „Wenige, aber vollständige und richtige Daten sind mehr wert, als viele unvollständige und unzuverlässige.“ Auch SCHWEIGER (1994) erscheint es sinnvoll, „eher eine geringe Anzahl von dafür aber repräsentativen Parametern öfters zu messen.“ Die Vollständigkeit von Datensätzen ist somit oft viel wichtiger als deren Dichte (KROISS, 1994).

Wie bereits erwähnt, ist die Qualität von Tätigkeiten (z. B. Adaptierungen) von der Qualität der zugrundeliegenden Daten direkt abhängig (THOMANN, 2004). Die Qualität der zugrundeliegenden Daten hat Einfluss auf die Genauigkeit des Planungsergebnisses, die nachhaltige Funktion des Planungsergebnisses sowie auf die Investitions- und Betriebskosten des Projektes (WIDMANN et al., 2004). Daher sollte man sich bei der Planung und Bemessung von Kläranlagen stets vor Augen halten, dass deren Qualität von der Verlässlichkeit und Vollständigkeit der Eingangsparameter abhängt (KROISS, 1990; zit. bei MOSER, 1993). „Je größer der Einfluss eines Datenfehlers auf Funktion und Kosten ist, desto genauer müssen die Daten sein“ (WIDMANN et al., 2004). Der quantitative Einfluss der Genauigkeit der Daten auf die Funktion und die Kosten eines Projektes ist jedoch kaum bekannt und kann aus zeitlichen und finanziellen Gründen nur selten untersucht werden (WIDMANN et al., 2004).

Nach WIDMANN et al. (2004) ist der Mangel an ausreichend genauen Daten eines der Hauptprobleme bei der Planung von Projekten im Siedlungswasserbau. Die der Adaptierung zugrundeliegenden Daten können fehlerbehaftet sein. Eine sichere, ressourcenschonende und kostengünstige Dimensionierung bzw. Adaptierung von ARAs erfordert daher eine kritische Analyse der dabei verwendeten Daten. Diese Datenanalyse ist vor allem im Hinblick auf die hohen Investitionskosten notwendig (THOMANN HALLER, 2002). Nach KROISS (1993) sind die Kosten der Abwassererhebung im Vergleich zu dem Risiko, auf Basis falscher oder unzureichender Daten zu planen und zu errichten, sehr gering.

Die Verbesserung der Datenbasis für Umbau- und Erweiterungsmaßnahmen ist nach SPINDLER (2011b) durch die erfolgreiche Bilanzierung von Kläranlagendaten möglich. Besonders wichtig dabei ist, dass bilanzierte bzw. bilanzierbare Daten vorliegen müssen, bevor sie benötigt werden. Daher muss das Messkonzept bzw. die Messstrategie rechtzeitig angepasst werden (SPINDLER, 2011a). Durch die Darstellung und Auswertung von Messdaten können sich nach SVARDAL et al. (1998) „wesentliche Impulse für die Verbesserung der Kläranlagensteuerung bzw. für eine Kläranlagenerweiterung ergeben.“

3.1.3.2 Einfluss der Datenqualität auf Funktion und Kosten der Adaptierung

Nach WIDMANN et al. (2004) hat die Ausbauwassermenge bei allen Siedlungswasserbauprojekten einen wesentlichen Einfluss auf deren Funktion und Kosten. Der direkte Einfluss der Wassermenge auf die Funktion und Kosten ist zwar bei ARAs geringer als z. B. bei Transportsystemen (Rohrleitungen, Kanäle,...), aber noch immer wesentlich (WIDMANN et al., 2004). Nach BOHN (2003, zit. bei WIDMANN et al., 2004) werden knapp 35 % der Investitionskosten einer Kläranlage durch die Bemessungswassermenge beeinflusst. Da der Einfluss der Bemessungswassermenge auf die Kosten unterlinear ist, steigen die Kosten bei einer Erhöhung der Bemessungswassermenge um 10 % um weniger als 3,5 % (WIDMANN et al., 2004).

Nach GUJER (2007) kann die Wassermenge mehr als 50 % der Investitionskosten einer Kläranlage bestimmen, daher ist vor einem geplanten Ausbau eine sorgfältige Erhebung auf Basis von genau geeichten Durchflussmessungen zu empfehlen. Bei der Messung von Abwassermengen treten systematische Fehler von über 20 % vom Effektivwert auf, da die

meisten Messstationen nur ungenügend geeicht sind (GUJER, 2007). Nach MOSER (1993) treten bei Vergleichsmessungen zum Teil sogar erhebliche Abweichungen von weit über 100 % auf, er empfiehlt daher dringend eine zumindest einmalige Überprüfung der Mengenmessung im Zuge von Bemessungen aufgrund derer Bedeutung (Berechnung der Gesamtschmutzfracht, der Frachtschwankungen und der hydraulischen Belastung).

Adaptierungen, die auf einem zu hohen angenommenen Durchfluss basieren, sind unwirtschaftlich. Liegt der angenommene Durchfluss beim Ausbau einer Kläranlage im Gegensatz dazu unter dem effektiven Durchfluss, so resultiert daraus ein zu kleiner Ausbau der Anlage, die Anlage genügt den gesteckten Zielen dann nicht (GUJER, 2007). Nach WIDMANN et al. (2004) reduziert sich bei Überschreiten der Ausbauwassermenge hauptsächlich die Reinigungsleistung.

Systematische Messabweichungen in der Datengrundlage beeinflussen die Investitionskosten von Kläranlagen, da diese von der angenommenen Belastung und somit auch von systematischen Messabweichungen abhängen (THOMANN HALLER, 2002). THOMANN HALLER (2002) hat berechnet, welchen Einfluss eine Spannweite von $\pm 10\%$ in der Belastungsannahme auf die Kapitalfolgekosten hat. Unter der Annahme, dass 50 % der Investitionskosten von Belastungsannahmen abhängig sind, hat er für eine Anlage (Ausbaugröße 30.000 EW) den Einfluss einer Spannweite von $\pm 10\%$ in der Belastungsannahme auf die Kapitalfolgekosten über die gesamte Lebensdauer dieser Anlage (30 Jahre) abgeschätzt. Bei dieser Untersuchung berechnete THOMANN HALLER (2002) eine Kostenspannweite von etwa $\pm 1,4$ Millionen Schweizer Franken, also etwa 1,16 Millionen Euro (1 Schweizer Franken = 0,829199 Euro). Da sich diese Berechnung auf eine mittlere Anlage (30.000 EW) bezieht und die effektiv auftretenden systematischen Messabweichungen teilweise auch größer als die in der Berechnung angenommenen $\pm 10\%$ sind, sind demnach zusätzliche Messkampagnen für die Projektierung von Großanlagen finanziell gerechtfertigt (THOMANN HALLER, 2002).

Nach THOMANN (2004) ist die Analyse der Unsicherheit der verwendeten Datengrundlage für eine sichere, ressourcenschonende und kostengünstige Dimensionierung notwendig. „Die Qualitätskontrolle der Grundlagendaten ist zur Vermeidung von teuren Planungsfehlern (...) von großer Bedeutung“ (THOMANN, 2004).

3.1.4 Fehler, Fehlerquellen und Identifizierung von Fehlern

Mit einer Messung möchte man den wahren Wert einer Messgröße ermitteln (THOMANN, 2004). Eine Messung ist jedoch immer nur eine Annäherung an den tatsächlichen Wert. Daher ist es unumgänglich, Messungen immer wieder zu überprüfen (SCHWEIGHOFER, 1994). Nach MÜLLER-RECHBERGER (1999) ist die Analyse von Abwasserinhaltsstoffen grundsätzlich mit Fehlern und Unsicherheiten, derer man sich bewusst sein sollte, behaftet. „Die Genauigkeit von Analytik und Online-Messungen unterliegt (...) Einschränkungen, die der hohen Variabilität von Durchfluss und Stoffkonzentrationen, der heterogenen Abwasser- und Schlammmatrix sowie teilweise simplifizierten Messmethoden geschuldet ist“ (SPINDLER, 2011b).

Es ist wichtig, dass man sich bei der Durchführung von Analysen von Abwasserinhaltsstoffen stets vor Augen hält, dass selbst die sorgfältigste Analyse bestenfalls die Verhältnisse in der untersuchten Probe und damit nicht unbedingt die tatsächlich herrschende Belastungssituation beschreibt (MOSER, 1993). Nach MOSER (1993) können im Ablauf von ARAs leichter repräsentative Proben gewonnen werden als im Zulauf von ARAs (durch den vorangegangenen Ausgleich sowie durch den geringeren Feststoffanteil).

Messergebnisse können aufgrund von verschiedenen Arten von Messfehlern vom wahren Wert abweichen. Man unterscheidet grobe Messabweichungen, zufällige Messabweichungen und systematische Messabweichungen (THOMANN HALLER, 2002). „Grobe Messabweichungen (...) entstehen z. B. durch falsche Bedienung von Messeinrichtungen, Rechen- oder Vorzeichenfehler oder Fehler bei der Datenübertragung“ (THOMANN, 2004). Unter zufälligen Messabweichungen versteht man Abweichungen, die durch nicht beherrschbare, nicht einseitig

gerichtete Einflüsse auf die Messgröße entstehen (THOMANN HALLER, 2002). Nach SARACEVIC und WINKLER (2011) sind zufällige Fehler „bei allen Messungen unvermeidlich, streuen in der Regel um den ‘wahren Wert’ und können aber durch Kontrollanalysen leicht erkannt sowie durch sorgfältiges Arbeiten verringert werden.“ Die DIN/ISO 5725-1:1997-11 (1997; zit. bei THOMANN HALLER, 2002) definiert unter dem Begriff systematische Messabweichung die Differenz zwischen dem Erwartungswert der Messergebnisse und einem anerkannten Bezugswert. Systematische Fehler beeinflussen im Gegensatz zu den zufälligen Fehlern alle Messwerte im gleichen Sinne, Messergebnisse werden dadurch in eine Richtung verfälscht (MOSER und THONHAUSER, 1994; SARACEVIC und WINKLER, 2011). „Das Ziel in Bezug auf die Datenqualität besteht darin, möglichst präzise Ergebnisse ohne grobe und systematische Messabweichungen zu erhalten“ (THOMANN, 2004).

Falsche Messwerte führen zwangsläufig zu einer fehlerhaften Verarbeitung dieser Daten, wodurch falsche Aussagen und Schlussfolgerungen gemacht werden (Fehlerfortpflanzung) (SPATZIERER, 1998; SPATZIERER, 2011). Die gemessenen Werte (Durchflüsse und Konzentrationen) können durch zahlreiche Fehlerquellen (z. B. Ort der Probenahme, Art der Probe, Art der Lagerung, Art der Analyse) beeinflusst werden (SCHWEIGHOFER, 1994). Nach THOMANN HALLER (2002) ist die Kenntnis möglicher Fehlerquellen bei der Beurteilung von Messergebnissen notwendig. Da die gemessenen Werte durch zahlreiche Fehlerquellen beeinflusst werden können, sollten die Werte auf Plausibilität überprüft werden (SCHWEIGHOFER, 1994).

Mögliche Fehlerquellen und Fehlerursachen bei der Ermittlung von Stofffrachten sind in Abbildung 1 dargestellt.

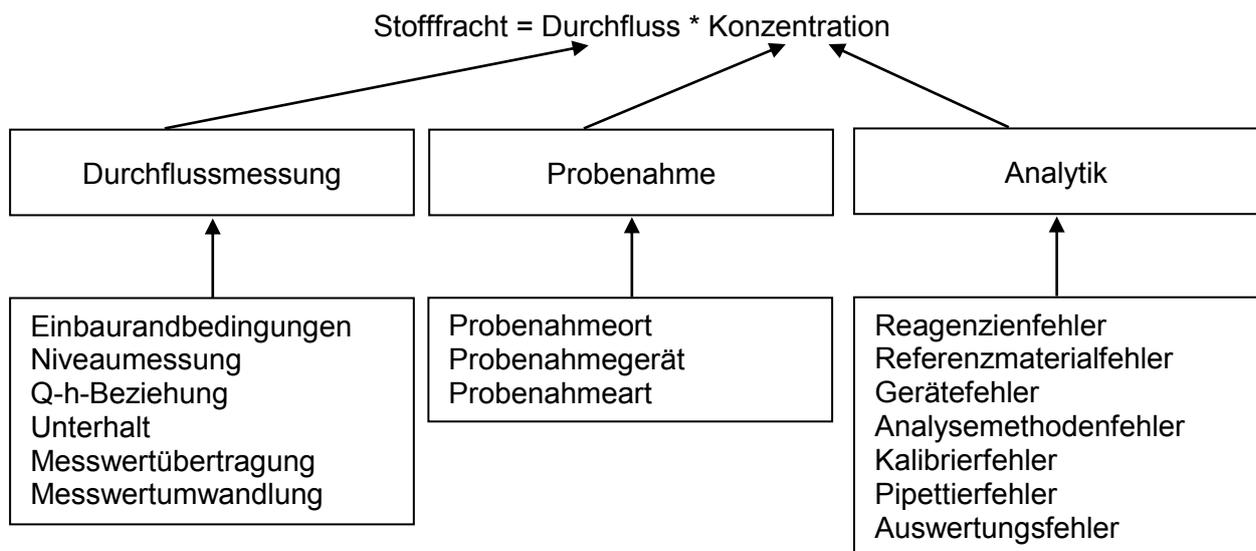


Abbildung 1: Übersicht über mögliche Fehlerquellen und Fehlerursachen bei der Ermittlung der Stofffracht (eigene Darstellung, nach THOMANN HALLER, 2002)

Abbildung 1 lässt sich entnehmen, dass neben der Durchflussmessung die beiden Arbeitsschritte Probenahme und Analytik bei der Ermittlung der Stofffracht wichtig sind. EBNER (2011) hat dazu folgendes formuliert: „Die Probenahme erzeugt den Fehler links vom Komma, die Analyse rechts.“ Die Durchflussmessung nimmt nach SEMMELMANN (1998) im Hinblick auf die Ermittlung von Stofffrachten den gleichen Stellenwert ein wie die analytischen Untersuchungen.

„Eine zufriedenstellende Funktion der Mengenmessenrichtungen ist Voraussetzung für jede frachtbezogene Beurteilung von Abwasserreinigungsanlagen“ (ZIPPER, 1998). Die Qualität der Durchflussmessungen ist nach SEMMELMANN (1998) wesentlich bei der Ermittlung von

Frachtdaten und vorhandene Fehler wirken sich nach FREY (1994) „direkt auf sämtliche Frachtberechnungen und damit auf die Bilanzierung einzelner Stoffe bzw. Stoffgruppen aus.“

Erhält man bei der Analytik Resultate, die nicht plausibel erscheinen, kann dies nach MATSCHÉ (1994) auf folgende Fehlerquellen zurückzuführen sein: Probenahme, Probenbehandlung und Analytik. Fehler in der Analytik der Eigenüberwachung können z. B. durch Ringversuche für Kläranlagenlabors, die von den Herstellern von Küvettentests angeboten werden, identifiziert werden. Auch die Fremdüberwachung durch Gewässerschutzbehörden oder durch damit beauftragte Labors stellt eine Kontrolle der Eigenüberwachung dar (FLEISCHMANN, 1998). Nach THOMANN HALLER (2002) können dadurch Fehler in der Probenaufbereitung und in der eigentlichen chemischen Analyse erkannt werden.

NIKOLAVCIC (2011) hat in Bezug auf systematische Fehler folgendes festgestellt: „Was mit Regelmäßigkeit wahrgenommen wird, wird in der Regel als ‚wahr‘ angenommen. Bei systematischen Fehlern besteht die Gefahr, dass diese durch den Vergleich von Routinewerten nicht erkannt werden.“ Erfasste Parameter werden nach LINDTNER (2008b) aufgrund der Komplexität nur in wenigen Verhältniszahlen zueinander in Beziehung gesetzt. Da selbst mit viel Erfahrung und Wissen nicht alle Fehlerquellen vorausschauend vermieden werden können, wird es nach NIKOLAVCIC (2011) jedoch immer notwendig sein, die Qualität der Kläranlagendaten rückschauend zu beurteilen.

3.1.4.1 Identifizierung systematischer Messabweichungen

Die Identifizierung systematischer Messabweichungen in Routinedatensätzen von kommunalen ARAs ist nach THOMANN HALLER (2002) sehr wichtig, da nur so der Wert dieser Messreihen erhalten werden kann. Systematische Messabweichungen können durch wiederholte Einzelmessungen nicht erkannt und auch nicht eliminiert werden. Durch eine regelmäßige Datenauswertung (z. B. durch Bilanzierung) können systematische Fehler bei der Probenahme und Analytik erkannt werden (FREY, 1994). Die Identifizierung und Korrektur von systematischen Messabweichungen (=signifikante Abweichung) ist durch den Vergleich der Messergebnisse mit zusätzlicher Information über die Messgröße oder den Messprozess (=redundante oder überbestimmte Informationsgrundlage) möglich (THOMANN, 2004).

Die Analyse von Kläranlagendaten kann durch theoretische Methoden (Fehleranalyse des Messverfahrens, Vergleich mit Modellwissen) und/oder durch experimentelle Methoden (Massenbilanz, Kontrollversuch) erfolgen (THOMANN HALLER, 2002). Diese Methoden werden in

Tabelle 3 kurz erläutert.

Tabelle 3: Übersicht über die Methoden zur Identifizierung systematischer Messabweichungen (eigene Darstellung, nach THOMANN HALLER, 2002)

Methode	Definition	Vorteil	Nachteil
Fehleranalyse des Messverfahrens	Vergleich des verwendeten Messverfahrens mit den theoretischen Grundlagen, genormten Standardverfahren oder Literaturangaben	kostengünstig (keine Zusatzmessungen notwendig)	meist nur qualitative Aussagen; Grundlagen für theoretische Beurteilung nicht immer vorhanden
Vergleich mit Modellwissen	Vergleich der Messwerte mit Werten, die durch Modellwissen berechnet wurden	kostengünstig (keine Zusatzmessungen notwendig)	starke Einschränkung der Identifizierungsmöglichkeit durch zusätzlich zu berücksichtigende Modellunsicherheit
Massenbilanz	Analyse von Stoffströmen	quantitative Aussagen möglich; wenige zusätzliche Messungen zur Formulierung von redundanten Massenbilanzen	häufig keine redundante Datengrundlage in ARA-Datensätzen vorhanden; ev. Überlagerung verschiedener systematischer Messabweichungen, sodass kein signifikant von Null abweichender Widerspruch entsteht
Kontrollversuch	Vergleich mit anderen Messmethoden, die als unbeeinflusst durch systematische Messfehler angenommen werden, und Analyse von Referenzmaterialien, die zu genau definierten Sollwerten führen sollten	quantitative Aussagen möglich; einzelne Fehlerursachen können mit Zusatzversuchen gezielt untersucht werden	zusätzliche Messungen notwendig; ev. hoher messtechnischer und finanzieller Aufwand; Beeinträchtigung der Aussagekraft der Versuche durch zufällige und systematische Unsicherheit der Kontrollmethode

Werden vorhandene systematische Messabweichungen in den verwendeten Datensätzen nicht erkannt, kann dies zu Problemen (z. B. im Betrieb von Kläranlagen) bis hin zu finanziellen Konsequenzen führen (siehe auch Kapitel 3.1.3.2) (THOMANN HALLER, 2002). Um falsche Schlussfolgerungen zu vermeiden, sollte nach NIKOLAVCIC (2011) vor der Interpretation und/oder Auswertung von Daten eine Plausibilisierung durchgeführt werden.

3.2 Kontrolle von Betriebsdaten

Nach MÜLLER-RECHBERGER (1999) ist eine ständige Kontrolle der ermittelten Daten von großer Bedeutung. Neben der eigentlichen Messung muss auch immer ein Kontrollaufwand in Kauf genommen werden, da nur so der finanzielle Aufwand der Messtechnik gerechtfertigt werden kann und die Messwerte ohne Beurteilungsmöglichkeit der Unsicherheit an Wert verlieren (THOMANN, 2004).

Das Ziel der Kontrolle von Betriebsdaten kann wie folgt formuliert werden: „Alle Datennutzer sollten die für ihre Aufgaben relevanten Daten in einer von ihnen gewünschten Qualität zur Verfügung haben“ (THOMANN, 2004).

KROISS (1994) hat dazu folgendes festgestellt: „Das Hauptproblem jeder Datensammlung ist die Qualitäts- und Plausibilitätsprüfung.“ Tabelle 4 gibt einen Überblick über Methoden der Datenkontrolle und zeigt, dass die Kontrolle der Daten extern und intern erfolgen kann.

Tabelle 4: Übersicht über Methoden der Datenkontrolle (eigene Darstellung, nach MÜLLER-RECHBERGER, 1999)

	Methode	Beispiele
externe Datenkontrolle	Vergleichsmessungen	Fremdüberwachung; Untersuchung von Proben in externen Labors; Untersuchung von Proben im Rahmen von Ringtests in den Kläranlagennachbarschaften
interne Datenkontrolle	Kontrollmessungen	Kontrollmessung von Wassermengen, SONDENSIGNALEN und/oder Online-Analysewerten
	Plausibilitätsprüfung	Vergleich von Mess- mit Erfahrungswerten; statistische Auswertungen; Bilanzierung mittels Stoffflussanalyse

In den beiden nachfolgenden Kapiteln (Kapitel 3.2.1 und Kapitel 3.2.2) wird die Plausibilitätsprüfung und die Bilanzierung (als Methode der erweiterten Plausibilitätsprüfung) näher beschrieben.

3.2.1 Plausibilitätsprüfung

Nach KROISS (2007) ist vor der Interpretation von Messwerten regelmäßig eine Plausibilitätsprüfung durchzuführen. Diese trägt nach PIBERHOFER (2008) ganz wesentlich zur Fehlerminimierung bei, wobei die Qualität der Plausibilitätsprüfung nach SPINDLER (2011b) stark von der Erfahrung und dem Expertenwissen des Prüfers abhängt. Das Ziel der Plausibilitätskontrolle ist die Unterscheidung in „richtige Messung“ und „Messfehler“, eine einheitliche und gesamthafte Vorgangsweise zur Plausibilitätsprüfung ist aufgrund der Vielzahl der vorliegenden Daten und Fehlermöglichkeiten schwer möglich (NIKOLAVCIC, 2011).

Nach LINDTNER (2008a) reicht die Plausibilitätsprüfung „vom kritischen Hinterfragen der täglichen Routine über den Vergleich von Mess- und Erfahrungswerten bis hin zur Plausibilitätsprüfung mittels Bilanzierung.“ Die kritische Hinterfragung sollte nach MÜLLER-RECHBERGER (1999) „in jedem Fall den ersten Schritt zur Erlangung verlässlicher Messwerte darstellen.“

Nach SPATZIERER (2005) ist der Vergleich der Messergebnisse mit Messwerten der Vortage bzw. der Vorperiode die erste Möglichkeit der Plausibilitätsprüfung. Untersuchungsergebnisse, die offensichtlich von den üblicherweise gemessenen Werten abweichen, müssen hinterfragt und gegebenenfalls wiederholt werden (ÖWAV, 2012).

Die Plausibilitätsprüfung ist auch mittels Vergleich der gemessenen Werte mit Erfahrungs- und „Standard“werten möglich (KROISS, 2007). Dabei arbeitet man vor allem mit Größenordnungen, mit Verhältniszahlen verschiedener Analysenparameter zueinander und/oder mit spezifischen Werten (z. B. EW) (SCHWEIGHOFER, 1994; SPATZIERER, 2005). Man muss sich dabei jedoch immer vor Augen halten, wie schwierig es ist, Norm- und Standardwerte für Abwasser anzugeben (SCHWEIGHOFER, 1994).

Nach MOSER (1993) sollten die Absolutkonzentrationen sowie die Verhältnisse der wichtigsten Analysenparameter untereinander bei vorwiegend kommunalem Abwasser mit Standardwerten vergleichbar sein. Die Schwierigkeit der vergleichenden Plausibilitätsprüfung besteht darin, Abweichungen als abwassercharakteristisch bzw. als Analysenfehler zu erkennen (MOSER, 1993). MOSER (1993) behandelt in seinem Beitrag in den Wiener Mitteilungen (Band 110, E1-E48) die charakteristische Zusammensetzung von Abwasser sowie mögliche Ursachen für

Abweichungen (siehe Kapitel 4.2.1 und 4.2.2). Außerdem sind in diesem Beitrag typische Verhältnisse der wichtigsten Analysenparameter untereinander sowie mögliche Ursachen für niedrigere und höhere Verhältnisse angeführt (siehe Kapitel 4.2.3 und 4.2.4).

Eine weitere Möglichkeit, Daten zu überprüfen, sind statistische Auswertungen (z. B. Ganglinien der Konzentrationen, der Schmutzfrachten sowie der Verhältnisse von Messwerten zueinander) (MÜLLER-RECHBERGER, 1999). Mit Hilfe von grafischen Auswertungen und Zeitreihen sind Ausreißer, Kommafänger und dgl. relativ leicht zu erkennen (SPATZIERER, 1998).

Nach RENNER (1998) stellt auch die Fremdüberwachung eine Überprüfung der Glaubhaftigkeit der Ergebnisse der Eigenüberwachung dar. Das ÖWAV-Regelblatt 6 Teil 1 „Fremdüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen – Fremdüberwachung gemäß 1. AEV für kommunales Abwasser“ (2., vollständig überarbeitete Auflage, 1998) gibt eine Anleitung für den Vergleich zwischen den Ergebnissen der Eigenüberwachung und der Fremdüberwachung (ÖWAV, 2012). Durch diesen Vergleich können systematische Fehler in der Eigenüberwachung festgestellt werden (KROISS, 1994). Diese Methode der Plausibilitätsprüfung beruht darauf, dass die bereits vorhandenen Analysen durch weitere Analysen überprüft werden (KROISS, 2007). Nach RENNER (1998) „wäre es wünschenswert, dass die Fremdüberwachung selbst oder zumindest die Beauftragung der Untersuchungsstelle durch die Behörde erfolgt.“

Analysen können auch im Zuge der Eigenüberwachung durch weitere Analysen überprüft werden (z. B. Bestimmung mit anderen Messmethoden, Aufstockung, Verdünnung, Mehrfachbestimmung, Standardmessungen, Vergleichsuntersuchungen). Durch diese rein analytischen Kontrollen können jedoch nur Fehler in der Probenanalytik und nicht in den Probenahmen identifiziert werden (KROISS, 2007).

Nach MÜLLER-RECHBERGER (1999) erlaubt die Plausibilitätsprüfung mit den eben beschriebenen Methoden eine rasche und günstige Beurteilung der Plausibilität der gemessenen Werte. Nach SCHWEIGHOFER (1994) muss jedoch angemerkt werden, „dass eine letztendliche Sicherheit über die Güte der Parameter und deren Nähe zu den wahren Werten damit noch nicht gegeben ist.“ Mit Hilfe der eben beschriebenen Methoden lässt sich erkennen, ob Messwerte plausibel sind. Plausible Messwerte sind glaubhaft, einleuchtend, aber nicht zwingend richtig (KROISS, 2007). Außerdem kann ein analytisch richtiger Wert auch unplausibel sein. Unplausible Werte sind somit nicht von vornherein falsch und sollten demnach auch nicht sofort verworfen werden (KROISS, 2007). Ungewöhnliche Messwerte und Abwasserzusammensetzungen können nach NIKOLAVCIC (2011) z. B. auch Veränderungen oder neue Bedingungen bei Prozessen oder Anlagenzuständen anzeigen. Nach MÜLLER-RECHBERGER (1999) ist die Abschätzung der örtlichen Gegebenheiten bei der Beurteilung der Plausibilität unabdingbar.

3.2.2 Bilanzierung

„Die Stoffstrombilanzierung stellt eine wichtige Erweiterung der Plausibilitätskontrolle dar“ (SPINDLER, 2011b). Das Ziel dabei ist, einen verifizierten und abgesicherten Datensatz zu erlangen (NOWAK, 2000). „Mit Massenbilanzen kann zunächst beigetragen werden, dass mit gesicherten Daten weiter gearbeitet werden kann (...)“ (FRANZ und SVARDAL, 2005).

Die Bilanzierung ist eine frachtbasierte Methode der Datenkontrolle (SPINDLER, 2011a), mit der man systematische Fehler bei der Probenahme, der Probenbehandlung, der Analyse und/oder bei Volumenstrommessungen erkennen kann (FRANZ, 1998). Die Erstellung von Bilanzen ist nach NIKOLAVCIC (2011) eine typische Methode für die rechnerische Plausibilitätsprüfung. SPINDLER (2011a) bezeichnet die Bilanzierung als eine „mathematisch fundierte Erweiterung der Plausibilitätsprüfung“.

Nach THOMANN (2004) können vorhandene Stoffflussdaten mit Hilfe der Massenbilanzierung mit relativ geringem zusätzlichem Messaufwand überprüft werden. Mit Hilfe der Bilanzierung kann man erkennen, ob Messwerte fehlerbehaftet sein können (SCHWEIGHOFER, 1994).

Nach THOMANN (2004) lassen sich mit dieser Methode nicht nur systematische Messabweichungen identifizieren, man kann nämlich auch Hypothesen über mögliche Fehlerursachen ableiten und systematische Messabweichungen schätzen.

Weicht die Summe aller Frachten signifikant von Null ab, liegt ein grober oder systematischer Messfehler vor (SPINDLER, 2011b). „Ab welcher Größe ein Bilanzfehler eindeutig als systematisch einzustufen ist, wurde bisher nicht befriedigend geklärt“ (SPINDLER, 2011b). Nach NOWAK (2000) ist die Richtigkeit der Messdaten im praktischen Betrieb von Kläranlagen bei Fehlern in der Gesamtbilanz, die unter etwa 20 % liegen, noch zufriedenstellend. Nach SCHWEIGHOFER (1994) weisen Fehlbeiträge von mehr als 15 bis 20 Prozent deutlich auf Fehlmessungen hin, ein 100%iges Schließen (=Aufgehen) der Bilanzen kann nicht erwartet werden. Bei der Beurteilung der Bilanzabweichungen sollte nach Bilanzparametern und Teilsystemen differenziert werden (THOMANN, 2002, zit. bei SPINDLER, 2011b).

MOSER und THONHAUSER (1994) bezeichnen die Bilanzierung als „fundierte Plausibilitätsprüfung“. Sie empfehlen dafür die regelmäßige Erfassung von folgenden Parametern: Glühverlust (=oTS), Sauerstoffverbrauch, Schlamminhaltsstoffe (CSB, N, P).

3.2.2.1 Grundlagen

Die Massenbilanz kann als Einnahmen- und Ausgabenrechnung von zufließenden (positiven) und abfließenden (negativen) Massenströmen von Schmutzstoffen verstanden werden (FRANZ und SVARDAL, 2005). Man unterscheidet grundsätzlich zwischen „geschlossenen“ und „offenen“ Bilanzen (MÜLLER-RECHBERGER, 1999). Bei geschlossenen Bilanzen werden alle Input- und Outputpfade des betrachteten Systems erfasst (SVARDAL et al., 1998). Da geschlossene Bilanzen einfach überbestimmt sind (MÜLLER-RECHBERGER, 1999), können die verwendeten Messdaten somit verifiziert bzw. allfällige Messfehler aufgedeckt werden (NOWAK, 2000). Werden nicht alle Input- und Outputpfade einer Bilanz messtechnisch und analytisch erfasst, so lässt sich diese nicht schließen, man spricht von einer offenen Bilanz (SCHWEIGHOFER, 1994; SVARDAL et al., 1998). Die Fracht eines unbekanntes Zu- oder Ablaufstromes wird dabei aus den übrigen Frachten, die bekannt sind, errechnet (MÜLLER-RECHBERGER, 1999).

Die eben beschriebene Unterscheidung („offene“ und „geschlossene“ Bilanzierung) stellt einen systembasierten Ansatz dar (SPINDLER, 2011b). Nach SPINDLER (2011b) lässt sich die Bilanzierung auch als pfadbasierter Ansatz darstellen. Dieser Ansatz unterteilt gemessene Stoffströme in nicht bilanzierbar, bilanzierbar oder mehrfach bilanzierbar bzw. ungemessene Stoffströme in nicht berechenbar, berechenbar oder berechenbar aus bilanzierten Größen (SPINDLER, 2011a). Der Vorteil dieses Ansatzes ist, dass dieser ein vollständiges Bild von der Bilanzierbarkeit einer Anlage gibt (SPINDLER, 2011b).

Mit geschlossenen Bilanzen kann man Daten überprüfen, ohne auf Erfahrungswerte zurückgreifen zu müssen. Mit offenen Bilanzen ist die Plausibilitätsprüfung von Messwerten nur durch den Vergleich mit Erfahrungswerten möglich (MÜLLER-RECHBERGER, 1999). „Eine nicht geschlossene Bilanzierung erlaubt daher strenggenommen keine Verifikation der dafür verwendeten Daten“ (SCHWEIGHOFER, 1994). Die daraus gezogenen Schlüsse sind mit Unsicherheiten behaftet (SCHWEIGHOFER, 1994; SVARDAL et al., 1998). Nach NOWAK (2000) können offene Bilanzen durch die Kombination mit geschlossenen Bilanzen anderer Stoffströme bei gleichen Systemgrenzen unter Verwendung von Verhältniszahlen der jeweiligen Parameter verifiziert werden.

Nach SPINDLER (2011b) sind unplausible Messwerte nicht zwingend falsch und plausible Messwerte nicht zwingend richtig (Anmerkung: Unter „richtig“ versteht man die Freiheit von groben und systematischen Fehlern, es treten nur zufällige Fehler auf.). Daraus ergibt sich die Notwendigkeit der Bilanzierung der Messdaten. Die Identifizierung fehlerhafter Stoffflüsse erfolgt bei der Erstellung von Massenbilanzen durch die Analyse der Widersprüche (THOMANN HALLER, 2002). Eine unausgeglichene Bilanz enthält nach SPINDLER (2011a) zwingend mindestens einen (groben und/oder systematischen) Fehler. Eine ausgeglichene Bilanz ist für

die Richtigkeit der Daten zwingend notwendig, jedoch nicht hinreichend (SPINDLER, 2011a). Das bedeutet, dass selbst eine ausgeglichene Bilanz Fehler enthalten kann. „Eine ausgeglichene Bilanz ist zwar kein Beweis für richtige Messwerte, aber ein starkes Indiz“ (SPINDLER, 2011b). Nach THOMANN HALLER (2002) können die zugrundeliegenden Daten sogar als unbeeinflusst von systematischen Messabweichungen angesehen werden, wenn kein signifikanter Widerspruch in der Bilanz auftritt.

Für die Stoffstrombilanzierung gibt es zwei Voraussetzungen, die Datenverfügbarkeit und die Bilanzierbarkeit. Die interessierenden Stoffströme müssen ausreichend oft (bestenfalls täglich) gemessen werden und in einem bilanzierbaren Zusammenhang (Redundanz) stehen (SPINDLER, 2011b). Die Bilanzierbarkeit ist gegeben, wenn ein Stoff und dessen Umwandlungsprodukte an den Systemgrenzen quantitativ erfasst werden (SVARDAL et al., 1998). Nach SPINDLER (2011a) sind tägliche Werte für die Erstellung von Bilanzen ideal, aber nicht unbedingt notwendig.

Die Bilanzierung basiert auf dem ersten Hauptsatz der Thermodynamik (=Erhaltungssatz), der besagt, dass innerhalb eines Systems weder Masse noch Energie verloren gehen kann (KROISS, 1993; SCHWEIGHOFER, 1994). „Aufgrund des geltenden Massenerhaltungsgesetzes muss die Differenz zwischen In- und Outputstoffflüssen unter stationären Bedingungen Null sein“ (THOMANN, 2004). Im Grundkurs „Betrieb von Kläranlagen“ (KROISS, 2007) wird die Bilanz als „Lehre von der Erhaltung von Massen, Stoffen, etc.“ definiert. Beispiele dafür wären demnach: Wasserbilanz, Phosphorbilanz.

Da chemische Elemente (z. B. Stickstoff, Phosphor) beim Transport durch die Kläranlage unverändert bleiben, muss innerhalb eines Betrachtungszeitraumes die gesamte auf die Kläranlage gelangende Masse eines chemischen Elements (=Inputfracht) die Anlage verlassen (=Outputfracht) oder auf dieser bleiben (=Speicherung) (SPINDLER, 2011b). Nach KROISS (1993) muss die Summe der Stoffe im Zulauf der Summe der Stoffe im Ablauf, im Überschussschlamm und in der Abluft entsprechen.

Mit der Methode der Bilanzierung werden die Stoffflüsse in Kläranlagen analysiert (SCHWEIGHOFER, 1994), es können Stoffumsetzungen, ihre Grenzen und gegenseitigen Abhängigkeiten über längere Zeiträume gut überprüft werden (KROISS, 1993). Durch die Erstellung von Bilanzen werden die Abbauewege der jeweiligen Parameter in Kläranlagen deutlich (MOSE, 1993). Mit Hilfe der Massenbilanzierung können eventuell vorhandene Bilanzabweichungen aufgrund von fehlerhaften Messungen oder Analysen erkannt werden (EDAB ENTWICKLUNGS- UND VERTRIEBS GMBH, s.a. b). Daher ist diese Methode gut für die Überprüfung von Betriebsdaten geeignet (KROISS, 1993). Nach LINDTNER (2008a) wird eine Plausibilitätsprüfung mittels Massenbilanzen aufgrund der Komplexität der Zusammenhänge auf sehr wenigen Kläranlagen durchgeführt.

Die Problematik der Kontrolle von Stoffflüssen auf ARAs besteht darin, dass diese vom jeweiligen Verfahrensschema der Anlage, der Betriebsstrategie (Sicherheit, Planung) und von den geforderten Reinigungszielen abhängt (THOMANN HALLER, 2002). Oft liegt in Routinemessprogrammen von ARAs keine redundante Informationsgrundlage für die Kontrolle systematischer Messabweichungen vor, da die Routineanalysen auf Kläranlagen vor allem durchgeführt werden, um die Reinigungsleistung und Betriebszustände der Anlagen festzustellen (THOMANN HALLER, 2002).

„Der Erhaltungssatz kann nur auf die Masse und nicht auf Konzentrationen eines Stoffes angewandt werden“ (SCHWEIGHOFER, 1994). Massenbilanzen basieren daher auf Frachten (meist in kg/d), dem Produkt aus der Konzentration eines Stoffes und dem zugehörigen Volumenstrom (siehe Abbildung 1) (FRANZ und SVARDAL, 2005). Falsch gemessene Durchflüsse und/oder Stoffkonzentrationen führen demnach zu falschen Stofffrachten (EBNER, 2011), daher ergibt sich neben der Forderung nach einer hohen Güte der Analytik auch die Forderung nach einer hohen Genauigkeit der Mengemessung (SCHWEIGHOFER, 1994; SVARDAL et al., 1998).

Nach SPINDLER (2011b) gibt es zwei Methoden der Bilanzierung, die klassische Bilanzierung auf der Basis von Mittelwerten und die Bilanzierung von Tageseinzelwerten mittels Kontrollkarten (CUSUM). „Bei der klassischen Bilanzierung werden die Tagesmittelwerte der einzelnen Stoffströme für einen gewählten Zeitraum berechnet und anschließend das Bilanzergebnis bewertet. Bei der Einzelwertbilanzierung wird dagegen für den gewählten Zeitraum der Vektor der täglichen Bilanzierungsergebnisse betrachtet“ (SPINDLER, 2011b). Bei der Einzelwertbilanzierung können Kontrollkarten (control charts) angewandt werden, damit können Zeiträume mit hoher bzw. geringer Datenqualität detektiert werden (SPINDLER, 2011b).

Das ideale Ergebnis der Bilanzierung ist nach SPINDLER (2011b) eine Anlage mit optimiertem Messprogramm und täglicher Datenübernahme in ein bestehendes Bilanzmodell. Dies garantiert, dass eine verifizierte Datenbasis jederzeit zur Verfügung steht (SPINDLER, 2011b).

3.2.2.2 Grundschemata

Eine Massenbilanz lässt sich nach SVARDAL et al. (1998) folgendermaßen darstellen (siehe Abbildung 2):

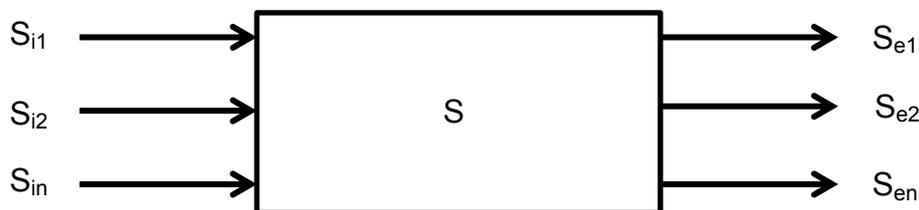


Abbildung 2: Grundschemata einer Massenbilanz (eigene Darstellung, nach SVARDAL et al., 1998)

Abkürzungen: $S_{i1}, S_{i2}, \dots, S_{in}$ = Stofffrachten in das System [kg/d], $S_{e1}, S_{e2}, \dots, S_{en}$ = Stofffrachten aus dem System [kg/d], S = Stofffracht im System

Für das in Abbildung 2 dargestellte System gilt folgende formale Beziehung (SVARDAL et al., 1998):

$$\sum_1^n S_i - \sum_1^n S_e = \frac{\Delta S}{\Delta t}$$

Es gilt: „Die Summe aller zufließenden Frachten minus der Summe aller abfließenden Frachten muss gleich der Änderung der Stoffmenge im System sein“ (SVARDAL et al., 1998). Wählt man bei der Erstellung von Massenbilanzen ausreichend lange Zeiträume, kann die Speicheränderung im System vernachlässigt werden, da diese im Vergleich mit den transportierten Stofffrachten gering (vernachlässigbar) wird (SVARDAL et al., 1998). Es gilt dann folgende formale Beziehung:

$$\frac{\Delta S}{\Delta t} = 0 \rightarrow \sum_1^n S_i = \sum_1^n S_e$$

Nach SVARDAL et al. (1998) gilt dann: „Die Summe aller zufließenden Frachten ist gleich der Summe aller abfließenden Frachten.“

Für das Verständnis von Massenbilanzen ist die Kenntnis der möglichen Stoffflüsse auf ARAs entscheidend. Abbildung 3 zeigt eine prinzipielle Darstellung des Bilanzraums „ARA“. Der Input in dieses System erfolgt über den Zulauf, der Output kann über den Ablauf, die Abluft sowie durch die Überführung in die Schlammbehandlung (Primär- und Überschussschlamm) erfolgen. Stoffe können aus dem Teilsystem Schlammbehandlung über folgende Outputpfade ausgetragen werden: Abgas, Klärschlamm und Rückläufe in die Abwasserreinigung (Trübwasser) (NOWAK, 2000).

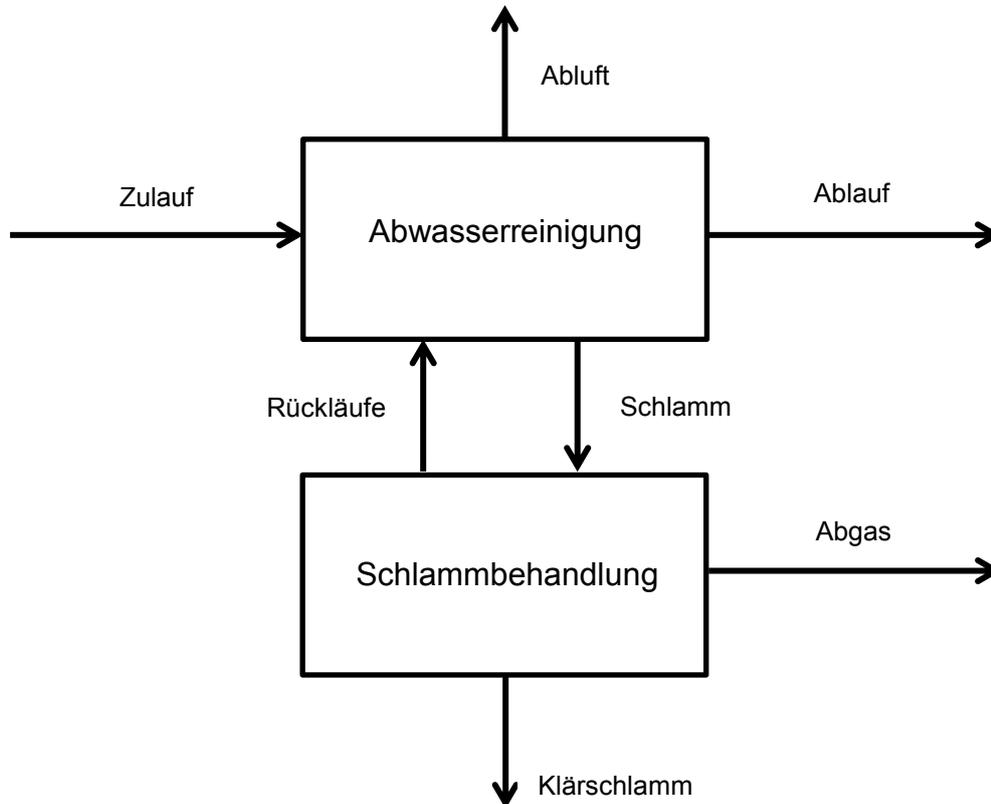


Abbildung 3: Bilanzraum „ARA“ mit möglichen Input- und Outputpfaden (eigene Darstellung, nach NOWAK, 2000)

Abbildung 4 zeigt eine prinzipielle Darstellung des Bilanzraums „Biologische Reinigungsstufe“ (Teilsystem des Bilanzraums „ARA“), die Grenze der biologischen Reinigungsstufe ist als Systemgrenze anzusehen (NOWAK, 2000). Der Abbildung kann entnommen werden, dass der Input in das System „Biologische Reinigungsstufe“ nur über den Zulauf erfolgen kann, die Outputpfade des Systems sind Ablauf, Abluft und Schlamm.

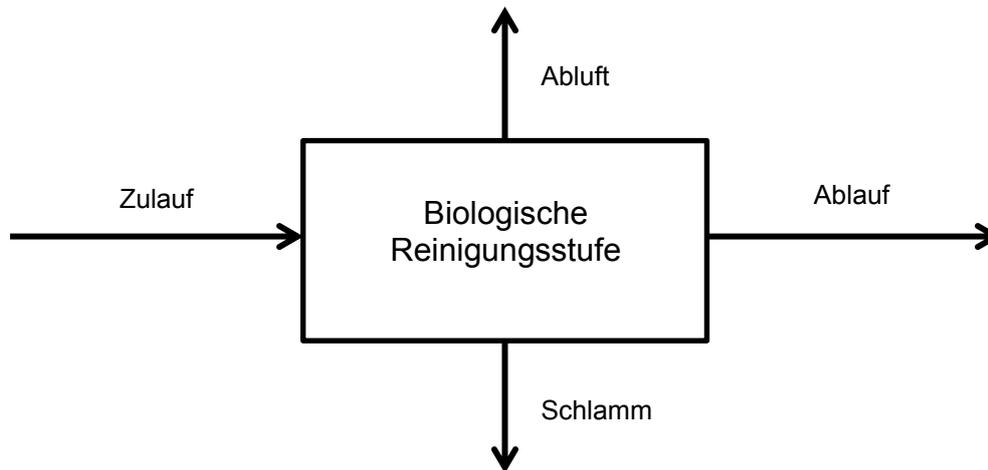


Abbildung 4: Bilanzraum „Biologische Reinigungsstufe“ mit möglichen Input- und Outputpfaden (eigene Darstellung, nach NOWAK, 2000)

Das Vorgehen der Massenbilanzierung wird durch Abbildung 5 sowie Formel 1, Formel 2 und Formel 3 anhand der Massenbilanz für den Stoff C über einen idealen volldurchmischten Rührkessel mit konstantem Volumen verdeutlicht (THOMANN HALLER, 2002).

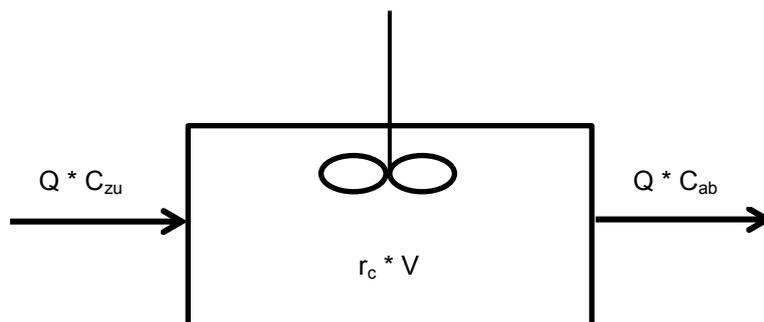


Abbildung 5: Teilsystem eines idealen volldurchmischten Rührkessels mit konstantem Volumen (eigene Darstellung, nach THOMANN HALLER, 2002)

Abkürzungen: $Q * C_{zu}$ = Inputfracht, $Q * C_{ab}$ = Outputfracht, $r_c * V$ = Reaktionsterm

Formel 1:
$$\frac{V * dC}{dt} = Q * C_{zu} - Q * C_{ab} + r_c * V$$

Der Akkumulationsterm in Formel 1 ($\frac{V * dC}{dt}$) kann vernachlässigt werden, wenn die Bilanzierungsdauer wesentlich größer ist als die Aufenthaltszeit im System. Der Reaktionsterm in Formel 1 ($r_c * V$) kann vernachlässigt werden, wenn der Stoff C einem Erhaltungssatz unterworfen ist, wie dies z. B. bei Phosphor, Stickstoff, CSB oder Eisen der Fall ist. Somit ergibt sich Formel 2, diese besteht nur mehr aus Transporttermen, wobei ($Q * C_{zu}$) die Inputfracht und ($Q * C_{ab}$) die Outputfracht bezeichnet (THOMANN HALLER, 2002). Nach SCHWEIGHOFER (1994) ist dies die einfachste Form einer Bilanzgleichung.

Formel 2:
$$0 = Q * C_{zu} - Q * C_{ab}$$

Die Differenz zwischen der Input- und der Outputfracht ist in der Realität nie Null, da infolge zufälliger und systematischer Messabweichungen ein Widerspruch in der Bilanz resultiert (THOMANN, 2004). Dies soll durch Formel 3 verdeutlicht werden.

Formel 3: $Widerspruch = Inputfracht - Outputfracht$

3.2.2.3 Festlegung der Systemgrenzen und des Bilanzzeitraumes

Vor der Anwendung der Bilanzgleichung auf ein System muss dieses definiert und abgegrenzt werden (GUJER, 2007). „Die Definition klarer Systemgrenzen bildet stets den ersten Schritt für eine Bilanzierung von Stoff- und Energieflüssen“ (MÜLLER-RECHBERGER, 1999). Die Festlegung der Systemgrenzen ist notwendig, damit alle Ein- und Ausgangsgrößen möglichst exakt beschrieben und erfasst werden können (SCHWEIGHOFER, 1994).

Nach GUJER (2007) ist ein System „ein abgegrenzter Teil der Welt, der durch seine Grenzen definiert ist.“ Das System selbst wird bei der Bilanzierung als „Black Box“ behandelt. Systeme können für die Bilanzierung auch in Teilsysteme zerlegt werden, dadurch kann man überschaubare, bilanzierbare Einheiten definieren (MÜLLER-RECHBERGER, 1999). Die Voraussetzung für die Aufteilung in Teilsysteme ist, dass die zu- und abfließenden Stofffrachten dieser Teilsysteme auch tatsächlich messtechnisch erfasst werden können (FRANZ und SVARDAL, 2005).

Nach NOWAK (2000) können Massenbilanzen auf die gesamte ARA oder auf einzelne Prozessschritte angewandt werden. Das System ARA kann beispielsweise in zwei Teilsysteme zerlegt werden, in die Abwasserreinigung und in die Schlammbehandlung. Diese beiden Teilsysteme können in weitere Teilsysteme unterteilt werden, beim Teilsystem Abwasserreinigung können beispielsweise die Teilsysteme mechanische Abwasserreinigung und biologische Abwasserreinigung definiert werden. Es lässt sich eine weitere Unterteilung dieser Teilsysteme in untergeordnete Systeme durchführen (z. B. Unterteilung der mechanischen Abwasserreinigung in Rechen, Sandfang, Vorklärung) (SCHWEIGHOFER, 1994). Die Schlammbehandlung lässt sich z. B. in die Teilsysteme Voreindicker, MÜSE, Faulung, Nacheindicker untergliedern (SVARDAL et al., 1998).

Der Bilanzzeitraum sollte ausreichend lange gewählt werden, da dadurch die Änderung der im System gespeicherten Menge im Vergleich zur transportierten Stofffracht vernachlässigbar gering wird (siehe Kapitel 3.2.2.1) (FRANZ und SVARDAL, 2005). Die Bedeutung der Speicheränderung nimmt nach SPINDLER (2011b) mit der Länge des zu bilanzierenden Zeitraums ab. Nach KROISS (1993) sind kurzfristige Speicheränderungen des zu betrachtenden Systems nur über längere Zeiträume (Wochen) vernachlässigbar. Können alle Änderungen in den Massenspeichern (z. B. Belebungsbecken) vernachlässigt werden, werden Massenbilanzen wesentlich einfacher (SCHWEIGHOFER, 1994).

Bilanzen sind nach MOSER und THONHAUSER (1994) umso aussagekräftiger, je länger der betrachtete Zeitraum ist. GUJER (1988, zit. bei SVARDAL et al., 1998) empfiehlt, den Bilanzzeitraum eines Stoffes so zu wählen, dass dieser mehreren Aufenthaltszeiten des jeweiligen Stoffes im System entspricht, wobei die Aufenthaltszeit vor allem vom Aggregatzustand des Stoffes abhängt. FRANZ und SVARDAL (2005) empfehlen als sinnvollen Mindestbetrachtungszeitraum für feststoffgebundene Abwasserparameter bei Belebtschlammmanlagen zwei Schlammalter und bei Faulbehältern die zweifache Faulzeit.

„Ein weiterer Grund, Bilanzierungen über größere Zeitspannen vorzunehmen, liegt darin, dass durch die z. T. stichprobenhafte Beprobung und Messung unsystematische Schwankungen auftreten können. Erfahrungsgemäß gleichen sich solche Schwankungen über einen längeren Zeitraum wieder aus“ (SCHWEIGHOFER, 1994).

Jahresbilanzen werden mit den mittleren jährlichen In- und Outputstoffflüssen aufgestellt. Bei der Betrachtung von Jahresbilanzen kann die Speicherung der betrachteten Stoffe im jeweiligen System vernachlässigt werden (THOMANN HALLER, 2002). NIKOLAVCIC (2011) empfiehlt, bei der rechnerischen Plausibilitätsprüfung (=Bilanzierung) mit Überblickswerten (z. B. Jahresfrachten, Überblickskennwerte) zu beginnen und erst dann zunehmend ins Detail zu gehen.

3.2.2.4 Bilanzierbare Parameter

Es können nur Stoffe bilanziert werden, die keinen Transformationen unterworfen sind. Chemische Elemente unterliegen keinen Transformationen und können daher grundsätzlich bilanziert werden, chemische Verbindungen können nur dann bilanziert werden, wenn sie im betrachteten System keinen Transformationen unterworfen sind (NOWAK, 2000). Eine weitere Voraussetzung für die Bilanzierung von Stoffströmen ist, dass die jeweiligen Stoffe analytisch vollständig erfasst werden können (SCHWEIGHOFER, 1994; SVARDAL et al., 1998).

Nach SVARDAL et al. (1998) sind die chemischen Analysenparameter Gesamtphosphor und CSB für eine Bilanzierung geeignet, die Parameter Gesamtstickstoff und Gesamtkohlenstoff können mit Einschränkungen einer Bilanzierung unterzogen werden. Aus messtechnischen Gründen (N_2 in der Abluft) kann für den Gesamtstickstofffluss von nitrifizierenden und denitrifizierenden ARAs nur eine offene Bilanz erstellt werden (SCHWEIGHOFER, 1994). Die Bilanzierung des Gesamtkohlenstoffs (TC) ist zwar grundsätzlich möglich, die Anwendung ist jedoch durch den hohen analytischen und messtechnischen Aufwand stark eingeschränkt (SVARDAL, 1991, zit. bei SVARDAL et al., 1998).

Nach SPINDLER (2011b) ist die Stoffstrombilanzierung nicht auf chemische Elemente beschränkt. „Andere Stoffe, die auf der Kläranlage oder einem ihrer Teilsysteme keinen oder nur geringen Umwandlungsprozessen unterliegen, sind ebenso bilanzierbar“ (SPINDLER, 2011b). Es können z. B. auch Feststoffbilanzen von mechanischen Teilsystemen (z. B. Eindicker) erstellt werden, außerdem ist die Erstellung von Massenbilanzen für Metalle (z. B. Eisen) ebenfalls möglich (SVARDAL et al., 1998).

Es können also Bilanzen für folgende Parameter erstellt werden: Gesamtkohlenstoff, chemischer Sauerstoffbedarf, Stickstoff, Phosphor, inerte Feststoffe (z. B. mineralische Abwasserinhaltsstoffe). Eine Bilanz für inerte Feststoffe kann jedoch nur unter der Voraussetzung, dass diese überwiegend im Überschussschlamm landen, aufgestellt werden (KROISS, 1993).

Die Parameter TOC und BSB_5 können nicht bilanziert werden (KROISS, 1993; SVARDAL et al., 1998). Eine Bilanz des Parameters TOC kann nach SVARDAL (1991, zit. bei SVARDAL et al., 1998) grundsätzlich nicht erstellt werden, da bei der Bestimmung des TOCs nur der organische Kohlenstoff erfasst wird und dieser zum Teil in anorganische Verbindungen umgewandelt wird. Der chemische Analysenparameter BSB_5 genügt den Ansprüchen einer Bilanzierung nicht, da es sich dabei um eine teilweise, quantitativ nicht genau definierbare Teiloxidation der Abwasserinhaltsstoffe handelt (SVARDAL et al., 1998). FREY (1994) hat dazu folgendes festgestellt: „Eine Bilanzierung über den BSB_5 ist nicht möglich, da nicht alle Stoffe erfasst werden.“

Der BSB_5 wird nach MOSER (1993) zur Charakterisierung der organischen Belastung für die Bemessung von ARAs verwendet. Da die Bilanzierbarkeit des BSB_5 jedoch nicht gegeben ist, gibt es Bestrebungen, als Bemessungsparameter den CSB statt den BSB_5 zu verwenden. Die Verwendung des CSB als Bemessungsparameter hätte neben der Bilanzierbarkeit dieses Parameters einen weiteren Vorteil, nämlich dass dieser Parameter genauer gemessen werden kann (MOSER, 1993).

3.2.2.5 Notwendiger Untersuchungsumfang und Untersuchungshäufigkeit

Über die erforderlichen Daten für die Bilanzierung hat SPINDLER (2011b) folgendes festgestellt: „Da die Stoffstrombilanzierung auf der redundanten Messung von Frachten beruht, erfordert diese Methode der Messwertkontrolle offensichtlich einen höheren messtechnischen Aufwand als die Umsetzung der gesetzlich vorgeschriebenen Eigenüberwachung, welche sich auf Messungen in Zu- und Ablauf beschränkt. Allerdings erfordert bereits die normale Betriebsüberwachung einen zusätzlichen messtechnischen Aufwand neben der Eigenüberwachung.“

Wie bereits erwähnt (siehe Kapitel 3.1.2), sind auf Kläranlagen der Größenklassen III und IV vollständige Bilanzen durch einige Zusatzmessungen (wie z. B. Phosphor- oder Stickstoffkonzentrationen im Klärschlamm) erstellbar (SPINDLER, 2011b).

Die Eigenüberwachung nach dem ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 ermöglicht basierend auf dem dadurch vorgegebenen Mindestuntersuchungsumfang die Erstellung der in Tabelle 5 angeführten Bilanzen. Die in der Tabelle empfohlenen Mindestbilanzzeiträume ergeben sich aus den Mindestuntersuchungshäufigkeiten nach ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 (MÜLLER-RECHBERGER, 1999).

Tabelle 5: Wichtigste bilanzierbare Parameter und Systeme in der Eigenüberwachung in Abhängigkeit von der Ausbaugröße bei Annahme des Mindestuntersuchungsaufwandes nach ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 (1998) und unter Angabe von empfohlenen Mindestbilanzzeiträumen (MÜLLER-RECHBERGER, 1999)

Bilanzierter Parameter und Systemgrenze	Ausbaugröße der ARA [EW]			
	>50-500	>500 - 5.000	>5.000-50.000	>50.000
Größenklasse gemäß 1.AEV	I	II	III	IV
CSB-Bilanz:				
Gesamte ARA	-	✓ (Jahr)	✓ (Monat)	✓ (> 1 t _{TS})
Vorklärung	-	-	✓ (Monat)	✓ (> 1 t _{TS})
Biologische Stufe	-	-	✓ (Monat)	✓ (> 1 t _{TS})
Faulbehälter	-	-	✓ (Monat)	✓ (> 1 t _{TS})
Stickstoff-Bilanz:				
Gesamte ARA	-	✓ (Monat) ^{a)}	✓ (Monat) ^{a)}	✓ (> 1 t _{TS}) ^{a)}
Vorklärung	-	-	✓ (Monat) ^{b)}	✓ (> 1 t _{TS}) ^{b)}
Biologische Stufe	-	-	✓ (Monat) ^{b)}	✓ (> 1 t _{TS}) ^{b)}
Phosphor-Bilanz:				
Gesamte ARA	-	✓ (Jahr) ^{c)}	✓ (Jahr) ^{c)}	✓ (2 Monate) ^{c)}
Vorklärung	-	-	✓ (Jahr) ^{c) d)}	✓ (2 Monate) ^{c) d)}
Biologische Stufe	-	-	✓ (Monat) ^{c) d)}	✓ (> 1 t _{TS}) ^{c) d)}
Feststoff-Bilanz:				
Schlammeindicker	-	-	-	✓
Schlammfäulung	-	-	✓ (2 Monate)	✓ (> 1 t _{TS, anaerob})
Schlammwässerung	-	✓ (Jahr)	✓ (Monat)	✓ (1 Monat)

a).....Bilanzierung näherungsweise über Abschätzung des Gesamtstickstoffs aus NH₄-N, NO_x-N und Schwebstoffen; bei Verwendung des Parameters Gesamtstickstoff selbst ist Bilanz nur über sehr lange Zeiträume möglich (halbes bis ganzes Jahr)

b)....nur bei zusätzlicher Messung von Ges.-N oder NH₄-N im Zulauf zur Biologie in entsprechender Häufigkeit; ist nicht Teil des im Arbeitsbehelf Nr. 14 angeführten Mindestumfanges (ÖWAV, 1998)

c)....nur bei zusätzlicher Bestimmung des Phosphorgehaltes im Belebtschlamm

d)....nur bei zusätzlicher Messung von Ges.-P oder PO₄-P im Zulauf zur Biologie in entsprechender Häufigkeit; ist nicht Teil des im Arbeitsbehelf Nr. 14 angeführten Mindestumfanges (ÖWAV, 1998)

3.2.2.6 Massenbilanzen spezifischer Stoffströme

Für das Verständnis von Massenbilanzen spezifischer Stoffströme ist die Kenntnis über die Abbauege der jeweiligen Stoffe in einer ARA notwendig. Tabelle 6 zeigt die Wege und den jeweiligen Aggregatzustand, über die die Parameter Kohlenstoff, Phosphor und Stickstoff in einer biologischen Kläranlage abgebaut werden können.

Tabelle 6: Mögliche Abbauege (mit jeweiligem Aggregatzustand) von Kohlenstoff, Phosphor und Stickstoff auf biologischen ARAs (eigene Darstellung, nach NOWAK, 2000)

Abbauweg Stoff	Abwasserreinigung (gasförmig)	Schlammbehandlung (gasförmig)	Schlammentsorgung (fest)
Kohlenstoff	X	X	X
Phosphor			X
Stickstoff	X		X

In Tabelle 7 sind analysierte Massenbilanzen und Stoffflüsse einer kommunalen ARA mit Schlammfäulung angeführt. Dieser Tabelle kann entnommen werden, welche Stoffflüsse durch die Erstellung von Bilanzen spezifischer Parameter überprüft werden können. Diese Tabelle zeigt, dass je nach Art der erstellten Massenbilanz (Gesamtbilanzen, Detailbilanzen, Bilanzen einzelner Teilsysteme unterschiedlicher Parameter) unterschiedliche Stoffströme überprüft werden können.

Tabelle 7: Analysierte Massenbilanzen und Stoffflüsse einer kommunalen ARA mit Schlammfäulung (eigene Darstellung, nach THOMANN, 2004)

	Roh-abwasser	Roh-schlamm	Ablauf VKB	Ablauf NKB	Überschuss-schlamm	Fremd-schlamm	Fällmittel	Faulwasser	Gas	Abgabe-schlamm
P-Bilanz Gesamtanlage	X			X		X				X
P-Bilanz Biologie			X	X	X					
Q-Bilanz Fäulung		X				X		X		X
Fe-Bilanz Gesamtanlage	X			X		X	X			X
N-Bilanz VKB+Fäulung	X		X		X	X				X
CSB-Bilanz Fäulung		X				X			X	X

Wie bereits erwähnt (siehe Kapitel 3.2.2.4), sind von den in der Eigenüberwachung analysierten chemischen Parametern folgende für eine Bilanzierung geeignet (MÜLLER-RECHBERGER, 1999):

- Gesamtphosphor (ohne Einschränkungen)
- CSB (mit Einschränkungen)
- Gesamtstickstoff (mit Einschränkungen)
- Feststoffe (organische/anorganische Trockensubstanz) (in geeigneten Teilsystemen unter folgender Voraussetzung: keine Transformation)

Nachfolgend werden Massenbilanzen spezifischer Parameter erläutert. Alle Beispiele gehen davon aus, dass die Speicherung im System vernachlässigbar ist. Die Voraussetzung dafür ist die Wahl eines ausreichend langen Bilanzzeitraumes (siehe Kapitel 3.2.2.3).

Bei den angeführten Beispielen ist das zu bilanzierende System meist die Belebungsanlage. Für andere aerobe Reinigungssysteme (z. B. Tropfkörperverfahren) können Massenbilanzen auf die gleiche Weise erstellt werden. Bei großräumigen Reinigungsverfahren (z. B. Abwasserteiche) ist die Erstellung von Massenbilanzen aufgrund der sehr langen Aufenthaltszeiten der Feststoffe (mehrere Jahre) kaum möglich (NOWAK, 2000).

3.2.2.6.1 TS-Bilanz, oTS-Bilanz

Die einfachste Art der Bilanzierung ist nach LINDTNER (2008a) die Erstellung einer Stoffstromanalyse der Trockensubstanzen (TS, oTS). Mittels Feststoffbilanzen ist die Überprüfung der Messdaten der Volumenströme bzw. der Trockensubstanz möglich (MÜLLER-RECHBERGER, 1999).

Da die organische Trockensubstanz bei den biologischen Prozessen, die auf einer ARA stattfinden, entsteht und auch abgebaut wird, kann dieser Parameter nicht unmittelbar bilanziert werden (NOWAK, 2000). Für das Gesamtsystem „ARA“ kann daher keine TS-Bilanz aufgestellt werden, die Erstellung von TS-Bilanzen von mechanischen Teilsystemen (z. B. Eindicker, MÜSE, Zentrifuge) ist jedoch möglich (siehe Abbildung 6) (SVARDAL et al., 1998).

Die anorganische Trockensubstanz verändert sich bei der biologischen Abwasserreinigung nicht wesentlich, da weder Löse- noch Fällungsvorgänge (Ausnahme: Phosphatfällung) quantitativ von Bedeutung sind. Die anorganische Trockensubstanz ist demnach bilanzierbar (NOWAK, 2000).

TS-Bilanz eines Eindickers

Als Beispiel für eine TS-Bilanz ist in Abbildung 6 die TS-Bilanz eines Eindickers dargestellt. Eine MÜSE oder eine Zentrifuge kann man auf gleiche Weise abbilden.

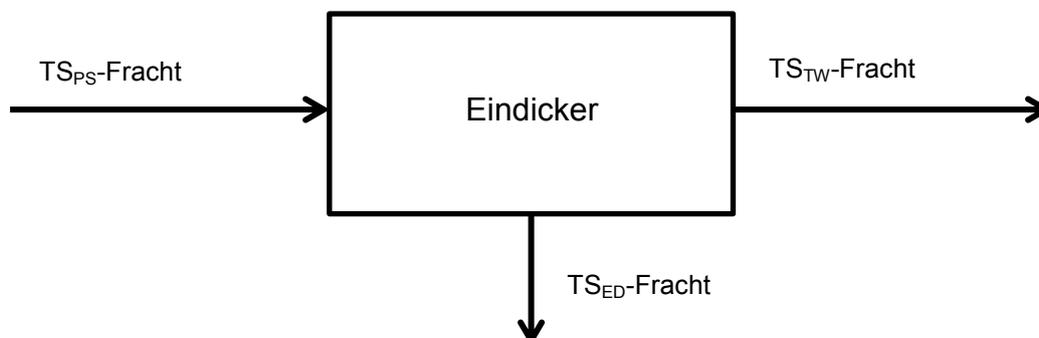


Abbildung 6: TS-Bilanz eines Eindickers (eigene Darstellung, nach SVARDAL et al., 1998)

Abkürzungen: TS_{PS} = Trockensubstanz des Primärschlammes, TS_{TW} = Trockensubstanz des Trübwassers, TS_{ED} = Trockensubstanz des eingedickten Schlammes

Die Feststoffbilanz kann für das mechanische Teilsystem Eindicker wie folgt aufgestellt werden (SVARDAL et al., 1998):

$$TS_{PS}\text{-Fracht} = TS_{TW}\text{-Fracht} + TS_{ED}\text{-Fracht}$$

$$Q_{PS} \cdot TS_{PS} = Q_{TW} \cdot TS_{TW} + Q_{ED} \cdot TS_{ED}$$

Q_{PS} Zulaufmenge Primärschlamm

TS_{PS} Trockensubstanz Primärschlamm

Q_{TW} Ablaufmenge Trübwasser

TS_{TW} Trockensubstanz Trübwasser

Q_{ED} Ablaufmenge eingedickter Schlamm

TS_{ED} Trockensubstanz eingedickter Schlamm

3.2.2.6.2 Phosphorbilanz

Die Phosphorbilanz ist nach NIKOLAVCIC (2011) eine klassische Bilanz und nach SCHWEIGHOFER (1994) die einfachste Bilanz. Phosphor ist über die Bestimmung des Gesamtphosphors vollständig und einfach erfassbar und eignet sich daher sehr gut für eine Bilanzierung (SCHWEIGHOFER, 1994; SVARDAL et al., 1998). Nach FRANZ und SVARDAL (2005) „stellt der Phosphor den verlässlichsten Bilanzierungsparameter dar.“

Die Phosphorbilanz eignet sich gut zur einfachen Verifizierung der gemessenen Überschussschlammengen (KROISS, 1993; NIKOLAVCIC, 2011; SCHWEIGHOFER, 1994). „Eine Übereinstimmung zwischen den gemessenen und den aus der Phosphorbilanz ermittelten Überschussschlammengen kann (...) als Bestätigung des gemessenen Überschussschlammmanfalls angesehen werden“ (FRANZ und SVARDAL, 2005).

Da Phosphor nicht über die Gasphase aus dem System entweichen kann (siehe Abbildung 7 und Abbildung 8) (FRANZ und SVARDAL, 2005), ist die Phosphorbilanz nach MOSER (1993) besonders verlässlich. Aus diesem Grund muss die Phosphorzulaufmenge auch der Summe der Phosphorablaufmenge und der Phosphormenge im Überschussschlamm entsprechen (KROISS, 1993) und die aus dem Rohabwasser entfernte Phosphormenge im Schlamm wiederzufinden sein (NIKOLAVCIC, 2011). Nach THOMANN HALLER (2002) ist bei Anlagen mit erhöhter Phosphorelimination in der biologischen Stufe der Phosphorstofffluss im Ablauf der Anlage wesentlich geringer als die Phosphorstoffflüsse im Rohabwasser und im Abgabeschlamm.

Phosphorbilanz der biologischen Stufe

Mit der Phosphorbilanz der biologischen Stufe kann der Ablauf aus der Vorklärung, der Ablauf aus der Nachklärung sowie der Überschussschlamm überprüft werden (siehe Tabelle 7). Abbildung 7 stellt die Phosphorbilanz der biologischen Stufe dar.

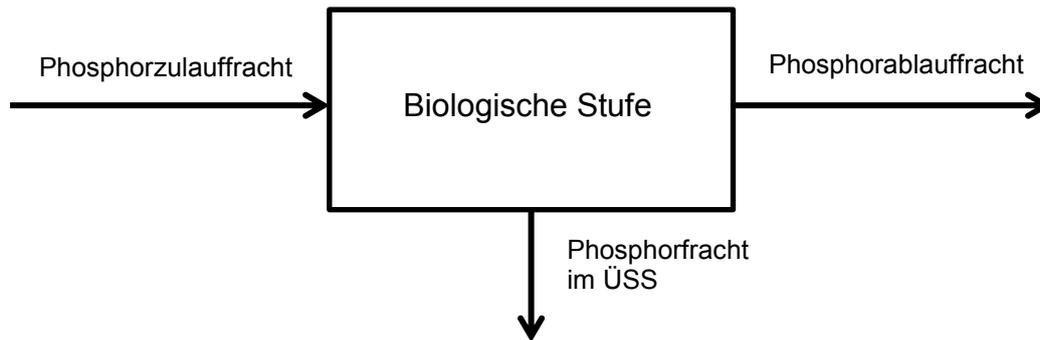


Abbildung 7: Phosphorbilanz der biologischen Stufe (eigene Darstellung, nach KROISS, 1993)

Abbildung 7 kann entnommen werden, dass für die Erstellung einer Phosphorbilanz der biologischen Stufe folgende Daten notwendig sind: Phosphorzulauf (Phosphorkonzentration im Zulauf und Zulaufmenge), Phosphorablauf (Phosphorkonzentration im Ablauf und Ablaufmenge), Phosphorfracht im Überschussschlamm (Überschussschlammmenge und Phosphorgehalt im Überschussschlamm).

Phosphorbilanz der Gesamtkläranlage

Die Erstellung einer Phosphorbilanz der Gesamtanlage ermöglicht die Überprüfung folgender Stoffflüsse: Rohabwasser, Ablauf NKB, Fremdschlamm, Abgabeschlamm (siehe Tabelle 7). Durch die Bilanzierung des Phosphors über die ARA können nach FREY (1994) Probleme bei verschiedenen Vorgängen (z. B. Überschussschlammabzug) erkannt werden.

In Abbildung 8 ist das Schema der Phosphorbilanz über die Gesamtkläranlage dargestellt.

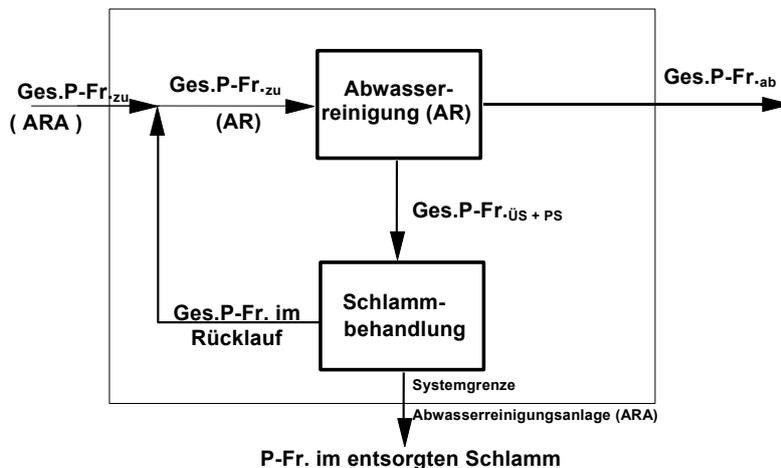


Abbildung 8: Phosphorbilanz einer Kläranlage (MÜLLER-RECHBERGER, 1999)

Wie Abbildung 7 und Abbildung 8 zu entnehmen ist, gibt es für Phosphorverbindungen zwei mögliche Abbaupfade (SCHWEIGHOFER, 1994). Phosphor kann über den Ablauf und über den entsorgten Klärschlamm aus dem System ARA gelangen. Phosphor kann gasförmig nicht ausgetragen werden, das vereinfacht die Bilanzierung (SCHWEIGHOFER, 1994; SVARDAL et al., 1998).

Die Phosphorbilanz kann für das System ARA (mit Schlammfäulung) folgendermaßen aufgestellt werden (SVARDAL et al., 1998):

Ges.P-Fracht (Zulauf) = Ges.P-Fracht (Ablauf) + Ges.P-Fracht (Faulschlamm)

$$Q_{zu} \cdot \text{Ges.P}_{zu} = Q_{ab} \cdot \text{Ges.P}_{ab} + Q_{FS} \cdot \text{TS}_{FS} \cdot P/TS$$

Q_{zu}Zulaufmenge Biologie

Ges.P_{zu}Gesamtphosphor im Zulauf Biologie

Q_{ab}Ablaufmenge Nachklärung

Ges.P_{ab} Gesamtphosphor im Ablauf Nachklärung

Q_{FS} Faulschlammmenge

TS_{FS} Trockensubstanzgehalt des Faulschlammes

P/TS Phosphorgehalt des Faulschlammes

Die notwendigen Daten für die Erstellung einer Phosphorbilanz sind nach SVARDAL et al. (1998) auf vielen Kläranlagen vorhanden. Nach SCHWEIGHOFER (1994) können die für die Erstellung einer geschlossenen Phosphorbilanz notwendigen Bestimmungsstücke i. a. in einem Kläranlagenlabor ermittelt werden. Obwohl der Phosphorgehalt des Klärschlammes im Zuge der Eigenüberwachung selten bestimmt wird, liegen aufgrund der Überprüfung bei landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung auf vielen Kläranlagen dennoch Werte vor. Da die Verweilzeit des Schlammes im System ARA sehr lang ist, reichen Messungen in großen Abständen aus (SVARDAL et al., 1998). Außerdem sind Schlamminhaltsstoffe i. a. nur langfristigen Veränderungen unterworfen, wenige (richtige) Analysenwerte pro Jahr liefern daher wertvolle Information (FRANZ, 1998).

Für eine erste Bilanzierung genügt nach SPINDLER (2011b) oftmals eine einzelne Bestimmung der Nährstoffverhältnisse in den einzelnen Schlämmen. Während Klärschlammuntersuchungen auf kleineren Anlagen deutliche Kostenrelevanz aufweisen können, stellen diese auf großen Anlagen keinen wesentlichen Kostenfaktor dar (ZESSNER, 1998).

Bezüglich des Bilanzzeitraumes der Phosphorbilanz hat SCHWEIGHOFER (1994) folgendes festgestellt: „Ähnlich wie bei der CSB-Bilanz sollten hier längere Zeiträume (größer ein Schlammalter) als Bilanzzeitraum gewählt werden.“

3.2.2.6.3 Stickstoffbilanz

Die Stickstoffbilanz ist für das Verstehen der Vorgänge auf einer Kläranlage eine wertvolle Hilfe (FREY, 1994). Die Massenbilanz für die Stickstoffverbindungen ist nach KROISS (1993) etwas komplexer als für die Kohlenstoffverbindungen und für den Phosphor. Nach SCHWEIGHOFER (1994) und SVARDAL et al. (1998) ist die Stickstoffbilanz die problematischste Bilanzierungsmöglichkeit.

Da es sich bei der Stickstoffbilanz von nitrifizierenden/denitrifizierenden ARAs um eine offene Bilanzierung handelt (außer in Ausnahmefällen), ist damit strenggenommen keine Verifikation der zugrundeliegenden Daten möglich (siehe Kapitel 3.2.2.1).

Stickstoffbilanz der biologischen Stufe

In Abbildung 9 ist die Stickstoffbilanz der biologischen Stufe einer nitrifizierenden/denitrifizierenden ARA dargestellt. Der Abbildung kann entnommen werden, dass die Stickstoffzulaufmenge einer nitrifizierenden/denitrifizierenden ARA der Summe der drei

Stickstoffteilfrachten im Ablauf, im Überschussschlamm sowie in der Abluft entsprechen muss (KROISS, 1993).

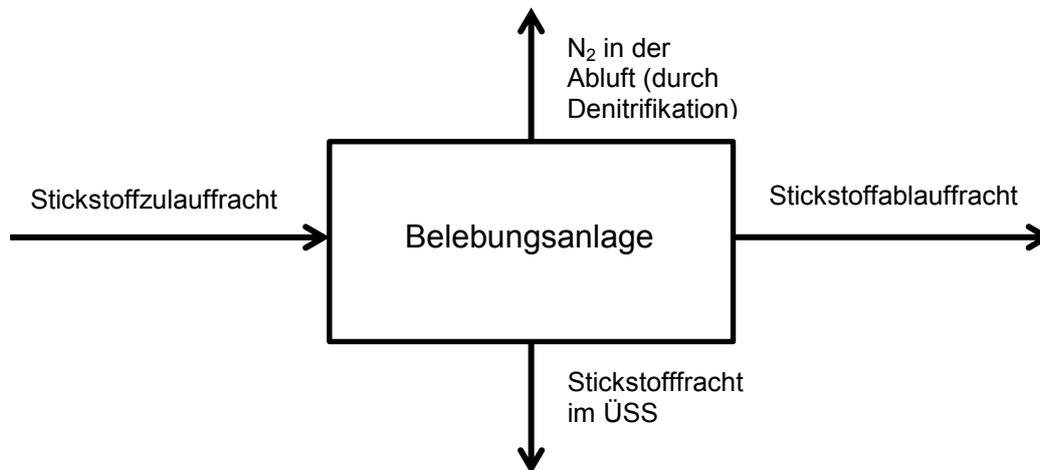


Abbildung 9: Stickstoffbilanz der biologischen Stufe einer nitrifizierenden/denitrifizierenden ARA (eigene Darstellung, nach KROISS, 1993)

Abbildung 9 zeigt, dass für die Erstellung einer Stickstoffbilanz der biologischen Stufe einer nitrifizierenden/denitrifizierenden ARA folgende Daten notwendig sind: Stickstoffzulauf (Stickstoffkonzentration im Zulauf und Zulaufmenge), Stickstoffablauf (Stickstoffkonzentration im Ablauf und Ablaufmenge), Stickstofffracht im Überschussschlamm (Überschussschlammmenge und Stickstoffgehalt im Überschussschlamm), Stickstofffracht in der Abluft.

Da die Zulaufkonzentration an oxidierten Stickstoffverbindungen (NO_x) vernachlässigbar ist, entspricht der Gehalt des TKN (Kjeldahlstickstoff) etwa dem Gesamtstickstoffgehalt (KROISS, 1993; SVARDAL et al., 1998). In Ausnahmefällen ist oxidiertes Stickstoff im kommunalen Rohabwasser (z. B. bei hohem Grundwasseranteil bei niedriger Belastung) (MOSER, 1993).

Bei Anlagen ohne Nitrifikation kann eine geschlossene Stickstoffbilanz erstellt werden, da der Stickstoff aus dem Bilanzsystem dann nur über den Ablauf und über den Überschussschlamm ausgetragen werden kann (FRANZ und SVARDAL, 2005). Nach SCHWEIGHOFER (1994) und SVARDAL et al. (1998) kann eine geschlossene Bilanz des Gesamtstickstoffflusses von nitrifizierenden und denitrifizierenden ARAs nur in Ausnahmefällen aufgestellt werden, da die Stickstofffracht, die als N_2 über die Abluft ausgetragen wird (siehe Abbildung 9), mit vertretbarem Aufwand messtechnisch nicht erfasst werden kann.

Stickstoffbilanz der Gesamtkläranlage

In Abbildung 10 ist das Schema der Stickstoffbilanz über die Gesamtkläranlage (Kläranlage mit Nitrifikation/Denitrifikation) dargestellt.

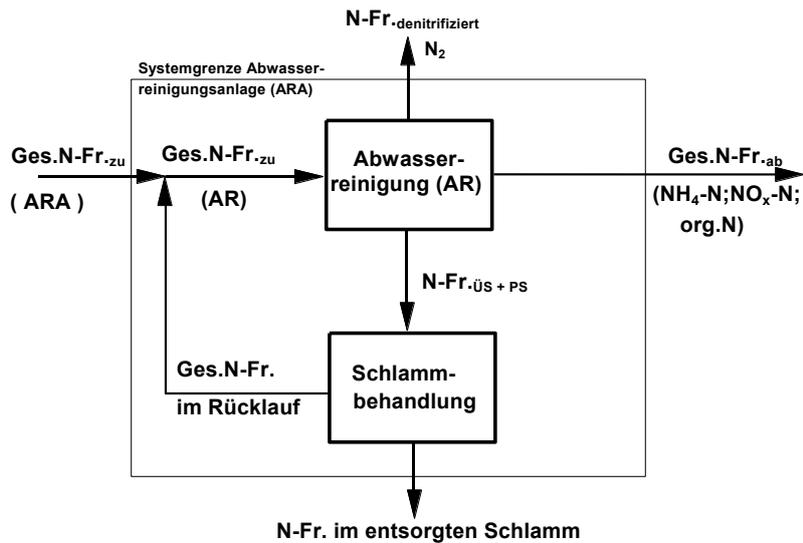


Abbildung 10: Stickstoffbilanz einer nitrifizierenden/denitrifizierenden Kläranlage (MÜLLER-RECHBERGER, 1999)

Abbildung 9 und Abbildung 10 kann entnommen werden, dass es für Stickstoff im Gegensatz zu Phosphor nicht zwei, sondern drei mögliche Abbaupfade gibt (Ablauf, entsorgter Klärschlamm, Abluft).

3.2.2.6.4 CSB-Bilanz

„Der CSB ist der einzige der klassischen Parameter für die organische Verschmutzung, mit dem Massenbilanzen erstellt werden können“ (NOWAK, 2000). KROISS (1993) hat folgendes festgestellt: „Von der Analytik vor allem bei Rohabwasser erscheint zur Zeit der CSB als die geeignetste Größe für die Bilanzierung.“ Wie in Kapitel 3.2.2.4 bereits erwähnt, ist die vollständige analytische Erfassung des jeweiligen Stoffes eine Voraussetzung für die Bilanzierung. Nach MOSER (1993) liegt der Aufschlussgrad bei der Bestimmung des CSB zwischen 95 und 100 %. Dieser hohe Erfassungsgrad ist nach MÜLLER-RECHBERGER (1999) Voraussetzung für die CSB-Bilanzierung.

CSB-Bilanz der biologischen Stufe

Die CSB-Bilanz der biologischen Stufe über längere Betriebszeiträume mit quasi stationären Bedingungen ist in Abbildung 11 dargestellt. Der Erhaltungssatz ist unabhängig vom Verfahren gültig, daher ist es grundsätzlich egal, welches Verfahren (Belebungsverfahren oder Biofilmverfahren) in der biologischen Stufe eingesetzt wird (SCHWEIGHOFER, 1994).

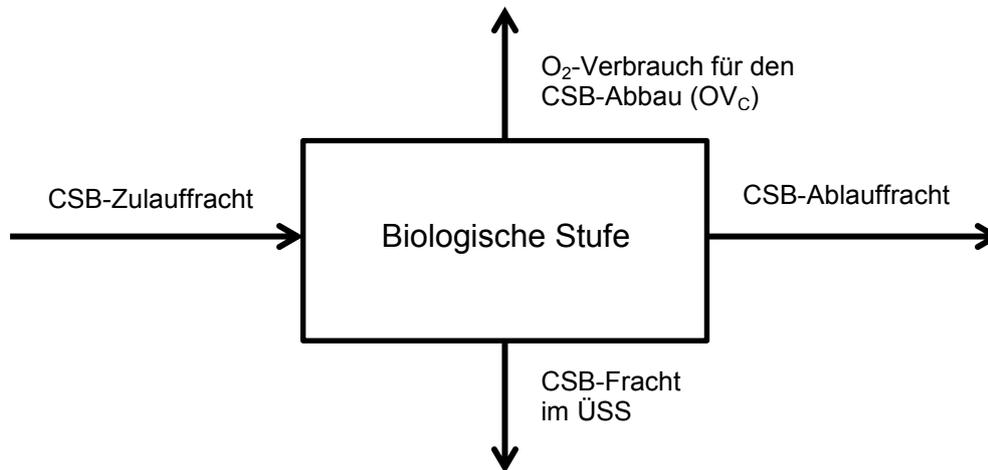


Abbildung 11: CSB-Bilanz der biologischen Stufe (eigene Darstellung, nach KROISS, 1993)

Laut Abbildung 11 sind für die Erstellung einer CSB-Bilanz der biologischen Stufe folgende Daten notwendig: CSB-Zulauf (CSB-Konzentration im Zulauf und Zulaufmenge), CSB-Ablauf (CSB-Konzentration im Ablauf und Ablaufmenge), CSB-Fracht im Überschussschlamm (Überschussschlammmenge und CSB-Gehalt im Überschussschlamm), O_2 -Verbrauch für den CSB-Abbau (OV_C).

Die CSB-Ablauf (siehe Abbildung 11) entspricht nach SVARDAL et al. (1998) dem nicht entfernten, „inerten“ gelösten CSB-Anteil. Der andere Teil des CSB wird von den Mikroorganismen über den Baustoffwechsel (=Aufbau neuer Biomasse, entspricht dem CSB im Überschussschlamm) sowie über den Energiestoffwechsel (=Sauerstoffverbrauch, entspricht dem OV_C) abgebaut (SVARDAL et al., 1998).

Abbildung 11 kann entnommen werden, dass der über den Zulauf in die ARA gelangende Kohlenstoff entweder oxidiert wird ($C + O_2 \rightarrow CO_2$) oder die ARA über den Ablauf bzw. über den Überschussschlamm wieder verlässt. Da bei der biologischen Abwasserreinigung Sauerstoff (O_2) als einziges Oxidationsmittel zur Verfügung steht, muss die Differenz zwischen der CSB-Zulauf und der CSB-Ablauf sowie der CSB-Fracht im Überschussschlamm einem definierten Sauerstoffverbrauch (OV_C) entsprechen (SVARDAL et al., 1998). Unter Gleichgewichtsbedingungen entspricht die entfernte CSB-Fracht (Differenz aus CSB-Zulauf und CSB-Ablauf) der Summe der CSB-Fracht im Überschussschlamm und dem Sauerstoffverbrauch für den CSB-Abbau (FRANZ und SVARDAL, 2005).

„Bei aeroben Systemen sind geschlossene Bilanzen für den Parameter CSB (...) nur dann möglich, wenn auch der Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffatmung messtechnisch erfasst werden kann“ (NOWAK, 2000). Wird die Kohlenstoffatmung nicht gemessen, wie dies bei der Routineüberwachung der Fall ist, fehlt der Sauerstoffbedarf für den CSB-Abbau (OV_C) (SVARDAL et al., 1998). Nach SCHWEIGHOFER (1994) fehlt dieses Bestimmungsstück sehr oft. Die Stoffflussanalyse ist dann unvollständig, es kann also nur eine offene CSB-Bilanz erstellt werden, mit der streng genommen keine Überprüfung der Messwerte möglich ist (SCHWEIGHOFER, 1994; SVARDAL et al., 1998). Werden die dadurch gewonnenen OV_C -Werte mit Erfahrungs- oder Literaturwerten verglichen, ist eine Plausibilitätsprüfung möglich (FRANZ und SVARDAL, 2005).

Wird der Sauerstoffverbrauch mittels Sauerstoffzehrungsmessung (Atmungsmessung) gemessen, kann eine geschlossene CSB-Bilanz, mit der eine Verifikation der anderen Bestimmungsstücke der Bilanz möglich ist, erstellt werden (SCHWEIGHOFER, 1994; SVARDAL et al., 1998). Der Sauerstoffverbrauch kann dann folgendermaßen berechnet

werden, wobei zu beachten ist, dass der gemessene OV_C -Wert ein Einzelergebnis aus einer Stichprobe darstellt (FRANZ und SVARDAL, 2005):

$$OV_C \text{ (kg O}_2\text{/d)} = OV_C \text{ (mg O}_2\text{/l*h)} * 1/1000 * V_{BB} \text{ (m}^3\text{)} * 24 \text{ (h/d)}$$

Der Sauerstoffverbrauch kann bei ausschließlich CSB-abbauenden ARAs auch über den (oft bekannten) Energieverbrauch für die Belüftung abgeschätzt werden. Der Sauerstoffeintrag (OV) wird bei bekanntem Sauerstoffeintrag und erfasstem Energieverbrauch für die Belüftung folgendermaßen berechnet (FRANZ und SVARDAL, 2005; MÜLLER-RECHBERGER, 1999):

$$OV \text{ (kg O}_2\text{/d)} = Op \text{ (kg O}_2\text{/kWh)} * P \text{ (kWh/d)} * (c_S - c_X)/c_S$$

OV.....gesamter Sauerstoffeintrag

Op.....Sauerstoffeintrag

P.....Energieverbrauch für die Belüftung

c_SSättigungswert (g O₂/m³)

c_XSauerstoffkonzentration im Belebungsbecken (g O₂/m³)

Bei nitrifizierenden Anlagen entspricht der ermittelte gesamte Sauerstoffeintrag (OV) der Summe aus dem OV_C (Sauerstoffbedarf für den Kohlenstoffabbau) und dem OV_N (Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation) (SCHWEIGHOFER, 1994). Daher muss bei nitrifizierenden Anlagen bei der Abschätzung der Kohlenstoffsubstratatmung (OV_C) über den Energieverbrauch der Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation (OV_N) berücksichtigt werden (Kombination der CSB-Bilanz mit der N-Bilanz) (FRANZ und SVARDAL, 2005). Der Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation (OV_N) errechnet sich nach MÜLLER-RECHBERGER (1999) durch die Multiplikation der nitrifizierten Stickstofffracht mit dem Faktor 4,33 [g O₂/g NO₃-N_{produziert}].

Bei nitrifizierenden/denitrifizierenden Anlagen ist bei der Abschätzung der Kohlenstoffsubstratatmung (OV_C) zusätzlich zum Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation (OV_N) der äquivalente Sauerstoffbedarf für die Denitrifikation (OV_D) zu berücksichtigen (MÜLLER-RECHBERGER, 1999). Der äquivalente Sauerstoffbedarf für die Denitrifikation (OV_D) errechnet sich nach NOWAK (s.a.) durch die Multiplikation der denitrifizierten Stickstofffracht mit dem Faktor 2,86. Es gilt folgende Gleichung (NOWAK, s.a.):

$$OV_C = OV - OV_N + OV_D$$

OV_CSauerstoffbedarf für den Kohlenstoffabbau [kg O₂/d]

OV.....gesamter Sauerstoffeintrag [kg O₂/d]

OV_NSauerstoffbedarf für die Nitrifikation [kg O₂/d]

OV_Däquivalenter Sauerstoffbedarf für die Denitrifikation [kg O₂/d]

Die Abschätzung des Sauerstoffbedarfs für den Kohlenstoffabbau (OV_C) kann zusammenfassend folgendermaßen dargestellt werden:

- ARAs mit ausschließlichm CSB-Abbau: $OV_C = OV$
- ARAs mit Nitrifikation: $OV_C = OV - OV_N$
- ARAs mit Nitrifikation/Denitrifikation: $OV_C = OV - OV_N + OV_D$

Dabei gilt folgendes:

$$OV \text{ (kg O}_2\text{/d)} = Op \text{ (kg O}_2\text{/kWh)} * P \text{ (kWh/d)} * (c_s - c_x)/c_s$$

$$OV_N = 4,33 * NO_x$$

$$OV_D = 2,86 * N_{deni}$$

CSB-Bilanz der Faulung

Der Parameter CSB kann auch zur Bilanzierung anaerober Prozesse (Schlammfäulung) herangezogen werden (SVARDAL, 1991, zit. bei FRANZ und SVARDAL, 2005). Die CSB-Bilanz ist nach MÜLLER-RECHBERGER (1999) zur Überprüfung der Analysen und Mengenströme im Rahmen der Schlammfäulung gut geeignet. In Abbildung 12 ist die CSB-Bilanz eines Faulbehälters dargestellt. Der in den Faulbehälter gelangende CSB (in Form von Primär- und Überschussschlamm, ev. Cofermentate) wird nicht mit Sauerstoff oxidiert, sondern teilweise biologisch in Methan (CH₄) umgewandelt (FRANZ und SVARDAL, 2005). „Die dem Faulbehälter zufließende CSB-Fracht muss also der Summe aus CSB des produzierten CH₄ und CSB-Fracht des ausgefaulten Schlammes entsprechen“ (FRANZ und SVARDAL, 2005).

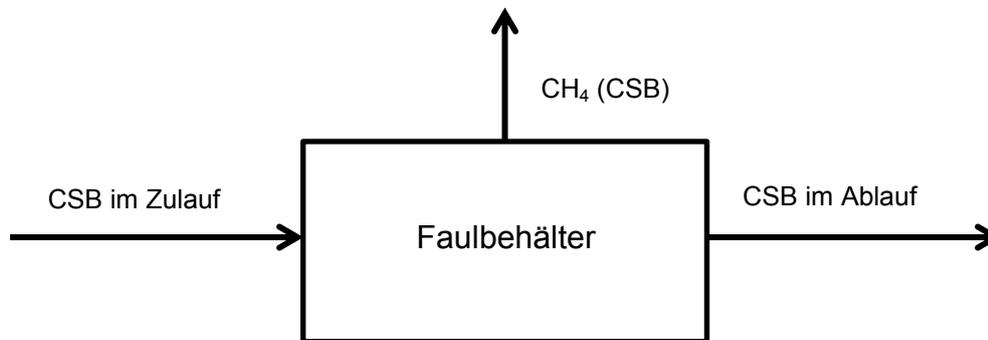


Abbildung 12: CSB-Bilanz der Faulung (eigene Darstellung, nach FRANZ und SVARDAL, 2005)

Die CSB-Bilanz der Schlammfäulung kann folgendermaßen aufgestellt werden (FRANZ und SVARDAL, 2005):

$$\text{CSB-Fracht (Zulauf}_{FB}) = \text{CSB-Fracht (Ablauf}_{FB}) + \text{CSB-Fracht (Faulgas)}$$

$$Q_{zu} * \text{CSB}_{zu} = Q_{ab} * \text{CSB}_{ab} + Q_{FG} * \text{CSB}_{FG}$$

Q_{zu}Zulaufmenge Faulbehälter (PS, ÜSS, Cofermentate)

CSB_{zu}CSB im Zulauf zum Faulbehälter (PS, ÜSS, Cofermentate)

Q_{ab}Ablaufmenge Faulbehälter (stabilisierter Schlamm)

CSB_{ab}CSB im Ablauf aus dem Faulbehälter (stabilisierter Schlamm)

Q_{FG}Faulgasmenge (nur Methananteil)

CSB_{FG}CSB im Faulgas

Der CSB der Schlämme wird selbst bei großen Kläranlagen kaum analysiert (NOWAK, 2000). Er kann jedoch näherungsweise aus der organischen Trockensubstanz (oTS) berechnet werden ($\text{CSB}_{\text{Schlamm}} = \text{oTS}_{\text{Schlamm}} * 1,42$) (1 g oTS entspricht 1,42 g CSB). Die CSB-Fracht des Faulgases wird durch die Multiplikation des Methangehalts im Faulgas (1 – CO₂-Gehalt) mit 2,86 berechnet (1 Nm³ CH₄ entspricht 2,86 kg CSB) (FRANZ und SVARDAL, 2005).

Für die Erstellung einer CSB-Bilanz um die Faulung sind somit folgende Daten notwendig: CSB-Fracht in die Faulung (Rohschlammmenge und oTS-Gehalt des Rohschlammes), CSB-Fracht aus der Faulung (Faulschlammmenge und oTS-Gehalt des Faulschlammes), gasförmige CSB-Fracht (Faulgasanfall, Methangehalt im Faulgas bzw. CO₂-Gehalt im Faulgas).

CSB-Bilanz der Gesamtkläranlage

In Abbildung 13 ist das Schema der CSB-Bilanz über die Gesamtkläranlage dargestellt. Der Abbildung kann entnommen werden, dass sich durch unterschiedliche Verfahrenskonzepte (anaerobe oder aerobe Schlammstabilisierung) unterschiedliche Schemata für die Erstellung von CSB-Bilanzen ergeben.

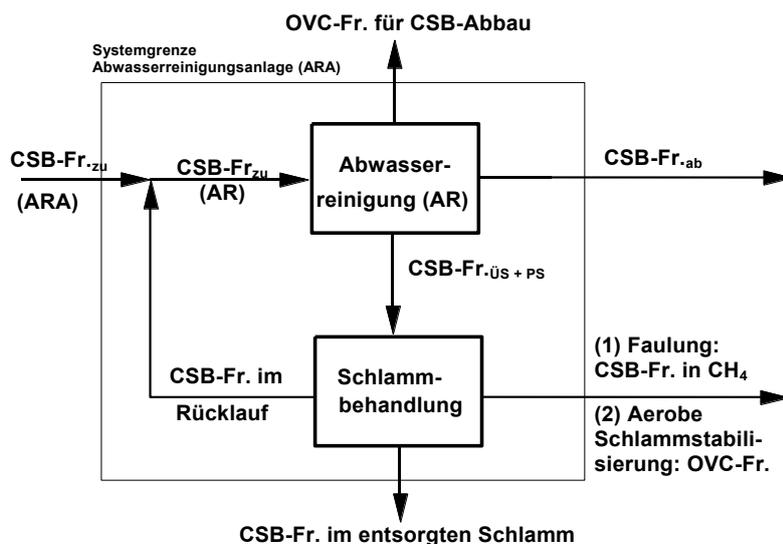


Abbildung 13: CSB-Bilanz einer Kläranlage (MÜLLER-RECHBERGER, 1999)

3.2.3 Vergleich Plausibilitätskontrolle und Verifizierung (mittels Bilanzierung)

„Verifizierung oder Verifikation (...) ist der Nachweis, dass ein vermuteter oder behaupteter Sachverhalt wahr ist“ (WIKIPEDIA, 2012). Nach WIKIPEDIA (2012) versteht man in der Wissenschaftstheorie unter der Verifizierung einer Hypothese den Nachweis, dass diese richtig ist. Im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft gibt es keine allgemeingültige Definition für den Begriff „Verifikation“. Angelehnt an die Begriffsdefinition im Bereich der Wissenschaftstheorie kann man unter der Verifizierung von Betriebsdaten den Nachweis der Richtigkeit dieser verstehen.

„Im Rahmen des kritischen Rationalismus (K. Popper) wird argumentiert, dass es Verifikation nicht gibt“ (WIKIPEDIA, 2012). Karl Popper führt im Zusammenhang dazu folgendes Beispiel an: „Angenommen, die Hypothese lautet: „Alle Schwäne sind weiß“, so trägt das Finden zahlreicher weißer Schwäne nur dazu bei, dass die Hypothese beibehalten werden darf. Es bleibt stets die Möglichkeit bestehen, einen andersfarbigen Schwan zu finden. Tritt dieser Fall ein, so ist die Hypothese widerlegt. Solange aber kein andersfarbiger Schwan gefunden wurde, kann die Hypothese weiterhin als nicht widerlegt betrachtet werden“ (WIKIPEDIA, 2012). Demnach wäre es zwar möglich, Betriebsdaten zu falsifizieren, es bleibt jedoch fraglich, ob die Verifizierung von Betriebsdaten überhaupt möglich ist.

In Tabelle 8 ist eine Gegenüberstellung der Plausibilitätskontrolle und der Verifizierung (mittels Bilanzierung) gegeben. Diese Tabelle soll die Unterschiede dieser beiden Qualitätssicherungsmaßnahmen verdeutlichen. Tabelle 8 bekräftigt folgende Aussage von SPINDLER (2011b): „Die erfolgreiche Bilanzierung von Kläranlagendaten aus zurückliegenden

Zeiträumen erhöht deren Aussagekraft im Vergleich zur reinen Plausibilitätskontrolle durch das Erkennen systematischer Messfehler.“

Tabelle 8: Gegenüberstellung der Plausibilitätskontrolle und der Verifizierung (eigene Darstellung)

	Plausibilitätskontrolle	Verifizierung (mittels Bilanzierung)
Synonyme	Plausibilitätsprüfung, Plausibilisierung	Verifikation
zugehöriges Adjektiv	plausibel (einleuchtend, begreiflich)	verifiziert (nachgeprüft)
Definition	überschlagsmäßige Überprüfung, ob Werte überhaupt plausibel (annehmbar, einleuchtend, nachvollziehbar) sein können oder nicht	Überprüfung des Wahrheitsgehalts von Werten; Nachweis, dass ein vermuteter oder behaupteter Sachverhalt wahr ist
Identifizierung welcher Fehler	v. a. grobe Fehler (SPINDLER, 2011b)	grobe und systematische Fehler (SPINDLER, 2011b)
Vorteile	- geringerer Aufwand - meist keine zusätzlichen Messungen notwendig	- Erkennen weniger offensichtlicher Unrichtigkeiten möglich
Nachteile	- Erkennen weniger offensichtlicher Unrichtigkeiten nicht möglich	- höherer Aufwand - ev. zusätzliche Messungen notwendig

Nach SPINDLER (2011a) dient die Plausibilitätsprüfung einer ersten Einschätzung, wohingegen die Bilanzierung eine redundante Prüfung der Messdaten darstellt. Durch die Plausibilitätskontrolle können nach SPINDLER (2011b) in erster Linie grobe Fehler erkannt werden, wohingegen die Bilanzierung das Erkennen grober und systematischer Messabweichungen ermöglicht. „Die Bilanzierung von Stofffrachten fügt dem Element des Expertenwissens bei der Messwertkontrolle eine mathematische Grundlage hinzu. Messwerte werden nicht mehr einzeln oder als einzelne Zeitreihe beurteilt, sondern im (mathematischen) Zusammenhang mit anderen Messwerten“ (SPINDLER, 2011b).

Der Vorteil der Plausibilitätskontrolle ist, dass diese eine sofortige Einschätzung aktueller Daten ermöglicht, während die Anwendung der Bilanzierung auf aktuelle Messwerte wenig sinnvoll ist (SPINDLER, 2011b). Die Plausibilitätsprüfung ist nach SPINDLER (2011a) für zeitnahe Entscheidungen anzuwenden, die Bilanzierung wird auf Zeitreihen angewendet und dient dabei der Qualitätskontrolle der Datensätze. Das Ziel der Bilanzierung ist somit nicht die Bewertung aktueller Messwerte, sondern die Bewertung der Datenqualität innerhalb eines Zeitraumes in der Vergangenheit (SPINDLER, 2011b). Die Plausibilitätsprüfung ist anzuwenden, wenn die Bilanzierbarkeit der Daten nicht gegeben ist. Außerdem ist die Plausibilitätsprüfung die Voraussetzung für die Durchführung einer Bilanzierung (SPINDLER, 2011a).

In Abbildung 14 ist die Einordnung der Plausibilitätskontrolle sowie der Bilanzierung in die Abläufe der Messwerterfassung und –kontrolle dargestellt. Diese Abbildung zeigt, dass vor der Bilanzierung eine Plausibilitätskontrolle durchgeführt werden soll. Ergibt die Plausibilitätskontrolle plausible Messwerte, kann mit diesen Messwerten eine Bilanzierung durchgeführt werden. Unplausible Messwerte müssen vor der Erstellung von Stoffstrombilanzen mittels Messwertprüfung überprüft werden. Abbildung 14 verdeutlicht den bereits beschriebenen Hinweis (siehe Kapitel 3.2.1), dass unplausible Messwerte nicht zwingend falsch sein müssen, sondern dass diese auf Veränderungen oder neue Bedingungen (=wichtige Information) hinweisen können. Eine Bilanzierung ohne grobe Abweichungen weist auf eine gute Datengrundlage (z. B. für Planungen und Dimensionierungen von ARAs) hin. Bei groben Abweichungen in den Massenbilanzen muss das Messkonzept bzw. die Messstrategie überprüft werden.

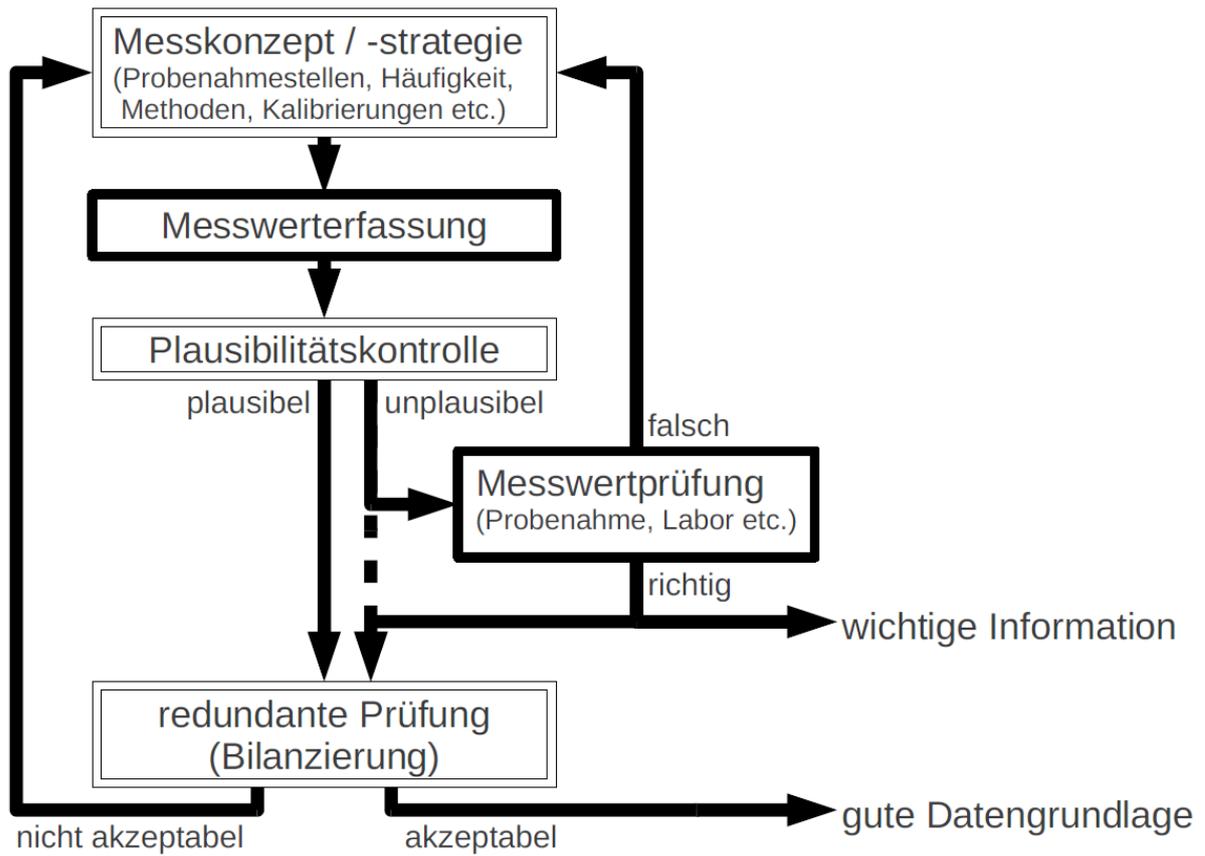


Abbildung 14: Einordnung der Plausibilitätskontrolle und der Bilanzierung in die Abläufe der Messwerverfassung und -kontrolle (Arbeitsintensive Schritte sind fett umrandet.) (SPINDLER, 2011a)

4. Material und Methoden

Dieses Kapitel gliedert sich in die drei Unterkapitel Beschreibung der untersuchten Kläranlagen, Durchführung der Plausibilitätsprüfung und Durchführung der Bilanzierung.

4.1 Beschreibung der untersuchten Kläranlagen

In diesem Kapitel wird die zu untersuchende Anlage (Kläranlage Frauenkirchen) kurz dargestellt. Die Darstellung beinhaltet eine kurze Beschreibung, ein Übersichtsbild, ein Anlagenschema und ein Durchflussschema. Danach folgt eine kurze Beschreibung von zwei weiteren ARAs (Kläranlage Gattendorf-Neudorf und Kläranlage des RHV Steyr und Umgebung) (inklusive Übersichtsbild, Anlagen- und Durchflussschema).

4.1.1 Gemeindekläranlage Frauenkirchen

Die Kläranlage Frauenkirchen, die südlich der Gemeinde Frauenkirchen liegt, reinigt das Abwasser der Gemeinde Frauenkirchen sowie das Abwasser der St. Martins Therme & Lodge, die am 11. November 2009 eröffnet wurde (ERTL et al., 2012). Nach ERTL et al. (2012) beträgt der Konsens der Therme 500 m³/d, es ist jedoch keine maßgebende Fracht zu erwarten. Außer der Therme gibt es noch weitere Indirekteinleiter (z. B. Werkstätten, Weinbauer), diese sind jedoch im Gegensatz zur Therme nicht maßgeblich (KANDL, 2012a).

Die wichtigsten Stammdaten der Kläranlage Frauenkirchen (Ausbaugröße 7.250 EW, Größenklasse III gemäß 1. AEV) können Tabelle 9 entnommen werden.

Tabelle 9: Stammdaten der Kläranlage Frauenkirchen (eigene Darstellung, nach ÖWAV, 2011)
Abkürzungen: C = Kohlenstoffentfernung, N = Nitrifikation, D = Denitrifikation, P = Phosphorentfernung

Anlagenname	Frauenkirchen
Adresse der ARA	7132 Frauenkirchen
Bundesland	Burgenland
Ausbaugröße	7.250 EW-Ausbau
Anschlussgrad	
Reinigungsziel	C, N, D, P
Art der Anlage	Belebung, Staurieselbeet

Abbildung 15 zeigt ein Übersichtsbild der Kläranlage Frauenkirchen.

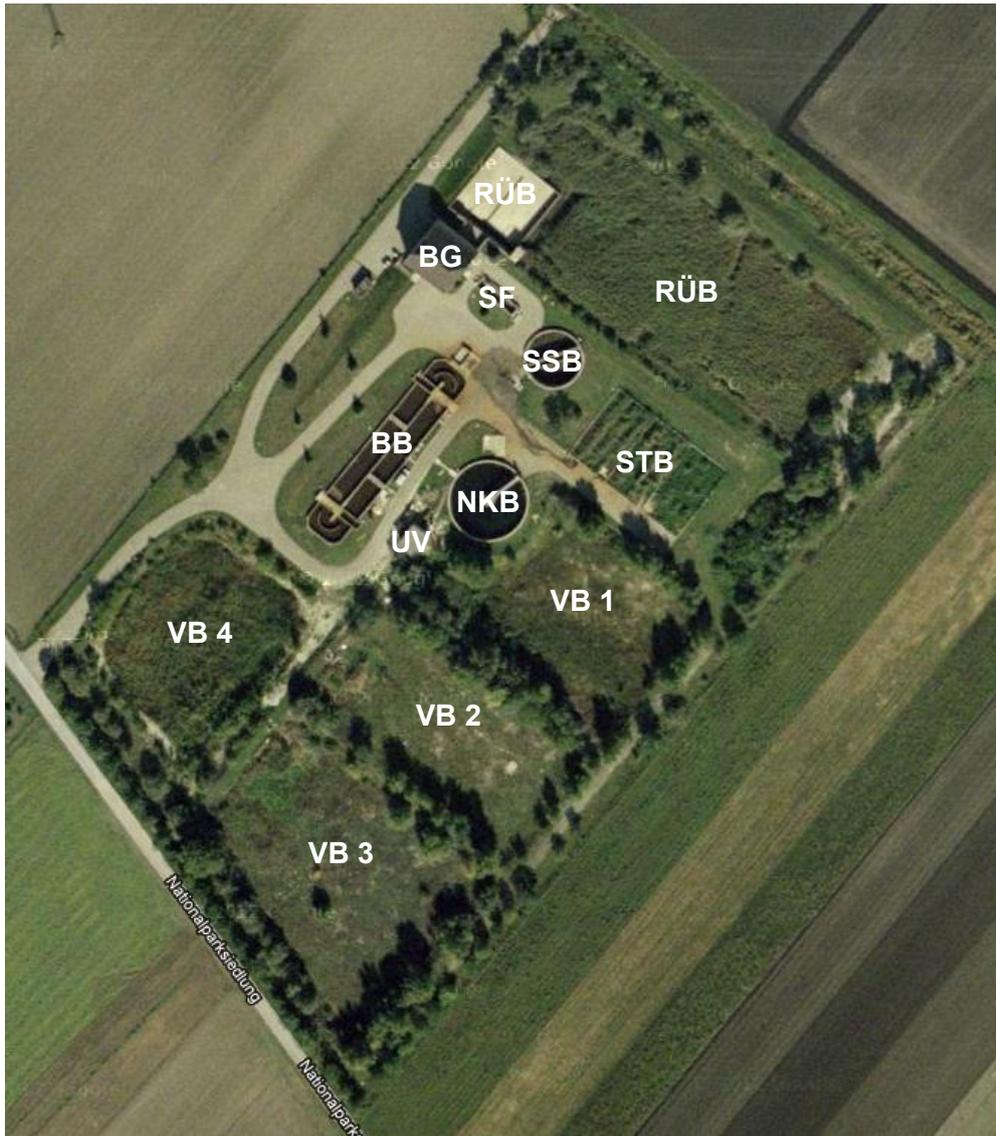


Abbildung 15: Übersichtsbild der Kläranlage Frauenkirchen (verändert nach Google Maps)
Abkürzungen: BB = Belebungsbecken, BG = Betriebsgebäude, NKB = Nachklärbecken,
RÜB = Regenüberlaufbecken, SF = Sandfang, SSB = Schlammstapelbecken,
STB = Schlammtrockenbeete, UV = UV-Anlage, VB = Versickerungsbecken

Abbildung 15 kann entnommen werden, dass die Gemeindekläranlage Frauenkirchen über folgende Anlagenteile verfügt (siehe auch ERTL et al., 2012):

- Rechen (im Betriebsgebäude)
- Sand- und Fettfang
- ein Belebungsbecken (Oberflächenbelüftung – Mammutrotoren) (Volumen = 1.760 m³)
- ein Nachklärbecken (Volumen = 942 m³, Oberfläche = 346 m²)
- UV-Anlage
- vier Versickerungsbecken (intermittierende Beschickung)
(Versickerungsbecken 4 ist für eventuelle Anlagenerweiterung)
- ein Schlammstapelbecken
- drei Schlammtrockenbeete

Die Kläranlage Frauenkirchen ist seit 1990 in Betrieb. Das Abwasser wird über ein Mischsystem zur Kläranlage geleitet (VOGEL und ZESSNER, 2001). Nach VOGEL und ZESSNER (2001)

wird die Gemeindekläranlage Frauenkirchen mit weitgehender Nitrifikation/Denitrifikation und Phosphorfällung (Fällmittel Eisensulfat) betrieben. Der gereinigte Ablauf der Gemeindekläranlage wird nicht in ein Oberflächengewässer (Fließgewässer oder See) geleitet, sondern über Versickerungsbecken (Staurieselbeete) ins Grundwasser versickert. Nach VOGEL und ZESSNER (2001) wird in Österreich eine derartige Vorgangsweise äußerst restriktiv behandelt.

„Die Infiltration von gereinigtem Abwasser kann die Qualität von Grundwasser in Abhängigkeit von den dotierten Abwassermengen sowohl in chemisch-physikalischer als auch hygienischer Hinsicht beeinflussen“ (VOGEL und ZESSNER, 2001). Ein weiterer Nachteil von Einleitungen ins Grundwasser ist die schwerere Überwachung (GUJER, 2007).

Der Überschussschlamm der Kläranlage wird in einem Eindicker (=Schlammstapelbecken), der auch als Schlamm-speicher dient, eingedickt. Die vorhandenen Schlamm-trockenbeete werden mit Schlamm beschickt, wenn eine Verwertung des Schlamm-s nicht möglich ist und/oder der Eindicker ausgelastet ist (VOGEL und ZESSNER, 2001).

Dem Fremdüberwachungsbericht 2010 der Gemeindekläranlage Frauenkirchen kann entnommen werden, dass zwischen der organischen und der hydraulischen Auslastung der ARA ein großer Unterschied besteht. Während die mittlere organische Auslastung der Kläranlage Frauenkirchen im Berichtsjahr 2010 bei 50 % lag, betrug die mittlere hydraulische Auslastung 186 %. Die Jahresabwassermenge ist vom Jahr 2009 auf das Jahr 2010 um 79 % gestiegen (AMT DER BURGENLÄNDISCHEN LANDESREGIERUNG, 2011). Die im wasserrechtlichen Bewilligungsbescheid vorgeschriebenen Grenzwerte wurden im Berichtsjahr 2010 mit einer Ausnahme (eine Überschreitung des Phosphorgrenzwertes) zwar eingehalten, die notwendigen Mindestwirkungsgrade der beiden Parameter TOC und Gesamtstickstoff wurden jedoch nicht erreicht (TOC: Ist 82,9 %, Soll 90 % und Ges.N: Ist 81,8 %, Soll 85 %). Das Nichterreichen der Mindestwirkungsgrade ist auf die hohe hydraulische Belastung der ARA (186 %) zurückzuführen (AMT DER BURGENLÄNDISCHEN LANDESREGIERUNG, 2011).

Abbildung 16 zeigt das in eDAB erstellte Anlagenschema der Kläranlage Frauenkirchen. Dieser Abbildung lässt sich die Verfahrensführung der Kläranlage Frauenkirchen entnehmen. Der Zulauf zur Kläranlage wird nach der mechanischen Vorreinigung (Rechen und kombinierter Sand-/Fettfang) biologisch gereinigt (Belebungsbecken und Nachklärbecken). Nach der biologischen Reinigung folgt eine UV-Desinfektion. Der gereinigte Ablauf wird nach diesem Verfahrensschritt in den drei in Betrieb befindlichen Versickerungsbecken versickert.

Der Überschussschlamm wird im Eindicker (Schlammstapelbecken) eingedickt und gespeichert. Ein Teil des eingedickten Überschussschlamm-s wird als Nassschlamm landwirtschaftlich ausgebracht, der restliche Teil wird auf den Trockenbeeten getrocknet und danach landwirtschaftlich entsorgt. Im Anlagenschema sind auch die Rückläufe aus der Schlammbehandlung dargestellt. Der Abbildung lässt sich entnehmen, dass die Rückläufe (Trübwasser vom Eindicker, Drainagewasser von den Trockenbeeten) in die mechanische Vorreinigung (vor dem Sand-/Fettfang) rückgeführt werden.

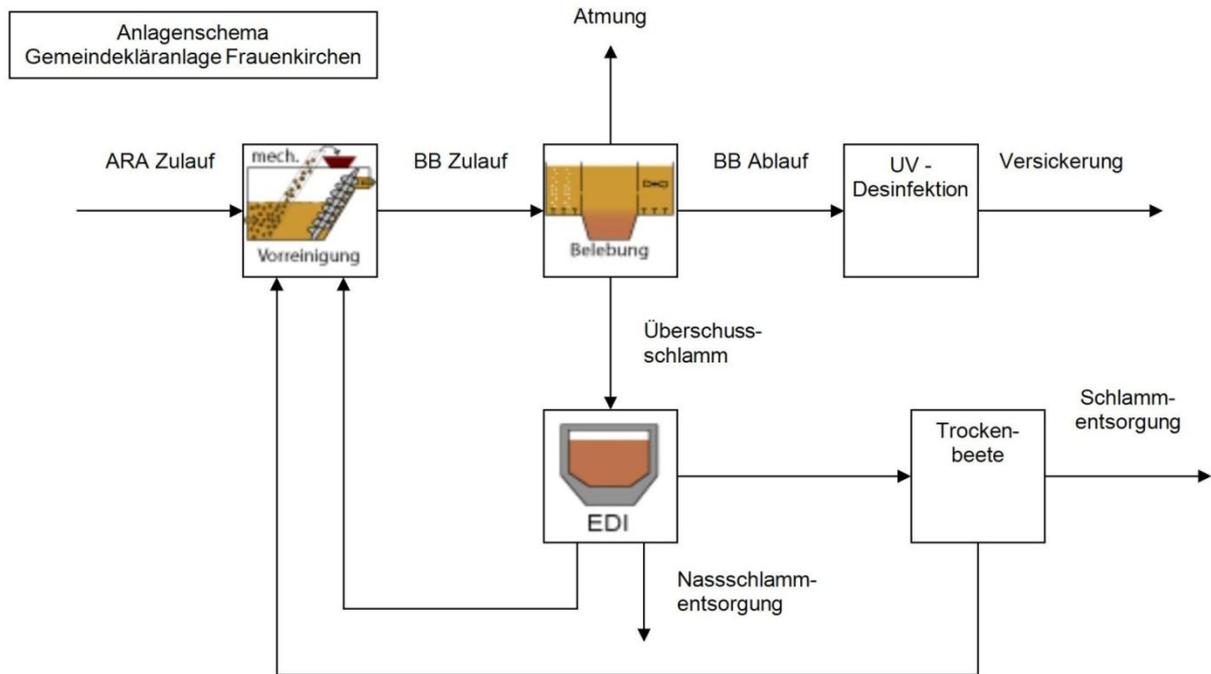


Abbildung 16: Anlagenschema der Gemeindekläranlage Frauenkirchen (eigene Darstellung, mit eDAB erstellt)

Abkürzungen: ARA = Abwasserreinigungsanlage, BB = Belebungsbecken, EDI = Eindicker, mech. Vorreinigung = mechanische Vorreinigung

In Abbildung 17 ist das Durchflussschema der Kläranlage Frauenkirchen des gewählten Bilanzzeitraumes (Betrachtungsjahr 2010) dargestellt. Volle Linien stellen gemessene Durchflüsse dar, gestrichelte Linien stehen für ungemessene Durchflüsse. Bei den roten Linien handelt es sich um Rückläufe aus der Schlammbehandlung (Trüb- bzw. Drainagewasser). Die Erfassung von Stoffkonzentrationen der Durchflüsse ist durch ein rotes Kreuzerl dargestellt. Die Kreise stellen Quellen bzw. Senken des betrachteten Systems dar.

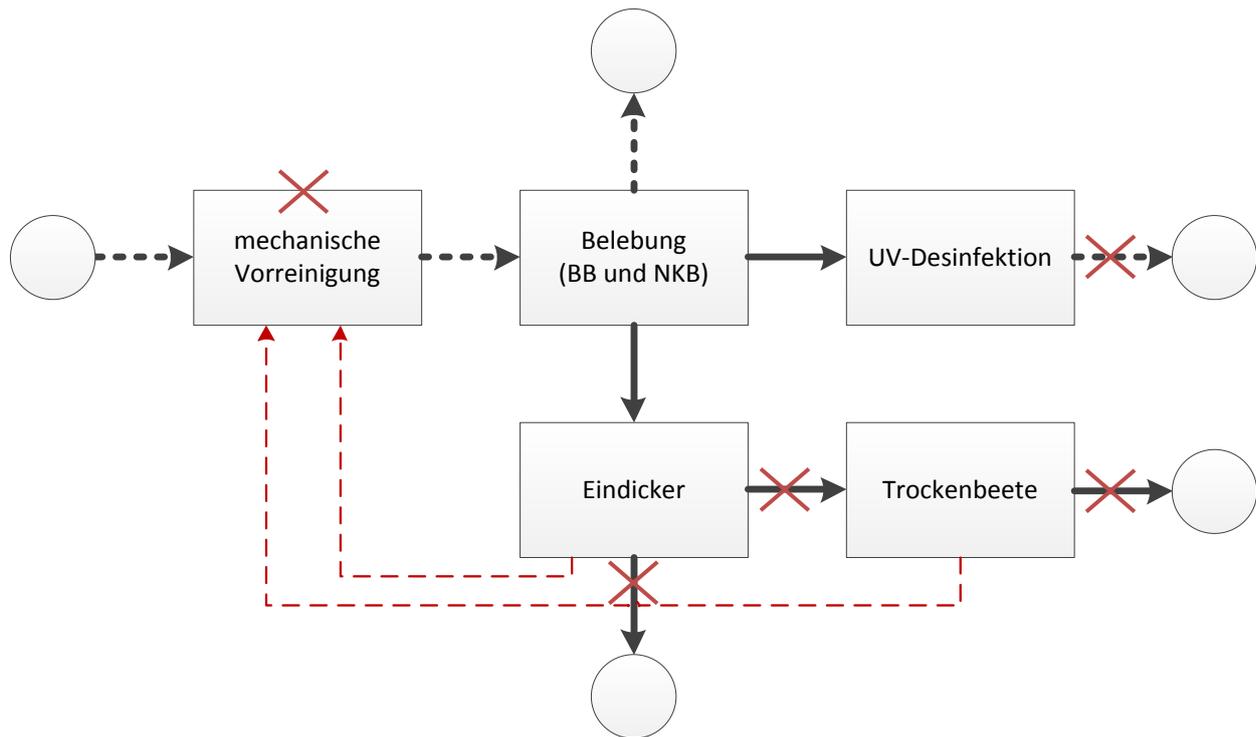


Abbildung 17: Durchflussschema der Gemeindekläranlage Frauenkirchen des gewählten Bilanzzeitraumes (Betrachtungsjahr 2010) (eigene Darstellung, mit Microsoft Visio erstellt)
 Unterscheidung nach gemessenen (volle Linien) und ungemessenen Durchflüssen (gestrichelte Linien), Kreise stellen Quellen bzw. Senken dar, rote Kreuzer! stellen die Erfassung von Stoffkonzentrationen dar

Abbildung 17 kann entnommen werden, dass es im Zulauf zur Kläranlage Frauenkirchen im gewählten Bilanzzeitraum (Betrachtungsjahr 2010) keine Durchflussmengenmessung gab. Laut KANDL (2012c) gibt es seit 2012 auch eine Durchflussmengenmessung im Zulauf, da die Kläranlage an den Stand der Technik angepasst wurde. Die Durchflussmengenmessung des Ablaufs ist vor der UV-Desinfektion stationiert, es handelt sich dabei um eine Venturi-Ultraschall-Mengenmessung (KANDL, 2012c). Vor dem Eindicker erfolgt die Mengenmessung* des Überschussschlammes. Nach dem Eindicker erfolgen zwei Mengenmessungen*: Es erfolgt die Mengenmessung* des eingedickten Überschussschlammes, der auf die Trockenbeete aufgebracht wird und die Mengenmessung* des eingedickten Überschussschlammes, der als Nassschlamm landwirtschaftlich ausgebracht wird. Nach den Trockenbeeten wird die Schlammmenge gemessen*, die als Trockenschlamm in der Landwirtschaft entsorgt wird.
 * Anmerkung: Die Schlammengen wurden bis 2012 eigentlich nicht gemessen, es handelt sich dabei um Abschätzungen (aus der Laufzeit der Pumpen wurde auf die Schlammmenge rückgeschlossen).

Dem Schema können auch die Rückflüsse aus der Schlammbehandlung (Trüb- und Drainagewasser) entnommen werden (rote gestrichelte Linien). Der Abbildung lässt sich entnehmen, dass diese in die mechanische Vorreinigung zurückgepumpt werden. Das Trüb- und Drainagewasser wird aus dem Eindicker und aus den Trockenbeeten in den Keller des Betriebsgebäudes rückgeführt, zwischen Rechen und Sand-/Fettfang eingeleitet und durchläuft somit die Reinigungsstufe Sand-/Fettfang nochmals (KANDL, 2012c). Der Abbildung lässt sich entnehmen, dass die Rückflüsse mengenmäßig nicht erfasst werden.

Abbildung 17 zeigt auch, bei welchen Durchflüssen Stoffkonzentrationen erfasst werden. Die Probenahme des Zulaufs erfolgt im Sandfang, die Probenahme des Ablaufs erfolgt nach der UV-Desinfektion. Außerdem wird der eingedickte Überschussschlamm sowie der Schlamm der Trockenbeete untersucht. Für das Betrachtungsjahr 2010 liegen zwei Klärschlammgutachten für

den eingedickten Überschussschlamm (Probenahmedatum: 08.03.2010 und 28.06.2010) und ein Klärschlammgutachten für den Schlamm der Trockenbeete (Probenahmedatum: 28.06.2010) vor.

Die Kreise stellen Quellen bzw. Senken dar. Der Abbildung kann entnommen werden, dass der Zulauf zur Kläranlage die einzige Quelle ist. Die Atmosphäre, der Vorfluter (Grundwasserkörper) sowie die landwirtschaftlichen Flächen (Klärschlammausbringung) stellen Senken dar.

4.1.2 Kläranlage Gattendorf-Neudorf

Die Kläranlage Gattendorf-Neudorf wurde in den Jahren 1984 bis 1986 errichtet, in den Jahren 2008 bis 2009 folgten einige Anpassungsmaßnahmen (INGENIEURBÜRO DR. LANG ZT-GMBH, 2011). In Tabelle 10 sind die wichtigsten Stammdaten der Kläranlage Gattendorf-Neudorf (Ausbaugröße 2.700 EW, Größenklasse II gemäß 1. AEV) dargestellt. Dieser Tabelle lässt sich entnehmen, dass es sich bei dieser Kläranlage um eine nitrifizierende/denitrifizierende Anlage mit Kohlenstoff- und Phosphorentfernung handelt.

Tabelle 10: Stammdaten der Kläranlage Gattendorf-Neudorf (eigene Darstellung, nach ÖWAV, 2011)
Abkürzungen: C = Kohlenstoffentfernung, N = Nitrifikation, D = Denitrifikation, P = Phosphorentfernung

Anlagenname	Kläranlage Gattendorf-Neudorf
Adresse der ARA	Untere Dorfstraße 4, 2474 Gattendorf
Bundesland	Burgenland
Ausbaugröße	2.700 EW-Ausbau
Anschlussgrad	
Reinigungsziel	C, N, D, P
Art der Anlage	Belebung

Ein Übersichtsbild der Kläranlage Gattendorf-Neudorf ist in Abbildung 18 dargestellt.



Abbildung 18: Übersichtsbild der Kläranlage Gattendorf-Neudorf (verändert nach Google Maps)
Abkürzungen: BB = Belebungsbecken, BG = Betriebsgebäude, NKB = Nachklärbecken,
RÜB = Regenüberlaufbecken, SE = Schlammeindicker, SF = Sandfang

Abbildung 18 ist zu entnehmen, dass das Abwasser der Kläranlage Gattendorf-Neudorf mit Hilfe folgender Anlagenteile mechanisch und biologisch gereinigt wird (INGENIEURBÜRO DR. LANG ZT-GMBH):

- Harkenrechenanlage (2,5 cm Spaltweite) (im Betriebsgebäude)
- belüfteter Rundsandfang
- ein Belebungsbecken (Oberflächenbelüftung – zwei Mammutrotoren, ein Rührwerk) (Volumen = 1.441 m³)
- ein Nachklärbecken (Volumen = 245 m³, Oberfläche = 98 m²)
- ein Schlammeindicker bzw. Schlamm-speicher (Volumen = 330 m³)

In Abbildung 18 ist zu sehen, dass das Belebungsbecken der Kläranlage Gattendorf-Neudorf mit dem Nachklärbecken kombiniert ist.

Abbildung 19 zeigt das in eDAB erstellte Anlagenschema der Kläranlage Gattendorf-Neudorf.

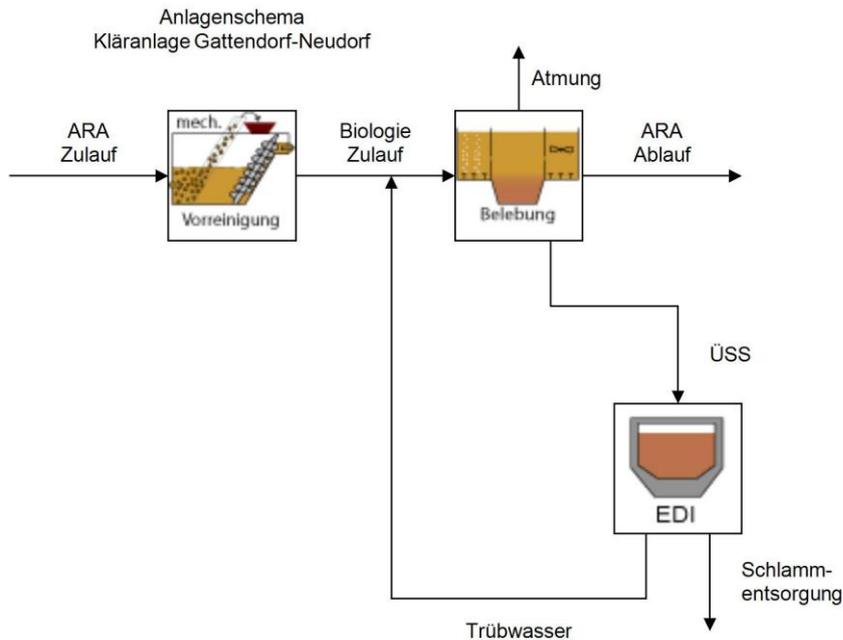


Abbildung 19: Anlagenschema der Kläranlage Gattendorf-Neudorf (eigene Darstellung, mit eDAB erstellt)
Abkürzungen: ARA = Abwasserreinigungsanlage, EDI = Eindicker, mech. Vorreinigung = mechanische Vorreinigung, ÜSS = Überschussschlamm

Abbildung 19 kann die Verfahrensführung der Kläranlage Gattendorf-Neudorf entnommen werden. Diese Abbildung zeigt, dass der Zulauf zur Kläranlage nach einer mechanischen Vorreinigung (Harkenrechenanlage, belüfteter Sandfang) biologisch gereinigt wird (Belebungsbecken und Nachklärbecken) (INGENIEURBÜRO DR. LANG ZT-GMBH, 2011). Die gereinigten Abwässer der Kläranlage Gattendorf-Neudorf werden über eine Ablaufleitung in den Vorfluter (Leitha) eingeleitet (INGENIEURBÜRO DR. LANG ZT-GMBH, 2011).

Abbildung 19 zeigt, dass der Überschussschlamm aus dem Nachklärbecken abgezogen und in dem Schlammeindicker bzw. Schlamm-speicher statisch eingedickt und zwischengespeichert wird. Der abgezogene Überschussschlamm soll auf einen Wassergehalt von ca. 92 bis 95 % eingedickt werden. Das anfallende Trübwasser wird in den Zulauf zur Biologie gepumpt (INGENIEURBÜRO DR. LANG ZT-GMBH, 2011).

Abbildung 20 zeigt das Durchflussschema der Kläranlage Gattendorf-Neudorf. Volle Linien stellen gemessene Durchflüsse dar, gestrichelte Linien stehen für ungemessene Durchflüsse. Bei den roten Linien handelt es sich um Rückläufe aus der Schlammbehandlung (Trübwasser). Die Kreise stellen Quellen bzw. Senken des betrachteten Systems dar.

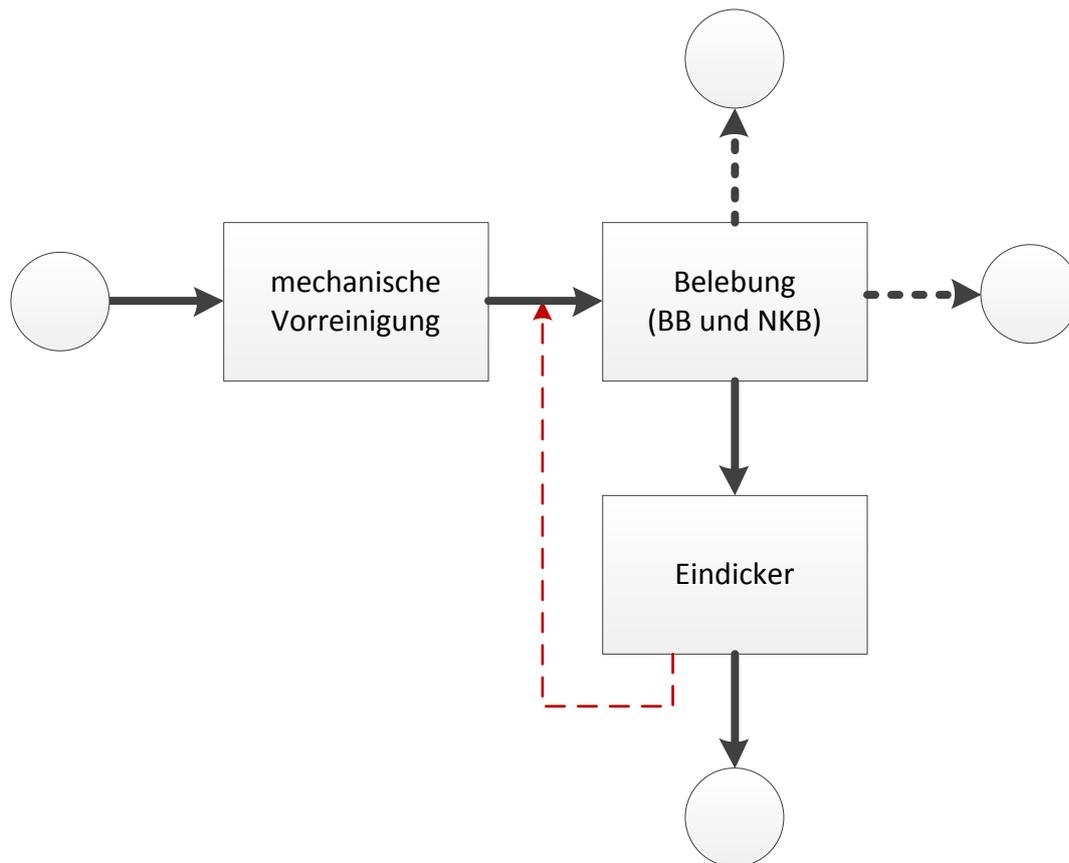


Abbildung 20: Durchflussschema der Kläranlage Gattendorf-Neudorf (eigene Darstellung, mit Microsoft Visio erstellt)

Unterscheidung nach gemessenen (volle Linien) und ungemessenen Durchflüssen (gestrichelte Linien), Kreise stellen Quellen bzw. Senken dar

Abbildung 20 kann entnommen werden, dass es im Zulauf zur Kläranlage Gattendorf-Neudorf eine Durchflussmengenmessung gibt. Im Zulaufgerinne zum Sandfang gibt es eine Gesamtzulaufmengenmessung (Venturi-Ultraschall-Mengenmessung). Diese Messung erfasst die gesamte Wassermenge, die mechanisch und biologisch gereinigt wird. Im Zulaufgerinne zum Belebungsbecken gibt es ebenfalls eine Venturi-Ultraschall-Mengenmessung (INGENIEURBÜRO DR. LANG ZT-GMBH, 2011). Der Abbildung lässt sich entnehmen, dass die Durchflussmengen im Ablauf der Kläranlage Gattendorf-Neudorf nicht gemessen werden.

Die Kreise stellen Quellen bzw. Senken dar. Der Abbildung kann entnommen werden, dass der Zulauf zur Kläranlage die einzige Quelle ist. Die Atmosphäre, der Vorfluter (Leitha) sowie die Klärschlamm Entsorgung stellen Senken dar.

Im Zulauf und im Ablauf der Kläranlage Gattendorf-Neudorf ist jeweils ein automatisches Probenahmegerät stationiert. Die entnommenen Tagesmischproben werden auf folgende Parameter analysiert: absetzbare Stoffe, BSB₅, CSB bzw. TOC, Ges.N, NH₄-N, NO₃-N, Ges.P (INGENIEURBÜRO DR. LANG ZT-GMBH, 2011).

4.1.3 Kläranlage des RHV Steyr und Umgebung

Bei der Kläranlage des RHV Steyr uU handelt es sich um eine mechanisch-biologische Anlage mit anaerober Schlammstabilisierung. In Tabelle 11 sind die wichtigsten Stammdaten der Kläranlage des RHV Steyr und Umgebung (Ausbaugröße 140.000 EW, Größenklasse IV gemäß 1. AEV) dargestellt. Diese Tabelle zeigt, dass es sich bei der Kläranlage des RHV Steyr uU um eine Anlage mit Kohlenstoff- und Phosphorentfernung sowie Nitrifikation/Denitrifikation handelt.

Tabelle 11: Stammdaten der Kläranlage Steyr und Umgebung (eigene Darstellung, nach ÖWAV, 2011)
 Abkürzungen: C = Kohlenstoffentfernung, N = Nitrifikation, D = Denitrifikation, P = Phosphorentfernung

Anlagenname	Kläranlage des RHV Steyr und Umgebung
Adresse der ARA	Steinwändweg 82, 4407 Steyr
Bundesland	Oberösterreich
Ausbaugröße	140.000 EW-Ausbau
Anschlussgrad	
Reinigungsziel	C, N, D, P
Art der Anlage	Vorklärung, Belebung, Faulung

Eine Übersicht über die Kläranlage kann Abbildung 21 entnommen werden.



Abbildung 21: Übersichtsbild der Kläranlage des RHV Steyr uU (verändert nach Google Maps)
 Abkürzungen: BB = Belebungsbecken, BG = Betriebsgebäude, GB = Gasbehälter, FT = Faulturm,
 NE = Nacheindicker, NKB = Nachklärbecken, RB = Regenbecken, RG = Rechengebäude,
 SF = Sandfang, VE = Voreindicker, VKB = Vorklärbecken

Auf der Kläranlage des RHV Steyr und Umgebung sind folgende Anlagenteile vorhanden (RHV STEYR UND UMGEBUNG, 2012):

- zwei Korbrechen (im Betriebsgebäude)
- Sandfang mit kombiniertem Fettfang
- Vorklärbecken
- zwei Belebungsbecken (Oberflächenbelüftung – Belüftungswalzen)
(Volumen = $2 \cdot 5.200 \text{ m}^3$)
- zwei Nachklärbecken (Volumen = $2 \cdot 7.200 \text{ m}^3$)
- zwei Voreindicker
- zwei Faultürme
- Nacheindicker

In Abbildung 22 ist das Anlagenschema der Kläranlage des RHV Steyr uU dargestellt. Aus Gründen der Einfachheit und Übersichtlichkeit wurde das Trübwasser aus der Schlammbehandlung (aus den Voreindickern, dem Nacheindicker und den Kammerfilterpressen), das in den Zulauf der Vorklärung rückgeleitet wird, in diesem Anlagenschema nicht eingezeichnet.

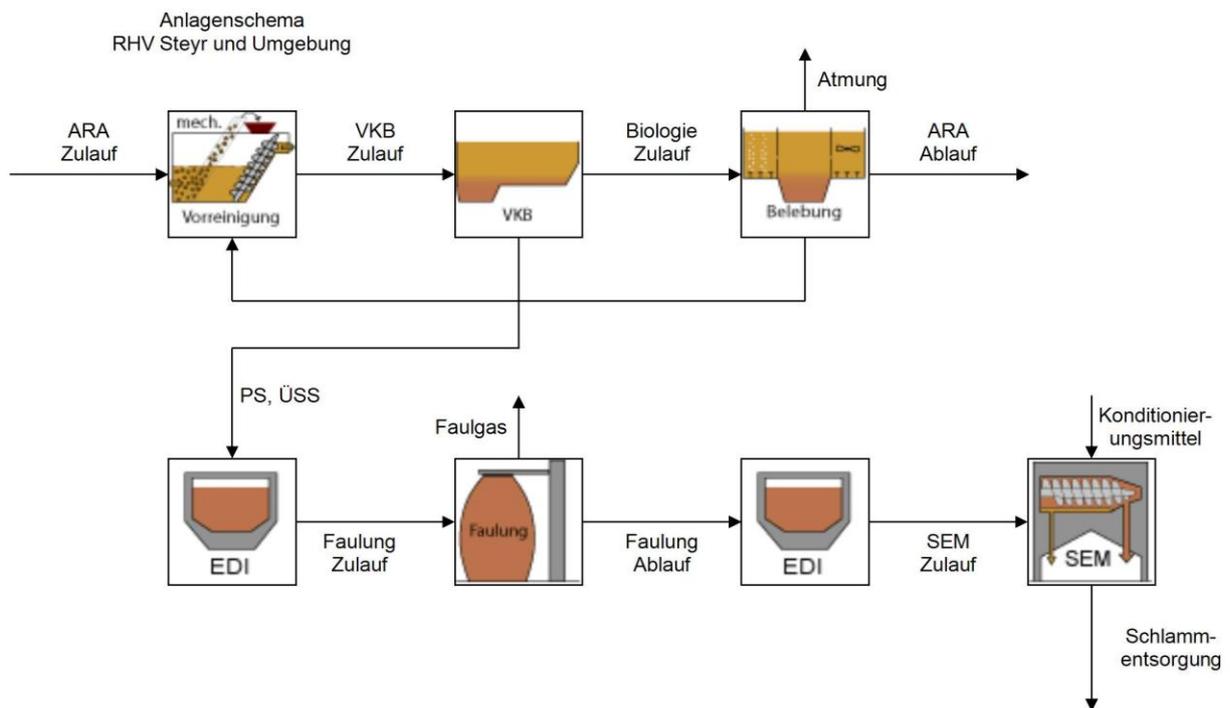


Abbildung 22: Anlagenschema der Kläranlage des RHV Steyr uU (eigene Darstellung, mit eDAB erstellt)
 Abkürzungen: ARA = Abwasserreinigungsanlage, EDI = Eindicker, mech. Vorreinigung = mechanische Vorreinigung, PS = Primärschlamm, SEM = Schlammwässerungsmaschine, ÜSS = Überschussschlamm, VKB = Vorklärbecken

Abbildung 22 kann die Verfahrensführung der Kläranlage des RHV Steyr uU entnommen werden. Der Zulauf zur Kläranlage wird nach der mechanischen Vorreinigung (Korbrechen, kombinierter Sand-/Fettfang) im Vorklärbecken vorgeklärt. Danach erfolgt die biologische Reinigung des Abwassers mittels Belebungs- und Nachklärbecken. Der gereinigte Kläranlagenablauf wird in den Vorfluter (Enns) eingeleitet.

Der Belebtschlamm setzt sich in den Nachklärbecken ab und wird in die Belebungsbecken (Rücklaufschlamm) bzw. in den Sandfang (Überschussschlamm) rückgeführt. Der Überschussschlamm wird über den Sandfang und die Vorklärung eingedickt. Aus dem Vorklärbecken wird der Primär- und Überschussschlamm abgezogen und in die Voreindicker gepumpt. Der eingedickte Primär- und Überschussschlamm wird in den Faultürmen anaerob stabilisiert. Der ausgefaulte Schlamm gelangt nach diesem Prozessschritt in den Nacheindicker. Danach wird der Klärschlamm über zwei Kammerfilterpressen (Schlammentwässerungsmaschinen) abgepresst, der stabilisierte und hygienisierte Klärschlamm wird auf der Mülldeponie der Stadt Steyr endgelagert (RHV STEYR UND UMGEBUNG, 2012).

Abbildung 23 zeigt das Durchflussschema der Kläranlage des RHV Steyr uU. Volle Linien stellen gemessene Durchflüsse dar, gestrichelte Linien stehen für ungemessene Durchflüsse. Bei den roten Linien handelt es sich um Rückläufe aus der Schlammbehandlung. Die Kreise stellen Quellen bzw. Senken des betrachteten Systems dar.

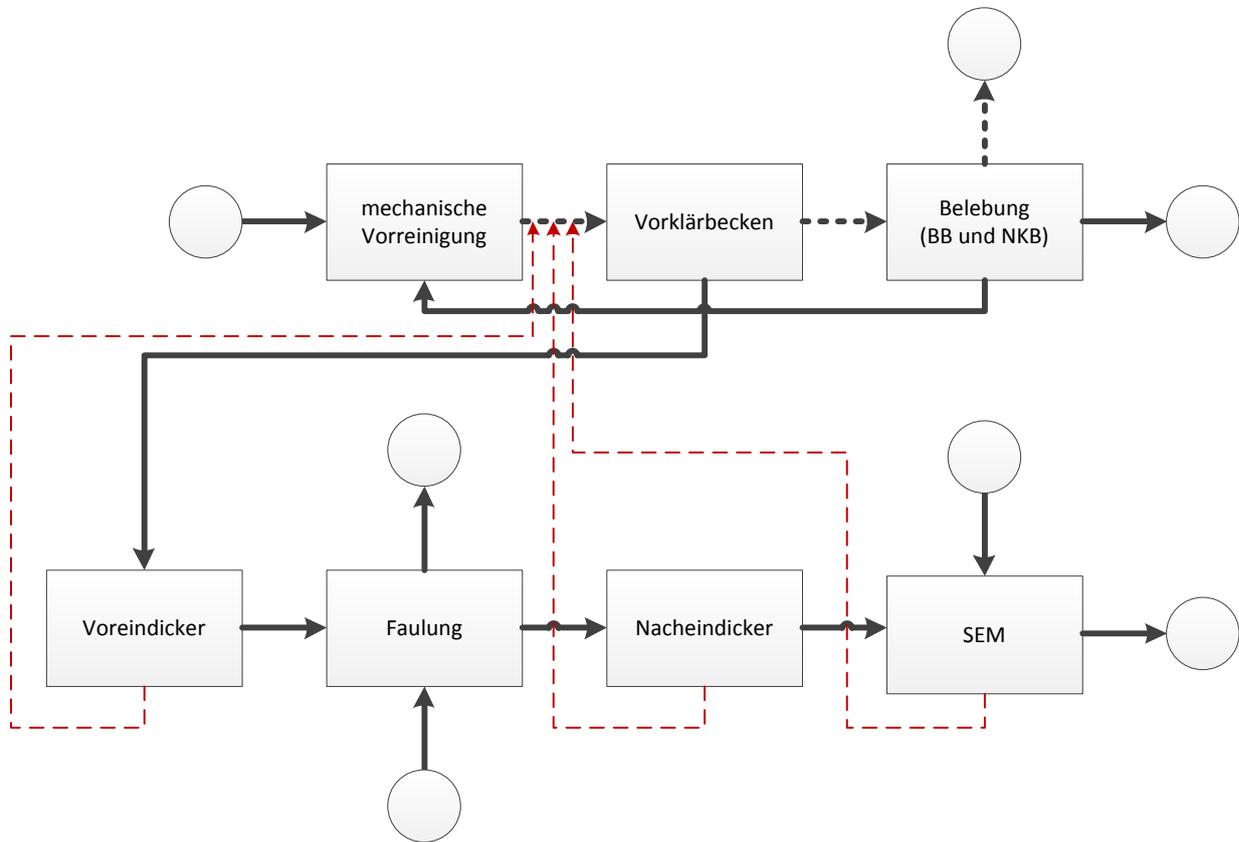


Abbildung 23: Durchflussschema der Kläranlage des RHV Steyr uU (eigene Darstellung, mit Microsoft Visio erstellt)

Unterscheidung nach gemessenen (volle Linien) und ungemessenen Durchflüssen (gestrichelte Linien), Kreise stellen Quellen bzw. Senken dar

Abbildung 23 zeigt, dass die Abwasserreinigung auf der Kläranlage des RHV Steyr uU über eine mechanische und biologische Reinigungsstufe (mechanisch: Rechen, kombinierter Sand-/Fettfang, Vorklärbecken; biologisch: Belebungsbecken und Nachklärbecken) erfolgt. Die Schlammbehandlung erfolgt mittels Voreindickern, Faultürmen, Nacheindicker und Kammerfilterpressen (Schlammentwässerungsmaschinen). Der Abbildung kann entnommen

werden, dass die Trübwässer aus der Schlammbehandlung in den Zulauf der Vorklärung rückgeleitet werden.

Die Zulaufmengenmessung erfolgt zwischen Rechenanlage und Sandfang. Die Ablaufmengenmessung ist im Ablaufkanal (nach den Nachklärbecken) stationiert. Sowohl bei der Zulaufmengenmessung, als auch bei der Ablaufmengenmessung handelt es sich um Venturi-Durchflussmessungen.

Die Kreise stellen Quellen bzw. Senken dar. Die Kläranlage des RHV Steyr uU weist folgende Quellen auf: Kläranlagenzulauf, Cofermentat, Konditionierungsmittel. Die Atmosphäre, der Vorfluter (Enns), die Klärschlamm Entsorgung (Deponierung) stellen Senken dar.

4.2 Durchführung der Plausibilitätsprüfung

Die Plausibilitätsprüfung der Kläranlage Frauenkirchen wird mit den nachfolgenden Methoden durchgeführt. Es handelt sich dabei um vergleichende Methoden der Plausibilitätsprüfung (Vergleich mit Erfahrungswerten, Vergleich mit Erwartungsbereichen, Vergleich mit typischen Verhältnissen sowie Berechnung von Einwohnerwerten).

Wie bereits erwähnt (siehe Kapitel 3.2.1), müssen Abweichungen von Standardwerten nicht zwangsläufig auf Fehler zurückzuführen sein, da diese auch abwassercharakteristisch sein können (MOSER, 1993).

4.2.1 Vergleich von Konzentrationen im Rohabwasser mit Erfahrungswerten

Dabei werden die Konzentrationen der Parameter CSB, BSB₅, Ges.N und Ges.P im Rohabwasser mit Erfahrungswerten (siehe Tabelle 12) verglichen. Die typische Konzentration eines Parameters ergibt sich aus der Division der typischen Fracht des jeweiligen Parameters mit der typischen Wassermengenfracht (=200 l/(E*d)). Die in Tabelle 12 angegebenen typischen Frachten und Konzentrationen beziehen sich auf Rohabwasser (ohne interne Rückläufe) (NIKOLAVIC, 2011).

Tabelle 12: Typische spezifische Frachten und Konzentrationen im Rohabwasser (eigene Darstellung, nach KROISS, 2007)

Parameter	Typische Fracht	Typische Konzentration
Wassermenge	200 l/(E*d)	-
CSB	120 g/(E*d)	600 mg/l
BSB ₅	60 g/(E*d)	300 mg/l
Gesamt-Stickstoff	11 g/(E*d)	55 mg/l
Gesamt-Phosphor	1,7 g/(E*d)	8,5 mg/l

KROISS (2007) gibt für Gesamt-Phosphor eine typische Fracht von 1,7 g/(E*d) und eine typische Konzentration von 10 mg/l an. Bei einer typischen Ges.P-Fracht von 1,7 g/(E*d) und einer typischen Wassermengenfracht von 200 l/(E*d) ergibt sich jedoch eine typische Ges.P-Konzentration von 8,5 mg/l. Dieser Wert wurde in Tabelle 12 angeführt.

GUJER (2007) und NIKOLAVIC (2011) geben als typische Ges.P-Fracht 1,8 g/(E*d) an, die typische Konzentration von Gesamt-Phosphor im Rohabwasser wäre dann 9 mg/l.

Ursachen für niedrigere Konzentrationen können sein (MOSER, 1993; NIKOLAVIC, 2011):

- größerer Wasserverbrauch als 200 l/(E*d)
- Vorabbau bei langer Fließzeit im Kanal (gilt in der Regel nur für die organischen Parameter)

- Fremdwasser durch Grundwassereintritte (undichtes Kanalsystem) oder Fehlan schlüsse (Drainagen, Dachwässer,...)
- Indirekteinleiter (Industrie- und Gewerbebetriebe) mit gering verschmutzten Abwässern
- Industriebetriebe mit betriebseigener, biologischer Vorreinigung

Ursachen für höhere Konzentrationen können sein (MOSER, 1993; NIKOLAVCIC, 2011):

- geringerer Wasserverbrauch als 200 l/(E*d)
- Indirekteinleiter (Industrie- und Gewerbebetriebe) mit konzentrierten (hoch verschmutzten) Abwässern (betrifft meist nur einzelne Parametergruppen)
- andere Einleitungen

4.2.2 Vergleich von Konzentrationen im Ablauf mit Erwartungsbereichen

Dabei werden die Konzentrationen der Parameter CSB, BSB₅, NH₄-N, Ges.P und PO₄-P im Kläranlagenablauf mit typischen Ablaufkonzentrationen (siehe Tabelle 13) verglichen.

Tabelle 13: Typische Ablaufkonzentrationen von nitrifizierenden Kläranlagen mit Phosphorfällung (eigene Darstellung, nach KROISS, 2007)

Parameter	Typische Konzentration [in mg/l]
CSB	15 bis 40
BSB ₅	3 bis 12
NH ₄ -N	< 1
Gesamt-Phosphor	0,5 bis 0,8
PO ₄ -P	0,2 bis 0,5

4.2.3 Vergleich von Verhältnissen im Rohabwasser mit typischen Verhältnissen

Dabei werden folgende Verhältnisse von Parametern im Rohabwasser mit typischen Verhältnissen (siehe Tabelle 14) verglichen: BSB₅/CSB, NH₄-N/Ges.N, PO₄-P/Ges.P, N/CSB, N/BSB₅, NH₄-N/CSB, NH₄-N/BSB₅, P/CSB, P/BSB₅, CSB/BSB₅

Tabelle 14: Typische Verhältnisse einzelner Parameter im Rohabwasser (eigene Darstellung, nach KROISS, 2007; LINDTNER, 2008c; MOSER, 1993; NIKOLAVCIC, 2011)

	Typisches Verhältnis [-]	Quelle
BSB ₅ /CSB	0,4 bis 0,6	LINDTNER, 2008c
NH ₄ -N/Ges.N	ca. 0,6	KROISS, 2007
PO ₄ -P/Ges.P	0,5 bis 0,6	KROISS, 2007
N/CSB	0,07 bis 0,1	LINDTNER, 2008c
N/BSB ₅	0,16 bis 0,2	NIKOLAVCIC, 2011
NH ₄ -N/CSB	0,05 bis 0,06	KROISS, 2007
NH ₄ -N/BSB ₅	0,10 bis 0,14	KROISS, 2007
P/CSB	0,01 bis 0,015	NIKOLAVCIC, 2011
P/BSB ₅	0,02 bis 0,03	NIKOLAVCIC, 2011
CSB/BSB ₅	1,6 bis 2,0	MOSER, 1993

Nach NIKOLAVCIC (2011) deuten tendenziell hohe BSB₅/CSB-Verhältnisse auf einen hohen Anteil von leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen hin. Tendenziell niedrige BSB₅/CSB-Verhältnisse treten zum Beispiel durch den Vorabbau von Kohlenstoffverbindungen im Kanalnetz auf.

„Höhere Gehalte an Stickstoff können bei Miterfassen von Rückläufen aus der Schlammbehandlung in der Zulaufprobe auftreten, oder bei Einleitungen mit hohen Ammonium-Gehalten (Senkgrubeninhalte, Gülle, Fleischverarbeitung). Niedrige Stickstoffanfänge gibt es bei verschiedenen Industrie- und Gewerbeabwässern (z. B. Weinbau, Getränkezubereitung, Brauereien, Gemüseverarbeitung)“ (NIKOLAVCIC, 2011).

Das CSB/BSB₅-Verhältnis im Zulauf liegt bei typischem Kommunalabwasser nach MOSER (1993) in den meisten Fällen bei 2,0, kann jedoch abhängig vom Grad des Vorabbaus im Kanalnetz sowie von allfälligen Indirekteinleitern schwanken. „CSB/BSB₅-Verhältnisse über 2,0 entpuppen sich oft als Messfehler.“ (MOSER, 1993)

4.2.4 Vergleich von Verhältnissen im Ablauf mit typischen Verhältnissen

Dabei werden die nachfolgend angeführten Verhältnisse von Parametern im Kläranlagenablauf mit typischen Verhältnissen (siehe Tabelle 15) verglichen: BSB₅/CSB

Tabelle 15: Typische Verhältnisse zwischen einzelnen Parametern im gereinigten Abwasser (eigene Darstellung, nach NIKOLAVCIC, 2011)

	Typisches Verhältnis [-]
BSB ₅ /CSB	0,1 bis 0,2

4.2.5 Berechnung von Einwohnerwerten

Bei dieser Methode werden Einwohnerwerte (EW_{120} , EW_{60} , $EW_{Ges.N\ 11}$, $EW_{Ges.P\ 1,7}$) aus der jeweiligen Zulaufmenge folgendermaßen berechnet (LINDTNER, 2008c):

$$EW_{120} = \text{CSB-Zulaufmenge} [\text{kg/d}] / 0,12 [\text{kg/E/d}]$$

$$EW_{60} = \text{BSB}_5\text{-Zulaufmenge} [\text{kg/d}] / 0,06 [\text{kg/E/d}]$$

$$EW_{Ges.N\ 11} = \text{Ges.N-Zulaufmenge} [\text{kg/d}] / 0,011 [\text{kg/E/d}]$$

$$EW_{Ges.P\ 1,7} = \text{Ges.P-Zulaufmenge} [\text{kg/d}] / 0,0017 [\text{kg/E/d}]$$

Die so berechneten Einwohnerwerte sollten bei typisch kommunalen Kläranlagen etwa gleiche Ergebnisse liefern, deutliche Abweichungen müssen durch Indirekteinleiter erklärbar sein (LINDTNER, 2008c).

4.3 Durchführung der Bilanzierung

Nach der Plausibilitätsprüfung wird für die Kläranlage Frauenkirchen eine Bilanzierung (Methode der erweiterten Plausibilitätsprüfung) durchgeführt. Die Erstellung der Stoffstromanalysen wird mit dem Softwaretool eDAB durchgeführt, es werden folgende Bilanzen erstellt:

- Wassermengen-Gesamtbilanz, Wassermengen-Detailbilanz
- TS-Detailbilanz
- P-Gesamtbilanz, P-Detailbilanz
- N-Gesamtbilanz, N-Detailbilanz
- CSB-Gesamtbilanz, CSB-Detailbilanz (für drei unterschiedliche Annahmen)

Das Softwaretool eDAB sowie die Erstellung von Bilanzen mit diesem Softwaretool wird nachfolgend kurz beschrieben.

4.3.1 eDAB

Mit eDAB, einem von inka software und dem Ingenieurbüro k2W entwickelten Softwareprodukt zur **e**lektronischen **D**atenerfassung, **A**nalyse und **B**ilanzierung von Kläranlagendaten, steht ein EDV-Tool zur automatisierten Bilanzierung von Kläranlagendaten zur Verfügung. eDAB ist in drei Versionen (Basis, Premium und Expert) verfügbar. Diese drei Versionen werden nachfolgend kurz erläutert (EDAB ENTWICKLUNGS- UND VERTRIEBS GMBH, s.a. a):

- eDAB Basis dient der Erfassung von Kläranlagendaten. Mit diesen Daten können Kennzahlen berechnet werden. Außerdem können diese Daten in Diagrammen angezeigt und in einem vordefinierten Bericht ausgedruckt werden.
- eDAB Premium bietet zusätzlich zu den Funktionen der eDAB-Basisversion die vertiefende Datenanalyse mit Massenbilanzen. Aufbauend auf einem individuell angelegten Bilanzrechenmodell können Massenbilanzen in frei wählbaren Zeiträumen berechnet und visualisiert werden. Mit der eDAB-Premiumversion können neben den vordefinierten Diagrammen auch eigene Diagramme erstellt werden.
- eDAB Expert dient der Datenverwaltung und –analyse von mehreren Kläranlagen.

Die Entwicklung von eDAB wurde vom Institut für Wassergüte der Technischen Universität Wien begleitet und von der Forschungsförderungsgesellschaft und dem Lebensministerium gefördert (EDAB ENTWICKLUNGS- UND VERTRIEBS GMBH, s.a. a). Die Entwicklung erfolgte im Zuge des Forschungsprojekts ALY (Analyse- und Bilanzierungstool für Kläranlagen) (LINDTNER, 2008b).

eDAB ist ein Auswertetool für technische Kläranlagendaten. Mit diesem Softwaretool können Betriebsdaten am Bildschirm visualisiert werden. Mögliche Darstellungsformen sind unter anderem: Darstellung von Tageswerten, Aggregation von Werten, Darstellung eines gleitenden Mittelwertes, Box-Charts, Häufigkeitsverteilungen, Vergleich mit einem „Normalbereich“, Vergleich von Mess- und Grenzwerten. Außerdem können mittels eDAB Stoffstromanalysen erstellt, visualisiert und in einem Bericht dargestellt werden (LINDTNER, 2008b).

Mit dem Softwaretool eDAB können Gesamt- und Detailbilanzen der Abwasserparameter Q, TS, P, N und CSB auf Basis eines individuell angelegten Bilanzrechenmodells automatisiert berechnet werden. Die Ergebnisse der Bilanzierung werden in einer Sankey-Darstellung visualisiert, die Strichdicke ist proportional der Stofffracht (siehe Abbildung 25) (EDAB ENTWICKLUNGS- UND VERTRIEBS GMBH, s.a. b). Sankey-Darstellungen ermöglichen nach SCHMIDT (2006) die einfache Veranschaulichung von komplexen Zusammenhängen.

In Abbildung 24 ist ein Beispiel für ein in eDAB erstelltes Kläranlagenschema dargestellt. Abbildung 25 zeigt ein Beispiel für eine mittels eDAB erstellte und visualisierte Stoffstromanalyse (CSB-Detailbilanz). Dieser Abbildung lässt sich entnehmen, dass die Strichdicke proportional der Stofffracht ist. Die Angaben in den Anlagensymbolen (siehe Abbildung 25) stellen Bilanzabweichungen (in Prozent) dar. Die Bilanzabweichung wird folgendermaßen berechnet (EDAB ENTWICKLUNGS- UND VERTRIEBS GMBH, s.a. b):

$$\Delta \text{ Bilanzabweichung (in Prozent)} = 100 - \text{Summe Output/Summe Input} * 100$$

Sind die Inputflüsse in das System höher als die Outputflüsse, tritt eine positive Bilanzabweichung auf. Die Bilanzabweichung ist negativ, wenn der Output aus dem System den Input in das System überschreitet.

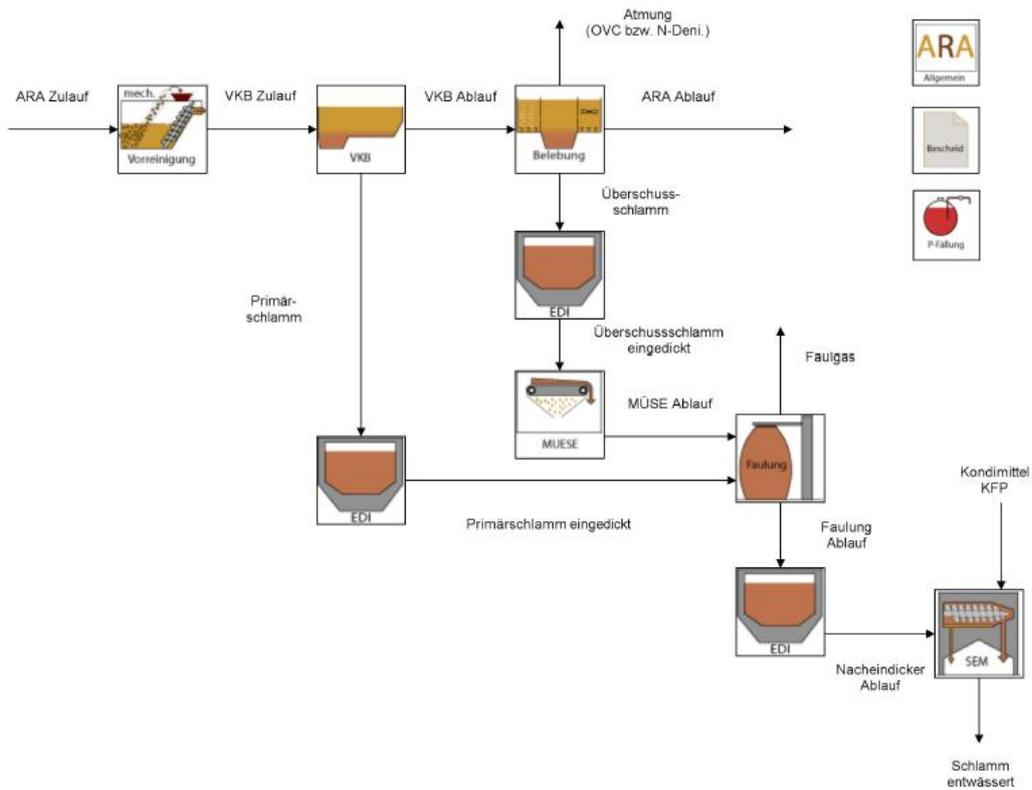


Abbildung 24: Beispiel für ein Kläranlagenschema (eigene Darstellung, mit eDAB erstellt)

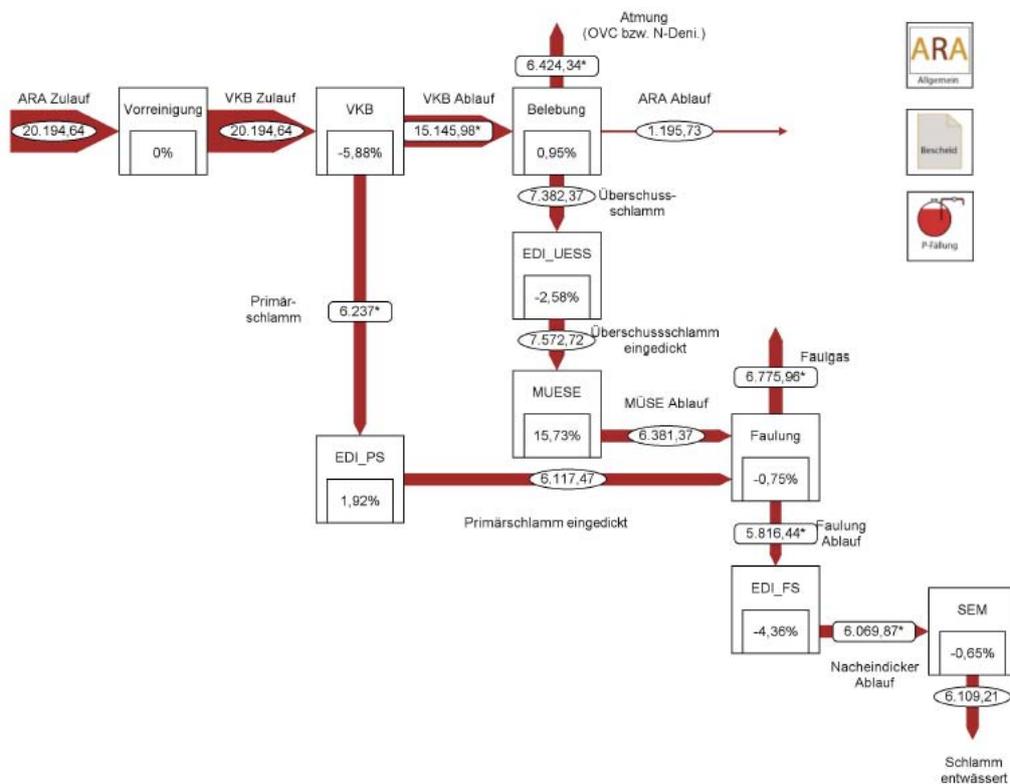


Abbildung 25: Beispiel für eine CSB-Detailbilanz (eigene Darstellung, mit eDAB erstellt)

Für die Erstellung der Gesamt- und Detailbilanzen in eDAB sind folgende Arbeitsschritte notwendig:

- Erstellung des Anlagenschemas (siehe Abbildung 24)
- Bearbeitung der Parameterdefinitionen
- Import der Betriebsdaten
- Eingabe der Klärschlammgutachten
- Definition der Systemvariablen der Gesamt- und Detailbilanzen

Die Arbeitsschritte Erstellung des Anlagenschemas, Bearbeitung der Parameterdefinitionen und Definition der Systemvariablen müssen nur ein Mal durchgeführt werden. Basierend auf dem Anlagen- und Bilanzrechenschema können dann für die importierten Betriebsdaten auf Knopfdruck Gesamt- und Detailbilanzen berechnet und visualisiert werden. Der Import der Betriebsdaten sowie die Eingabe der Klärschlammgutachten muss bei Bedarf laufend fortgeführt werden.

Die Systemvariablen stellen das Herzstück der Bilanzierung dar (EDAB ENTWICKLUNGS- UND VERTRIEBS GMBH, s.a. b). Jede Komponente des Anlagenschemas wird durch eine Systemvariable definiert. Bei den Systemvariablen werden Quellcodes eingegeben, diese stellen den Berechnungsalgorithmus dar.

Mit dem Softwaretool eDAB ist auch eine „normale“ Plausibilitätsprüfung (Festlegung von Erfahrungswerten bzw. Erwartungsbereichen, Erstellung von Diagrammen) durchführbar. Das Anlagenschema, die Gesamt- und Detailbilanzen sowie die vordefinierten bzw. erstellten Diagramme können exportiert werden, es kann ein eigener Bericht (PDF, Word) erstellt werden.

Es lässt sich somit folgendes unterstreichen: Durch den Einsatz der EDV ist eine Entlastung des Kläranlagenpersonals von Routinearbeiten (z. B. Datenauswertung) möglich (KROISS, 1994). Die Plausibilitätsprüfung, das Hauptproblem jeder Datensammlung, kann nach KROISS (1994) zumindest teilweise dem Computer übertragen werden. Es muss jedoch festgestellt werden, „dass die Prüfung der Daten durch einen Fachmann nicht gänzlich durch eine Routineprüfung eines Computers ersetzt werden kann“ (KROISS, 1994). Ein Vorteil der Auswertung mittels Computer ist, dass bei richtiger Programmierung sehr viele Fehlermöglichkeiten, die bei der händischen Auswertung auftreten, vermieden werden können (KROISS, 1994).

5. Ergebnisse

5.1 Ergebnisse der Plausibilitätsprüfung

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Plausibilitätsprüfung der beiden Betrachtungsjahre 2010 und 2011 dargestellt. Im Betrachtungsjahr 2011 sind aufgrund eines computertechnischen Problems auf der Kläranlage Frauenkirchen nur die Daten von sechs Monaten elektronisch vorhanden (Jänner, Februar, April, Juni, Juli, August).

5.1.1 Betrachtungsjahr 2010

5.1.1.1 Vergleich von Konzentrationen im Rohabwasser mit Erfahrungswerten

In Abbildung 26, Abbildung 27, Abbildung 28 und Abbildung 29 sind die Konzentrationen der Parameter CSB, BSB₅, Ges.N und Ges.P des Betrachtungsjahres 2010 im Zulauf zur Kläranlage Frauenkirchen dargestellt. Den Abbildungen kann auch die typische Zulauffracht des jeweiligen Parameters (siehe Tabelle 12) entnommen werden (rote Linie).

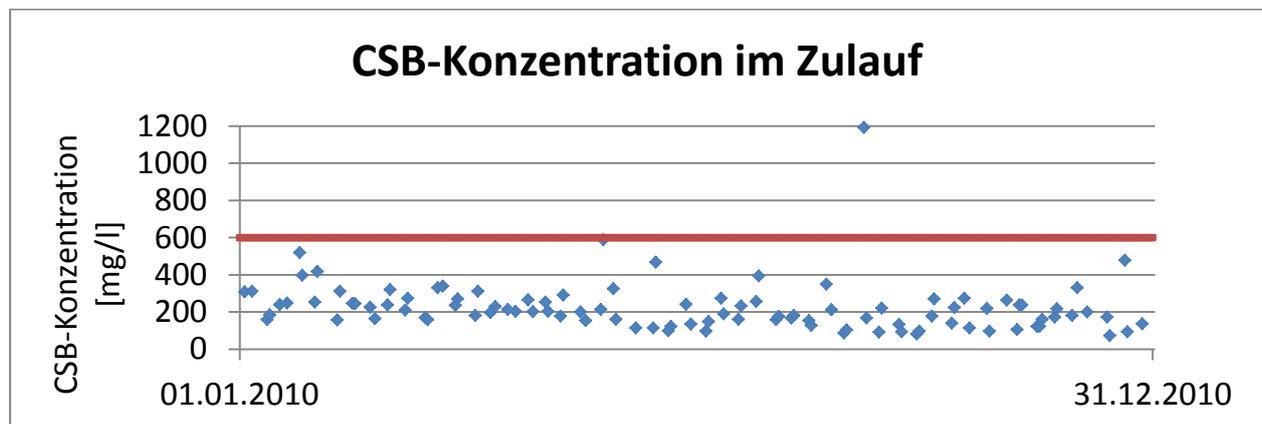


Abbildung 26: CSB-Konzentration im Kläranlagenzulauf im Betrachtungsjahr 2010 (typische CSB-Konzentration im Rohabwasser = 600 mg/l) (eigene Darstellung)

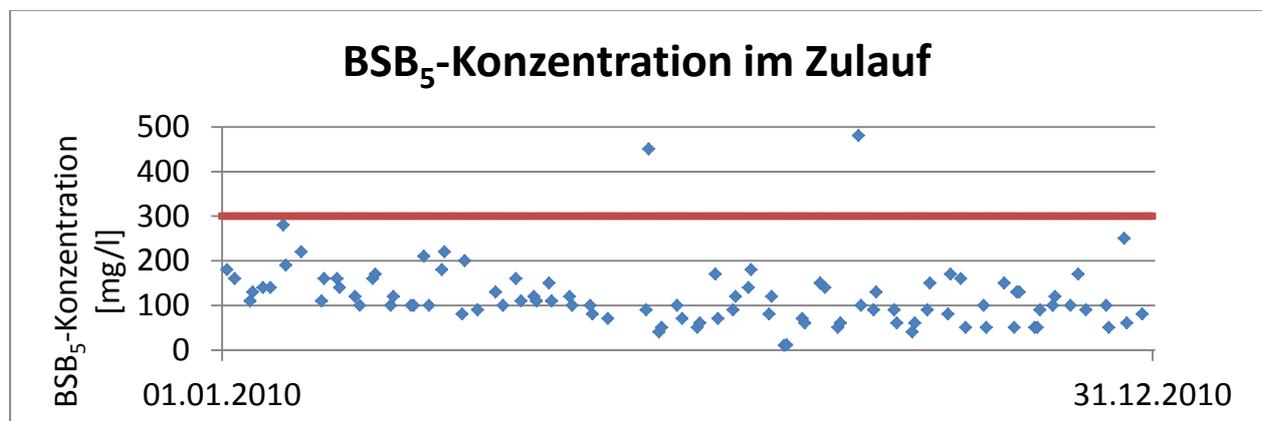


Abbildung 27: BSB₅-Konzentration im Kläranlagenzulauf im Betrachtungsjahr 2010 (typische BSB₅-Konzentration im Zulauf = 300 mg/l) (eigene Darstellung)

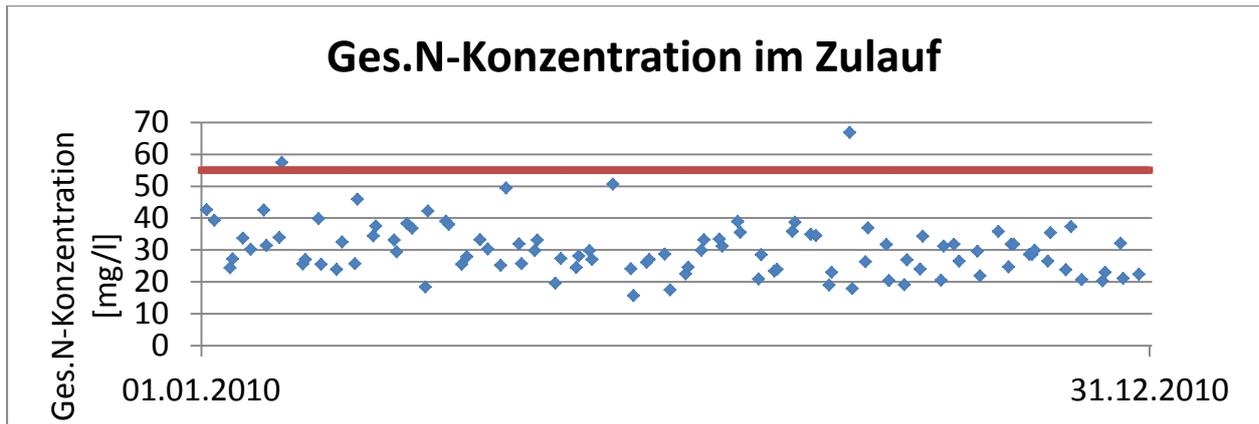


Abbildung 28: Ges.N-Konzentration im Kläranlagenzulauf im Betrachtungsjahr 2010 (typische Ges.N-Konzentration im Zulauf = 55 mg/l) (eigene Darstellung)

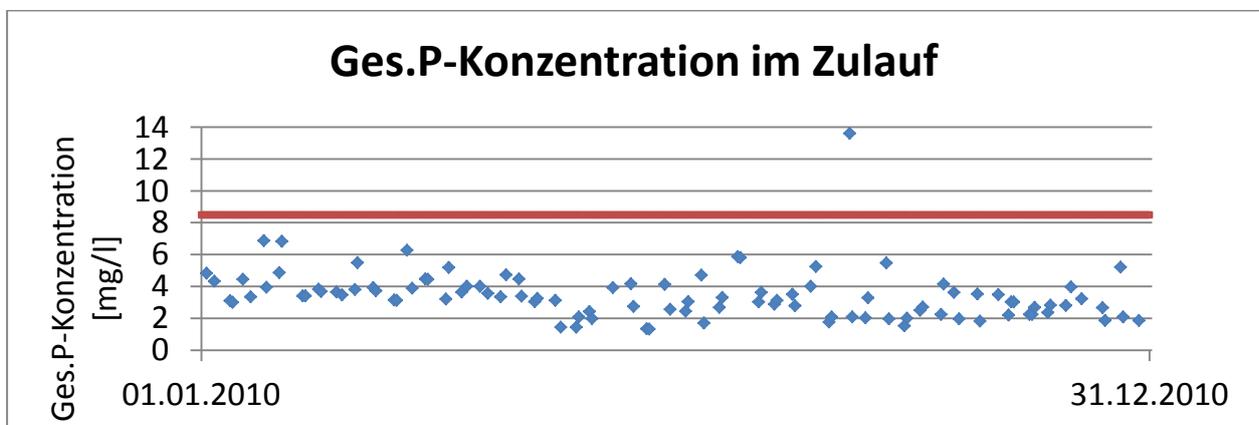


Abbildung 29: Ges.P-Konzentration im Kläranlagenzulauf im Betrachtungsjahr 2010 (typische Ges.P-Konzentration im Zulauf = 8,5 mg/l) (eigene Darstellung)

Abbildung 26, Abbildung 27, Abbildung 28 und Abbildung 29 kann entnommen werden, dass die Zulaufkonzentrationen der ausgewerteten Parameter (CSB, BSB₅, Ges.N und Ges.P) im Betrachtungsjahr 2010 fast immer unter der typischen Zulaufkonzentration des jeweiligen Parameters liegen. Die Zulaufkonzentrationen der Parameter liegen meist weit unter der jeweiligen typischen Zulaufkonzentration. Dies ist ein Indiz für eine echte Verdünnung des Rohabwassers.

In Abbildung 30 sind die Monatsmittelwerte und der Jahresmittelwert der CSB-, BSB₅-, Ges.N- und Ges.P-Konzentrationen im Kläranlagenzulauf dargestellt. Der Abbildung kann auch der typische Wert der Zulaufkonzentration des jeweiligen Parameters entnommen werden.

	CSB- Zulaufkonzentration [mg/l]	BSB ₅ - Zulaufkonzentration [mg/l]	Ges.N- Zulaufkonzentration [mg/l]	Ges.P- Zulaufkonzentration [mg/l]
typischer Wert	600	300	55,0	8,5
Mittelwert Jänner	291	166	33,9	4,3
Mittelwert Februar	252	144	33,1	4,0
Mittelwert März	254	146	34,2	4,2
Mittelwert April	225	124	33,6	4,0
Mittelwert Mai	256	111	27,7	2,7
Mittelwert Juni	185	124	27,1	2,9
Mittelwert Juli	219	110	31,2	3,7
Mittelwert August	172	75	28,3	3,2
Mittelwert September	259	131	30,8	4,0
Mittelwert Oktober	189	106	27,5	2,8
Mittelwert November	182	97	29,7	2,7
Mittelwert Dezember	212	114	25,3	3,0
Jahresmittelwert	225	120	30,2	3,5

Abbildung 30: Monatsmittelwerte und Jahresmittelwert der CSB-, BSB₅-, Ges.N- und Ges.P-Zulaufkonzentrationen im Betrachtungsjahr 2010

Abbildung 30 kann entnommen werden, dass die Monatsmittelwerte und der Jahresmittelwert der Zulaufkonzentrationen der ausgewerteten Parameter (CSB, BSB₅, Ges.N und Ges.P) im Betrachtungsjahr 2010 weit unter der typischen Zulaufkonzentration des jeweiligen Parameters liegen. Der Jahresmittelwert der CSB-Zulaufkonzentration liegt mit einem Wert von 225 mg/l um mehr als die Hälfte unter dem typischen Wert (600 mg/l). Auch der Jahresmittelwert der BSB₅-Zulaufkonzentration (120 mg/l) liegt weit unter dem typischen Wert (300 mg/l). Beim Gesamtstickstoff liegt der Jahresmittelwert bei 30,2 mg/l, die typische Zulaufkonzentration liegt bei 55,0 mg/l. Die Ges.P-Zulaufkonzentration liegt mit 3,5 mg/l ebenfalls unter dem typischen Wert (8,5 mg/l).

Da die Monats- und Jahresmittelwerte aller ausgewerteten Parameter weit unter den typischen Zulaufkonzentrationen des jeweiligen Parameters liegen, ist von einer echten Verdünnung des Rohabwassers auszugehen.

5.1.1.2 Vergleich von Konzentrationen im Ablauf mit Erwartungsbereichen

In Abbildung 31 sind die Monatsmittelwerte und der Jahresmittelwert der CSB-, BSB₅-, NH₄-N-, Ges.P- und PO₄-P-Konzentrationen im Kläranlagenablauf dargestellt. Der Abbildung kann auch der Erwartungsbereich der Ablaufkonzentration des jeweiligen Parameters entnommen werden.

	CSB- Ablaufkonzentration [mg/l]	BSB ₅ - Ablaufkonzentration [mg/l]	NH ₄ -N- Ablaufkonzentration [mg/l]	Ges.P- Ablaufkonzentration [mg/l]	PO ₄ -P- Ablaufkonzentration [mg/l]
Erwartungsbereich	15-40	3-12	<1	0,5-0,8	0,2-0,5
Mittelwert Jänner	17,03	3,75	0,13	0,63	0,47
Mittelwert Februar	19,53	3,71	0,23	0,49	0,41
Mittelwert März	18,63	3,20	0,11	0,31	0,32
Mittelwert April	17,40	2,86	0,10	0,29	0,26
Mittelwert Mai	18,76	3,75	0,11	0,27	0,29
Mittelwert Juni	16,63	3,43	0,13	0,34	0,35
Mittelwert Juli	20,32	4,00	0,13	0,45	0,36
Mittelwert August	19,61	2,50	0,14	0,54	0,42
Mittelwert September	19,07	2,88	0,25	0,65	0,52
Mittelwert Oktober	14,08	2,88	0,14	0,61	0,51
Mittelwert November	15,94	2,80	0,22	0,61	0,53
Mittelwert Dezember	14,38	2,00	0,17	0,86	0,74
Jahresmittelwert	17,70	3,13	0,16	0,50	0,43

Abbildung 31: Monatsmittelwerte und Jahresmittelwert der CSB-, BSB₅-, NH₄-N, Ges.P- und PO₄-P-Ablaufkonzentrationen im Betrachtungsjahr 2010

Abbildung 31 zeigt, dass die Monatsmittelwerte der CSB-Ablaufkonzentration im unteren Bereich des Erwartungsbereiches liegen. In zwei Monaten (Oktober und Dezember) liegt der Mittelwert der CSB-Ablaufkonzentration sogar unter dem Erwartungsbereich. Der Jahresmittelwert der CSB-Ablaufkonzentration liegt mit 17,70 mg/l im unteren Bereich des Erwartungsbereiches.

Die Mittelwerte der BSB₅-Ablaufkonzentration liegen in sechs Monaten im unteren Bereich des Erwartungsbereiches und in sechs Monaten unter dem Erwartungsbereich. Der Jahresmittelwert der BSB₅-Ablaufkonzentration liegt mit 3,13 mg/l im unteren Bereich des Erwartungsbereiches (3-12 mg/l).

Die Monatsmittelwerte und der Jahresmittelwert der NH₄-N-Ablaufkonzentration liegen immer deutlich unter 1 mg/l und somit im Erwartungsbereich der NH₄-N-Ablaufkonzentration (<1 mg/l).

Die Mittelwerte der Ges.P-Ablaufkonzentration liegen in sechs Monaten unter dem Erwartungsbereich. In fünf Monaten liegen die Mittelwerte der Ges.P-Ablaufkonzentration im unteren Bereich des Erwartungsbereiches und in einem Monat (Dezember) liegt der Mittelwert knapp über dem erwarteten Bereich. Der Jahresmittelwert der Ges.P-Ablaufkonzentration liegt mit 0,50 mg/l an der unteren Grenze des Erwartungsbereiches (0,5-0,8 mg/l).

Der Mittelwert der PO₄-P-Ablaufkonzentration liegt von Jänner bis August im Erwartungsbereich. Von September bis November liegt der Mittelwert der PO₄-P-Ablaufkonzentration knapp über dem erwarteten Bereich, im Dezember liegt er mit 0,74 mg/l deutlich darüber. Der Jahresmittelwert der PO₄-P-Ablaufkonzentration liegt mit 0,43 mg/l im oberen Bereich des Erwartungsbereiches (0,2-0,5 mg/l).

Der Vergleich der Konzentrationen von CSB, BSB₅, NH₄-N, Ges.P und PO₄-P im Kläranlagenablauf mit Erwartungsbereichen zeigt, dass die Mittelwerte der Ablaufkonzentrationen der Parameter CSB, BSB₅, NH₄-N und Ges.P meistens im unteren Bereich des Erwartungsbereiches bzw. sogar darunter liegen. Die Mittelwerte der PO₄-P-Ablaufkonzentrationen liegen eher im oberen Erwartungsbereich bzw. sogar über diesem.

5.1.1.3 Vergleich von Verhältnissen im Rohabwasser mit typischen Verhältnissen

In Abbildung 32 sind die Monatsmittelwerte und der Jahresmittelwert von Verhältnissen im Rohabwasser (BSB₅/CSB, NH₄-N/Ges.N, PO₄-P/Ges.P, Ges.N/CSB, Ges.N/BSB₅, NH₄-N/CSB,

$\text{NH}_4\text{-N}/\text{BSB}_5$, $\text{Ges.P}/\text{CSB}$, $\text{Ges.P}/\text{BSB}_5$, CSB/BSB_5) des Betrachtungsjahres 2010 dargestellt. Der Abbildung kann auch das typische Verhältnis der jeweiligen Parameter zueinander entnommen werden.

	BSB_5/CSB	$\text{NH}_4\text{-N}/\text{Ges.N}$	$\text{PO}_4\text{-P}/\text{Ges.P}$	$\text{Ges.N}/\text{CSB}$	$\text{Ges.N}/\text{BSB}_5$
typisches Verhältnis	0,4-0,6	ca. 0,6	0,5-0,6	0,07-0,1	0,16-0,2
Mittelwert Jänner	0,58	0,46	0,55	0,125	0,211
Mittelwert Februar	0,59	0,43	0,56	0,137	0,231
Mittelwert März	0,59	0,39	0,51	0,139	0,256
Mittelwert April	0,54	0,32	0,47	0,155	0,304
Mittelwert Mai	0,49	0,34	0,61	0,123	0,251
Mittelwert Juni	0,39	0,32	0,43	0,203	0,381
Mittelwert Juli	0,53	0,38	0,49	0,158	0,313
Mittelwert August	0,45	0,37	0,52	0,181	0,741
Mittelwert September	0,63	0,28	0,54	0,199	0,314
Mittelwert Oktober	0,55	0,29	0,42	0,158	0,300
Mittelwert November	0,52	0,25	0,40	0,174	0,350
Mittelwert Dezember	0,58	0,24	0,41	0,158	0,276
Jahresmittelwert	0,54	0,34	0,49	0,158	0,337
	$\text{NH}_4\text{-N}/\text{CSB}$	$\text{NH}_4\text{-N}/\text{BSB}_5$	$\text{Ges.P}/\text{CSB}$	$\text{Ges.P}/\text{BSB}_5$	CSB/BSB_5
typisches Verhältnis	0,05-0,06	0,10-0,14	0,01-0,015	0,02-0,03	1,6-2,0
Mittelwert Jänner	0,059	0,098	0,0156	0,026	1,74
Mittelwert Februar	0,057	0,098	0,0168	0,028	1,72
Mittelwert März	0,052	0,094	0,0170	0,030	1,85
Mittelwert April	0,046	0,093	0,0179	0,034	1,88
Mittelwert Mai	0,042	0,078	0,0118	0,026	2,70
Mittelwert Juni	0,059	0,110	0,0197	0,034	2,89
Mittelwert Juli	0,061	0,125	0,0176	0,037	2,02
Mittelwert August	0,062	0,297	0,0196	0,087	4,82
Mittelwert September	0,060	0,091	0,0204	0,033	1,69
Mittelwert Oktober	0,047	0,089	0,0156	0,029	1,86
Mittelwert November	0,045	0,093	0,0156	0,031	1,95
Mittelwert Dezember	0,036	0,065	0,0166	0,030	1,76
Jahresmittelwert	0,052	0,116	0,0169	0,037	2,28

Abbildung 32: Monatsmittelwerte und Jahresmittelwert von Verhältnissen im Rohabwasser im Betrachtungsjahr 2010

Abbildung 32 kann entnommen werden, dass der Mittelwert des BSB_5/CSB -Verhältnisses in zehn Monaten im typischen Bereich liegt. In einem Monat (Juni) liegt der Mittelwert knapp unter dem typischen Bereich und in einem Monat (September) liegt er knapp über dem typischen Bereich. Der Jahresmittelwert des BSB_5/CSB -Verhältnisses liegt mit 0,54 im typischen Bereich.

Die Monatsmittelwerte des $\text{NH}_4\text{-N}/\text{Ges.N}$ -Verhältnisses liegen immer unter dem typischen Verhältnis, meist sogar deutlich unter diesem. Der Jahresmittelwert des $\text{NH}_4\text{-N}/\text{Ges.N}$ -Verhältnisses liegt mit 0,34 ebenfalls deutlich unter dem typischen Verhältnis.

Beim $\text{PO}_4\text{-P}/\text{Ges.P}$ -Verhältnis liegen die Mittelwerte in fünf Monaten im typischen Bereich. In sechs Monaten liegen sie unter dem typischen Bereich und in einem Monat (Mai) knapp

darüber. Der Jahresmittelwert des $\text{PO}_4\text{-P}/\text{Ges.P}$ -Verhältnisses liegt mit 0,49 knapp unter dem typischen Bereich (0,5-0,6).

Die Mittelwerte des Ges.N/CSB- und des Ges.N/BSB₅-Verhältnisses liegen fast immer deutlich über dem erwarteten Bereich. Auch die Jahresmittelwerte der beiden Verhältnisse liegen mit 0,158 (Ges.N/CSB – typisches Verhältnis 0,07-0,1) bzw. 0,337 (Ges.N/BSB₅ – typisches Verhältnis 0,16-0,2) deutlich über dem typischen Verhältnis.

Beim NH₄-N/CSB-Verhältnis liegen die Mittelwerte in fünf Monaten im Erwartungsbereich, in zwei Monaten liegen sie knapp darüber und in fünf Monaten darunter. Der Jahresmittelwert dieses Verhältnisses liegt mit 0,052 im unteren Bereich des Erwartungsbereiches (0,05-0,06).

Die Mittelwerte des NH₄-N/BSB₅-Verhältnisses liegen in neun Monaten unter dem Erwartungsbereich. Zwei Monatsmittelwerte liegen im Erwartungsbereich, ein Monatsmittelwert (August) liegt deutlich über dem Erwartungsbereich. Der Jahresmittelwert des NH₄-N/BSB₅-Verhältnisses liegt im unteren Bereich des Erwartungsbereiches.

Beim Ges.P/CSB-Verhältnis liegt nur ein Monatsmittelwert im Erwartungsbereich, alle anderen Monatsmittelwerte liegen über dem Erwartungsbereich. Der Jahresmittelwert des Ges.P/CSB-Verhältnisses liegt mit 0,0169 ebenfalls über dem Erwartungsbereich (0,01-0,015).

Beim Ges.P/BSB₅-Verhältnis liegen sechs Monatsmittelwerte im oberen Bereich des Erwartungsbereiches, die anderen sechs Monatsmittelwerte liegen über dem Erwartungsbereich. Auch der Jahresmittelwert liegt mit 0,037 über dem Erwartungsbereich (0,02-0,03).

Beim CSB/BSB₅-Verhältnis liegen acht Monatsmittelwerte im Erwartungsbereich, ein Monatsmittelwert liegt knapp darüber und drei Monatsmittelwerte liegen deutlich darüber. Der Jahresmittelwert des CSB/BSB₅-Verhältnisses liegt mit 2,28 über dem Erwartungsbereich (1,6-2,0).

Beim Vergleich der Verhältnisse im Rohabwasser mit typischen Verhältnissen des Betrachtungsjahres 2010 für die Kläranlage Frauenkirchen fallen vor allem die im Vergleich mit dem typischen Verhältnis erhöhten Ges.N/CSB- und Ges.N/BSB₅-Verhältnisse sowie die erhöhten Ges.P/CSB- und Ges.P/BSB₅-Verhältnisse auf. Obwohl die Verhältnisse für Ges.N/CSB und Ges.N/BSB₅ das jeweilige typische Verhältnis deutlich übersteigen, liegen das NH₄-N/CSB- und das NH₄-N/BSB₅-Verhältnis im unteren Erwartungsbereich.

Mögliche Gründe dafür werden in Kapitel 5.1.2.3 erläutert.

5.1.1.4 Berechnung von Einwohnerwerten

In Abbildung 33 sind die Einwohnerwerte der Parameter CSB, BSB₅, Ges.N und Ges.P des Betrachtungsjahres 2010 dargestellt. In Abbildung 34 ist zusätzlich zu diesen Parametern auch der $\text{EW}_{\text{hydraulisch}}$ dargestellt. Die Berechnung wurde in Kapitel 4.2.5 erläutert.

Abbildung 33 zeigt, dass die Einwohnerwerte der Parameter CSB, BSB₅ und Ges.P relativ gut übereinstimmen. Die Einwohnerwerte des Parameters Ges.N liegen im Betrachtungsjahr 2010 immer deutlich über den Einwohnerwerten der anderen Parameter (CSB, BSB₅ und Ges.P). Dies spiegelt sich auch in den hohen Ges.N/CSB- bzw. Ges.N/BSB₅-Verhältnissen wider (siehe Kapitel 5.1.1.3.).

Abbildung 34 zeigt, dass der hydraulische Einwohnerwert im Betrachtungsjahr 2010 in allen Monaten weit über den Einwohnerwerten der anderen Parameter (CSB, BSB₅, Ges.N und Ges.P) liegt. Der $\text{EW}_{\text{hydraulisch}}$ ist meist mehr als doppelt so hoch als der EW_{CSB} , EW_{BSB_5} und $\text{EW}_{\text{Ges.P}}$.

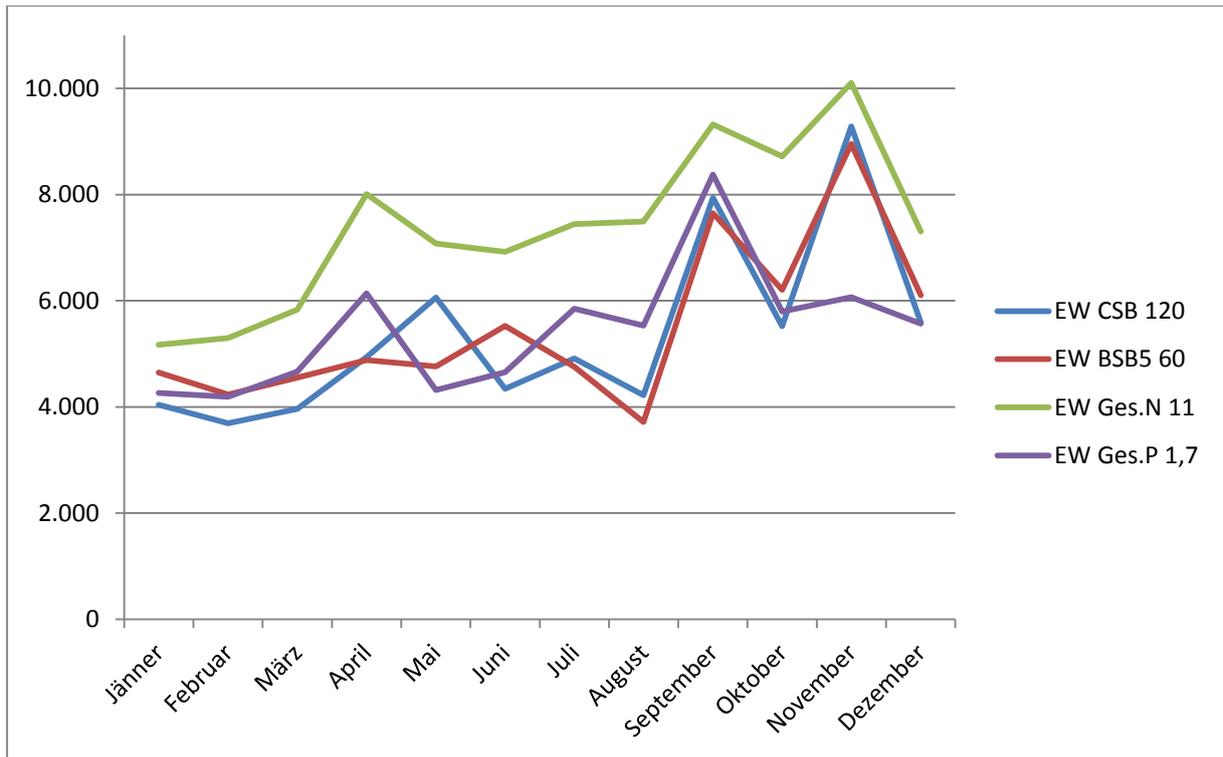


Abbildung 33: Einwohnerwerte des Betrachtungsjahres 2010 ohne EW_{hydraulisch}

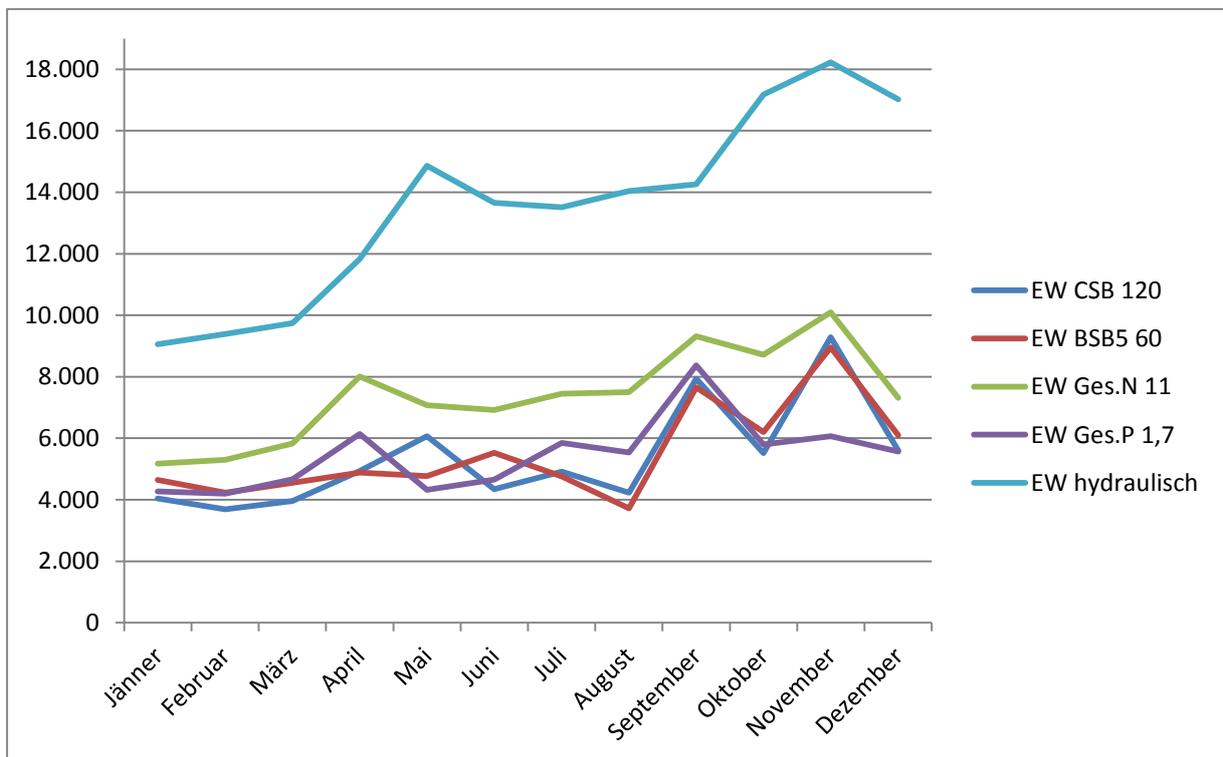


Abbildung 34: Einwohnerwerte des Betrachtungsjahres 2010 mit EW_{hydraulisch}

5.1.2 Betrachtungsjahr 2011

Wie bereits in Kapitel 4.2 erwähnt, liegen im Betrachtungsjahr 2011 die Betriebsprotokolle von nur sechs Monaten (Jänner, Februar, April, Juni, Juli, August) vor.

5.1.2.1 Vergleich von Konzentrationen im Rohabwasser mit Erfahrungswerten

In Abbildung 35, Abbildung 36, Abbildung 37 und Abbildung 38 sind die Konzentrationen der Parameter CSB, BSB₅, Ges.N und Ges.P des Betrachtungsjahres 2011 im Zulauf zur Kläranlage dargestellt. Den Abbildungen kann auch die typische Zulauffracht des jeweiligen Parameters (siehe Tabelle 12) entnommen werden (rote Linie).

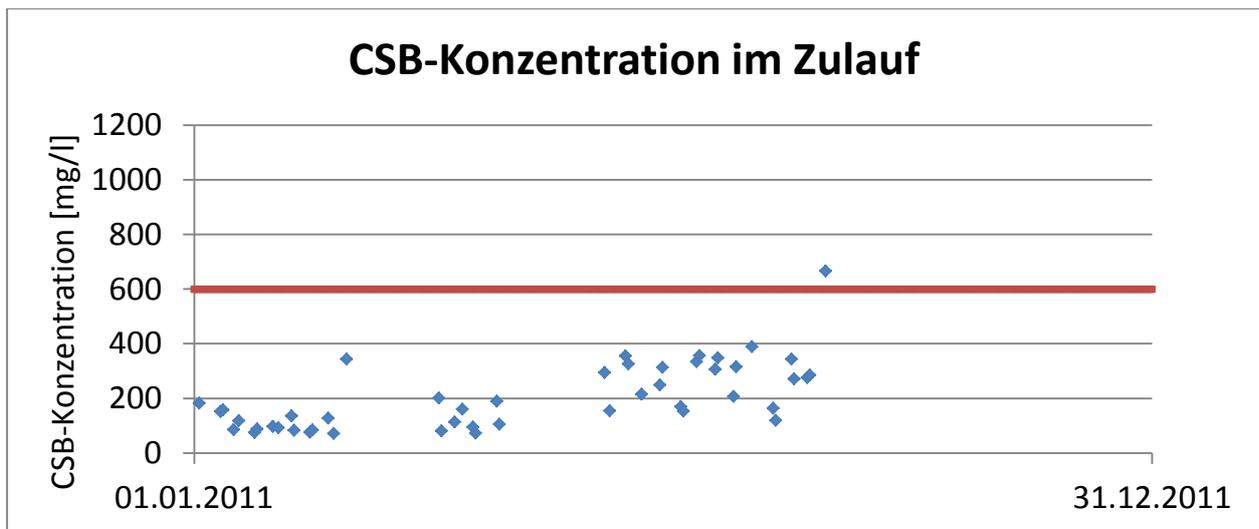


Abbildung 35: CSB-Konzentration im Kläranlagenzulauf im Betrachtungsjahr 2011 (typische CSB-Konzentration im Rohabwasser = 600 mg/l) (eigene Darstellung)

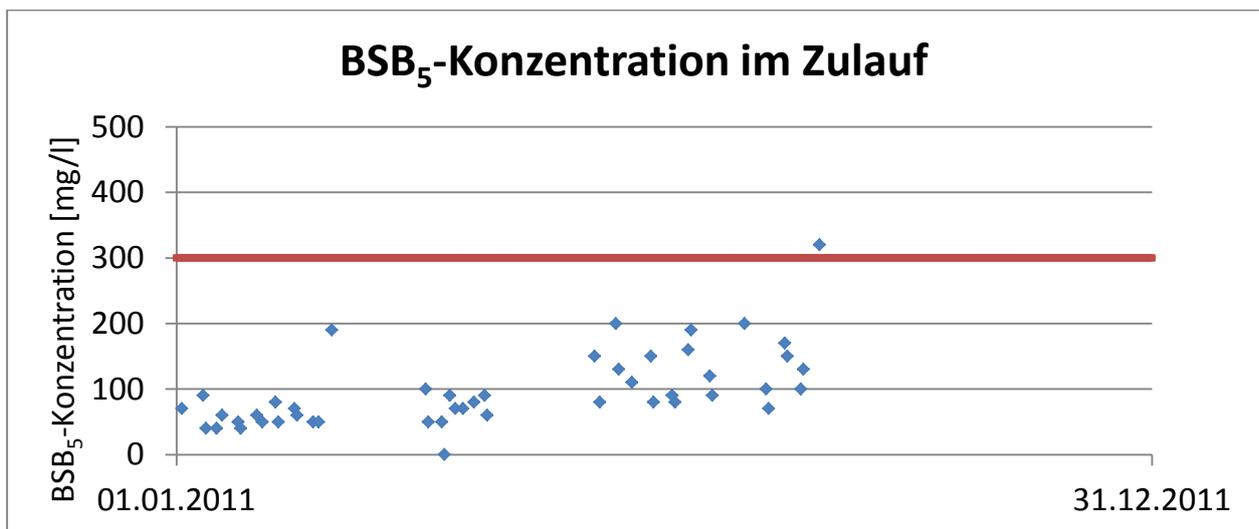


Abbildung 36: BSB₅-Konzentration im Kläranlagenzulauf im Betrachtungsjahr 2011 (typische BSB₅-Konzentration im Zulauf = 300 mg/l) (eigene Darstellung)

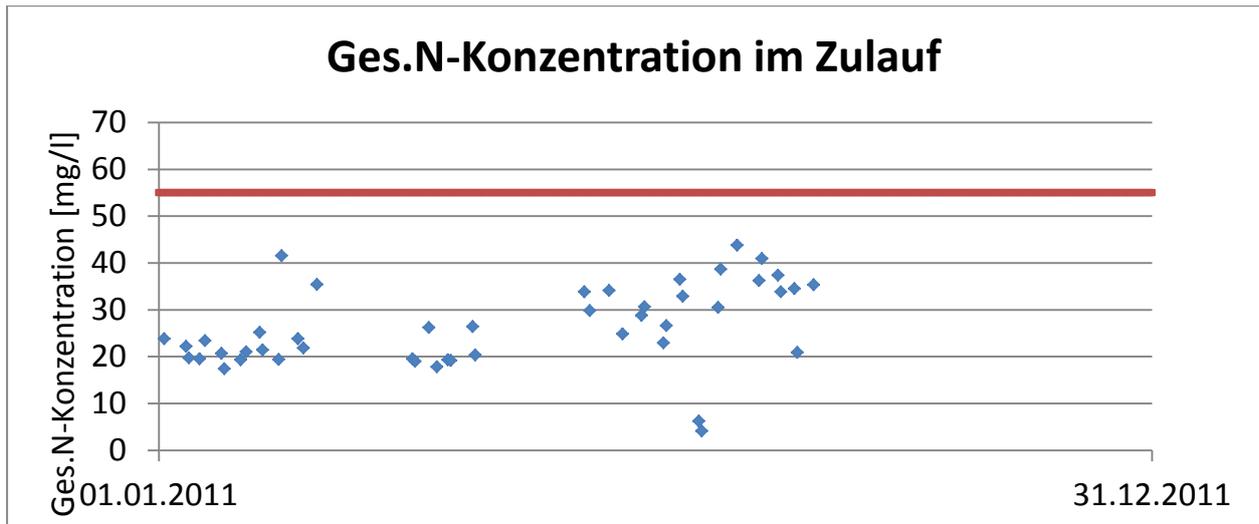


Abbildung 37: Ges.N-Konzentration im Kläranlagenzulauf im Betrachtungsjahr 2011 (typische Ges.N-Konzentration im Zulauf = 55 mg/l) (eigene Darstellung)

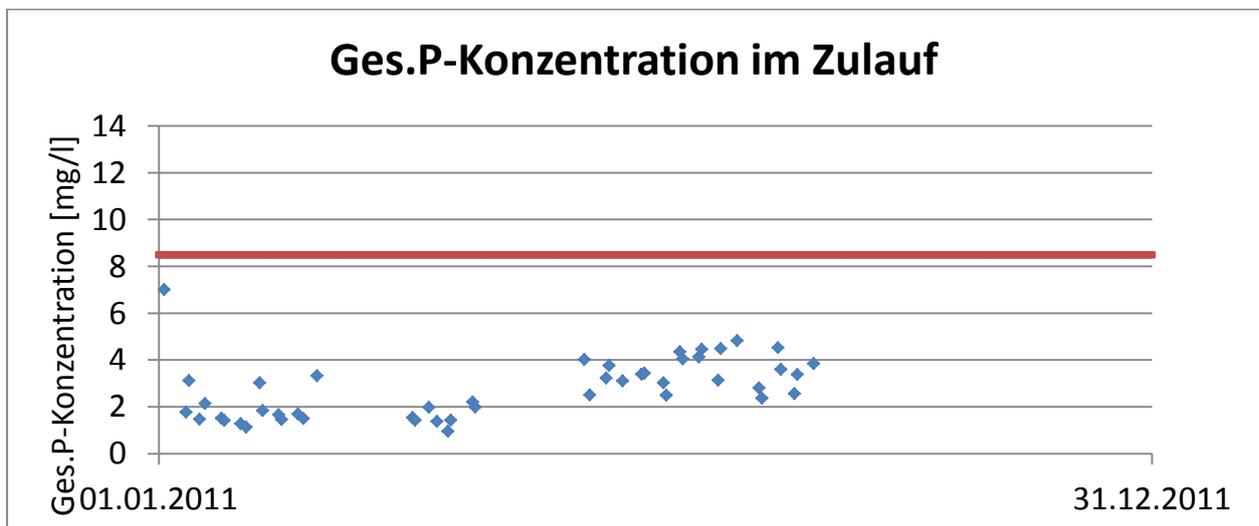


Abbildung 38: Ges.P-Konzentration im Kläranlagenzulauf im Betrachtungsjahr 2011 (typische Ges.P-Konzentration im Zulauf = 8,5 mg/l) (eigene Darstellung)

Abbildung 35 bis Abbildung 38 kann entnommen werden, dass die Zulaufkonzentrationen der ausgewerteten Parameter (CSB, BSB₅, Ges.N und Ges.P) im Betrachtungsjahr 2011 fast ausschließlich unter der typischen Zulaufkonzentration des jeweiligen Parameters liegen. Die Zulaufkonzentrationen der Parameter liegen wie im Betrachtungsjahr 2010 auch im Betrachtungsjahr 2011 meist deutlich unter der jeweiligen typischen Zulaufkonzentration.

In Abbildung 39 sind die Monatsmittelwerte und der Jahresmittelwert der CSB-, BSB₅-, Ges.N- und Ges.P-Konzentrationen im Kläranlagenzulauf dargestellt. Der Abbildung kann auch der typische Wert der Zulaufkonzentration des jeweiligen Parameters entnommen werden.

	CSB- Zulaufkonzentration [mg/l]	BSB ₅ - Zulaufkonzentration [mg/l]	Ges.N- Zulaufkonzentration [mg/l]	Ges.P- Zulaufkonzentration [mg/l]
typischer Wert	600	300	55,0	8,5
Mittelwert Jänner	119	56	20,8	2,5
Mittelwert Februar	127	75	26,2	2,0
Mittelwert April	127	66	21,0	1,6
Mittelwert Juni	273	129	40,1	3,4
Mittelwert Juli	274	122	24,8	3,8
Mittelwert August	314	155	35,4	3,5
Jahresmittelwert	204	97	27,8	2,8

Abbildung 39: Monatsmittelwerte und Jahresmittelwert der CSB-, BSB₅-, Ges.N- und Ges.P-Zulaufkonzentrationen im Betrachtungsjahr 2011

Abbildung 39 kann entnommen werden, dass die Monatsmittelwerte und der Jahresmittelwert der Zulaufkonzentrationen der Parameter CSB, BSB₅, Ges.N und Ges.P im Betrachtungsjahr 2011 deutlich unter der typischen Zulaufkonzentration des jeweiligen Parameters liegen.

Der Jahresmittelwert der CSB-Zulaufkonzentration liegt mit 204 mg/l beinahe um den Faktor 3 unter der typischen Zulaufkonzentration (600 mg/l). Bei der BSB₅-Zulaufkonzentration liegt der Jahresmittelwert mit 97 mg/l ebenfalls weit unter der typischen Zulaufkonzentration (300 mg/l). Der Jahresmittelwert der Ges.N-Zulaufkonzentration beträgt im Betrachtungsjahr 2011 etwa die Hälfte der typischen Zulaufkonzentration. Bei der Ges.P-Zulaufkonzentration liegt der Jahresmittelwert mit 2,8 mg/l etwa um den Faktor 3 unter der typischen Zulaufkonzentration (8,5 mg/l).

Der Vergleich der Konzentrationen der Betrachtungsjahre 2010 und 2011 der Parameter CSB, BSB₅, Ges.N und Ges.P im Rohabwasser mit Erfahrungswerten zeigt, dass die Zulaufkonzentrationen aller ausgewerteten Parameter deutlich unter der jeweiligen typischen Zulaufkonzentration liegen. Beim Zulauf zur Kläranlage Frauenkirchen handelt es sich daher um sehr dünnes Abwasser.

Nach MOSER (1993) zeigen generell niedrigere Konzentrationen aller Parameter eine echte Verdünnung (Fremdwasser, Grundwassereintritte) an. Aufgrund der geforderten prozentuellen Reinigungsleistungen kann es dadurch zu größeren Problemen führen. „Eine Überprüfung des Kanalnetzes und Sanierung zur Beseitigung von Fremdwassereintritten ist oft die einzige Möglichkeit, geforderte Eliminationsgrade einzuhalten“ (MOSER, 1993).

5.1.2.2 Vergleich von Konzentrationen im Ablauf mit Erwartungsbereichen

In Abbildung 40 sind die Monatsmittelwerte und der Jahresmittelwert der CSB-, BSB₅-, NH₄-N-, Ges.P- und PO₄-P-Konzentrationen im Kläranlagenablauf dargestellt. Der Abbildung kann auch der Erwartungsbereich der Ablaufkonzentration des jeweiligen Parameters entnommen werden.

	CSB-Ablaufkonzentration [mg/l]	BSB ₅ -Ablaufkonzentration [mg/l]	NH ₄ -N-Ablaufkonzentration [mg/l]	Ges.P-Ablaufkonzentration [mg/l]	PO ₄ -P-Ablaufkonzentration [mg/l]
Erwartungsbereich	15-40	3-12	<1	0,5-0,8	0,2-0,5
Mittelwert Jänner	14,47	2,25	0,13	0,56	0,52
Mittelwert Februar	15,13	2,88	0,23	0,58	0,58
Mittelwert April	16,18	1,38	0,07	0,70	0,66
Mittelwert Juni	13,98	2,43	0,10	0,24	0,32
Mittelwert Juli	18,55	1,33	0,06	0,29	0,27
Mittelwert August	15,48	2,25	0,10	0,45	0,35
Jahresmittelwert	15,63	2,11	0,12	0,48	0,45

Abbildung 40: Monatsmittelwerte und Jahresmittelwert der CSB-, BSB₅-, NH₄-N, Ges.P- und PO₄-P-Ablaufkonzentrationen im Betrachtungsjahr 2011

Abbildung 40 zeigt, dass die Monatsmittelwerte der CSB-Ablaufkonzentration im unteren Bereich des Erwartungsbereiches liegen. In zwei Monaten (Jänner und Juni) liegt der Mittelwert der CSB-Ablaufkonzentration sogar unter dem Erwartungsbereich. Der Jahresmittelwert der CSB-Ablaufkonzentration liegt mit 15,63 mg/l im unteren Bereich des Erwartungsbereiches.

Die Mittelwerte der BSB₅-Ablaufkonzentration liegen in allen sechs untersuchten Monaten des Betrachtungsjahres 2011 unter dem Erwartungsbereich. Der Jahresmittelwert der BSB₅-Ablaufkonzentration liegt mit 2,11 mg/l ebenfalls unter dem Erwartungsbereich.

Die Monatsmittelwerte und der Jahresmittelwert der NH₄-N-Ablaufkonzentration liegen immer deutlich unter 1 mg/l und somit im Erwartungsbereich (<1 mg/l) der NH₄-N-Ablaufkonzentration.

Die Mittelwerte der Ges.P-Ablaufkonzentration liegen in drei Monaten im Erwartungsbereich und in drei Monaten unter dem Erwartungsbereich. Der Jahresmittelwert der Ges.P-Ablaufkonzentration liegt mit 0,48 mg/l knapp unter dem Erwartungsbereich.

Der Mittelwert der PO₄-P-Ablaufkonzentration liegt in drei Monaten über dem Erwartungsbereich und in drei Monaten im Erwartungsbereich. Der Jahresmittelwert der PO₄-P-Ablaufkonzentration liegt mit 0,45 mg/l im oberen Bereich des Erwartungsbereiches.

Der Vergleich der Konzentrationen von CSB, BSB₅, NH₄-N, Ges.P und PO₄-P im Kläranlagenablauf mit Erwartungsbereichen zeigt, dass die Mittelwerte der Ablaufkonzentrationen der Parameter CSB, BSB₅, NH₄-N und Ges.P im Betrachtungsjahr 2011 wie im Betrachtungsjahr 2010 meistens im unteren Bereich des Erwartungsbereiches bzw. sogar darunter liegen. Die Mittelwerte der PO₄-P-Ablaufkonzentrationen liegen eher im oberen Erwartungsbereich bzw. sogar über diesem.

5.1.2.3 Vergleich von Verhältnissen im Rohabwasser mit typischen Verhältnissen

In Abbildung 41 sind die Monatsmittelwerte und der Jahresmittelwert von Verhältnissen im Rohabwasser (BSB₅/CSB, NH₄-N/Ges.N, PO₄-P/Ges.P, Ges.N/CSB, Ges.N/BSB₅, NH₄-N/CSB, NH₄-N/BSB₅, Ges.P/CSB, Ges.P/BSB₅, CSB/BSB₅) des Betrachtungsjahres 2011 dargestellt. Der Abbildung kann auch das typische Verhältnis der jeweiligen Parameter zueinander entnommen werden.

	BSB ₅ /CSB	NH ₄ -N/Ges.N	PO ₄ -P/Ges.P	Ges.N/CSB	Ges.N/BSB ₅
typisches Verhältnis	0,4-0,6	ca. 0,6	0,5-0,6	0,07-0,1	0,16-0,2
Mittelwert Jänner	0,49	0,22	0,45	0,188	0,391
Mittelwert Februar	0,62	0,18	0,50	0,250	0,404
Mittelwert April	0,59	-	0,56	0,184	0,315
Mittelwert Juni	0,48	-	0,49	0,146	0,308
Mittelwert Juli	0,48	-	0,52	0,101	0,204
Mittelwert August	0,51	-	0,52	0,145	0,278
Jahresmittelwert	0,53	0,21	0,51	0,170	0,325
	NH ₄ -N/CSB	NH ₄ -N/BSB ₅	Ges.P/CSB	Ges.P/BSB ₅	CSB/BSB ₅
typisches Verhältnis	0,05-0,06	0,10-0,14	0,01-0,015	0,02-0,03	1,6-2,0
Mittelwert Jänner	0,042	0,088	0,0194	0,045	2,21
Mittelwert Februar	0,048	0,073	0,0174	0,028	1,69
Mittelwert April	-	-	0,0139	0,025	1,80
Mittelwert Juni	-	-	0,0128	0,028	2,24
Mittelwert Juli	-	-	0,0143	0,030	2,14
Mittelwert August	-	-	0,0129	0,025	2,02
Jahresmittelwert	0,044	0,082	0,0152	0,030	2,01

Abbildung 41: Monatsmittelwerte und Jahresmittelwert von Verhältnissen im Rohabwasser im Betrachtungsjahr 2011

Abbildung 41 kann entnommen werden, dass der Mittelwert des BSB₅/CSB-Verhältnisses in fünf von sechs untersuchten Monaten im typischen Bereich liegt. In einem Monat (Februar) liegt der Mittelwert knapp über dem typischen Bereich. Der Jahresmittelwert des BSB₅/CSB-Verhältnisses liegt mit 0,53 im typischen Bereich.

Das NH₄-N/Ges.N-Verhältnis konnte aufgrund fehlender NH₄-N-Messwerte nur in zwei Monaten berechnet werden. Die Monatsmittelwerte dieser beiden Monate liegen deutlich unter dem typischen Verhältnis. Der Jahresmittelwert des NH₄-N/Ges.N-Verhältnisses liegt mit 0,21 ebenfalls deutlich unter dem typischen Verhältnis.

Beim PO₄-P/Ges.P-Verhältnis liegen die Mittelwerte in vier Monaten im typischen Bereich. In zwei Monaten liegen sie knapp unter dem typischen Bereich. Der Jahresmittelwert des PO₄-P/Ges.P-Verhältnisses liegt mit 0,51 im unteren Bereich des typischen Bereiches (0,5-0,6).

Die Mittelwerte des Ges.N/CSB- und des Ges.N/BSB₅-Verhältnisses liegen wie bereits im Vorjahr (Betrachtungsjahr 2010) fast immer deutlich über dem erwarteten Bereich. Auch die Jahresmittelwerte der beiden Verhältnisse liegen mit 0,170 (Ges.N/CSB) bzw. 0,325 (Ges.N/BSB₅) deutlich über dem typischen Verhältnis.

Beim NH₄-N/CSB-Verhältnis konnten nur zwei Monatsmittelwerte berechnet werden. Diese liegen knapp unter dem Erwartungsbereich. Der Jahresmittelwert dieses Verhältnisses liegt mit 0,044 ebenfalls knapp unter dem Erwartungsbereich (0,05-0,06).

Auch beim NH₄-N/BSB₅-Verhältnis konnten nur zwei Monatsmittelwerte berechnet werden. Beide liegen unter dem Erwartungsbereich. Somit liegt auch der Jahresmittelwert des NH₄-N/BSB₅-Verhältnisses unter dem Erwartungsbereich.

Beim Ges.P/CSB-Verhältnis liegen vier Monatsmittelwerte im Erwartungsbereich, zwei Monatsmittelwerte liegen über dem Erwartungsbereich. Der Jahresmittelwert des Ges.P/CSB-Verhältnisses liegt mit 0,0152 knapp über dem Erwartungsbereich (0,01-0,015).

Beim Ges.P/BSB₅-Verhältnis liegen fünf von sechs Monatsmittelwerte im Erwartungsbereich, ein Monatsmittelwert liegt darüber. Der Jahresmittelwert liegt mit 0,030 genau an der oberen Grenze des Erwartungsbereiches (0,02-0,03).

Beim CSB/BSB₅-Verhältnis liegen nur zwei Monatsmittelwerte im Erwartungsbereich, vier Monatsmittelwerte liegen über dem Erwartungsbereich. Der Jahresmittelwert des CSB/BSB₅-Verhältnisses liegt mit 2,01 knapp über dem Erwartungsbereich (1,6-2,0).

Der Vergleich der Verhältnisse im Rohabwasser mit typischen Verhältnissen des Betrachtungsjahres 2011 zeigt, dass die Ges.N/CSB- und Ges.N/BSB₅-Verhältnisse wie bereits im Betrachtungsjahr 2010 über dem jeweiligen typischen Verhältnis liegen.

Nach MOSER (1993) können hohe Ges.N/CSB- bzw. Ges.N/BSB₅-Verhältnisse auf einen starken Vorabbau im Kanalnetz, durch den die organische Verschmutzung abgebaut wird und die Nährstofffracht unverändert bleibt, zurückzuführen sein. Hohe Ges.N/CSB- bzw. Ges.N/BSB₅- sowie Ges.P/CSB- bzw. Ges.P/BSB₅-Verhältnisse können auch auf spezifische Indirekteinleiter (gering verschmutzte, nährstoffreiche Abwässer) oder auf Abläufe betriebseigener biologischer Kläranlagen, die nur Kohlenstoff vermindern, hinweisen (MOSER, 1993).

5.1.2.4 Berechnung von Einwohnerwerten

In Abbildung 42 sind die Einwohnerwerte der Parameter CSB, BSB₅, Ges.N und Ges.P des Betrachtungsjahres 2011 dargestellt. In Abbildung 43 ist zusätzlich zu diesen Parametern auch der $EW_{\text{hydraulisch}}$ dargestellt.

Abbildung 42 zeigt, dass die Einwohnerwerte der Parameter CSB, BSB₅ und Ges.P relativ gut übereinstimmen. Die Einwohnerwerte des Parameters Ges.N liegen im Betrachtungsjahr 2011 in fünf von sechs untersuchten Monaten deutlich über den Einwohnerwerten der anderen Parameter (CSB, BSB₅, Ges.P). Dies spiegelt sich auch in den hohen Ges.N/CSB- bzw. Ges.N/BSB₅-Verhältnissen wider (siehe Kapitel 5.1.2.3). Im Juli stimmt der Einwohnerwert des Parameters Ges.N mit den Einwohnerwerten der Parameter CSB, BSB₅ und Ges.P gut überein. In diesem Monat ist der $EW_{\text{hydraulisch}}$ relativ gering (siehe Abbildung 43), möglicherweise besteht ein Zusammenhang zwischen Fremdwasserzutritt und Ges.N-Zulaufkonzentration.

Abbildung 43 zeigt, dass der hydraulische Einwohnerwert aller Monate des Betrachtungsjahres 2011 weit über den Einwohnerwerten der anderen Parameter (CSB, BSB₅, Ges.N und Ges.P) liegt. Der $EW_{\text{hydraulisch}}$ liegt in den Monaten Jänner, Februar und April etwa um den Faktor 4 über dem EW_{CSB} , EW_{BSB_5} und $EW_{\text{Ges.P}}$. In den Monaten Juni, Juli und August ist der $EW_{\text{hydraulisch}}$ deutlich niedriger als in den Monaten Jänner, Februar und April. Im Juni, Juli und August liegt der $EW_{\text{hydraulisch}}$ etwa um den Faktor 2 bis 2,5 über dem EW_{CSB} , EW_{BSB_5} und $EW_{\text{Ges.P}}$.

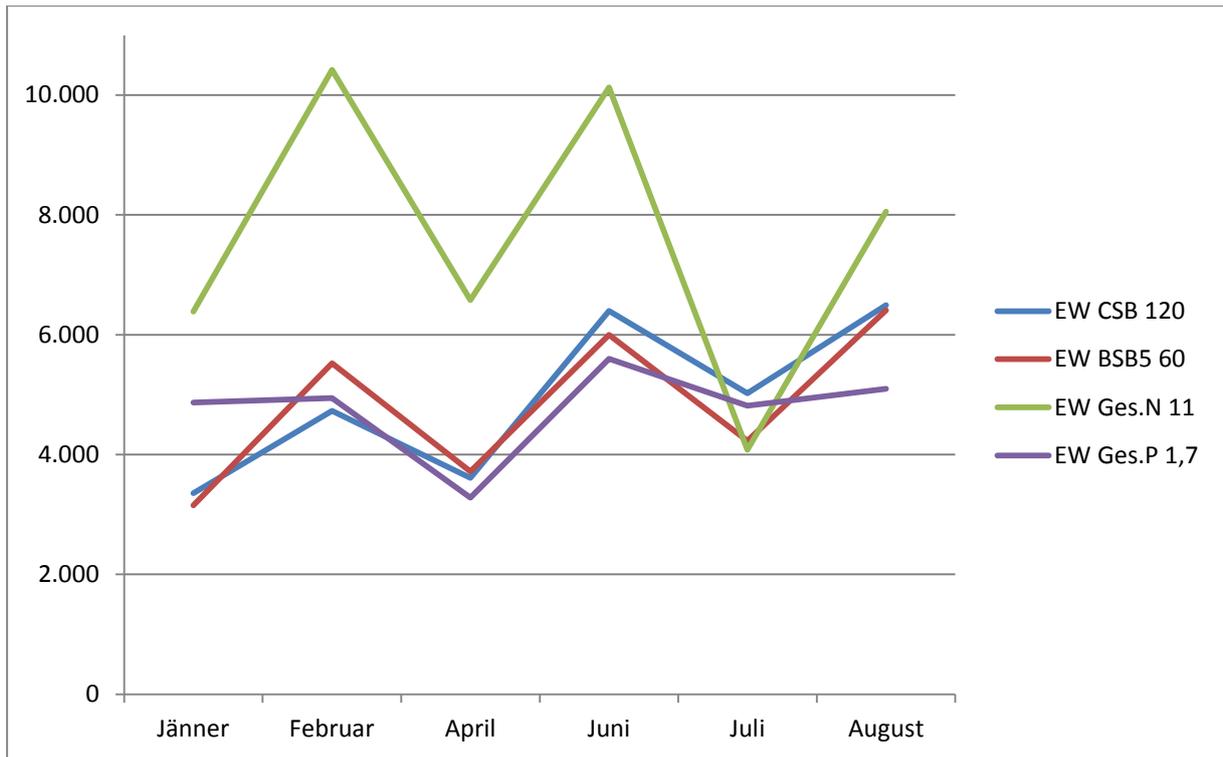


Abbildung 42: Einwohnerwerte des Betrachtungsjahres 2011 ohne EW_{hydraulisch}

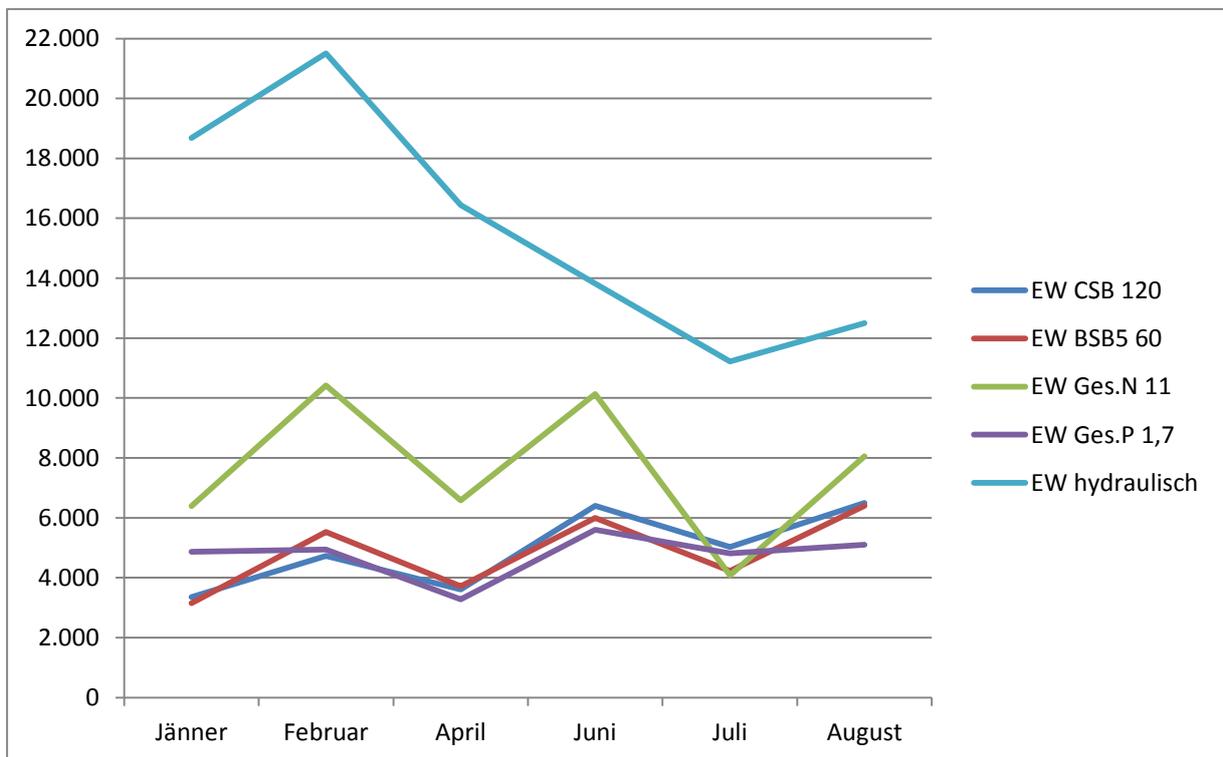


Abbildung 43: Einwohnerwerte des Betrachtungsjahres 2011 mit EW_{hydraulisch}

5.2 Ergebnisse der Bilanzierung

Nachfolgend werden die Ergebnisse der Bilanzierung der Gemeindekläranlage Frauenkirchen des betrachteten Bilanzierungszeitraumes dargestellt. Der betrachtete Bilanzierungszeitraum ist das Jahr 2010 (01.01.2010 bis 31.12.2010 – 365 Tage). Aufgrund fehlender Daten konnte für das Betrachtungsjahr 2011 keine Bilanzierung durchgeführt werden. Durch das in eDAB erstellte Anlagen- und Bilanzrechenschema wäre es jedoch mit geringem zusätzlichem Arbeitsaufwand (Import der Betriebsdaten für das Jahr 2011, Eingabe der Klärschlammgutachten für das Jahr 2011) möglich gewesen, Gesamt- und Detailbilanzen für dieses Betrachtungsjahr zu erstellen. Die für das Jahr 2011 vorliegenden Daten von sechs nicht aufeinanderfolgenden Monaten (Jänner, Februar, April, Juni, Juli, August) ergeben jedoch keinen ausreichend langen Bilanzzeitraum, der für die Bilanzierung notwendig ist (siehe Kapitel 3.2.2.3).

Die Bilanzierung der Anlage wurde mit dem Softwaretool eDAB durchgeführt, die dafür notwendigen Arbeitsschritte sind in Kapitel 4.3.1 angeführt. Mit diesem Softwaretool wurden Gesamt- und Detailbilanzen der Parameter Q, TS, P, N und CSB erstellt, es handelt sich dabei um eine Bilanzierung auf der Basis von Mittelwerten (siehe Kapitel 3.2.2.1).

Da die Bilanzen der Stoffströme P, N und CSB auf der Wassermengen- und TS-Bilanz aufbauen, werden die Bilanzen dieser beiden Parameter zuerst angeführt. Die Darstellung erfolgt somit in folgender Reihenfolge: Q, TS, P, N, CSB. Nach der Darstellung der Gesamtbilanz des jeweiligen Parameters wird die Detailbilanz dieses Parameters abgebildet.

Die erstellten Bilanzen sind Jahresbilanzen (Jahresbilanzen auf der Basis von Mittelwerten). Daher handelt es sich bei den jeweiligen Angaben immer um Jahresmittelwerte, die Angaben für Q erfolgen in m^3/d , die Angaben für alle anderen Parameter (TS, P, N, CSB) in kg/d .

Die Wassermengenbilanz wurde unter Berücksichtigung und unter Vernachlässigung der Rückflüsse erstellt. Die hohen Bilanzabweichungen der Wassermengenbilanz mit vernachlässigten Rückflüssen legen jedoch den Schluss nahe, dass die Rückflüsse bei der Erstellung von Wassermengen-Detailbilanzen nicht vernachlässigbar sind. Bei den Detailbilanzen der Parameter P, N und CSB wurden die Rückflüsse unter der Annahme von vernachlässigbaren Stoffkonzentrationen im jeweiligen Bilanzrechenschema nicht berücksichtigt.

5.2.1 Wassermengenbilanz

Die Bilanzen des Parameters Q werden an erster Stelle angeführt, da ausgeglichene Wassermengenbilanzen eine wesentliche Voraussetzung für anschließende Stoffstrombilanzen sind. Bei den Phosphor-, Stickstoff- und CSB-Bilanzen gehen die beiden Parameter Wassermenge und Stoffkonzentration (in mg/l oder % TS) in die Berechnung ein.

5.2.1.1 Wassermengen-Gesamtbilanz

Die Wassermengen-Gesamtbilanz der Kläranlage Frauenkirchen (siehe Abbildung 44) lässt sich im Betrachtungsjahr 2010 ohne signifikant von Null abweichende Widersprüche schließen. Die Bilanzabweichung beträgt $-0,22\%$.

Man muss jedoch anmerken, dass die Wassermengen-Gesamtbilanz der Kläranlage Frauenkirchen eine offene Bilanz ist. Da es im Zulauf zur ARA im Betrachtungsjahr 2010 keine Durchflussmengenmessung gab, wurde der Parameter ARA-Wasserzulaufmenge dem Parameter ARA-Wasserablaufmenge gleichgesetzt. Der ARA Zulauf ($2.694 \text{ m}^3/\text{d}$) wurde somit aus dem ARA-Ablauf errechnet. Streng genommen müsste man für die Berechnung des ARA Zulaufs die Wassermengen der Schlammmentsorgung vom ARA-Ablauf abziehen. Von dieser Berechnung wurde jedoch aus Gründen der Einfachheit abgesehen. Außerdem ist die Wassermenge des Überschussschlammes im Vergleich zur Wassermenge im Anlagenablauf

verhältnismäßig gering, sodass die Vernachlässigung dieser somit keine signifikante Bilanzabweichung (siehe Abbildung 44) ergibt.

Da die Wassermenge im ARA Zulauf aus der Wassermenge im ARA-Ablauf berechnet wurde, ist mittels Wassermengen-Gesamtbilanz keine Überprüfung der gemessenen Wassermengen (ARA Ablauf und Schlammensorgung) möglich.

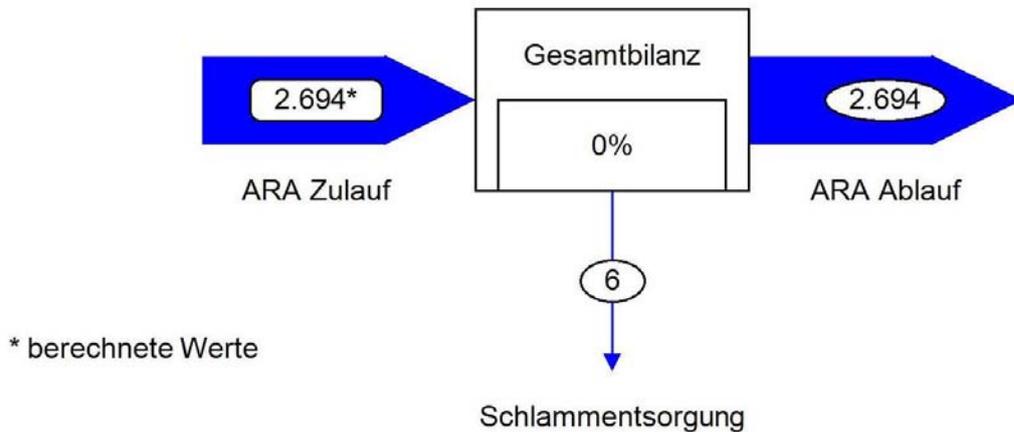


Abbildung 44: Wassermengen-Gesamtbilanz des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in m³/d)

5.2.1.2 Wassermengen-Detailbilanz mit Berücksichtigung der Rückflüsse

Bei der Erstellung des Bilanzrechschemas der Wassermengen-Detailbilanz der Kläranlage Frauenkirchen hat sich herausgestellt, dass nur die wesentlichsten internen Wassermengen erfasst werden (siehe auch Abbildung 17). Bei den nachfolgenden Stoffstrombilanzen (P, N, CSB) werden die Frachten daher teilweise auf Grundlage angenommener Durchflüsse berechnet (ARA Zulauf = ARA Ablauf).

Abbildung 45 gibt einen Überblick über die Bilanzierbarkeit bzw. Berechenbarkeit der Wassermengen der Kläranlage Frauenkirchen. Wie bereits erwähnt (siehe Kapitel 3.2.2.1), unterscheidet man bei diesem Schema zwischen bilanzierbaren bzw. nicht bilanzierbaren gemessenen Durchflüssen und zwischen berechenbaren bzw. nicht berechenbaren ungemessenen Durchflüssen. Dieser Abbildung lässt sich entnehmen, dass die Bilanzierbarkeit der gemessenen Durchflüsse nicht gegeben ist. Die ungemessenen Durchflüsse sind zwar berechenbar, jedoch nur aus nicht bilanzierbaren Größen.

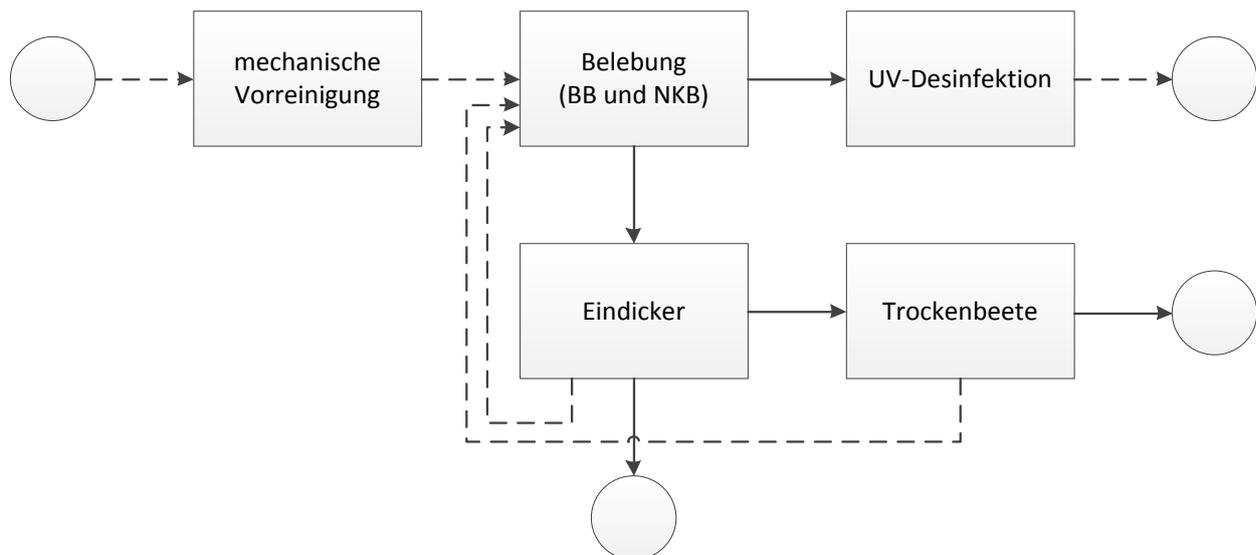


Abbildung 45: Übersicht über die Bilanzierbarkeit bzw. Berechenbarkeit der Durchflüsse der Gemeindekläranlage Frauenkirchen im Betrachtungsjahr 2010
 Unterscheidung nach gemessenen nicht bilanzierbaren (volle Linien) und ungemessenen berechenbaren Durchflüssen (gestrichelte Linien), Kreise stellen Quellen bzw. Senken dar

Die Wassermengen-Detailbilanz (mit Berücksichtigung der Rückflüsse) der Kläranlage Frauenkirchen des Betrachtungsjahres 2010 ist in Abbildung 46 dargestellt. Dieser Abbildung lässt sich entnehmen, dass es vor den Anlagenkomponenten Vorreinigung und Belebungsbecken und nach der Anlagenkomponente UV-Desinfektion keine Durchflussmengenmessung gibt, da die jeweiligen Wassermengen als berechnete Werte (Markierung mit einem *) dargestellt sind. Diese Durchflussmengen wurden daher der Anlagenablaufmessung (vor der UV-Desinfektion) gleichgesetzt. Die Wasserlinie der Kläranlage Frauenkirchen lässt sich im Betrachtungsjahr 2010 daher nicht überprüfen, die 0 %-Bilanzabweichung bei den beiden Anlagenkomponenten mechanische Vorreinigung und UV-Desinfektion ist nicht aussagekräftig.

Abbildung 46 lässt sich entnehmen, dass unter Berücksichtigung der Rückflüsse (Trüb- und Drainagewasser) keine Bilanzierung der Schlammlinie möglich ist, da diese messtechnisch nicht erfasst werden. Es wäre zwar möglich, die Rückflüsse aus dem Eindicker und aus den Trockenbeeten zu berechnen, da in die Berechnung jedoch nicht bilanzierbare und somit nicht überprüfbare Ströme (Input- und Outputmengen des Eindickers bzw. der Trockenbeete) eingehen, erscheint dies wenig sinnvoll.

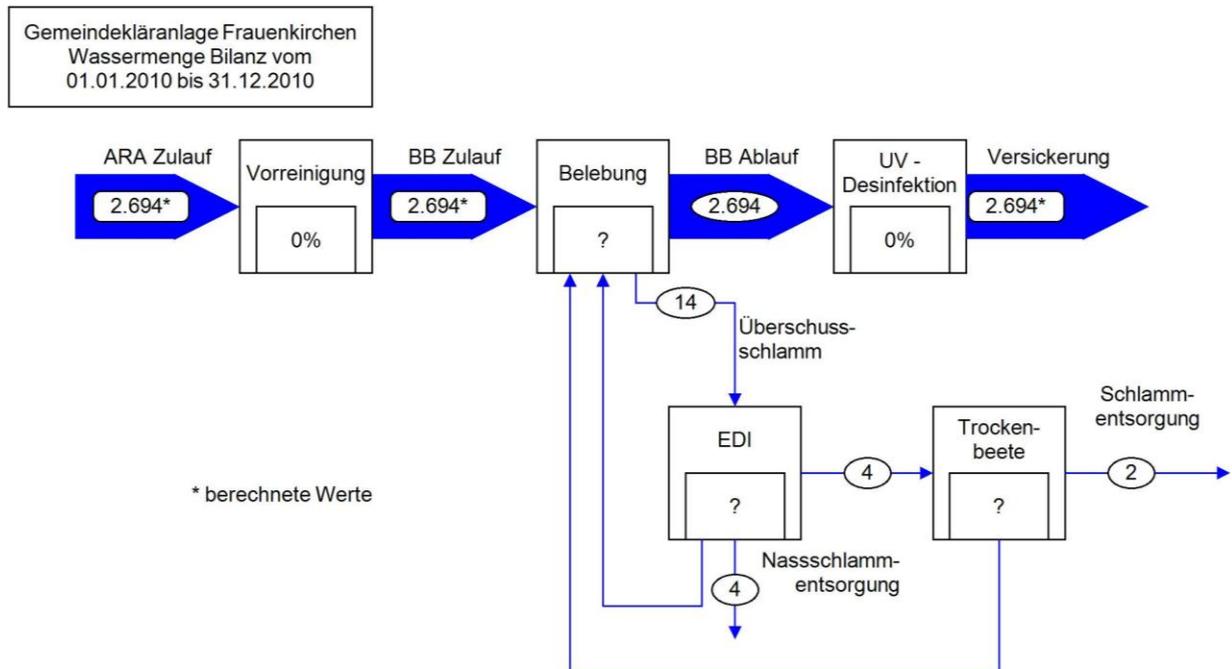


Abbildung 46: Wassermengen-Detailbilanz (mit Berücksichtigung der Rückflüsse aus der Schlammbehandlung) des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in m³/d)

5.2.1.3 Wassermengen-Detailbilanz mit Vernachlässigung der Rückflüsse

Vernachlässigt man bei der Erstellung der Wassermengen-Detailbilanz die Rückflüsse des Eindickers und der Trockenbeete, ergibt sich folgende Darstellung (siehe Abbildung 47). Durch die Vernachlässigung der Rückflüsse ergibt sich beim Eindicker eine Bilanzabweichung von 41 %, die Bilanzabweichung der Trockenbeete beträgt 55 %. Diese hohen Bilanzabweichungen legen den Schluss nahe, dass die Rückflüsse aus der Schlammbehandlung in der Wassermengen-Detailbilanz nicht vernachlässigbar sind.

Da die Input- und Outputmengen der beiden Teilsysteme Eindicker und Trockenbeete aufgrund der fehlenden Erfassung der Rückflussmengen nicht überprüfbar sind, kann nicht ausgeschlossen werden, dass diese zumindest einem groben bzw. systematischen Messfehler unterliegen.

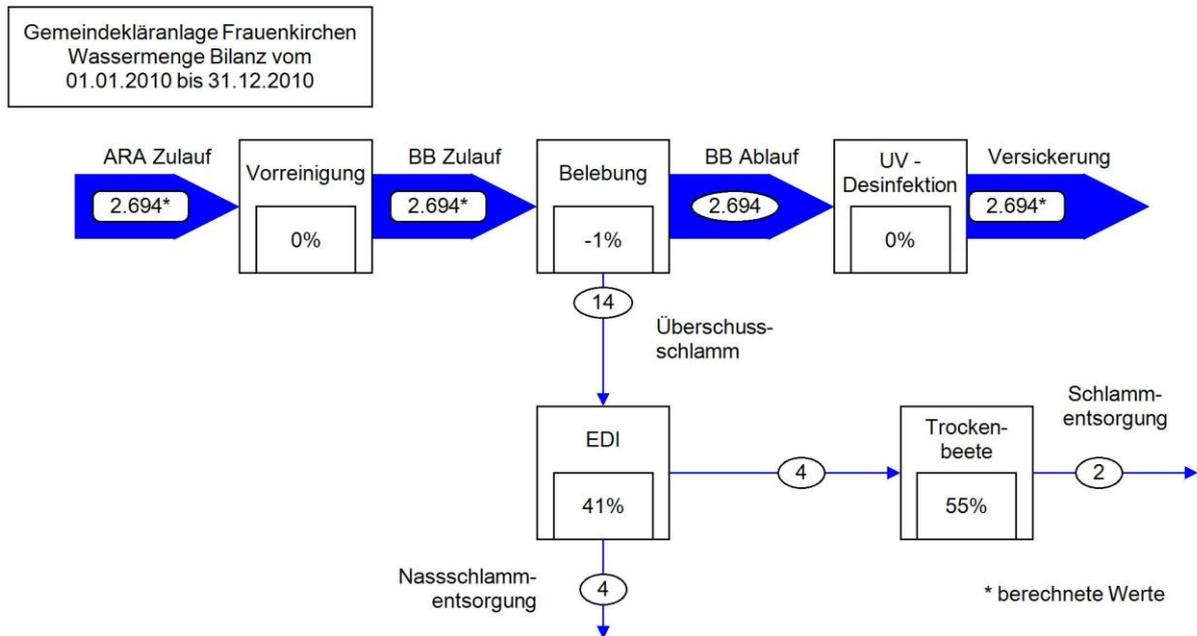


Abbildung 47: Wassermengen-Detailbilanz (mit Vernachlässigung der Rückflüsse aus der Schlammbehandlung) des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in m³/d)

5.2.2 TS-Bilanz

Da die Trockensubstanz (wie die Wassermenge) als Berechnungsgröße in die nachfolgenden Massenbilanzen (P, N, CSB) eingeht, wird diese an zweiter Stelle angeführt. Wie bereits erwähnt, kann vom Parameter TS keine Gesamtbilanz erstellt werden (siehe Kapitel 3.2.2.6.1).

5.2.2.1 TS-Detailbilanz

Die TS-Detailbilanz der Gemeindekläranlage Frauenkirchen des Betrachtungsjahres 2010 ist in Abbildung 48 dargestellt. Der Abbildung lässt sich entnehmen, dass auf der Kläranlage Frauenkirchen eine TS-Bilanzierung nur von zwei Teilsystemen (Eindicker und Trockenbeete) durchgeführt werden kann. Bei der Bilanzierung dieser beiden Teilsysteme wurden die Rückflüsse (Trübwasser und Drainagewasser) nicht berücksichtigt, da die Trockensubstanz dieser vernachlässigbar gering ist.

Beim Eindicker ergibt sich im Betrachtungsjahr 2010 eine Bilanzabweichung von -63 %, der Output aus diesem System (253 kg/d) übersteigt den Input in dieses System (156 kg/d). Dies ist möglicherweise auf die Art des Eindickers (Schlammstapelbecken) zurückzuführen. Das Schlammstapelbecken hat neben der Eindickung die Aufgabe der Speicherung. Es kann also in Jahren mit größeren Entnahmemengen zu negativen Bilanzabweichungen, in Jahren mit niedrigeren Entnahmemengen zu positiven Bilanzabweichungen kommen.

Bei den Trockenbeeten beträgt die Bilanzabweichung sogar -142 %, hier liegt der Output mit 316 kg/d weit über dem Input (130 kg/d). Diese Bilanzabweichung ist wie beim Eindicker möglicherweise darauf zurückzuführen, dass im Jahr 2010 größere Schlamm-mengen aus diesem Teilsystem entnommen wurden. Da die Trockenbeete im Jahr 2010 laut Aussage des Betriebsleiters der Kläranlage ausgeräumt wurden (KANDL, 2012b), liegt der Schluss nahe, dass die hohe negative Bilanzabweichung darauf zurückzuführen ist. Es ist jedoch auch nicht auszuschließen, dass zumindest ein grober oder systematischer Messfehler bei den Input- bzw. Outputfrachten der Teilsysteme Eindicker und Trockenbeete vorliegt. Wie bereits erwähnt, werden die Input- und Outputmengen in diese Teilsysteme bzw. aus diesen Teilsystemen über die Laufzeit der Pumpen abgeschätzt.

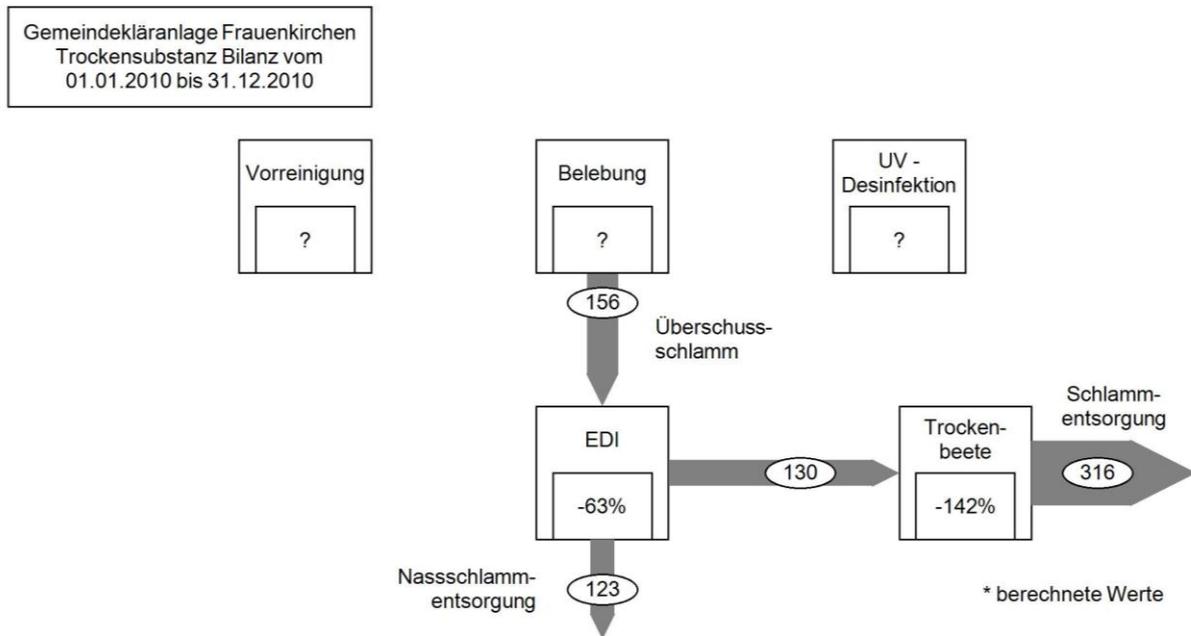


Abbildung 48: TS-Detailbilanz des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in kg/d)

5.2.3 Phosphorbilanz

Nachfolgend wird die Phosphor-Gesamtbilanz und die Phosphor-Detailbilanz der Kläranlage Frauenkirchen des Betrachtungsjahres 2010 dargestellt (Angaben in kg/d). Die Rückflüsse aus der Schlammbehandlung werden bei der Phosphor-Detailbilanz nicht berücksichtigt, da diese messtechnisch nicht erfasst werden und davon auszugehen ist, dass die Phosphorkonzentration der Rückflüsse vernachlässigbar gering ist.

5.2.3.1 Phosphor-Gesamtbilanz

Die Phosphor-Gesamtbilanz der Kläranlage Frauenkirchen des Betrachtungsjahres 2010 ist in Abbildung 49 dargestellt. Da es im Zulauf zur Kläranlage keine Durchflussmengenmessung gibt, wurde die Phosphorfracht im Zulauf mittels Wassermenge im Ablauf und Phosphorkonzentration im Zulauf berechnet. Die Phosphorfracht im Ablauf wurde mittels Wassermenge im Ablauf und Phosphorkonzentration im Ablauf berechnet. Die Phosphorfracht der Schlammbehandlung berücksichtigt die Phosphorfrachten der Schlammbehandlung nach dem Eindicker (Nassschlammbehandlung) sowie nach den Trockenbeeten.

Abbildung 49 lässt sich entnehmen, dass der Input an Phosphor zur ARA 9 kg/d ist, der Output an Phosphor (ARA Ablauf und Schlammbehandlung) beträgt jedoch nur 8 kg/d. Es ergibt sich eine Bilanzabweichung von knapp 11 % (10,92 %).

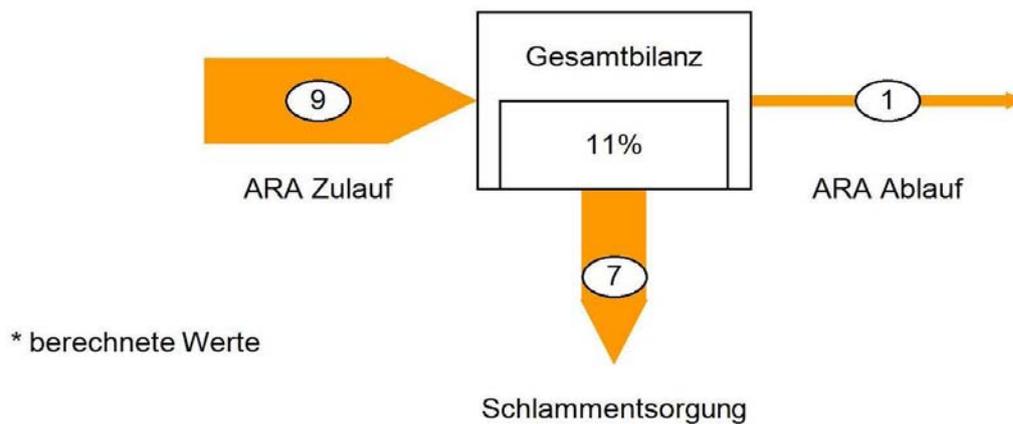


Abbildung 49: Phosphor-Gesamtbilanz des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in kg/d)

5.2.3.2 Phosphor-Detailbilanz

In Abbildung 50 ist die Phosphor-Detailbilanz der Gemeindekläranlage Frauenkirchen des Betrachtungsjahres 2010 dargestellt. Die Phosphorfracht im ARA Zulauf und BB Zulauf wurde aus der Wassermenge im Anlagenablauf und der Phosphorkonzentration im ARA Zulauf berechnet. Die Phosphorfracht im BB Ablauf und ARA Ablauf (Versickerung) wurde aus der Wassermenge im Anlagenablauf und der Phosphorkonzentration im ARA Ablauf berechnet. Da die Phosphorkonzentration nur jeweils ein Mal im Zulauf und ein Mal im Ablauf analysiert wird, ist die 0 %-Bilanzabweichung der Anlagenkomponenten mechanische Vorreinigung und UV-Desinfektion nicht aussagekräftig.

Bei der Anlagenkomponente Belebung (Belebungsbecken und Nachklärbecken) ergibt sich eine Bilanzabweichung von 43 %, der Output aus diesem Teilsystem (Ablauf aus der Belebung und Überschussschlamm) ist geringer als dessen Input (Zulauf in die Belebung). In die Berechnung der Phosphorfracht im Überschussschlamm gingen folgende Größen ein: Überschussschlammmenge, Trockensubstanz des Rücklaufschlammes (aufgrund fehlender Messungen der Trockensubstanz des Überschussschlammes) sowie die Phosphorgehalte des eingedickten Überschussschlammes laut Klärschlammgutachten. Diese Klärschlammgutachten beziehen sich zwar auf den eingedickten Überschussschlamm, da es im Teilsystem Eindicker jedoch keine Änderungen der Phosphorkonzentrationen (bezogen auf % TS) gibt, können diese Werte auch für die Berechnung der Phosphorkonzentration im Überschussschlamm herangezogen werden.

Im Teilsystem Eindicker (EDI) ergibt sich eine Bilanzabweichung von -63 %, da die Phosphorfracht aus diesem System wesentlich höher ist als die Phosphorfracht in dieses System. Die Outputfrachten aus dem Eindicker wurden mittels jeweiliger Schlammmenge (Menge der Nassschlamm Entsorgung bzw. Menge der Schlammaufbringung auf die Trockenbeete) sowie der Trockensubstanz- und Phosphorgehaltswerte der Klärschlammgutachten des eingedickten Überschussschlammes berechnet.

Das Teilsystem Trockenbeete weist im Vergleich dazu eine relativ geringe Bilanzabweichung von -18 % auf, die Phosphor-Outputfracht übersteigt mit einem Wert von 3,79 kg/d die Phosphor-Inputfracht (3,21 kg/d) nur geringfügig. In die Berechnung der Phosphorfracht der Schlamm Entsorgung des getrockneten Klärschlammes gehen folgende Parameter ein: Menge der Trockenschlamm Entsorgung, Trockensubstanz- und Phosphorgehaltswert aus dem Klärschlammgutachten der Trockenbeete.

Die negativen Bilanzabweichungen der Teilsysteme Eindicker (EDI) und Trockenbeete sind möglicherweise auf die bereits erwähnten hohen Schlammementnahmen im Jahr 2010 zurückzuführen (siehe Kapitel 5.2.2.1).

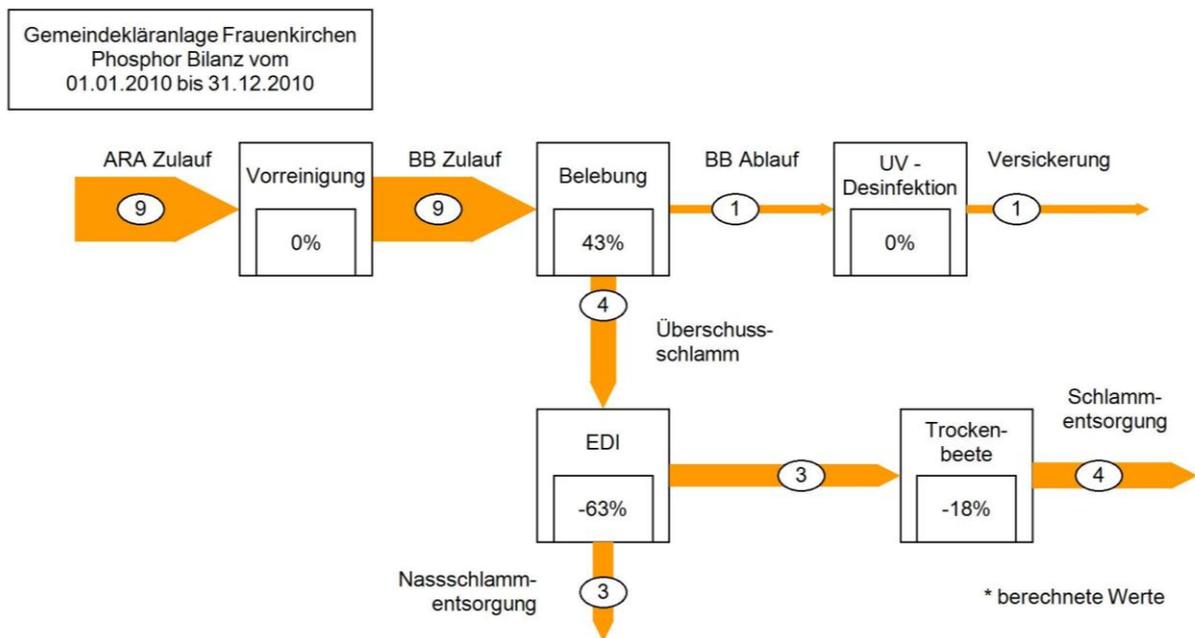


Abbildung 50: Phosphor-Detailbilanz des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in kg/d)

5.2.4 Stickstoffbilanz

Nachfolgend wird die Stickstoff-Gesamtbilanz und die Stickstoff-Detailbilanz der Kläranlage Frauenkirchen des Betrachtungsjahres 2010 dargestellt (Angaben in kg/d). Die Rückflüsse aus der Schlammbehandlung werden bei der Stickstoff-Detailbilanz nicht berücksichtigt, da diese messtechnisch nicht erfasst werden und davon auszugehen ist, dass die Stickstoffkonzentration der Rückflüsse vernachlässigbar gering ist.

5.2.4.1 Stickstoff-Gesamtbilanz

Abbildung 51 zeigt die Stickstoff-Gesamtbilanz der Kläranlage Frauenkirchen des Betrachtungsjahres 2010. Die Gesamtbilanz ergibt für den Parameter Stickstoff eine Bilanzabweichung von -6 %.

Der Stickstoff, der das System ARA gasförmig verlässt (=N denitrifiziert) wird im System Belebung über die Differenz der Inputfracht (ARA Zulauf) und der beiden bekannten Outputfrachten (ARA Ablauf und Schlamm entsorgung) berechnet. Bei den 64 kg/d, die das System ARA gasförmig verlassen (=N denitrifiziert) handelt es sich daher um einen berechneten Wert. Da in die Berechnung dieses Wertes nicht bilanzierbare Stoffströme eingehen, ist dessen Aussagekraft beschränkt.

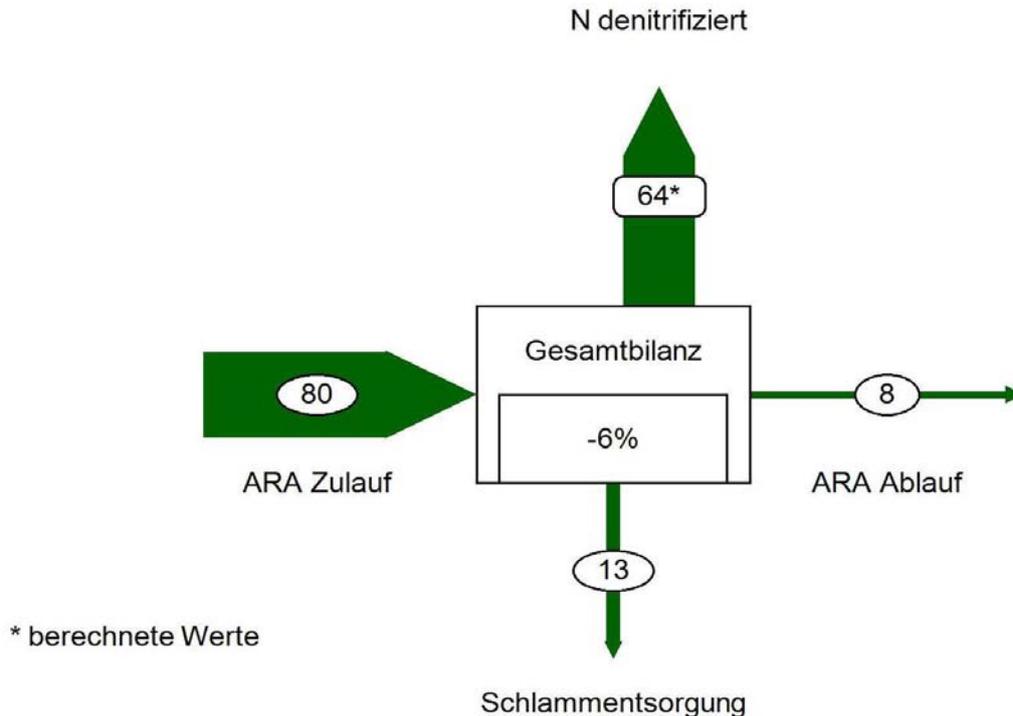


Abbildung 51: Stickstoff-Gesamtbilanz des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in kg/d)

5.2.4.2 Stickstoff-Detailbilanz

Die Stickstoff-Detailbilanz des Betrachtungsjahres 2010 der Kläranlage Frauenkirchen ist in Abbildung 52 dargestellt. Bei der Anlagenkomponente Belebung gibt es keine Bilanzabweichung, da der Outputpfad Atmung (64 kg/d) über die Differenz des Inputs in die Belebung (BB Zulauf) und der beiden Outputs aus der Belebung (BB Ablauf und Überschussschlamm) berechnet wird. Wie bereits erwähnt, wird der Outputpfad Atmung auf der Kläranlage Frauenkirchen aus nicht bilanzierbaren Größen berechnet. Daher ist der Wert der gasförmigen Stickstofffracht nur beschränkt aussagekräftig. Bei der Interpretation von Stickstoffbilanzen muss die Tatsache, dass es sich dabei außer in Ausnahmefällen um eine offene Bilanzierung handelt, berücksichtigt werden.

Wie bei der TS- und Phosphor-Detailbilanz ergibt sich auch bei der Stickstoff-Detailbilanz im Teilsystem Eindicker (EDI) eine Bilanzabweichung von -63 %. Obwohl sich die Input- und Outputfrachten der Parameter TS, P, N und CSB in bzw. aus dem Eindicker unterscheiden, ist die prozentuelle Bilanzabweichung in diesem Teilsystem immer gleich (-63 %). Dies ist darauf zurückzuführen, dass für die Berechnung der Frachten im Überschussschlamm die Werte für Gesamtphosphor, Gesamtstickstoff und Glühverlust (in % TS) der Klärschlammgutachten des eingedickten Überschussschlammes herangezogen werden. Auf die Bilanzabweichung des Eindickers wirken sich somit nur die beiden Größen Wassermenge und Trockensubstanz aus.

Die Stickstoffbilanz um die Trockenbeete lässt sich mit einer vernachlässigbaren Bilanzabweichung von 3 % schließen, die Inputfracht in dieses System liegt mit einem Wert von 6,88 kg/d nur geringfügig über der Outputfracht (6,67 kg/d).

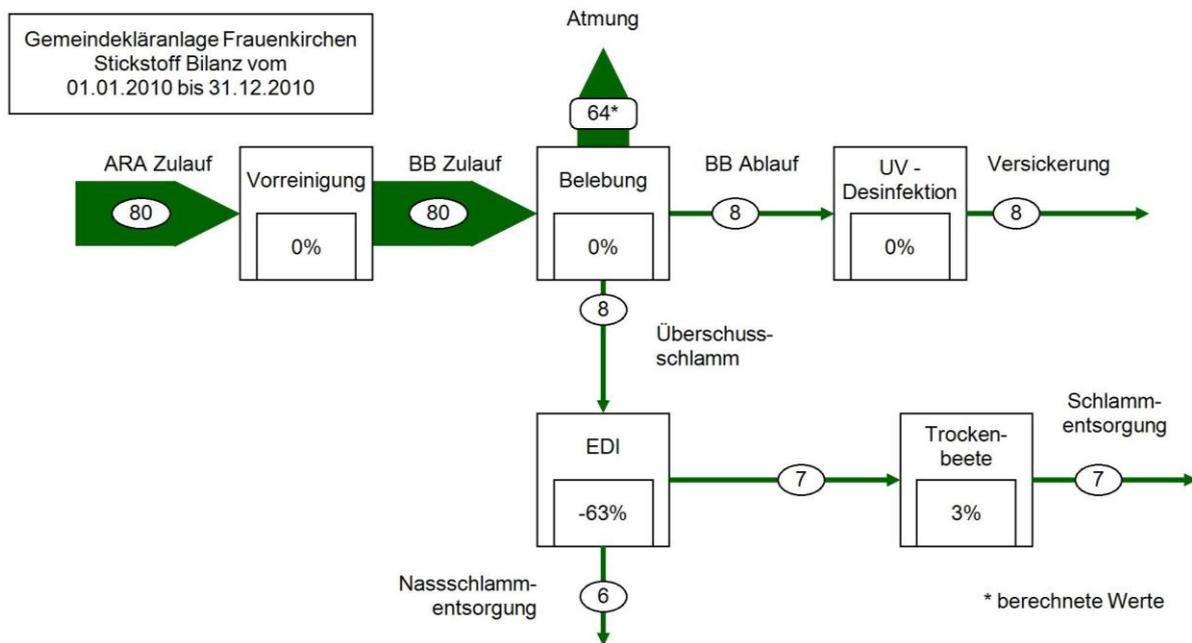


Abbildung 52: Stickstoff-Detailbilanz des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in kg/d)

5.2.5 CSB-Bilanz

Nachfolgend werden die CSB-Bilanzen der Kläranlage Frauenkirchen des Betrachtungsjahres 2010 dargestellt (Angaben in kg/d). Die Rückflüsse aus der Schlammbehandlung werden wie bei der TS-, Phosphor- und Stickstoff-Detailbilanz auch bei der CSB-Detailbilanz nicht berücksichtigt.

Bei der Erstellung der CSB-Bilanz werden die CSB-Frachten der Schlämme aus den oTS-Werten berechnet, das Verhältnis von CSB/oTS in Schlämmen kommunaler Kläranlagen liegt nach NOWAK (1995, zit. bei SPINDLER, 2011b) bei 1,42 – 1,48 g/g. Die Berechnung der folgenden Gesamt- und Detailbilanzen des Parameters CSB wurde basierend auf einem Verhältnis von 1,42 g CSB/g oTS durchgeführt.

Da der Sauerstoffverbrauch auf der Kläranlage Frauenkirchen nicht gemessen wird, kann keine geschlossene CSB-Bilanz erstellt werden (siehe Kapitel 3.2.2.6.4). Bei den erstellten CSB-Bilanzen der Kläranlage Frauenkirchen handelt es sich somit um offene Bilanzen, daher ist damit keine Verifikation der gemessenen Werte, sondern nur eine Plausibilitätsprüfung möglich. Die Plausibilitätsprüfung ist mittels Vergleich des CSB:N:P-Verhältnisses im Überschussschlamm (siehe Kapitel 6) sowie mittels Vergleich des ermittelten Op-Wertes mittels Erfahrungs- und Literaturwerten (siehe Kapitel 5.2.5.2) möglich.

Aufgrund fehlender Sauerstoffverbrauchsmessungen auf der Kläranlage Frauenkirchen kann der Sauerstoffbedarf für den Kohlenstoffabbau (OV_C) nur abgeschätzt werden. Dafür ist die Abschätzung des gesamten Sauerstoffbedarfs (OV) notwendig. Wie in Kapitel 3.2.2.6.4 beschrieben, geht in die Berechnung des Sauerstoffeintrags (OV) der Energieverbrauch für die Belüftung (P) ein. Für die Berechnung des Energieverbrauchs für die Belüftung (in kWh/d) wird der Parameter E_L (elektrischer Energieverbrauch für den Luftertrag ins Belebungsbecken, in kWh/d) benötigt.

Der elektrische Energieverbrauch für den Luftertrag ins Belebungsbecken wird auf der Kläranlage Frauenkirchen jedoch nicht gemessen. Auf der Kläranlage Frauenkirchen wird der elektrische Energieverbrauch für die biologische Stufe (Belebungsbecken, Nachklärbecken, Überschussschlamm-, Rezirkulations- und Rücklaufschlammumpfen sowie

Zwischenhebewerke) (=Parameter E_Biologie) gemessen. Aus den gemessenen Werten dieses Parameters lässt sich der elektrische Energieverbrauch für den Lufteintrag ins Belebungsbecken abschätzen.

Nach LINDTNER (2008c) liegt der Normalbereich des spezifischen elektrischen Energieverbrauchs der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung bei 14,5 bis 33 kWh/EW₁₂₀/a. Dieser setzt sich aus dem Energieverbrauch für Belüftung, Rührwerke, RS-Pumpen und sonstiges (VKB, NKB usw.) zusammen, wobei der Normalbereich des spezifischen elektrischen Energieverbrauchs der Belüftung zwischen 11,5 und 22 kWh/EW₁₂₀/a liegt (LINDTNER, 2008c). Daraus lässt sich schließen, dass der elektrische Energieverbrauch für den Lufteintrag ins Belebungsbecken etwa 70 bis 80 % des elektrischen Energieverbrauchs für die biologische Stufe ausmacht.

Die CSB-Bilanzierung wurde drei Mal, jeweils mit einer unterschiedlichen Abschätzung des elektrischen Energieverbrauchs für den Lufteintrag ins Belebungsbecken, durchgeführt:

- Annahme 1: $E_L = E_{\text{Biologie}} * 70 \%$
- Annahme 2: $E_L = E_{\text{Biologie}} * 75 \%$
- Annahme 3: $E_L = E_{\text{Biologie}} * 80 \%$

Der Vergleich der drei CSB-Gesamtbilanzen bzw. der drei CSB-Detailbilanzen zeigt, dass sich die drei unterschiedlichen Annahmen eigentlich nicht auf die Frachten, sondern nur auf den Op-Wert der jeweiligen Bilanz auswirken. Daher wurde die CSB-Gesamtbilanz nur für eine Annahme (Annahme 1: $E_L = E_{\text{Biologie}} * 70 \%$) dargestellt. Da man der CSB-Detailbilanz den Op-Wert entnehmen kann, wurde für jede angeführte Annahme eine Detailbilanz abgebildet.

5.2.5.1 CSB-Gesamtbilanz für Annahme 1 ($E_L = E_{\text{Biologie}} * 70 \%$)

Unter der Annahme, dass der elektrische Energieverbrauch für den Lufteintrag ins Belebungsbecken 70 % des elektrischen Energieverbrauchs für die biologische Stufe beträgt (=Annahme 1), ergibt sich bei der CSB-Gesamtbilanz des Betrachtungsjahres 2010 der Kläranlage Frauenkirchen eine Bilanzabweichung von -28 % (siehe Abbildung 53). Der CSB-Input liegt bei 605 kg/d, die Summe der CSB-Outputs ergibt allerdings 777 kg/d.

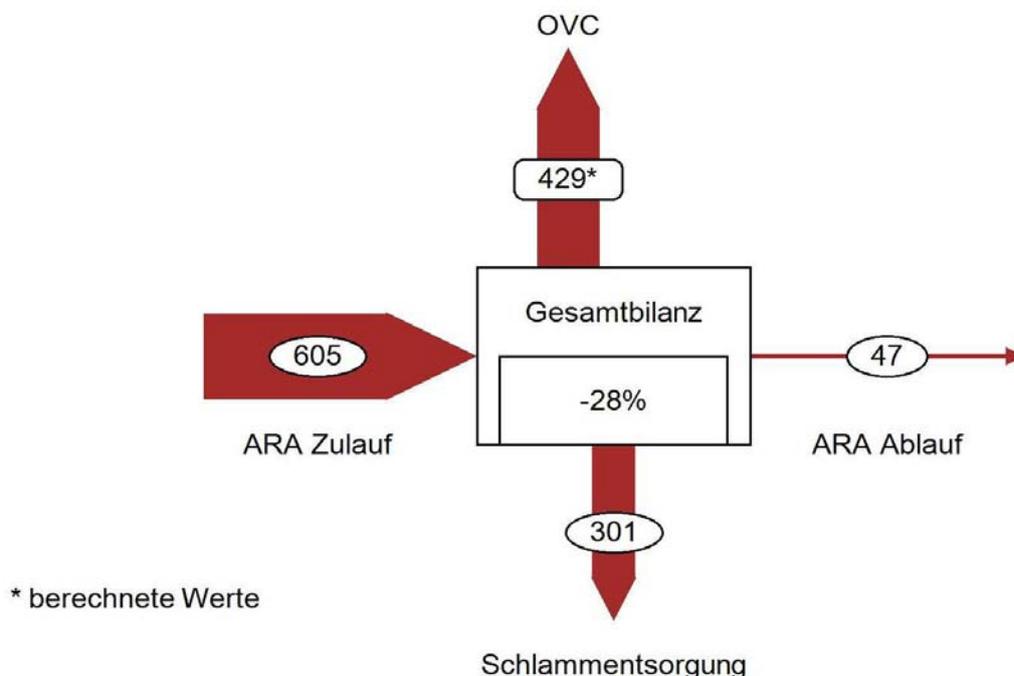


Abbildung 53: CSB-Gesamtbilanz (Annahme 1: $E_L = E_{\text{Biologie}} * 70 \%$) des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in kg/d)

Auf der Kläranlage Frauenkirchen wird der Sauerstoffverbrauch nicht gemessen, daher kann keine geschlossene CSB-Bilanz erstellt werden. Da es sich bei der Kläranlage Frauenkirchen um eine nitrifizierende/denitrifizierende Anlage handelt, wird der Sauerstoffbedarf für den Kohlenstoffabbau (OV_C) wie in Kapitel 3.2.2.6.4 beschrieben ($OV_C = OV - OV_N + OV_D$), berechnet.

5.2.5.2 CSB-Detailbilanzen

Wie bereits erwähnt, werden drei CSB-Detailbilanzen (unterschiedliche Annahmen des elektrischen Energieverbrauchs für den Lufteintrag ins Belebungsbecken) dargestellt.

Um das Verständnis der CSB-Detailbilanzen zu erhöhen, wird nachfolgend eine Übersicht über die Bilanzierbarkeit bzw. Berechenbarkeit der CSB-Frachten der Kläranlage Frauenkirchen des zu bilanzierenden Zeitraumes gegeben (siehe Abbildung 54 und Abbildung 55). Es wird dabei zwischen bilanzierbaren bzw. nicht bilanzierbaren gemessenen Durchflüssen und zwischen berechenbaren bzw. nicht berechenbaren ungemessenen Durchflüssen unterschieden. Die CSB-Fracht der Rückflüsse wird in diesem Schema und bei den CSB-Detailbilanzen nicht berücksichtigt, da man davon ausgehen kann, dass diese vernachlässigbar gering sind.

Abbildung 54 ist zu entnehmen, dass auf der Kläranlage folgende CSB-Frachten bekannt sind: CSB-Fracht vor der UV-Desinfektion (=CSB-Fracht des Ablaufs), CSB-Fracht des eingedickten Überschussschlammes (Nassschlammentsorgung und Aufbringung auf die Trockenbeete), CSB-Fracht des eingedickten, getrockneten Überschussschlammes nach den Trockenbeeten. Alle anderen CSB-Frachten werden nicht gemessen, können jedoch aus nicht bilanzierbaren Größen berechnet werden. Der Abbildung lässt sich entnehmen, dass mit dem Messkonzept des Betrachtungsjahres 2010 lediglich die CSB-Frachten vor und nach den Trockenbeeten bilanziert werden können.

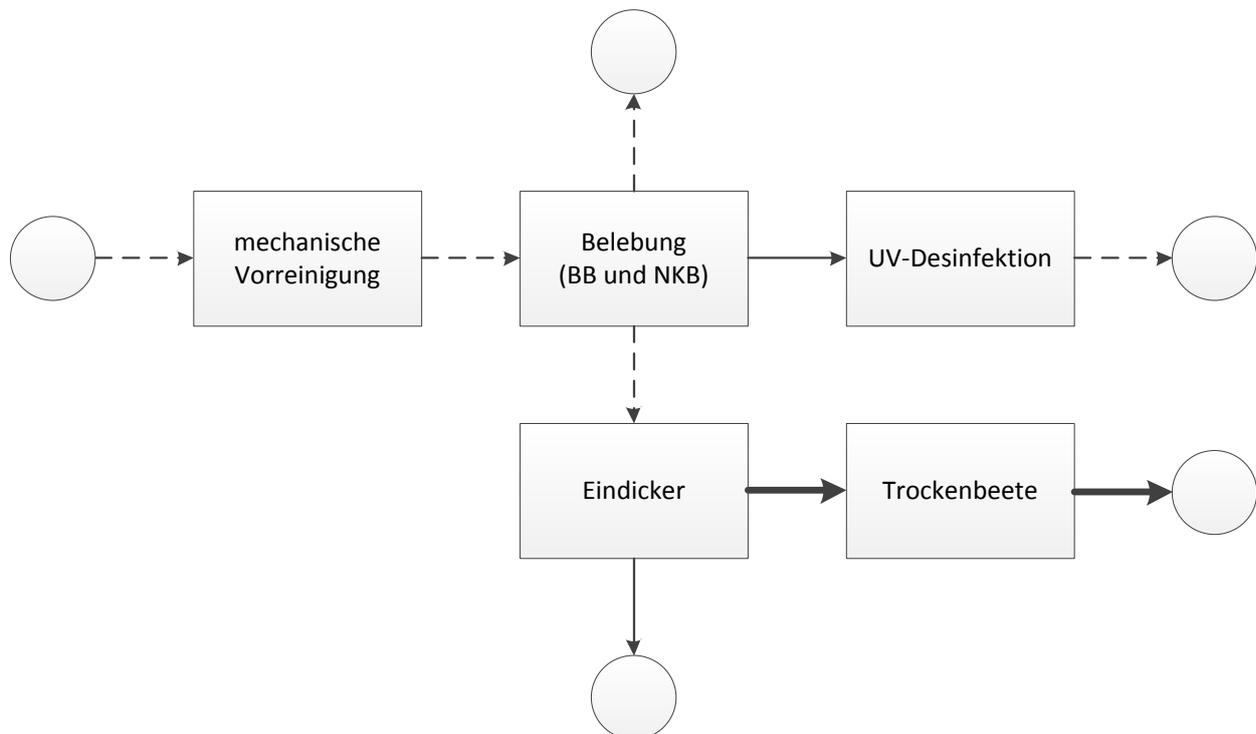


Abbildung 54: Übersicht über die Bilanzierbarkeit bzw. Berechenbarkeit der CSB-Frachten der Gemeindekläranlage Frauenkirchen im Betrachtungsjahr 2010

Unterscheidung nach gemessenen bilanzierbaren (volle dicke Linien) bzw. gemessenen nicht bilanzierbaren (volle dünne Linien) und ungemessenen, aus nicht bilanzierbaren Größen berechenbaren Durchflüssen (gestrichelte dünne Linien), Kreise stellen Quellen bzw. Senken dar

Unter der Annahme, dass die Ablaufmengenmessung als Zulaufmengenmessung gilt, ergibt sich eine verbesserte Bilanzierbarkeit bzw. Berechenbarkeit (siehe Abbildung 55). Dieser Abbildung liegt auch die Annahme zu Grunde, dass die Glühverlustwerte (in % TS) der Klärschlammgutachten des eingedickten Überschussschlamm auf den aus der Belebung abgezogenen Überschussschlamm angewandt werden können. Beide Annahmen wurden auch in den bereits beschriebenen Phosphor- und Stickstoffbilanzen getroffen. Der Abbildung lässt sich entnehmen, dass unter diesen Annahmen alle gemessenen (bzw. als gemessen angenommene) Stoffströme bilanzierbar sind. Die Kohlenstoffatmung wäre unter diesen Annahmen aus ausschließlich bilanzierbaren Größen berechenbar.

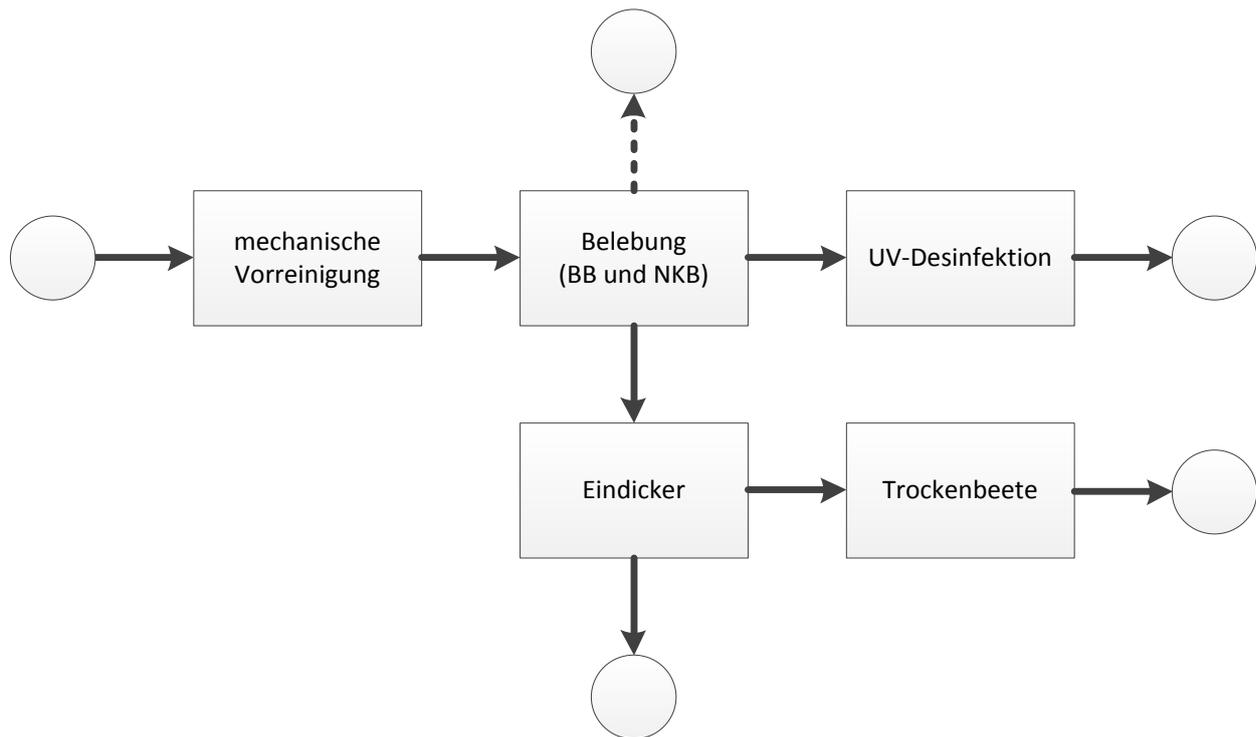


Abbildung 55: Übersicht über die Bilanzierbarkeit bzw. Berechenbarkeit der CSB-Frachten der Gemeindekläranlage Frauenkirchen im Betrachtungsjahr 2010 (Annahmen: Ablaufmengenmessung gilt als Zulaufmengenmessung, Klärschlammgutachten des eingedickten Überschussschlamm werden auf Überschussschlamm (vor dem Eindicker) bezogen)

Unterscheidung nach gemessenen bilanzierbaren (volle dicke Linien) und ungemessenen, aus bilanzierbaren Größen berechenbaren Durchflüssen (gestrichelte dicke Linien), Kreise stellen Quellen bzw. Senken dar

Abbildung 55 kann entnommen werden, dass es sich bei der CSB-Bilanz um die Belebung der Kläranlage Frauenkirchen um eine offene Bilanz handelt. Mit dieser ist keine Verifikation der gemessenen Werte (CSB-Zulaufmengenmessung in die Belebung, CSB-Ablaufmengenmessung aus der Belebung, CSB-Fracht im abgezogenen Überschussschlamm) möglich. Mit der offenen CSB-Bilanz kann nur eine Plausibilitätsprüfung (Vergleich des errechneten Op-Wertes mit Erfahrungs- bzw. Literaturwerten) durchgeführt werden.

Wie in Kapitel 4.1.1 beschrieben, ist die Kläranlage Frauenkirchen mit Mammutrotoren (=Oberflächenbelüftung) ausgestattet. Nach LINDTNER (2008c) sind bei Kläranlagen mit Oberflächenbelüftung Op-Werte zwischen 1,3 und 2,2 kg O₂/kWh üblich.

Nachfolgend wird die Berechnung der CSB-Detailbilanz dargestellt. Da das Rechenschema für alle drei Annahmen gleich ist, wird die Berechnung der CSB-Detailbilanz nur für die Annahme 2 ($E_L = E_{\text{Biologie}} \cdot 75\%$) angeführt. Die Grundlagen für die Berechnung der CSB-Bilanz wurden in Kapitel 3.2.2.6.4 angeführt.

- ARA Zulauf [kg/d] = $(\sum (Q_{Zu} \cdot CSB_{Zu}))/n/1000 = 605.173/1000 = \underline{605}$
- BB Zulauf [kg/d] = $(\sum (Q_{Zu} \cdot CSB_{Zu}))/n/1000 = 605.173/1000 = \underline{605}$
- BB Ablauf [kg/d] = $(\sum (Q_{Ab} \cdot CSB_{Ab}))/n/1000 = 47.112/1000 = \underline{47}$
- Versickerung [kg/d] = $(\sum (Q_{Ab} \cdot CSB_{Ab}))/n/1000 = 47.112/1000 = \underline{47}$
- Überschussschlamm [kg/d] = $((\sum Q_{UESS})/n) \cdot ((\sum TS_{UESS})/n) \cdot ((\sum oTS)/n/100 \cdot 1,42) =$
 $= 13,863 \cdot 11,224 \cdot (58,1/100 \cdot 1,42) = 13,863 \cdot 11,224 \cdot 0,82502 = \underline{128}$
- Nassschlammmentsorgung [kg/d] =
 $= ((\sum Q_{NS \text{ Abfuhr}})/n \cdot 1000) \cdot ((\sum TS)/n/100) \cdot ((\sum oTS)/n/100 \cdot 1,42) =$
 $= 1465/365 \cdot 1000 \cdot 3,07/100 \cdot (58,1/100 \cdot 1,42) = 4,013 \cdot 1000 \cdot 0,0307 \cdot 0,82502 = \underline{101}$
- Trockenbeete Zulauf [kg/d] = $((\sum Q_{NS})/n \cdot 1000) \cdot ((\sum TS)/n/100) \cdot ((\sum oTS)/n/100 \cdot 1,42) =$
 $= 4,247 \cdot 1000 \cdot 3,07/100 \cdot (58,1/100 \cdot 1,42) = 4247 \cdot 0,0307 \cdot 0,82502 = \underline{108}$
- Schlammmentsorgung [kg/d] = $((\sum Q_{SE})/n \cdot 1000 \cdot TS_{SE}/100 \cdot (oTS_{SE}/100 \cdot 1,42) =$
 $= 703,2/365 \cdot 1000 \cdot 16,4/100 \cdot (44,5/100 \cdot 1,42) = \underline{200}$
- Atmung [kg/d] = $OV - OV_N + OV_D = 544,789 - 298,806 + 183,265 = \underline{429}$
- OV [kg/d] = $P \cdot Op \cdot ((c_S - c_X)/c_S) = 439,346 \cdot 1,55 \cdot ((10 - 2)/10) = 544,789$
- OV_N [kg/d] = $(N_{Zu} - NH_4-N_{Ab} - N_{UESS} - ((\sum Q_{Zu})/n/1000)) \cdot 4,33 =$
 $= (80,343 - 0,425 - 8,215 - 2.694/1000) \cdot 4,33 = 299,806$
- OV_D [kg/d] = $N_{\text{Atmung}} \cdot 2,86 = 64,079 \cdot 2,86 = 183,265$
- P [kWh/d] = $E_L/n = 439,346$
- Op [kg O_2 /kWh] = $\underline{1,55}$

c_S10 mg/l O_2

c_X2 mg/l O_2

CSB_{Ab}CSB-Ablaufkonzentration (in mg/l)

CSB_{Zu}CSB-Zulaufkonzentration (in mg/l)

E_Lelektrischer Energieverbrauch für den Lufteintrag ins Belebungsbecken

nAnzahl (der Werte, der Tage etc.)

Anmerkung: Bei Werten, die nicht täglich anfallen (z. B. Schlammengen in die landwirtschaftliche Entsorgung) wird die Jahressumme der Werte nicht durch die Anzahl der Tage im Jahr, sondern durch die Anzahl der Tage, an denen tatsächlich Werte vorhanden sind, dividiert.

N_{Atmung}denitrifizierte Stickstofffracht (aus der Stickstoffbilanz) (in kg/d)

$(N_{\text{Atmung}} = \text{Ges.N-Zulauf} - \text{Ges.N-Ablauf} - \text{Ges.N-Fracht im ÜSS})$

N_{UESS}	Stickstofffracht im Überschussschlamm (aus der Stickstoffbilanz) (in kg/d)
N_{Zu}	Stickstoffzulauf (aus der Stickstoffbilanz) (in kg/d)
NH_4-N_{Ab}	Ammoniumablauf (aus der Stickstoffbilanz) (in kg/d)
Op	Sauerstoffertrag
oTS	organische Trockensubstanz des eingedickten Überschussschlammes (Klärschlammgutachten vom 08.03.2010 und vom 28.06.2010)
oTS _{SE}	organische Trockensubstanz des Schlammes der Trockenbeete (Klärschlammgutachten vom 28.06.2010)
OV	gesamter Sauerstoffeintrag
OV _D	äquivalenter Sauerstoffbedarf für die Denitrifikation
OV _N	Sauerstoffbedarf für die Nitrifikation
P	Energieverbrauch für die Belüftung
Q _{Ab}	Wassermenge im Ablauf (in m ³ /d)
Q _{NS}	Nassschlammmenge, die auf die Trockenbeete gelangt (in m ³ /d)
Q _{NS Abfuhr}	Nassschlammmenge in die landwirtschaftliche Entsorgung (in m ³ /d)
Q _{SE}	Trockenschlammmenge in die landwirtschaftliche Entsorgung (in m ³ /d)
Q _{UESS}	Überschussschlammmenge (in m ³ /d)
Q _{Zu}	Wassermenge im Zulauf (in m ³ /d) (aufgrund fehlender Zulaufmengenmessung gilt: $Q_{Zu} = Q_{Ab}$)
TS	Trockensubstanz des eingedickten Überschussschlammes (Klärschlammgutachten vom 08.03.2010 und vom 28.06.2010)
TS _{SE}	Trockensubstanz des Schlammes der Trockenbeete (Klärschlammgutachten vom 28.06.2010)
TS _{UESS}	Trockensubstanz des Überschussschlammes

5.2.5.2.1 CSB-Detailbilanz für Annahme 1 ($E_L = E_{Biologie} * 70\%$)

In Abbildung 56 ist die CSB-Detailbilanz der Kläranlage Frauenkirchen vom 01.01.2010 bis zum 31.12.2010 unter Annahme 1 ($E_L = E_{Biologie} * 70\%$) dargestellt. Der Abbildung lässt sich entnehmen, dass der Op-Wert unter der Annahme, dass der elektrische Energieverbrauch für den Lufteintrag ins Belebungsbecken 70 % des elektrischen Energieverbrauchs für die biologische Stufe beträgt (=Annahme 1), bei 1,66 kg O₂/kWh liegt. Der Vergleich des ermittelten Op-Wertes mit Literaturwerten zeigt, dass der ermittelte Op-Wert (1,66 kg O₂/kWh) im plausiblen Bereich liegt.

Die Bilanzabweichung des Eindickers liegt wie schon bei der TS-, Phosphor- und Stickstoff-Detailbilanz bei -63 %. Der Grund dafür wurde bereits erläutert (siehe Kapitel 5.2.4). Die Bilanzabweichung im Teilsystem Trockenbeete beträgt -86 %. Diese negative Bilanzabweichung ist möglicherweise auf die hohen Entnahmemengen an Trockenschlamm im Betrachtungsjahr 2010 zurückzuführen (siehe auch Kapitel 5.2.2.1).

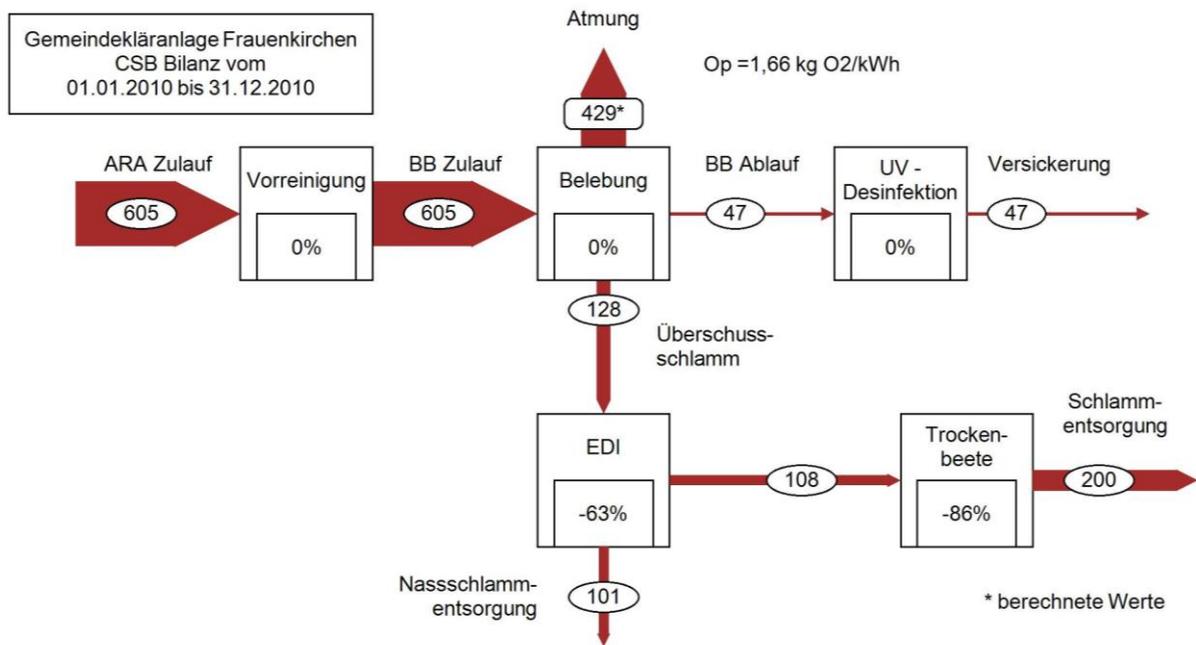


Abbildung 56: CSB-Detailbilanz (Annahme 1: $E_L = E_{\text{Biologie}} \cdot 70\%$) des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in kg/d)

5.2.5.2.2 CSB-Detailbilanz für Annahme 2 ($E_L = E_{\text{Biologie}} \cdot 75\%$)

In Abbildung 57 ist die CSB-Detailbilanz der Kläranlage Frauenkirchen des Betrachtungsjahres 2010 unter Annahme 2 ($E_L = E_{\text{Biologie}} \cdot 75\%$) dargestellt. Wenn der elektrische Energieverbrauch für den Luftertrag ins Belebungsbecken 75 % des elektrischen Energieverbrauchs für die biologische Stufe (=Annahme 2) beträgt, dann liegt der Op-Wert bei 1,55 kg O₂/kWh. Dieser Wert liegt immer noch im plausiblen Bereich.

Die Bilanzierung der Schlammlinie (Eindicker und Trockenbeete) verändert sich bei den drei unterschiedlichen Annahmen nicht, da sich der elektrische Energieverbrauch für den Luftertrag ins Belebungsbecken nur auf die Kohlenstoffatmung und den Op-Wert auswirkt.

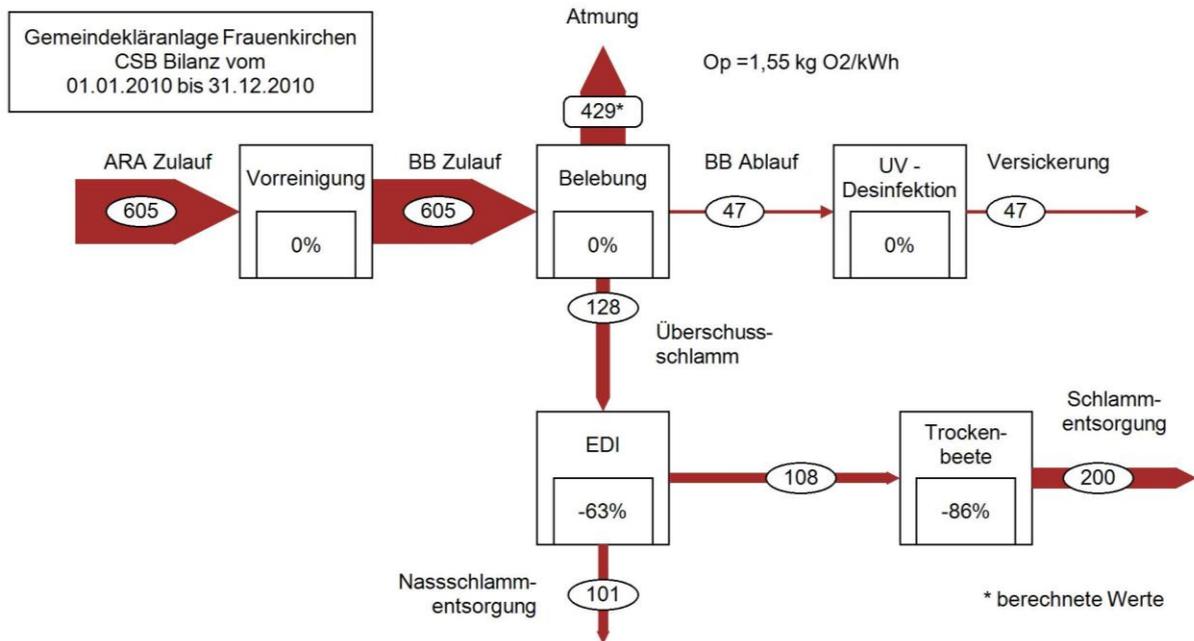


Abbildung 57: CSB-Detailbilanz (Annahme 2: $E_L = E_{\text{Biologie}} \cdot 75\%$) des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in kg/d)

5.2.5.2.3 CSB-Detailbilanz für Annahme 3 ($E_L = E_{\text{Biologie}} \cdot 80\%$)

Unter der Annahme, dass der elektrische Energieverbrauch für den Lufteintrag ins Belebungsbecken 80 % des elektrischen Energieverbrauchs für die biologische Stufe beträgt (=Annahme 3), ergibt sich die in Abbildung 58 dargestellte CSB-Detailbilanz. Der Abbildung lässt sich entnehmen, dass der Op-Wert unter dieser Annahme bei 1,45 kg O₂/kWh liegt. Ein Op-Wert von 1,45 kg O₂/kWh liegt (noch) im plausiblen Bereich (übliche Op-Werte bei Oberflächenbelüftung liegen zwischen 1,3 und 2,2 kg O₂/kWh).

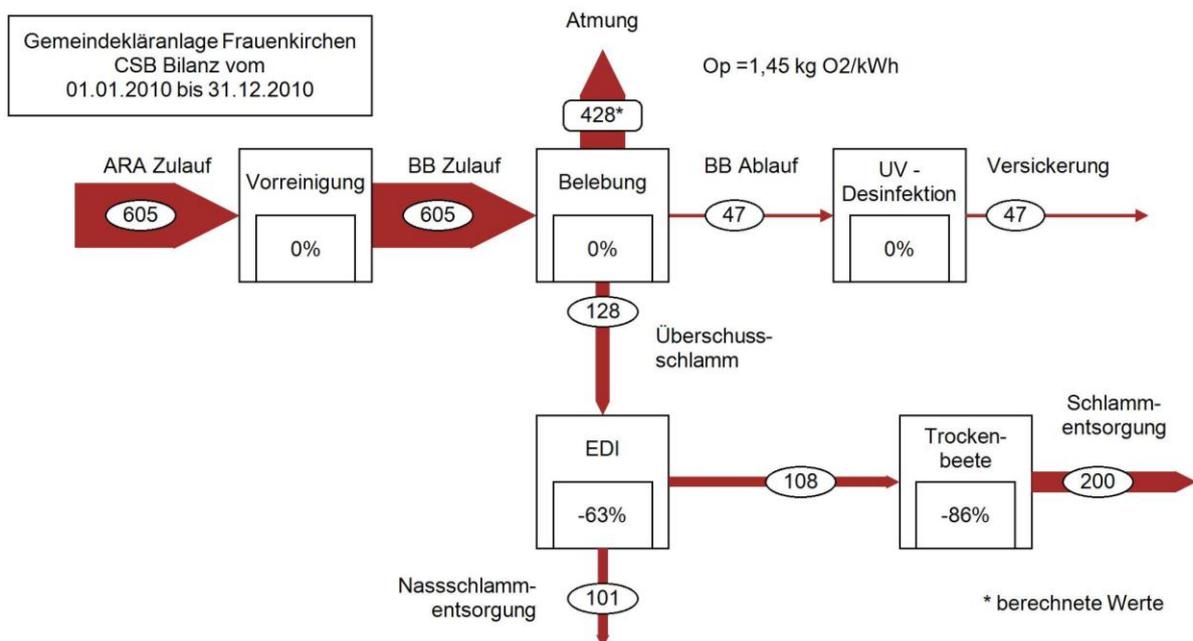


Abbildung 58: CSB-Detailbilanz (Annahme 3: $E_L = E_{\text{Biologie}} \cdot 80\%$) des Betrachtungsjahres 2010 (Angaben in kg/d)

Der Vergleich der CSB-Detailbilanzen unter unterschiedlichen Annahmen zeigt, dass bei steigendem elektrischen Energieverbrauch für den Lufteintrag ins Belebungsbecken (Parameter E_L) der ermittelte Op-Wert sinkt. Das ist auf folgende Formel zurückzuführen, die bereits in Kapitel 3.2.2.6.4 angeführt wurde:

$$OV \text{ (kg O}_2\text{/d)} = Op \text{ (kg O}_2\text{/kWh)} * P \text{ (kWh/d)} * (c_s - c_x) / c_s$$

OV.....gesamter Sauerstoffeintrag

Op.....Sauerstofftrag

P.....Energieverbrauch für die Belüftung

c_sSättigungswert (g O₂/m³)

c_xSauerstoffkonzentration im Belebungsbecken (g O₂/m³)

Da die Eingangsgrößen OV, c_s und c_x konstant bleiben, sinkt der Op-Wert bei steigendem Energieverbrauch für die Belüftung.

Die Darstellung der Berechnung der CSB-Detailbilanz (siehe Kapitel 5.2.5.2) zeigt, dass es sich bei der CSB-Bilanz der Kläranlage Frauenkirchen aufgrund der fehlenden Sauerstoffzehrungsmessung um eine offene Bilanzierung handelt. Der Outputpfad „Atmung“ der CSB-Bilanz kann somit nur abgeschätzt werden ($\text{Atmung} = OV - OV_N + OV_D$). Mit der CSB-Bilanz der Kläranlage Frauenkirchen ist somit keine Verifikation, sondern nur eine Plausibilitätsprüfung möglich (siehe Abbildung 54 und Abbildung 55).

6. Interpretation und Diskussion der Ergebnisse

Die Plausibilitätsprüfung der Kläranlage Frauenkirchen zeigt, dass die Zulaufkonzentrationen der untersuchten Parameter (CSB, BSB₅, Ges.N, Ges.P) in beiden Betrachtungsjahren (2010 und 2011) durchwegs unter den typischen Zulaufkonzentrationen der jeweiligen Parameter liegen. Unter der Annahme von hohen Fremdwasseranteilen im Zulauf zur Kläranlage (=echte Verdünnung) sind diese eigentlich unplausiblen Messwerte nicht zwingend falsch.

Die Plausibilitätsprüfung der Kläranlage Frauenkirchen ergibt Ges.N/CSB- und Ges.N/BSB₅-Verhältnisse, die über den typischen Verhältnissen liegen. Die NH₄-N/CSB- und NH₄-N/BSB₅-Verhältnisse liegen jedoch im Betrachtungsjahr 2010 im unteren Bereich des Erwartungsbereiches, im Betrachtungsjahr 2011 sogar darunter. Da Fremdwasser oft hohe Nitratgehalte aufweist (ATV-DVWK-AG, 2004; zit. bei KOCH, 2007), könnte die hohe Stickstoffzulaufkonzentration durch Nitrat im Zulauf zur Kläranlage verursacht werden. Hohe Nitratgehalte von Fremdwasser sind auf Niederschlagswasser von landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen oder auf hohe Nitratkonzentrationen im Grundwasser zurückzuführen (ATV-DVWK-AG, 2004; zit. bei KOCH, 2007).

Die Vermutung, dass die hohen Stickstoffzulaufkonzentrationen zur Kläranlage Frauenkirchen durch hohe Nitratgehalte im Grundwasser verursacht werden, wird durch folgende Gegebenheiten bekräftigt:

- Nach ERTL et al. (2012) besteht zwischen der Fremdwassermenge im Kanalnetz der Gemeinde Frauenkirchen und dem Grundwasserstand in diesem Gebiet ein Zusammenhang.
- In etwa 15 km Entfernung von Frauenkirchen beim Brunnen Kleylehof bei Nickelsdorf gibt es eine Nitratentfernungsanlage (ENR[®]-Anlage Kleylehof). Der Nitratgehalt im Rohwasser lag im August 1997 (Zeitpunkt der Inbetriebsetzung der Anlage) bei ca. 120 mg NO₃/l (HELL, 2005).

Die Durchführung und Interpretation der Plausibilitätsprüfung der Kläranlage Frauenkirchen hat die in der Literatur mehrmals gefundene Aussage bekräftigt, dass plausible Messwerte nicht zwingend richtig und unplausible Messwerte nicht zwingend falsch sein müssen. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit der weitergehenden Plausibilitätsprüfung (Bilanzierung). Vor der Erstellung von Massenbilanzen ist jedoch die Durchführung einer „normalen“ Plausibilitätsprüfung dringend zu empfehlen.

Nach der Durchführung der Plausibilitätsprüfung der Kläranlage Frauenkirchen wurde die Bilanzierung mittels eDAB durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass der Messumfang der Kläranlage Frauenkirchen für eine Verifizierung der Betriebsdaten mittels Bilanzierung nicht optimal ist. Auf der Kläranlage Frauenkirchen wurde der Mindestuntersuchungsumfang laut ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 für die Größenklasse III (> 5.000 – 50.000 EW₆₀), (Stand der Technik in der Eigen- und Betriebsüberwachung) im Betrachtungsjahr 2010 nicht eingehalten. Die Bilanzierung war nur mit Hilfe einiger Annahmen (z. B. Ablaufmengenmessung gilt als Zulaufmengenmessung, abgeschätzte Werte gingen in die Berechnung ein) durchführbar. Diese Annahmen wären durch eine Eigen- und Betriebsüberwachung nach ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 nicht notwendig gewesen. Es wird daher empfohlen, im Hinblick auf Bilanzierungen und andere Auswertungen den Untersuchungsumfang und die Untersuchungshäufigkeit nach ÖWAV-Arbeitsbehelf 14 einzuhalten.

Die Erstellung der Gesamt- und Detailbilanzen der Kläranlage Frauenkirchen hat gezeigt, dass die Erfassung weiterer Messgrößen (z. B. Erfassung der Leistungsaufnahme der Belüftung der biologischen Stufe zur Abschätzung der aeroben Kohlenstoffatmung) sinnvoll oder notwendig wäre. Das Messkonzept der Kläranlage Frauenkirchen war im Jahr 2010 v. a. im Hinblick auf die Erstellung der Detailbilanzen nicht optimal, es wurde seitdem jedoch an den Stand der Technik angepasst. Die Kläranlage Frauenkirchen ist nun auch mit einer Zulaufmengenmessung und einer Messung der Schlammengen ausgestattet, die

Schlammengen müssen also nicht mehr abgeschätzt werden. Mit dem nun vorliegenden Messkonzept wäre eine verbesserte Überprüfung der gemessenen Werte möglich. Das zeigt, wie wichtig die Optimierung und Anpassung des Messkonzeptes im Hinblick auf die Erstellung von Analysen und Auswertungen ist. Es ist anzunehmen, dass die Bilanzierung von kleinen und mittleren Anlagen wie im Fall der Kläranlage Frauenkirchen oft nur unter bestimmten Annahmen möglich ist (z. B. Ablaufmengenmessung gilt als Zulaufmengenmessung). Durch wenige zusätzliche Messungen kann das bestehende Messkonzept jedoch im Hinblick auf die Erstellung von Bilanzen optimiert werden.

Bei der Erstellung der Detailbilanzen der Kläranlage Frauenkirchen hat sich gezeigt, dass die Bilanzierung bestimmter Anlagenteile, in denen es zu Speichereffekten kommt (z. B. Schlammstapelbecken oder Trockenbeete), problematisch sein kann. Es ist fraglich, ob die Bilanzierbarkeit dieser Anlagenteile überhaupt gegeben ist. Es ist anzunehmen, dass solche Anlagenteile vor allem auf kleinen und mittleren Kläranlagen Anwendung finden.

Die Gesamtbilanzen der Kläranlage Frauenkirchen lassen sich mit geringen Bilanzabweichungen schließen, die Detailbilanzen ergeben für einzelne Teilsysteme jedoch teilweise beträchtliche Abweichungen. Da sich bei der Erstellung von Gesamtbilanzen Messfehler einzelner Anlagenkomponenten eventuell gegenseitig aufheben und einige Messwerte, die möglicherweise fehlerbehaftet sind, in die Berechnung gar nicht eingehen, können bei alleiniger Betrachtung von Gesamtbilanzen Bilanzabweichungen einzelner Teilsysteme eventuell nicht identifiziert werden. Man geht dann von einer guten Datenlage aus, obwohl es eventuell Messabweichungen bei Stoffströmen einzelner Teilsysteme gibt. Daher empfiehlt es sich, bei der Durchführung der Bilanzierung nach Möglichkeit (je nach zugrundeliegendem Messkonzept) auch ins Detail zu gehen. Ergeben sich bei den Detailbilanzen keine bzw. geringe Bilanzabweichungen, können Gesamtbilanzen einen schnellen, einfachen Überblick bieten.

Das CSB:N:P-Verhältnis im Überschussschlamm kann auf Plausibilität überprüft werden. Mit dem Wissen, dass das Verhältnis von $BSB_5:N:P$ beim biotischen Abbau bei etwa 100:5:1 liegt, können die errechneten Frachten des Überschussschlammes überprüft werden. Die Jahresmittelwerte der entsprechenden Parameter im Überschussschlamm liegen auf der Kläranlage Frauenkirchen im Jahr 2010 bei 128,37 kg CSB/d, 8,22 kg Ges.N/d und 3,83 kg Ges.P/d. Der CSB-Jahresmittelwert kann in diesem Fall für den notwendigen BSB_5 -Wert herangezogen werden, da es sich dabei um die Anreicherung des biologisch abgebauten Kohlenstoffs im Überschussschlamm handelt. Es kann somit folgendes Verhältnis errechnet werden: 100:6:3. Dieses Verhältnis ist plausibel, der im Vergleich zum CSB- und Ges.N-Wert erhöhte Ges.P-Wert ist möglicherweise auf die zusätzliche chemische Phosphorfällung zurückzuführen.

Bei der Betrachtung der Ergebnisse der im Zuge dieser Diplomarbeit erstellten Massenbilanzen muss man beachten, dass die zeitliche Varianz der Messergebnisse nicht berücksichtigt wird, da es sich um eine Bilanzierung auf der Basis von Mittelwerten handelt. Bei den Massenbilanzen handelt es sich um Jahresbilanzen, eine über ein Jahr ausgeglichene Bilanz kann innerhalb von Teilzeiträumen jedoch durchaus Fehler aufweisen. Dieser Nachteil tritt bei der Bilanzierung von Tageseinzelwerten mittels Kontrollkarten (CUSUM) nicht auf.

Die Durchführung der Plausibilitätsprüfung und der Bilanzierung hat gezeigt, dass es sich bei der Bilanzierung im Vergleich zur Plausibilitätsprüfung um eine andere Art der Messwertkontrolle handelt. Während die Plausibilitätsprüfung vor allem grobe Messabweichungen identifiziert und eine qualitative Aussage ermöglicht, können mittels Bilanzierung auch systematische Messabweichungen identifiziert werden. Außerdem ermöglicht die Bilanzierung quantitative Aussagen. Mittels Bilanzierung ist es auch möglich, Zeiträume mit hoher bzw. geringer Datenqualität zu detektieren (Bilanzierung von Tageseinzelwerten mittels Kontrollkarten).

Durch die vorliegende Diplomarbeit wurde der hohe Stellenwert einer ordnungsgemäßen und konsistenten Führung (Stichwort Nachvollziehbarkeit) von Betriebsdaten auf ARAS im Hinblick

auf Analysen und Auswertungen aufgezeigt. Für weitere Auswertungen von Betriebsdaten auf Kläranlagen ist vor allem der rasche und unkomplizierte Import der Betriebsdaten in Excel wichtig. Dies ist z. B. mittels eDAB möglich. Es darf nicht vergessen werden, dass die auf ARAs so zahlreich vorhandenen Betriebsdaten ohne entsprechende Qualität wertlos sind. Nur qualitativ hochwertige Betriebsdaten, die zumindest auf Plausibilität überprüft, idealerweise sogar bilanziert wurden, können als Datengrundlage für Adaptierungsmaßnahmen herangezogen werden.

Die Literaturrecherchen zur vorliegenden Diplomarbeit haben gezeigt, dass die den Adaptierungsmaßnahmen zugrundeliegenden Daten diese direkt beeinflussen. Der quantitative Einfluss der Datenqualität auf Adaptierungsmaßnahmen ist jedoch selten bekannt und kann auch schwer abgeschätzt werden. Wie bereits erwähnt, erfordert eine sichere, ressourcenschonende und kostengünstige Dimensionierung bzw. Adaptierung von ARAs eine kritische Analyse der dabei verwendeten Daten.

Betriebsdaten sollten idealerweise bereits im laufenden Betrieb auf Plausibilität überprüft werden, da plausible bzw. bilanzierte oder bilanzierbare Daten vorliegen müssen, bevor diese benötigt werden. Nur so ist es möglich, den jeweiligen Untersuchungsumfang bzw. die jeweilige Untersuchungshäufigkeit anzupassen.

Die Datenbasis für Umbau- und Erweiterungsmaßnahmen kann durch die erfolgreiche Bilanzierung von Kläranlagendaten verbessert werden. Wie in Kapitel 3.1.3 bereits erwähnt wurde, ist vor der Erarbeitung von Adaptierungsmaßnahmen eine Überprüfung der Mengenmessung zu empfehlen. Die vorliegende Diplomarbeit zeigt, dass durch die Erstellung eines Kläranlagenschemas das Verständnis für die jeweilige Anlage erhöht werden kann, die Erstellung von Massenbilanzen kann Stoffflüsse und Abbauege verdeutlichen.

Die vorliegende Diplomarbeit zeigt, dass es streng genommen nicht möglich ist, Betriebsdaten von ARAs zu verifizieren, da selbst eine Bilanz ohne Bilanzabweichung noch keine Garantie für richtige Messwerte ist. Wie bereits in Kapitel 3.2.2.1 erläutert, ist eine ausgeglichene Bilanz für die Richtigkeit der Daten zwingend notwendig (SPINDLER, 2011a). Eine ausgeglichene Bilanz ist jedoch kein Beweis für richtige Messwerte (SPINDLER, 2011b).

Daraus ergibt sich folgende Schlussfolgerung: Versteht man unter der Verifizierung das Finden von 100%ig richtigen Messwerten, kann man die Massenbilanzierung nicht als Methode zur Verifizierung von Betriebsdaten bezeichnen, es handelt sich dann eher um eine erweiterte Plausibilitätsprüfung. In der wissenschaftlichen Literatur (z. B. NOWAK, 1997; NOWAK, 2000; SVARDAL et al., 1998) kann man dennoch lesen, dass Messergebnisse durch Bilanzen verifiziert werden können. Da die jeweiligen Autoren den Begriff Verifikation nicht näher definieren, bleibt jedoch offen, was diese darunter verstehen. Wie in Kapitel 3.2.3 beschrieben, bleibt die Frage, ob die Verifizierung von Betriebsdaten überhaupt möglich ist, offen.

Diese Arbeit hat gezeigt, dass die Bilanzierung als Methode zur erweiterten Plausibilitätsprüfung zum Finden von Betriebsdaten mit hoher Datenqualität als Grundlage zur Adaptierung von ARAs gut geeignet ist. Betriebsdaten mit hoher Datenqualität müssen jedoch nicht 100%ig richtig sein. Da es im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft keine allgemeingültige Definition für den Begriff Verifikation gibt, kann die Fragestellung, ob die Verifizierung von Betriebsdaten mittels Bilanzierung möglich ist, nicht eindeutig geklärt werden. Versteht man unter dem Begriff Verifizierung das Finden von Daten mit hoher Datenqualität, so ist dies mittels Bilanzierung möglich. Versteht man unter dem Begriff Verifizierung jedoch das Finden von 100%ig richtigen Messwerten, so ist dies nicht möglich.

Der zusätzliche Arbeitsaufwand für die Durchführung der Bilanzierung ist vor allem auf kleinen und mittleren Anlagen relativ überschaubar. Durch ein in eDAB erstelltes Anlagen- und Bilanzrechenschema einer Kläranlage können für diese Kläranlage Gesamt- und Detailbilanzen mehrerer Zeiträume erstellt werden. Es hat sich jedoch gezeigt, dass sowohl bei der Erstellung als auch bei der Interpretation von Bilanzen umfangreiches theoretisches Grundlagenwissen zur Bilanzierung notwendig ist. Die Interpretation von Bilanzen ohne entsprechendes Grundlagenwissen kann sehr schnell zu falschen Schlussfolgerungen führen, da z. B. aus

offenen N- und CSB-Bilanzen ohne Bilanzabweichung möglicherweise falsche Schlüsse gezogen werden.

Abschließend kann gesagt werden, dass sich die Verifizierung von Betriebsdaten als Grundlage zur Adaptierung von Abwasserreinigungsanlagen empfiehlt. Der Arbeitsaufwand für die Erstellung von Massenbilanzen ist vor allem auf kleinen und mittleren Anlagen überschaubar und vor allem im Hinblick auf das Risiko, auf Basis falscher Daten bzw. Daten mit schlechter Datenqualität zu planen, gerechtfertigt.

7. Zusammenfassung

Die vorliegende Diplomarbeit zeigt, dass Adaptierungen von Abwasserreinigungsanlagen auf Betriebsdaten basieren sollten, die im Vorfeld der Anpassungsmaßnahmen im Idealfall einer erweiterten Plausibilitätsprüfung (Bilanzierung) unterzogen wurden. Die Bilanzierung von Stoffströmen als Methode der erweiterten Plausibilitätsprüfung kann als wichtige Erweiterung der „normalen“ Plausibilitätsprüfung angesehen werden.

Da selbst eine Bilanzierung ohne Bilanzabweichung keine Garantie für „richtige“ Messwerte ist, ist es mittels Bilanzierung streng genommen nicht möglich, Betriebsdaten zu verifizieren. Eine Bilanzierung ohne grobe Bilanzabweichung weist jedoch auf eine gute Datengrundlage hin. Mittels Bilanzierung kann die Adaptierung auf Basis von Betriebsdaten, die groben bzw. systematischen Messfehlern unterliegen, verhindert werden, da mittels Stoffstrombilanzierung die Qualität der zugrundeliegenden Daten bewertet werden kann.

Der große Vorteil der Bilanzierung liegt wie bereits erwähnt darin, dass mit dieser Methode der Messwertprüfung Messwerte nicht einzeln, sondern im (mathematischen) Zusammenhang mit anderen Messwerten beurteilt werden. Der zusätzliche Nutzen der erweiterten Plausibilitätskontrolle (Bilanzierung) im Vergleich mit Methoden der „normalen“ Plausibilitätsprüfung liegt vor allem darin, dass mittels Bilanzierung nicht nur grobe, sondern auch systematische Messabweichungen erkannt werden können. Außerdem ist mittels Bilanzierung nicht nur eine qualitative, sondern auch eine quantitative Aussage möglich.

Die vorliegende Diplomarbeit zeigt, dass die Plausibilitätsprüfung die Voraussetzung für die Durchführung der Bilanzierung ist. Ist die Bilanzierung der Betriebsdaten z. B. aufgrund fehlender Messungen nicht möglich, sollte im Vorfeld von Adaptierungsmaßnahmen zumindest eine Plausibilitätsprüfung durchgeführt werden. Die Durchführung der Plausibilitätsprüfung stellt hohe Ansprüche an den jeweiligen Prüfer. Es zeigt sich immer wieder, dass plausible Messwerte nicht zwingend richtig und unplausible Messwerte nicht zwingend falsch sein müssen. In Anbetracht dessen ist es sehr wichtig, bei der Durchführung der Plausibilitätskontrolle die jeweiligen Randbedingungen (z. B. Indirekteinleiter, Fremdwasserzutritt) des Systems „ARA“ in die Beurteilung der Überprüfungsergebnisse miteinzubeziehen. Mittels Bilanzierung (=„redundante Prüfung“) können systematische Messabweichungen plausibler Messwerte erkannt werden.

Bei der Erstellung der Stoffstrombilanzen der Kläranlage Frauenkirchen hat sich gezeigt, dass es empfehlenswert ist, vor der eigentlichen Bilanzierung von Kläranlagen entsprechende Anlagen- und Durchflussschemata zu erstellen, da diese die Stoffströme verdeutlichen und zeigen, welche Durchflussmengen gemessen bzw. ungemessen sind. Das Durchflussschema zeigt auch, ob eine Anlagenbilanzierung überhaupt möglich ist und welche ungemessenen Stoffströme berechenbar bzw. nicht berechenbar und welche gemessenen Stoffströme bilanzierbar bzw. nicht bilanzierbar sind. Solche Schemata ermöglichen auch Aussagen bezüglich der Optimierung von Messungen auf Kläranlagen, somit lässt sich das Messkonzept bzw. die Messstrategie von Kläranlagen im Hinblick auf Bilanzierungen anpassen.

8. Ausblick

Die vorliegende Diplomarbeit zeigt, dass bezüglich der quantitativen und qualitativen Auswirkungen der Qualität von Betriebsdaten auf Adaptierungsmaßnahmen durchaus noch Forschungsbedarf besteht.

Die in den letzten Jahren rasante Entwicklung der EDV ist vermutlich noch nicht abgeschlossen. Die vorliegende Diplomarbeit zeigt, dass Softwaretools wie eDAB im täglichen Betrieb Arbeitserleichterung schaffen und Kläranlagenbetreiber von Routinearbeiten befreien können. Daher sollte die Entwicklung von entsprechenden Softwaretools durch das Schaffen von interdisziplinären Arbeitsgruppen (Abwassertechniker und Softwaretechniker) gefördert werden. Zu beachten ist, dass die Entwicklung von Softwaretools für die Abwassertechnik hohes abwassertechnisches Know-How erfordert.

Mindeststandards für entsprechende Softwaretools können eventuell durch die Standardisierung von Datenauswertungen geschaffen werden. Für den Untersuchungsumfang und die Untersuchungshäufigkeit gibt es ja bereits entsprechende Standards.

Wie in allen Bereichen der Wissenschaft und Forschung ist es auch im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft wichtig, die entwickelten Methoden erfolgreich in die Praxis zu integrieren. Die Bilanzierung wird derzeit vor allem auf kleineren und mittleren Anlagen nur in Ausnahmefällen angewandt. Durch entsprechende Softwaretools wie z. B. eDAB ist es vielleicht möglich, die Methode der Bilanzierung den Betreibern kleinerer und mittlerer Anlagen nahe zu bringen. Für die Nutzung von abwassertechnischen Softwaretools in der Praxis dürfte vor allem deren benutzerfreundliche Gestaltung ein entscheidendes Kriterium sein.

Mittels eDAB ist derzeit nur die Bilanzierung auf der Basis von Mittelwerten durchführbar. Bei entsprechender Ausreifung und Bewährung der Bilanzierung von Tageseinzelwerten mittels Kontrollkarten soll diese Methode jedoch in eDAB integriert werden.

Auf Kläranlagen liegen oft große Mengen an Betriebsdaten vor. Die vorliegende Diplomarbeit zeigt jedoch, dass der Wert von Betriebsdaten ohne entsprechende Plausibilitätsprüfung gering ist. Leider scheint es so, dass vielen Anlagenbetreibern der hohe Stellenwert der Qualität ihrer Betriebsdaten noch nicht bewusst ist. In den nächsten Jahren wird es daher eine wichtige Aufgabe sein, diesen hohen Stellenwert zu verdeutlichen und zu kommunizieren.

9. Literaturverzeichnis

- AMT DER BURGENLÄNDISCHEN LANDESREGIERUNG (2011): Fremdüberwachungsbericht 2010 Gemeindekläranlage Frauenkirchen, unveröffentlicht
- EBNER, Ch. (2011): Aspekte der Eigen- und Betriebsüberwachung an der ARA Zirl, Wiener Mitteilungen, Band 224, S. 113-128
- eDAB Entwicklungs- und Vertriebs GmbH, (s.a. a): eDAB – Das Produkt, URL: http://www.edab.at/index.php?option=com_content&view=article&id=53&Itemid=66 [Abruf 12.03.2012]
- eDAB Entwicklungs- und Vertriebs GmbH, (s.a. b): eDAB_{Expert} Bedienungsanleitung der Version 1.4, unveröffentlicht
- ERTL, Th. und KRETSCHMER, F. (2011): Probenahme und Durchflussmessungen auf Kläranlagen, Wiener Mitteilungen, Band 224, S. 147-170
- ERTL, Th., PLIHAL, H., PRESSL, A., WEISSENBACHER, N. (2012): Maßnahmenkonzept für eine integrale Ertüchtigung Kanalnetz und Kläranlage in Frauenkirchen, Projektbericht, unveröffentlicht
- FLEISCHMANN, N. (1998): Nutzung der Eigenüberwachung für die Betriebspraxis, Wiener Mitteilungen, Band 147, S. 179-198
- FRANZ, A. (1998): Fremdüberwachung – Probenahme, Analytik, Akkreditierung, Wiener Mitteilungen, Band 147, S. 249-282
- FRANZ, A. und SVARDAL, K. (2005): Bilanzierungen und chemisches Rechnen in der Abwasserreinigung, Wiener Mitteilungen, Band 192, S. 247-294
- FREY, W. (1994): Bedeutung der Daten der Eigenüberwachung für den Betrieb und die Optimierung der Kläranlage, Wiener Mitteilungen, Band 116, H1-H12
- GUJER, W. (2007): Siedlungswasserwirtschaft, 3. Auflage, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg
- HELL, F. (2005): Elektrodialyse zur Nitratentfernung und Teilenthärtung bei der Trinkwasseraufbereitung am Beispiel Kleylehof, URL: <http://www.wabag.com/wp-content/uploads/2012/04/Elektrodialyse-zur-Nitratentfernung.pdf> [Abruf 06.08.2012]
- INGENIEURBÜRO DR. LANG ZT-GMBH (2011): Betriebsanleitung (Revision 1), Projektbericht zur Anpassung der Kläranlage Gattendorf-Neudorf, unveröffentlicht
- KANDL, W. (2012a): mündliche Mitteilung vom 15.06.2012
- KANDL, W. (2012b): mündliche Mitteilung vom 09.08.2012
- KANDL, W. (2012c): mündliche Mitteilung vom 22.08.2012
- KOCH, F. (2007): Quantitative und qualitative Fremdwasseranalyse anhand von Monitoringdaten am Beispiel des AWV Piestingtal, Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur Wien
- KROISS, H. (1993): Bemessungsgrundlagen und Grundlagen der Bemessung für Anlagen zur Stickstoffentfernung, Wiener Mitteilungen, Band 110, D1-D29
- KROISS, H. (1994): Anforderung an die Eigenüberwachung und ihr Verhältnis zur Fremdüberwachung, Wiener Mitteilungen, Band 116, A1-A26
- KROISS, H. (2007): Betrieb von Kläranlagen Grundkurs, Wiener Mitteilungen, Band 202
- LEHNER, K.-H. (1994): Umsetzung der Eigenüberwachung am Beispiel Oberösterreich, Wiener Mitteilungen, Band 116, C1-C14

- LINDTNER, St. (2008a): Datenanalyse als Werkzeug der Betriebsoptimierung, Wiener Mitteilungen, Band 208, S. 83-114 URL: http://www.abwasserbenchmarking.at/upload/documents/cms/21/Datenanalyse_Lindtner.pdf [Abruf 16.03.2012]
- LINDTNER, St. (2008b): Forschungsprojekt – ALY Analyse- und Bilanzierungstool für Kläranlagen, URL: http://www.umweltfoerderung.at/uploads/analyse_und_bilanzierungstool_fr_klranlagen.pdf [Abruf 16.03.2012]
- LINDTNER, St. (2008c): Leitfaden für die Erstellung eines Energiekonzeptes kommunaler Kläranlagen, URL: http://www.publicconsulting.at/uploads/energieleitfaden_endversion.pdf [Abruf 29.04.2012]
- MATSCHÉ, N. (1994): Probenahme und Probenbehandlung und ihr Einfluss auf die Analyseergebnisse, Wiener Mitteilungen, Band 116, D1-D16
- MOSER, D. (1993): Interpretation von chemischen Analysendaten und Überprüfung ihrer Plausibilität, Wiener Mitteilungen, Band 110, E1-E48
- MOSER, D., THONHAUSER, Ch. (1994): Analysenverfahren für die Eigenüberwachung, Wiener Mitteilungen, Band 116, E1-E46
- MÜLLER-RECHBERGER, H. (1999): Plausibilitätsprüfung in der Eigenüberwachung, 1. Workshop Biologische Abwasserreinigung „Betrieb von Belebungsanlagen“ am Institut für Wassergüte der Technischen Universität Wien, unveröffentlicht
- NIKOLAVCIC, B. (2011): Datenplausibilisierung und Kennzahlen auf Kläranlagen, Wiener Mitteilungen, Band 224, S. 289-320
- NOWAK, O. (1997): Ziele, Vorbedingungen und Grenzen der Anwendung der dynamischen Simulation, Wiener Mitteilungen, Band 137, S. 35-82
- NOWAK, O. (2000): Bilanzierung in der Abwasserreinigung, Habilitationsschrift an der Technischen Universität Wien
- NOWAK, O. (s.a.): Überschussschlammanfall – Einflussgrößen, Kennzahlen, Bilanzen, Plausibilitätsprüfung, Präsentationsunterlagen, unveröffentlicht
- ÖWAV (1995): ÖWAV-Regelblatt 13, Betriebsprotokolle für Abwasserreinigungsanlagen, 2., vollständig überarbeitete Auflage, Selbstverlag des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes, Wien
- ÖWAV (2010): ÖWAV-Arbeitsbehelf 14, Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW), 3., vollständig überarbeitete Auflage, Selbstverlag des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes, Wien
- ÖWAV (2011): Kanal- und Kläranlagen-Nachbarschaften, Folge 19, Druckerei Fischer, Wien
- ÖWAV (2012): ÖWAV-Regelblatt 13, Betriebsdaten von Abwasserreinigungsanlagen – Erfassung, Protokollierung und Auswertung, 3., vollständig überarbeitete Auflage, Wien, unveröffentlicht
- PIBERHOFER, B (2008): Merkblatt Eigenüberwachung von Kläranlagen in Oberösterreich, URL: http://www.land-oberoesterreich.gv.at/files/publikationen/ogw_merkblatt_klaeranlagen.pdf [Abruf 14.04.2012]
- REICHEL, M. (2011): Bedeutung, Messung und Interpretation von Feststoffparametern des Klärschlammes, Wiener Mitteilungen, Band 224, S. 229-252
- RENNER, H. (1998): Überwachung von Kleinkläranlagen, Wiener Mitteilungen, Band 147, S. 283-296

- RHV STEYR UND UMGEBUNG (2012): Zentrale Kläranlage, URL: <http://www.rhv-steyr.at/> [Abruf 13.04.2012]
- SARACEVIC, E., WINKLER, St. (2011): Kohlenstoffparameter und Nährstoffe – mögliche Fehlerquelle und Abhilfe bei der Betriebsanalytik, Wiener Mitteilungen, Band 224, S. 193-228
- SCHMIDT, M. (2006): Der Einsatz von Sankey-Diagrammen im Stoffstrommanagement, URL: http://umwelt.hs-pforzheim.de/fileadmin/dokumente/2006/Nr_124-Der_Einsatz_von_Sankey-Diagrammen_im_Stoffstrommanagement.pdf [Abruf 24.06.2012]
- SCHWEIGER, M. (1994): Eigenüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen > 50 EW – Der Arbeitsbehelf 14 des ÖWAV, Wiener Mitteilungen, Band 116, B1-B24
- SCHWEIGHOFER, P. (1994): Möglichkeiten der Plausibilitätsprüfung von Messdaten, Wiener Mitteilungen, Band 116, G1-G42
- SEMMELMANN, A. (1998): Überprüfung von Durchflussmeseinrichtungen – Teil 2: Durchführung in der Praxis, Wiener Mitteilungen, Band 147, S. 85-104
- SPATZIERER, G. (1994): Protokollführung und Auswertung der Daten, Wiener Mitteilungen, Band 116, F1-F16
- SPATZIERER, G. (1998): Zusammenwirken und Beziehungen zwischen Eigenüberwachung, Fremdüberwachung und Betriebsüberwachung, Wiener Mitteilungen, Band 147, S. 325-340
- SPATZIERER, G. (2005): Qualitätssicherung bei der Abwasseranalytik im Bereich Eigenüberwachung, Wiener Mitteilungen, Band 192, S. 177-194
- SPATZIERER, G. (2011): Anforderungen an die Fremdüberwachung, Wiener Mitteilungen, Band 224, S. 129-146
- SPINDLER, A. (2011a): Bilanzierung von Kläranlagendaten. Methoden und Anwendung., Präsentationsunterlagen, unveröffentlicht
- SPINDLER, A. (2011b): Bilanzierung von Kläranlagendaten. Methoden und Anwendung., Wiener Mitteilungen, Band 224, S. 321-344
- SVARDAL, K., NOWAK, O., SCHWEIGHOFER, P. (1998): Datendokumentation und Auswertung – Plausibilitätsanalyse von Messwerten, Wiener Mitteilungen, Band 147, S. 439-475
- THOMANN, M. (2004): Qualitätskontrolle der Betriebsdaten von Kläranlagen, Wiener Mitteilungen, Band 187, S. 295-318
- THOMANN HALLER, M. P. (2002): Datenkontrolle von Abwasserreinigungsanlagen mit Massenbilanzen, Experimenten und statistischen Methoden, Dissertationsschrift an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich
- ÜBERREITER, E. (2011): Überwachung von Kläranlagen – Endstation Datenfriedhof? Was interessiert den Bund und Brüssel?, Wiener Mitteilungen, Band 224, S. 23-38
- ULLRICH, A., HEIDEMEIER, J. (2011): Verwendung von Kläranlagendaten in Deutschland, Wiener Mitteilungen, Band 224, S. 39-52
- VOGEL, B. und ZESSNER, M. (2001): Beispiele der Abwasserreinigung bei fehlendem Vorfluter, Wiener Mitteilungen, Band 166, S. 477-502
- WIDMANN, W., VAN APPELDORN, W., WÜRFEL, J. (2004): Anforderungen an Datenqualität und –Dichte bei der Planung von Projekten im Siedlungswasserbau, Wiener Mitteilungen, Band 187, S. 1-14
- WIKIPEDIA (2012): Verifizierung, URL: <http://de.wikipedia.org/wiki/Verifizierung> [Abruf 02.11.2012]
- ZESSNER, M. (1998): Klärschlammüberwachung, Wiener Mitteilungen, Band 147, S. 399-437

ZIPPER, T. (1998): Überprüfung von Durchflussmeseinrichtungen – Teil 1 – Grundlagen und Anforderungen, Wiener Mitteilungen, Band 147, S. 69-83

10. Lebenslauf

Persönliche Daten

Name: Bakk. techn. Julia Haslinger
Adresse: Domplatz 7/2, 2700 Wiener Neustadt
Telefon: 0650/5210230
E-Mail: juliahaslinger@gmx.at
Geburtsdatum: 14. Februar 1987
Geburtsort: Wiener Neustadt
Staatsbürgerschaft: Österreich
Familienstand: ledig, keine Kinder



Ausbildung

1993 bis 1997 Volksschule St. Egyden am Steinfeld
1997 bis 2001 BG und BRG Neunkirchen
2001 bis 2006 HLA für wirtschaftliche Berufe Wiener Neustadt
(Ausbildungsschwerpunkt Umweltökonomie)
Juni 2006 Reife- und Diplomprüfung (mit Auszeichnung)
2006 bis 2010 Bachelorstudium Umwelt- und Bio-Ressourcenmanagement
(Universität für Bodenkultur Wien)
Februar 2010 Abschluss Bachelorstudium (mit Auszeichnung)
seit Februar 2010 Masterstudium Wasserwirtschaft und Umwelt
(Universität für Bodenkultur Wien)

Studienbezogene Berufserfahrung

Juli 2009 Krautgartner, Prohaska, Vegh Engineering & Consulting GmbH,
Ingenieurbüro für Kulturtechnik und Wasserwirtschaft in Baden
(Ermittlung der Berechnungsflächen für den Kanalanschlussbeitrag
und die Kanalbenützungsgebühr)
August 2009 ÖBB-Infrastruktur Bau AG, Geschäftsbereich Basisinvestitionen,
Programmmanagement Umwelt in Wien (Projektmitarbeiterin)
Jänner 2010 – März 2010 Krautgartner, Prohaska, Vegh Engineering & Consulting GmbH,
Ingenieurbüro für Kulturtechnik und Wasserwirtschaft in Baden
(Ermittlung der Berechnungsflächen für den Kanalanschlussbeitrag
und die Kanalbenützungsgebühr)

Lebenslauf

- August 2010 Krautgartner, Prohaska, Vegh Engineering & Consulting GmbH, Ingenieurbüro für Kulturtechnik und Wasserwirtschaft in Baden (Ermittlung der Berechnungsflächen für die Kanaleinmündungsabgabe, die Kanalbenützungsgebühr und die Wasseranschlussabgabe)
- August 2011 Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abteilung 9 –Wasser- und Abfallwirtschaft, Hauptreferat Gewässeraufsicht und Gewässerentwicklung, Referat Gewässeraufsicht in Wulkaprodersdorf (Labormitarbeiterin)
- Juli 2011 – Juni 2012 Ingenieurbüro k2W (Dr. Stefan Lindtner), Ingenieurbüro für Umwelttechnik, Entwicklung und Beratung in Wien (Projektmitarbeiterin, geringfügige Beschäftigung)
- Juli 2012 Abwasserverband Wiener Neustadt-Süd (Labormitarbeiterin)
- Sept. 2012 – Okt. 2012 Amt der Niederösterreichischen Landesregierung, Gruppe Wasser – Abteilung Wasserbau, Regionalstelle 5 (Industrieviertel) in Wiener Neustadt (Technische Angestellte)
- November 2012 Ingenieurbüro k2W (Dr. Stefan Lindtner), Ingenieurbüro für Umwelttechnik, Entwicklung und Beratung in Wien (Werkvertragnehmerin)

Sonstige Berufserfahrung

- August 2002 Dynacast GmbH in Wiener Neustadt (Nacharbeiterin)
- Juni 2004 – August 2004 Landgasthof Hausmann in Puchberg am Schneeberg (Praktikantin)
- Juli 2006 – Sept. 2006 Cineplexx Wienerberg (Kassamitarbeiterin)
- September 2008 Universität für Bodenkultur Wien (Studienberaterin)
- Dez. 2010 – Juni 2011 ATGA Marketing GmbH (Datenbankpflegerin, geringfügige Beschäftigung)
- seit Oktober 2006 Cineplexx Wiener Neustadt (Kassamitarbeiterin, geringfügige Beschäftigung)

Publikationen

LINDTNER, St., HASLINGER, J. (2012): Stand und Zukunft des Benchmarkings auf österreichischen Kläranlagen, Wiener Mitteilungen, Band 226, S. 77-102

Sprach- und EDV-Kenntnisse

Sprachen Englisch (in Wort und Schrift)

Lebenslauf

EDV-Kenntnisse

- Französisch (Grundkenntnisse)
- Spanisch (Grundkenntnisse)
- sehr gute MS-Office-Kenntnisse
- Europäischer Computerführerschein
- ArcView, AutoCAD, eDAB

Sonstige Kenntnisse

Führerschein Klasse B

Wiener Neustadt, im November 2012