

Universität für Bodenkultur Wien

University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna

Departement Wasser-Atmosphäre-Umwelt

Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz

Leiter: Univ.Prof. DI Dr. Thomas Ertl



Bilanzierung einer Belebungsanlage zur Analyse des Klärschlammanfalls

**Masterarbeit
zur Erlangung des akademischen Grades
Diplomingenieur**

eingereicht von:

BELTZUNG EDWIGE

Betreuer: Univ.Prof. DI Dr. Ertl Thomas

Mitbetreuer: DI Dr. Weissenbacher Norbert

Matrikelnummer 0802513

08.11.2015

Vorwort

Diese Masterarbeit wurde am *Institut für Siedlungswasserbau, Industriegewässerschutz und Gewässerschutz* (Departement für *Wasser-Atmosphäre-Umwelt*) an der *Universität für Bodenkultur* in Wien erstellt.

In erster Linie möchte ich mich bei meinen Betreuern Univ.Prof. DI Dr. Thomas Ertl und Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Norbert Weissenbacher bedanken. Dank ihres Engagement, ihrer beispielhaften Betreuung und ihren konstruktiven Inputs habe ich im Rahmen dieser Masterarbeit mein fachliches Wissen im Bereich Abwasserreinigung wesentlich vertiefen können.

Außerdem möchte ich mich bei der *WDL-WasserdienstleistungsGmbH*, insbesondere bei Dipl.-Ing. Claus Hawliczek, bedanken, welche diese Masterarbeit ermöglicht und mir dafür alle notwendigen Daten organisiert hat. Ebenso Erwähnung sollen dabei die Kläranlage WV Gaflenztal in Weyer, speziell Dominik Holzner, und die Kläranlage Aspach finden, die bereit waren mir ihre Betriebsdaten zur Verfügung zu stellen. Vielen Dank dafür!

Mein besonderer Dank geht an meine Familie, die mich immer in jeglicher Hinsicht unterstützt hat und mir großen Rückhalt gegeben hat. Nicht unerwähnt dürfen hier meine StudienkollegInnen sein, welche mein Studium zu einer unvergesslichen Zeit voller schöner Momente gemacht haben. Zuletzt möchte ich mich bei Stefan bedanken, der mir stets zur Seite steht, mich motiviert und zum Lachen bringt.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung.....	1
2. Zielsetzung und Aufgabenstellung.....	2
3. Allgemeine Grundlagen.....	4
3.1 Abwasserreinigung.....	4
3.1.1 Mechanische Abwasserreinigung.....	4
3.1.2 Chemische Abwasserreinigung.....	5
3.1.3 Biologische Abwasserreinigung.....	5
3.2 Belebtschlammverfahren.....	6
3.2.1 Mikroorganismen.....	7
3.2.2 Abbau von organischen Kohlenstoffverbindungen.....	11
3.2.3 Stickstoffabbau.....	13
3.2.4 Phosphorelimination.....	17
3.3 Klärschlamm.....	21
3.3.1 Ermittlung der Schlammproduktion nach ATV-A 131.....	22
3.3.2 Klärschlammbehandlung.....	24
3.4 Bilanzierung.....	26
3.4.1 Grundlagen der Bilanzierung.....	27
3.4.2 Bilanz der Wassermenge.....	28
3.4.3 TS-Bilanz.....	29
3.4.4 CSB-Bilanz.....	30
3.4.5 Stickstoffbilanz.....	32
3.4.6 Phosphorbilanz.....	33
4. Material und Methoden.....	35
4.1 Untersuchte Kläranlagen.....	35
4.1.1 Kläranlage WV Gaflentzthal.....	35
4.1.2 Kläranlage Aspach.....	40
4.1.3 Unterschiede zwischen den beiden Kläranlagen.....	42
4.2 Bilanzierung mit eDAB®.....	42
4.2.1 Bilanzierung der ARA WV Gaflentzthal.....	44
4.2.2 Bilanzierung der ARA Aspach.....	46
5. Ergebnisse.....	48
5.1 Ergebnisse der ARA WV Gaflentzthal.....	48
5.1.1 Plausibilitätsprüfung.....	48
5.1.2 Bilanzierung.....	49
5.2 Ergebnisse der ARA Aspach.....	63
5.2.1 Ergebnisse der Plausibilitätsprüfung.....	63
5.2.2 Ergebnisse der Bilanzierung.....	64
6. Interpretation und Diskussion der Ergebnisse.....	76
6.1 Vergleich der Ergebnisse beider Kläranlagen.....	76
6.2 Ursachen für die Schlammzunahme in ARA WV Gaflentzthal.....	76
7. Schlussfolgerungen und Ausblick.....	81
8. Zusammenfassung.....	82
9. Literaturverzeichnis.....	83
10. Anhang.....	87

10.1	Bilanzierungsergebnisse ARA WV Gaflenztal.....	88
10.2	Bilanzierungsergebnisse ARA Aspach	98

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	Klärschlammanfall der ARA WV Gaflenztal seit 1991	2
Abbildung 2	Belebungsverfahren mit Durchlaufbetrieb.....	6
Abbildung 3	Exponentielles Wachstum der Mikroorganismen (eigene Darstellung nach GUJER 2007).....	8
Abbildung 4	Beziehung zwischen Substratkonzentration und Wachstumsrate (SEVIOUR UND NIELSEN 2010)9	
Abbildung 5	Veränderung des CSB und der abfiltrierbaren Stoffe bei der biologischen Behandlung (eigene Darstellung nach DWA -Regelwerk A 131).....	12
Abbildung 6	CSB Zulauffraktionierung (mögliche Zulaufaufteilung lt. BORNEMANN ET AL. 1998).....	13
Abbildung 7	Veränderung der Anteile der Stickstoffverbindungen im Abwasser zwischen Zu- und Ablauf (eigene Darstellung nach DWA-Landesverband Bayern 2011a)	15
Abbildung 8	PO ₄ -Konzentration bei der biologischen Phosphorelimination (BÖHLER UND SIEGRIST 2008)...	19
Abbildung 9	Einordnung der Bilanzierung in die Abläufe der Messwerterfassung und -kontrolle; Arbeitsintensive Schritte haben einen fetten Rahmen (eigene Darstellung nach (SPINDLER 2011)	26
Abbildung 10	Allgemeine Darstellung einer Massenbilanz (SVARDAL ET AL. 1998).....	27
Abbildung 11	Q-Bilanz einer Kläranlage	28
Abbildung 12	TS-Teilbilanz einer Kläranlage.....	29
Abbildung 13	CSB-Bilanz einer Kläranlage.....	31
Abbildung 14	N-Bilanz einer Kläranlage	32
Abbildung 15	P-Bilanz einer Kläranlage.....	33
Abbildung 16	Orthofoto ARA WV Gaflenztal	37
Abbildung 17	Kläranlagenschema ARA WV Gaflenztal.....	37
Abbildung 18	Zulaufdrossel mit Überlauf zum Regenüberlaufbecken.....	38
Abbildung 19	Regenüberlaufbecken.....	38
Abbildung 20	Zulaufmessstelle: links: gekühlter Probenschrank, rechts: Probenahme- u. Messstrecke.....	39
Abbildung 21	Zufluss in Belebungsbecken nach Verteilerschacht	39
Abbildung 22	Belebungsbecken.....	39
Abbildung 23	Schneckenpumpe für Rück- und Überschussschlamm	39
Abbildung 24	Nachklärbecken mit Bandräumern.....	40
Abbildung 25	Kammerfilterpresse	40
Abbildung 26	Ergebnisdarstellung der Bilanzierung mit eDAB [®]	44
Abbildung 27	Darstellung des Gesamtsystems der ARA WV Gaflenztal für die Bilanzierung (Kreise stellen Quellen/Senken dar, durchgehende Linien sind gemessene, gestrichelte sind ungemessene Stoffströme)	44
Abbildung 28	Kläranlagenschema ARA WV Gaflenztal (eigene Darstellung aus eDAB [®]).....	45
Abbildung 29	Darstellung des Gesamtsystems der ARA Aspach für die Bilanzierung (Kreise stellen Quellen/Senken dar, durchgehende Linien sind gemessene, gestrichelte sind ungemessene Stoffströme)	46
Abbildung 30	Kläranlagenschema ARA Aspach (eigene Darstellung aus eDAB [®])	47
Abbildung 31	Gesamtbilanz der Wassermenge Q in m ³ /d in 2011.....	51
Abbildung 32	Gesamtbilanz der Wassermenge Q in m ³ /d in 2012.....	51
Abbildung 33	Gesamtbilanz der Wassermenge Q in m ³ /d in 2013.....	51
Abbildung 34	Gesamtbilanz der Wassermenge Q in m ³ /d in 2014.....	51
Abbildung 35	Mehrjahresvergleich der Trockensubstanz im Überschussschlamm in kg/d	53
Abbildung 36	Bilanz d. Teilsystems Schlammbehandlung der TS in kg/d in 2011	54
Abbildung 37	Bilanz d. Teilsystems Schlammbehandlung der TS in kg/d in 2012	54
Abbildung 38	Bilanz d. Teilsystems Schlammbehandlung der TS in kg/d in 2013	55
Abbildung 39	Bilanz d. Teilsystems Schlammbehandlung der TS in kg/d in 2014	55
Abbildung 40	Mehrjahresvergleich des Chemischen Sauerstoffbedarfs im Zulauf in kg/d.....	56
Abbildung 41	Gesamtbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs CSB in kg/d in 2011	57
Abbildung 42	Gesamtbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs CSB in kg/d in 2012	57
Abbildung 43	Gesamtbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs CSB in kg/d in 2013	58
Abbildung 44	Gesamtbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs CSB in kg/d in 2014	58
Abbildung 45	Mehrjahresvergleich des Stickstoffs im Zulauf in kg/d	59
Abbildung 46	Gesamtbilanz des Stickstoffs N in kg/d in 2011.....	60
Abbildung 47	Gesamtbilanz des Stickstoffs N in kg/d in 2012.....	60
Abbildung 48	Gesamtbilanz des Stickstoffs N in kg/d in 2013.....	60
Abbildung 49	Gesamtbilanz des Stickstoffs N in kg/d in 2014.....	60
Abbildung 50	Mehrjahresvergleich des Phosphors im Zulauf in kg/d.....	61

Abbildung 51	Gesamtbilanz des Phosphors P in kg/d in 2011	62
Abbildung 52	Gesamtbilanz des Phosphors P in kg/d in 2012	62
Abbildung 53	Gesamtbilanz des Phosphors P in kg/d in 2013	62
Abbildung 54	Gesamtbilanz des Phosphors P in kg/d in 2014	62
Abbildung 55	Mehrjahresvergleich der Tageszulaufmenge in m ³ /d.....	65
Abbildung 56	Gesamtbilanz der Wassermenge Q in m ³ /d in 2010.....	66
Abbildung 57	Gesamtbilanz der Wassermenge Q in m ³ /d in 2011.....	66
Abbildung 58	Gesamtbilanz der Wassermenge Q in m ³ /d in 2012.....	66
Abbildung 59	Gesamtbilanz der Wassermenge Q in m ³ /d in 2013.....	66
Abbildung 60	Mehrjahresvergleich der Trockensubstanz im Überschussschlamm in kg/d	67
Abbildung 61	Mehrjahresvergleich der Überschussschlammmenge in m ³ /d	68
Abbildung 62	Bilanz d. Teilsystems Schlammbehandlung der TS in kg/d in 2010	69
Abbildung 63	Bilanz d. Teilsystems Schlammbehandlung der TS in kg/d in 2011	69
Abbildung 64	Bilanz d. Teilsystems Schlammbehandlung der TS in kg/d in 2012	69
Abbildung 65	Bilanz d. Teilsystems Schlammbehandlung der TS in kg/d in 2013	69
Abbildung 66	Mehrjahresvergleich des CSBs im Zulauf in kg/d.....	70
Abbildung 67	Gesamtbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs CSB in kg/d in 2010.....	71
Abbildung 68	Gesamtbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs CSB in kg/d in 2011	71
Abbildung 69	Gesamtbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs CSB in kg/d in 2012	71
Abbildung 70	Gesamtbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs CSB in kg/d in 2013	71
Abbildung 71	Mehrjahresvergleich des Stickstoffs im Zulauf in kg/d	72
Abbildung 72	Gesamtbilanz des Stickstoffs N in kg/d in 2010.....	73
Abbildung 73	Gesamtbilanz des Stickstoffs N in kg/d in 2011.....	73
Abbildung 74	Gesamtbilanz des Stickstoffs N in kg/d in 2012.....	73
Abbildung 75	Gesamtbilanz des Stickstoffs N in kg/d in 2013.....	73
Abbildung 76	Mehrjahresvergleich des Phosphors im Zulauf in kg/d.....	74
Abbildung 77	Gesamtbilanz des Phosphors P in kg/d in 2010.....	75
Abbildung 78	Gesamtbilanz des Phosphors P in kg/d in 2011	75
Abbildung 79	Gesamtbilanz des Phosphors P in kg/d in 2012	75
Abbildung 80	Gesamtbilanz des Phosphors P in kg/d in 2013	75
Abbildung 81	Einfluss des Schlammalters auf den Schlammfall bei 15 °C (NOWAK o.J.)	78

Anhang

Anhang 1	Leistungskennwerte Kläranlage WV Gafiental 2011-2014	87
Anhang 2	Detailbilanz der Wassermenge Q in m ³ /d in 2011	88
Anhang 3	Detailbilanz der Wassermenge Q in m ³ /d in 2012	88
Anhang 4	Detailbilanz der Wassermenge Q in m ³ /d in 2013	89
Anhang 5	Detailbilanz der Wassermenge Q in m ³ /d in 2014	89
Anhang 6	Detailbilanz der Trockensubstanz in kg/d in 2011.....	90
Anhang 7	Detailbilanz der Trockensubstanz in kg/d in 2012.....	90
Anhang 8	Detailbilanz der Trockensubstanz in kg/d in 2013.....	91
Anhang 9	Detailbilanz der Trockensubstanz in kg/d in 2014.....	91
Anhang 10	Detailbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs in kg/d in 2011	92
Anhang 11	Detailbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs in kg/d in 2012	92
Anhang 12	Detailbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs in kg/d in 2013	93
Anhang 13	Detailbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs in kg/d in 2014	93
Anhang 14	Detailbilanz des Stickstoffs in kg/d in 2011.....	94
Anhang 15	Detailbilanz des Stickstoffs in kg/d in 2012.....	94
Anhang 16	Detailbilanz des Stickstoffs in kg/d in 2013.....	95
Anhang 17	Detailbilanz des Stickstoffs in kg/d in 2014.....	95
Anhang 18	Detailbilanz des Phosphors in kg/d in 2011	96
Anhang 19	Detailbilanz des Phosphors in kg/d in 2012	96
Anhang 20	Detailbilanz des Phosphors in kg/d in 2013	97
Anhang 21	Detailbilanz des Phosphors in kg/d in 2014	97
Anhang 22	Detailbilanz der Wassermenge in m ³ /d in 2010.....	98
Anhang 23	Detailbilanz der Wassermenge in m ³ /d in 2011.....	98
Anhang 24	Detailbilanz der Wassermenge in m ³ /d in 2012.....	99
Anhang 25	Detailbilanz der Wassermenge in m ³ /d in 2013.....	99
Anhang 26	Detailbilanz der Trockensubstanz in kg/d in 2010	100
Anhang 27	Detailbilanz der Trockensubstanz in kg/d in 2011	100
Anhang 28	Detailbilanz der Trockensubstanz in kg/d in 2012	101
Anhang 29	Detailbilanz der Trockensubstanz in kg/d in 2013	101
Anhang 30	Detailbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs in kg/d in 2010	102
Anhang 31	Detailbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs in kg/d in 2011	102
Anhang 32	Detailbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs in kg/d in 2012	103
Anhang 33	Detailbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs in kg/d in 2013	103
Anhang 34	Detailbilanz des Stickstoffs in kg/d in 2010.....	104
Anhang 35	Detailbilanz des Stickstoffs in kg/d in 2011.....	104
Anhang 36	Detailbilanz des Stickstoffs in kg/d in 2012.....	105
Anhang 37	Detailbilanz des Stickstoffs in kg/d in 2013.....	105
Anhang 38	Detailbilanz des Phosphors in kg/d in 2010	106
Anhang 39	Detailbilanz des Phosphors in kg/d in 2011	106
Anhang 40	Detailbilanz des Phosphors in kg/d in 2012	107
Anhang 41	Detailbilanz des Phosphors in kg/d in 2013	107

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Mindestschlammalter bei 10 °C (vereinfacht nach DWA -Regelwerk A 131)	11
Tabelle 2	Verfahrensarten der Phosphorfällung (Inhalt aus Abwassertechnische Vereinigung e.V. 1997)	20
Tabelle 3	Mindestumfang und -häufigkeiten von Ablesungen, Messungen, Untersuchungen und Auswertungen von Wassermengen laut ÖWAV Arbeitsbehelf 14 (Abkürzungen: A = Eintragung bei Anfall, k = kontinuierlich, () = wenn Messeinrichtung vorhanden)	29
Tabelle 4	Mindestumfang und -häufigkeiten von Ablesungen, Messungen, Untersuchungen und Auswertungen von TS laut ÖWAV Arbeitsbehelf 14 (Abkürzungen: A = Eintragung bei Anfall, w = einmal wöchentlich, 3w = dreimal wöchentlich, 5w = fünfmal wöchentlich (=werktätlich)).....	30
Tabelle 5	Mindestumfang und -häufigkeiten von Ablesungen, Messungen, Untersuchungen und Auswertungen von CSB laut ÖWAV Arbeitsbehelf 14 (Abkürzungen: m = monatlich, w = einmal wöchentlich, 3w = dreimal wöchentlich, d = täglich, Re = Rechenwert)	31
Tabelle 6	Mindestumfang und -häufigkeiten von Ablesungen, Messungen, Untersuchungen und Auswertungen von Stickstoffparametern laut ÖWAV Arbeitsbehelf 14 (Abkürzungen: w = einmal wöchentlich, 2w = zweimal wöchentlich, 3w = dreimal wöchentlich, 5w = fünfmal wöchentlich (=werktätlich), d = täglich, Re = Rechenwert, ¹⁾ = bei Anlagen > 1000 EW)	33
Tabelle 7	Mindestumfang und -häufigkeiten von Ablesungen, Messungen, Untersuchungen und Auswertungen von Phosphorparametern laut ÖWAV Arbeitsbehelf 14 (Abkürzungen: A = Eintragung bei Anfall, 2w = zweimal wöchentlich, 5w = fünfmal wöchentlich (=werktätlich), d = täglich, ¹⁾ = bei Anlagen > 1000 EW) ..	34
Tabelle 8	Eckdaten ARA WV Gaflenztal (Abkürzungen: C = Kohlenstoffentfernung, N = Nitrifikation, D = Denitrifikation, P = Phosphorentfernung; Berechnung der EW: Mittelwertbildung von 2011-2014)	36
Tabelle 9	Eckdaten ARA Aspach (Abkürzungen: C = Kohlenstoffentfernung, N = Nitrifikation, D = Denitrifikation, P = Phosphorentfernung; Berechnung der EW: Mittelwertbildung von 2010-2013).....	41
Tabelle 10	Kennzahlen Kläranlagenzulauf WV Gaflenztal 2011-2014 mit Orientierungsbereichen	48
Tabelle 11	Jahresmittelwerte im Zulauf der Kläranlage WV Gaflenztal 2011-2014 mit Orientierungsbereichen	49
Tabelle 12	Kennzahlen Kläranlagenablauf WV Gaflenztal 2011-2014 mit Orientierungsbereichen	49
Tabelle 13	Ergebnisse der Bilanzierung der Wassermenge (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums)	52
Tabelle 14	TS-Fracht im Überschussschlamm in kg/d.....	53
Tabelle 15	Ergebnisse der Bilanzierung der Trockensubstanz (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums, * = Durchschnittswert aus der Vorjahre, zum Zeitpunkt der Bilanzierung waren dafür noch keine genauen Daten vorhanden)	55
Tabelle 16	Ermittlung des Energieverbrauchs für die Belüftung nach LINDTNER (2008)	57
Tabelle 17	Ergebnisse der Bilanzierung des CSBs (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums)	58
Tabelle 18	Ergebnisse der Bilanzierung des Stickstoffs (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums)	61
Tabelle 19	Ergebnisse der Bilanzierung des Phosphors (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums)	63
Tabelle 20	Kennzahlen des Zulaufs der Kläranlage Aspach 2010-2013 mit Orientierungsbereichen	63
Tabelle 21	Jahresmittelwerte im Zulauf der Kläranlage Aspach 2010-2013 mit Orientierungsbereichen (grüne Füllung = Unterschreitung des Orientierungsbereichs, rote Füllung = Überschreitung des Orientierungsbereichs) ..	64
Tabelle 22	Kennzahlen Kläranlagenablauf Aspach 2010-2013 mit Orientierungsbereichen (grüne Füllung = Unterschreitung des Orientierungsbereichs)	64
Tabelle 23	Ergebnisse der Bilanzierung der Wassermenge (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums)	67
Tabelle 24	Ergebnisse der Bilanzierung der Trockensubstanz (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums)	70
Tabelle 25	Ermittlung des Energieverbrauchs für die Belüftung und Vergleich mit Erfahrungswerten nach LINDTNER (2008).....	71
Tabelle 26	Ergebnisse der Bilanzierung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums)	72

Tabelle 27	Ergebnisse der Bilanzierung des Stickstoffs (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums)	74
Tabelle 28	Ergebnisse der Bilanzierung des Phosphors (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums)	75
Tabelle 29	Vergleich der Bilanzierungsergebnisse für Atmung und Klärschlamm der Jahresmittel 2011-2013	76
Tabelle 30	Kennzahlen, die eine eventuelle Änderung der Belastung im Zulauf aufzeigen.	77
Tabelle 31	Mögliche Veränderungen in der Belebung; ¹⁾ = lt. Bescheid.....	79
Tabelle 32	Mittelwerte der schlammbezogenen Betriebsparameter zur Analyse der Veränderungen in der Schlammbehandlung.....	79

Akronyme und Abkürzungen

BB		Belebungsbecken
BSB ₅	mg/l	Biochemischer Sauerstoffbedarf (in fünf Tagen)
C _{BSB, zu}	mg/l	Konzentration des BSB im Zulauf
C _{CSB}	mg/l	Konzentration des CSB in der homogenisierten Probe
C _{P, zu}	mg/l	Gesamtphosphor im Zulauf
C _{P, ab}	mg/l	Gesamtphosphor im Ablauf
CSB		Chemischer Sauerstoffbedarf
GesN		Gesamtstickstoff
N ₂		Elementarer Stickstoff
N _{anorg}		Anorganischer Stickstoff
N _{org}		Organischer Stickstoff
N _{PS}		Stickstoff im Primärschlamm
N _{ÜS}		Stickstoff im Überschussschlamm
NH ₄ -N		Ammoniumstickstoff
NKB		Nachklärbecken
NO ₂ -N		Nitritstickstoff
NO ₃ -N		Nitratstickstoff
OVC	kg O ₂ /d	Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffelimination
OVD	kg O ₂ /d	Sauerstoffverbrauch für die Stickstoffelimination
P	-	Phosphor
Q	m ³ /d	Wassermenge
RÜB	-	Regenüberlaufbecken
S _{CSB}	mg/l	Konzentration des CSB in der mit 0,45 µm filtrierten Probe
SBR	-	Sequencing Batch Reactor
S _i	mg/l	gelöster, inerter CSB
S _s	mg/l	gelöster, abbaubarer CSB
TKN	mg/l	Total Kjeldahl Nitrogen (Gesamter Kjeldahl- Stickstoff)

TS	g/l	Trockensubstanz
aTS	% TS	anorganische Trockensubstanz
oTS	% TS	organische Trockensubstanz
WV	-	Wasserverband
$Y_{\text{CSB}} = Y_{\text{H}}$	g CSB/g CSB_{abb}	Yield-Faktor von CSB
X_{BA}		autotrophe Biomasse
X_{BH}		heterotrophe Biomasse
$X_{\text{P,BM}}$	mg/l	Phosphorelimination durch Zellaufbau der Biomasse
X_{CSB}	mg/l	CSB der abfiltrierbaren Stoffe
X_{i}		partikulärer, inerter CSB
X_{P}		abgestorbene Biomasse
$X_{\text{P,Fäll}}$	mg/l	Zu fällender Phosphor
$X_{\text{P,BioP}}$	mg/l	Biologische Phosphorelimination
$X_{\text{P,BM}}$	mg/l	Phosphor der für das Zellwachstum der Mikroorganismen verwendet wird
X_{S}		partikulärer, abbaubarer CSB

Kurzzusammenfassung

In der Kläranlage WV Gaflenztal in Weyer (Bezirk Steyr-Land) ist der Klärschlammanfall von 2012 auf 2013 um 26 % gestiegen. Dieser Anstieg ist weder durch eine Belastungszunahme im Kläranlagenzulauf, aufgrund von demographischem Wachstum oder durch neue Indirekt-einleiter, noch durch eine weitergehende Reinigung erklärbar.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, (1) die Ursachen für den Anstieg des Klärschlammanfalls in der Kläranlage zu finden sowie (2) Optimierungsmöglichkeiten der Betriebsführung aufzuzeigen, durch die der Klärschlammanfall und die damit verbundenen Betriebskosten für Energie, Schlammbehandlung und Entsorgung reduziert werden können.

Mit Hilfe von Massenbilanzen (Wassermenge, Trockensubstanz, Chemischer Sauerstoffbedarf, Stickstoff und Phosphor), welche mit dem Softwaretool eDAB[®] erstellt wurden, wurden die Abbauprozesse und die Klärschlammproduktion analysiert. Außerdem wurde zusätzlich eine zweite Kläranlage bilanziert, um die Ergebnisse ersterer zu plausibilisieren. Es wurden bei beiden Kläranlagen jeweils vier Jahresbilanzen erstellt (WV Gaflenztal: 2011-2014, Aspach: 2010-2013).

Durch die Bilanzierung der Kläranlage WV Gaflenztal konnten die Ursachen für die Veränderung des Klärschlammanfalls in der Betriebsführung nachgewiesen werden: Der wichtige Betriebsparameter Schlammalter nahm von 2012 auf 2013 im Mittel um fünf Tage ab. Dadurch nahm die Überschussschlammproduktion zu, die Stabilisierung dessen verschlechterte sich und die organische Trockensubstanz im Überschussschlamm nahm zu. Dies bewirkte, dass pro Gramm Trockensubstanz mehr Konditionierungsmittel bei der Entwässerung notwendig war, wodurch die Klärschlammmenge weiter zunahm. Durch Erhöhung des aeroben Schlammalters und der Belüftungszeit kann in Zukunft der Klärschlammanfall in der Kläranlage WV Gaflenztal wieder reduziert werden.

Abstract

Between 2012 and 2013 the sewage sludge production of the waste water treatment plant WV Gaflenzthal in Weyer (district Steyr-Land) has increased by 26 %. This rise could neither be explained by an increase of the pollution at the inlet of the waste water treatment plant due to demographic growth or new indirect dischargers, nor can it be attributed to a further waste water treatment.

The main objectives of this master thesis are (1) to find the causes for the rise of the amount of sewage sludge in the waste water treatment plant and (2) to point out the possibilities of optimization of the plant operation, by which the sewage sludge production and the adjunct operational costs for energy, sludge treatment and its disposal can be reduced.

The degradation processes and the sewage sludge production were analyzed by mass balances (water quantity, dry matter, chemical oxygen demand, nitrogen and phosphor). These were generated with the software tool eDAB[®]. In order to verify the results, mass balances of another waste water treatment plant were made. Four annual balances were computed for each waste water treatment plant (WV Gaflenzthal: 2011-2014, Aspach: 2010-2013).

Due to the mass balance study of the waste water treatment plant WV Gaflenzthal the reasons for the change of the sewage sludge production caused by the plant operation were found: From 2012 to 2013, the important operating parameter, the average sludge age decreased of five days. Thus lead firstly to an increase of the excess sludge. Secondly it caused a degradation of sludge stabilization and finally led to an increase of the organic dry matter. Thereby the amount of conditioning medium per gram dry matter was higher, in order to drain the excess sludge. This led to a further increase of the quantity of sewage sludge. In the future the quantity of sewage sludge can be reduced again by rising the aerobic sludge age and the aeration time.

1. Einleitung

In Österreich sind über 90 % der Einwohner an die öffentliche Kanalisation angeschlossen (Umweltbundesamt 2015). Durch diesen hohen Anschlussgrad wird beinahe das gesamte anfallende Abwasser auf kommunalen Kläranlagen gereinigt bevor es in die Gewässer gelangt. Bei der Reinigung werden Feststoffe, organische Belastungen und die Nährstoffe aus dem Abwasser entfernt, beziehungsweise ihre Konzentration minimiert um die Gewässerqualität zu verbessern oder zu erhalten. Während im gereinigten Abwasser im Kläranlagenablauf nur noch Restkonzentrationen der Zulaufbelastung bleiben, enthält der durch die Reinigung entstandene Klärschlamm hingegen sehr hohe Stoffkonzentrationen.

Vor dem Hintergrund des steigenden Umweltbewusstseins, der Einführung des Vorsorgeprinzips im Wasserrechtsgesetz und der Umsetzung der Wasserrahmen-Richtlinie sind die Anforderungen der Gesellschaft an die Qualität des gereinigten Abwassers gestiegen. Der damit verbundene höhere Anspruch an die Abwasserreinigung hat zu einer Zunahme des Klärschlammes und damit verbunden der Entsorgungskosten geführt (RHODESLY 1998). Dadurch macht die Entsorgung des Klärschlammes heute bereits 90 % der gesamten Reststoffentsorgungskosten auf Kläranlagen aus. Die restlichen zehn Prozent beinhalten die Entsorgung der Stoffe aus der mechanischen Abwasserreinigung, also Rechen- und Sandfanggut. (LINDTNER 2007) Anzumerken gilt es dabei noch, dass die von LINDTNER angegebenen Prozentzahlen der Mittelwert aller Kläranlagen, welche beim österreichischen Benchmarking teilgenommen haben, sind. Insgesamt macht die Reststoffentsorgung 15 % der gesamten Betriebskosten aus. Damit ist dieser Kostenfaktor nach den Personalkosten (45 %) und den Energiekosten (16 %) der drittgrößte. (LINDTNER 2009) Da es jedenfalls notwendig ist, den Schlamm vor der Entsorgung noch zu behandeln, hat die Klärschlammmenge nicht nur Auswirkungen auf die Entsorgungskosten, sondern auch auf die Energie- und Schlammbehandlungskosten.

Bei einer bestehenden Kläranlage kann es aus verschiedensten Gründen zu einer Veränderung der Klärschlammmanfalls kommen. Zusätzlich zur bereits erwähnten Klärschlammzunahme durch eine verbesserte Abwasserreinigung, kann auch eine erhöhte Zulaufbelastung, durch neue Indirekteinleiter oder durch Siedlungserweiterungen, die Ursache sein. Davon abgesehen ist der Klärschlammmanfall insbesondere abhängig von der Aufenthaltszeit des Klärschlammes in der biologischen Stufe: Je länger diese ist, umso vollständiger wird die Belastung abgebaut, wodurch der Schlammmanfall sinkt und die Veratmung zunimmt. Durch Veränderungen in der Betriebsführung kann es dadurch zu einer Veränderung Anfalls kommen. Als Beispiele hierfür sind die Belüftungsdauer und der Überschussschlammabzug zu nennen. Aufgrund dieser unterschiedlichen Möglichkeiten ist die Ursache für eine Veränderung im Klärschlammmanfall nicht immer auf den ersten Blick erkennbar. In solchen Fällen ist es sinnvoll, eine Bilanzierung der Stoffströme in der Kläranlage zu erstellen. Die dafür erforderlichen Daten sind durch die Eigen- und Fremdüberwachung der Kläranlage weitestgehend vorhanden. Diese Daten müssen jedoch unbedingt auf ihre Qualität geprüft werden bevor die Bilanzierung erstellt werden kann. Dies erfolgt im Zuge einer Plausibilitätsprüfung, bei der wesentliche Kennzahlen im Zu- und Ablauf mit Erfahrungswerten verglichen werden.

Durch die anschließende Bilanzierung von Wassermenge, Trockensubstanz, Chemischen Sauerstoffbedarf, Stickstoff und Phosphor können Ursachen für Veränderungen im Klärschlamm erkannt, Schwachpunkte in der Betriebsführung festgestellt, Möglichkeiten der Optimierung dieser aufgezeigt und daraus resultierend die Betriebskosten reduziert werden. Die Ergebnisse einer solchen Analyse müssen dabei allerdings stets in Bezug zur analysierten Kläranlage gesetzt werden. Sie können nicht ohne weiteres auf andere Kläranlagen umgelegt werden, da dabei stets unterschiedlichste Faktoren wie beispielsweise die Abwasserzusammensetzung und der Kläranlagenaufbau mitberücksichtigt werden müssen.

2. Zielsetzung und Aufgabenstellung

Die Kläranlage WV Gaflenztal (in Weyer, Oberösterreich) ist mit dem Problem konfrontiert, dass von 1991 bis 2013 der Klärschlammanfall von 205 t auf 676 t (siehe Abbildung 1) gestiegen ist, allerdings die Ursachen für diesen Anstieg bisher nicht bekannt sind. Der Anstieg ist weder durch eine Zunahme der Belastung im Zulauf der Kläranlage aufgrund von demographischem Wachstum oder Ansiedelung von Betrieben oder Industrie im Einzugsgebiet, noch durch eine Veränderung in der Reinigungsleistung (letzte Ausbaustufe: 1991) erklärbar. Nachdem 2010 ein neues Maximum von 659 t erreicht wurde, nahm die jährlich entsorgte Klärschlammmenge in 2011 und 2012 wieder ab und betrug 2012 nur noch 536 t. In 2013 nahm der Klärschlammanfall allerdings wieder sehr stark zu und überschritt mit 676 t den bisherigen Höchstwert aus 2010. Die damit verbundene Zunahme der Entsorgungskosten bewirkte, dass diese Masterarbeit von der *WDL – WasserdienstleistungsGmbH* und dem *Institut für Siedlungswasserbau, Industriewasserwirtschaft und Gewässerschutz* initiiert wurde. Sie zielt darauf ab die Ursache(n) für diesen Anstieg des Klärschlammanfalls zu finden und etwaige Möglichkeiten zur Reduktion des Klärschlammanfalls aufzuzeigen.

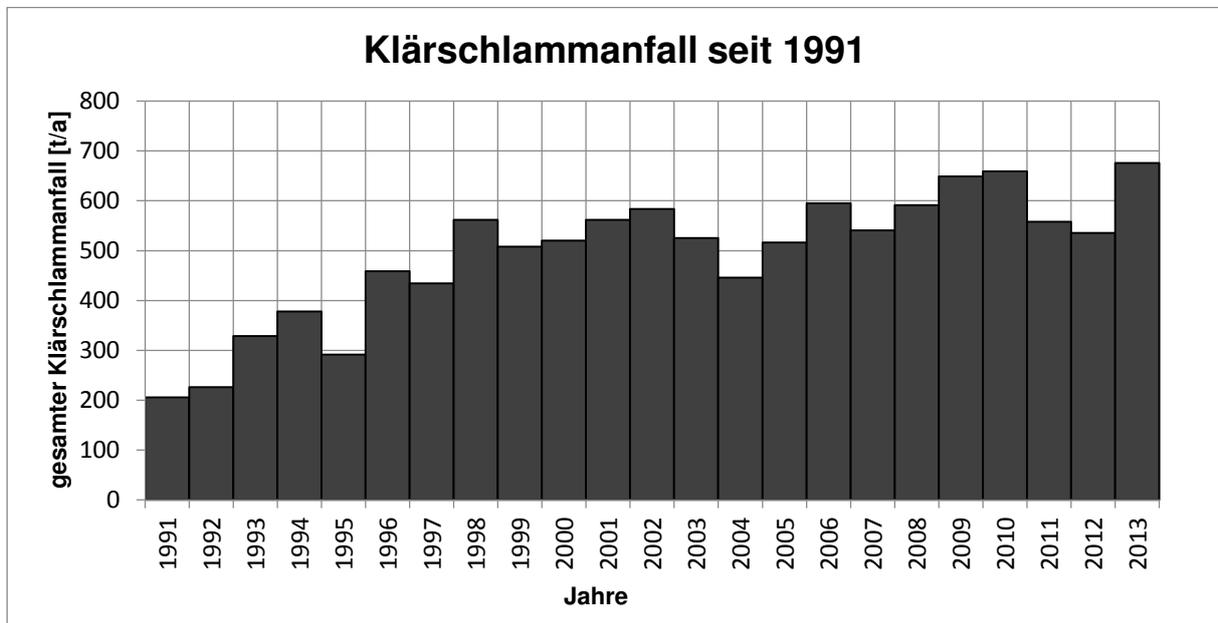


Abbildung 1 Klärschlammanfall der ARA WV Gaflenztal seit 1991

Die folgende Arbeit setzt sich aus einem allgemeinen und einem die Problemstellung betreffenden Teil zusammen. Zusätzlich zur Kläranlage WV Gaflenztal wurde auch noch die Kläranlage Aspach bilanziert, da sie sich in Größe und Aufbau ähneln und dadurch die Ergebnisse ersterer verifiziert und kontrolliert werden können. Der allgemeine Teil der Masterarbeit ist im folgenden Kapitel zu finden, wobei alle wesentlichen theoretischen Grundlagen, die zum Verständnis der Masterarbeit notwendig sind, erklärt werden: Als erstes wird genauer auf den Aufbau einer Kläranlage und die Funktionsweise der einzelnen Reinigungsstufen und -arten (Kapitel 3.1) eingegangen. Da die biologische Reinigungsstufe für die Klärschlammmentstehung von besonderer Relevanz ist, wurde sie im Kapitel 3.2 getrennt und ausführlicher als die restlichen behandelt. Im darauffolgenden Kapitel 3.3 werden die Entstehung, Eigenschaften und die Behandlung des Klärschlammes genauer erklärt und schließlich werden in Kapitel 3.4 die theoretischen Grundlagen der Bilanzierung dargelegt.

Im zweiten Teil der Masterarbeit (ab Kapitel 4) werden zu Beginn die Kläranlagen WV Gaflenztal und Aspach (Kapitel 4.1) detailliert beschrieben. Dabei wird unter anderem auch auf die Unterschiede zwischen den beiden Kläranlagen eingegangen. Zusätzlich dazu wird in Kapitel 4.2 die zur Bilanzierung verwendete Software eDAB[®] vorgestellt. Im anschließenden Kapitel 5 werden die Ergebnisse der Bilanzierung beider Kläranlagen beschrieben. Zur Bi-

lanzierung der Kläranlage WV Gaflenzthal standen dafür die Betriebsdaten von 2011 bis 2014 sowie die Klärschlammuntersuchungen von 2011, 2013 und 2014 zur Verfügung. Bei der Kläranlage Aspach waren hingegen die Betriebsdaten von 2010 bis 2013 sowie die Klärschlammuntersuchungen von 2010 bis 2014 vorhanden. Es wurden jeweils Bilanzen (Bilanzierungsdauer ein Jahr) der Wassermenge Q , Trockensubstanz TS , des Chemischen Sauerstoffbedarfs CSB , des Stickstoffs N und Phosphors P erstellt. In Kapitel 6 werden die Ergebnisse der Bilanzierungen analysiert. Dabei werden die Bilanzierungen beider Kläranlagen miteinander verglichen und die möglichen Ursache(n) für die Zunahme des Klärschlammfalls in der Kläranlage WV Gaflenzthal ausgeführt. Im folgenden Kapitel 7 werden die Handlungsmöglichkeiten zur Reduktion des Klärschlammfalls aufgezeigt. Im letzten Kapitel 8 wird die Masterarbeit zusammengefasst.

3. Allgemeine Grundlagen

3.1 Abwasserreinigung

„Aufgabe der Abwasserreinigung ist, zuverlässig und ökonomisch unerwünschte Schmutzstoffe aus dem Abwasser zu entfernen und diese soweit aufzubereiten, dass sie definitiv entsorgt oder einer Nutzung zugeführt werden können.“ (GUJER 2007)

Die Abwasserreinigung wird in die mechanische, chemische und biologische Reinigungsstufe unterteilt, welche nachfolgend beschrieben werden.

3.1.1 Mechanische Abwasserreinigung

Das Ziel der mechanischen Abwasserreinigung ist das Entfernen von groben und feinen Sperrstoffen, von schweren Sinkstoffen, sowie absetzbaren und aufschwimmenden Stoffen. Die groben und feinen Sperrstoffe sowie die schweren Sinkstoffe haben zwar nur einen geringen Anteil an der Gesamtverschmutzung, jedoch können sie den Betrieb der Kläranlage stören und die Reinigungsleistung der nachfolgenden Reinigungsstufen erschweren. (KROISS 2007) Die mechanische Reinigungsstufe gliedert sich in Vorreinigung und Vorklärung.

Bei der Vorreinigung werden Sand, Fett und Grobstoffe entfernt. Dabei wird mit den Grobstoffen, da sie die größte Fraktion darstellen, begonnen und erst anschließend werden Sand und eventuell Fett aus dem Abwasser entfernt. Als Grobstoffe bezeichnet man all jene Stoffe, die mit freiem Auge sichtbar und mittels Rechen oder Sieben entfernbar sind. (GUJER 2007) Die Grobstoffe werden insbesondere zum Schutz der nachfolgenden Anlagenteile (Rohrleitungen, Pumpen, Armaturen etc.) entfernt. Damit sollen Verstopfungen und sonstige Betriebsprobleme vermieden werden. Die entfernte Menge ist je nach Stababstand (10-0,3 cm) und Bauform unterschiedlich. Zur Reduktion des Volumens des Rechenguts kann das Rechengut gewaschen und/oder mit Rechengutpressen entwässert werden. Im Anschluss an die Rechen und Sieben ist der Sandfang angeordnet, mit dem grober und feiner Sand sowie körnige Stoffen aus dem Abwasser entfernt werden. (KROISS 2007) Dafür wird die Fließgeschwindigkeit soweit reduziert (ca. 0,3 m/s), dass Sandkörner mit einem Durchmesser von mehr als 0,1-0,2 mm nicht mehr in Schwebelage gehalten werden können und sedimentieren, während die Schleppkraft noch ausreicht um feinere Stoffe weiter zu transportieren.

Es gibt drei Sandfangbauweisen: Langsandfang, Rundsandfang und belüfteter Sandfang. Beim Langsandfang sinkt der Sand ab und muss dann mit maschineller Räumung von der Sohle entfernt werden. Bei der Dimensionierung von Langsandfängen ist zu berücksichtigen, dass die Aufenthaltsdauer vom Abwasser im Sandfang so groß sein muss, dass der Sand Zeit zu sedimentieren hat. (GUJER 2007) Beim belüfteten Sandfang wird zusätzlich Luft eingeblasen bzw. Abwasser eingepresst. Dadurch soll verhindert werden, dass sich fäulnisfähige, feinere Schlammstoffe im Sandfang ablagern. Damit der Sand trotzdem noch sedimentieren kann, muss die Längsfließgeschwindigkeit im Gegensatz zu der im einfachen Langsandfang, deutlich kleiner als 0,3 m/s sein, und der Sandfang muss tiefer und breiter sein. Durch den Einbau einer Tauchwand kann das aufschwimmbare Material (Fette und Öle) vom Abwasser getrennt werden. Beim Rundsandfang fließt das Abwasser tangential in den Rundsandfang. Durch die runde Bauweise entsteht eine Kreisströmung, durch die die Sandkörner an den Rand des Sandfangs transportiert werden, wo sie sich ablagern und in einen Trichter fallen. (KROISS 2007) In der Regel wird der entfernte Sand bevor er entsorgt wird noch über einen Sandabscheider oder über eine Sandfangwäsche geführt. Bei letzterem kann der organische Anteil dabei auf weniger als 3 % reduziert werden, wodurch die Entsorgung auf der Deponie deutlich vereinfacht wird. (KROISS 2007) Die anfallende Feststoffmenge bei der Vorreinigung variiert zwischen den Einzugsgebieten stark, als durchschnittliche Feststoffmengen gibt KROISS (2007) jedoch folgende Werte an:

- Rechengut vom Grob- bzw. Feinrechen: 5-15 l/(EW.a)
- Sandfanggut: 5-12 l/(EW.a)
- Fette aus dem Fettabscheider: meist Teil des Sandfangs (KROISS 2007)

Ziel der Vorklärung ist absetzbare Stoffe aus dem Abwasser zu entfernen, wobei im Gegensatz zum Sandfang die entfernten Stoffe vorwiegend organische Stoffe (durchschnittlich 70 %) sind (RHODESLY 1998). Wie beim Sandfang werden nur all jene Stoffe aus dem Abwasser entfernt, die vor dem Verlassen des Beckens genug Zeit hatten abzusinken. Da die Sinkgeschwindigkeit der absetzbaren Stoffe wesentlich kleiner als die des Sands ist, sollte die Fließgeschwindigkeit in der Vorklärung nicht größer als 5 cm/s sein. (KROISS 2007) Durch eine Vorklärung kann ungefähr ein Drittel der organischen Stoffe aus dem Abwasser entfernt werden, wobei die Mehrheit dieser nicht-abbaubar sind (NOWAK o.J.). Das Anordnen einer Vorklärung führt bei anaerober Schlammstabilisierung zu folgenden positiven Effekten: Erstens müssen die dadurch entfernten Stoffe in der Belebungsstufe nicht mehr aerob abgebaut werden, wodurch der notwendige Sauerstoffeintrag in das Belebungsbecken, und damit einhergehend der Energieverbrauch, reduziert wird. Zweitens wird, wenn der entstehende Schlamm zur Biogasproduktion verwendet wird, durch den hohen Anteil an organischem Material im Schlamm, die Biogasproduktion bei der Schlammfäulung proportional erhöht. (GUJER 2007)

3.1.2 Chemische Abwasserreinigung

Das Ziel der chemischen Abwasserreinigung ist die Entfernung von gelösten Stoffen. (RHODESLY 1998) Dabei werden Chemikalien zum Abwasser hinzugefügt, welche zwei Reaktionen auslösen können: Fällung oder Flockung. Bei der Flockung werden die Abstoßungskräfte zwischen den zu entfernenden Partikeln durch die Zugabe verringert, wodurch sie einander nicht mehr abstoßen, sondern Flocken bilden, welche dann aus dem Abwasser entfernt werden können. Bei der Fällung hingegen verbinden sich die gelösten Stoffe mit dem Fällmittel und werden dadurch zu ungelösten Feststoffen, die dann durch Sedimentation aus dem Abwasser abgetrennt werden können. Die Fällung wird vor allem bei der chemischen Phosphorelimination angewendet (siehe Abschnitt „Chemische Phosphorfällung“ in Kapitel 3.2.4). (GUJER 2007)

3.1.3 Biologische Abwasserreinigung

Das Ziel der biologischen Abwasserreinigung ist die Entfernung von gelösten Schmutzstoffen, Kolloiden und Schwebstoffen. (RHODESLY 1998) Das Entfernen dieser Stoffe gelingt

durch die Tatsache, dass in dieser Reinigungsstufe Mikroorganismen (hauptsächlich Bakterien) gezüchtet werden, die sich von den Abwasserinhaltsstoffen ernähren und sie deswegen aus dem Abwasser entfernen. (KROISS 2007) Die biologische Abwasserreinigung kann in zwei Verfahrensarten unterteilt werden:

1. Festbettverfahren: Die Mikroorganismen sind an Bewuchsflächen fixiert.
2. Verfahren mit im Abwasser suspendierten Mikroorganismen (Belebtschlammverfahren) (GUJER 2007)

Auf das Festbettverfahren wird hier nicht näher eingegangen, da es bei keiner der hier behandelten Kläranlagen Anwendung findet. Das Belebtschlammverfahren ist im Kapitel 3.2 genauer beschrieben.

3.2 Belebtschlammverfahren

Das Belebtschlammverfahren geht auf Arden und Lockett in Manchester im Jahr 1914 zurück. Sie züchteten Mikroorganismen, die bei intermittierender Beschickung im Belüftungsbehälter entstanden. Die Belüftung wurde nach einer gewissen Zeit abgedreht, sodass sich der entstehende Schlamm absetzen konnte. Das überstehende, gereinigte Abwasser wurde anschließend abgezogen und der Behälter wieder mit Abwasser gefüllt. Dieses Verfahren wird heute als SBR-Verfahren bezeichnet (auch als ‚Belebungsverfahren im Aufstau-betrieb bezeichnet). Die Verfahrensschritte erfolgen dabei zeitlich gesehen nacheinander, wodurch der Abwasserzulauf nicht kontinuierlich sondern intermittierend erfolgt. (Abwassertechnische Vereinigung e.V. 1997)

Dieses Verfahren wurde weiterentwickelt und führte zum Belebungsverfahren mit Durchlaufbetrieb (siehe Abbildung 2). Im Durchlaufbetrieb werden die Verfahrensschritte räumlich getrennt: Die Reinigung des Abwassers findet im ersten Becken, dem Belebungsbecken statt. Das Abwasser-Schlamm-Gemisch fließt anschließend in das zweite Becken, das Nachklärbecken, wo der Schlamm sich absetzt und das gereinigte Abwasser abfließt. Der abgesetzte Schlamm wird als Rücklaufschlamm in den Zulauf des Belebungsbeckens zurück befördert. Durch die räumliche Trennung ist ein kontinuierlicher Zulauf von Abwasser möglich.

Um die Aktivität der Mikroorganismen im Belebungsbecken zu intensivieren wird das Belebungsbecken belüftet. Zusätzlich dazu wird das Abwasser durchmischt, wodurch der belebte Schlamm in Schwebelage gehalten und somit der Kontakt zwischen Mikroorganismen und Abwasser verbessert wird. Damit die Schlammmenge im System konstant bleibt, wird ein Teil des Rücklaufschlammes als Überschussschlamm abgezogen. (Abwassertechnische Vereinigung e.V. 1997)

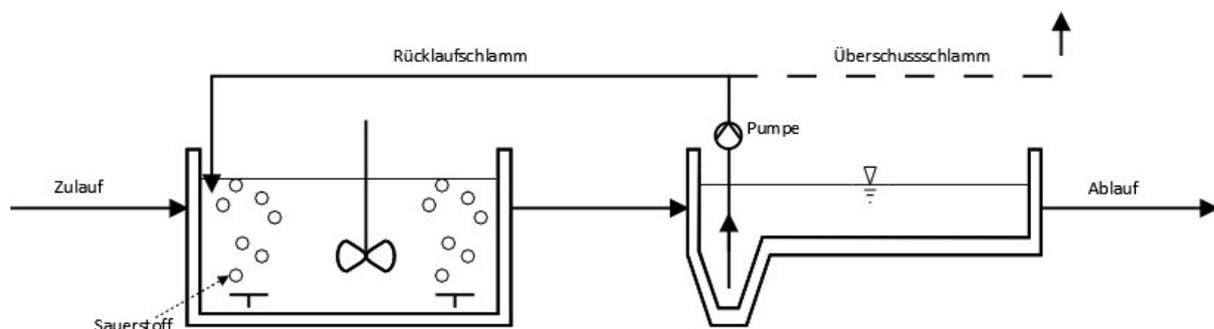


Abbildung 2 Belebungsverfahren mit Durchlaufbetrieb

Das Ziel der Abwasserreinigung war vorerst nur die Entfernung der schnellabbaubaren organischen Verbindungen. Dieser Grad der Abwasserreinigung erwies sich in vielen Fällen als ungenügend, da dadurch beispielsweise Ammonium NH_4 , welches sich in fischgiftiges Ammoniak NH_3 dissoziiert, nicht abgebaut werden konnte. Das Verfahren wurde erweitert um auch langsam abbaubare, organische Stoffe aus dem Abwasser zu entfernen (siehe Kapitel 3.2.3). Durch die Erweiterung des Verfahrens konnte nun Ammonium zu Nitrat abgebaut

werden (Nitrifikation). Zwar konnte dadurch die Ammonium-Belastung – und daraus resultierend das fischgiftige Ammoniak – in den Vorflutern verringert werden, allerdings förderte das Nitrat die Eutrophierung der Vorfluter. Um dem entgegenzuwirken, wurde das Belebtschlammverfahren erweitert. Durch die Denitrifikation konnte nun der Pflanzennährstoff Nitrat zu gasförmigem Stickstoff reduziert werden. Durch die zunehmende Verwendung von Waschmaschinen und künstlichen Detergenzien in den 1950er Jahren kam es zu einer erhöhten Phosphatbelastung im Abwasser und folglich auch in den Gewässern. Um die dadurch entstehende Eutrophierung zu stoppen wurden Verfahren zur Phosphorelimination (siehe Kapitel 3.2.4) entwickelt. (GUJER 2007 sowie Abwassertechnische Vereinigung e.V. 1997)

3.2.1 Mikroorganismen

Zum Abbau der Belastung im Abwasser werden bei der biologischen Abwasserreinigung Mikroorganismen, vor allem Bakterien gezüchtet (GUJER 2007). Die Menge und Aktivität dieser sind für die Reinigungsleistung des Abwassers in der Kläranlage ausschlaggebend (FRANZ 1993). Die Mikroorganismen können in drei Gruppen unterteilt werden. Die Gruppe der heterotrophen Bakterien vermehrt sich schnell und verwendet zum Wachstum organischen Kohlenstoff. (GUJER 2007) Zur Gruppe der heterotrophen Bakterien zählen zum Beispiel die Denitrifikanten. Die zweite Gruppe ist die Gruppe der autotrophen Bakterien. Diese Bakterien verwenden anorganischen Kohlenstoff und vermehren sich nur langsam. Zur Gruppe der autotrophen Bakterien gehören jene Bakterien die für die Nitrifikation verantwortlich sind. Die letzte Gruppe bilden die Spezialisten. Sie können Metallverbindungen wie Mn^{2+} oder auch Nichtmetall-Verbindungen wie Schwefelverbindungen oxidieren und daraus Energie gewinnen. (Abwassertechnische Vereinigung e.V. 1997)

Wachstum

Die Abwasserinhaltsstoffe werden von den Mikroorganismen für zwei Prozesse verwendet: Atmung und Wachstum. Bei der Atmung werden zur Energiegewinnung organische Kohlenstoffquellen zu CO_2 und H_2O mineralisiert. Als Wachstum bezeichnet man einerseits die Vermehrung der Mikroorganismen und andererseits die Zunahme an Masse der Organismen. Die für das Wachstum notwendigen Substrate werden dabei der Umgebung (dem Abwasser) entnommen. (GUJER 2007) Der Zuwachs an Bakterien bezogen auf das verbrauchte Substrat wird als Yield Y bezeichnet. (FRANZ 1993) Der Zellertrag ist von der Bakterienart abhängig. Je höher er ist, desto geringer ist der Anteil der veratmet wird. Typische Größenordnungen sind laut BORNEMANN ET AL. (1998):

- Ertragskoeffizient der heterotrophen Biomasse $Y_H = 0,67$ g CSB/g CSB
- Ertragskoeffizient der autotrophen Biomasse $Y_A = 0,24$ g CSB/g N

Im Abwasser werden die Bakterien nicht einzeln, sondern in ihrer Gesamtheit als Biomasse betrachtet. Das Wachstum der Bakterien erfolgt durch Zellteilung: aus einer Zelle werden zwei, welche sich wiederum teilen usw. Das Wachstum der Bakterien ist also exponentiell (siehe Abbildung 3). (GUJER 2007)

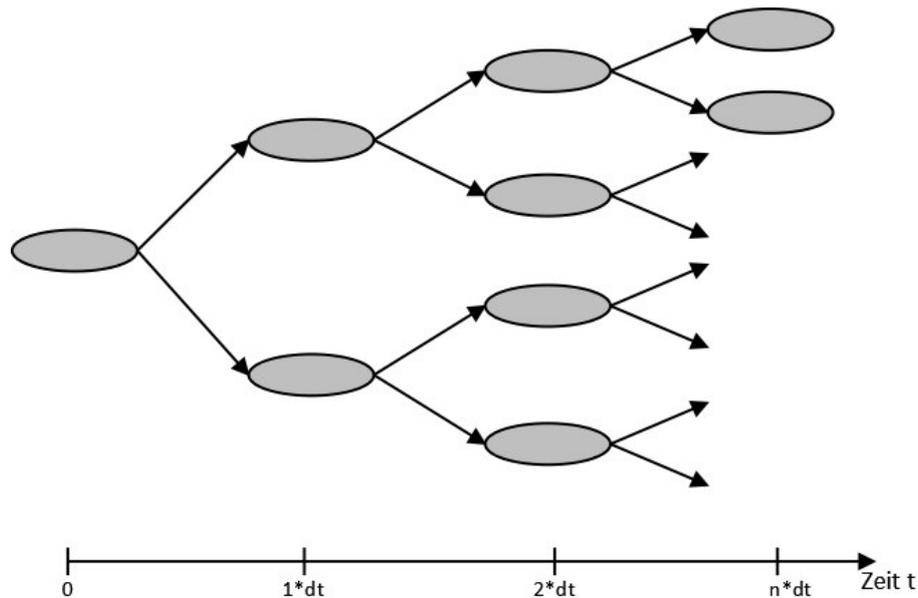


Abbildung 3 Exponentielles Wachstum der Mikroorganismen (eigene Darstellung nach GUJER 2007)

Die Schnelligkeit mit der Bakterien wachsen, wird mit der Wachstumsgeschwindigkeit μ ausgedrückt. Sie ist abhängig von der Bakterienart, der Abwassertemperatur, dem Nährstoffangebot im Abwasser, dem verfügbaren Sauerstoff, dem pH-Wert des Abwassers und von Giftstoffen die im Abwasser enthalten sind. Die Änderung der Bakterienkonzentration im Belebungsbecken über einen gewissen Zeitabschnitt entspricht der Wachstumsgeschwindigkeit mal der Bakterienkonzentration: (GUJER 2007)

$$\frac{dX}{dt} = \mu * X$$

BORNEMANN ET AL. (1998) geben für die maximale Wachstumsgeschwindigkeit bei 20 °C als Standardparameter an:

- Für heterotrophen Bakterien: $\mu_{H,max} = 4 [d^{-1}]$
- Für autotrophe Bakterien: $\mu_{A,max} = 0,9 [d^{-1}]$

Unter der maximalen Wachstumsgeschwindigkeit μ_{max} versteht man die Wachstumsrate bei unbegrenztem Substratangebot. Die tatsächliche Wachstumsrate erreicht folglich niemals den Maximalwert. Die Beziehung zwischen Wachstumsrate und Nährstoffkonzentration wird in Form einer Monod-Beziehung dargestellt (siehe Abbildung 4). Die tatsächliche Wachstumsrate kann folgendermaßen berechnet werden: (FRANZ 1993)

$$\mu = \mu_{max} * \frac{S}{k_S + S}$$

μ	Wachstumsrate d^{-1}
μ_{max}	Wachstumsrate bei unbegrenzten Substratangebot d^{-1}
S	Konzentration des begrenzten Substrats
k_S	Substratkonzentration bei $0,5 * \mu_{max}$

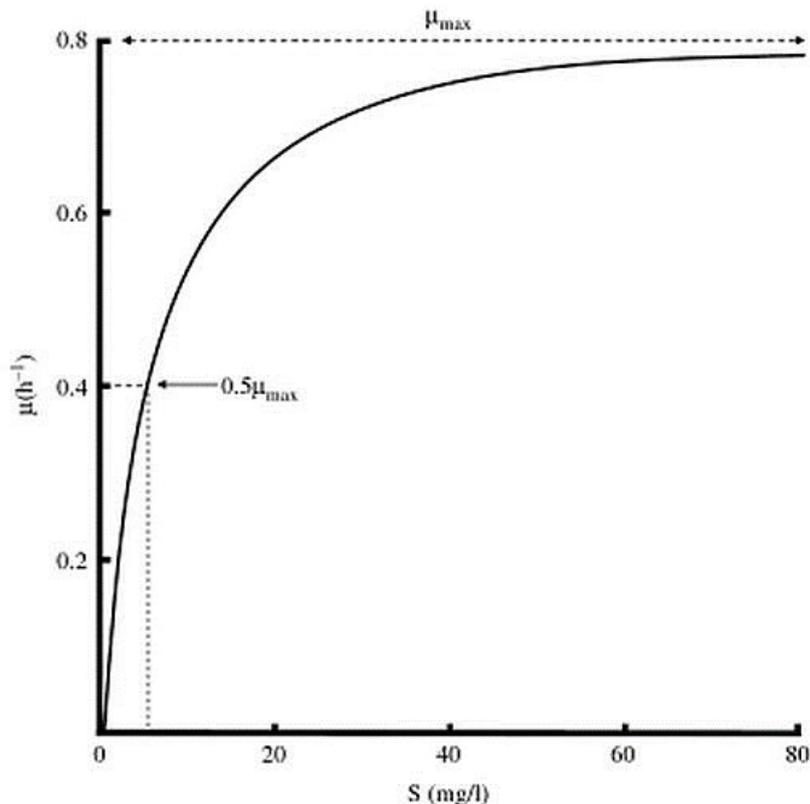


Abbildung 4 Beziehung zwischen Substratkonzentration und Wachstumsrate (SEVIOUR UND NIELSEN 2010)

Zerfall

Neben dem Bakterienwachstum findet gleichzeitig stets auch ein Bakterienverlust statt. (FRANZ 1993) Der Zerfall ist in der biologischen Abwasserbehandlung eine Kombination aus Biomassenabbau und der Oxidation von organischen Stoffen der Biomasse. Letzteres kann dabei entweder die zellinterne Oxidation von Stoffen oder der Abbau der Zelle selbst sein. Durch den Zerfall der Biomasse werden langsam abbaubare organische Verbindungen dem System hinzugefügt. Durch Hydrolyse können diese (siehe nächster Abschnitt) zu einfach abbaubaren Verbindungen umgewandelt werden. (HENZE ET AL. 2002)

Die Beschreibung der Zerfallsgeschwindigkeit der Bakterien erfolgt mit der Zerfallsrate b . Sie ist besonders bei großen Stoßbelastungen von Bedeutung: Je geringer die Zerfallsrate ist, umso größer ist die Masse an Bakterien im Belebungsbecken und desto eher können Stoßbelastungen abgebaut werden. (BORNEMANN ET AL. 1998) Für die Zerfallsrate geben BORNEMANN ET AL. (1998) als Standardparameter an:

- Zerfallsrate heterotropher Biomasse b_H : $0,4 \text{ d}^{-1}$
- Zerfallsrate autotropher Biomasse b_A : $0,15 \text{ d}^{-1}$

Die tatsächliche Masse an Bakterien ergibt sich aus der Differenz von Wachstum und Zerfall der Biomasse. (FRANZ 1993)

Hydrolyse

Im Abwasser befinden sich organische Stoffe, die zu groß sind um direkt von den Mikroorganismen abgebaut werden zu können. Um trotzdem diese organischen Stoffe als Nährstoffressource verwenden zu können, scheiden Mikroorganismen Enzyme ab, welche die großen Moleküle zu kleinen, abbaubaren Molekülen umwandeln. (GUJER 2007) Diese Umwandlung, von schwer zu leicht abbaubaren organischen Stoffen, wird als Hydrolyse bezeichnet.

Sie stellt oft den limitierenden Faktor beim biologischen Abbau dar, da sie, verglichen zum mikrobiologischen Wachstum, ein langsamer Prozess ist. (HENZE ET AL. 2002)

Schlammalter

„Das Schlammalter ist die durchschnittliche Aufenthaltszeit der Feststoffe im Belebungsbecken“ (KROISS 2007) Da die Bakterien Teil dieser Feststoffe sind, ist das Schlammalter gleichzeitig auch die mittlere Aufenthaltszeit der Bakterien im Belebungsbecken. Je höher es ist, umso höher ist die Bakterienanzahl im Schlamm. (KROISS 2007) Es wird folgendermaßen berechnet:

$$t_{TS} = \frac{TS_{BB} * V_{BB}}{TS_{\ddot{U}S} * Q_{\ddot{U}S}}$$

t_{TS}	Schlammalter [d]
TS_{BB}	Trockensubstanzkonzentration im Belebungsbecken [g/l]
V_{BB}	Volumen des Belebungsbeckens [m ³]
$TS_{\ddot{U}S}$	Trockensubstanzkonzentration im Überschussschlamm [g/l]
$Q_{\ddot{U}S}$	Menge an Überschussschlamm, die täglich abgezogen wird [m ³ /d], als Mittelwert über etwa ein Schlammalter

Damit die für die biologische Reinigung verantwortlichen Bakterien genügend Zeit haben sich zu vermehren muss ein Mindestschlammalter eingehalten werden. Dieses ist abhängig von der Temperatur des Abwassers im Belebungsbecken und den Bakterienarten die für das Erreichen der Reinigungsleistung notwendig sind.

In Tabelle 1 sind je nach Reinigungsziel die erforderlichen Mindestschlammalter bei 10 °C laut DWA -Regelwerk A 131 eingetragen. Da die nitrifizierenden Bakterien sich nur langsam vermehren, bestimmen diese das Mindestschlammalter im Belebungsverfahren. Das Schlammalter ist also ausschlaggebend für die Reinigungsleistung und daraus resultierend für die Ablaufqualität des gereinigten Abwassers. Eine Erhöhung des Schlammalters erreicht man durch eine Verringerung des Schlammabzugs. Durch die Verringerung des Schlammabzugs erhöhen sich jedoch auch die Rücklaufschlammmenge und deswegen die TS-Konzentration im Belebungsbecken. Der Abzug kann also reduziert werden, solange der Schlamm in der Nachklärung noch genügend Zeit hat sich abzusetzen um nicht in den Vorfluter abgetragen wird. Bei der Ermittlung des Mindestschlammalters muss berücksichtigt werden, dass nitrifizierende Bakterien Ammonium nur bei aeroben Bedingungen abbauen und deswegen nur bei diesen Bedingungen wachsen können (siehe Kapitel 3.2.3). Um das Schlammalter der Nitrifikanten zu ermitteln ist es also notwendig das aerobe Schlammalter zu berechnen: (KROISS 2007)

$$t_{TS,aerob} = t_{TS} * \frac{V_{BB,aerob}}{V_{BB,gesamt}}$$

Das aerobe Schlammalter berücksichtigt also nur jenes Volumen, dass nicht für die Denitrifikation genützt wird, da dafür anoxische Milieubedingungen vorhanden sein müssen. Je niedriger die Abwassertemperaturen sind, umso langsamer wachsen die Bakterien – das erforderliche Mindestschlammalter ist im Winter also höher als im Sommer. (KROISS 2007)

Tabelle 1 Mindestschlammalter bei 10 °C (vereinfacht nach DWA -Regelwerk A 131)

Reinigungsziel	Mindestschlammalter [d]	
Ohne Nitrifikation	4-5	
Mit Nitrifikation	8-10	
Mit Nitrifikation u. Denitrifikation $V_D/V_{BB} = 0,2$	10-12,5	
	0,3	11,4-14,3
	0,4	13,3-16,7
	0,5	16-20
Mit Nitrifikation, Denitrifikation und simultaner Schlammstabilisierung	25	

3.2.2 Abbau von organischen Kohlenstoffverbindungen

Bei zusammenhängenden Siedlungsgebieten soll das Abwasser grundsätzlich mit Kanalisationen gesammelt und gereinigt werden. Die Entfernung von Kohlenstoffverbindungen hat in Österreich laut der Allgemeinen Abwasseremissionsverordnung §3 jedenfalls, unabhängig von der Ausbaugröße der Abwasserreinigungsanlage, zu erfolgen. (AAEV 1996/186) Die maximalen Ablaufkonzentrationen sind allerdings dabei abhängig von der Größenklasse der Anlage (Anlage A 1. AEV für kommunales Abwasser 1996/210). Der Abbau beziehungsweise die Mineralisierung der organischen Belastung erfolgt bei der biologischen Abwasserreinigung durch aerobe, heterotrophe Bakterien. (GUJER 2007)

Die Messung der organischen Belastung des Abwassers erfolgt mit dem Parameter „Chemischer Sauerstoff-Bedarf“ (CSB). Dieser Parameter gibt an wie viele Oxidationsäquivalente (in g O₂) zur Oxidation aller (oxidierbaren) Stoffe in der Probe benötigt werden. Der CSB erfasst dabei hauptsächlich den organischen Kohlenstoff im Abwasser, es werden aber auch reduzierte anorganische Verbindungen, wie beispielsweise Schwefelwasserstoff H₂S oder Nitrit NO₂, mit dem CSB erfasst. (SVARDAL ET AL. 1998) Der CSB ist dadurch nicht gleich dem organischen Kohlenstoff, allerdings werden in der Literatur Richtwerte für das CSB/oTS Verhältnis angegeben. BORNEMANN ET AL. (1998) geben hierfür bei kommunalem Abwasser ein Verhältnis von 1,42 bis 1,48 an.

Der CSB im Zulauf, kann die Kläranlage auf drei Schleusen wieder verlassen:

1. Über den Kläranlagenablauf $C_{CSB,ab}$
2. Über den Überschussschlamm $X_{CSB,ÜS}$
3. Über die Atmung (ausgedrückt als verbrauchter Sauerstoff OVC): Die Differenz zwischen Zulauf-, Ablauffracht und der Fracht im Überschussschlamm ergibt den veratmeten Anteil.

Daraus ergibt sich folgender Zusammenhang:

$$C_{CSB,zu} = C_{CSB,ab} + X_{CSB,ÜS} + OVC$$

Der gemessene CSB setzt sich aus einer gelösten (S) und partikulären (X) Fraktion zusammen. Als gelöste Stoffe werden all jene Stoffe bezeichnet, die sich im Filtrat nach einer 0,45µm Membranfiltration befinden. Die gelösten und partikulären Stoffe setzen sich wiederum aus einer abbaubaren (Index „s“) und einer inerten (Index „i“) Fraktion zusammen. (DWA -Regelwerk A 131)

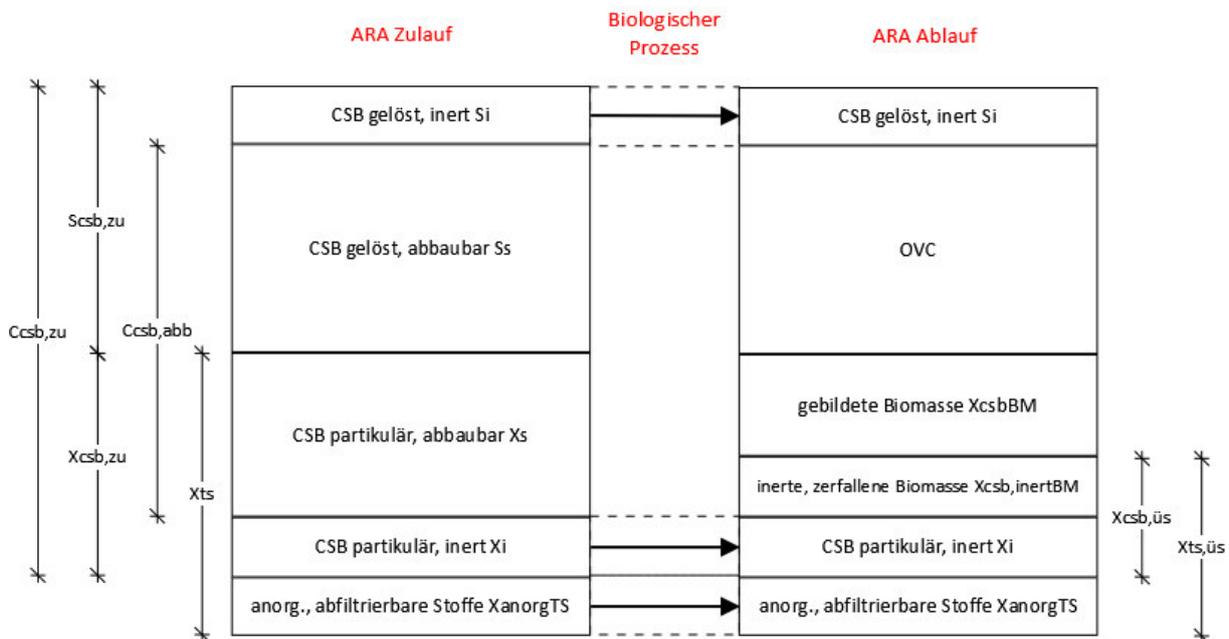


Abbildung 5 Veränderung des CSB und der abfiltrierbaren Stoffe bei der biologischen Behandlung (eigene Darstellung nach DWA -Regelwerk A 131)

Da der gelöste, inerte CSB bei der biologischen Reinigung sich weder im Belebungsbecken absetzen noch abgebaut werden kann verlässt er die Kläranlage im gereinigten Abwasser gelöst über den Kläranlagenablauf. Der gelöste und der partikuläre CSB werden hingegen bei der biologischen Stufe von den Bakterien als Nährstoffquelle genutzt. Diese Fraktionen verlassen die Kläranlage entweder als Biomasse im Überschussschlamm oder gasförmig über die Luft. Ebenso wie der gelöste, inerte CSB unterliegt der partikuläre, inerte keinen biologischen Reaktionen. Im Gegensatz zum gelösten verlässt er die Kläranlage nicht über den Kläranlagenablauf, sondern er setzt sich im Nachklärbecken ab und ist Teil des Überschussschlammes.

Ermittlung der CSB-Zulauffraktionen nach ATV-A 131

Der CSB im Zulauf einer biologischen Abwasserreinigungsanlage, lässt sich wie in Abbildung 6 dargestellt in die gelöste und partikuläre Fraktion sowie in deren Untergruppen unterteilen.

$$C_{CSB,zu} = S_{CSB,zu} + X_{CSB,zu} = S_s + S_i + X_s + X_i$$

Die gelöste, inerte Fraktion kann näherungsweise mit der gelösten CSB-Ablaufkonzentration gleichgesetzt werden. Liegen keine Messwerte diesbezüglich vor, empfiehlt die DWA - Regelwerk A 131 ebenso wie BORNEMANN ET AL. (1998) 5 % der CSB-Zulaufkonzentration zu wählen:

$$S_i = S_{i,ab} \quad \text{bzw.} \quad S_i = C_{CSB} * 0,05$$

Der gelöste, inerte CSB unterliegt keiner Veränderung in der biologischen Stufe (siehe Abbildung 5). Die Zulauf- und Ablaufkonzentration in der Kläranlage sind gleich.

Bei einer 0,45 µm Membranfiltration setzt sich der Rückstand aus einer organischen und einer anaorganischen Fraktion zusammen. Um die partikuläre CSB-Fraktion zu erhalten wird im ATV-A 131 folgender Ansatz empfohlen:

$$X_{TS} = X_{orgTS} + X_{anorgTS} \quad \text{bzw.} \quad X_{anorgTS} = B * X_{TS}$$

Der Faktor B liegt dabei zwischen 0,2 und 0,3 (also 20-30 % Glührückstand). Verfügt die Kläranlage über eine Vorklärung liegt der Faktor B bei 0,2, bei Rohabwasser bei 0,3.

Um aus dem organischen Anteil nun die CSB-Fraktion zu erhalten, greift die ATV-A 131 auf das Verhältnis zwischen organischer Trockensubstanz und Chemischen Sauerstoffbedarf zurück. Die DWA -Regelwerk A 131 gibt als Richtwert CSB/oTS an:

$$CSB/oTS = 1,45 \text{ g CSB/g oTS}$$

Damit lässt sich nun der partikuläre CSB wie folgt berechnen:

$$X_{CSB, zu} = C_{CSB, zu} - S_{CSB, zu} = X_{TS} * 1,45 * (1 - B)$$

Der inerte, partikuläre CSB kann aus dem gesamten partikulären CSB geschätzt werden.

$$X_i = A * X_{CSB, zu}$$

Je nach Abwasser bzw. Aufenthaltszeit in der Vorklärung liegt der Faktor A zwischen 0,2 und 0,35. Für kommunales Abwasser empfiehlt die DWA -Regelwerk A 131 0,25.

Die fehlenden Fraktionen können nun aus den Differenzen berechnet werden:

$$S_s = C_{CSB, zu} - X_{CSB, zu} - S_i$$

Der gelöste, abbaubare CSB S_s wird als leicht abbaubar angesehen. Er kann durch Atmungsmessungen auch gemessen werden. (Abwassertechnische Vereinigung e.V. 1997)

$$X_s = X_{CSB, zu} - X_i$$

Der langsam abbaubare, partikuläre CSB besteht hauptsächlich aus Schwebstoffen und Kolloiden.

Beide abbaubaren Fraktionen werden teilweise veratmet. Der Rest wird zum Aufbau der Biomasse verwendet, und bildet somit einen Teil des Überschussschlammanfalls.

Sind keine Messungen über die gelösten und partikulären Fraktionen im CSB-Zulauf vorhanden, kann die Zulaufaufteilung von BORNEMANN ET AL. (1998) verwendet werden. Diese Aufteilung beruht auf Erfahrungswerten, wobei die Aufteilung in die jeweiligen Fraktionen sich bei einem spezifischen Abwasser relativ wenig ändern. (BORNEMANN ET AL. 1998)

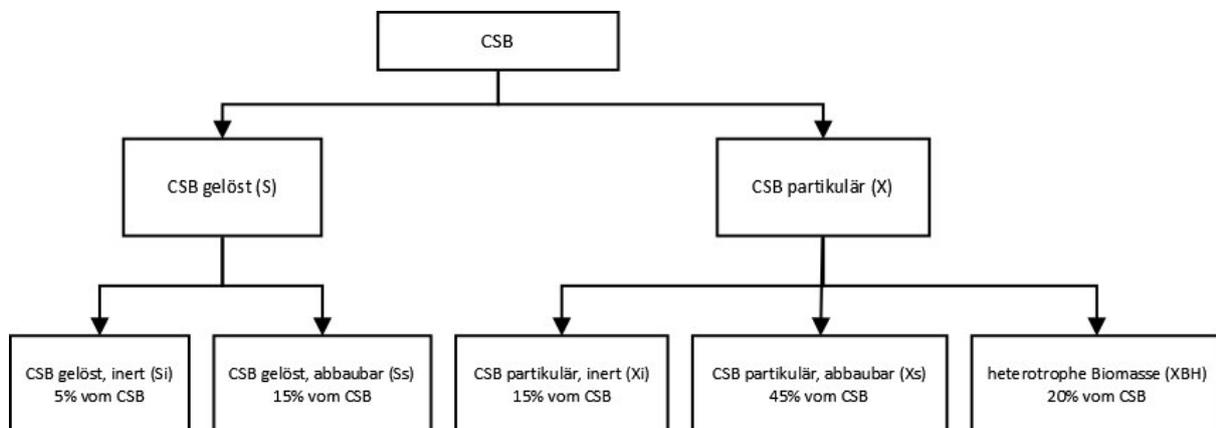


Abbildung 6 CSB Zulauffraktionierung (mögliche Zulaufaufteilung lt. BORNEMANN ET AL. 1998)

Zusätzlich zu den in Abbildung 6 angegebenen Zulauffraktionierungen gibt es noch die Fraktion der autotrophen Biomasse (X_{BA}) und die der abgestorbenen Biomasse (X_P). Diese sind allerdings laut BORNEMANN ET AL. (1998) nicht in relevanten Mengen im Zulauf der Kläranlage vorhanden.

3.2.3 Stickstoffabbau

Die Auswirkungen von Stickstoff auf ein Gewässer sind je nachdem in welchen Verbindungen er vorliegt unterschiedlich. (DWA-Landesverband Bayern 2011b) Liegt der Stickstoff als Ammonium vor, verbraucht er große Mengen Sauerstoff im Gewässer und er dissoziiert zum fischgiftigen Ammoniak. Um das zu vermeiden, wird Ammonium in der Kläranlage durch die

Nitrifikation abgebaut, indem das Ammonium zu Nitrat oxidiert wird. Liegt der Stickstoff allerdings als Nitrat vor, wird die Eutrophierung des Gewässers gefördert, da Nitrat ein Pflanzennährstoff ist. (GUJER 2007) Die Entfernung des Nitrats erfolgt über die Denitrifikation, bei der das Nitrat zu elementarem Stickstoff N_2 reduziert wird. Da N_2 gasförmig ist, entweicht dieser über die Luft, wodurch die Stickstoffkonzentration im Abwasser reduziert wird.

„Stickstoff liegt im kommunalen Abwasser überwiegend als Ammonium und als organisch gebundener Stickstoff vor.“ (SVARDAL ET AL. 1998) Das Ammonium im Abwasser entsteht durch die Hydrolyse von Harnstoff und von organischen Stickstoffverbindungen im Kanalnetz. Ist Stickstoff im Zulauf der Kläranlage als Nitrat vorhanden, so deutet dies auf einen hohen Fremdwasseranteil hin. Sind die Nitratwerte erhöht, ist dies in der Regel auf eine Industrieeinleitung zurückzuführen. Da Stickstoff im Abwasser also sowohl in organischen als auch anorganischen Verbindungen vorhanden ist, ist die Ermittlung von Stickstoffgehalts auf mehrere Messweisen aufgeteilt: Die anorganischen Stickstoffverbindungen wie Ammoniumstickstoff NH_4-N , Nitratstickstoff NO_3-N und Nitritstickstoff NO_2-N können mit einfachen photometrischen Methoden erfasst werden. Die Messung des organischen Stickstoffs ist jedoch schwieriger und besonders bei niedrigen Konzentrationen, wie beispielsweise im Ablauf einer Kläranlage, fehleranfällig. (SVARDAL ET AL. 1998) Der Stickstoff ist im Abwasser (von Zulauf bis Ablauf der Kläranlage) in folgenden Verbindungen zu finden:

- Gesamtstickstoff GesN: ist im Abwasser in gelöster und ungelöster Form vorhanden
- Gesamter anorganischer Stickstoff N_{anorg} : ist im Abwasser in gelöster und ungelöster Form vorhanden
- Organischer Stickstoff N_{org} : ist im Abwasser in gelöster und ungelöster Form vorhanden
- Ammonium-Stickstoff NH_4-N : ist im Abwasser in gelöster Form vorhanden
- Total Kjeldahl-Stickstoff TKN: Ist die Summe aus N_{org} und NH_4-N und ist im Abwasser in gelöster und ungelöster Form vorhanden
- Nitrat- und Nitrit-Stickstoff NO_3-N und NO_2-N : ist im Abwasser in gelöster Form vorhanden (DWA-Landesverband Bayern 2011a)

Durch den Abbau in der Kläranlage ist der Stickstoff außerdem in folgenden Formen zu finden:

- Gasförmig: als elementarer Stickstoff N_2 und Distickstoffmonoxid N_2O („Lachgas“)
- Stickstoff im Primärschlamm N_{PS} : ungelöst
- Stickstoff im Überschussschlamm $N_{ÜS}$: ungelöst (DWA-Landesverband Bayern 2011a)

Die Verteilung der unterschiedlichen Stickstoffverbindungen unterliegt großen Veränderungen zwischen Zu- und Ablauf. Diese Veränderung sind in Abbildung 7 dargestellt. Die jeweiligen Konzentrationen sind die durchschnittlichen Konzentration im kommunalen Abwasser laut Leitfaden Nr. 2-14 (DWA-Landesverband Bayern 2011b).

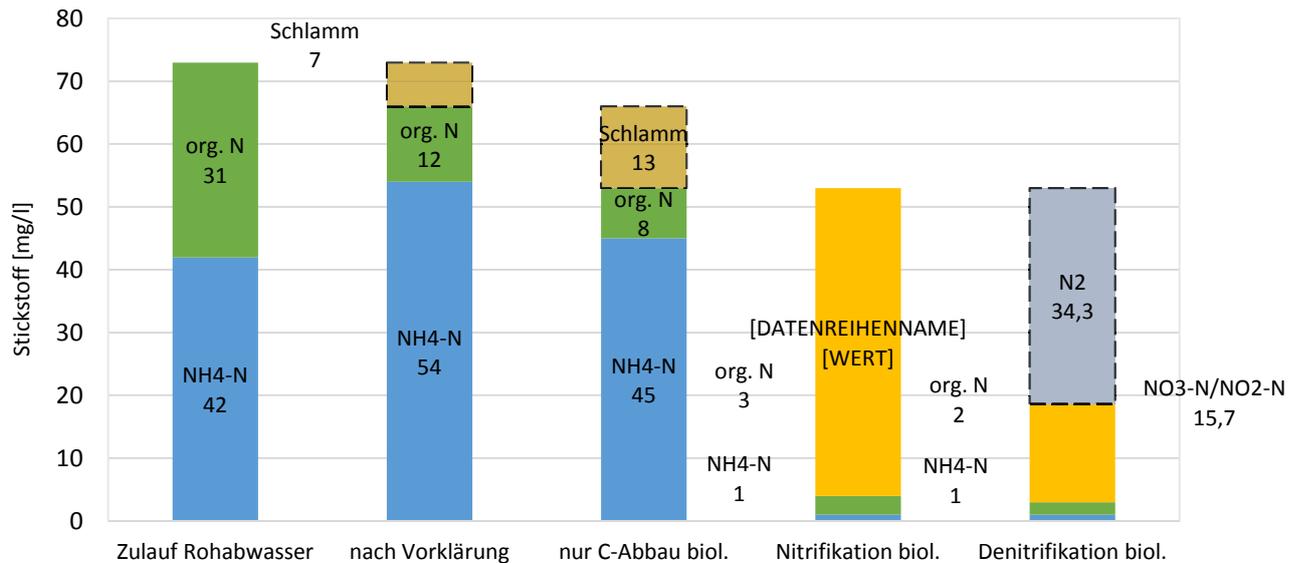


Abbildung 7 Veränderung der Anteile der Stickstoffverbindungen im Abwasser zwischen Zu- und Ablauf (eigene Darstellung nach DWA-Landesverband Bayern 2011a)

Der organische Stickstoff im Kläranlagenzulauf macht rund 40 % des TKN aus. Dieses Verhältnis ist variiert jedoch von Einzugsgebiet zu Einzugsgebiet. Sowohl industrielle Einleiter als auch die Kanalisationslänge haben großen Einfluss auf dieses Verhältnis. Je länger die Kanalisation ist umso mehr wird Harnstoff und anderer gebundener Stickstoff bereits in der Kanalisation durch Hydrolyse ammonifiziert.

Diese Ammonifikation setzt sich in der mechanischen Reinigungsstufe der Kläranlage fort, wodurch der Anteil an organischem Stickstoff zum Gesamtstickstoff weiter sinkt – Die Konzentration von organischem Stickstoff ist nach der mechanischen Stufe nur noch sehr gering. Bei der Vorklärung wird durchschnittlich 1 g N/(E*d) mit dem Primärschlamm aus dem Abwasser entfernt, wodurch die Gesamtbelastung durch Stickstoff im Abwasser reduziert wird. Die Stickstoffgesamtkonzentration nimmt durch den Kohlenstoffabbau weiter ab, da Stickstoff Aufbau von Biomasse benötigt wird. Der Stickstoff in der Biomasse wird dann mit dem Überschussschlamm abgezogen. Es werden dabei durchschnittlich 2 g N/(E*d) im Überschussschlamm angereichert. Durch die Nitrifikation verändert sich zwar die Zusammensetzung der Stickstoffverbindungen sehr stark, allerdings ändert sich nicht die Gesamtstickstoffkonzentration. Bei der Nitrifikation oxidiert das Ammonium im Abwasser zu Nitrat, wodurch die Ammoniumkonzentration nach der Nitrifikation nur mehr sehr niedrig ist. Die Gesamtkonzentration nimmt erst wieder im Zuge der Denitrifikation ab, bei der rund 70 % des Nitratstickstoffs zu gasförmigen Stickstoff N₂ reduziert werden. (DWA-Landesverband Bayern 2011b)

Der Stickstoff aus dem Zulauf kann die Kläranlage also auf drei Schleusen wieder verlassen:

1. Über den Kläranlagenablauf $C_{Ges.N,ab}$
2. Über den Überschussschlamm $X_{Ges.N,ÜS}$
3. Über die Atmung (ausgedrückt als verbrauchter Sauerstoff OVD): Die Differenz zwischen Zulauf, Ablauf und Überschussschlamm ergibt den veratmeten Anteil.

Daraus ergibt sich folgender Zusammenhang (Stickstoffbilanz):

$$C_{Ges.N,zu} = C_{Ges.N,ab} + X_{Ges.N,ÜS} + OVD$$

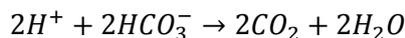
Gemäß Abwasseremissionsverordnung ist die Nitrifikation des Abwassers bei jeder Abwasserreinigungsanlage notwendig (§3 Abs.1 AAEV 1996/186). Die Denitrifikation hingegen ist erst ab der Größenklasse III (Ausbaugröße > 5000 EW₆₀) notwendig (Anlage A 1. AEV für kommunales Abwasser 1996/210). Bei Anlagen für Einzelobjekte in Extremlagen ist die Denitrifikation nicht vorgeschrieben (§1 Abs.8 3. AEV für kommunales Abwasser 2006/249).

Nitrifikation

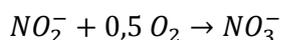
Bei der Nitrifikation wird das Ammonium NH_4^+ im Abwasser in zwei Schritten zu Nitrat oxidiert. Im ersten wird Ammonium von autotrophen Bakterien zu Nitrit NO_2^- oxidiert: (GUJER 2007)



Für diese Oxidation sind Bakterien der Gruppe Nitrosomonas verantwortlich. Durch die Oxidation werden Wasserstoff-Ionen H^+ freigesetzt. Diese reagieren mit dem im Abwasser befindlichen Hydrogencarbonat. Ist kein Hydrogencarbonat mehr im Abwasser vorhanden, kommt es durch die Wasserstoffionen zu einer pH-Wert Abnahme. Bei zu niedrigem pH-Wert kommt es zu einer Hemmung der Nitrifikation. Die Pufferkapazität des Abwassers im Belebungsbecken ist folglich wesentlich für die Reinigungsleistung der Kläranlage. (Abwassertechnische Vereinigung e.V. 1997)



Das durch die Oxidation entstandene Nitrit wird durch die Nitrobacter zu Nitrat weiteroxidiert:

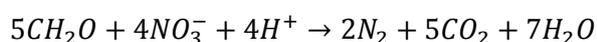


Sowohl Nitrosomonas als auch Nitrobacter sind autotrophe Bakterien (siehe Kapitel 3.2.1) Dadurch vermehren sie sich nur langsam. Da sich jedoch die Nitrobacter bei den üblichen Abwassertemperaturen schneller vermehren als die Nitrosomonas, ist die Nitrit Konzentration im Belebungsbecken meist nur gering. Sowohl die Oxidation zu Nitrit als auch zu Nitrat benötigt Sauerstoff, beide Bakteriengruppen sind also obligat aerob. (Abwassertechnische Vereinigung e.V. 1997) Um eine ausreichende Sauerstoffkonzentration im Abwasser im Belebungsbecken zu haben, sollte eine O_2 -Konzentration von 1,5-2 mg O_2 /l vorhanden sein. Bei nicht ausreichender Nitrifikationskapazität führt eine Erhöhung der Sauerstoffkonzentration auf > 2 mg/l zu keiner Verbesserung der Reinigungsleistung sondern nur zu einem erhöhten Energieverbrauch. Die Nitrifikationsleistung kann jedoch verbessert werden, indem die Belüftungsdauer verlängert wird. (KROISS 2007)

Auf die Nitrifikation haben unterschiedliche Faktoren Einfluss, welche in zwei Gruppen unterteilt werden können: Erstere sind Faktoren die auf die Abwasserbeschaffenheit selber zurückzuführen sind. Zu dieser Gruppe zählen zusätzlich zur Abwasserbeschaffenheit selbst auch TKN-Frachtspitzen sowie Gift- und Hemmstoffe für die Nitrifikation. Zur zweiten Gruppe gehören Faktoren die durch die Betriebsweise beeinflussbar sind. Zu dieser zählen sämtliche Betriebsparameter bezüglich des Sauerstoffs im Belebungsbecken (Gehalt, Eintrag, Zufuhr), das aerobe Schlammalter (Einhaltung des Mindestschlammalters in Abhängigkeit der Temperatur) und der pH-Wert im Belebungsbecken. (DWA-Landesverband Baden-Württemberg 2014)

Denitrifikation

Nach der Nitrifikation sind die Ammoniumwerte zwar im Abwasser stark reduziert, allerdings ist der Nitratgehalt im Abwasser sehr hoch (siehe Abbildung 7). Um diesen Pflanzennährstoff zu minimieren und somit eine Eutrophierung des Gewässers zu vermeiden kann denitrifiziert werden. Bei der Denitrifikation wird das Nitrat über Nitrit zu gasförmigen Stickstoff reduziert. Denitrifizierende Bakterien können den Sauerstoff im Nitrat anstelle des gelösten Sauerstoffs veratmen. Damit dieser Prozess stattfinden kann müssen allerdings anoxische Milieubedingungen herrschen, da die Bakterien sonst den leichter verfügbaren gelösten Sauerstoff verwenden. Die Denitrifikanten sind heterotrophe Bakterien, sie verwenden als Energiequelle also organische Kohlenstoffverbindungen. (Abwassertechnische Vereinigung e.V. 1997) Als Substrat ist in der untenstehenden Gleichung ein Kohlenhydrat gewählt worden:



Aus der Gleichung ist erkennbar, dass die Denitrifikation Wasserstoff-Ionen benötigt. Dadurch steigt zwar die Pufferkapazität des Abwassers wieder, allerdings nicht im gleichen

Ausmaß wie sie bei der Nitrifikation verbraucht wurde. (Abwassertechnische Vereinigung e.V. 1997) Die Nitratmenge im Abwasser ist nicht ausschlaggebend für das Vorhandensein von Denitrifikanten, da sie nicht auf dieses angewiesen sind sondern gelösten Sauerstoff präferieren. Damit die Denitrifikation stattfinden und funktionieren kann, müssen also anoxische Milieubedingungen herrschen sowie genügend Nitrat und leicht abbaubarer CSB im Abwasser vorhanden sein. (SVARDAL 2011)

Betriebsweisen von Stickstoffabbau

Bei der Betriebsweise von Nitrifikation – Denitrifikation werden drei Verfahrensarten unterschieden:

- Simultane Nitrifikation/Denitrifikation: Bei dieser Verfahrensart wird im gleichen Becken sowohl nitrifiziert als auch denitrifiziert. Der Übergang zwischen den aeroben und anoxischen Zonen ist dabei gleitend. Diese Verfahrensart funktioniert bei langgezogenen Belebungsbecken besser, da sich dadurch die einzelnen Zonen richtig einstellen können. Ein großer Vorteil dieser Verfahrensart ist, dass die Größen der aeroben und anoxischen Zonen flexibel sind und dem aktuellen Bedarf angepasst werden können.
- Intermittierende Nitrifikation/Denitrifikation: Bei dieser Betriebsweise wird zeitlich versetzt, jedoch im gleichen Becken nitrifiziert und denitrifiziert. Nach einer Belüftungsphase wird die Sauerstoffzufuhr eingestellt und es werden dadurch anoxische Bedingungen im gesamten Belebungsbecken geschaffen. Dabei muss durch Rührwerke der Belebtschlamm in Schwebelage gehalten werden, damit er ausreichend Kontakt zum Abwasser hat. Dieses Verfahren wird hauptsächlich auf kleinen Kläranlagen verwendet, wenn sich bei der simultanen Nitrifikation/Denitrifikation aufgrund der Beckengröße keine anoxischen Zonen ausbilden könnten. Der große Vorteil dieses Verfahrens ist, dass es ebenso sehr flexibel gegenüber der Belastung im Zulauf ist.
- Vorgeschaltete/nachgeschaltete Denitrifikation (und Sonderfall: Kaskadendenitrifikation): Die Trennung der Prozesse erfolgt bei dieser Betriebsweise starr räumlich, nämlich in unterschiedlichen Becken. Dabei wird zusätzlich zur Rezirkulation vom Belebtschlamm noch nitrathaltiger Rücklaufschlamm aus dem Nitrifikationsbecken in das Denitrifikationsbecken geführt. Damit noch genügend leicht abbaubarer Kohlenstoff vorhanden ist, muss das Denitrifikationsbecken vorgeschaltet werden. Ist das Denitrifikationsbecken nachgeschaltet muss dies durch eine externe Kohlenstoffquelle sichergestellt werden. Der Vorteil des Verfahrens ist, dass sehr effizient denitrifiziert wird. Um das System flexibler zu gestalten, können zusätzlich noch ein oder mehrere Becken zwischen Denitrifikation und Nitrifikation eingebaut werden, welche je nach Bedarf sowohl belüftet oder nur gerührt werden können. Die Kaskadendenitrifikation ist ein Sonderfall dieser Betriebsweise. Dabei erfolgt eine mehrmalige Abwasserzugabe über den Fließweg des Schlammes, wobei die Zugabe jeweils in ein Denitrifikationsbecken erfolgt, auf welches ein Nitrifikationsbecken folgt. (KROISS 2007)

3.2.4 Phosphorelimination

Phosphor ist wie Nitrat ein Pflanzennährstoff, der die Eutrophierung eines Gewässers stark beeinflusst. Der Eintrag von Phosphor in Gewässer erfolgt durch kommunales Abwasser, landwirtschaftliche Einträge, Oberflächenabschwemmungen und Erosion. Durch die Elimination von Phosphor aus dem Abwasser, kann der punktuelle Eintrag von Phosphor ins Gewässer also minimiert werden. (BÖHLER UND SIEGRIST 2008)

„Phosphor liegt im Abwasser als ortho-Phosphat, kondensierte Phosphate (Di-, Tri-, Polyphosphat) und zum Teil als organisch gebundener Phosphor vor.“ (SVARDAL ET AL. 1998) Er wird hauptsächlich durch Nahrungsmittel pflanzlicher und tierischer Art, Nahrungsmittelzusätze und -reste, Waschmittel und Spül- und Reinigungsmittel ins kommunale Abwasser eingetragen. (Abwassertechnische Vereinigung e.V. 1997) Ebenso wie der CSB kann der

Gesamtphosphor im Abwasser in die partikuläre und gelöste Fraktionen unterteilt werden (0,45 µm Membranfiltration). Dabei ist der partikuläre Phosphor entweder Bestandteil der Feststoffmasse oder an die Oberfläche der Partikel adsorbiert. Der gelöste Phosphor hingegen kann entweder als organisch gebundener Phosphor, als Polyphosphat (aus Geschirrspülmitteln) oder als ortho-Phosphat (größtenteils aus dem Urin stammend) vorliegen. (BÖHLER UND SIEGRIST 2008) Bei der Phosphorentfernung wird der Phosphor vorwiegend in ortho-Phosphat hydrolysiert bzw. in den Klärschlamm eingebunden. (SVARDAL ET AL. 1998)

Die Phosphorentfernung ist in Österreich bei allen Anlagen > 1000 EW jedenfalls erforderlich (Anlage A 1. AEV für kommunales Abwasser 1996/210). Im Gegensatz zum Abbau von organischem Kohlenstoff und von Stickstoff, kann der Phosphor die Kläranlage nicht als Gas in die Luft entweichen, sondern die Kläranlage bloß auf zwei Pfaden verlassen - entweder über den Kläranlagenablauf oder im Überschussschlamm angereichert. (Abwassertechnische Vereinigung e.V. 1997) Die Phosphorelimination kann auf zwei Arten erfolgen: mit der chemischen Phosphorfällung oder mit der biologischen Phosphorelimination. (DWA - Regelwerk A 131)

Biologische Phosphorelimination

Bei der biologischen Phosphorelimination muss zwischen dem Einbau von Phosphor für den Zellaufbau von Mikroorganismen selbst und der Speicherung von Phosphor zur Energiegewinnung in den Bakterien als Polyphosphat unterschieden werden. Der Einbau von Phosphor findet unabhängig von der Art der Phosphorelimination statt und beträgt 0,5 % des chemischen Sauerstoffbedarfs beziehungsweise 1 % des BSB₅ im Zulauf: (DROBIG ET AL. 2011)

$$X_{P,BM} = 0,005 * C_{CSB,zu} = 0,01 * C_{BSB,zu}$$

Damit die Reinigungsleistung bei der biologischen Phosphorelimination erreicht wird, muss die Speicherung von Phosphor zur Energiegewinnung gefördert werden. Diese Energiespeicherung erreicht man durch die Herstellung von abwechselnd aeroben und anaeroben Milieubedingungen. Dabei können die anaeroben Zonen entweder durch ein vorgeschaltetes anaerobes Becken oder im Denitrifikationsbereich hergestellt werden. (DROBIG ET AL. 2011) Die biologische Phosphorelimination ist also auf zwei Verfahrensschritte aufgeteilt:

1. Bei anaeroben Milieubedingungen: Phosphorakkumulierende Organismen nehmen Kohlenstoff auf und speichern (assimilieren) diesen als Polysubstrat. Die dafür notwendige Energie wird durch die Hydrolyse von Polyphosphaten gewonnen. Das dadurch entstehende Phosphat PO_4^{2-} wird dabei an die Umgebung (Abwasser) abgegeben – die Phosphatkonzentration im Abwasser steigt. (BÖHLER UND SIEGRIST 2008)
2. Bei aeroben oder anoxischen Milieubedingungen: Das gespeicherte Polysubstrat kann im Zellstoffwechsel veratmet beziehungsweise zum Aufbau von Zellsubstanz verwendet werden. Die dadurch freiwerdende Energie ist höher als der Energiebedarf für diesen Stoffwechsel. Die überschüssige Energie wird zum Einbau von Polyphosphaten verwendet. Dabei wird dem Abwasser mehr Phosphat, als in der anaeroben Phase freigesetzt wurde, entzogen – man spricht von einem „luxury-uptake“. (siehe Abbildung 8). (BÖHLER UND SIEGRIST 2008)

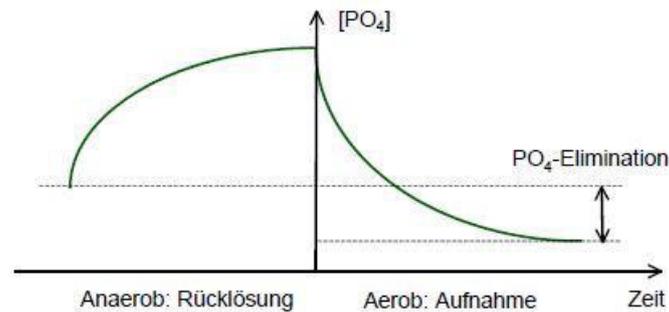
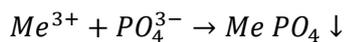


Abbildung 8 PO_4 -Konzentration bei der biologischen Phosphorelimination (BÖHLER UND SIEGRIST 2008)

Damit die biologische Phosphorelimination funktioniert, müssen also die passenden Milieubedingungen vorhanden sein. Zusätzlich muss sichergestellt werden, dass genügend leicht abbaubarer Kohlenstoff für die Aufnahme vorhanden ist, die anaerobe Zone sollte deswegen stets direkt beim Zulauf der biologischen Abwasserreinigung sein. (BÖHLER UND SIEGRIST 2008)

Chemische Phosphorfällung

Bei der chemischen Phosphorelimination bilden Fällmittel (im Beispiel ein gelöstes Metallkation Me^{3+}) und das im Wasser gelöste Phosphat (PO_4^{3-}) ein unlösliches Produkt, wodurch es ausfällt und entfernt werden kann (Abwassertechnische Vereinigung e.V. 1997):



Als Fällmittel werden vorwiegend Aluminium- und Eisenverbindungen verwendet. Zwar ist die Phosphatfällung mit Kalzium in Form von Kalkmilch möglich, jedoch ist von dieser Art von Fällung abzuraten, da bei alleiniger Fällung mit Kalkmilch die restlichen Abbauprozesse der biologischen Reinigungsstufe gehemmt werden: Die Kalkmilchzugabe führt zu einer Erhöhung des pH-Werts. Bei einem hohen pH-Wert fallen die Kalziumionen im Abwasser aus und verbinden sich mit dem Phosphat. Das dadurch entstehende Kalziumphosphat ist unlöslich und kann entfernt werden. Um die vorgegebenen Phosphorablaufwerte jedoch einzuhalten muss der pH-Wert auf 11 erhöht werden. Der hohe pH-Wert stellt jedoch ein Problem für die biologischen Prozesse dar. Die Kalkmilchmenge die zur Erreichung des pH-Werts notwendig ist, führt zusätzlich zu einem starken Anstieg des Schlammmanfalls. Die Fällung mit Kalkmilch ist nur mit kombinierter Fällung mit Metallsalzen empfehlenswert, wodurch der erforderliche pH-Wert und somit auch die Kalkmilchzugabe gesenkt werden können. (Abwassertechnische Vereinigung e.V. 1997)

Je nachdem wo die Zugabe des Fällmittels erfolgt, unterscheidet man bei der chemischen Phosphorfällung drei unterschiedliche Verfahrensarten: die Vorfällung, die Simultanfällung und die Nachfällung. (Abwassertechnische Vereinigung e.V. 1997)

Tabelle 2 Verfahrensarten der Phosphorfällung (Inhalt aus Abwassertechnische Vereinigung e.V. 1997)

	Vorfällung	Simultanfällung	Nachfällung
Ort der Fällmittel-Zugabe	vor dem Vorklärbecken	Auslauf des BB, in das BB, Zulauf NKB, in RS-Gerinne	getrennte Stufe nach biologischer Stufe
Abscheidung der Flocken	Vorklärbecken	mit restl. Schlamm im NKB	in eigenem Absetzbecken
Vorteile	schnelle Realisierbarkeit (nur Installation von Lager- und Dosiereinrichtungen)	schnelle Realisierbarkeit (nur Installation von Lager- und Dosiereinrichtungen)	definierte Bedingungen bei der Dosierung
	Erhöhung der Elimination organischer Stoffe	sehr gute Ausnützung von Fällmittel durch Rezirkulation mit RS	Verwendung von Phosphatschlamm zur Düngung oder Konditionierung möglich
		bessere Absetzeigenschaften des Schlammes, da Beschwerung durch Metallsalze	
		Einsatz von Eisen(II)-Salz möglich	
Nachteile	erschwerter Denitrifikation durch verbesserter Wirkungsgrad der Vorklärung	evt. Reduktion des Schlammalters durch erhöhten Überschussschlammanfall	hohe Baukosten

Die Phosphormenge die gefällt werden muss, ist laut ATV-A 131 (DWA -Regelwerk A 131):

$$X_{P,Fäll} = C_{P,Zu} - C_{P,ab} - X_{P,BM} - X_{P,BioP}$$

$X_{P,Fäll}$ zu fällender Phosphor [mg/l]

$C_{P,Zu}$ Phosphorkonzentration im Zulauf [mg/l]

$C_{P,ab}$ Phosphorkonzentration im Ablauf [mg/l]

$X_{P,BM}$ Phosphorelimination durch Zellaufbau der Biomasse

$X_{P,BioP}$ biologische Phosphorelimination

Das Ausmaß der biologischen Phosphorelimination $X_{P,BioP}$ ist von der Zeit, in der die phosphorakkumulierenden Mikroorganismen Kontakt mit leicht abbaubarem Kohlenstoff haben, abhängig. Die biologische Phosphorelimination ist also größer null, wenn die Abwasserreinigungsanlage ein vorgeschaltetes anaerobes Becken oder eine vorgeschaltete Denitrifikation hat. (DWA -Regelwerk A 131) Die Berechnung der Phosphorelimination durch den Zellaufbau der Biomasse $X_{P,BM}$ ist im Abschnitt „Biologische Phosphorelimination“ in Kapitel 3.2.4 angegeben.

Die chemische Phosphorelimination hat verschiedenste Auswirkungen auf den entstehenden Überschussschlamm:

- Einfluss auf die *Absetzeigenschaften*: Durch die Fällmittel-Zugabe wird der anorganische Anteil im Schlamm erhöht, wodurch die Absetzeigenschaften verbessert wer-

den. Da das gereinigte Abwasser im NKB dadurch besser vom belebten Schlamm getrennt werden kann, verbessern sich dadurch auch die Ablaufwerte vom CSB, BSB₅ und Gesamtstickstoff.

- Einfluss auf den *Überschussschlamm*: Bei der chemischen Phosphorelimination wird der Schlammanfall deutlich erhöht, wodurch die Überschussschlammmenge steigt. Um das Schlammalter im Belebungsbecken zu erhalten muss deswegen die Schlammkonzentration im Belebungsbecken erhöht werden.
- Einfluss auf die *Entwässerbarkeit*: Die Entwässerungseigenschaften verbessern sich, je höher der mineralische Anteil des zu entwässernden Schlammes ist.
- Einfluss durch den *Schwermetalleintrag*: Es werden teilweise Neben- oder Abfallprodukte der Industrie als Fällmittel eingesetzt. Dabei können Verunreinigungen und Schwermetalle in das Abwasser gelangen. Diese können entweder durch die Verarbeitung in der Industrie oder aufgrund der natürlichen Beschaffenheit der Ausgangsrohstoffe entstehen.
- Einfluss auf den *Nährstoffgehalt* bzw. dem *Düngewert*: Durch die Phosphorfällung erhöht sich der Nährstoffgehalt des Schlammes, allerdings ist der Phosphor für die Pflanzen nur schwer verfügbar, da er mit dem Fällmittel gebunden ist. Der Nährstoffgehalt ist dann zwar höher, der Düngewert steigt allerdings nicht immer mit.
- Einfluss auf den *Brennwert des Schlammes*: Durch die Erhöhung des anorganischen Anteils des Schlammes, wird der Brennwert vermindert. (BÖHLER UND SIEGRIST 2008)

3.3 Klärschlamm

Durch die Reinigung von Abwasser entstehen bei den Reinigungsprozessen Reststoffe wie Rechengut, Sandfanggut, Fette und Öle und Klärschlamm. Während die Rückstände aus der Vorreinigung (Rechen- und Sandfanggut) auf der Deponie entsorgt werden, unterliegt der Klärschlamm einer weitergehenden Behandlung zur Stabilisierung, Hygienisierung und Entwässerung bevor er beseitigt werden kann. (Abwassertechnische Vereinigung e.V. 1996)

Klärschlamm besteht aus unterschiedlichsten Stoffen wie lebenden und toten Bakterien, Haaren, Pflanzenresten, Wurmeiern und anderen Verschmutzungen. Wobei je nachdem in welcher Reinigungsstufe der Klärschlamm anfällt, er unterschiedliche Zusammensetzungen und Eigenschaften hat. Fällt der Schlamm bei der Vorreinigung an wird er als Primärschlamm, bei der Belebung als Sekundärschlamm und bei der Fällung als Tertiärschlamm bezeichnet. Der Tertiärschlamm fällt jedoch meistens zusammen mit dem Primär- oder Sekundärschlamm an. (RHODESLY 1998)

- Primärschlamm
 - o Anfall bei der Vorklärung
 - o Je nach Einzugsgebiet und Absetzzeit 20-60 g TS/(EW.d)
 - o Fault schnell und hat graue oder gelbliche Farbe
- Sekundärschlamm
 - o Schlamm, der aus der Rezirkulation in der Belebung abgezogen wird (= Überschussschlamm)
 - o Entsteht aus der mikrobiologischen Aktivität während dem biologischen Abbau
 - o Schlammmenge 20-60 g TS/(EW.d)
- Tertiärschlamm
 - o Entsteht meistens durch Phosphatfällung
 - o Menge je nach Fällmittelmenge und Phosphor im Zulauf 10-15 g TS/(EW.d) (KROISS 2007)

Der Wassergehalt ist bei allen drei Klärschlammarten sehr hoch und liegt bei 93-99,7 %. Um die Transportkosten zu reduzieren, Deponieplatz einzusparen und bei thermischer Nutzung die Energieeffizienz zu steigern, ist es notwendig den Klärschlamm zu entwässern. (RHODESLY 1998) Je höher das Wasserbindungsvermögen des Klärschlammes ist, umso schwe-

rer lässt sich der Schlamm allerdings entwässern. Das Wasserbindungsvermögen ist umso höher, je höher der organische Anteil der Trockensubstanz (oTS) und umso mehr Kolloide im Schlamm vorhanden sind. Die organische Trockensubstanz des Klärschlammes ist je nach Abwasserbeschaffenheit sehr unterschiedlich: Sind beispielsweise milchverarbeitende Betriebe im Einzugsgebiet der Kläranlage, kann die organische Trockensubstanz bis zu 90 % ausmachen. Bei kommunalem Abwasser kann der Primärschlamm bis zu 70 %, der Sekundärschlamm 70-75 % oTS beinhalten. Dieser hohe Anteil an organischer Trockensubstanz führt dazu, dass sowohl Primär- als auch Sekundärschlamm nur schwer entwässerbar sind und deren Entwässerbarkeitseigenschaften durch eine Vorbehandlung verbessert werden muss (siehe Kapitel 3.3.2). (RHODESLY 1998)

3.3.1 Ermittlung der Schlammproduktion nach ATV-A 131

Der Klärschlammfall ist abhängig vom Einzugsgebiet der Kläranlage und daraus resultierend von der Abwasserbeschaffenheit, dem Anlagentyp der Kläranlage (z.B.: mit/ohne Vorklärung, Art der Phosphorelimination etc.) und der Betriebsweise. Der anfallende Schlamm in der biologischen Abwasserreinigung hat drei verschiedene Ursprünge:

- Überschussschlamm durch den Abbau organischer Stoffe: bei simultan aerober Schlammstabilisierung 30-35 g TS/(EW.d) (NOWAK o.J.)
- Partikuläre, anorganische Stoffe: 15-30 g TS/(EW.d) (NOWAK o.J.)
- Überschussschlamm durch Phosphorfällung $\ddot{U}S_{d,P}$: je nach Fällungsart 3-8 g TS/(EW.d) (NOWAK o.J.)

In Summe kann man also bei kommunalem Abwasser mit 48-73 g Trockensubstanz Überschussschlamm pro EW und Tag rechnen. (NOWAK o.J.) Die Berechnung des Überschussschlammfalls gemäß DWA -Regelwerk A 131 setzt sich aus der Summe der obenstehenden Komponenten zusammen:

$$\ddot{U}S_d = \ddot{U}S_{d,C} + \ddot{U}S_{d,P}$$

$\ddot{U}S_{d,C}$ setzt sich zusammen aus dem Überschussschlamm durch den Abbau organischer Stoffe und der Einlagerung partikulärer, anorganischer Stoffe. Die Ermittlung der einzelnen Komponenten wird untenstehend beschrieben.

Berechnung der Schlammproduktion aus der CSB-Belastung nach ATV-A 131 (DWA -Regelwerk A 131)

Der CSB im Überschussschlamm besteht wie der CSB im Zulauf aus unterschiedlichen Fraktionen:

- dem inerten, partikulären Zulauf-CSB X_i
- der gebildeten Biomasse $X_{CSB,BM}$
- den vom endogenen Zerfall der Biomasse verbliebenen inerten Feststoffe $X_{CSB,inert,BM}$

Die Ermittlung von X_i ist im Abschnitt „Ermittlung der CSB-Zulauffraktionen nach ATV-A 131“ in Kapitel 3.2.2 zu entnehmen.

Die abbaubare CSB-Zulaufbelastung ist die Summe aus der gelösten (S_S) und der partikulären (X_S) Fraktion, deren Berechnung ebenfalls dem Abschnitt „Ermittlung der CSB-Zulauffractionen nach ATV-A 131“ in Kapitel 3.2.2 zu entnehmen sind. Diese abbaubare CSB-Zulaufbelastung wird nur teilweise in Schlamm umgewandelt. BORNEMANN ET AL. (1998) geben den CSB-Anteil der zum Wachstum und den Aufbau von Biomasse verwendet wird mit 67 % an, die restliche 33 % werden veratmet und sind somit dem OVC zuzurechnen. Jedoch ist der Anteil stark abhängig vom Schlammalter. Die Verwendung dieser Werte ist stets als eine Notlösung zu betrachten. Der Anteil der produzierten Biomasse aus der Masse von abgebauten Schmutzstoffen wird als Ertragsfaktor Y beziehungsweise als Yield-Faktor (siehe Abschnitt „Wachstum“ in Kapitel 3.2.1) bezeichnet:

$$Y_{CSB} = Y_H = 0,67 \text{ g CSB/g CSB}_{abb}$$

Von der gebildeten Biomasse, welche durch den Abbau des (abbaubaren) CSBs im Zulauf entsteht, muss die zerfallene Biomasse abgezogen werden. Auf letztere haben folgende Faktoren einen Einfluss:

- die vorhandene Biomasse $X_{CSB,BM}$ selbst
- der Zerfallskoeffizient mit $b = 0,17 \text{ d}^{-1}$ bei 15° C
- das Schlammalter bezogen auf das Volumen des Belebungsbeckens V_{BB} : $t_{TS} = \frac{V_{BB} * TS_{BB}}{\dot{U}_{S_d}}$
- der Temperaturfaktor für die endogene Veratmung mit $F_T = 1,072^{(T-15)}$

Die gebildete Netto-Biomasse kann anschließend folgendermaßen ermittelt werden:

$$X_{CSB,BM} = C_{CSB,abb,zu} * Y_{CSB} - X_{CSB,BM} * t_{TS} * b * F_T = C_{CSB,abb,zu} * Y * \frac{1}{1 + b * t_{TS} * F_T}$$

Die zerfallene Biomasse ist zu 80 % abbaubar, die restlichen 20 % werden als inerte Feststoffe angesehen. Der inerte Anteil der zerfallenen Biomasse kann folgendermaßen berechnet werden:

$$X_{CSB,inert,BM} = 0,2 * X_{CSB,BM} * t_{TS} * b * F_T$$

Den produzierten Schlamm erhält man durch aufsummieren der Anteile:

$$X_{CSB,\ddot{U}S} = X_i + X_{CSB,BM} + X_{CSB,inert,BM}$$

Berechnung des Schlammanfalls durch eingelagerte Feststoffe nach ATV-A 131 (DWA -Regelwerk A 131)

Der Filtrerrückstand nach einer $0,45 \mu\text{m}$ Membranfiltration besteht aus organischen und anorganischen Stoffen. Die anorganischen Stoffe machen laut ATV-A 131 20-30 % des gesamten Rückstands aus. Die mineralischen Stoffe im Zulauf der Kläranlage können aus Abschwemmungen und Industriebetrieben kommen. Bei Mischkanalisationen ist der Anteil an anorganischen Stoffen höher, als bei einem Trennsystem. (NOWAK o.J.)

$$X_{anorgTS} = B * X_{TS}$$

Weiters wird im DWA -Regelwerk A 131 empfohlen bei Kläranlagen mit Vorklärung 0,2 und bei Kläranlagen ohne Vorklärung 0,3 für den Faktor B zu wählen.

Um die anfallende Schlammmenge zu ermitteln muss noch berücksichtigt werden, dass der CSB nicht nur organische Stoffe erfasst, sondern nur 80 % der Stoffe organisch sind. Außerdem muss der CSB noch in die organische Trockensubstanz umgerechnet werden, das DWA -Regelwerk A 131 empfiehlt 1,45 für das CSB/oTS-Verhältnis zu wählen.

Der durch den Abbau des CSBs täglich anfallende Überschussschlamm (in kg TS/d) ergibt:

$$\dot{U}_{sd,c} = \frac{Q_d * (\frac{X_{CSB,\ddot{U}S}}{0,8 * 1,45} + X_{anorgTS})}{1000}$$

Berechnung der Schlammproduktion durch die Phosphorelimination nach ATV-A 131 (DWA -Regelwerk A 131)

In die Kläranlage fließen durchschnittlich 1,7 g P/(EW.d) zu. Davon sind 0,6 g in die Biomasse eingelagert. Die restlichen 1,1 g P/(EW.d) können durch chemische Fällung entfernt werden. (NOWAK o.J.) Der Schlammanfall aus der Phosphorelimination ist je nach Art der Elimination unterschiedlich:

- Bei der biologischen Phosphorelimination entstehen pro g eliminierten Phosphor 3 g Trockensubstanz: $\dot{U}_{S_{P,BioP}} = 3 * X_{P,BioP}$
- Bei Fällung mit Eisen: $\dot{U}_{S_{P,Fäll,Fe}} = 6,8 * X_{P,Fäll,Fe}$
- Bei Fällung mit Aluminium: $\dot{U}_{S_{P,Fäll,Al}} = 5,3 * X_{P,Fäll,Al}$

Der täglich anfallende Überschussschlamm (in kg TS/d), der aus der Phosphorelimination entsteht, ergibt sich damit zu:

$$\dot{U}_{d,P} = \frac{Q_d * (\dot{U}_{S_{P,BioP}} + \dot{U}_{S_{P,Fäll,Fe}} + \dot{U}_{S_{P,Fäll,Al}})}{1000}$$

Jene Arten der Phosphorelimination, die in der Kläranlage keine Anwendung finden, werden gleich null gesetzt und fallen weg.

3.3.2 Klärschlammbehandlung

Um den Klärschlamm zu verwerten beziehungsweise zu entsorgen muss der Schlamm gewisse Qualitätsanforderungen erfüllen. Damit diese erreicht werden, wird der Klärschlamm nach dem Abzug aus der Vorklärung oder dem Belebungsbecken weiterbehandelt. Die meisten Schlammbehandlungen sind allerdings unabhängig von der Art der späteren Verwertung (landwirtschaftliche Verwertung, Kompostierung, etc.) sondern sind zur Erhaltung beziehungsweise Herstellung der Handhabbarkeit notwendig. (NOWAK ET AL. 2002)

Bei der Klärschlammbehandlung gibt es Verfahren zur Verringerung des Volumens (Eindicken, Trocknen, Entwässern, Verbrennen), Hygienisierung und Verfahren um den Klärschlamm in eine Form überzuführen bei der er keine Geruchsbelästigung oder Umweltgefährdung mehr darstellt. (Umweltbundesamt 2009)

Schlammstabilisierung

Das Ziel der Schlammstabilisierung ist die Überführung des Schlammes in eine fäulnisunfähige Form, damit er zu keiner Geruchsbelästigung mehr führt. Durch die Schlammstabilisierung wird außerdem die Feststoffmasse reduziert und die Entwässerbarkeit verbessert, was zu einer deutlichen Verkleinerung des Volumens führt. Die Schlammstabilisierung kann entweder chemisch-physikalisch, anaerob oder aerob erfolgen. Bei der chemisch-physikalischen Stabilisierung werden die Schlammeigenschaften soweit verändert (z.B. Anhebung des pH-Werts über 10), dass die Mikroorganismen nicht mehr lebensfähig sind. Dafür wird beispielsweise Kalk zum Schlamm hinzugefügt. Die anaerobe Schlammstabilisierung entspricht der Schlammfäulung, bei der die organische Substanz unter Methanbildung abgebaut wird. (NOWAK ET AL. 2002) Die aerobe Schlammstabilisierung kann entweder simultan im Belebungsbecken oder getrennt erfolgen. Bei der simultanen aeroben Schlammstabilisie-

ung muss ein aerobes Mindestschlammalter von 25 Tagen jedenfalls erreicht werden. (KROISS 2007)

Verminderung des Wassergehalts

Je nachdem welcher Feststoffgehalt durch die Wassergehaltsreduktion erreicht werden soll, wird zwischen drei verschiedenen Wassergehaltsreduktionsprozessen unterschieden: Das erste Verfahren wird als Eindickung bezeichnet. Ziel ist dabei die Verminderung des Wassergehalts aus betrieblichen Gründen, beispielsweise um eine Schlammstabilisierung zu ermöglichen. Die Eindickung erfolgt dabei durch statische Voreindickung oder durch maschinelle Überschussschlammindickung (MÜSE), mit Siebtrommeln, Bändeindickern oder Zentrifugen. Bei der Eindickung können TS-Gehalte von bis zu 10 % erreicht werden. (NOWAK ET AL. 2002)

Wird ein höherer Trockensubstanzgehalt gewünscht kann der Schlamm durch Entwässerung behandelt werden. Ziel ist die Reduktion des Aufwands für die Lagerung und den Transport des Schlammes. Im Gegensatz zur Eindickung kommen bei der Schlamm-entwässerung überwiegend maschinelle Verfahren zum Einsatz, die statische Eindickung ist nicht mehr ausreichend. Die häufigsten Entwässerungsmaschinen sind Kammerfilterpressen, Siebbandpressen und Zentrifugen. Während die Kammerfilterpressen chargenweise betrieben werden, arbeiten Siebbandpressen und Zentrifugen kontinuierlich. (NOWAK ET AL. 2002) Da das Wasserbindungsvermögen von Klärschlamm sehr hoch ist, werden häufig durch die Zugabe von Konditionierungsmitteln die Entwässerungseigenschaften verbessert. Diese führen die feinsten suspendierten Teilchen und kolloidal gelösten, störenden Wasserinhaltsstoffe in abtrennbare Flocken über. Die Chemikalien können dabei sowohl organische als auch anorganische Flockungsmitteln sein. Die häufigsten anorganischen Konditionierungsmittel sind Kalk, Polymere und anorganische Flockungsmittel wie Eisen(III)Chlorid oder Aluminiumchlorid. (RHODESLY 1998) Der Einsatz von diesen Mitteln erfolgt üblicherweise bei der Entwässerung mit Kammerfilterpressen. (FREY UND SCHRAMMEL 2002) Bei der Konditionierung mit organischen Mitteln kommen Polyelektrolyte zum Einsatz. Meistens sind die organischen Mittel kationisch geladen, aber sie können auch anionisch oder ungeladen sein. Die Wahl des Konditionierungsmittels hängt von der Entwässerungsmaschine aber auch vom zu entwässernden Schlamm ab. Je nachdem welches Mittel gewählt wird, ist die notwendige Menge unterschiedlich, wodurch die Feststofffracht des Klärschlammes unterschiedlich stark zunimmt. (FREY UND SCHRAMMEL 2002) Bei der Entwässerung können bis zu 35 % TS ohne und bis zu 45 % TS mit Kalkzugabe erreicht werden. (NOWAK ET AL. 2002)

Das letzte Verfahren zur Verminderung des Wassergehalts des Schlammes wird als Trocknung bezeichnet. Dabei wird wie bei der Entwässerung eine Reduktion des Aufwands für Lagerung und Transport angestrebt. Die Trocknung kann maschinell mit Anlagen nach dem Prinzip der Konvektionstrocknung (Trommeltrockner, Bandtrockner etc.) oder der Kontakt-trocknung (Scheibentrockner, Dünnschichttrockner) aber auch in Form von solarer Schlamm-trocknung erfolgen. Bei der Trocknung können die höchsten Trockensubstanzgehalte von bis zu 95 % erreicht werden. (NOWAK ET AL. 2002)

Hygienisierung (Entseuchung)

Das Ziel der Hygienisierung ist die Reduktion von Krankheitserregern im Schlamm, damit der Schlamm seuchenhygienisch unbedenklich ist. Bei diesem Verfahren werden die Keime extremen Milieubedingungen ausgesetzt. Die Verfahren können dabei entweder thermischer (Temperaturerhöhung durch Schlammfäulung) oder chemischer (pH-Wert Anhebung durch Kalkzugabe) Natur sein. Wie lange die Keime diesen extremen Bedingungen ausgesetzt werden, ist bedeutend für den Erfolg der Hygienisierung. (NOWAK ET AL. 2002)

3.4 Bilanzierung

Die Bilanzierung von Stoffströmen ist eine Erweiterung der Plausibilitätskontrolle. Bei letzterer werden aktuelle Daten analysiert, wodurch grobe Fehler unmittelbar erkannt werden können. Die Messwerte werden bei der Analyse entweder als plausibel oder unplausibel eingestuft. Letztere werden durch verschiedene Methoden (z.B. Wiederholungsmessung) kontrolliert. Ergibt die Kontrollmessung, dass der Messwert fehlerhaft ist, so muss das Messkonzept beziehungsweise die Messstrategie kontrolliert werden. Wird durch die Kontrollmessung der als unplausibel eingestufte Wert bestätigt, liegt die Ursache nicht bei einer fehlerhaften Messung – der Grund für diesen Wert muss weiter erforscht werden. Messwerte die als unplausibel eingestuft werden sind also nicht zwingend falsch (siehe Abbildung 9). Die Kontrolle der Messwerte erfolgt bei der Plausibilitätskontrolle zwar zeitnah, jedoch sind die Messwertprüfungsmethoden meist aufwendig. Die Bilanzierung wird im Gegensatz zur Plausibilitätskontrolle nicht mit aktuellen Messwerten durchgeführt. Stattdessen werden bei der Bilanzierung die Daten eines vergangenen Zeitraums betrachtet und in Bezug auf ihre Datenqualität bewertet. (SPINDLER 2011)

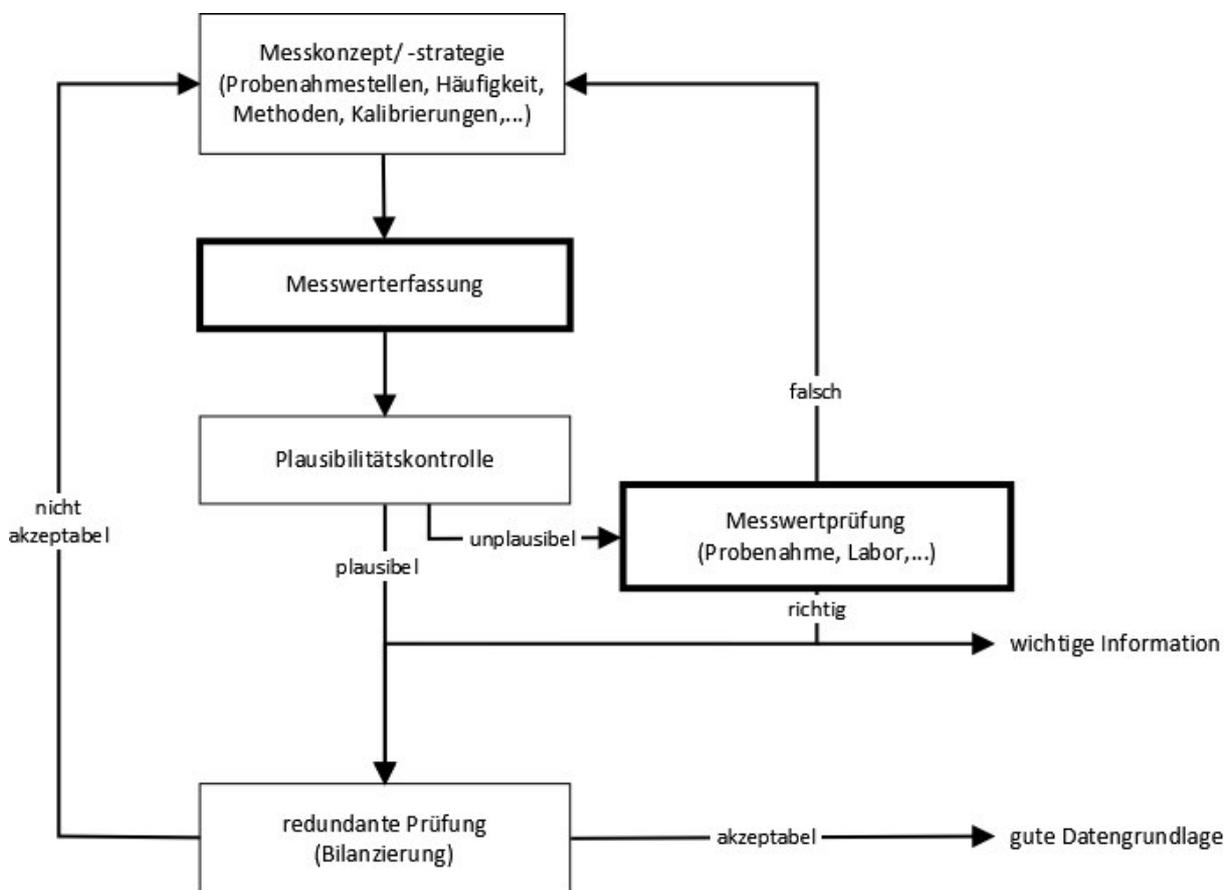


Abbildung 9 Einordnung der Bilanzierung in die Abläufe der Messwernerfassung und -kontrolle; Arbeitsintensive Schritte haben einen fetten Rahmen (eigene Darstellung nach (SPINDLER 2011))

Laut SPINDLER (2011) hat die Bilanzierung folgende Nutzen:

- Verbesserung der Datenbasis für langfristige, strategische Entscheidungen in Bezug auf Betriebsführung sowie Umbau- oder Erweiterungsmaßnahmen
- Kontrolle von Zulauffrachten von Indirekteinleitern
- Erkennen von betrieblichen Schwachpunkten durch die Erfordernis einer exakten Beschreibung sämtlicher Flüsse und Messstellen im System
- Hinterfragen von routinemäßigen Abläufen bei Probenahme und -aufbereitung zur Optimierung des Messprogramms

3.4.1 Grundlagen der Bilanzierung

Die Basis der Bilanzierung eines Stoffs ist der Massenerhalt, also dass die gesamte ankommende Masse (Fracht) eines chemischen Elements die Kläranlage wieder verlässt oder auf der Anlage verbleibt (Speicherung). (SPINDLER 2011)

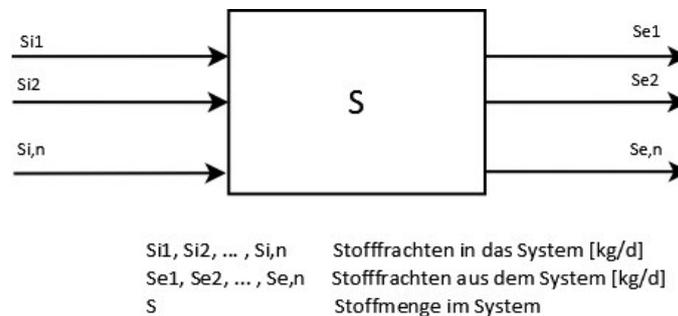


Abbildung 10 Allgemeine Darstellung einer Massenbilanz (SVARDAL ET AL. 1998)

Allgemein gilt für eine Stoffbilanz, dass die Summe der zufließenden minus den abfließenden Stofffrachten gleich der Änderung der Stoffe im System ist (siehe Abbildung 10):

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

Bei der Bilanzierung ist die Wahl des Bilanzierungszeitraums wesentlich. Bei der Wahl sind zwei zentrale Aspekte zu beachten: Erstens ist der Zeitraum so zu wählen, dass die transportierten Stofffrachten deutlich größer als die Änderung der Stoffmenge im System sind. In diesem Fall kann die Änderung gleich null gesetzt werden – die Summe der zufließenden ist gleich der Summe der abfließenden Stofffrachten. Durch diese Vereinfachung wird die Erstellung von Massenbilanzen wesentlich vereinfacht. (SVARDAL ET AL. 1998)

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

Zweitens kann es zu Schwankungen, die sowohl unsystematischer als auch periodischer Natur sind, in einer Kläranlage kommen. Durch die Wahl eines großen Zeitraums gleichen sich solche Schwankungen aus – die Bilanzierung liefert dann Ergebnisse, die der Realität besser entsprechen. (SVARDAL ET AL. 1998) SVARDAL empfiehlt als Bilanzierungszeitraum ein Vielfaches der mittleren Aufenthaltszeit der Feststoffe in der Kläranlage (=Schlammalter) zu wählen.

Bevor die Bilanzierung allerdings erstellt werden kann, müssen jedenfalls noch die Systemgrenzen klar definiert werden. Diese sind zwingend notwendig um die Ein- sowie Ausgangsfrachten beschreiben sowie erfassen zu können. Innerhalb der Systemgrenzen sind alle Zwischen- und Endprodukte des Stoffs in die Bilanz einzubeziehen. (SVARDAL ET AL. 1998) Alle Zuläufe in das Gesamtsystem stellen dabei Quellen, alle Abläufe Senken dar. Zusätzlich muss für jeden Stoffstrom angegeben werden ob er gemessen oder berechnet wird. (SPINDLER 2011)

Bei der Bilanzierung unterscheidet man zwischen der offenen und der geschlossenen Bilanzierung. Bei letzterer können alle Input- und Output-Pfade messtechnisch oder analytisch erfasst werden. Dies ist bei der offenen nicht möglich. Dieses Informationsdefizit führt dazu, dass die offene Bilanzierung mit Unsicherheiten behaftet ist. Die Daten können nur dann verifiziert werden, wenn die Stoffumwandlungen oder Transportwege durch Gesetzmäßigkeiten oder Erfahrungswerte bekannt sind. (SVARDAL ET AL. 1998)

3.4.2 Bilanz der Wassermenge

Beim Abwasser unterscheidet man zwischen Regen- und Schmutzabwasser, welches sich aus dem häuslichen Schmutzwasser, Schmutzwasser aus Gewerbe und Industrie und dem Fremdwasser zusammensetzt. Das häusliche Abwasser unterliegt sowohl innerhalb eines Tages als auch von Tag zu Tag Schwankungen in Menge und Zusammensetzung. Das Abwasser aus Industrie und Gewerbe ist je nach der Herkunft sehr unterschiedlich in Menge und Beschaffenheit. Als Fremdwasser bezeichnet man sauberes Quell- oder Grundwasser, welches auch bei Trockenwetter in die Kanalisation gelangt. Der Regenwasserabfluss kann je nach Regenereignis auf das Hundertfache des Schmutzwasserabflusses ansteigen. Es ist vorwiegend mit mineralischen Stoffen verschmutzt, wie zum Beispiel Sand und Staub, während das Schmutzwasser vor allem organisch verunreinigt ist. Bei kommunalem Abwasser kann mit 200 l Abwasser pro Einwohner und Tag gerechnet werden. Bei industriellem und gewerblichem Abwasser werden die Frachten auf Einwohnergleichwerte umgerechnet und addiert. (KROISS 2007) Die zufließende Wassermenge kann auf zwei Wegen die Kläranlage wieder verlassen. Erstens über den Kläranlagenablauf in den Vorfluter und zweitens als (Rest)Wasser im entwässerten Klärschlamm (siehe Abbildung 11).

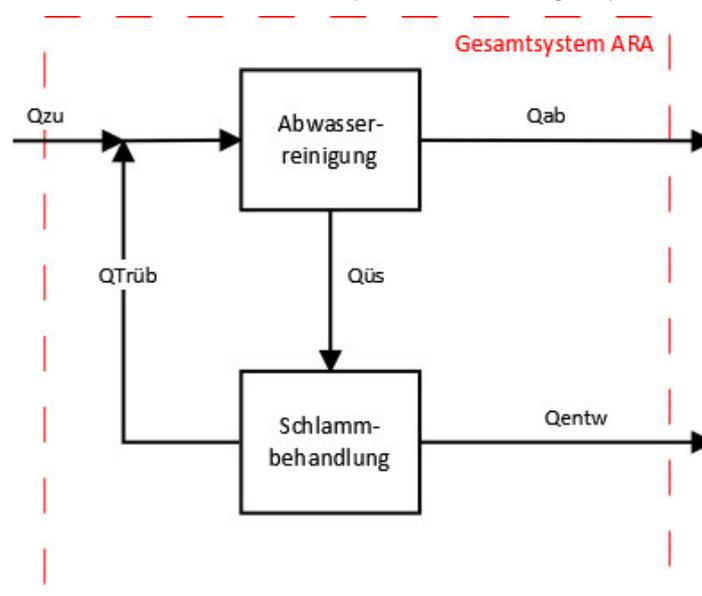


Abbildung 11 Q-Bilanz einer Kläranlage

Aus Abbildung 11 ergibt sich folgende Q-Bilanz vom Gesamtsystem:

$$Q_{zu} = Q_{ab} + Q_{entw}$$

Q_{zu}	Zulaufmenge in die Kläranlage
Q_{ab}	Ablaufmenge aus der Kläranlage
Q_{entw}	entwässerte Schlammmenge

Die Messung der Abwassermenge im Zulauf der Kläranlage erfolgt routinemäßig im Zuge der Eigenkontrolle. Die mindeste Messhäufigkeit der Zu- und Ablaufmengen ist laut ÖWAV Arbeitsbehelf 14 je nach Ausbaugröße unterschiedlich und Tabelle 3 zu entnehmen. (ÖWAV 2010)

Tabelle 3 Mindestumfang und -häufigkeiten von Ablesungen, Messungen, Untersuchungen und Auswertungen von Wassermengen laut ÖWAV Arbeitsbehelf 14 (Abkürzungen: A = Eintragung bei Anfall, k = kontinuierlich, () = wenn Messeinrichtung vorhanden)

Ausbaugröße der ARA (EW ₆₀) lt. Bescheid			> 50 - 500	> 500 - 5000	> 5000 - 50000	> 50000
Abwassermenge Zulauf	Q _{Zu}	m ³ /d	-	k	k	k
Abwassermenge Ablauf	Q _{ab}	m ³ /d	(k)	k	k	k
Menge entwässerter Schlamm	Q _{SEM,Ab}	m ³ /d	-	A	A	A

Werden bei der Schlammbehandlung Konditionierungsmittel angewendet, so sind deren Wassermengen in der Q-Bilanz ebenso zu berücksichtigen, da sie eine zusätzliche Quelle darstellen. Der Mindestumfang von Ablesungen ist in diesem Fall, unabhängig von der Ausbaugröße der Kläranlage, da er laut ÖWAV Arbeitsbehelf 14 nur beim tatsächlichen Auftreten von Daten aufgezeichnet werden sollte.

Eine ausgeglichene und somit korrekte Q-Bilanz ist die Grundlage für alle folgenden Stoffstrombilanzen, weil diese auf der Berechnung von Frachten (Stoffkonzentration * Wassermenge) basieren. (SPINDLER 2011)

3.4.3 TS-Bilanz

Die Bilanzierung der Trockensubstanz ist ein Spezialfall: Im Gesamtsystem „Abwasserreinigungsanlage“ werden sowohl Feststoffe die in das System fließen in lösliche Verbindungen (hydrolysiert), als auch gelöste Stoffe in Feststoffe umgewandelt. Dadurch ist die Bilanzierung der Feststoffe im Gesamtsystem nicht möglich. Stattdessen wird das Gesamtsystem in Teilsysteme unterteilt und diese werden anschließend einzeln betrachtet. Bei der Feststoffbilanz ist es zielführend das Teilsystem „Schlammbehandlung“ (siehe Abbildung 12) zu bilanzieren und die TS-Messungen in diesem Teilsystem zu überprüfen. (SVARDAL ET AL. 1998)

Die zufließende TS-Fracht im Überschussschlamm kann auf zwei Wegen das Teilsystem wieder verlassen. Erstens im Trübwasser, welches in das Belebungsbecken gelangt und zweitens im entsorgten Schlamm (siehe Abbildung 12).

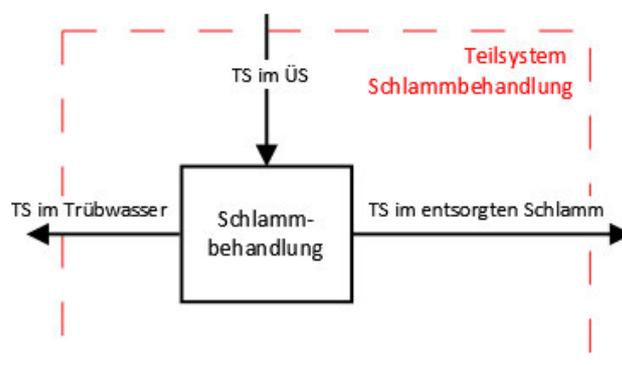


Abbildung 12 TS-Teilbilanz einer Kläranlage

Aus Abbildung 12 ergibt sich folgende TS-Bilanz vom Teilsystem:

$$Q_{\text{ÜS}} * TS_{\text{ÜS}} = Q_{\text{Trüb}} * TS_{\text{Trüb}} + Q_{\text{entw}} * TS_{\text{entw}}$$

- Q_{ÜS} Überschussschlammmenge
- Q_{Trüb} Trübwassermenge
- Q_{entw} entwässerte Schlammmenge
- TS_{ÜS} Trockensubstanz im Überschussschlamm

TS_{Trüb} Trockensubstanz im Trübwasser
 TS_{entw} Trockensubstanz im entwässerten Schlamm

Die Messung der Trockensubstanz im Rücklaufschlamm und damit auch im Überschuss-schlamm der Kläranlage erfolgt routinemäßig im Zuge der Eigenkontrolle. Die mindeste Messhäufigkeit der Trockensubstanzgehalte innerhalb des Teilsystems Schlammbehandlung laut ÖWAV Arbeitsbehelf 14 ist je nach Ausbaugröße unterschiedlich und Tabelle 4 zu entnehmen. (ÖWAV 2010)

Tabelle 4 Mindestumfang und -häufigkeiten von Ablesungen, Messungen, Untersuchungen und Auswertungen von TS laut ÖWAV Arbeitsbehelf 14 (Abkürzungen: A = Eintragung bei Anfall, w = einmal wöchentlich, 3w = dreimal wöchentlich, 5w = fünfmal wöchentlich (=werktätlich))

Ausbaugröße der ARA (EW ₆₀) lt. Bescheid			> 50 - 500	> 500 - 5000	> 5000 - 50000	> 50000
Schlamm-trockensubstanz Rücklauf-schlamm	TS _{RS} = TS _{ÜS} g/l		-	w	3w	5w
Trockensubstanz entwässerter Schlamm	TS _{SEM,Ab}	%	-	A	A	A

Werden bei der Schlammbehandlung Konditionierungsmittel verwendet, so sind deren Trockensubstanzmengen in der TS-Bilanz ebenso zu berücksichtigen, da dadurch das Teilsystem noch eine zusätzliche Trockensubstanz-Quelle hat. Der Mindestumfang von Ablesungen der Trockensubstanz im entwässerten Schlamm ist in diesem Fall, unabhängig von der Ausbaugröße der Kläranlage, da er laut ÖWAV Arbeitsbehelf 14 nur beim tatsächlichen Auftreten von Daten aufgezeichnet werden sollte. Außerdem ist zu berücksichtigen, dass bei der Zugabe von anorganischen Konditionierungsmitteln das oTS/aTS Verhältnis vor und nach der Schlammbehandlung nicht mehr gleich ist.

3.4.4 CSB-Bilanz

Bei kommunalem Abwasser ist die zufließende CSB-Fracht 120 g pro Einwohner und Tag. Die zusätzliche Belastung durch Industrie und Gewerbe muss zusätzlich mitberücksichtigt werden. (KROISS 2007) Die zufließende CSB-Fracht kann auf drei Wegen die Kläranlage wieder verlassen: Erstens gasförmig durch Oxidation (mit Sauerstoff O₂), zweitens im gereinigten Abwasser und drittens in der gebildeten Biomasse aus dem Belebungsbecken im entsorgten Klärschlamm (siehe Abbildung 13).

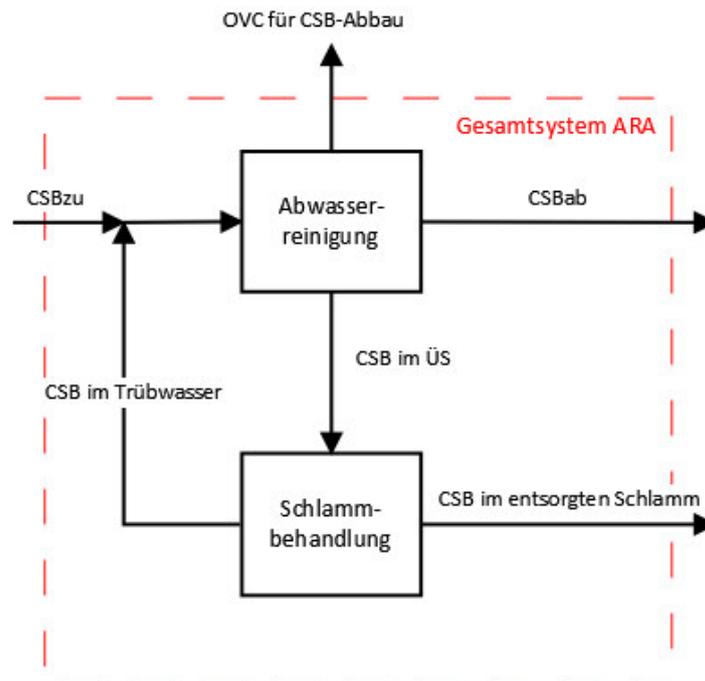


Abbildung 13 CSB-Bilanz einer Kläranlage

Aus Abbildung 13 ergibt sich folgende CSB-Bilanz vom Gesamtsystem:

$$Q_{zu} * CSB_{zu} = Q_{ab} * CSB_{ab} + OVC_s - Fr + Q_{entw} * TS_{entw} * CSB_{in.TS.entw}$$

- Q_{zu} Zulaufmenge in die Kläranlage
- Q_{ab} Ablaufmenge aus der Kläranlage
- Q_{entw} entwässerte Schlammmenge
- TS_{entw} Trockensubstanz im entwässerten Schlamm
- CSB_{zu} CSB im Zulauf der Kläranlage
- CSB_{ab} CSB im Ablauf der Kläranlage
- $CSB_{in.TS.entw}$ CSB im entwässerten Schlamm
- $OVC_s - Fr$ Sauerstoffverbrauch

Der gesamte Sauerstoffbedarf ist nicht gleich dem notwendigen Sauerstoff für den CSB-Abbau, da der CSB den reduzierten Stickstoff (TKN) nicht erfasst und die Nitrifikation (siehe Abschnitt „Nitrifikation“ in Kapitel 3.2.3) ebenfalls Sauerstoff benötigt. Bei der Routineüberwachung wird zwar der gesamte, jedoch nicht der für den CSB-Abbau notwendige Sauerstoff getrennt gemessen. Durch Hinzuziehen von Erfahrungswerten kann diese unvollständige Stoffflussanalyse geschlossen und eine Bilanzierung durchgeführt werden. (SVARDAL ET AL. 1998)

Tabelle 5 Mindestumfang und -häufigkeiten von Ablesungen, Messungen, Untersuchungen und Auswertungen von CSB laut ÖWAV Arbeitsbehelf 14 (Abkürzungen: m = monatlich, w = einmal wöchentlich, 3w = dreimal wöchentlich, d = täglich, Re = Rechenwert)

Ausbaugröße der ARA (EW ₆₀) lt. Bescheid			> 50 - 500	> 500 - 5000	> 5000 - 50000	> 50000
CSB Zulauf	CSB _{zu}	mg/l	-	w	3w	d
CSB Ablauf	CSB _{ab}	mg/l	m	w	3w	d
CSB Wirkungsgrad	eta CSB	%	Re	Re	Re	Re

Sowohl die zufließende als auch die abfließende CSB-Fracht ist gemäß ÖWAV Arbeitsbehelf 14 (siehe Tabelle 5) regelmäßig zu messen. Die CSB Menge die über den Überschuss-

schlamm entfernt wird, wird nicht routinemäßig erfasst. Um trotzdem eine CSB-Bilanz erstellen zu können, kann man sich bei fehlenden Daten über das CSB/oTS-Verhältnis von 1,42 weiterhelfen. (BORNEMANN ET AL. 1998) Laut SPINDLER (2011) ändern sich die Massenverhältnisse von CSB- zu oTS-Gehalt auf einer Abwasserreinigungsanlage mit ungestörtem (stabilem) Betrieb nur geringfügig. Daher reicht in der Regel bereits eine Analyse des entwässerten Schlammes für eine korrekte Bilanzierung. (SPINDLER 2011)

3.4.5 Stickstoffbilanz

Bei kommunalem Abwasser fließen 11 g Gesamt-Stickstoff pro Einwohner und Tag zur Kläranlage. (KROISS 2007) Die zufließende N-Fracht kann das System auf drei Wegen wieder verlassen. Erstens gasförmig als N_2 aufgrund der Denitrifikation, zweitens im gereinigten Abwasser und drittens in der gebildeten Biomasse aus dem Belebungsbecken im entsorgten Klärschlamm (siehe Abbildung 14).

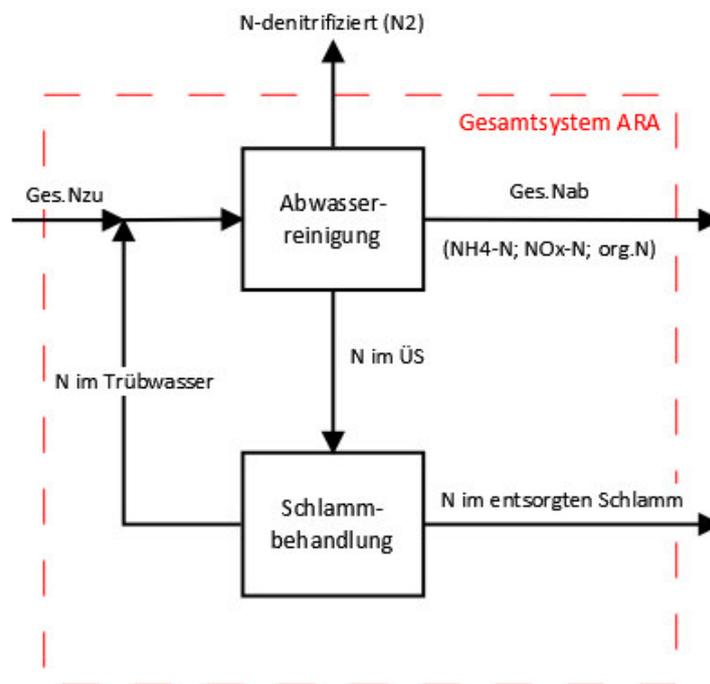


Abbildung 14 N-Bilanz einer Kläranlage

Aus Abbildung 14 ergibt sich folgende N-Bilanz vom Gesamtsystem:

$$Q_{zu} * Ges. N_{zu} = Q_{ab} * Ges. N_{ab} + N_{den.-Fr} + Q_{entw} * TS_{entw} * N_{in.TS.entw}$$

Q_{zu}	Zulaufmenge in die Kläranlage
Q_{ab}	Ablaufmenge aus der Kläranlage
Q_{entw}	entwässerte Schlammmenge
TS_{entw}	Trockensubstanz im entwässerten Schlamm
$Ges. N_{zu}$	gesamter Stickstoff im Zulauf der Kläranlage
$Ges. N_{ab}$	gesamter Stickstoff im Ablauf der Kläranlage
$N_{in.TS.entw}$	Stickstoff im entwässerten Schlamm
$N_{den.-Fr}$	denitrifizierte Stickstofffracht

Die Messung der Stickstoffkonzentration im Zulauf der Kläranlage erfolgt routinemäßig im Zuge der Eigenkontrolle. Der ÖWAV Arbeitsbehelf 14 gibt als Mindestanforderung nur die Messung der Gesamtstickstoffkonzentration an. Im Ablauf der Kläranlage sollten allerdings zusätzlich noch andere Parameter gemessen werden, da dadurch sichergestellt werden kann, dass die Ammonium- und Nitratkonzentrationen unter dem vorgegebenen Grenzwert liegen. Die mindeste Messhäufigkeit der Zu- und Ablaufstickstoffkonzentrationen laut ÖWAV Arbeitsbehelf 14 ist je nach Ausbaugröße unterschiedlich und Tabelle 6 zu entnehmen. (ÖWAV 2010)

Tabelle 6 Mindestumfang und -häufigkeiten von Ablesungen, Messungen, Untersuchungen und Auswertungen von Stickstoffparametern laut ÖWAV Arbeitsbehelf 14 (Abkürzungen: w = einmal wöchentlich, 2w = zweimal wöchentlich, 3w = dreimal wöchentlich, 5w = fünfmal wöchentlich (=werktäglich), d = täglich, Re = Rechenwert, ¹⁾ = bei Anlagen > 1000 EW)

Ausbaugröße der ARA (EW ₆₀) lt. Bescheid			> 50 - 500	> 500 - 5000	> 5000 - 50000	> 50000
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.N Wirkungsgrad	eta Ges.N %		-	Re	Re	Re

Wie aus Tabelle 6 erkennbar ist, ist die regelmäßige Messung des Stickstoffgehalts im Schlamm nicht notwendig. Um trotzdem eine Bilanzierung erstellen zu können, kann man sich über das N/oTS-Verhältnis aushelfen. Laut SPINDLER (2011) ändern sich die Masseverhältnisse von Stickstoff zum oTS-Gehalt auf einer Abwasserreinigungsanlage mit ungestörtem (stabilem) Betrieb nur geringfügig. Daher reicht in der Regel bereits eine Messung der Nährstoffverhältnisse im entwässerten Schlamm für eine korrekte Bilanzierung. (SPINDLER 2011)

Die Stickstoff-Bilanz ist neben der TS-Bilanzierung jedoch die problematischste, weil der entweichende gasförmige Stickstoff N₂ nur mit unververtretbarem Aufwand messtechnisch erfasst werden kann. Dadurch kann bei Abwasserreinigungsanlagen mit Denitrifikation die Bilanz nicht geschlossen werden. Die denitrifizierte Stickstofffracht kann allerdings aus der Differenz der anderen Frachten berechnet werden. (SVARDAL ET AL. 1998)

3.4.6 Phosphorbilanz

Bei kommunalem Abwasser fließen 1,7 g Gesamt-Phosphor pro Einwohner und Tag zur Kläranlage. (KROISS 2007) Die zufließende P-Fracht kann auf zwei Wegen die Kläranlage wieder verlassen. Erstens im gereinigten Abwasser und zweitens in der gebildeten Biomasse aus dem Belebungsbecken im entsorgten Klärschlamm (siehe Abbildung 15).

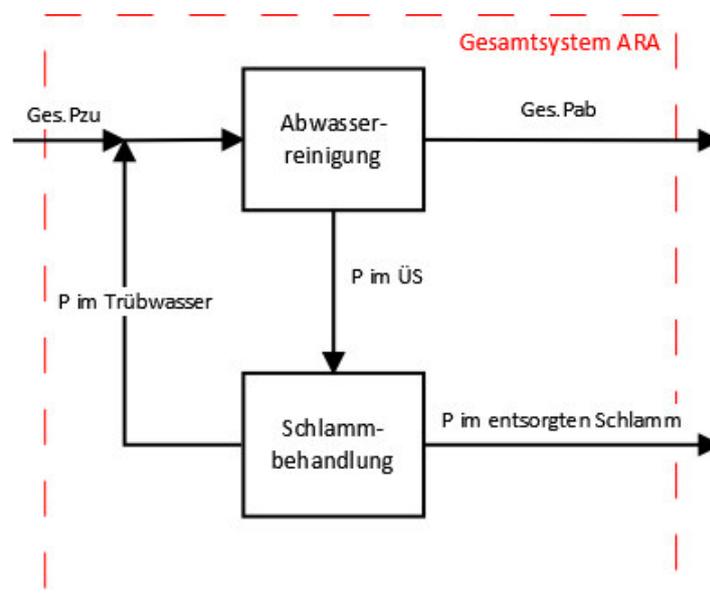


Abbildung 15 P-Bilanz einer Kläranlage

Aus Abbildung 15 ergibt sich folgende Phosphorbilanz vom Gesamtsystem:

$$Q_{zu} * Ges.P_{zu} = Q_{ab} * Ges.P_{ab} + Q_{entw} * TS_{entw} * P_{in.TS.entw}$$

Q_{zu}	Zulaufmenge in die Kläranlage
Q_{ab}	Ablaufmenge aus der Kläranlage
Q_{entw}	entwässerte Schlammmenge
TS_{entw}	Trockensubstanz im entwässerten Schlamm
$Ges.P_{zu}$	gesamter Phosphor im Zulauf der Kläranlage
$Ges.P_{ab}$	gesamter Phosphor im Ablauf der Kläranlage
$P_{in.TS.entw}$	Phosphor im entwässerten Schlamm

Die Messung der Phosphorkonzentration im Zulauf der Kläranlage erfolgt routinemäßig im Zuge der Eigenkontrolle. Die mindeste Messhäufigkeit der Zu- und Ablaufphosphorkonzentrationen laut ÖWAV Arbeitsbehelf 14 ist je nach Ausbaugröße unterschiedlich und Tabelle 7 zu entnehmen. (ÖWAV 2010)

Tabelle 7 Mindestumfang und -häufigkeiten von Ablesungen, Messungen, Untersuchungen und Auswertungen von Phosphorparametern laut ÖWAV Arbeitsbehelf 14 (Abkürzungen: A = Eintragung bei Anfall, 2w = zweimal wöchentlich, 5w = fünfmal wöchentlich (=werktäglich), d = täglich, ¹⁾ = bei Anlagen > 1000 EW)

Ausbaugröße der ARA (EW ₆₀) lt. Bescheid			> 50 - 500	> 500 - 5000	> 5000 - 50000	> 50000
Ges.P Zulauf	Ges.P _{zu}	mg/l	-	2w ¹⁾	5w	d
Ges.P Ablauf	Ges.P _{ab}	mg/l	-	2w ¹⁾	5w	d
Fällmittelmenge Phosphatfällung	Q _{FM}	l/d	A	A	d	d

Laut SPINDLER (2011) ändern sich die Masseverhältnisse von Phosphor zum oTS-Gehalt auf einer Abwasserreinigungsanlage mit ungestörtem (stabilem) Betrieb nur geringfügig. Daher reicht in der Regel bereits eine Messung der Nährstoffverhältnisse im entwässerten Schlamm für eine korrekte Bilanzierung. (SPINDLER 2011) Die Bilanzierung von Phosphor ist, da Phosphor beim Abbau nicht in die gasförmige Phase übergeht und somit das System nur über zwei Schleusen verlässt, entsprechend vereinfacht. (SVARDAL ET AL. 1998)

4. Material und Methoden

4.1 Untersuchte Kläranlagen

Im Zuge der Masterarbeit wurden zusätzlich zu den Massenbilanzen der Kläranlage des Wasserverbands Gaflenztal noch Massenbilanzen der Kläranlage Aspach erstellt. Da sich beide Kläranlagen in der Größe und Reinigungsart ähneln, können dadurch die Bilanzierungsergebnisse der Kläranlage WV Gaflenztal verifiziert und kontrolliert werden.

4.1.1 Kläranlage WV Gaflenztal

Der Wasserverband Gaflenztal hat zwei Mitglieder: die Gemeinde Gaflenz und die Markgemeinde Weyer, welche bei der Planung noch in zwei Marktgemeinden, nämlich in Weyer-Markt und Weyer-Land geteilt war. Das anfallende Abwasser aus diesen Gemeinden wird über die Kanalisation (laut HAWLICZEK (2014): 90% Misch-, 10% Trennsystem) zur Kläranlage transportiert und ist überwiegend häuslich geprägt. Die Kläranlage befindet sich im Gebiet der Marktgemeinde Weyer (Bezirk Steyr-Land) und wurde 1989 in Betrieb genommen. (REZAC 1985) Seit 1998 ist die Verbands-Geschäftsführung an die *WDL – WasserdienstleistungsGmbH* ausgelagert. (WDLGmbH o.J.b) Wesentliche Eckdaten der Kläranlage sind in Tabelle 8 zu finden.

Die Kläranlage WV Gaflenztal hat eine Ausbaugröße von 8200 EW und ist damit gemäß 1. AEV für kommunales Abwasser 1996/210 in der Größenklasse III, die Denitrifikation ist also verpflichtend. (Anlage A 1. AEV für kommunales Abwasser 1996/210) Seit 1991 wird auch durch Fällung mit Eisen(III)Chlorid der Phosphor aus dem Abwasser entfernt. Bei der Kläranlage WV Gaflenztal handelt es sich um eine Kläranlage mit Belebtschlammverfahren und simultaner Schlammstabilisierung. Die Sauerstoffregelung erfolgt folgendermaßen: Die Belüftung läuft bis 3 mg/l erreicht werden. Die Dauer bis zum Erreichen dieses Wertes wird gemessen. Danach erfolgt mit frei einstellbarem Faktor eine Nachbelüftungsphase (z.B. zwei Mal die zuvor gemessene Dauer). Die Dauer der Denitrifikationsphase erfolgt auf die gleiche Art und Weise wie die Nachbelüftungsphase. Die Leistungskennwerte von 2011 bis 2014 sind Anhang 1 zu entnehmen.

Tabelle 8 Eckdaten ARA WV Gaflenztal (Abkürzungen: C = Kohlenstoffentfernung, N = Nitrifikation, D = Denitrifikation, P = Phosphorentfernung; Berechnung der EW: Mittelwertbildung von 2011-2014)

Betreiber	Wasserverband Gaflenztal
Adresse	Steyrer Straße 21, 3335 Weyer
Bezirk	Steyr-Land (Oberösterreich)
Vorfluter	Gaflenzbach
Ausbaugröße	8 200 EW
Größenklasse gemäß 1. AEV	III
Reinigungsziel	C, N, D, P
Art der Anlage	Belebung, simultane Stabilisierung
Phosphorelimination	Eisen(III)Chlorid
EW ₁₂₀	6 091 EW
EW ₆₀	6 114 EW
EW ₁₁	5 706 EW
EW _{1,7}	5 746 EW
Raumbelastung (durchschnittlich)	0,178 kg BSB ₅ /(m ³ .d)
Raumbelastung gemäß Projekt	0,244 kg BSB ₅ /(m ³ .d)
Schlammbelastung durchschnittlich)	0,035 kg BSB ₅ /(kg TS.d)
Schlammbelastung gemäß Projekt	0,049 kg BSB ₅ /(kg TS.d)



Abbildung 16 Orthofoto ARA WV Gaflenztal

Die Kläranlage verfügt laut ROTHUBER (1987) über folgende Anlagenteile:

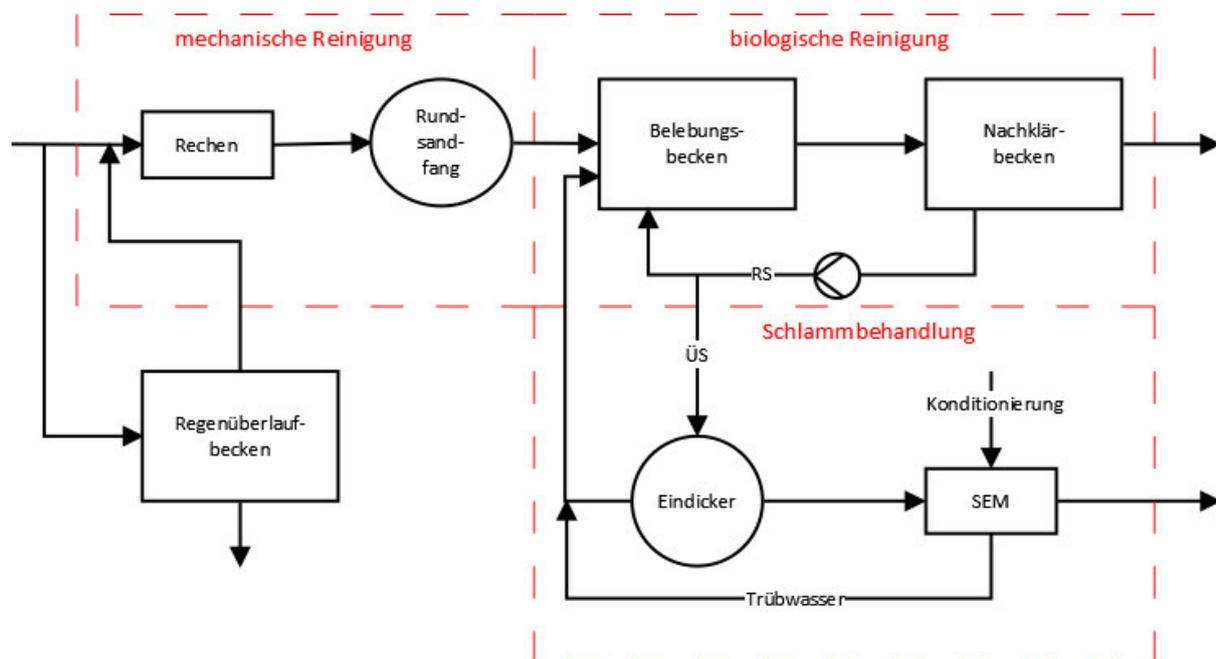


Abbildung 17 Kläranlagenschema ARA WV Gaflenztal

- Zulaufdrossel zum Regenüberlaufbecken: Volumen = 600 m³ (siehe Abbildung 18 sowie Abbildung 19)
- Rechen mit Presse (im Betriebsgebäude)
- Rundsandfang (unter Gelände)
- Sandfangwäsche (im Betriebsgebäude)
- Zwei Belebungsbecken (mit Linienbelüftung): Gesamtvolumen = 2020 m³
- Zwei Nachklärbecken (mit Bandräumern): Gesamtvolumen = 1707 m³
- Ein Schlammstilo
- Eine Kammerfilterpresse (Konditionierung erfolgt mit Kalkmilch und Eisen(III)Chlorid)

Das zufließende Abwasser wird zuerst in der mechanischen Reinigungsstufe gereinigt. Dabei werden die Grobstoffe mit einem Rechen aus dem Abwasser entfernt. Diese werden ge-

presst und anschließend in einen Container befördert. Das Abwasser fließt weiter zum Rundsandfang, indem alle mineralischen Stoffe $> 0,14$ mm ausgeschieden, in der Sandfangwäsche gereinigt und wie die Grobstoffe entsorgt werden. (ROTHUBER 1987)

Bei der darauffolgenden biologischen Reinigungsstufe wird das Abwasser im Zulauf zur Belebung auf zwei Belebungsbecken mit je 1010 m^3 aufgeteilt. (siehe Abbildung 22). Diese Aufteilung erfolgt in einem Verteilerschacht, welcher wie ein Düker funktioniert (siehe Abbildung 21). Die Belüftung der Belebungsbecken erfolgt mit Linienbelüftung, welche am Beckenboden montiert ist. Die für die Belüftung notwendigen Kompressoren befinden sich im Keller des Betriebsgebäudes. In den Belebungsbecken erfolgen der Abbau der organischen Belastung, die Nitrifikation, die Denitrifikation und die Phosphorfällung. Letztere erfolgt durch Simultanfällung mit Eisen(III)Chlorid, welches im Zulauf der Belebung hinzugefügt wird. (ROTHUBER 1987 sowie ROTHUBER 1992)

Im Anschluss an den Belebungsbecken befinden sich zwei rechteckige Nachklärbecken in denen sich der belebte Schlamm absetzt und das gereinigte Abwasser über Zahnschwellen aus den Nachklärbecken in einem offenen Gerinne in den Gaflenzbach fließt. Der abgesetzte Schlamm wird mittels Bandräumern in einen Schlammtrichter geschoben (siehe Abbildung 24) und gelangt über zwei Schneckenpumpen (siehe Abbildung 23) entweder als Rücklaufschlamm wieder in das Belebungsbecken oder er wird als Überschussschlamm abgezogen, wo er dann über einen Gravitationskanal in ein Schlammsilo fließt. (ROTHUBER 1987)

Sobald der Schlammsilo gefüllt ist, wird der simultan aerob stabilisierte Klärschlamm mit einer Kammerfilterpresse entwässert (siehe Abbildung 25). Er wird dabei mit einer Schlammförderpumpe aus dem Silo gefördert, mit den Konditionierungsmitteln (Kalkmilch und Eisen(III)Chlorid) vermischt und in die Entwässerungsmaschine gepumpt. Diese Art der Konditionierung wurde gewählt, weil es sich hierbei um ein stabiles Verfahren handelt, der Schlamm hygienisiert wird und anschließend landwirtschaftlich verwendet werden kann. (ROTHUBER 1988) Letzteres ist jedoch nicht der Fall, da der entwässerte Klärschlamm stattdessen kompostiert wird. (HOLZNER 2014) Der kompostierte Schlamm wird vorwiegend zur Rekultivierung eingesetzt.

Die folgenden Aufnahmen der Kläranlage stammen vom Besuch am 28.07.2014:



Abbildung 18 Zulaufdrossel mit Überlauf zum Regenüberlaufbecken



Abbildung 19 Regenüberlaufbecken



Abbildung 20 Zulaufmessstelle: links: gekühlter Probenschrank, rechts: Probenahme- u. Messstrecke



Abbildung 21 Zufuss in Belebungsbecken nach Verteilerschacht



Abbildung 22



Abbildung 23



Abbildung 24 Nachklärbecken mit Bandräu- mern



Abbildung 25 Kammerfilterpresse

4.1.2 Kläranlage Aspach

In der Kläranlage Aspach wird das Abwasser der Marktgemeinde Aspach gereinigt. Da die Entwässerung der Marktgemeinde vorwiegend im Mischsystem erfolgt, ist auch hier ein Regenüberlaufbecken beim Kläranlagenzulauf angeordnet. Das Abwasser weicht durch zwei große Indirekteinleiter besonders bei der organischen Belastung deutlich vom kommunalen Abwasser ab: Die zwei größten Indirekteinleiter im Einzugsgebiet sind eine Molkerei mit einem Konsens von 4000 EW und eine Fleischerei (Konsens 600 EW). Die Kläranlage Aspach wird wie die Kläranlage WV Gaflenzthal von der *WDL-WasserdienstleistungsGmbH* betreut (WDLGmbH o.J.a).

Die Kläranlage Aspach hat eine Ausbaugröße von 9000 EW und ist damit – wie die Kläranlage WV Gaflenzthal – gemäß 1. AEV für kommunales Abwasser 1996/210 in der Größenklasse III.

Tabelle 9 Eckdaten ARA Aspach (Abkürzungen: C = Kohlenstoffentfernung, N = Nitrifikation, D = Denitrifikation, P = Phosphorentfernung; Berechnung der EW: Mittelwertbildung von 2010-2013)

Betreiber	Marktgemeinde Aspach
Adresse	Schulstraße 35, 5252 Aspach
Bezirk	Braunau a. Inn (Oberösterreich)
Vorfluter	Leithenbach
Ausbaugröße	9 000 EW
Größenklasse gemäß 1. AEV	III
Reinigungsziel	C, N, D, P
Art der Anlage	Belebung, simultane Stabilisierung
Phosphorelimination	Aluminiumchlorid
EW ₁₂₀	5 749 EW
EW ₆₀	7 270 EW
EW ₁₁	3 587 EW
EW _{1,7}	5 050 EW
Raumbelastung (durchschnittlich)	0,165 kg BSB ₅ /(m ³ .d)
Schlammbelastung (durchschnittlich)	0,046 kg BSB ₅ /(kg TS.d)

Das Kläranlagenschema ist dem der Kläranlage WV Gaflenztal sehr ähnlich. Der einzige Unterschied gegenüber Abbildung 17 ist, dass die ARA Aspach keinen Rundsandfang, sondern einen Längssandfang hat. Die Kläranlage verfügt laut KURZ (2010) über folgende Anlagenteile:

- Regenüberlaufbecken
- Korbrechen (Ø 800 mm, Spaltweite 3 mm) mit integrierter Rechengutwaschpresse im Betriebsgebäude
- Sandfang mit Sandwascheinrichtung im Betriebsgebäude
- Ein Belebungsbecken (mit Streifenbelüftung): Volumen = 2650 m³
- Ein Nachklärbecken
- Schlammilos
- Eine Schneckenpresse (Konditionierung erfolgt mit Polymer)

In der mechanischen Reinigungsstufe werden die Grobstoffe mit einem Korbrechen aus dem Abwasser entfernt und anschließend in einer Rechengutwaschpresse behandelt. Anschließend wird der Sand in einem Sandfang entfernt, in der Sandfangwäsche gereinigt und wie die Grobstoffe entsorgt. (KURZ 2010) Auf die mechanische Reinigungsstufe folgt die biologische: Das Abwasser gelangt über einen Zulaufdüker in das Belebungsbecken. Die Belüftung des Belebungsbeckens erfolgt mittels Streifenbelüftern. Um den belebten Schlamm in Schwebe zu halten sind zusätzlich zwei Rührer eingebaut. Im Belebungsbecken erfolgen der Abbau der organischen Belastung, die Nitrifikation, die Denitrifikation und die Phosphorfällung. (KURZ 2010) Die Phosphorentfernung erfolgt in der Kläranlage Aspach mit Aluminiumchlorid. (Kläranlage Aspach 2010-2013)

Im Anschluss an das Belebungsbecken befindet sich ein Nachklärbecken in dem sich der Schlamm absetzt und das gereinigte Abwasser aus dem Nachklärbecken in den Leithenbach fließt. Der abgesetzte Schlamm wird mittels Räumern aus dem Nachklärbecken entfernt. Von dort gelangt er über die Rücklaufschlammschnecken entweder zurück in das Belebungsbecken oder er wird als Überschussschlamm abgezogen und in den Schlammsilos gelagert. (KURZ 2010)

Der Klärschlamm wird mit einer Schneckenpresse entwässert. (KURZ 2010) Um die Entwässerungseigenschaften des Klärschlammes zu verbessern wird er mit Polymer konditioniert. (Kläranlage Aspach 2010-2013) Nach der Entwässerung wird der Klärschlamm landwirtschaftlich verwendet. (WDLGmbH 2010-2013) Die Kläranlage Aspach verfügt außerdem über eine Senkgrubenübernahme. Nach der Übernahme werden die Senkgrubeninhalte in einem eigenen Belüftungsbecken von 45 m³ gespeichert und werden bei Schwachlastzeiten in die Biologie eingebracht. (KURZ 2010),

4.1.3 Unterschiede zwischen den beiden Kläranlagen

Für den Vergleich der Bilanzierungsergebnisse beider Kläranlagen müssen folgende Unterschiede berücksichtigt werden:

1. Die Zusammensetzung des zu reinigenden Abwassers unterscheidet sich deutlich voneinander: In Aspach ist die organische Belastung des Abwassers aufgrund der Indirekteinleiter sehr hoch: Die Belastung durch Stickstoff entspricht 3587 Einwohnerwerten, die Belastung durch BSB₅ 7270 Einwohnerwerten (siehe Tabelle 9). Das Abwasser in Aspach weicht also deutlich von der kommunalen Abwasserzusammensetzung ab. In der Kläranlage WV Gaflenztal entspricht die Belastung hingegen den herkömmlichen kommunalen Abwasserbelastungen (siehe Tabelle 8).
2. Die Phosphorelimination erfolgt in beiden Fällen zwar chemisch, jedoch unterscheiden sich die Fällmittel. Während in der Kläranlage WV Gaflenztal Eisen(III)Chlorid verwendet wird, wird in der Kläranlage Aspach Aluminiumchlorid verwendet. Der Schlammanfall bei Fällung mit Aluminiumchlorid ist gemäß DWA -Regelwerk A 131 geringer, als bei der Fällung mit Eisen(III)Chlorid (siehe Details dazu Kapitel 3.3).
3. Die Schlammentwässerung in der Kläranlage WV Gaflenztal erfolgt mit einer Kammerfilterpresse, während in der Kläranlage Aspach eine Schneckenpresse verwendet wird. Außerdem erfolgt die Konditionierung des Klärschlammes im Gaflenztal mit Kalkmilch und Eisen(III)Chlorid. In Aspach wird stattdessen mit Polymer konditioniert. Erstere führt zu einem deutlich höheren Schlammanfall, da die erforderliche Menge für die Konditionierung viel höher ist. Der anfallende entwässerte Klärschlamm pro Einwohner ist dadurch im Gaflenztal, unabhängig der Betriebsweise, höher.

4.2 Bilanzierung mit eDAB[®]

Die Bilanzierung der Stoffströme der Kläranlagen WV Gaflenztal und Aspach wurden mit der Software eDAB[®] erstellt. Mit dieser Software können elektronische Daten von Kläranlagen erfasst, analysiert und bilanziert werden. (eDAB Entwicklungs- und Vertriebs GmbH o.J.) Bei eDAB[®] werden die Bilanzierungen auf Basis von Mittelwerten erstellt, es wird also für alle Stoffströme die mittlere Tagesfracht ermittelt. Zwar kann dadurch festgestellt werden ob die Bilanz über den betrachteten Zeitraum ausgeglichen ist, jedoch kommt es durch die Mittelung zu einem Informationsverlust bezüglich der täglichen Schwankungen innerhalb des Auswertungszeitraums. (SPINDLER 2011)

Die notwendigen Daten für die Bilanzierung sind weitestgehend durch den Messumfang von Eigen- und Fremdüberwachung gedeckt. Sind allerdings nicht alle notwendigen Messwerte für eine Stoffstrombilanz vorhanden, ist es notwendig auf Ersatzwerte auszuweichen. Fehlen beispielsweise Werte in den Bilanzen von CSB, Phosphor oder Stickstoff können sie mit Hilfe des oTS-Gehalts berechnet werden. Die Möglichkeit ergibt sich, weil bei einer Kläranlage mit stabilem Betrieb das Verhältnis von CSB/oTS, P/oTS und N/oTS nur geringen Schwankun-

gen unterliegt. (SPINDLER 2011) SPINDLER (2011) betont weiters, dass bereits eine Messung dieser Nährstoffverhältnisse für eine Bilanzierung ausreichend ist. Diese Nährstoffverhältnisse werden beispielsweise im Zuge von Klärschlammgutachten im entwässerten Schlamm gemessen.

Mit eDAB® können Bilanzierungen von folgenden Stoffströmen erstellt werden:

- Wassermenge Q
- Trockensubstanz TS
- Chemischer Sauerstoffbedarf CSB
- Stickstoff N
- Phosphor P

Damit diese Stoffströme bilanziert werden können sind folgende Arbeitsschritte notwendig:

1. Erstellen des Anlagenschemas mit den einzelnen Anlagenkomponenten
2. Parametrierung der Betriebsdaten: Die Betriebsdaten werden den entsprechenden Parametern in eDAB® zugeordnet. Dieser Schritt ist notwendig um anschließend die Betriebsdaten importieren zu können.
3. Import der Betriebsdaten
4. Eingabe der Klärschlammgutachten
5. Erstellen/Anpassung des Rechenmodells: Das Rechenmodell ist das Kernstück der Bilanzierung, da es die eigentliche Berechnung der einzelnen Stoffströme darstellt. Damit die Bilanzierung erfolgen kann, muss ein Rechenmodell erstellt oder ein bestehendes Modell angepasst werden. Dafür wird für jede Komponente (= Pfeile in Abbildung 27) eine Systemvariable erstellt. Die Systemvariablen beinhalten die Berechnung des Stoffstroms (z.B. Berechnung der CSB-Zulaufkraft) oder eine eindeutige Parameterzuordnung (z.B. Zufluss zur Kläranlage = täglich gemessene Wassermenge im Zulauf). (eDAB Entwicklungs- und Vertriebs GmbH o.J.)
6. Das Kläranlagenmodell setzt sich aus mehreren Anlagenkomponenten, wie beispielsweise der mechanischen Reinigungsstufe zusammen.

Das Kläranlagenmodell setzt sich aus Anlagenkomponenten (mechanische Reinigungsstufe, Belebung, etc.) welche durch Komponenten miteinander verbunden sind zusammen. Letztere geben an in welche Richtung die Stoffflüsse stattfinden (z.B. von der mechanischen Reinigungsstufe in die Belebung), an welchen Stellen ein Eintrag in die Kläranlage (= Quelle) erfolgt oder an welchen Stellen die Stoffe die Kläranlage wieder verlassen (= Senke).

Nachdem das Anlagenschema und das Rechenmodell fertiggestellt sind, muss die vorhandene Datengrundlage auf ihre Plausibilität geprüft werden. Erst im Anschluss an die Plausibilitätsprüfung können die Bilanzierungsergebnisse der Stoffströme betrachtet werden. Die Darstellung dieser erfolgt auf zwei Arten: Erstens mit der Gesamtbilanz, bei der die Kläranlage insgesamt betrachtet wird. Hier werden alle Stoffströme, die in das Gesamtsystem zu- und abfließen, betrachtet. All jene Stoffströme die innerhalb der Systemgrenzen stattfinden, werden dabei weggelassen. Zweitens können die Ergebnisse in der Detailbilanz dargestellt werden. Bei dieser Darstellung werden alle Anlagenkomponenten und Stoffströme ausgewiesen.

eDAB® berechnet für jede Stoffkomponente eine Stoffstrommenge (z.B. Fracht, Wassermenge), welche dann als Tagesmittelwert bei den Pfeilen zwischen den Anlagenkomponenten steht (siehe Abbildung 26). Zusätzlich dazu wird bei jeder Anlagenkomponente die Bilanzabweichung in Prozent wie folgt berechnet: (eDAB Entwicklungs- und Vertriebs GmbH o.J.)

$$\Delta \text{Bilanz} = 100 - \frac{\text{Summe Output}}{\text{Summe Input}} * 100$$

Bei einer negativen Bilanzabweichung, sind die abfließenden Stoffströme größer als die zufließenden und umgekehrt.

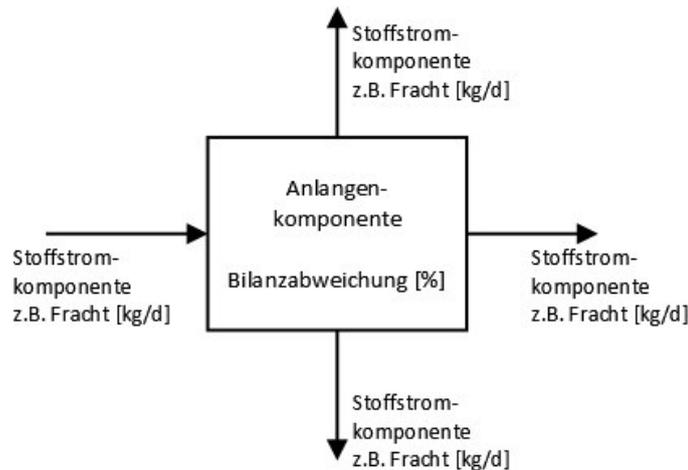


Abbildung 26 Ergebnisdarstellung der Bilanzierung mit eDAB[®]

4.2.1 Bilanzierung der ARA WV Gaflentzal

Die Bilanzierung der ARA WV Gaflentzal wurde mit dem Betriebsdaten aus der Eigenüberwachung von 2011-2014 erstellt. Zusätzlich dazu standen die Klärschlammuntersuchungen von 2011, 2012 und 2014 zur Verfügung. Als Bilanzierungszeitraum wurde je ein Jahr gewählt. In Abbildung 27 ist das Gesamtsystem der Kläranlage dargestellt. Die Kläranlage WV Gaflentzal hat zwei Quellen: den Kläranlagenzulauf und die Zugabe von Konditionierungsmitteln bei der Schlammmentwässerung. Der Kläranlagenablauf, die Atmosphäre und die Klärschlammmentsorgung sind die Senken der Kläranlagen.

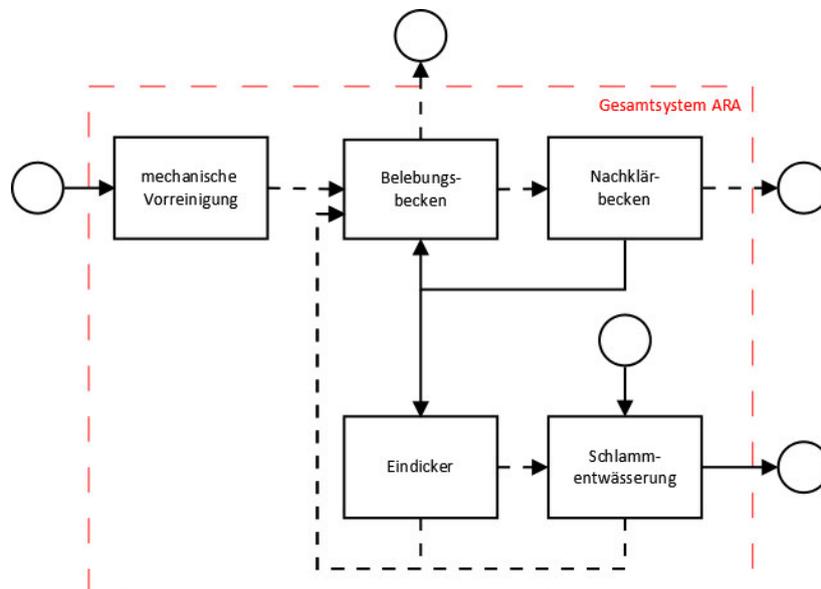


Abbildung 27 Darstellung des Gesamtsystems der ARA WV Gaflentzal für die Bilanzierung (Kreise stellen Quellen/Senken dar, durchgehende Linien sind gemessene, gestrichelte sind ungemessene Stoffströme)

In Abbildung 28 ist das Kläranlagenschema aus eDAB[®] zu sehen. In eDAB[®] wird die biologische Stufe nicht in Belebungsbecken und Nachklärbecken unterteilt, sondern als eine Anlagenkomponente modelliert. Die Kläranlage WV Gaflentzal setzt sich aus vier Anlagenkomponenten zusammen: mechanische Vorreinigung (Rechen und Sandfang), Belebungsbecken (BB und NKB), Schlamm-silo (= EDI) und der Schlamm-entwässerung (= SEM). Im Modell wird die Komponente des Trübwassers welches aus dem Schlamm-silo in die Belebungsbecken zurückfließt nicht

berücksichtigt, da es keinerlei Messungen dieser Komponente bei der Kläranlage WV Gaflenztal gibt.

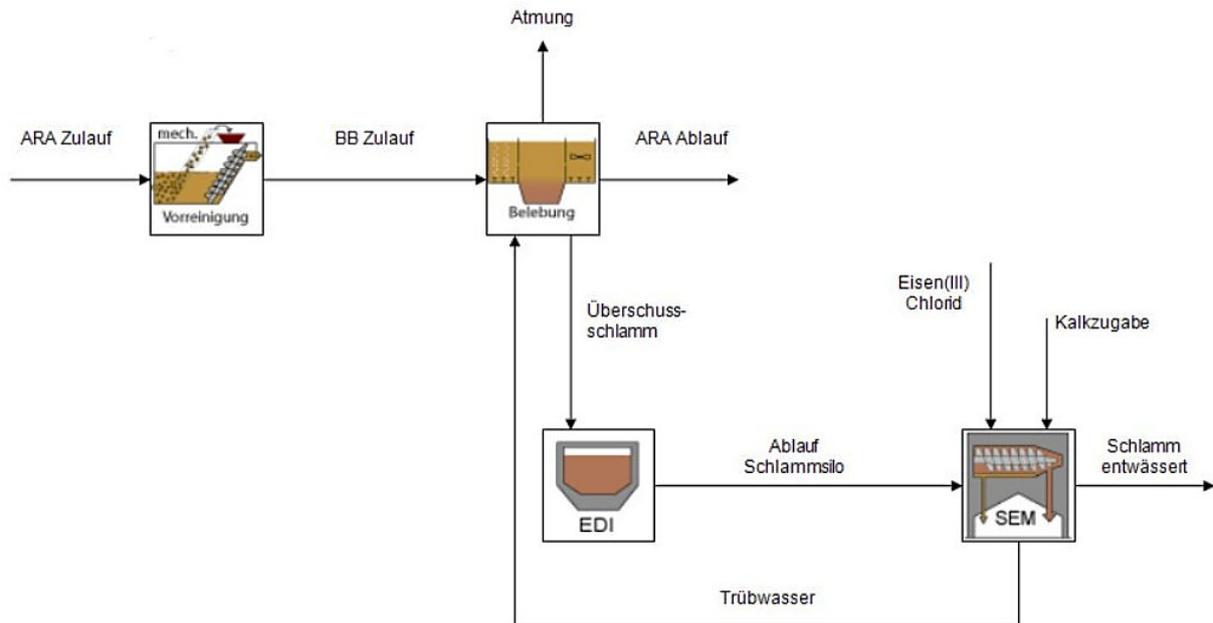


Abbildung 28 Kläranlagenschema ARA WV Gaflenztal (eigene Darstellung aus eDAB®)

4.2.2 Bilanzierung der ARA Aspach

Die Bilanzierung der Kläranlage Aspach wurde mit den Betriebsdaten aus der Eigenüberwachung von 2010-2013 erstellt. Zusätzlich dazu standen die Klärschlammuntersuchungen von 2010-2014 zur Verfügung. Als Bilanzierungszeitraum wurde wie bei der Kläranlage WV Gaflenztal ein Jahr gewählt. In Abbildung 29 ist das Gesamtsystem der Kläranlage dargestellt. Zwar unterscheidet sich das Gesamtsystem nicht wesentlich vom Gesamtsystem der Kläranlage WV Gaflenztal, jedoch gibt es Unterschiede in Bezug auf die gemessenen und ungemessenen Stoffströme. Die Kläranlage Aspach hat wie die Kläranlage WV Gaflenztal zwei Quellen: den Kläranlagenzulauf und die Zugabe von Konditionierungsmitteln bei der Schlamm-entwässerung. Der Kläranlagenablauf, die Atmosphäre und die Klärschlamm-tersorgung sind die Senken der Kläranlagen.

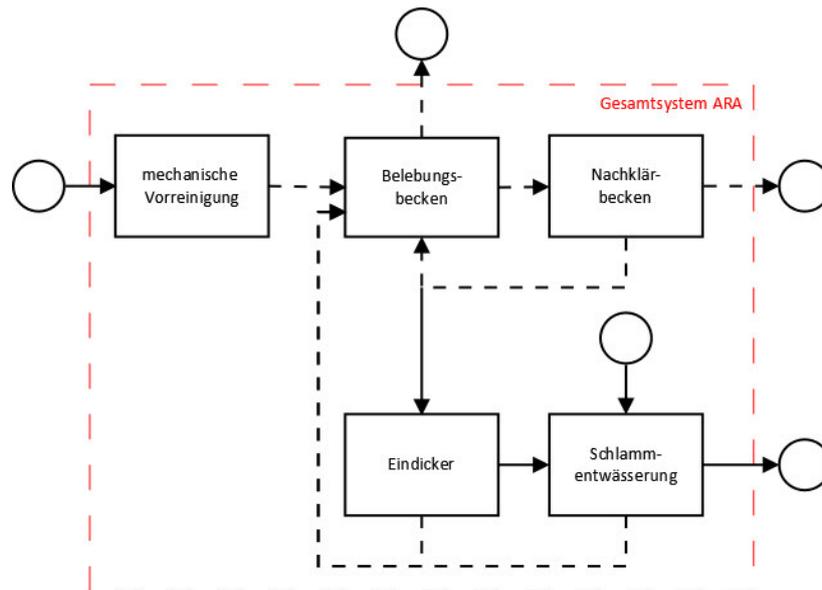


Abbildung 29 Darstellung des Gesamtsystems der ARA Aspach für die Bilanzierung (Kreise stellen Quellen/Senken dar, durchgehende Linien sind gemessene, gestrichelte sind ungemessene Stoffströme)

Das Kläranlagenschema ist Abbildung 30 zu entnehmen. Die Anlagenkomponenten sind wie bei der Kläranlage WV Gaflenztal. Da sowohl die Überschussschlammmenge als auch die Menge im Ablauf des Schlammsilos gemessen wird, ist es möglich das Trübwasser aus dem Schlammsilo zu berücksichtigen.

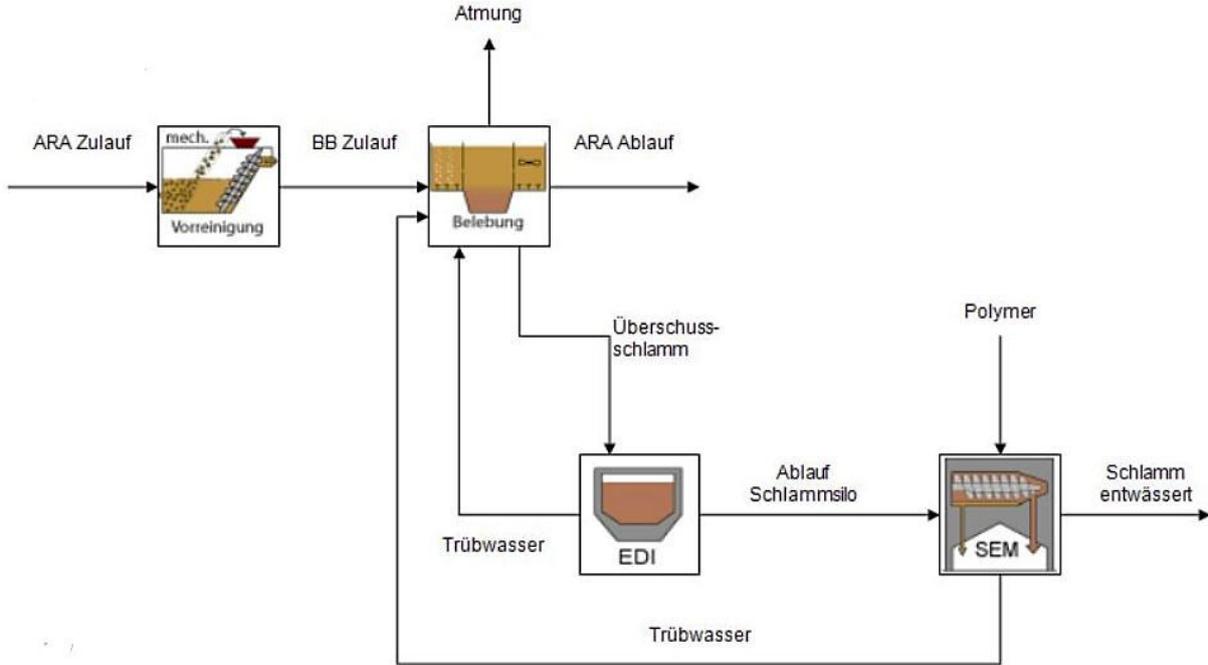


Abbildung 30 Kläranlagenschema ARA Aspach (eigene Darstellung aus eDAB®)

5. Ergebnisse

5.1 Ergebnisse der ARA WV Gaflenztal

Die Plausibilität wird in Kapitel 5.1.1 geprüft. Anschließend werden in Kapitel 5.2.2 die Ergebnisse der Bilanzierung der einzelnen Betrachtungszeiträume dargestellt.

5.1.1 Plausibilitätsprüfung

Die verwendeten Betriebsdaten können auf ihre Plausibilität geprüft werden, indem ausgewählte Kennzahlen mit Erfahrungswerten verglichen werden. Die Orientierungsbereiche in den nachfolgenden Tabellen stammen aus den von eDAB® erstellten Berichten für jeden Zeitraum und setzen sich aus Erfahrungswerten des *Instituts für Wassergüte der TU-Wien* und aus Auswertungen des *ÖWAV-Kläranlagen-Benchmarkings* zusammen. Die angegebenen Orientierungsbereiche gelten für kommunales Abwasser. Da das Abwasser aus dem Einzugsgebiet der Kläranlage WV Gaflenztal keinen großen industriellen Einfluss hat, sind die Werte als plausibel einzustufen, wenn sie in diesen Bereichen liegen.

Zuerst werden wesentliche Kennzahlen im Kläranlagenzulauf betrachtet. Die BSB- und CSB-Einwohnerwerte sind zwar in allen betrachteten Jahren größer als die Stickstoff- und Phosphoreinwohnerwerte, allerdings befinden sich alle in der gleichen Größenordnung. Die Verhältnisse von Phosphor, Stickstoff und BSB zum Chemischen Sauerstoffbedarf liegen in allen betrachteten Jahren innerhalb des Orientierungsbereichs. Da es im Einzugsgebiet der Kläranlage keine wesentlichen industriellen Einleiter gibt, bestätigen die Kennzahlen im Kläranlagenzulauf also die erwartete Abwasserbeschaffenheit und sind somit als plausibel einzustufen.

Tabelle 10 Kennzahlen Kläranlagenzulauf WV Gaflenztal 2011-2014 mit Orientierungsbereichen

	Einheit	2011	2012	2013	2014	Orientierungsbereich	
EW Ausbau	EW	8200					
EW ₁₂₀	EW	6538	6008	5728	5725		
EW ₆₀	EW	6545	5976	5822	5677		
EW ₁₁	EW	5959	5730	5429	5034		
EW _{1,7}	EW	6225	5615	5397	5387		
GesP/CSB	-	0,014	0,014	0,014	0,014	0,007	0,021
GesN/CSB	-	0,09	0,09	0,09	0,09	0,05	0,14
BSB/CSB	-	0,54	0,52	0,51	0,52	0,25	0,75

Als zweites werden die Jahresmittelwerte der verschiedenen Belastungen im Zulauf betrachtet. Für die Ermittlung der Orientierungsbereiche in Tabelle 11 wurden folgende Werte verwendet:

- Pro Einwohnerwert und Tag CSB-Fracht von 120 g, BSB-Fracht von 60 g, Gesamtstickstofffracht von 11 g, Gesamtphosphorfracht von 1,7 g
- Zulaufwassermenge zwischen 150 und 280 Liter pro Tag und Einwohner

Die Jahresmittelwerte der Kläranlage WV Gaflenztal liegen alle Jahresmittelwerte innerhalb der einzelnen Orientierungsbereiche. Auch die Jahresmittelwerte im Kläranlagenzulauf entsprechen also den Erfahrungswerten von kommunalem Abwasser und sind somit als plausibel einzustufen.

Tabelle 11 Jahresmittelwerte im Zulauf der Kläranlage WV Gaflenztal 2011-2014 mit Orientierungsbereichen

	Einheit	2011	2012	2013	2014	Orientierungsbereich	
CSB	mg/l	611	508	518	569	430	800
BSB	mg/l	320	261	259	288	200	400
GesN	mg/l	51,7	42,8	43,3	45,2	40	70
NH ₄ -N	mg/l	31,6	25,5	23,2	24,6	20	45
GesP	mg/l	8,4	7,4	7	7,6	6	11

Zuletzt werden die wesentlichen Kennzahlen im Kläranlagenablauf betrachtet. Zwar liegen die CSB-Ablaufwerte nicht im Orientierungsbereich, jedoch sind sie einander in allen betrachteten Jahren sehr ähnlich und aufgrund des sehr hohen Wirkungsgrads trotzdem als plausibel einzustufen. In den betrachteten Jahren wurden die Ablaufwerte, die im Bescheid vorgegeben sind, nie überschritten. Die Wirkungsgrade von allen Parametern werden überschritten. Sie sind einander in allen Jahren sehr ähnlich, allerdings waren sie in 2012 am niedrigsten. Zusammenfassend sind sowohl die Kennzahlen im Zulauf als auch im Ablauf der Kläranlage plausibel und entsprechen den Erwartungswerten bei kommunalem Abwasser sehr gut. Die Werte können somit für eine Bilanzierung verwendet werden.

Tabelle 12 Kennzahlen Kläranlagenablauf WV Gaflenztal 2011-2014 mit Orientierungsbereichen

	Einheit	2011	2012	2013	2014	Orientierungsbereich	
Ablaufkonzentration	CSB mg/l	16,0	17,0	16,0	15,0	20,0	40,0
	BSB mg/l	4,9	4,6	3,9	3,9	3,0	10,0
	NH ₄ -N mg/l	0,3	1,8	0,3	0,2	0,5	3,0
	NO ₃ -N mg/l	4,8	3,1	4,5	4,4	2,0	8,0
	GesN mg/l	6,7	7,0	6,3	6,1	3,0	10,0
	GesP mg/l	0,7	0,7	0,7	0,7	0,2	1,0
Wirkungsgrad	CSB %	97	96	96	97	94	97
	BSB %	98	98	98	98	97	99
	GesN %	87	82	85	86	75	91
	GesP %	91	88	89	90	80	95

5.1.2 Bilanzierung

Nachfolgend sind die Bilanzierungsergebnisse der Kläranlage WV Gaflenztal dargestellt. Es wurden vier Zeiträume von je einem Jahr (2011, 2012, 2013, 2014) bilanziert. Die Bilanzierung wurde mit der Software eDAB[®] durchgeführt, die dafür notwendigen Schritte sind in Kapitel 4.2 ausgeführt.

Bei den Ergebnissen der Bilanzierungen handelt es sich um die Tagesmittelwerte des jeweiligen Betrachtungszeitraums. Die Ergebnisse der Wassermenge sind immer in m³/d, die restlichen (TS, CSB, N, P) in kg/d angegeben. Die Detailbilanzen aller Jahre sind im Anhang von Anhang 2 bis Anhang 21 zu finden.

Wassermengenbilanz

Wie bereits in Kapitel 3.4.2 erwähnt, ist eine ausgeglichene Bilanz der Wassermenge die Grundlage für die TS-, CSB-, N- und P-Bilanz, da diese weitestgehend auf Frachtberechnungen mit den Wassermengen beruhen.

Berechnung der Komponenten

- Zulaufmenge Kläranlage: tägliche Messung; Mittelwert von allen gemessenen Werten
- Zulaufmenge Belebungsbecken: gleich der Kläranlagenzulaufmenge
- Ablaufmenge Kläranlage: Gleichsetzung mit der Zulaufmenge
- Überschussschlammmenge: Messung bei Anfall; $\dot{U}S = \frac{\text{Summe Überschussschlamm}}{\text{Anzahl Tage im Jahr}}$
- Ablauf Schlammsilo: Es gibt keinerlei Aufzeichnungen zwischen Schlammsilo und der Schlamm entwässerung. Deswegen musste die Wassermenge der Überschussschlammmenge gleichgesetzt werden.
- Eisen(III)Chlorid: Es gibt keine Aufzeichnungen bezüglich der verwendeten Menge von Eisen(III)Chlorid bei der Entwässerung, da die gelieferte Menge sowohl für die Konditionierung als auch für die Phosphorfällung verwendet wird. Allerdings wird die Fällmittelzugabe dokumentiert, die Differenz zwischen Lieferung und Fällmittelzugabe ist folglich gleich der Konditionierungsmenge. Die Wassermenge ergibt sich aus dem Wasseranteil gemäß dem Produktdatenblatt.
- Kalkzugabe: Es gibt wie beim Eisen(III)Chlorid keine Aufzeichnungen über die Kalkmilchmenge die bei der Entwässerung hinzugefügt wird. Die Ermittlung der Menge erfolgt über die jährlich gelieferte Gesamtmenge.
- Trübwasser: Es gibt keine Trübwassermengenmessung. Die Berechnung erfolgt durch Differenzenbildung: $Q_{Trüb} = \dot{U}S + Q_{FeCl} + Q_{Kalk} - Q_{entw}$. Diese Wassermenge fällt jedoch nicht nur bei der Schlammpresse, sondern teilweise bereits bei der Eindickung im Schlammsilo an. Da es allerdings keinerlei Aufzeichnungen zwischen Schlammsilo und Schlammpresse gibt, können über diese Menge keine Aussagen getroffen werden.
- Schlamm entwässert: Es wird sowohl die anfallende Kuchenmenge als auch die Trockensubstanz des Kuchens gemessen. Die Wassermenge im Schlamm kann aus diesen Angaben berechnet werden.

Die Wassermengenbilanz ist eine offene Bilanz, da es keine Aufzeichnungen über die Kläranlagenablaufmenge gibt. Diese ist, streng genommen, die Differenz zwischen Kläranlagenzulauf und dem entwässerten Schlamm. Der Fehler der durch die Gleichsetzung mit der Kläranlagenzulaufmenge entsteht ist allerdings so gering, dass er vernachlässigt werden kann.

Bilanzierungsergebnisse

Die Gesamtbilanzen der Wassermenge der Jahre 2011 bis 2014 sind in den Abbildung 31 bis Abbildung 34 zu sehen. Die Wassermengenbilanz aller Jahre lässt sich ohne signifikante Widersprüche schließen. Die geringen Fehler ergeben sich daraus, dass die Wassermenge im Kläranlagenablauf gleich der Zulaufmenge gesetzt wurde.

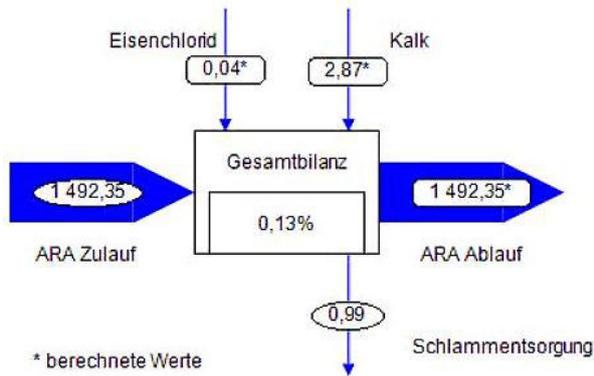


Abbildung 31 Gesamtbilanz der Wassermenge Q in m³/d in 2011

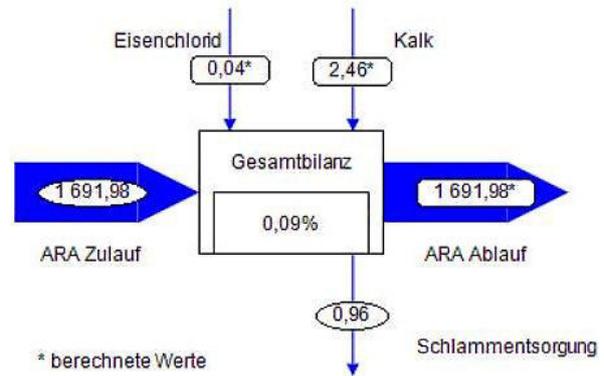


Abbildung 32 Gesamtbilanz der Wassermenge Q in m³/d in 2012

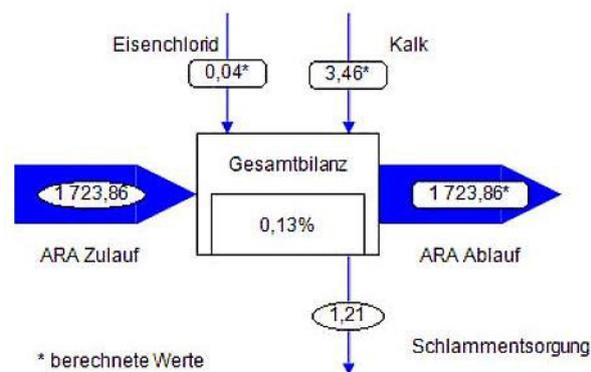


Abbildung 33 Gesamtbilanz der Wassermenge Q in m³/d in 2013

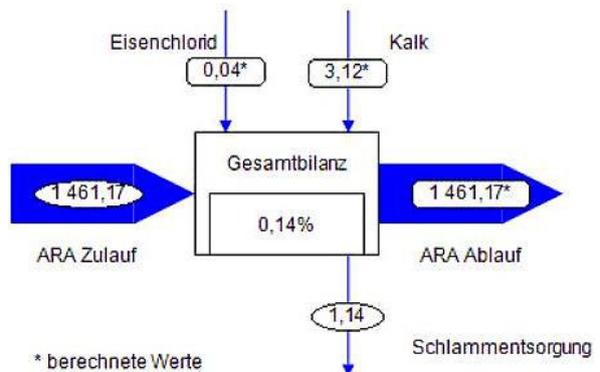


Abbildung 34 Gesamtbilanz der Wassermenge Q in m³/d in 2014

Die Ergebnisse der Komponenten der Detailbilanz der Wassermenge sind in Tabelle 13 zu finden. Alle Abbildungen der Detailbilanzen sind im Anhang von Anhang 2 bis Anhang 5 zu finden. Bei Nichtberücksichtigung der Trübwassermenge kommt es besonders bei der Wassermenge zu großen Bilanzabweichung in der Anlagenkomponente Schlammpresse. Deshalb wurde bei der Wassermengenbilanz die Differenz zwischen In- und Output gleich der Trübwassermenge gesetzt. Der Fehler von 0 % ist dadurch bei dieser Anlagenkomponente nicht aussagekräftig. Die tatsächliche Trübwassermenge müsste durch Kontrollmessungen (sowohl bei Schlammsilo als auch bei der Schlammpresse) verifiziert werden.

In 2013 sind stets die höchsten Werte zu finden, während bis auf die Zulaufmenge in 2012 stets die niedrigsten Werte zu finden sind. Das Verhältnis der Wassermenge durch die Kalkkonditionierung zum anfallenden Überschussschlamm war in 2013 ebenso am höchsten, während in 2012 weniger Konditionierungsmittel zur Entwässerung benötigt wurde.

Tabelle 13 Ergebnisse der Bilanzierung der Wassermenge (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums)

		2011	2012	2013	2014
Q _{Zu}	m ³ /d	1492,35	1691,98	<u>1723,86</u>	1461,17
ÜS	m ³ /d	45,48	43,58	<u>52,52</u>	52,11
Q _{Kalk}	m ³ /d	2,87	2,46	<u>3,46</u>	3,12
Q _{Kalk} /ÜS	%	6,3%	5,6%	<u>6,6%</u>	6,0%
Q _{FeCl}	m ³ /d	0,04	0,04	0,04	0,04
Q _{Trüb}	m ³ /d	47,4	45,11	<u>54,81</u>	54,13
Q _{entw}	m ³ /d	0,99	0,96	<u>1,21</u>	1,14

Trockensubstanzbilanz

Eine ausgewogene TS-Bilanz ist wichtig da die Bilanzen von CSB, Stickstoff und Phosphor zwischen Überschussschlammabzug und entwässerten Schlamm auf den Trockensubstanzmengen basieren. Bei der Trockensubstanz wird nicht, wie bei den restlichen Bilanzen, das Gesamtsystem betrachtet, sondern nur das Teilsystem der Schlammbehandlung (Details dazu siehe Kapitel 3.4.3). Als Gesamtbilanz wird also nicht das Gesamtsystem Abwasserreinigungsanlage, sondern das Teilsystem Schlammbehandlung betrachtet.

In Abbildung 35 ist der TS-Anfall im Überschussschlamm als Boxplot dargestellt: das graue Rechteck (= Box) zeigt den Bereich in dem sich 50 % der Daten befinden. Die untere Grenze entspricht dabei dem unteren Quartil (= 25 %), die obere dem oberen Quartil (= 75 %). Der rote Punkt im Rechteck kennzeichnet die Lage des Medians (= 50 % der Werte sind größer, 50 % der Werte kleiner). Die Whisker (schwarze Striche) kennzeichnen nach unten hin das 5 % Quantil, nach oben das 95 % Quantil. In Abbildung 35 ist erkennbar, dass es keine großen Ausreißer bei der TS-Fracht im Überschussschlamm gibt. Der Mittelwert in kg/d ist der Tabelle 14 zu entnehmen. Die Unterschiede zwischen Median und Mittelwert sind dadurch erklärbar, dass beim Median die Abzugshäufigkeit nicht mitberücksichtigt wird und dadurch ein höherer Wert zustande kommt. Sowohl beim Median als auch beim Mittelwert ist die TS-Fracht im Überschussschlamm in 2012 am niedrigsten. Beim höchsten Wert spielt die Abzugshäufigkeit jedoch eine wichtige Rolle: In 2014 wurde deutlich seltener Überschussschlamm, jedoch größere Mengen, abgezogen. Dadurch ist der Median in 2014 größer als 2013, bei Berücksichtigung der Abzugshäufigkeit ist in 2013 jedoch deutlich mehr TS-Fracht angefallen.

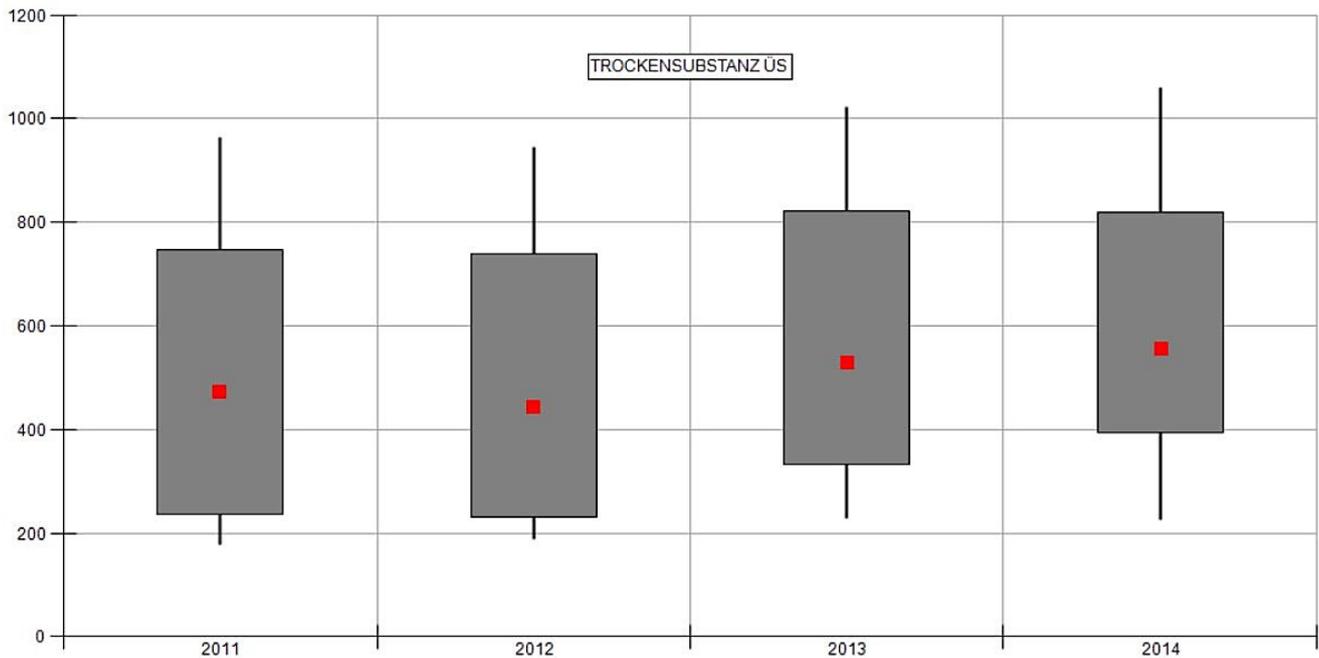


Abbildung 35 Mehrjahresvergleich der Trockensubstanz im Überschussschlamm in kg/d

Tabelle 14 TS-Fracht im Überschussschlamm in kg/d

	TS-Fracht pro Tag (Mittelwert) [kg/d]	Anzahl Tage an denen ÜS abgezogen wurde
2011	336	248
2012	328	243
2013	401	249
2014	377	230

Berechnung der Komponenten

- Überschussschlammmenge: Messung der Menge und der Trockensubstanz bei Anfall; $TS_{\text{ÜS}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{d}} \right] = \frac{\text{ÜS} \left[\frac{\text{m}^3}{\text{d}} \right] * TS_{\text{ÜS}} \left[\frac{\text{g}}{\text{l}} \right]}{\text{Anzahl Tage im Jahr}}$
- Ablauf Schlammsilo: Es gibt keinerlei Aufzeichnungen zwischen Schlammsilo und der Schlammentwässerung. Deswegen musste die Trockensubstanzmenge der TS-Fracht im ÜS gleichgesetzt werden.
- Eisen(III)Chlorid: Da es wie bei der Wassermenge bereits ausgeführt keine genauen Aufzeichnungen über die Menge gibt, wurde diese durch Differenzenbildung ermittelt. Die TS-Menge wurde gemäß dem Produktdatenblatt berechnet.
- Kalkzugabe: Auch hier wurde die jährlich gelieferte Gesamtmenge und die Produktspezifikationen des Herstellers verwendet. Zum Zeitpunkt der Bilanzierung waren diese aus dem Jahr 2014 noch nicht vollständig verfügbar. Als Wert wurde die durchschnittliche Kalkmenge pro m³ entwässerten Kuchen verwendet.
- Trübwasser: Es gibt keine Messungen des Trübwassers beziehungsweise der Zusammensetzung des Trübwassers. Der Kalkgehalt im entwässerten Schlamm wird einmal jährlich bei der Klärschlammuntersuchung ermittelt. Durchschnittlich enthält der entwässerte Schlamm 33 % Kalk. Die Differenz zwischen Kalkzugabe und der

Kalkmenge im entwässerten Schlamm muss folglich im Trübwasser gelöst das Teilsystem wieder verlassen. Der Klärwärter der Kläranlage WV Gaflenztal hat diese Annahme untermauert, da laut ihm das Trübwasser nach der Schlammpresse eine milchige Farbe hat und es bei der Einleitung dessen zu einer deutlich pH-Wert Zunahme im Belebungsbecken kommt. Trotz der pH-Wert Zunahme kommt es jedoch zu keiner nennenswerten Beeinträchtigung der Abbauprozesse. (HOLZNER 2015) Die Berechnung erfolgt durch Differenzenbildung:

$$TS_{Trüb} = TS_{Kalk} - 0,33 * TS_{entw}$$

- Schlamm entwässert: Die Trockensubstanz der Schlammensorgung ergibt sich aus der entwässerten Kuchenmenge des TS-Gehalts des Kuchens gemäß der Dokumentierung aus der Eigenüberwachung und der Kuchendichte. Letztere wurde aus der jährlich entsorgten Schlammmenge in t/a und der jährlichen Kuchenmenge in m³/a ermittelt. Diese Dichte wurde vom Klärwärter bestätigt, da bei der Abholung des Klärschlammes das Fahrzeug vor und nach der Beladung einer bekannten Kuchenmenge gewogen wurde.

Die TS-Bilanz ist eine offene Bilanz, da es keine Aufzeichnungen über die TS im Trübwasser gibt. Die Bilanzabweichungen in der Anlagenkomponente Schlammpresse sind, wenn die beschriebene Differenzenbildung nicht durchgeführt wird, sehr groß. Die tatsächliche TS-Menge im Trübwasser müsste durch Kontrollmessungen verifiziert werden.

Bilanzierungsergebnisse

Im Teilsystem Schlammbehandlung erfolgt der Trockensubstanzeintrag auf drei Pfaden. Erstens durch den Überschussschlammabzug aus dem Belebungsbecken, zweitens über die Zugabe von Eisen(III)Chlorid bei der Konditionierung sowie drittens durch die Kalkmilchzugabe bei der Konditionierung. Die Trockensubstanz kann das Teilsystem entweder über den Pfad des Trübwassers oder den der Schlammensorgung wieder verlassen.

Die Bilanzen der einzelnen Jahre lassen sich ohne große Widersprüche schließen. Es sind keine großen Abweichungen zwischen den Stoffstromkomponenten erkennbar (siehe Abbildung 36 bis Abbildung 39)

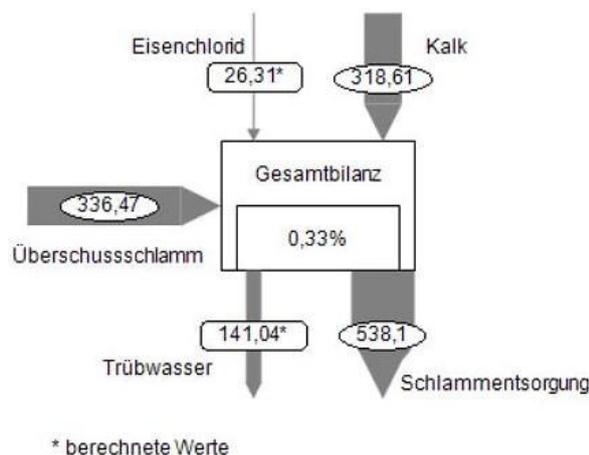


Abbildung 36 Bilanz d. Teilsystems Schlammbehandlung der TS in kg/d in 2011

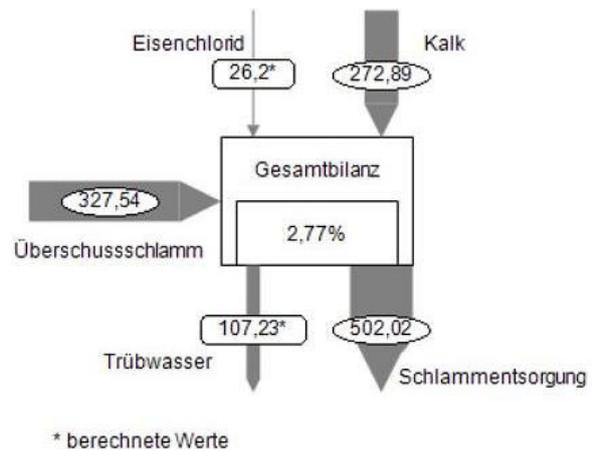
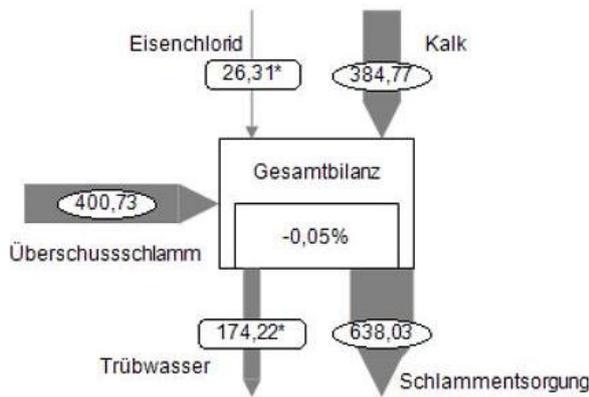
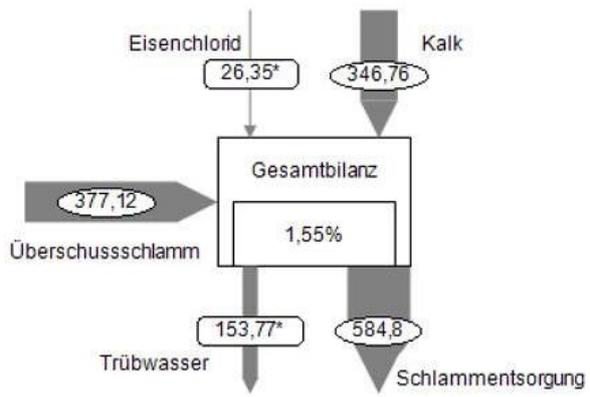


Abbildung 37 Bilanz d. Teilsystems Schlammbehandlung der TS in kg/d in 2012



* berechnete Werte

Abbildung 38 Bilanz d. Teilsystems Schlammbehandlung der TS in kg/d in 2013



* berechnete Werte

Abbildung 39 Bilanz d. Teilsystems Schlammbehandlung der TS in kg/d in 2014

Die Ergebnisse der Komponenten der Detailbilanz der Bilanz der Trockensubstanz sind in Tabelle 15 zu finden. Alle Detailbilanzen sind im Anhang von Anhang 6 bis Anhang 9 zu finden. Die Bilanzabweichungen in der Anlagenkomponente Belebung bei den Detailbilanzen sind nicht zu beachten, da bei dieser nur ein Teilsystem bilanziert wird.

Wie bereits bei der Wassermenge Q sind die höchsten Werte stets in 2013 zu finden, während in 2012 stets die niedrigsten Werte sind. Zusätzlich zu den Ergebnissen der Bilanzierung sind in Tabelle 15 die Kalkgehalte aus den Klärschlammuntersuchungen zu finden.

Tabelle 15 Ergebnisse der Bilanzierung der Trockensubstanz (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums, * = Durchschnittswert aus der Vorjahre, zum Zeitpunkt der Bilanzierung waren dafür noch keine genauen Daten vorhanden)

		2011	2012	2013	2014
TS _{ÜS}	kg/d	336,47	327,54	400,73	377,12
TS _{Kalk}	kg/d	318,61	272,89	384,77	346,76*
TS _{FeCl}	kg/d	26,31	26,20	26,31	26,35
TS _{Kond.ges}	kg/d	344,92	299,09	411,08	373,11
TS _{Trüb}	kg/d	141,04	107,23	174,22	153,77
TS _{entw}	kg/d	538,1	502,02	638,03	584,8
CaO _{entw}	%TS	33%	-	29%	37%

CSB-Bilanz

Mit den Bilanzen der Wassermenge und der Trockensubstanz konnten bisher keine Aussagen über tatsächliche Belastungsveränderungen getätigt werden. Die CSB-Bilanz gibt allerdings Hinweise auf Veränderungen der Belastung im Zulauf der Kläranlage und Veränderungen in den Abbauprozessen in der Belebung. In Abbildung 40 ist erkennbar, dass der Median eine sinkende Tendenz im Betrachtungszeitraum aufweist. Da die Ausreißer nach oben ebenso im Betrachtungszeitraum nicht zugenommen haben, muss der Mittelwert ebenso eine Abnahme bis 2013 aufweisen. Da in 2014 die Ausreißer wieder zugenommen haben, ist es möglich, dass die durchschnittliche CSB-Zulauffracht wieder leicht zugenommen hat.

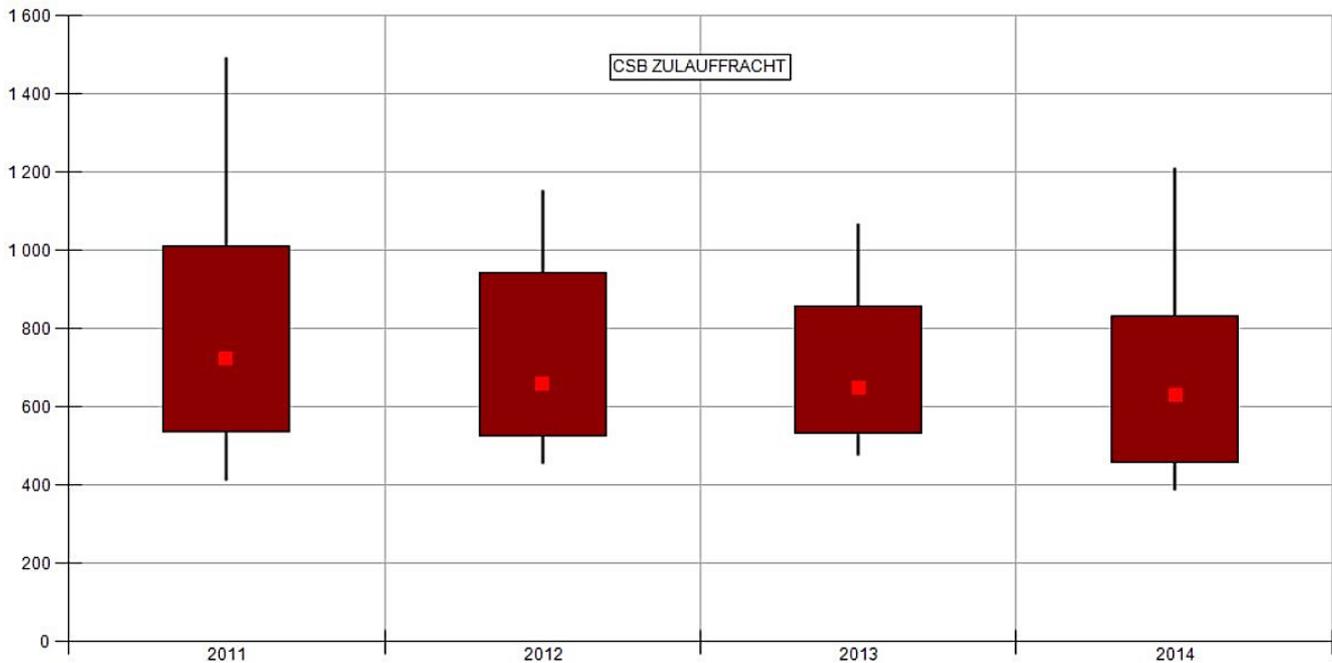


Abbildung 40 Mehrjahresvergleich des Chemischen Sauerstoffbedarfs im Zulauf in kg/d

Berechnung der Komponenten

- Zulaufkonzentration Kläranlage: regelmäßige Messungen vorhanden. Mittelwertbildung der CSB-Zulauf: $CSB_{Zu} = Q_{Zu} * CSB_{Zu,Konzentration}$
- Zulaufmenge Belebungsbecken: gleich der Kläranlagenzulaufmenge
- Ablaufkonzentration Kläranlage: regelmäßige CSB-Ablaufkonzentrationsmessungen vorhanden. Mittelwertbildung von: $CSB_{ab} = Q_{ab=zu} * CSB_{ab,Konzentration}$
- OVC: Die Berechnung des OVC besteht aus unterschiedlichen Teilberechnungen.
 - Berechnung des gesamten Sauerstoffbedarfs in kg/d: $OV = P * Op * \left(\frac{c_s - 2}{c_s}\right)$
 - P Energieverbrauch für die Belüftung in kWh/d (siehe Tabelle 16)
 - Op Sauerstofftrag in kg O₂/kWh
 - c_s Sättigungskonzentration 10 mg/l O₂
 - Berechnung des Sauerstoffbedarfs für die Nitrifikation in kg/d:

$$OV_N = (N_{Zu} - NH_4N_{Ab} - N_{ÜS}) * \frac{\sum Q_{Zu}/365}{1000} * 4,33$$
 - Berechnung des äquivalenten Sauerstoffbedarfs der durch die Denitrifikation gedeckt wird in kg/d: $OV_D = 2,86 * N_{Atmung}$
- Überschussschlammmenge: Die CSB-Menge im Überschussschlamm wird nicht routinemäßig im Zuge der Eigenüberwachung gemessen. Um diesen Stoffstrom trotzdem zu berechnen, wurde das CSB/oTS Verhältnis für diese Komponente herangezogen. Da es allerdings auch keine Messungen des oTS-Gehalts im Überschussschlamm gibt, wurde über die Messungen der Klärschlammuntersuchungen rückgerechnet. Die Veränderung des oTS/aTS-Verhältnisses die durch die Konditionierung des Schlammes entsteht wurde dabei ebenso berücksichtigt. Die CSB-Fracht wird also wie folgt berechnet: $CSB_{ÜS} = oTS_{ÜS} * TS_{ÜS} * 1,42$ Die durchschnittliche Tagesmenge ist dann die Gesamtsumme dieser Werte dividiert durch die Anzahl an Tagen im Betrachtungszeitraum (365 Tage).
- Ablauf Schlammsilo: Es gibt keinerlei Aufzeichnungen zwischen Schlammsilo und der Schlammentwässerung, weshalb die CSB-Fracht der Fracht im Überschussschlamm gleichgesetzt ist.
- Schlamm entwässert: Da es, wie auch beim Überschussschlamm keine genauen Aufzeichnungen bezüglich des CSB-Gehalts im entwässerten Schlamm gibt wurde zur Berechnung der oTS-Gehalt verwendet. Die organische Trockensubstanz wird

jährlich im Zuge der Klärschlammuntersuchung gemessen. Dadurch ergibt sich die Berechnung zu: $CSB_{entw} = TS_{entw} * oTS_{entw} * TS_{entw} * 1,42$ Weiters wird ebenso wie beim Überschussschlamm die durchschnittliche Tagesmenge durch Summenbildung der einzelnen Tageswerte und anschließende Division der Anzahl an Tagen im Betrachtungszeitraum ermittelt.

In der Kläranlage WV Gaflenztal wird der Energiebedarf für die Belüftung des Belebungsbeckens nicht getrennt gemessen, sondern nur der Energiebedarf für die gesamte biologische Stufe. Dieser Energiebedarf beinhaltet also auch die notwendige Energie für die Rührer, das Nachklärbecken die Rücklaufschlammumpen etc. Zur Berechnung der notwendigen Energie für die Belüftung wurde der Leitfaden von LINDTNER (2008) verwendet. Die benötigte Energie für die Belüftung beträgt demnach 68 % der gesamten Energie für die biologische Stufe.

Tabelle 16 Ermittlung des Energieverbrauchs für die Belüftung nach LINDTNER (2008)

		Min.	Max.	ARA WV Gaflenztal
Biologie gesamt	kWh/(EW ₁₂₀ -a)	14,5	33	30,7
Belüftung	kWh/(EW ₁₂₀ -a)	11,5	22	20,94
Prozentsatz	%	79	67	68

Die CSB-Bilanz ist eine offene Bilanz, da es keine Messungen des OVC-Werts gibt. Durch die Berechnung vom OVC ist es jedoch trotzdem möglich, eine korrekte Bilanzierung zu erstellen bzw. durch Vergleich mit Erfahrungswerten die berechneten Werte auf seine Plausibilität zu prüfen.

Bilanzierungsergebnisse

Der Eintrag von CSB erfolgt nur über den Kläranlagenzulauf, es erfolgt kein Eintrag von CSB über die Konditionierung und auch keine Fremdübernahme. Der CSB kann die Kläranlage auf drei Pfaden verlassen: über die Luft, über den Kläranlagenablauf oder im Klärschlamm. Die Gesamtbilanzen des CSBs der Jahre 2011 bis 2014 sind in Abbildung 41 bis Abbildung 44 zu finden. Die CSB-Bilanz aller betrachteten Jahre lässt sich ohne signifikante Widersprüche schließen, da die Bilanzabweichung sehr klein ist.

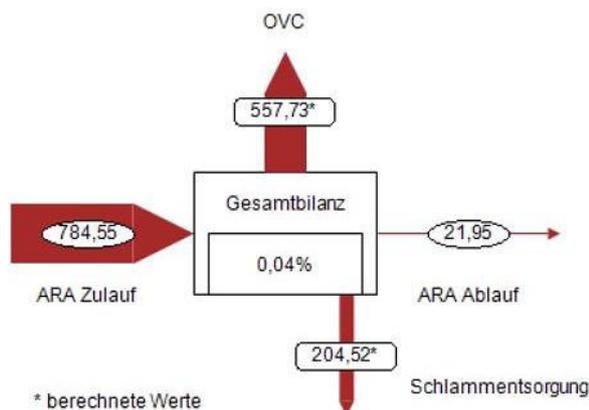


Abbildung 41 Gesamtbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs CSB in kg/d in 2011

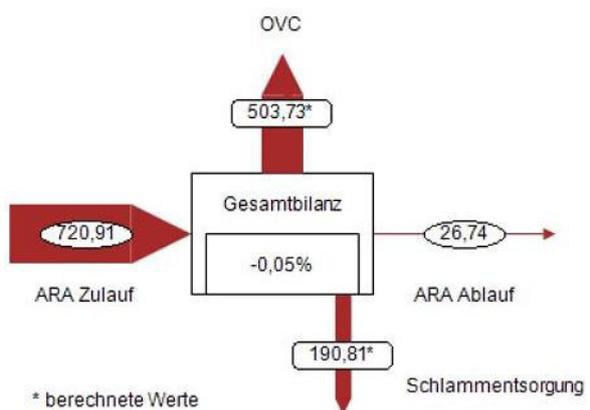


Abbildung 42 Gesamtbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs CSB in kg/d in 2012

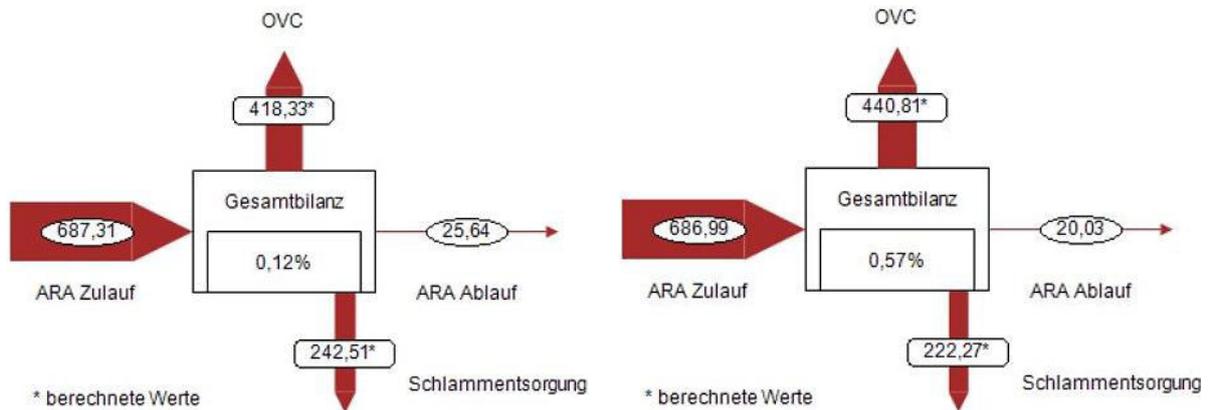


Abbildung 43 Gesamtbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs CSB in kg/d in 2013

Abbildung 44 Gesamtbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs CSB in kg/d in 2014

Die Ergebnisse der Komponenten der Detailbilanz vom CSB sind in Tabelle 17 zu finden. Alle Abbildungen der Detailbilanzen sind im Anhang von Anhang 10 bis Anhang 13 zu finden. Da es keine Messungen des CSBs im Trübwasser der Kläranlage gibt, wurde die CSB-Trübwassermenge gleich null gesetzt. Diese Vereinfachung führt zu keiner Verfälschung der Ergebnisse, da die Berechnung der ÜS-Menge auf den oTS-Werten im entwässerten Schlamm basiert. Die CSB-Fracht im Überschussschlamm entspricht also der tatsächlichen Überschussschlammfracht abzüglich der Fracht im Trübwasser. Anders als den bisherigen Bilanzen sind die Minima und Maxima über alle Jahre verteilt. In 2013 war trotz der geringsten CSB-Belastung im Zulauf die höchste CSB-Menge im Überschussschlamm. In 2012 war die Ablauffracht von CSB am höchsten, also die Reinigungsleistung am schlechtesten.

Tabelle 17 Ergebnisse der Bilanzierung des CSBs (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums)

		2011	2012	2013	2014
CSB _{zu}	kg/d	784,55	720,91	687,31	686,99
CSB _{ab}	kg/d	21,95	26,74	25,64	20,03
OVC	kg/d	557,73	503,73	418,33	440,81
CSB _{üs}	kg/d	204,42	190,67	242,50	225,62
CSB _{entw}	kg/d	204,52	190,81	242,51	222,27
oTS _{entw}	%TS	25,0%	-	31,2%	24,1%

Stickstoffbilanz

In Abbildung 45 ist erkennbar, dass der Median eine sinkende Tendenz im Betrachtungszeitraum aufweist. In 2012 waren viel größere Ausreißer als in den restlichen Jahren vorhanden, welche eventuell auf fehlerhafte Messungen zurückzuführen sind.

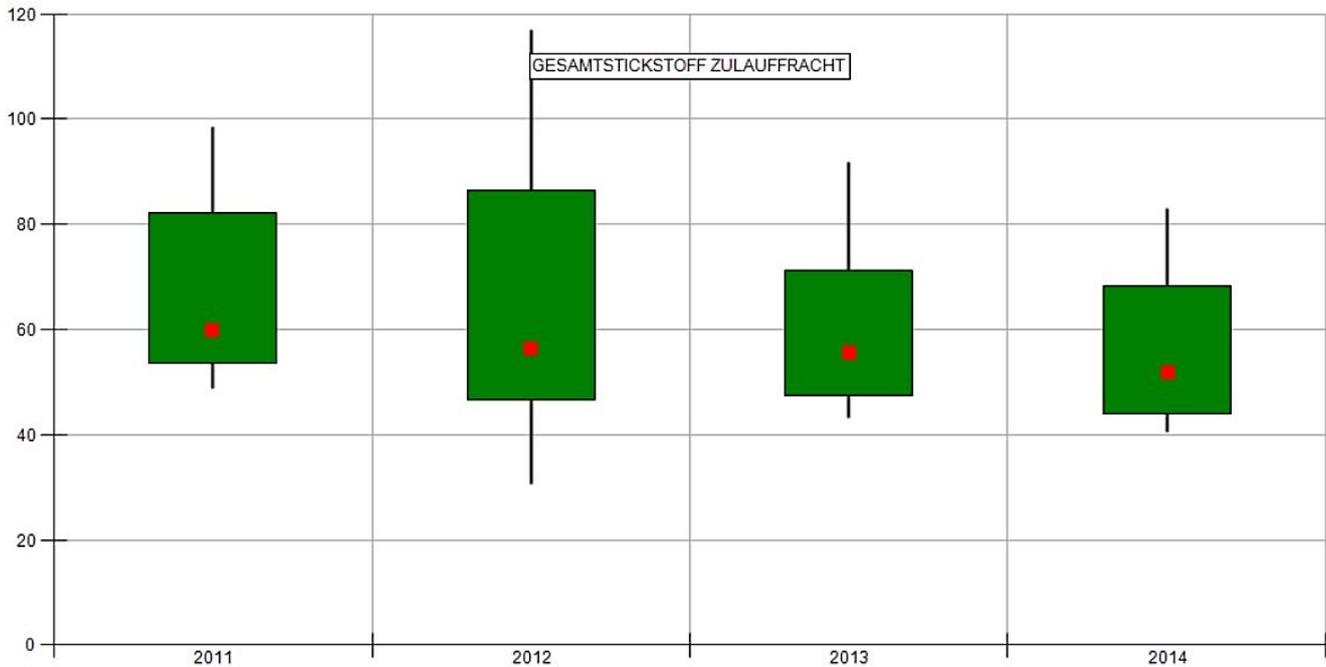


Abbildung 45 Mehrjahresvergleich des Stickstoffs im Zulauf in kg/d

Berechnung der Komponenten

- Zulaufmenge Kläranlage: regelmäßige Messungen vorhanden. Mittelwertbildung der GesN-Zulauf: $GesN_{Zu} = Q_{Zu} * GesN_{Zu,Konzentration}$
- Zulaufmenge Belebungsbecken: gleich der Kläranlagenzulaufmenge
- Ablauf Kläranlage: regelmäßige Stickstoff-Ablaufkonzentrationsmessungen vorhanden. Mittelwertbildung von: $GesN_{ab} = Q_{ab=zu} * GesN_{ab,Konzentration}$
- OVD: Da weder Messung noch Berechnung des OVDs möglich sind, wird dieser Wert durch Differenzenbildung der Input- und Outputmengen ermittelt:
 $OVD = GesN_{BB,Zu} - GesN_{\ddot{U}S} - GesN_{ab}$
- Überschussschlammmenge: Die Stickstoffmenge im Überschussschlamm wird nicht routinemäßig im Zuge der Eigenüberwachung gemessen. Da allerdings im Zuge der Klärschlammuntersuchung der Stickstoffgehalt ermittelt wird, ist es trotzdem möglich diese Stoffstromkomponente, unter Berücksichtigung der Zugabe von Konditionierungsmitteln, zu berechnen. Die N-Fracht wird dann folgendermaßen berechnet: $GesN_{\ddot{U}S} = TS_{\ddot{U}S} * GesN_{\ddot{U}S,Prozent}$ Die durchschnittliche Tagesmenge ist dann die Gesamtsumme dieser Werte dividiert durch die Anzahl der Tage im Betrachtungszeitraum (365 Tage).
- Ablauf Schlamm-silo: Es gibt keinerlei Aufzeichnungen zwischen Schlamm-silo und der Schlamm-entwässerung. Deswegen ist die N-Fracht der Fracht im Überschussschlamm gleichgesetzt.
- Schlamm entwässert: Die Berechnung erfolgt ebenso wie beim Überschussschlamm mit Hilfe der Stickstoffgehalte aus den Klärschlammuntersuchungen:
 $GesN_{entw} = TS_{entw} * GesN_{entw,Prozent}$ Weiters wird ebenso wie beim Überschussschlamm die durchschnittliche Tagesmenge durch Summenbildung der einzelnen Tageswerte und anschließende Division der Anzahl an Tagen im Betrachtungszeitraum ermittelt.

Da die Berechnung des Anteils des Stickstoffs der als elementarer Stickstoff N_2 über die Luft die Kläranlage verlässt nicht möglich ist, handelt es sich bei der Stickstoffbilanzierung um eine offene Bilanz.

Bilanzierungsergebnisse

Der Stickstoffeintrag in das System erfolgt nur über den Kläranlagenzulauf, es gibt keinen Stickstoffeintrag durch die Konditionierung. Der Stickstoff kann die Kläranlage wie auch der CSB auf drei Pfaden wieder verlassen: als elementaren Stickstoff N_2 über die Luft, angereichert im Klärschlamm oder gelöst im Kläranlagenablauf. Etwaige Rückbelastungen, aufgrund der Schlammmentwässerung, in der Belebung konnten aufgrund von fehlenden Daten nicht berücksichtigt werden. Die Gesamtbilanzen des Stickstoffs der Jahre 2011 bis 2014 sind in Abbildung 46 bis Abbildung 49 zu finden. Da es sich um eine offene Bilanz handelt ist die Bilanzabweichung bei der Gesamtbilanz nicht aussagekräftig.

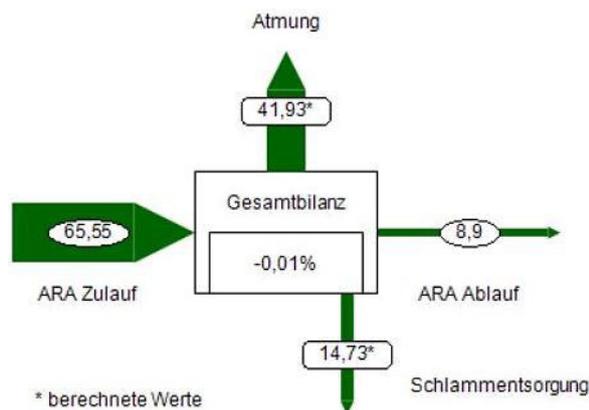


Abbildung 46 Gesamtbilanz des Stickstoffs N in kg/d in 2011

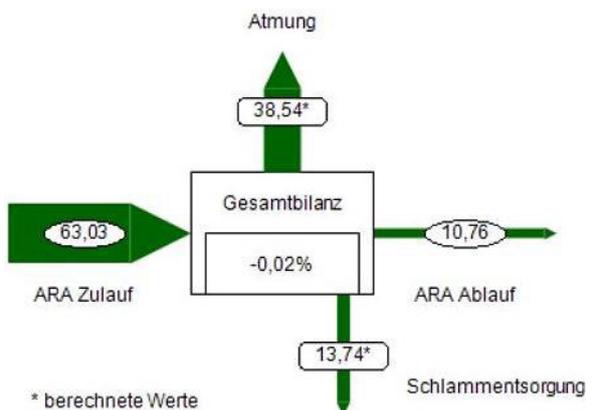


Abbildung 47 Gesamtbilanz des Stickstoffs N in kg/d in 2012

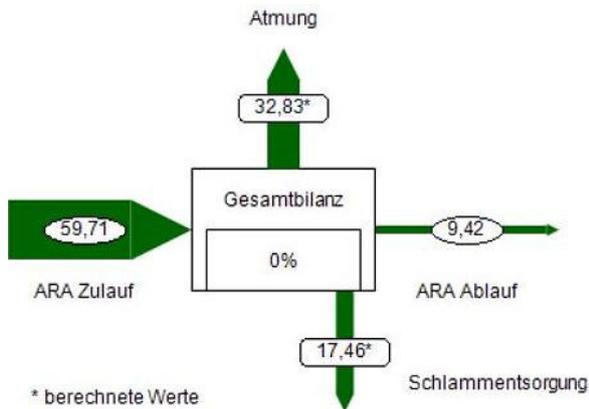


Abbildung 48 Gesamtbilanz des Stickstoffs N in kg/d in 2013

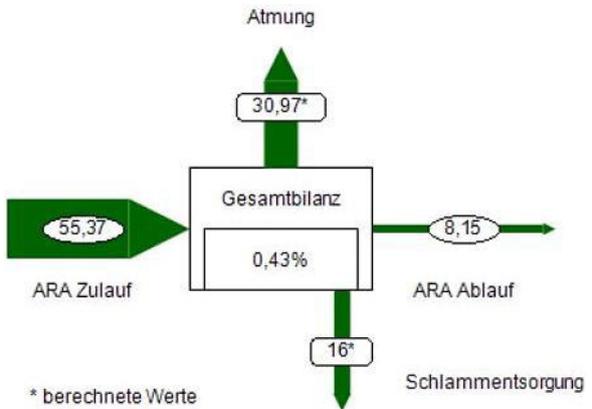


Abbildung 49 Gesamtbilanz des Stickstoffs N in kg/d in 2014

Die Ergebnisse der Komponenten der Detailbilanz der Bilanz des Stickstoffs sind in Tabelle 18 zu finden. Alle Abbildungen der Detailbilanzen sind im Anhang von Anhang 14 bis Anhang 17. Ebenso wie beim CSB wurden die höchsten Zulaufwerte in 2011 verzeichnet, die niedrigsten allerdings in 2014 und nicht in 2013. Der höchste Stickstoffanfall im ÜS war in 2013, obwohl hier die Zulauffracht deutlich kleiner war als noch 2011.

Tabelle 18 Ergebnisse der Bilanzierung des Stickstoffs (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums)

		2011	2012	2013	2014
GesN _{Zu}	kg/d	65,55	63,03	59,71	55,37
GesN _{ab}	kg/d	8,90	10,76	9,42	8,15
Atmung	kg/d	41,93	38,54	32,83	30,97
GesN _{üs}	kg/d	14,72	13,73	17,46	16,24
GesN _{entw}	kg/d	14,73	13,74	17,46	16,00

Phosphorbilanz

Wie bereits beim Stickstoff ist in Abbildung 50 erkennbar, dass der Median der täglichen Phosphor-Zulaufmenge eine sinkende Tendenz im Betrachtungszeitraum aufweist. Während in 2011 und 2012 noch große Ausreißer nach oben vorhanden waren, haben diese 2013 stark abgenommen. In 2014 gibt es wieder größere Ausreißer, allerdings nicht mehr in der Größenordnung von jenen in den Jahren 2011 und 2012.

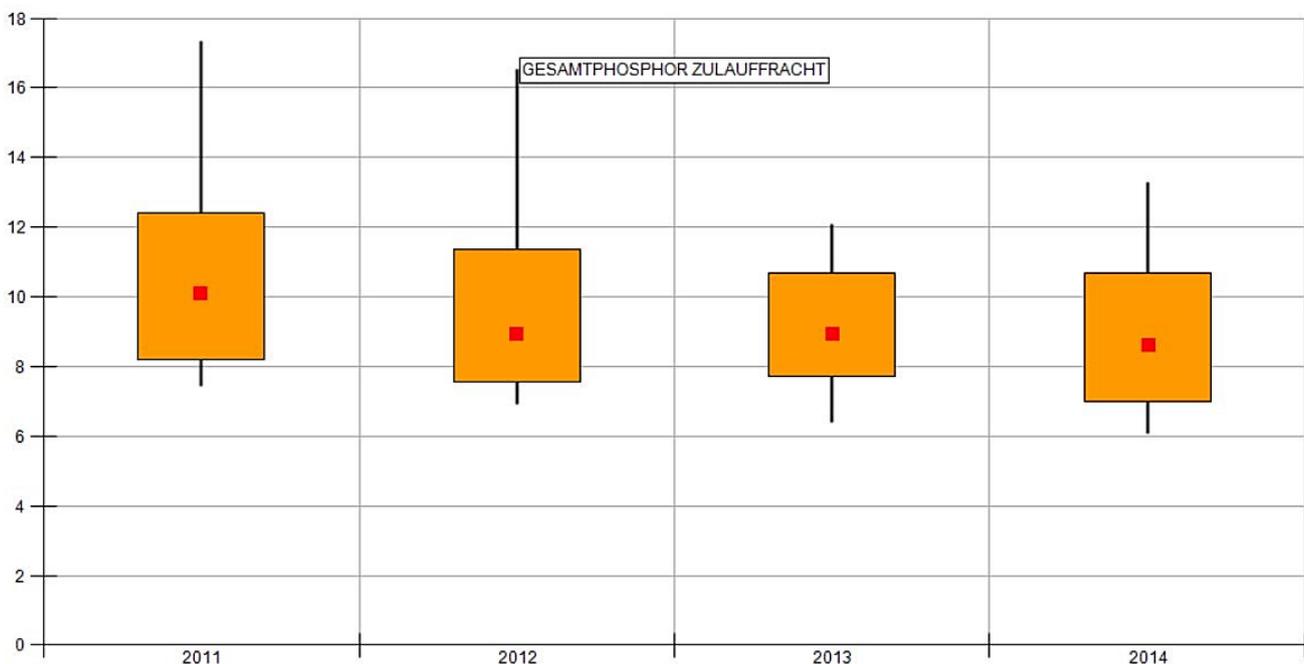


Abbildung 50 Mehrjahresvergleich des Phosphors im Zulauf in kg/d

Berechnung der Komponenten

- Zulaufmenge Kläranlage: regelmäßige Messungen vorhanden. Mittelwertbildung der GesP-Zulaufmenge: $GesP_{Zu} = Q_{Zu} * GesP_{Zu,Konzentration}$
- Zulaufmenge Belebungsbecken: gleich der Kläranlagenzulaufmenge
- Ablauf Kläranlage: regelmäßige GesP-Ablaufkonzentrationsmessungen vorhanden. Mittelwertbildung von: $GesP_{ab} = Q_{ab=zu} * GesP_{ab,Konzentration}$
- Überschussschlammmenge: Der Phosphor im Abwasser kann die Kläranlage nur über den Kläranlagenablauf oder über den Klärschlamm wieder verlassen. Die Differenz zwischen Kläranlagenzulauf und Ablauf muss deswegen im Schlamm angereichert sein. Die Berechnung der Phosphorfracht im Überschussschlamm ist deswegen: $GesP_{üs} = GesP_{Zu} - GesP_{ab}$ Die durchschnittliche Tagesmenge ergibt also dann die Gesamtsumme dieser Werte dividiert durch die Anzahl an Tagen im Betrachtungszeitraum (=365 Tage).

- Ablauf Schlamm-silo: Es gibt keinerlei Aufzeichnungen zwischen Schlamm-silo und Schlamm-entwässerung. Deswegen ist die Phosphorfracht der Fracht im Überschuss-schlamm gleichgesetzt.
- Schlamm entwässert: $GesP_{entw} = TS_{entw} * GesP_{entw,Prozent}$ Weiters wird ebenso wie beim Überschuss-schlamm die durchschnittliche Tagesmenge durch Summenbildung der einzelnen Tageswerte und anschließender Division der Anzahl an Tagen im Betrachtungszeitraum ermittelt.

Die Phosphorbilanz ist eine geschlossene Bilanz, da alle notwendigen Werte gemessen werden können und bei der Kläranlage WV Gaflenztal auch gemessen werden.

Bilanzierungsergebnisse

Der Eintrag von Phosphor erfolgt wie bereits beim CSB und Stickstoff nur über den Kläranlagen-zulauf, es erfolgt kein Eintrag von Phosphor über die Konditionierung. Die zufließende Phosphorfracht kann die Kläranlage auf zwei Pfaden wieder verlassen: gelöst im gereinigten Abwasser im Kläranlagenablauf oder im Klärschlamm angereichert. Die Gesamtbilanzen des Phosphors der Jahre 2011 bis 2014 sind in Abbildung 51 bis Abbildung 54 zu finden. Die Phosphor-Bilanz lässt sich nur in 2013 ohne signifikante Widersprüche schließen. In 2011 tritt die größte Bilanzabweichung von 25 % auf, gefolgt von 2012 mit 22 %. In 2014 ist die Abweichung wesentlich geringer und beträgt 7 %. Es liegt nahe, dass der Bilanz durch die stark abweichende Phosphor-Fracht im Klärschlamm ausgelöst wird. Der genaue Grund hierfür ist allerdings nicht erkennbar.

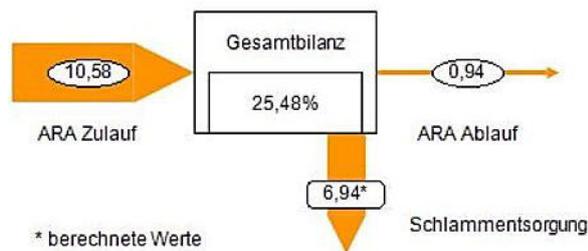


Abbildung 51 Gesamtbilanz des Phosphors P in kg/d in 2011

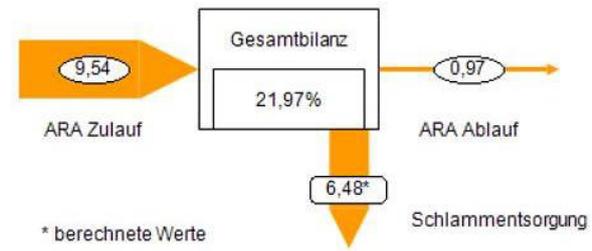


Abbildung 52 Gesamtbilanz des Phosphors P in kg/d in 2012

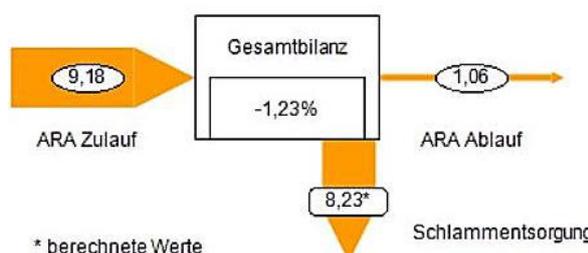


Abbildung 53 Gesamtbilanz des Phosphors P in kg/d in 2013

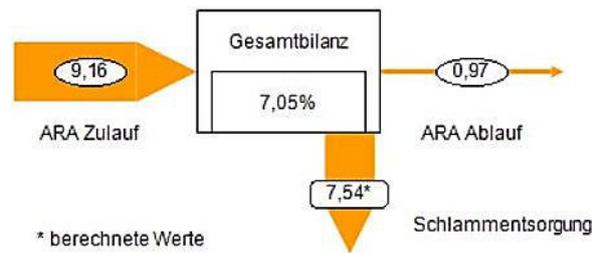


Abbildung 54 Gesamtbilanz des Phosphors P in kg/d in 2014

Die Ergebnisse der Komponenten der Detailbilanz der Phosphorbilanz sind in Tabelle 19 zu finden. Alle Detailbilanzen sind im Anhang von Anhang 18 bis Anhang 21 zu finden. Bei der Phosphorbilanzierung handelt es sich um eine geschlossene Bilanzierung, da alle Phosphorströme berechnet werden können. Bis auf den Phosphor im Trübwasser ist dies ebenso bei der Kläranlage WV Gaflenztal. Da der Phosphor im Trübwasser allerdings vernachlässigbar klein ist, kann dieser Stoffstrom bei der Bilanzierung vernachlässigt werden. Die Bilanzabweichung von 0 % in der Anlagenkomponente Belebung ist nicht aussagekräftig, da der Phosphor im Überschuss-schlamm aus der Differenz zwischen der Fracht im Zu- und im Ablauf der Kläranlage berechnet wird. Um die tatsächliche Menge im Überschuss-schlamm zu

ermitteln, müssten Messungen des Phosphorgehalts im ÜS gemacht werden. Ebenso wie beim Stickstoff hat die Zulaufmenge des Phosphors von 2011 bis 2014 stetig abgenommen. Der höchste Phosphoranfall im entwässerten Klärschlamm war in 2013 und in 2012 am niedrigsten. Die Abweichungen zwischen dem Phosphor im Überschussschlamm und dem entwässerten Schlamm können nicht verringert werden. Der Grund für diese Unterschiede kann nicht ermittelt werden. Die höchsten Ablaufwerte waren in 2013 zu finden, die Reinigungsleistung war also in 2013 am schlechtesten.

Tabelle 19 Ergebnisse der Bilanzierung des Phosphors (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums)

		2011	2012	2013	2014
GesP _{zu}	kg/d	10,58	9,54	9,18	9,16
GesP _{ab}	kg/d	0,94	0,97	1,06	0,97
GesP _{ÜS}	kg/d	9,64	8,57	8,12	8,19
GesP _{entw}	kg/d	7,28	6,79	8,63	7,91

5.2 Ergebnisse der ARA Aspach

Wie bereits in Kapitel 5.1 ausgeführt, müssen, bevor die Ergebnisse von der Bilanzierung betrachtet und analysiert werden können, die Eingangsdaten auf ihre Plausibilität überprüft werden (Kapitel 5.2.1). Anschließend werden in Kapitel 5.2.2 die Ergebnisse der Bilanzierung der einzelnen Betrachtungszeiträume dargestellt.

5.2.1 Ergebnisse der Plausibilitätsprüfung

Die Daten der Kläranlage Aspach werden analog zur Plausibilitätsprüfung der Kläranlage WV Gaflentzthal überprüft. Auch hier werden zuerst die wesentlichen Kennzahlen des Zulaufs (siehe Tabelle 20) betrachtet: Die Einwohnerwerte unterscheiden sich sehr stark voneinander. Jene der organischen Belastung, also EW_{120} und EW_{60} , sind wesentlich höher als die von Stickstoff (EW_{11}) und Phosphor ($EW_{1,7}$). Diese Abweichung von der Abwasserzusammensetzung des kommunalen Abwassers wird durch die Indirekteinleiter verursacht. Dadurch sind die Einwohnerwerte jedenfalls als plausibel einzustufen. Die Verhältnisse von Phosphor, Stickstoff und BSB zum CSB befinden sich alle im Orientierungsbereich von kommunalem Abwasser. Verglichen zur Kläranlage WV Gaflentzthal (siehe Tabelle 10) ist auffällig, dass das Verhältnis BSB/CSB höher ist, was bedeutet dass mehr leicht abbaubarer Kohlenstoff im Abwasser vorhanden ist.

Tabelle 20 Kennzahlen des Zulaufs der Kläranlage Aspach 2010-2013 mit Orientierungsbereichen

	Einheit	2010	2011	2012	2013	Orientierungsbereich	
EW Ausbau	EW	9000					
EW_{120}	EW	7186	6968	6714	6726		
EW_{60}	EW	7459	7061	7033	7526		
EW_{11}	EW	3658	3486	3477	3726		
$EW_{1,7}$	EW	5216	5179	4714	5090		
GesP/CSB	-	0,011	0,013	0,012	0,013	0,007	0,021
GesN/CSB	-	0,06	0,06	0,06	0,06	0,05	0,14
BSB/CSB	-	0,62	0,63	0,63	0,66	0,25	0,75

Anschließend werden die Jahresmittelwerte der unterschiedlichen Belastungen im Zulauf (siehe Tabelle 21) überprüft: Jene des BSBs liegen bis auf 2012 stets außerhalb des Orientierungsbereichs. Wie bereits erwähnt ist dies auf die Indirekteinleiter zurückzuführen und

stellt nicht die Plausibilität der Werte in Frage. Die Stickstoffwerte sind stets kleiner als die untere Grenze des Orientierungsbereichs. Auch dies kann durch die Indirekteinleiter begründet werden, da ein großer Teil des Abwassers keinen häuslichen Ursprung hat und dadurch die Stickstoffkonzentration des Abwassers gering ist. Auch hier ist die Datengrundlage also trotz der Abweichungen als plausibel einzustufen.

Tabelle 21 Jahresmittelwerte im Zulauf der Kläranlage Aspach 2010-2013 mit Orientierungsbereichen (grüne Füllung = Unterschreitung des Orientierungsbereichs, rote Füllung = Überschreitung des Orientierungsbereichs)

	Einheit	2010	2011	2012	2013	Orientierungsbereich	
CSB	mg/l	727	682	610	621	430	800
BSB	mg/l	447	415	382	414	200	400
GesN	mg/l	40,1	37,4	35,2	37,2	40	70
NH4-N	mg/l	15,1	15,9	14,0	14,0	20	45
GesP	mg/l	8,4	8,5	7,2	7,8	6	11

Zuletzt werden wieder die Kläranlagenablauf-Kennzahlen auf ihre Plausibilität geprüft.

Es werden die wesentlichen Kennzahlen im Kläranlagenablauf betrachtet. Wie bereits bei der Kläranlage WV Gaflenztal liegen alle CSB-Ablaufwerte außerhalb des Orientierungsbereichs, allerdings sind alle in der gleichen Größenordnung und durch den sehr hohen Wirkungsgrad trotzdem als plausibel einzustufen. Weiters werden die Nitrat- und Gesamtstickstoffablaufwerte stets unterschritten. Die Wirkungsgrade von allen Parametern werden alle bei weitem erfüllt. Ebenso wie bei der Kläranlage WV Gaflenztal sind sie einander in allen Jahren sehr ähnlich. Zusammenfassend sind die Werte also trotz der Abweichungen, welche durch die Indirekteinleiter begründet werden können, als plausibel einzustufen. Die Werte können somit für eine Bilanzierung verwendet werden.

Tabelle 22 Kennzahlen Kläranlagenablauf Aspach 2010-2013 mit Orientierungsbereichen (grüne Füllung = Unterschreitung des Orientierungsbereichs)

	Einheit	2010	2011	2012	2013	Orientierungsbereich	
Ablaufkonzentration	CSB mg/l	17,0	15,0	17,0	16,0	20,0	40,0
	BSB mg/l	5,4	5,0	4,8	4,7	3,0	10,0
	NH4-N mg/l	0,8	0,5	0,4	0,9	0,5	3,0
	NO3-N mg/l	0,3	0,2	0,2	0,4	2,0	8,0
	GesN mg/l	2,4	1,8	1,7	2,8	3,0	10,0
	GesP mg/l	0,9	0,7	0,7	0,7	0,2	1,0
Wirkungsgrad	CSB %	97	98	97	97	94	97
	BSB %	99	99	99	99	97	99
	GesN %	94	95	95	92	75	91
	GesP %	90	91	90	90	80	95

5.2.2 Ergebnisse der Bilanzierung

Nachfolgend sind die Bilanzierungsergebnisse der Kläranlage Aspach dargestellt. Es wurde der gleiche Bilanzierungszeitraum wie bei der Kläranlage WV Gaflenztal gewählt. Als Daten standen jene aus der Dokumentation durch die Eigenüberwachung der Jahre 2010 bis 2013 zur Verfügung. Zusätzlich wurden die Klärschlammuntersuchungen von 2010 bis 2014, welche im Rahmen der Fremdüberwachung gemacht wurden, verwendet. Die Ergebnisse

aller Jahre sind im Anhang von Anhang 22 bis Anhang 41 zu finden. In den Unterkapiteln „Berechnung der Komponenten“ werden nur jene Berechnungen angeführt, die von der Berechnungsart bei der Bilanzierung der Kläranlage WV Gaflenztal abweichen.

Wassermengenbilanz

In Abbildung 55 kann man erkennen, dass die Tageszulaufmenge über den betrachteten Zeitraum zwar Schwankungen unterliegt, allerdings weder ein eindeutiger Trend erkennbar ist, noch große Unterschiede zwischen den Jahresmedianen liegen. Allerdings ist auffällig, dass in 2012 und insbesondere in 2013 die oberen Whisker stark zugenommen haben. Die Kläranlagenzuläufe waren also in diesen Jahren durch starke Regenereignisse besonders geprägt.

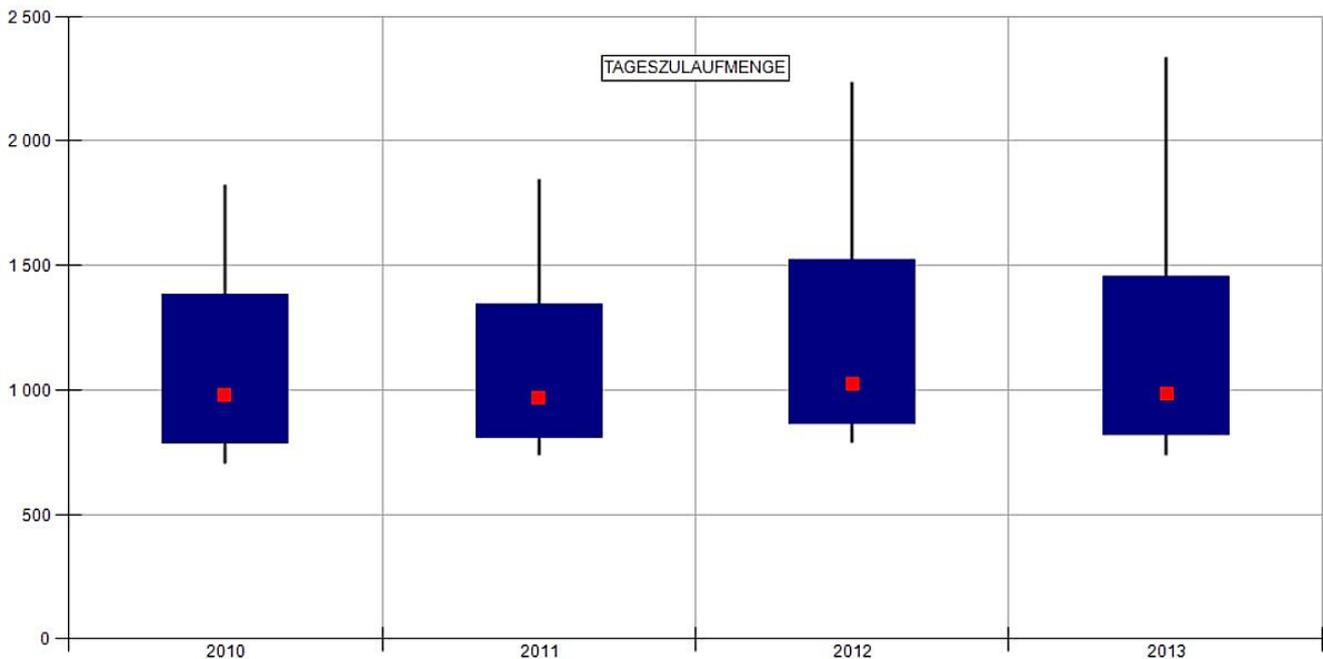


Abbildung 55 Mehrjahresvergleich der Tageszulaufmenge in m³/d

Berechnung der Komponenten

- Ablaufmenge Schlammsilo: Die Schlammmenge die das Schlammsilo wieder verlässt wird in der ARA Aspach dokumentiert (Messung der Aufgabemenge). Die Messung erfolgt bei Anfall; $Q_{SEM,Zu} = \frac{\text{Summe } Q_{SEM,ab}}{\text{Anzahl Tage im Jahr}}$
- Trübwassermenge Schlammsilo: Es gibt keine Trübwassermengenmessung. Die Menge wird berechnet aus der Differenz zwischen Überschussschlammmenge und der Aufgabemenge: $Q_{Trüb,SEM} = \ddot{U}S - Q_{SEM,zu}$
- Polymer: Die Polymermenge, die bei der Schlammwässerung hinzugefügt wird wurde ab 2011 gemessen. In 2010 gab es keine Aufzeichnungen darüber.
- Trübwassermenge Schlammpresse: Es gibt keine Trübwassermengenmessung. Die Berechnung erfolgt durch Differenzenbildung. $Q_{Trüb} = Q_{SEM,ab} + Q_{Polymer} - Q_{entw}$
- Schlammmenge entwässert: Es wird zwar die anfallende Kuchenmenge gemessen, allerdings wird die Trockensubstanz des Kuchens nicht gemessen. Eine Trockensubstanzmessung des entwässerten Schlamms gibt es nur einmal jährlich im Zuge der Klärschlammuntersuchungen. Diese Trockensubstanz wurde berücksichtigt um die Wassermenge im entwässerten Schlamm zu ermitteln.

Da die Wassermenge die durch die Konditionierung hinzugefügt wird sehr klein ist, kommt es 2010 zu einem vernachlässigbaren Fehler in der Wasserbilanz. Die Wassermengenbilanz ist eine offene Bilanz, da es keine Aufzeichnungen über die Kläranlagenablaufmenge gibt.

Durch die Gleichsetzung mit der Kläranlagenzulaufmenge entsteht wie bei der Kläranlage WV Gaflenztal ein Fehler, welcher allerdings vernachlässigbar klein ist.

Bilanzierungsergebnisse

Bei der Bilanz der Wassermenge gibt es zwei Eintragungspfade. Der Haupteintragungspfad ist der Kläranlagenzulauf, während durch die Konditionierung nur eine sehr kleine und vernachlässigbare Menge Wasser hinzugefügt wird. Das Abwasser kann die Kläranlage auf zwei Pfaden wieder verlassen: Erstens über das gereinigte Abwasser in den Vorfluter oder zweitens als Wasser im entwässerten Klärschlamm.

Die Gesamtbilanzen von 2010-2013 sind in Abbildung 56 bis Abbildung 59 zu sehen. Es kommt in keinem Jahr zu großen Abweichungen, allerdings muss nochmals betont werden, dass es bei der Wassermengenbilanz um eine offene Bilanz handelt, da keine Wassermengenmessung im Ablauf der Kläranlage durchgeführt wird. Die Verifizierung der Wassermengenbilanz ist also nicht möglich.

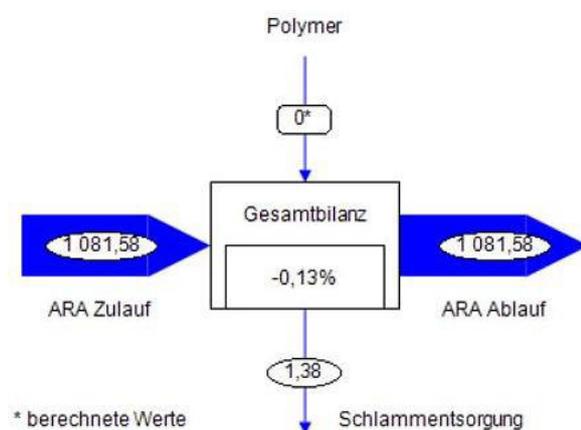


Abbildung 56 Gesamtbilanz der Wassermenge Q in m³/d in 2010

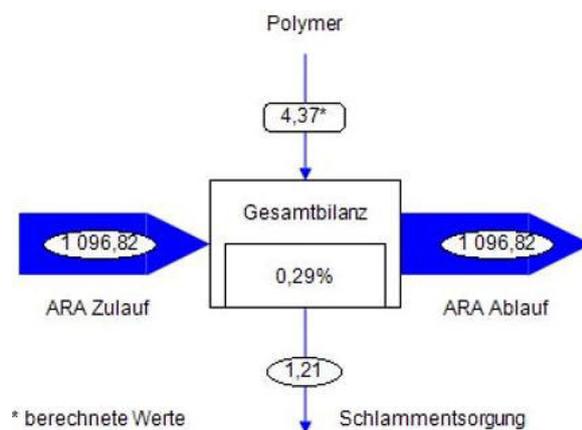


Abbildung 57 Gesamtbilanz der Wassermenge Q in m³/d in 2011

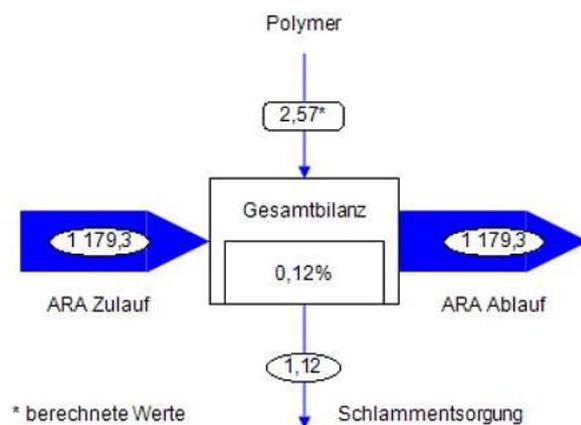


Abbildung 58 Gesamtbilanz der Wassermenge Q in m³/d in 2012

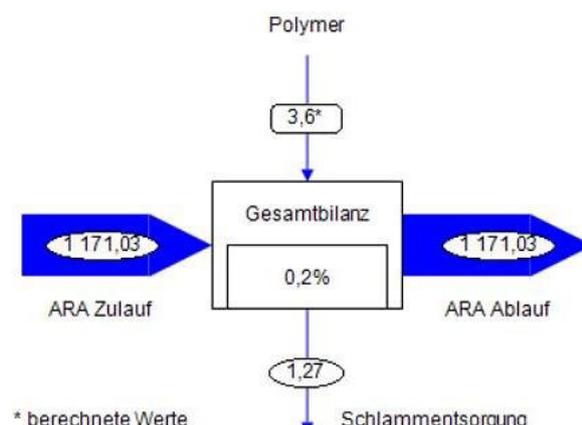


Abbildung 59 Gesamtbilanz der Wassermenge Q in m³/d in 2013

Die Ergebnisse der Detailbilanz der Wassermenge sind in Tabelle 23 zu finden. Die Detailbilanzen aller Jahre sind im Anhang von Anhang 22 bis Anhang 25. Aufgrund der Berechnung der Trübwassermenge sind die Bilanzabweichungen von 0 % in den Anlagenkomponenten Schlamm silo und Schlamm entwässerung nicht aussagekräftig. Die tatsächlichen Trübwassermengen müssten durch Kontrollmessungen verifiziert werden. Die Abwassermengen wa-

ren im Zulauf der Kläranlagen in 2012 am höchsten. Die sehr hohe Überschussschlammmenge in 2013 deutet stark auf fehlerhafte Messungen hin. Insbesondere deshalb, weil die Aufgabemenge in 2013 nicht zugenommen hat.

Tabelle 23 Ergebnisse der Bilanzierung der Wassermenge (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums)

		2010	2011	2012	2013
Q _{Zu}	m ³ /d	1081,58	1096,82	1179,30	1171,03
ÜS	m ³ /d	67,98	64,48	60,32	97,95
Q _{Trüb,SEM}	m ³ /d	55,23	47,31	46,91	83,63
Q _{Aufgabe}	m ³ /d	12,75	17,16	13,41	14,32
Q _{Polymer}	m ³ /d		4,37	2,57	3,60
Q _{Trüb,entw}	m ³ /d	11,60	20,54	15,06	16,89
Q _{entw}	m ³ /d	1,14	0,99	0,92	1,04

Trockensubstanzbilanz

In Abbildung 60 ist erkennbar, dass die berechnete Trockensubstanz im Überschussschlamm großen Schwankungen innerhalb des Betrachtungszeitraums unterliegt. Während in 2010 die Trockensubstanzfracht sehr viele verschiedene Größenordnungen hatte, waren 2011 beinahe keine Schwankungen vorhanden. In Tabelle 21 ist erkennbar, dass die Zulaufbelastungen der Kläranlage Aspach keinen großen Schwankungen unterliegen sind. Die Schwankungen der Trockensubstanzfracht des Überschussschlamms sind folglich nicht dadurch erklärbar.

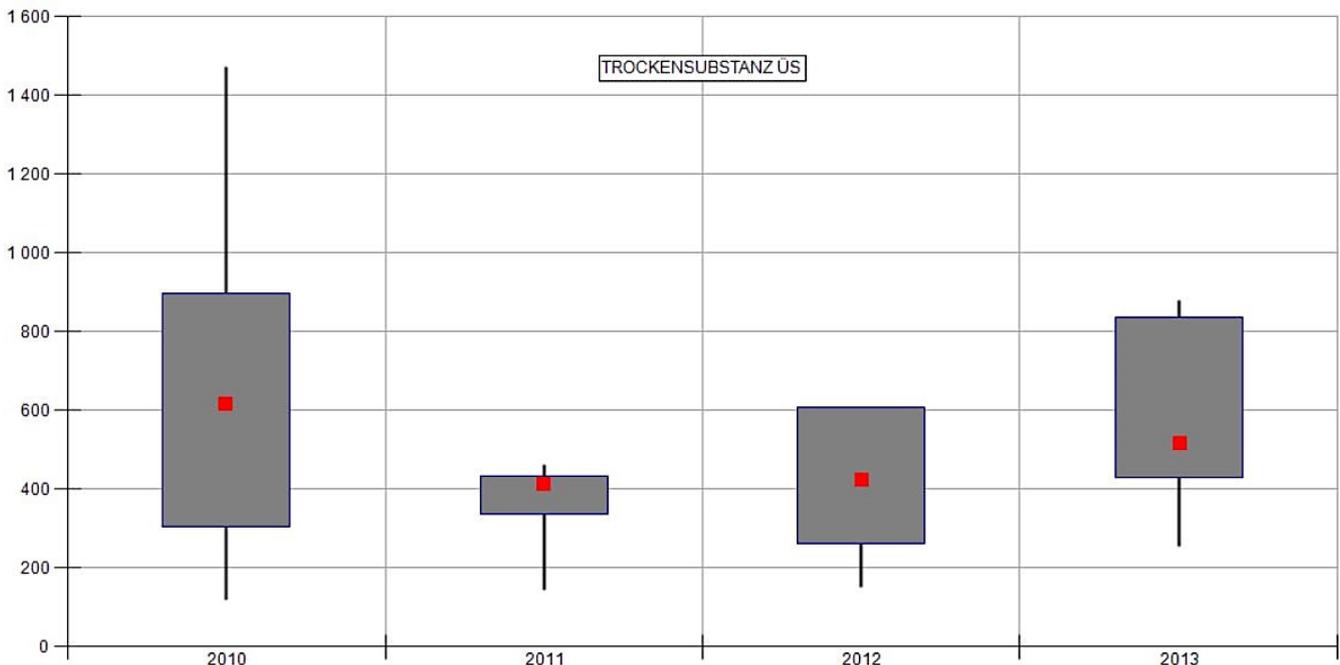


Abbildung 60 Mehrjahresvergleich der Trockensubstanz im Überschussschlamm in kg/d

Die Berechnung der TS-Fracht im Überschussschlamm ergibt sich aus der Multiplikation der Überschussschlammmenge mit dem TS-Gehalt in diesem. Betrachtet man die Überschussschlammmenge in m³/d im Mehrjahresvergleich (siehe Abbildung 61) kann man erkennen, dass die Schwankungen denen der TS-Fracht sehr ähnlich sind. Diese Schwankungen sind allerdings nicht durch Schwankungen in den Zulaufbelastungen (siehe Abbildung 66) erklärbar, da diese in den betrachteten Jahren sehr gleichmäßig waren. In weiterer Folge waren aber auch weder die Schlamm- aufgabemenge in die Presse als auch die entwässerte

Schlammmenge nicht so großen Schwankungen unterlegen. Dadurch liegt der Schluss nahe, dass es ein Aufzeichnungsfehler des Überschussschlammes vorhanden ist. Im Gegensatz zur Kläranlage WV Gaflenztal wird allerdings die Aufgabemenge in die Schlammpresse dokumentiert. Da die Berechnung der TS-Fracht mit der Überschussschlammmenge zu großen Bilanzabweichungen und Unstimmigkeiten geführt hat, wurde die Überschussschlammmenge der TS-Aufgabefracht gleichgesetzt. Durch die Gleichsetzung sind plausible Werte bei der Bilanzierung erreichbar.

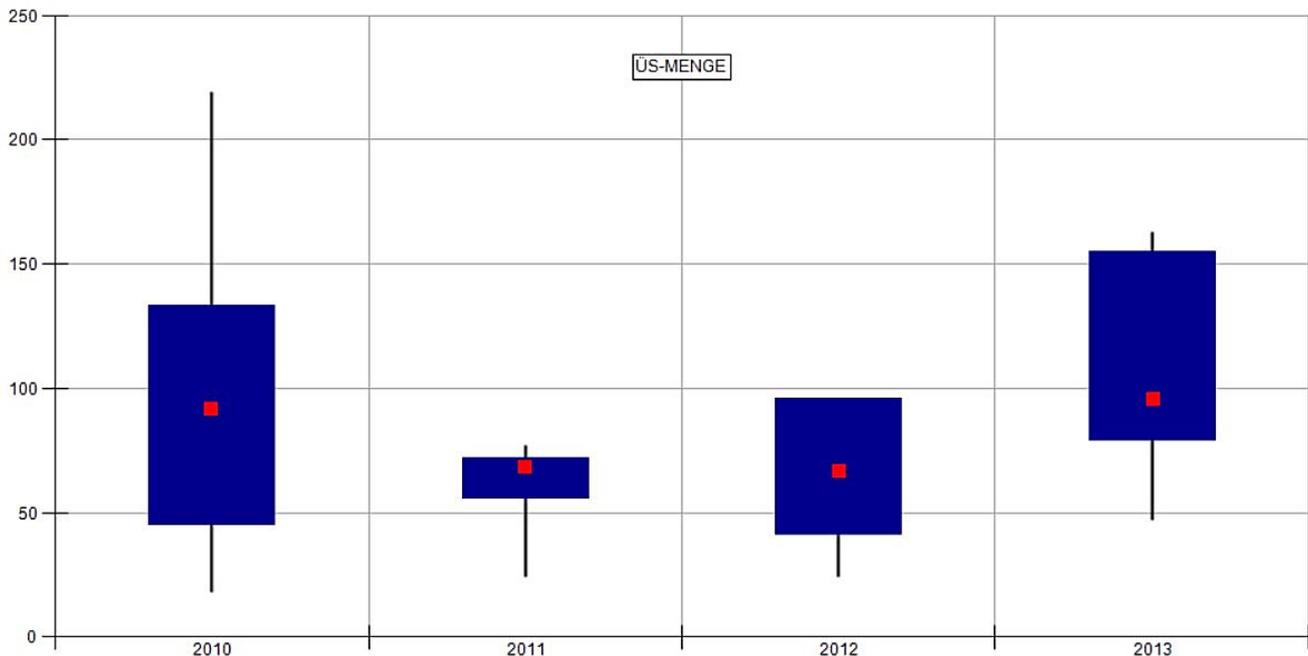


Abbildung 61 Mehrjahresvergleich der Überschussschlammmenge in m³/d

Berechnung der Komponenten

- Überschussschlammmenge: Diese wurde aufgrund der schlechten Datengrundlage der Aufgabemenge gleichgesetzt und nicht getrennt berechnet
- Ablauf Schlammstilo: Die Trockensubstanz der Aufgabemenge wird einmal jährlich mit der gesamten Aufgabemenge dokumentiert. Die Berechnung erfolgt folgendermaßen:

$$TS_{SEM,Zu} = \frac{Q_{SEM,Zu} * TS_{SEM,Zu}}{365}$$
- Polymerzugabe: Bei der Kläranlage Aspach wird die Pulvermenge dokumentiert die in den Vorratsbehälter vor der Polymeraufbereitung geschüttet wird. Die Berechnung der durchschnittlichen Jahresmenge ist dann: $TS_{Polymer} = \frac{Summe\ Polymer}{365}$
- Schlamm entwässert: Die Trockensubstanz der Schlammmentsorgung ergibt sich aus der entwässerten Kuchenmenge und des TS-Gehalts des Kuchens gemäß der Dokumentation aus der Eigenüberwachung.

Die Trockensubstanz-Bilanz ist eine offene Bilanz, da es weder Aufzeichnungen über die TS im Trübwasser noch über eine richtige Dokumentation der Überschussschlammmenge gibt.

Bilanzierungsergebnisse

Im Teilsystem Schlammbehandlung erfolgt der TS-Eintrag auf zwei Pfaden: Einerseits durch den Überschussschlammabzug aus dem Belebungsbecken, andererseits über die Zugabe von Polymer bei der Konditionierung. Die Trockensubstanz kann das Teilsystem auf zwei Pfaden wieder verlassen, allerdings wurde nur jener der Schlammmentsorgung bei der Bilanzierung berücksichtigt. Dadurch ergeben sich von 2011-2013 Bilanzabweichungen von bis zu 7,5 %. In 2010 gibt es nur einen Mittelwert der Trockensubstanz, wodurch der große Unter-

schied bei der Bilanzabweichung verglichen zu den restlichen Jahren verursacht wird (siehe Abbildung 62 bis Abbildung 65).

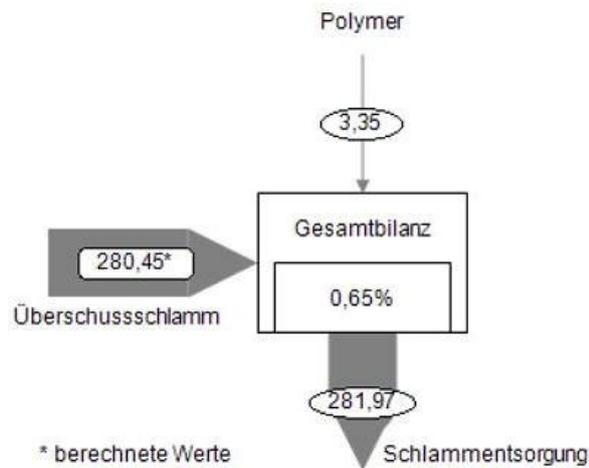


Abbildung 62 Bilanz d. Teilsystems Schlammbehandlung der TS in kg/d in 2010

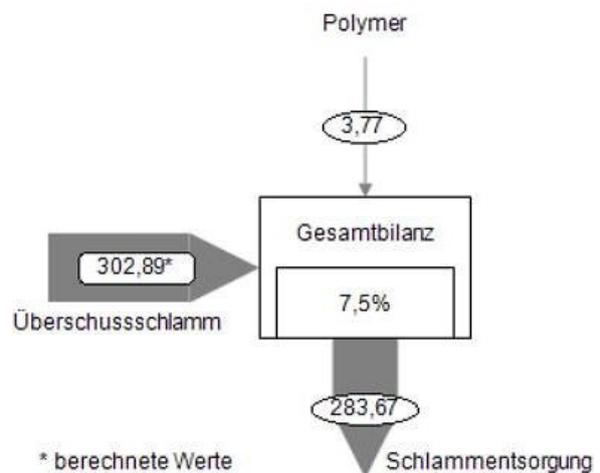


Abbildung 63 Bilanz d. Teilsystems Schlammbehandlung der TS in kg/d in 2011

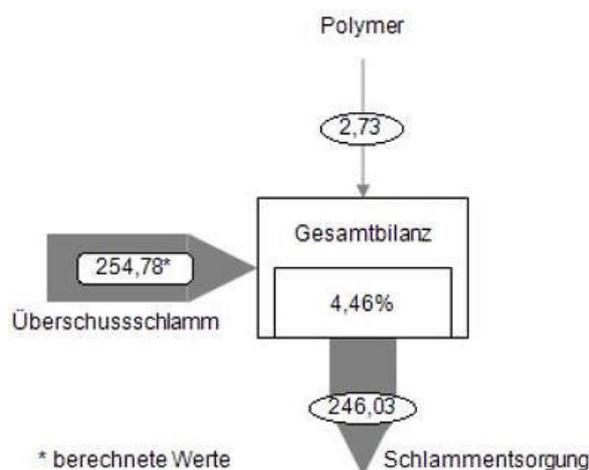


Abbildung 64 Bilanz d. Teilsystems Schlammbehandlung der TS in kg/d in 2012

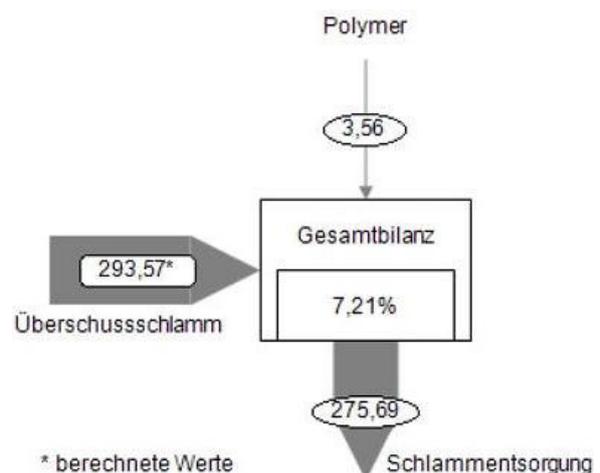


Abbildung 65 Bilanz d. Teilsystems Schlammbehandlung der TS in kg/d in 2013

Die Ergebnisse der Komponenten der Detailbilanz der Trockensubstanz sind in Tabelle 24 zu finden. Alle Detailbilanzen sind im Anhang von Anhang 26 bis Anhang 29. Um die Bilanzierung der Trockensubstanz verifizieren zu können, müssten die Trübwassermengen und deren Zusammensetzung dokumentiert werden. Außerdem wäre es jedenfalls notwendig, die Messung des Überschussschlamms zu ergänzen.

Die höchsten Werte sind stets in 2011 zu finden, während in 2012 stets die niedrigsten Werte aufgezeichnet wurden. Zusätzlich zu den Ergebnissen der Bilanzierung sind die oTS-Gehalte laut Klärschlammuntersuchungen eingetragen. Die oTS-Gehalte des Klärschlamms sind durch die Indirekteinleiter sehr hoch.

Tabelle 24 Ergebnisse der Bilanzierung der Trockensubstanz (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums)

		2010	2011	2012	2013
TS _{SEM,Zu}	kg/d	280,45	<u>302,89</u>	254,78	293,57
TS _{Polymer}	kg/d	3,35	<u>3,77</u>	2,73	3,56
TS _{entw}	kg/d	281,97	<u>283,67</u>	246,03	275,69
oTS _{entw}	%TS	69,0%	70,4%	69,9%	<u>74,5%</u>

CSB-Bilanz

In Abbildung 66 ist erkennbar, dass die Zulaufbelastung sich nicht signifikant verändert hat. Es ist eine leicht sinkende Tendenz erkennbar, jedoch ist sie nicht sehr ausgeprägt. Die Zulaufbelastungsschwankungen sind auch über den betrachteten Zeitraum sehr konstant.

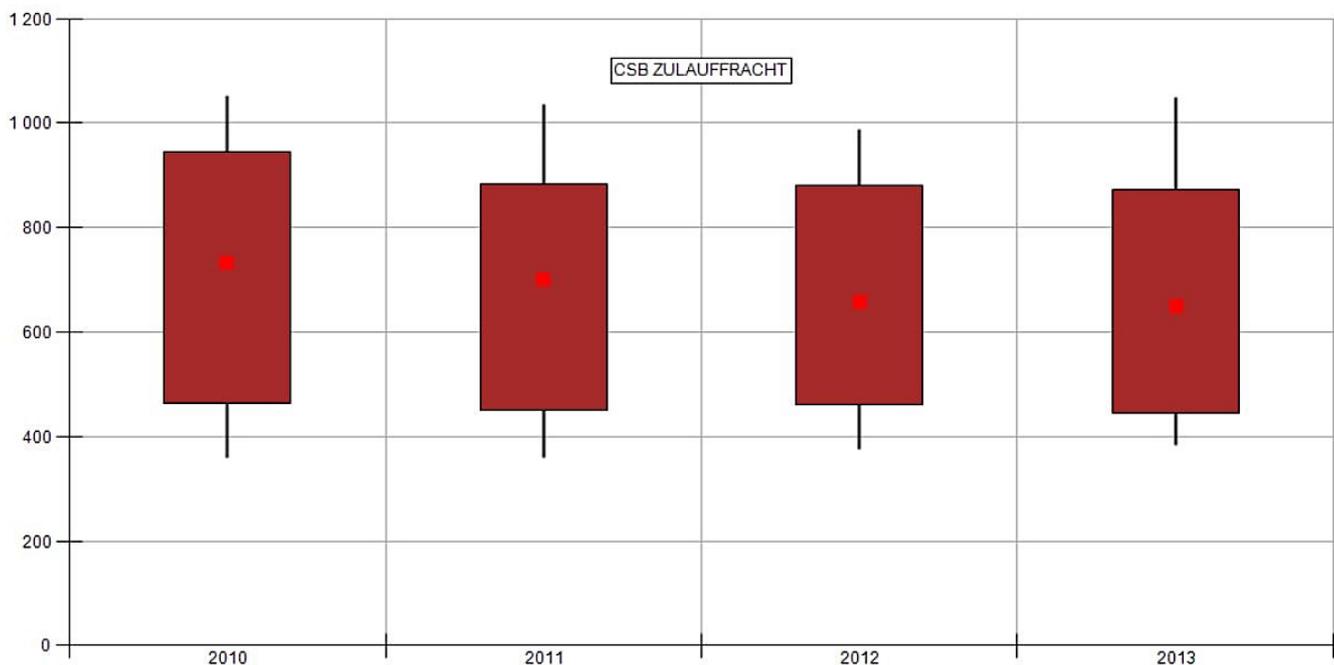


Abbildung 66 Mehrjahresvergleich des CSBs im Zulauf in kg/d

Berechnung der Komponenten

- Überschussschlammmenge: Wie bereits oben erklärt, ist die Überschussschlammmenge nicht plausibel, weswegen für die Bilanzierung die CSB-Fracht im Überschussschlamm der CSB-Fracht in der Aufgabemenge gleichgesetzt wurde.
- Ablauf Schlammsilo: Da bei der Konditionierung die Trockensubstanzmenge und die Zusammensetzung nur vernachlässigbar wenig verändert werden, kann zur Berechnung der oTS-Gehalt der Klärschlammuntersuchungen direkt herangezogen werden:

$$CSB_{SEM,Zu} = \frac{\sum(TS_{SEM,Zu} * oTS_{entw} * 1,42)}{365}$$

Auch hier wird der Energiebedarf für die Belüftung nicht getrennt gemessen, sondern nur der Energiebedarf für die gesamte biologische Stufe. Die Berechnung aus Tabelle 25 ergibt, dass 67 % der Energie der biologischen Stufe für die Belüftung verwendet wird.

Tabelle 25 Ermittlung des Energieverbrauchs für die Belüftung und Vergleich mit Erfahrungswerten nach LINDTNER (2008)

		Min.	Max.	ARA Aspach
Biologie gesamt	kWh/(EW _{120-a})	14,5	33	33
Belüftung	kWh/(EW _{120-a})	11,5	22	22
Prozentsatz	%	79	67	<u>67</u>

Die CSB-Bilanz ist eine offene Bilanz, da es keine Messungen des OVC-Werts gibt. Stattdessen wird der OVC-Wert wie oben bereits oben ausgeführt berechnet.

Bilanzierungsergebnisse

Die Gesamtbilanzen des CSBs der Jahre 2010 bis 2013 sind in Abbildung 67 bis Abbildung 70 zu finden. Die CSB-Bilanz aller betrachteten Jahre lässt sich ohne signifikante Widersprüche schließen, da die Bilanzabweichungen sehr klein sind.

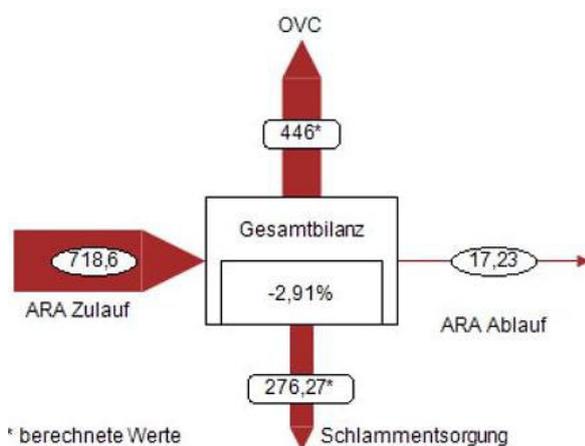


Abbildung 67 Gesamtbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs CSB in kg/d in 2010

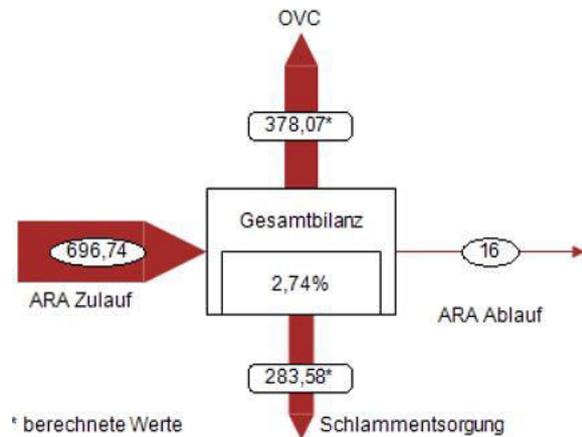


Abbildung 68 Gesamtbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs CSB in kg/d in 2011

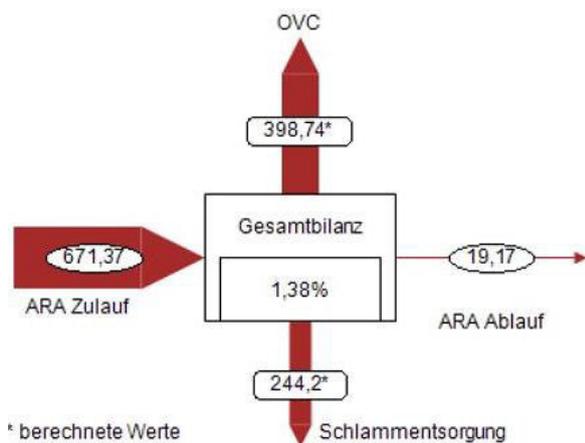


Abbildung 69 Gesamtbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs CSB in kg/d in 2012

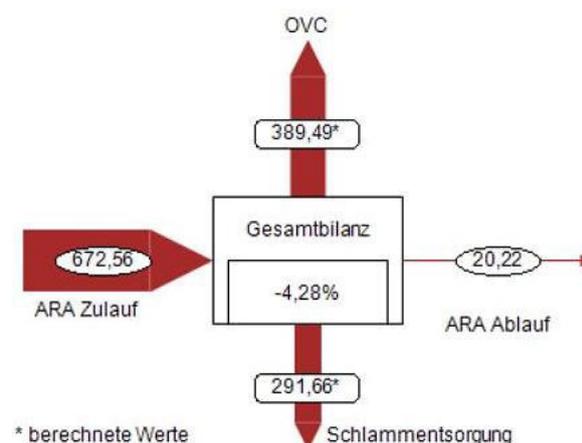


Abbildung 70 Gesamtbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs CSB in kg/d in 2013

Die Ergebnisse der Komponenten der Detailbilanz der Bilanz des CSBs sind in Tabelle 26 zu finden. Alle Detailbilanzen sind im Anhang von Anhang 30 bis Anhang 33. Bei der CSB-Bilanzierung wurden keine Stoffströme im Trübwasser berücksichtigt, da dies aufgrund der fehlenden Daten nicht möglich ist. Dadurch wird die OVC-Berechnung vereinfacht, weil keine

zusätzliche Komponente in der Berechnung berücksichtigt werden muss. Zwar gab es in 2013 eine sehr niedrige Zulaufkraft allerdings war die CSB-Fracht im Überschussschlamm und in weiterer Folge im entwässerten Schlamm am höchsten. Dies deutet auf eine Verschiebung der Abbauprozesse hin. Weiters war in 2013 die höchste CSB-Fracht im Kläranlagenablauf, die Reinigungsleistung hat also abgenommen.

Tabelle 26 Ergebnisse der Bilanzierung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums)

		2010	2011	2012	2013
CSB _{Zu}	kg/d	718,60	696,74	671,37	672,56
CSB _{ab}	kg/d	17,23	16,00	19,17	20,22
OVC	kg/d	446,00	378,07	398,74	389,49
CSB _{ÜS}	kg/d	274,79	302,80	252,89	310,56
CSB _{entw}	kg/d	276,27	283,58	248,46	291,66
oTS _{entw}	%TS	69,0%	70,4%	69,9%	74,5%

Stickstoffbilanz

In Abbildung 71 ist erkennbar, dass sich die Gesamtstickstoff-Zulaufbelastung sich im Betrachtungszeitraum nicht wesentlich verändert hat. In 2010 waren größere Schwankungen als in den Vergleichsjahren feststellbar, ansonsten ist keine auffällige Veränderung zu erkennen.

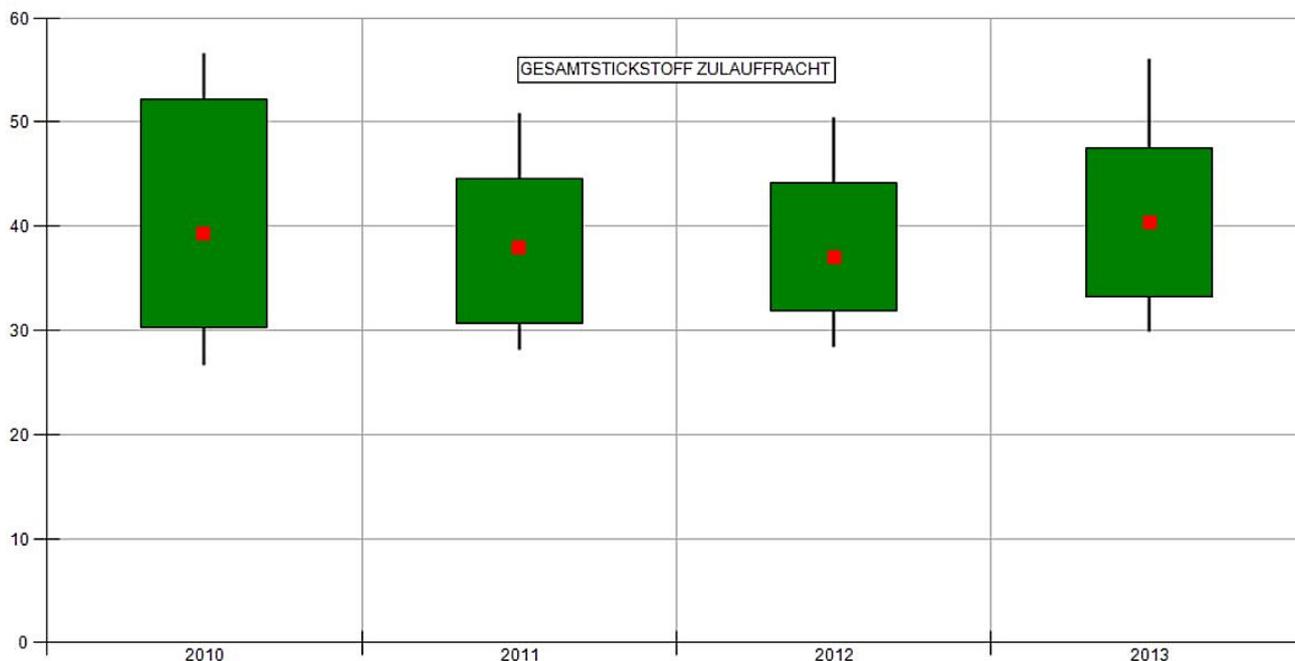


Abbildung 71 Mehrjahresvergleich des Stickstoffs im Zulauf in kg/d

Berechnung der Komponenten

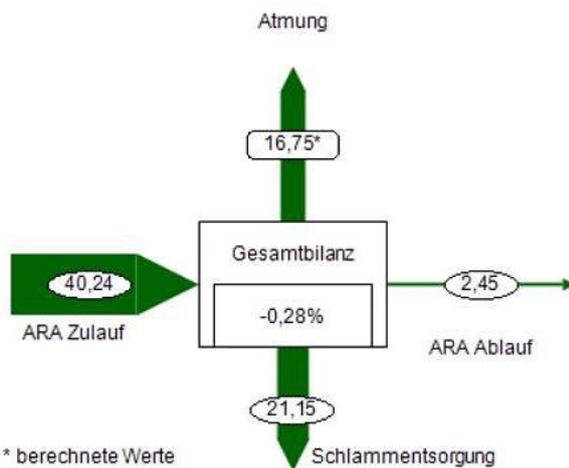
- Überschussschlammmenge: Die Stickstofffracht im Überschussschlamm entspricht der Stickstofffracht im Ablauf des Schlammsilos.
- Ablaufkraft Schlammsilo: Da sich die Zusammensetzung der Trockensubstanz und die Trockensubstanzmenge durch die Polymerzugabe bei der Konditionierung nicht wesentlich ändern, wurden zur Ermittlung der Stickstofffracht die Stickstoff-Gehalte

der jährlichen Klärschlammuntersuchungen verwendet:

$$GesN_{SEM,Zu} = \frac{\sum(TS_{SEM,Zu} * GesN_{entw,Prozent})}{365}$$

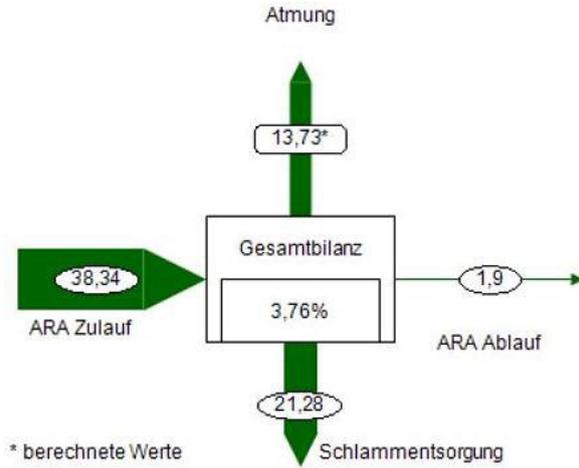
Bilanzierungsergebnisse

Die N-Bilanz aller betrachteten Jahre lässt sich zwar ohne signifikante Widersprüche schließen, allerdings handelt es sich um eine offene Bilanz die nur durch Differenzenbildung geschlossen werden konnte.



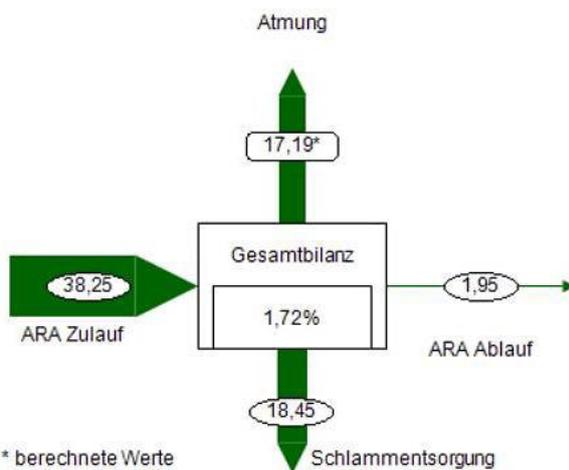
* berechnete Werte

Abbildung 72 Gesamtbilanz des Stickstoffs N in kg/d in 2010



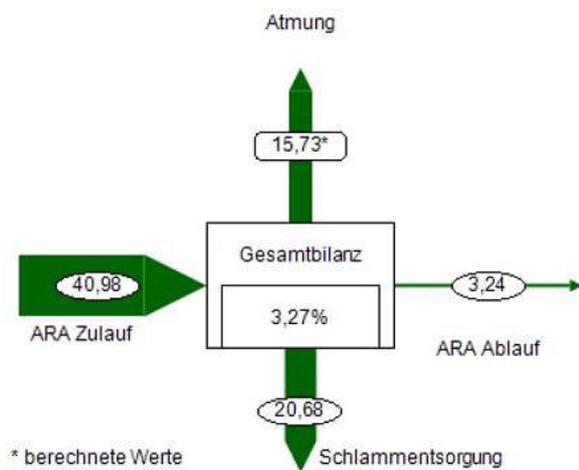
* berechnete Werte

Abbildung 73 Gesamtbilanz des Stickstoffs N in kg/d in 2011



* berechnete Werte

Abbildung 74 Gesamtbilanz des Stickstoffs N in kg/d in 2012



* berechnete Werte

Abbildung 75 Gesamtbilanz des Stickstoffs N in kg/d in 2013

Die Bilanzierungsergebnisse der Komponenten sind in Tabelle 27 zu finden. Alle Detailbilanzen sind im Anhang von Anhang 34 bis Anhang 37. Durch die Differenzenberechnung der Komponente „Atmung“ ist die Bilanzabweichung in der Anlagenkomponente Belebung nicht aussagekräftig. Während in 2011 die höchsten Stickstofffrachten im abgezogenen Klärschlamm waren, waren 2012 die Frachten am geringsten und umgekehrt die Atmung am größten. Weiters ist aus der untenstehenden Tabelle zu erkennen, dass die Zulauffracht sich im betrachteten Zeitraum nicht wesentlich verändert hat, die Zulaufwerte von 2011 und 2013 lagen in der gleichen Größenordnung, während in 2011 und 2012 wiederum ähnliche Zulauffrachten festzustellen waren.

Tabelle 27 Ergebnisse der Bilanzierung des Stickstoffs (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums)

		2010	2011	2012	2013
GesN _{Zu}	kg/d	40,24	38,34	38,25	40,98
GesN _{ab}	kg/d	2,45	1,90	1,95	3,24
Atmung	kg/d	16,75	13,73	17,19	15,73
GesN _{SEM,Zu}	kg/d	21,03	22,72	19,11	22,02
GesN _{entw}	kg/d	21,15	21,28	18,77	20,68

Phosphorbilanz

Auch bei der Phosphor-Zulauf in Abbildung 76 sind keine großen Schwankungen im Betrachtungszeitraum zu erkennen.

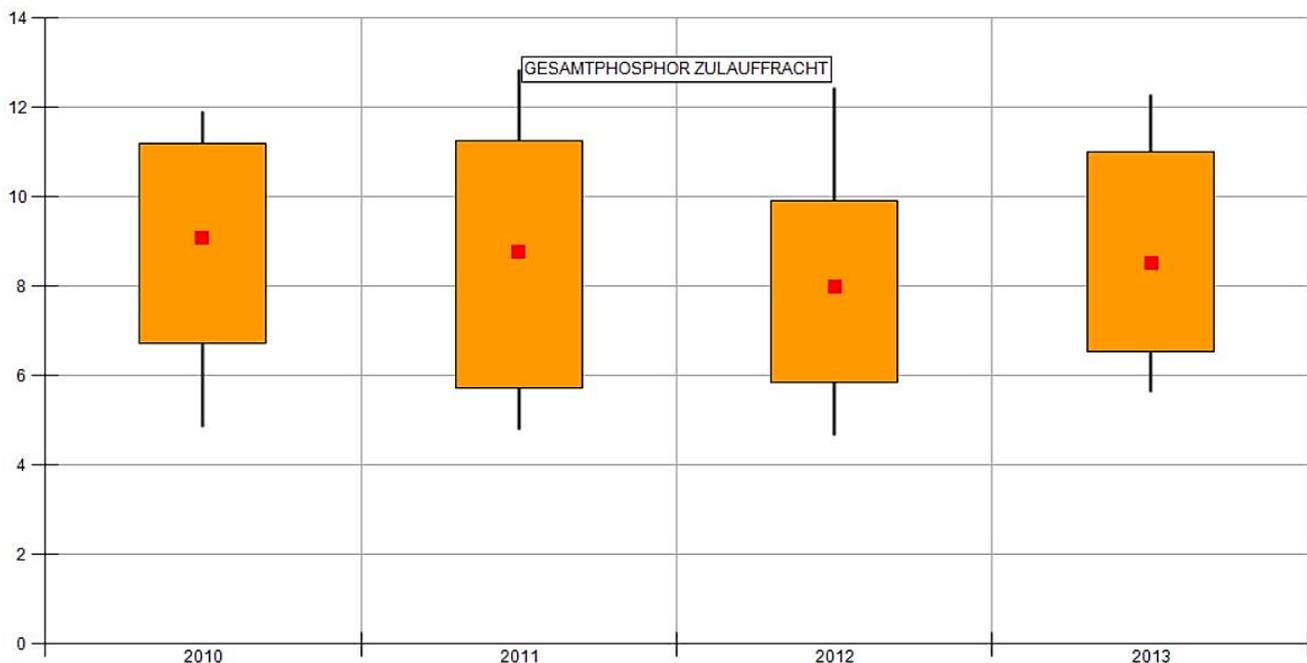


Abbildung 76 Mehrjahresvergleich des Phosphors im Zulauf in kg/d

Berechnung der Komponenten

- Ablauf Fracht Schlamm silo: Da sich die Zusammensetzung der TS und die TS-Menge durch die Polymerzugabe bei der Konditionierung nicht wesentlich ändern, wurden zur Ermittlung der P-Fracht die GesP-Gehalte der jährlichen Klärschlammuntersuchungen verwendet:
$$GesP_{SEM,Zu} = \frac{\sum TS_{SEM,Zu} * GesP_{entw,Prozent}}{365}$$

Bilanzierungsergebnisse

In den Abbildung 77 bis Abbildung 80 sind die Gesamtbilanzen des Phosphors zu sehen. Die Bilanzabweichungen sind in allen Jahren negativ, die Summe der Abläufe ist also größer als die des Zulaufs. Die Abweichungen liegen alle zwischen 10 % und 20 %. Die maximale Abweichung zwischen Ab- und Zuläufen ist in 2010 zu finden und beträgt 1,7 kg/d.



Abbildung 77 Gesamtbilanz des Phosphors P in kg/d in 2010

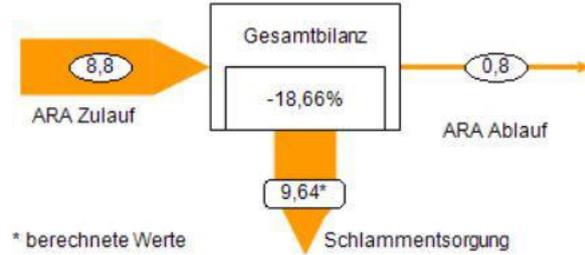


Abbildung 78 Gesamtbilanz des Phosphors P in kg/d in 2011



Abbildung 79 Gesamtbilanz des Phosphors P in kg/d in 2012



Abbildung 80 Gesamtbilanz des Phosphors P in kg/d in 2013

Die Ergebnisse der Komponenten der Detailbilanz sind in Tabelle 28 zu finden. Die Detailbilanzen sind im Anhang von Anhang 38 bis Anhang 41. Da der Phosphor im Trübwasser vernachlässigbar klein ist, kann dieser Stoffstrom bei der Bilanzierung vernachlässigt werden. Aufgrund der Berechnung der Fracht im Überschussschlamm ist die Bilanzabweichung von 0 % in der Anlagenkomponente Belebung nicht aussagekräftig. Die niedrigsten Werte sind alle im Jahr 2012 zu finden. Die höchsten Zu- und Ablaufwerte waren in 2010. Durch die hohen Abläufe ist der daraus entstehende Klärschlamm niedriger als in 2011.

Tabelle 28 Ergebnisse der Bilanzierung des Phosphors (grüne Füllung = niedrigster Wert des Betrachtungszeitraums, rote Füllung = höchster Wert des Betrachtungszeitraums)

		2010	2011	2012	2013
GesP _{Zu}	kg/d	8,87	8,80	8,01	8,65
GesP _{ab}	kg/d	1,01	0,80	0,75	0,89
GesP _{ÜS}	kg/d	7,86	8,00	7,27	7,76
GesP _{SEM,Zu}	kg/d	9,54	10,30	8,66	9,98
GesP _{entw}	kg/d	9,59	9,64	8,51	9,37

6. Interpretation und Diskussion der Ergebnisse

6.1 Vergleich der Ergebnisse beider Kläranlagen

Der Vergleich der Ergebnisse der Kläranlage WV Gaflenztal und Aspach ist aufgrund der fehlerhaften Daten beim Überschussschlamm letzterer nur eingeschränkt möglich. In Tabelle 29 sind wesentliche Ergebnisse der Bilanzierung beider Kläranlagen zu finden. Das OVC/CSB_{zu} Verhältnis ist bei der Kläranlage Aspach aufgrund der fehlerhaften Messung der Trockensubstanz nicht plausibel. Dadurch kann es nicht zur Verifizierung von den Ergebnissen der Bilanzierung der Kläranlage WV Gaflenztal verwendet werden.

Da das Abwasser der Kläranlage Aspach stark von den Indirekteinleitern beeinflusst wird, ist der organische Anteil mit rund 70 % wesentlich höher als bei der Kläranlage WV Gaflenztal. Bei der Kläranlage Aspach ist der Klärschlamm nach der Entwässerung noch nicht stabil und führt dadurch zu Geruchsproblemen. Der oTS-Gehalt bei letzterer nimmt durch die Konditionierung mit Kalkmilch und Eisen(III)Chlorid zusätzlich ab, und ist dadurch verglichen mit Erfahrungswerten sehr niedrig.

Die spezifische Trockensubstanzmenge pro EW und Tag ist in beiden Kläranlagen, bis auf 2013, in der gleichen Größenordnung. Es gilt allerdings anzumerken, dass es sich bei der Kläranlage Aspach nicht um den gemessenen Wert im Überschussschlamm, sondern um die TS-Menge, welche zwischen Schlammsilo und Entwässerung gemessen wird, handelt.

Der Anstieg durch die Konditionierung ist aufgrund der Art der Konditionierung bei der Kläranlage WV Gaflenztal wesentlich höher als in Aspach, wodurch die Kosten der Entsorgung größer sind.

Tabelle 29 Vergleich der Bilanzierungsergebnisse für Atmung und Klärschlamm der Jahresmittel 2011-2013

			ARA WV Gaflenztal	ARA Aspach
OVC/CSB _{zu}	%	2011	71%	54%
		2012	70%	59%
		2013	61%	58%
oTS _{entw}	%TS	2011	25,0%	70,4%
		2012	-	69,9%
		2013	31,2%	74,5%
TS _{üs}	g/(EW.d)	2011	53	53
		2012	56	46
		2013	72	51
TS _{entw}	g/(EW.d)	2011	85	50
		2012	86	45
		2013	114	48

Die Bilanzierung der Kläranlage Aspach wurde erstellt, um das Rechenschema für die Bilanzierung der Kläranlage WV Gaflenztal zu kontrollieren, und zu verifizieren. Aufgrund der schlechten Datengrundlage der Kläranlage Aspach ist dies jedoch nicht möglich.

6.2 Ursachen für die Schlammmzunahme in ARA WV Gaflenztal

Eine Zunahme des Schlammanfalls kann einerseits externe und andererseits interne Ursachen haben. Dabei versteht man unter ersteren die Änderungen in der Menge und Zusammensetzung der Zulaufbelastung. Diese müssen als erstes betrachtet werden, da sie wie-

derum Änderungen innerhalb der Kläranlage verursachen können. Anschließend werden die internen Prozesse betrachtet, die Einflüsse der Betriebsführung betreffen. Dabei sind insbesondere die Abbauprozesse in der Belebung, die Reinigungsleistung und die Entwässerung (im speziellen die Konditionierung) von Bedeutung, da Änderungen in diesen Bereichen den größten Einfluss auf den Klärschlammanfall haben.

Bei den externen Faktoren müssen sowohl die organischen als auch anorganischen Zulaufbelastungen betrachtet werden. In 2013 war die CSB-Zulaufkraft mit 687,31 kg/d wesentlich niedriger als in den Vergleichsjahren (siehe Tabelle 30). Der Klärschlammanfall kann also nicht aufgrund einer Veränderung in der organischen Belastung so stark gestiegen sein. Die anorganische Belastung im Zulauf der Belebung – also jene, die direkt zu einem Schlammanstieg führt, da sie nicht in der mechanischen Reinigungsstufe entfernt wurde – wird in der Kläranlage nicht gemessen. Aufgrund der jährlichen Klärschlammuntersuchung ist es jedoch trotzdem möglich eine Aussage bezüglich des aTS-Gehalts im Klärschlamm zu treffen, wobei noch berücksichtigt werden muss, dass bei der Konditionierung das oTS/aTS Verhältnis verändert wird, da insbesondere durch die Kalkmilch der aTS-Gehalt stark erhöht wird. Wäre es zu einer Zunahme der anorganischen Belastung gekommen, müsste bei gleichbleibender oder geringerer organischer Belastung der oTS-Gehalt im Klärschlamm niedriger als in den Vergleichsjahren sein. In 2013 wurde allerdings trotz der höchsten Kalkzugabe (96 % der TS-Fracht des Überschussschlammes) der höchste oTS-Gehalt bei der Klärschlammuntersuchung festgestellt (siehe Tabelle 30). Eine Zunahme der anorganischen Belastung kann also ebenso ausgeschlossen werden. In Kapitel 5.1.1 ist ersichtlich, dass 2013 weder die Zulaufbelastung von Stickstoff noch von Phosphor größer als in den Vergleichsjahren war. Es ist somit zu keiner relevanten Veränderung der Zulaufbelastung in der Kläranlage WV Gaflenztal in 2013 gekommen.

Tabelle 30 Kennzahlen, die eine eventuelle Änderung der Belastung im Zulauf aufzeigen.

		2011	2012	2013	2014
CSB _{Zu}	kg/d	785	721	<u>687</u>	687
TS _{ÜS}	kg/d	336	328	401	377
TS _{Kalk}	kg/d	319	273	385	347
Verhältnis Kalk/TS _{ÜS}	%	95%	83%	<u>96%</u>	92%
TS _{entw}	kg/d	538	502	638	585
oTS _{entw}	%TS	25,0%	-	<u>31,2%</u>	24,1%

Daraus folgt, dass es eine Änderung innerhalb der Kläranlage gegeben haben muss. Als erstes werden dafür die Zu- und Ablaufwerte, also die Reinigungsleistung (siehe Tabelle 31) der Kläranlage betrachtet. Die CSB-Reinigungsleistung ist in allen betrachteten Jahren sehr ähnlich: Die Ablaufwerte waren also – im Vergleich mit den Zulaufwerten – weder in 2012 außerordentlich hoch, noch in 2013 besonders niedrig. Das gleiche gilt für die Phosphorelimination. Einzig bei der Stickstoffentfernung waren die Ablaufwerte, verglichen mit den Zulaufwerten in 2012, deutlich höher, und dadurch die Reinigungsleistung schlechter als in den Vergleichsjahren. Die restlichen Jahre sind einander allerdings wieder sehr ähnlich. Eine verbesserte Reinigungsleistung, als mögliche Ursache für die Klärschlammzunahme in 2013, kann folglich ausgeschlossen werden.

Als nächstes werden die Abbauprozesse in der Belebung betrachtet. Da der Phosphor nur über den Klärschlamm aus dem Abwasser entfernt werden kann, die Zulaufkraft in 2013 niedriger als in 2012, und die Reinigungsleistung in allen betrachteten Jahren ähnlich war, kann dieser Abbauprozess keine weiteren Effekte auf den Klärschlamm gehabt haben.

Die Anteile der Stickstoffabbauprozesse sind nur bedingt analysierbar, weil die Stickstofffracht im Überschussschlamm auf dem oTS-Gehalt der Klärschlammuntersuchungen basiert und der Atmungsanteil nur durch Differenzbildung berechnet werden kann (siehe Kapitel 5.2.2). Da die Stickstofffracht, verglichen zur CSB-Fracht, allerdings nur sehr klein ist, hat diese nur eine untergeordnete Rolle beim Klärschlammanfall. Eine Veränderung im CSB-

Abbau hat hingegen die größten Auswirkungen auf den Schlammanfall. In Tabelle 31 ist erkennbar, dass der OVC-Anteil am CSB-Abbau in 2013 niedriger als in den Vergleichsjahren war, also weniger CSB veratmet und mehr Überschussschlamm produziert wurde. Am OVC-Anteil hat neben der täglichen Belüftungsdauer insbesondere das Schlammalter einen großen Einfluss. Je niedriger dieses ist, umso höher ist der Überschussschlammfall (siehe Abbildung 81). 2013 war das Schlammalter um fast 5 Tage niedriger als 2012, wodurch der Überschussschlammfall gestiegen sein muss (siehe Tabelle 31). Eine Abnahme des Schlammalters führt lt. Abbildung 81 zu einer Abnahme des OVC-Anteils von rd. 5 %. Von 2012 auf 2013 hat der Klärschlamm allerdings um 9 % abgenommen, also deutlich mehr. Beim angegebenen Schlammalter in Tabelle 31 handelt es sich um das Gesamtschlammalter, und weiters ist hier der Median angegeben, da der Mittelwert durch sehr große Ausreißer nach oben verfälscht wird. Die starke Abnahme des Schlammalters ist eine plausible Erklärung für die Zunahme des Klärschlamms.

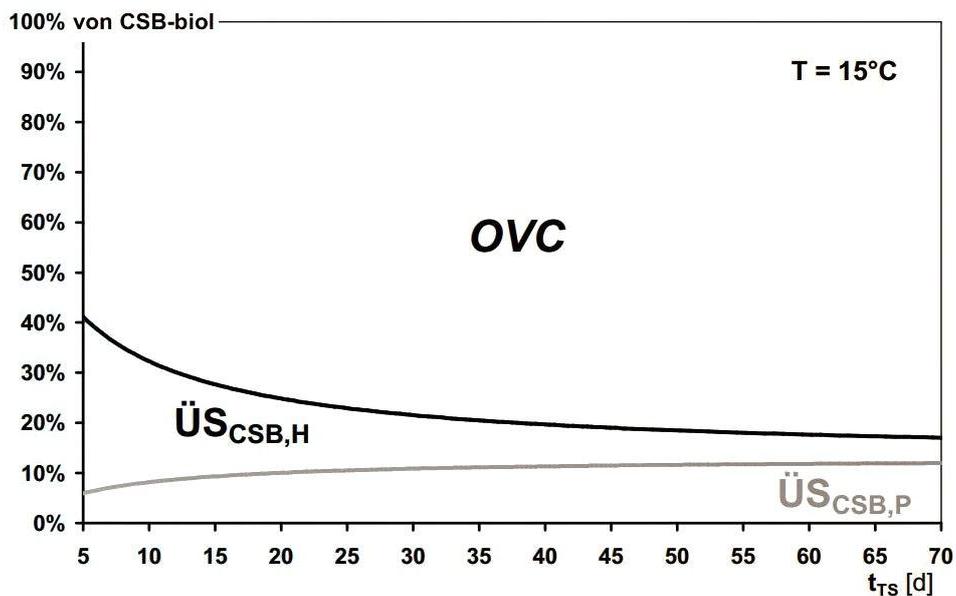


Abbildung 81 Einfluss des Schlammalters auf den Schlammanfall bei 15 °C (NOWAK o.J.)

Da es keinerlei Aufzeichnungen über das Denitrifikationsvolumen im Belebungsbecken der Kläranlage gibt, kann das aerobe Schlammalter nicht berechnet werden. Durch Messung des Sauerstoffgehalts mit einer Sauerstoffsonde an verschiedenen Punkten im Belebungsbecken, könnte das Denitrifikationsvolumen und in weiterer Folge das aerobe Schlammalter ermittelt werden. Die Berechnung des aeroben Schlammalters würde es ermöglichen, den vorhandenen Puffer zum Mindestschlammalter für die Nitrifikation (= 8 Tage) zu ermitteln. Unabhängig davon ist das Gesamtschlammalter, in allen Betrachtungsjahren, weit von den angestrebten 25 Tagen entfernt, welche notwendig sind um den Schlamm simultan, aerob zu stabilisieren.

Tabelle 31 Mögliche Veränderungen in der Belebung; ¹⁾ = lt. Bescheid

		2011	2012	2013	2014	Erforderliche Werte	
CSB _{Zu}	kg/d	785	721	687	687	25 (bei simultaner, aerober Stabilisierung)	
OVC	kg/d	558	504	418	441		
OVC/CSB _{Zu}	%	71%	70%	<u>61%</u>	64%		
Schlammalter	d	22,8	22,1	<u>17,5</u>	16,8		
TS _{BB}	g/l	5,25	5,13	4,77	5,12		
Wirkungsgrad CSB	%	97%	96%	96%	97%		85% ¹⁾
Wirkungsgrad GesN	%	87%	<u>82%</u>	85%	86%		70% ¹⁾
Wirkungsgrad GesP	%	91%	88%	89%	90%		85% ¹⁾

Zuletzt wird die Klärschlamm entwässerung betrachtet. Der Klärschlamm wird in der Kläranlage WV Gaflenztal mit Kalkmilch und Eisen(III)Chlorid konditioniert. Diese Art der Konditionierung ist weit verbreitet, da sie sich durch ihre Robustheit, Einsatzbreite und Betriebssicherheit auszeichnet. Außerdem findet durch den pH-Wert Anstieg eine Entseuchung des Klärschlammes statt. Der Klärschlamm löst sich nach der Entwässerung leichter vom Filtertuch ab und hat gute bodenmechanische Eigenschaften. Allerdings kommt es durch diese Konditionierungsart, insbesondere durch die Kalkmilch, zu einer starken Zunahme der Klärschlammmenge. (Kronos ecochem 2002) Die erforderliche Konditionierungsmittelmenge ist je nach Klärschlamm unterschiedlich und steigt je schlechter die Entwässerungseigenschaften des Überschussschlammes sind.

Die Entwässerungseigenschaften des Klärschlammes haben sich 2013 wesentlich verschlechtert: Aufgrund der Abnahme des Schlammalters war der Anteil der Atmung geringer, da weniger Zeit dafür vorhanden und der organische Gehalt im Schlamm höher war. Dadurch war in 2013, bezogen auf die Trockensubstanz im Überschussschlamm, deutlich mehr Kalk zur Entwässerung notwendig. In Bezug auf die Kosten, hatte der erhöhte Kalkbedarf sowohl Auswirkungen auf die Klärschlamm entsorgungskosten (erhöhte Gesamtmenge) als auch auf die Kosten für den Einkauf von Kalkmilch. Im *ATV-Handbuch – Klärschlamm* wird angegeben, dass eine Kalkzugabe von mehr als 100 % der zu entwässernden Trockensubstanz, aus wirtschaftlichen Aspekten, nicht mehr vertretbar ist (Abwassertechnische Vereinigung e.V. 1996). Folglich ist die Kalkmilchdosierung, die bei der Entwässerung des Klärschlammes verwendet wird, an der oberen Grenze der Wirtschaftlichkeit.

Tabelle 32 Mittelwerte der schlammbezogenen Betriebsparameter zur Analyse der Veränderungen in der Schlammbehandlung

		2011	2012	2013	2014
TS _{ÜS}	kg/d	336,47	327,54	400,73	377,12
TS _{Kalk}	kg/d	318,61	272,89	384,77	346,76
TS _{FeCl}	kg/d	26,31	26,20	26,31	26,35
TS _{Kond.ges}	kg/d	344,92	299,09	411,08	373,11
Verhältnis Kalk/TS _{ÜS}	%	95%	83%	<u>96%</u>	92%
TS _{entw}	kg/d	538,10	502,02	638,03	584,80

Zusammenfassend haben nicht Veränderungen im Zulauf der Kläranlage den Anstieg im Klärschlamm verursacht. Ebenso wenig war die Reinigungsleistung in 2013 der Grund für den Anstieg. Stattdessen haben folgende Faktoren zur Klärschlammzunahme geführt: Erstens war der belebte Schlamm weniger lang in der Belebung, wodurch der oTS-Gehalt im Überschussschlamm, aufgrund der reduzierten Atmung, höher war und der Klärschlamm schlechter stabilisiert war. Zweitens war durch die schlechteren Entwässerungseigenschaften

ten mehr Konditionierungsmittel zur Entwässerung notwendig, um den gleichen TS-Gehalt zu erreichen.

7. Schlussfolgerungen und Ausblick

Um den Klärschlammanfall der Kläranlage WV Gaflenztal wieder zu reduzieren, kann an verschiedenen Hebeln angesetzt werden: Als erstes kann die Überschussschlammproduktion selbst reduziert werden. Laut *ATV-Handbuch – Klärschlamm* kann hierfür einerseits die Belüftungszeit verlängert, oder andererseits der Schlammgehalt im Belebungsbecken erhöht werden. Bei ersterem ist es allerdings wichtig, dass dies nicht mit einer Erhöhung des Sauerstoffgehalts gleichgesetzt wird. Der Sauerstoffgehalt hat nämlich keinen Einfluss auf die Überschussschlammproduktion, solange er nicht kleiner als 0,5 mg/l oder größer als 7,5 mg/l ist. (Abwassertechnische Vereinigung e.V. 1997) Weiters kann die Belüftungszeit nur soweit erhöht werden, solange die Denitrifikation in ausreichendem Ausmaß stattfindet, damit die vorgeschriebenen Ablaufwerte bzw. die Reinigungsleistung eingehalten werden kann. In der Kläranlage WV Gaflenztal wird die Belüftungsdauer nicht dokumentiert, wodurch keine konkreten Aussagen über das Verbesserungspotential gemacht werden können. Die Erhöhung der Belüftungszeit muss also schrittweise erfolgen, wobei dabei die Nitratablaufwerte genau kontrolliert werden müssen, damit die Auflagen des Bescheids weiterhin eingehalten werden können.

Die zweite Möglichkeit zur Reduktion der Überschussschlammproduktion ist die Erhöhung des Schlammgehalts im Belebungsbecken. Durch die höhere Biomasse wird die Schlammbelastung reduziert – also das Nahrungsangebot pro Bakterie reduziert. Dadurch werden die Bakterien gezwungen mehr schwer abbaubare Verbindungen, für das Wachstum und die Atmung, zu verwenden. Dies führt wiederum dazu, dass der Anteil der Belastung, der über die Schleuse der Luft die Kläranlage als CO₂ wieder verlässt, erhöht und die Überschussschlammmenge reduziert wird. Die durchschnittliche Trockensubstanz im Belebungsbecken der Kläranlage WV Gaflenztal ist in Tabelle 31 dargestellt. In 2013 war die TS im Belebungsbecken, mit 4,8 g/l, niedriger als in den Vergleichsjahren. Die vorhandene Raum- und Schlammbelastung in der Kläranlage WV Gaflenztal sind noch deutlich unter den Bemessungswerten des Einreichprojekts. Der limitierende Faktor bei der Erhöhung des Schlammgehalts ist dabei die Kapazität des Nachklärbeckens. Unter der Annahme, dass die Schlammproduktion sich durch die Erhöhung des Schlammalters um etwa 5 % reduzieren würde (siehe Abbildung 81), würde die Trockensubstanz im Belebungsbecken auf 6,9 g/l steigen. Eine so hohe Konzentration wird, aller Wahrscheinlichkeit nach, zu hoch sein. Der TS-Gehalt kann nämlich nur erhöht werden, solange die Oberflächenbeschickung im Nachklärbecken kleiner als die Sinkgeschwindigkeit ist. Auch hier gilt es den Schlammgehalt nur schrittweise zu erhöhen, damit es zu keinem Schlammabtrieb in den Gaflenzbach kommt.

Die Erhöhung des TS-Gehalts hat noch einen weiteren positiven Effekt auf den Klärschlammanfall. Die verbesserte Stabilisierung des Überschussschlamms durch den reduzierten oTS-Gehalt, bewirkt eine Verbesserung der Entwässerungseigenschaften des Klärschlamms. Durch die Maßnahme der Erhöhung des Schlammgehalts wird also auch der erhöhte Konditionierungsmittelbedarf wieder reduziert, und dadurch die gesamte Klärschlammmenge wieder deutlich verringert. Ein weiterer positiver Effekt der Reduktion des Konditionierungsmittelbedarfs ist die Verringerung der Betriebskosten für Kalkmilch und Eisen(III)Chlorid.

8. Zusammenfassung

Am Beispiel von zwei Kläranlagen wurde der Klärschlammanfall, in der vorliegenden Masterarbeit, bei der biologischen Abwasserreinigung analysiert. Durch die Massenbilanzierung wurden die Anteile der verschiedenen Abbauprozesse am Gesamtabbau und dadurch der Klärschlammanfall bei gegebener Belastung ermittelt. Hierfür waren die Massenbilanzen von Wassermenge, Trockensubstanz, CSB, Stickstoff und Phosphor notwendig.

Bei der Plausibilitätsprüfung wurden ausgewählte Kennzahlen mit Erfahrungswerten verglichen. Bei der Kläranlage WV Gaflenztal waren alle wesentlichen Kennzahlen der Zu- und Ablaufwerte innerhalb der Erfahrungsbereiche für kommunales Abwasser. Dies war bei der Kläranlage Aspach hingegen nicht der Fall, allerdings konnten alle Abweichungen durch die Indirekteinleiter erklärt werden, wodurch die Datengrundlage von Zu- und Ablaufwerten trotzdem als plausibel einzustufen war. Die Bilanzierung der Kläranlage WV Gaflenztal konnte jedoch nur eingeschränkt mit der Bilanzierung der Kläranlage Aspach verifiziert werden, da die Dokumentation der Überschussschlammmenge bei letzterer fehlerhaft und dadurch unplausibel war.

Durch die Bilanzierung der Kläranlage WV Gaflenztal konnten folgende mögliche Ursachen für den Anstieg der Klärschlammmenge ausgeschlossen werden:

- Der Anstieg des Klärschlammanfalls war nicht auf eine erhöhte Zulaufbelastungsfracht zurückzuführen, sie nahmen – im Gegenteil sogar – in den betrachteten Jahren (2011-2014) kontinuierlich ab.
- Ebenso wenig lag die Ursache in einer verbesserten Reinigung: Die Reinigungsleistung war, bei allen bilanzierten Stoffströmen in der gleichen Größenordnung (Schwankungen von $\pm 1\%$; Ausnahme Stickstoff in 2013: 3 % niedriger als in den Vergleichsjahren).

Die Zunahme des Klärschlammanfalls konnte hingegen auf folgende Faktoren zurückgeführt werden:

- Die Belastung hat die Kläranlage vermehrt über den Klärschlamm und weniger über die Luft verlassen: Die CSB-Fracht im Überschussschlamm hat, trotz niedriger Zulauffracht, zugenommen. Daraus resultierend hat der OVC-Anteil am Gesamtabbau von 2012 auf 2013 um 9 % abgenommen. Eine Verringerung von letzterem kann einerseits durch eine Reduktion der Belüftungszeit, andererseits durch eine Steigerung des Überschussschlammabzugs, aufgrund einer Änderung der Betriebsweise, und daraus resultierend einer Abnahme des Schlammalters verursacht worden sein. Durch die fehlenden Aufzeichnungen über die Belüftungszeit konnte diese Möglichkeit allerdings nicht weiter verfolgt werden. Die zweite Möglichkeit wurde jedoch bestätigt: Der erhöhte Überschussschlammabzug hat, von 2012 auf 2013, zu einer Abnahme des Schlammalters von fünf Tagen geführt.
- Die Reduktion des Schlammalters führte zu einer Zunahme des oTS-Gehalts im Klärschlamm. Dadurch ist der Klärschlamm 2013 schlechter stabilisiert worden als in 2012. Diese zwei Faktoren hatten zur Folge, dass sich die Entwässerungseigenschaften des Klärschlammes verschlechtert haben, und dadurch der Konditionierungsmittelbedarf gestiegen ist. Dadurch wurde wiederum die bereits höhere Klärschlammmenge zusätzlich erhöht.

Es wurden folgende Möglichkeiten zur Reduktion der Klärschlammmenge in der Kläranlage WV Gaflenztal gefunden: Erstens kann die Belüftungszeit erhöht werden. Dabei muss jedoch bedacht werden, dass die Denitrifikation weiterhin ausreichend stattfinden können muss. Zweitens kann das Schlammalter erhöht werden, indem die TS-Konzentration der Belebung erhöht wird. Dabei stellt allerdings die Kapazität des Nachklärbeckens den limitierenden Faktor dar (Planungswert lt. Projekt: 5 kg TS/m³), da der Schlammgehalt nur solange erhöht werden kann, solange die Oberflächenbeschickung kleiner als die Sinkgeschwindigkeit ist.

9. Literaturverzeichnis

AAEV (1996): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV). AAEV, vom 186. Online verfügbar unter https://www.ris.bka.gv.at/Dokumente/BgblPdf/1996_186_0/1996_186_0.pdf, zuletzt geprüft am 13.03.2015.

1. AEV für kommunales Abwasser (1996): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete (1. AEV für kommunales Abwasser). 1. AEV für kommunales Abwasser, vom 210. Online verfügbar unter <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=10010980>, zuletzt geprüft am 13.03.2015.

3. AEV für kommunales Abwasser (2006): Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Einzelobjekte in Extremlage. 3. AEV für kommunales Abwasser, vom 249.

Abwassertechnische Vereinigung e.V. (Hg.) (1996): Klärschlamm. ATV-Handbuch. Unter Mitarbeit von Reimar Leschber und Ulrich Loll. ATV-Handbuch. 4. Aufl. Berlin: Ernst & Sohn ([4]).

Abwassertechnische Vereinigung e.V. (Hg.) (1997): Biologische und weitergehende Abwasserreinigung. Unter Mitarbeit von Hanns Teichmann. 4. Aufl. Berlin: Ernst (Bi).

BÖHLER, Marc; SIEGRIST, Hansruedi (2008): Möglichkeiten zur Optimierung der chemischen Phosphorfällung an hessischen Kläranlagen. im Auftrag der Europa Fachhochschule Fresenius und des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG). Gutachten. Hg. v. EAWAG - Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz. im Auftrag der Europa Fachhochschule Fresenius und des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (HLUG). Dübendorf.

BORNEMANN, Catrin; LONDONG, Jörg; FREUND, Martin; NOWAK, Otto; OTTERPOHL, Ralf; ROLFS, Thomas (1998): Hinweise zur dynamischen Simulation von Belebtschlammanlagen mit dem Belebtschlammmodell Nr. 1 der IAWQ. In: KA, S. 455–462.

DROBIG, Wolfgang; HEINZMANN, Bernd; HOFFMANN, Erhard; KOCH, Markus; LANGER, Stefan; PÖPEL, Johannes et al. (2011): Ermittlung und Bewertung der biologischen und chemischen Phosphorelimination bei der Simultanfällung. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KA-8.2 "Abwasserreinigung durch Fällung und Flockung". In: KA 58 (5), S. 456–464. Online verfügbar unter <http://www.kan.at/Kontext/WebService/SecureFileAccess.aspx?fileguid=%7B9cff933e-b977-438a-93bf-a4d5daa534ee%7D>, zuletzt geprüft am 26.02.2015.

DWA -Regelwerk A 131: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Mai 2000. Unter Mitarbeit von ATV-DVWK-Fachausschüssen KA 5 und KA 6. Hennef (ATV-DVWK-Regelwerk).

DWA-Landesverband Baden-Württemberg (2014): Funktionsstörungen auf Kläranlagen - Kap. 4: Reinigungsziel Nitrifikation. 4.2 Erhöhte Ammonium-Werte im Ablauf beim Belebungsverfahren. Arbeitshilfe des DWA-Landesverbandes Baden Württemberg für die Treffen der Kläranlagen-Nachbarschaften zum Thema. Erhöhte Ammoniumwerte im Ablauf. 4.2 Erhöhte Ammonium-Werte im Ablauf beim Belebungsverfahren, 27.03.2014. Online verfügbar unter http://www.kan.at/KAN.aspx_param_target_is_138305_and_Title_is_-Erh-c3-b6hte%20Ammoniumwerte%20im%20Ablauf.v.aspx, zuletzt geprüft am 02.03.2015.

DWA-Landesverband Bayern (2011a): Einstiegsvortrag N-Bilanz. Die Stickstoffbilanz im kommunalen Abwasser. Stickstoffbilanz im kommunalen Abwasser. Die Stickstoffbilanz im kommunalen Abwasser, 2011. Online verfügbar unter http://www.kan.at/KAN.aspx_param_target_is_138245_and_Title_is_-N-Bilanz.v.aspx, zuletzt geprüft am 02.03.2015.

DWA-Landesverband Bayern (2011b): Leitfaden Nr. 2-14. Betrieb von Abwasseranlagen. Die Stickstoffbilanz im kommunalen Abwasser. Betrieb von Abwasseranlagen. Online verfügbar unter http://www.kan.at/KAN.aspx_param_target_is_138245_and_select_is_23_and_Title_is_-N-Bilanz.v.aspx, zuletzt geprüft am 02.03.2015.

eDAB Entwicklungs- und Vertriebs GmbH (o.J.): Bedienungsanleitung. der Version 2.1. eDAB Expert. Hg. v. eDAB Entwicklungs- und Vertriebs GmbH. der Version 2.1. Wien.

FRANZ, Andreas (1993): Chemische und mikrobiologische Grundlagen der Stickstoff- und Phosphorentfernung. In: Helmut Kroiss (Hg.): Bemessung und Betrieb von Kläranlagen zur Stickstoffentfernung. OeWAV-Seminar, Wien, 25.-26. Februar 1993, Bd. 110. Wien: Melzer (Wiener Mitteilungen: Wasser - Abwasser - Gewässer, Band 110), S. C1-C40.

FREY, Wilhelm; SCHRÄMMEL, Anton (2002): Maschinelle Ausrüstung der Schlammbehandlung. Themenbereich C. In: Helmut Kroiss (Hg.): Klärschlamm. Möglichkeiten und Verfahren zu Verwertung/Entsorgung ab 2004, Schlammbehandlung und Entsorgung, 177b. Wien: IWAG (Wiener Mitteilungen, Bd. 177), S. 77–124.

GUJER, Willi (2007): Siedlungswasserwirtschaft. 3., bearbeitete Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

HAWLICZEK, Claus (2014): zusätzliche Daten der ARA WV Gaflenzthal. Linz, 21.10.2014. E-Mail an Edwige Beltzung.

HENZE, M.; HARREMOES, P.; ARVIN, E.; LA COUR JANSEN, J. (2002): Wastewater treatment. Biological and chemical processes. 3. Aufl. Berlin, New York: Springer (Environmental engineering).

HOLZNER, Dominik (2014): Kläranlagenbesichtigung. Marktgemeinde Weyer, 28.07.2014. mündlich an Edwige Beltzung.

HOLZNER, Dominik (2015): Schlammbehandlung, 21.01.2015. Telefonat mit Edwige Beltzung.

Kläranlage Aspach (2010-2013): Betriebstagebuch 2010-2013.

KROISS, Helmut (2007): Betrieb von Kläranlagen. Grundkurs. Wien: IWAG (Wiener Mitteilungen, Bd. 202).

Kronos ecochem (2002): Chemische Schlammkonditionierung mit Eisensalzen. Technische Information 3.06. Technische Information 3.06. Leverkusen. Online verfügbar unter [http://www.kronosecochem.com/ehome_de.nsf/Multi%20Media%20Files/E3152E53B831B4C885257BBF005432D1/\\$File/TI_3_06_DE_Schlammkonditionierung.pdf?OpenElement](http://www.kronosecochem.com/ehome_de.nsf/Multi%20Media%20Files/E3152E53B831B4C885257BBF005432D1/$File/TI_3_06_DE_Schlammkonditionierung.pdf?OpenElement), zuletzt geprüft am 31.03.2015.

KURZ, Gerhard (2010): Wr. Kollaudierungsoperat. Wr. Kollaudierungsbericht - Kläranlagenausbau 2006. ABA Aspach. Hg. v. behödl. autor. Ingenieurkonsulent für Kulturtechnik und Wasserwirtschaft. Wr. Kollaudierungsbericht - Kläranlagenausbau 2006. Linz.

LINDTNER, St. (2007): Optimierungspotenziale beim Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen -Erfahrungen aus der Praxis. Online verfügbar unter http://www.abwasserbenchmarking.at/upload/documents/cms/20/Optimierungspotential_ARAs_Lindtner_end.pdf, zuletzt geprüft am 07.04.2015.

LINDTNER, St. (2008): Leitfaden für die Erstellung eines Energiekonzeptes kommunaler Kläranlagen. Wien.

LINDTNER, St. (2009): Benchmarking - Grundlagen & Praxiserfahrungen. 10. Erfahrungsaustausches der Betriebsleiter von direkt in den Bodensee einleitenden Kläranlagen. Romashorn, 17.06.2009. Online verfügbar unter http://www.abwasserbenchmarking.at/upload/documents/cms/42/BM_Grundlagen_Praxiserfahrungen_20090617.pdf, zuletzt geprüft am 07.04.2015.

NOWAK, O.; HABERL, R.; REISCHL, C.; WETT, B.; ZESSNER, M. (2002): Bewährte Systeme zur Klärschlammbehandlung. In: Helmut Kroiss (Hg.): Klärschlamm. Möglichkeiten und Verfahren zu Verwertung/Entsorgung ab 2004, Schlammbehandlung und Entsorgung, 177a. Wien: IWAG (Wiener Mitteilungen, Bd. 177), S. 47–66.

NOWAK, Otto (o.J.): Überschussschlammanfall. Einflussgrößen, Kennzahlen, Bilanzen, Plausibilitätsprüfung. o.J. Online verfügbar unter http://www.kan.at/upload/medialibrary/Nowak_-_berschussschlammanfall6491.pdf, zuletzt geprüft am 09.07.2014.

ÖWAV (2010): Eigen- und Betriebsüberwachung von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (> 50 EW). ÖWAV-Arbeitsbehelf 14. 3. vollständig überarbeitete Auflage. Hg. v. ÖWAV. ÖWAV-Arbeitsbehelf 14. Wien.

REZAC, Erich (1985): Einreichprojekt - Detailplanung. Technischer Bericht. WV Gaflenztal Verbandskläranlage. Hg. v. Planungsbüro für Kulturtechnik. Technischer Bericht. Attnang-Puchheim.

RHODESLY, Chihab (1998): Beitrag zur Konditionierung und Entwässerung von Klärschlamm. Clausthal-Zellerfeld: Papierflieger (CUTEC-Schriftenreihe, 30).

ROTHUBER, Karl (1987): Detailprojekt - Änderungsprojekt Kläranlage. Technischer Bericht. ARA WV Gaflenztal. Hg. v. Staatlich befugter und beeideter Zivilingenieur. Technischer Bericht. Attnang-Puchheim.

ROTHUBER, Karl (1988): Detailprojekt - maschinelle Schlammentwässerung. Technischer Bericht. ARA WV Gaflenztal. Hg. v. Staatlich befugter und beeideter Zivilingenieur. Technischer Bericht. Attnang-Puchheim.

ROTHUBER, Karl (1992): Detailprojekt - Phosphatfällung. Technischer Bericht. ARA WV Gaflenztal. Hg. v. Staatlich befugter und beeideter Zivilingenieur. Technischer Bericht. Attnang-Puchheim.

SEVIOUR, Robert; NIELSEN, Per H. (2010): Microbial Ecology of Activated Sludge. London: IWA, zuletzt geprüft am 11.03.2015.

SPINDLER, André (2011): Bilanzierung von Kläranlagendaten. Methoden und Anwendung. In: Helmut Kroiss (Hg.): Monitoring auf Kläranlagen. Daten erfassen, auswerten und anwenden: ÖWAV - Seminar - Wien 2011, TU Wien, 2.-3. März 2011, Bd. 224. Wien: Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft (Wiener Mitteilungen, 224), S. 321–344.

SVARDAL, Karl (2011): Steuerung/Regelung für weitergehende Denitrifikation. Sprechertagung 2011, 2011. Online verfügbar unter http://www.kan.at/KAN.aspx_param_target_is_137709_and_select_is_23_and_Title_is_-_Sprechertagung%202011.v.aspx, zuletzt geprüft am 03.03.2015.

SVARDAL, Karl; NOWAK, Otto; SCHWEIGHOFER, Peter (1998): Datendokumentation und Auswertung Plausibilitätsanalyse von Meßwerten. In: Helmut Kroiß (Hg.): Eigenüberwachung und Fremdüberwachung bei Kläranlagen. 32. ÖWAV-Seminar - Linz 98, Landwirtschaftskammer für Oberösterreich, 22.-24. April 1998, Bd. 147. Wien: ÖWAV (Wiener Mitteilungen, 147), S. 439–475.

Umweltbundesamt (2009): Klärschlamm - Materialien zur Abfallwirtschaft. Unter Mitarbeit von Judith Oliva, Antonia Bernhardt, Hubert Reisinger, Manfred Domenig und Hans-Jörg Krammer. Klagenfurt, Wien (Report, REP-0221). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0221.pdf>, zuletzt geprüft am 05.03.2015.

Umweltbundesamt (2015): Abwasserreinigung in Österreich. Wien. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/wasser/abwasser/>, zuletzt geprüft am 21.08.2015.

WDL GmbH (o.J.a): S&leaseBACK Aspach. Linz. Online verfügbar unter http://www.wdl.at/eag_at/resources/439536842916381561_449968052019921786_jeitofa.pdf, zuletzt geprüft am 17.03.2015.

WDL GmbH (o.J.b): verbandsMANAGER WV Gaflenztal. Linz. Online verfügbar unter http://www.wdl.at/eag_at/resources/439536842916381561_449974943296246189_ctjdprfP.pdf, zuletzt geprüft am 10.02.2015.

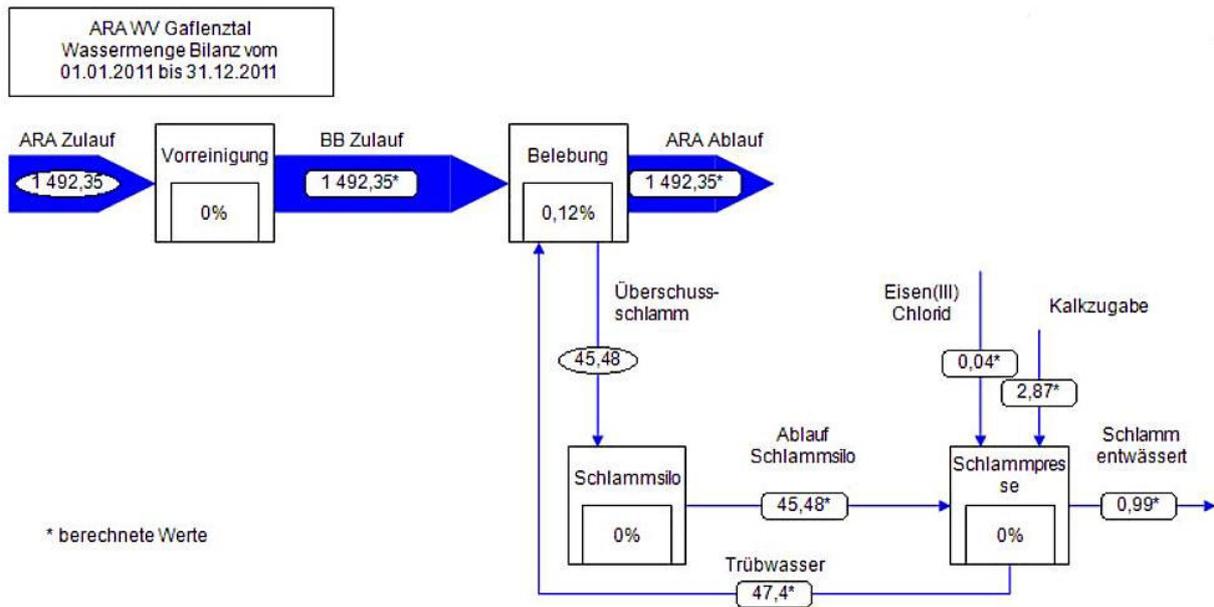
WDL GmbH (2010-2013): Klärschlammabgabe. Linz, 2010-2013. Brief an Amt der öö. Landesregierung.

10. Anhang

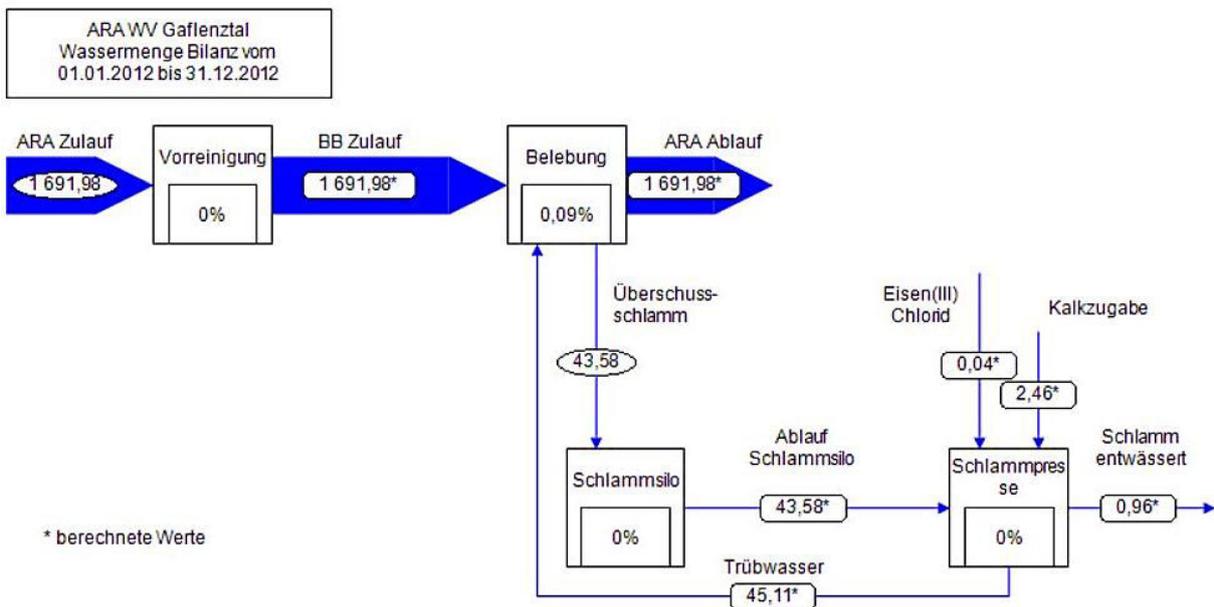
Parameter	Einheit	Jahressumme bzw. - Jahresmittelwert mittelwert (Summe/ (Summe/ Anzahl Tage) Anzahl Werte)		Jahressumme bzw. - Jahresmittelwert mittelwert (Summe/ (Summe/ Anzahl Tage) Anzahl Werte)		Jahressumme bzw. - Jahresmittelwert mittelwert (Summe/ (Summe/ Anzahl Tage) Anzahl Werte)		Jahressumme bzw. - Jahresmittelwert mittelwert (Summe/ (Summe/ Anzahl Tage) Anzahl Werte)	
		2011		2012		2013		2014	
Abwassermenge Q _{ZU}	m ³ /d	1492,3	-	1691,9	-	1723,8	-	1461,1	-
BSB ₅ Zulauf	mg/l	320,3	-	260,9	-	259,3	-	287,5	-
BSB ₅ Ablauf	mg/l	4,9	-	4,6	-	3,8	-	3,8	-
BSB ₅ Wirkungsgrad	%	98,3	-	97,8	-	98,2	-	98,3	-
CSB Zulauf	mg/l	612,7	-	507,5	-	517,5	-	569,2	-
CSB Ablauf	mg/l	16,2	-	16,8	-	16,3	-	15	-
CSB Wirkungsgrad	%	97	-	96,1	-	96,2	-	96,8	-
Gesamt N Zulauf berechnet	mg/l	54,6	-	39,9	-	39,5	-	41,8	-
Gesamt N Zulauf	mg/l			44,8	-	43,2	-	45,1	-
NH ₄ -N Zulauf	mg/l	32,1	-	23,4	-	23,2	-	24,6	-
NH ₄ -N Ablauf	mg/l	0,2	-	1,4	-	0,2	-	0,2	-
NO ₃ -N Ablauf	mg/l	4,8	-	3,4	-	4,5	-	4,4	-
NH ₄ -N + NO ₃ -N Ablauf	mg/l	5	-	4,8	-	4,8	-	4,6	-
Gesamt N Ablauf	mg/l	6,6	-	6,9	-	6,3	-	6,1	-
Ges. N -Wirkungsgrad ÖWAV	%	86,5	-	81,2	-	79,2	-	81,6	-
Gesamt N Wirkungsgrad	%			83,4	-	84,5	-	85,7	-
Gesamt P Zulauf	mg/l	8,3	-	6,9	-	7	-	7,6	-
Gesamt P Ablauf	mg/l	0,6	-	0,6	-	0,6	-	0,6	-
Energie Biologie	kWh/d	689,3	237,9	675,1	457,4	800,1	548	732,7	499,8
Energie Biologie kWh je kg BSB ₅	kWh/kg	2,3	0,6	2,7	1,2	3,3	1,5	3,1	1,4
Energie gesamt	kWh/d	1011,4	349,1	1094,1	741,3	1145,4	784,5	1106,2	754,6
Energie gesamt kWh je kg BSB ₅	kWh/kg	3,2	0,8	4,2	2	4,1	2,2	4,6	2,2

Anhang 1 Leistungskennwerte Kläranlage WV Gaflenzial 2011-2014

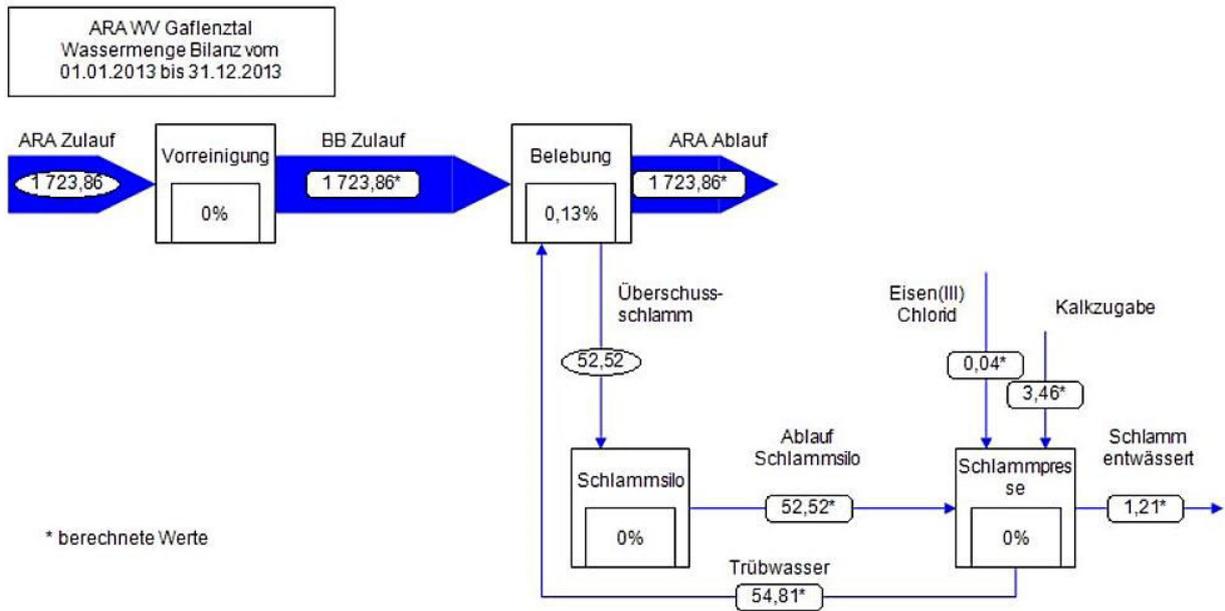
10.1 Bilanzierungsergebnisse ARA WV Gafiental



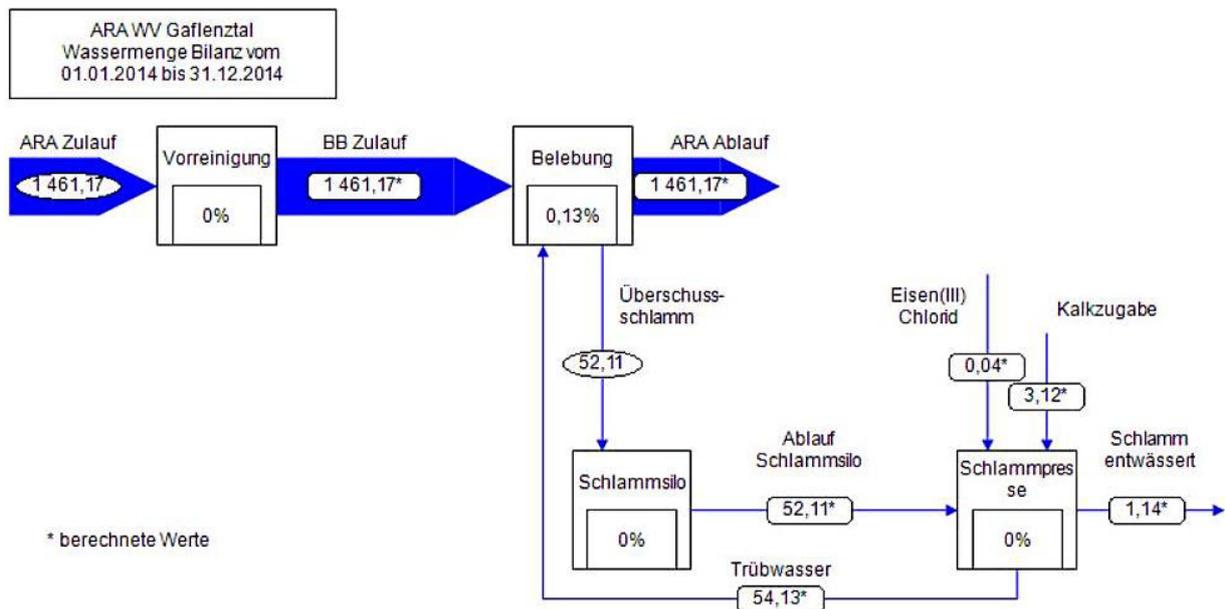
Anhang 2 Detailbilanz der Wassermenge Q in m³/d in 2011



Anhang 3 Detailbilanz der Wassermenge Q in m³/d in 2012



Anhang 4 Detailbilanz der Wassermenge Q in m³/d in 2013

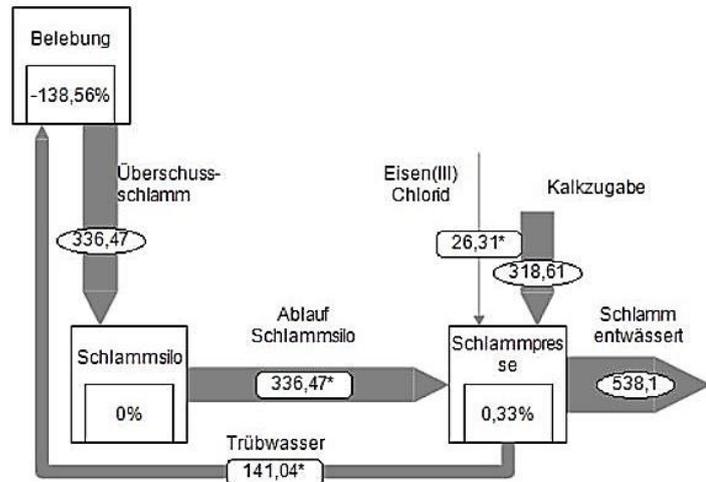


Anhang 5 Detailbilanz der Wassermenge Q in m³/d in 2014

ARA WV Gafiental
Trockensubstanz Bilanz vom
01.01.2011 bis 31.12.2011

Vorreinigung
?

* berechnete Werte

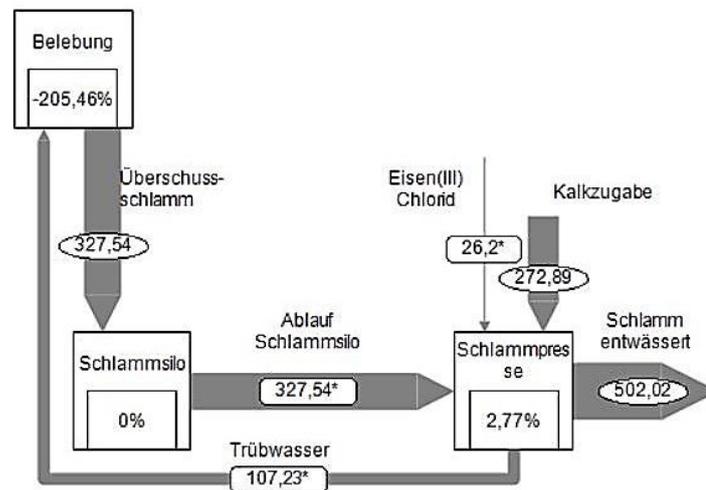


Anhang 6 Detailbilanz der Trockensubstanz in kg/d in 2011

ARA WV Gafiental
Trockensubstanz Bilanz vom
01.01.2012 bis 31.12.2012

Vorreinigung
?

* berechnete Werte

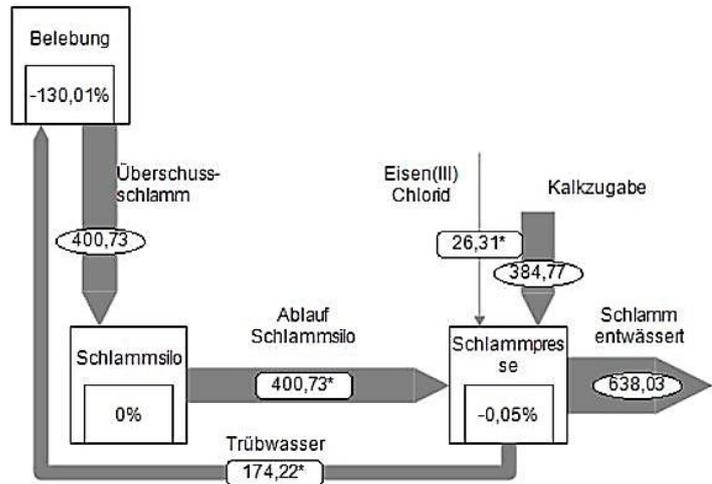


Anhang 7 Detailbilanz der Trockensubstanz in kg/d in 2012

ARA WV Gafiental
Trockensubstanz Bilanz vom
01.01.2013 bis 31.12.2013



* berechnete Werte

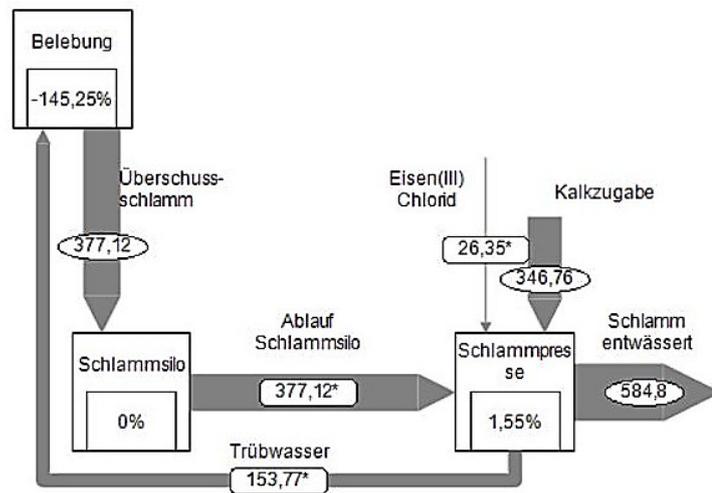


Anhang 8 Detailbilanz der Trockensubstanz in kg/d in 2013

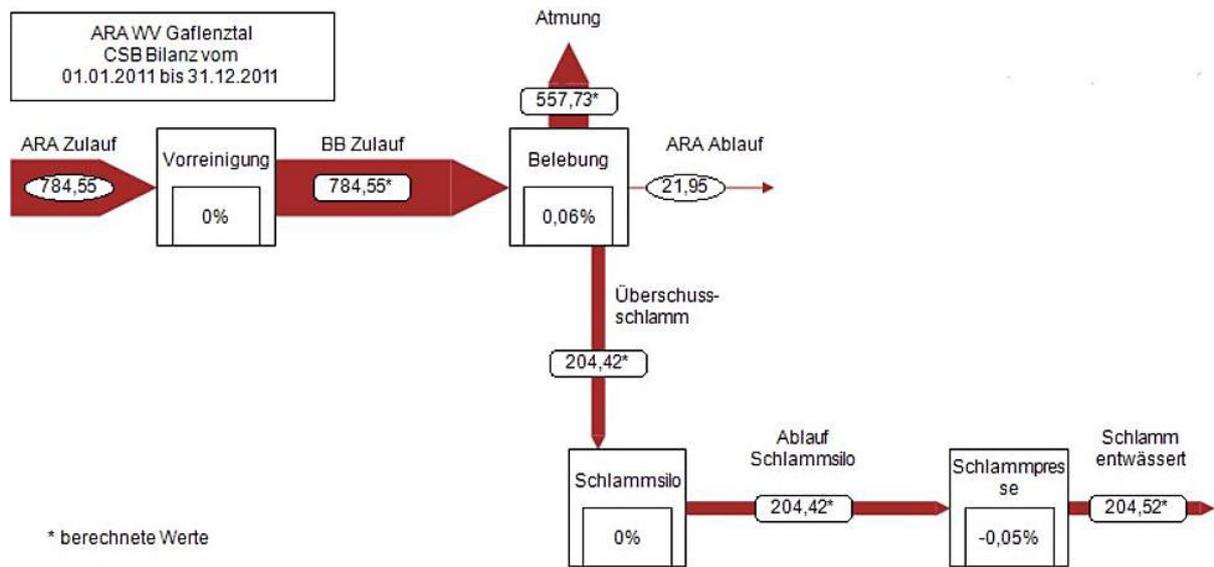
ARA WV Gafiental
Trockensubstanz Bilanz vom
01.01.2014 bis 31.12.2014



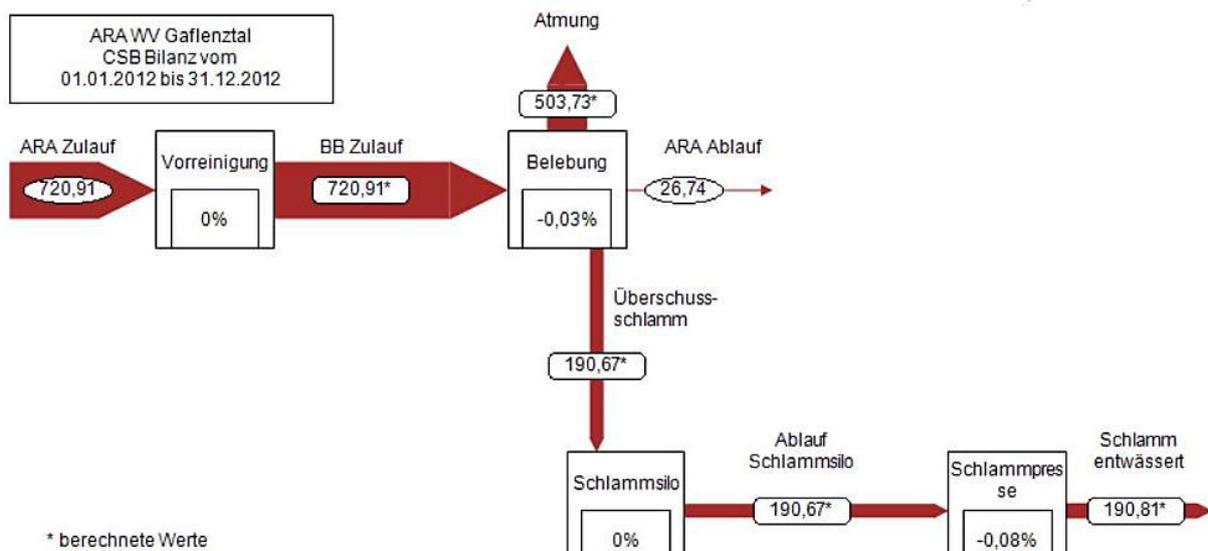
* berechnete Werte



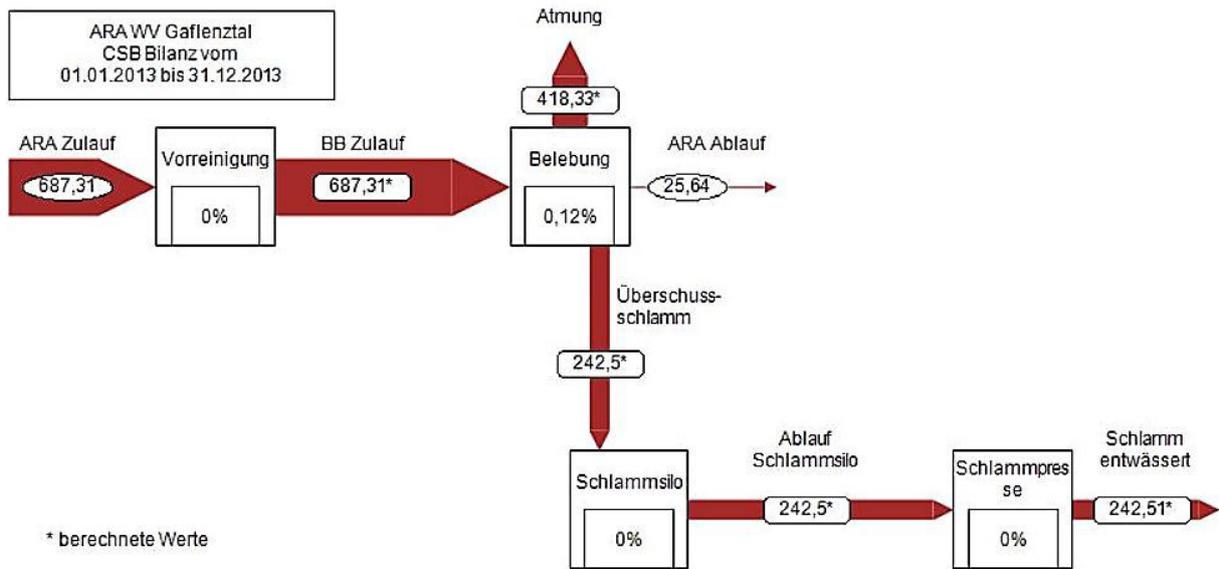
Anhang 9 Detailbilanz der Trockensubstanz in kg/d in 2014



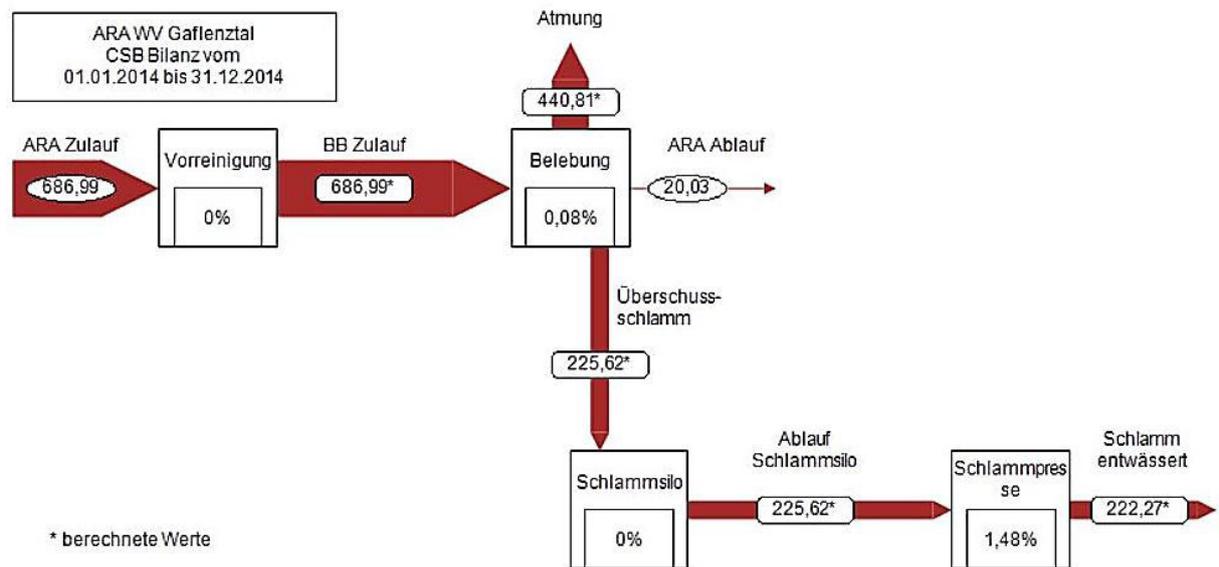
Anhang 10 Detailbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs in kg/d in 2011



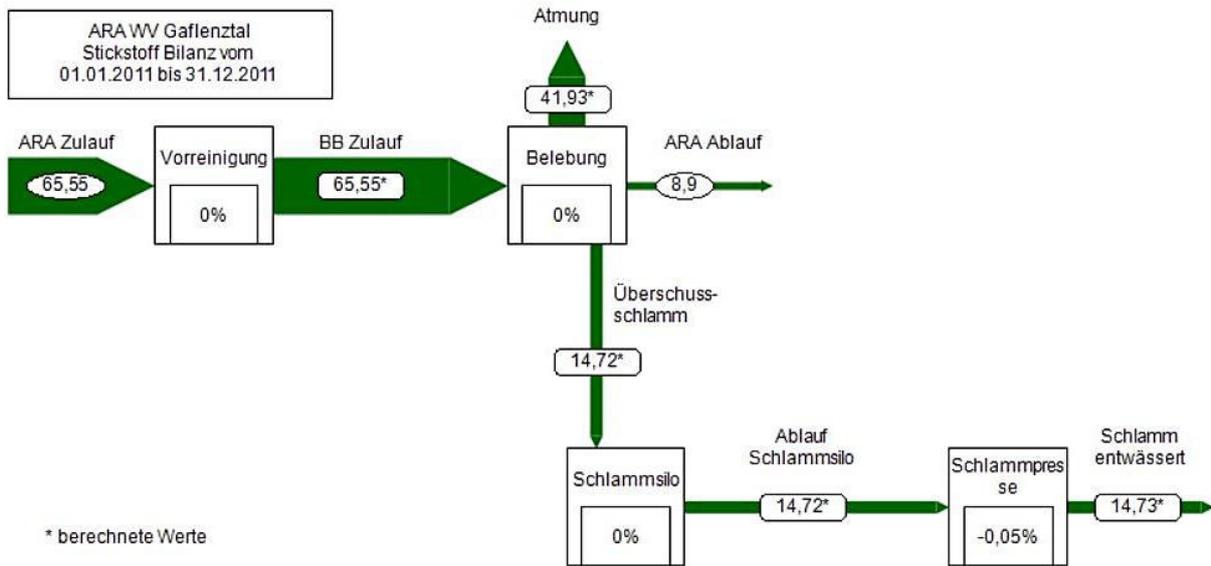
Anhang 11 Detailbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs in kg/d in 2012



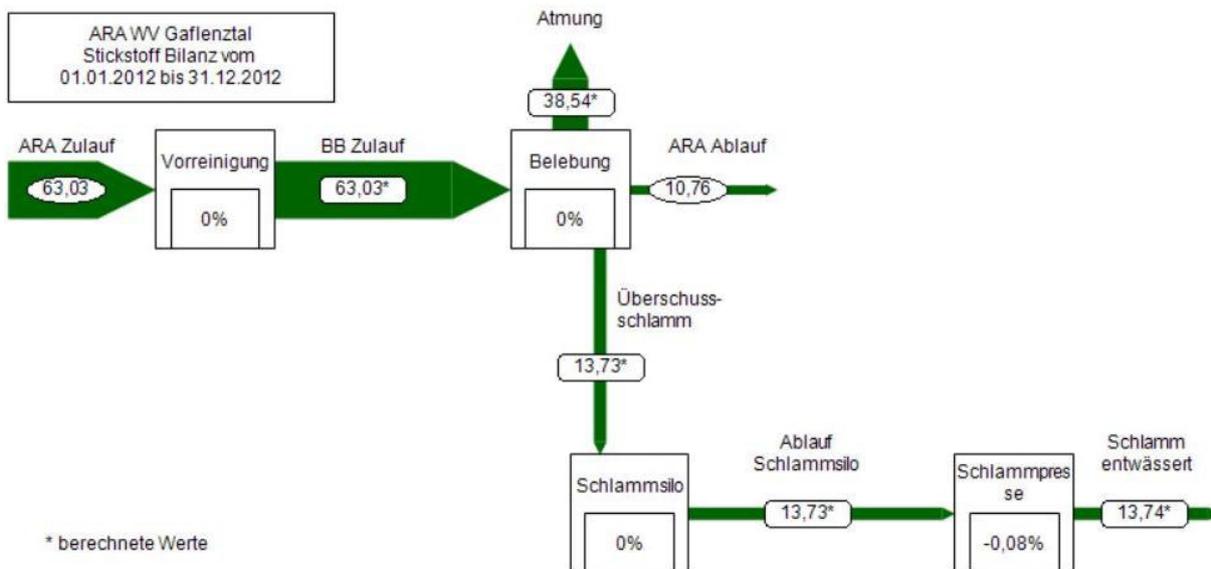
Anhang 12 Detailbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs in kg/d in 2013



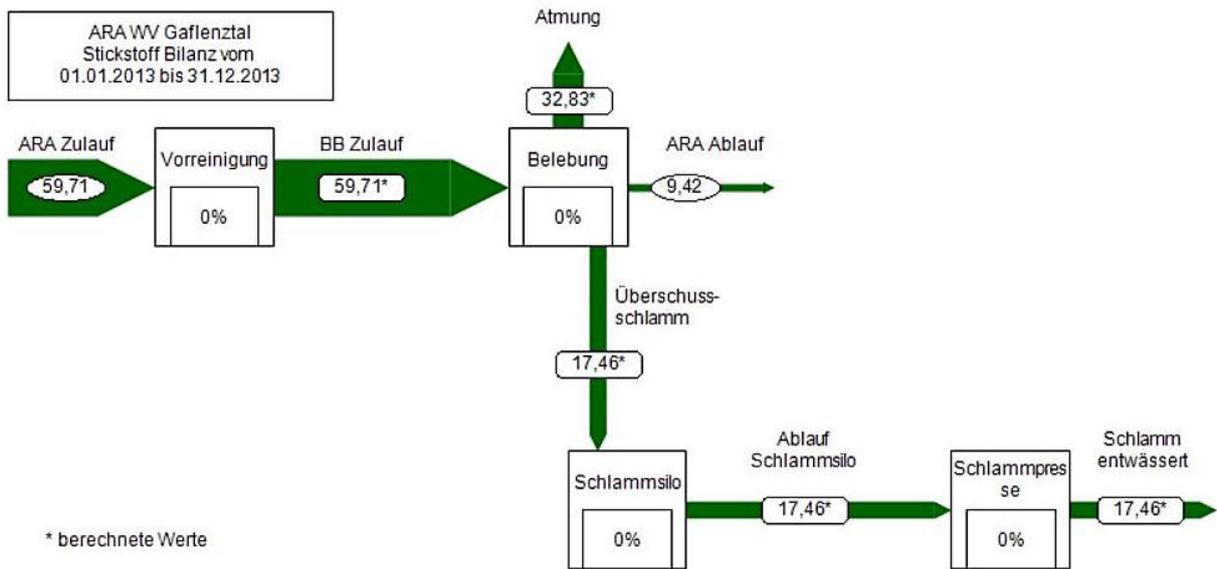
Anhang 13 Detailbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs in kg/d in 2014



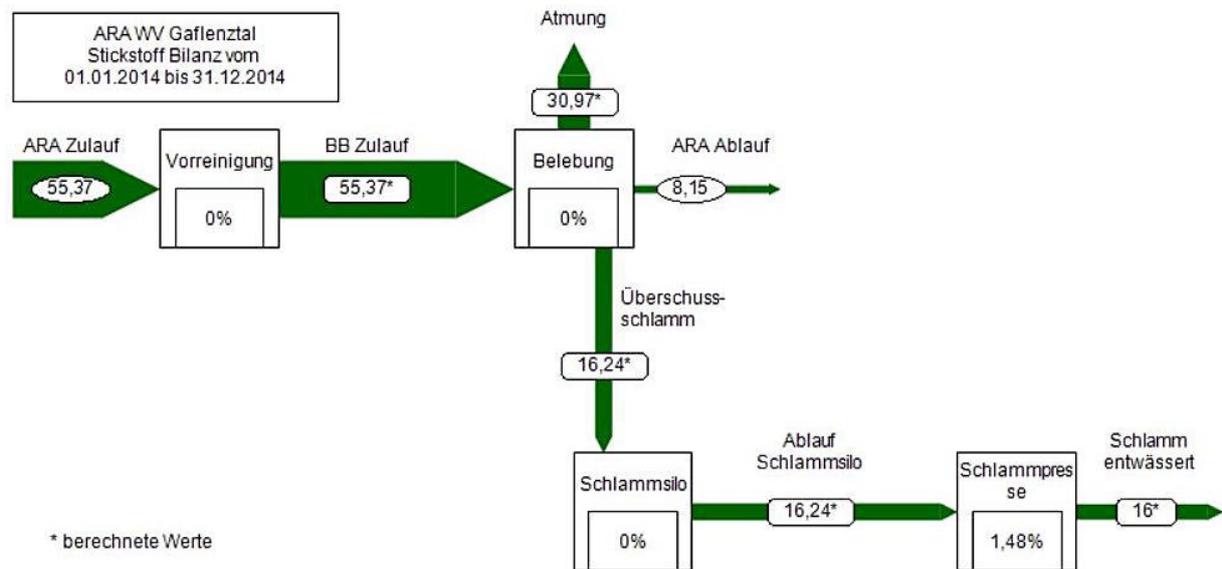
Anhang 14 Detailbilanz des Stickstoffs in kg/d in 2011



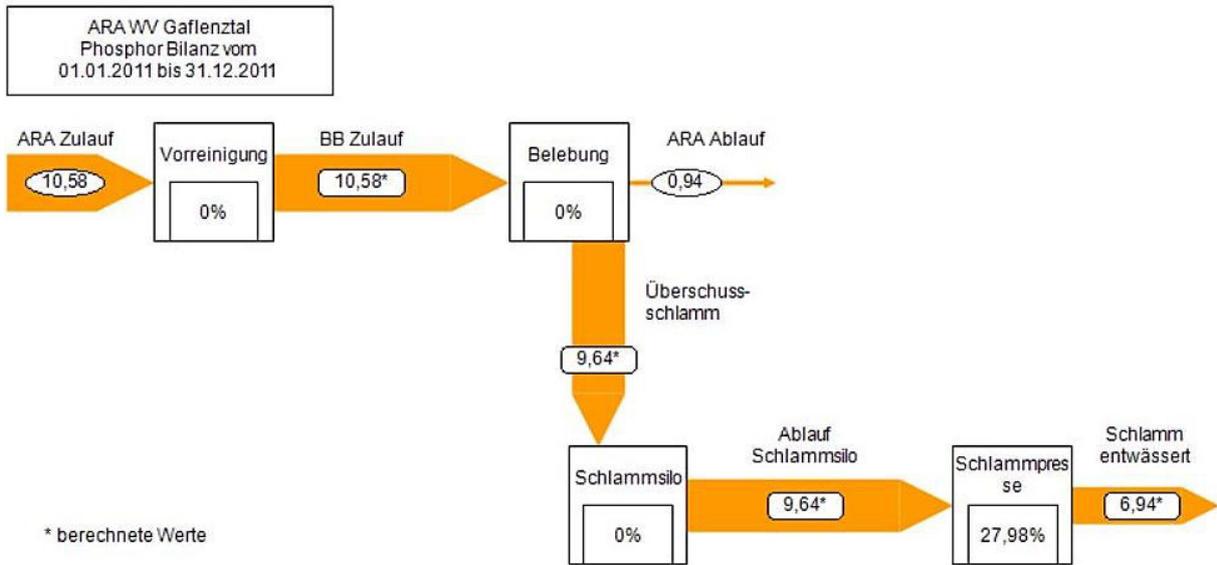
Anhang 15 Detailbilanz des Stickstoffs in kg/d in 2012



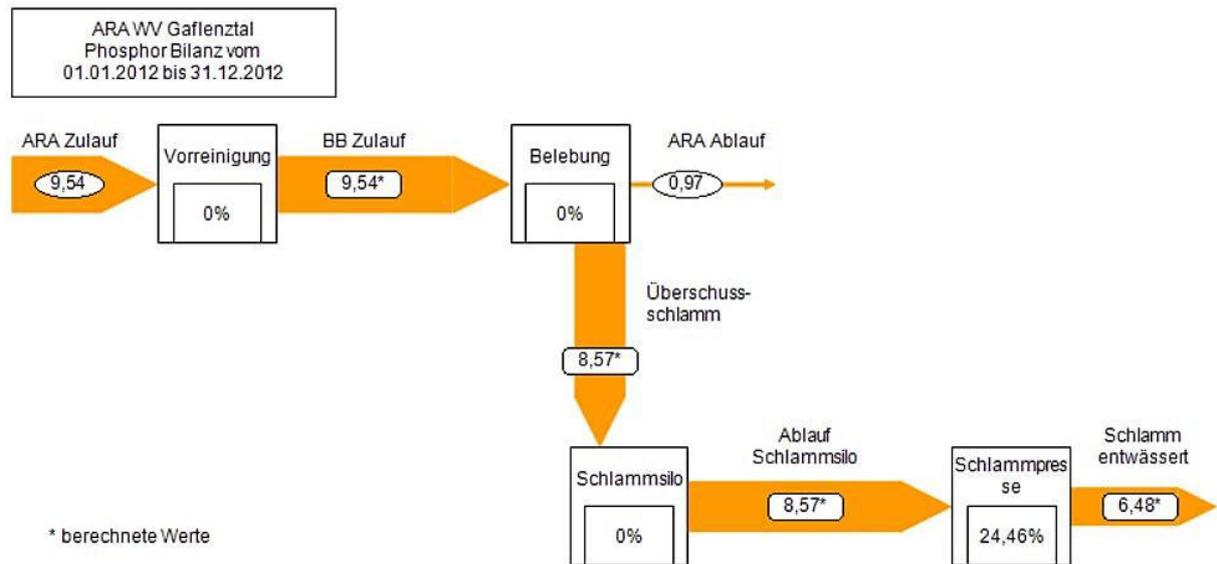
Anhang 16 Detailbilanz des Stickstoffs in kg/d in 2013



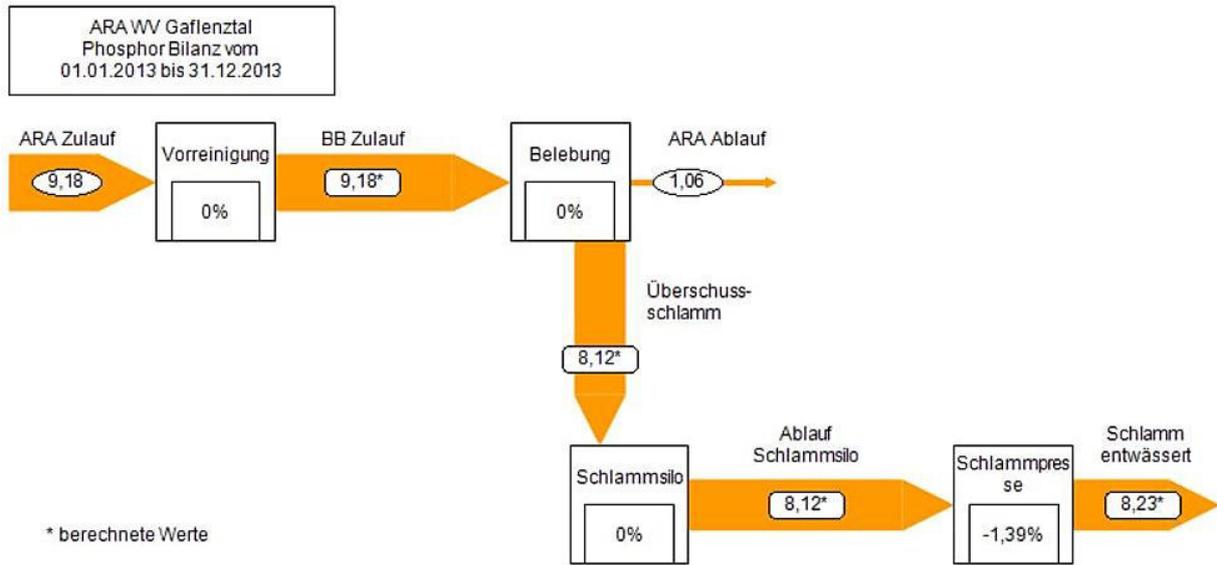
Anhang 17 Detailbilanz des Stickstoffs in kg/d in 2014



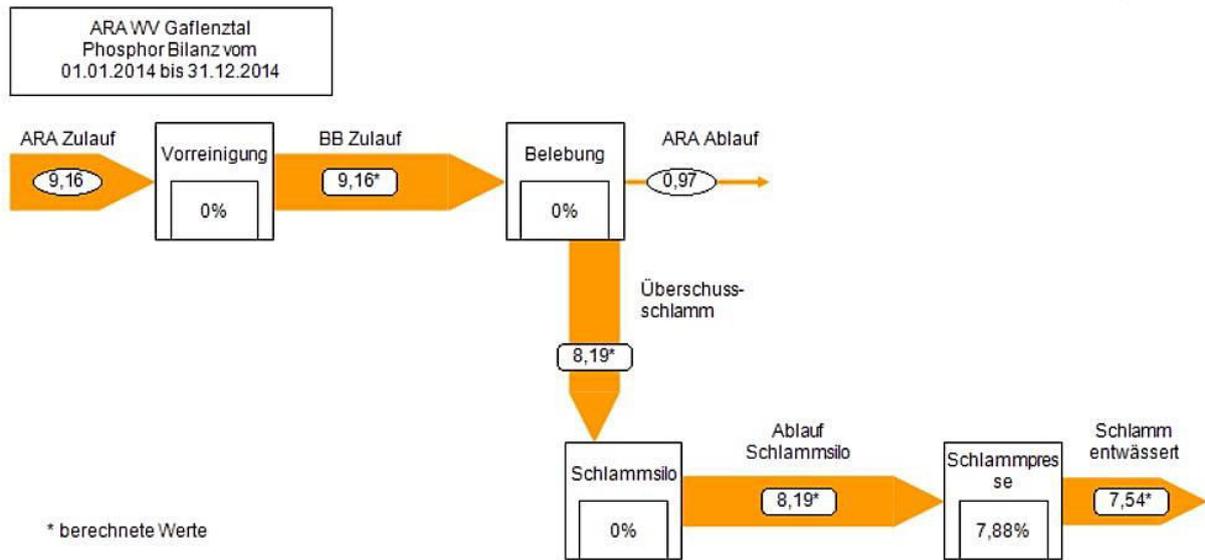
Anhang 18 Detailbilanz des Phosphors in kg/d in 2011



Anhang 19 Detailbilanz des Phosphors in kg/d in 2012

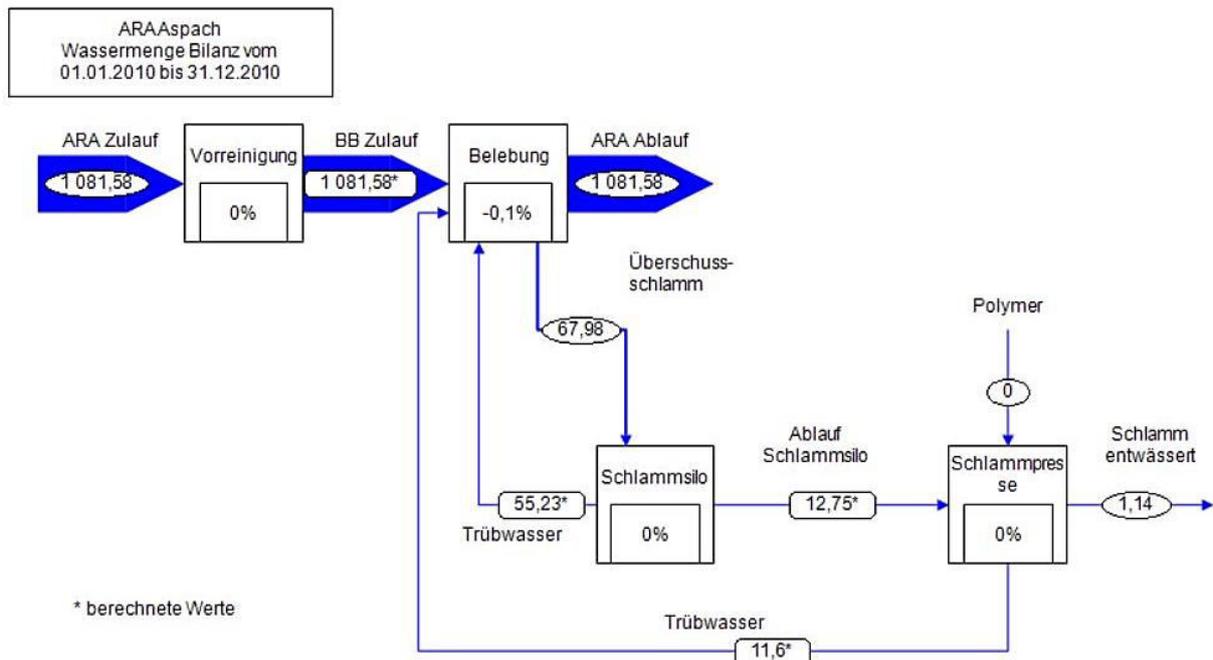


Anhang 20 Detailbilanz des Phosphors in kg/d in 2013

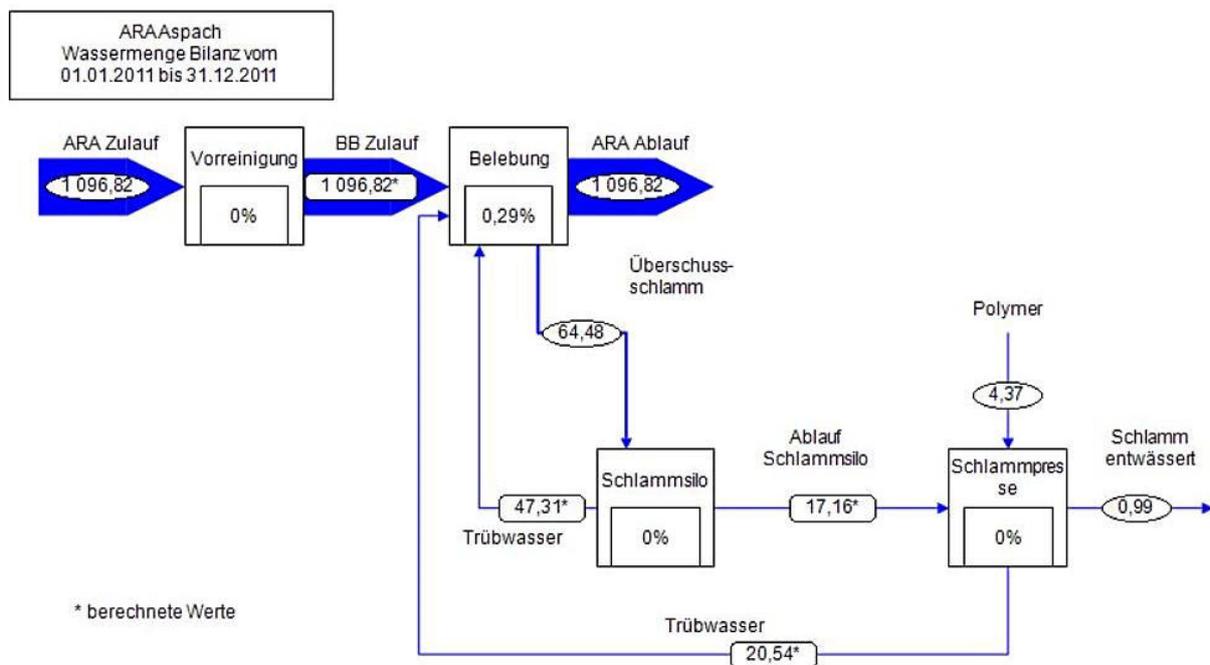


Anhang 21 Detailbilanz des Phosphors in kg/d in 2014

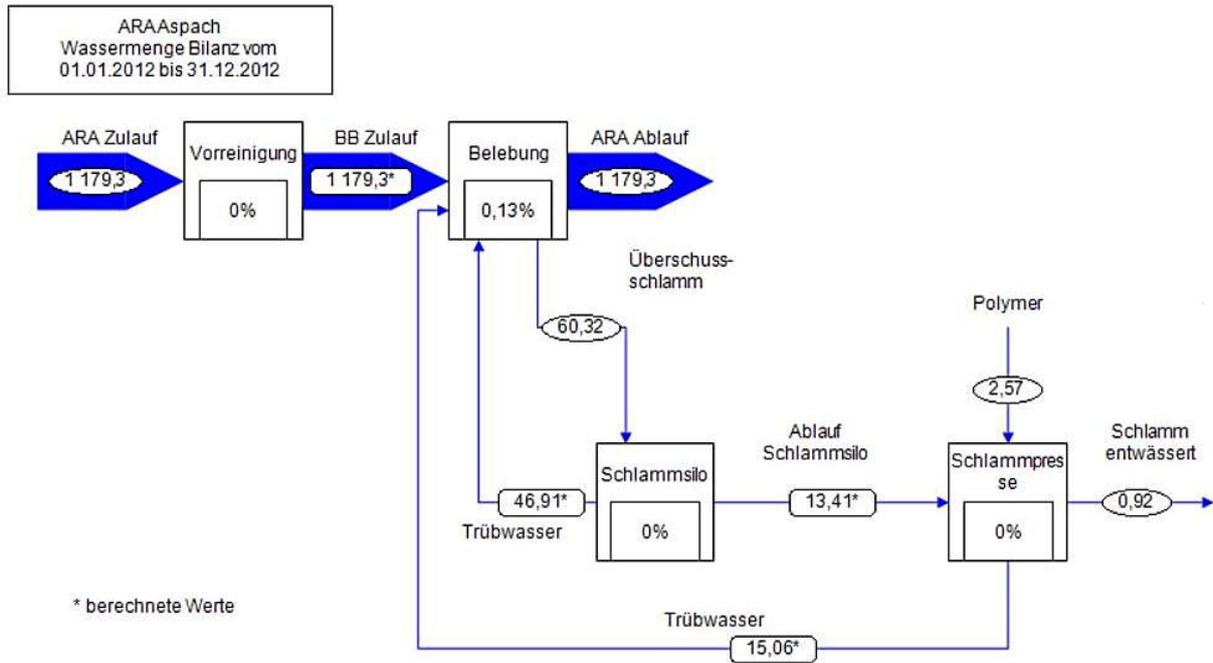
10.2 Bilanzierungsergebnisse ARA Aspach



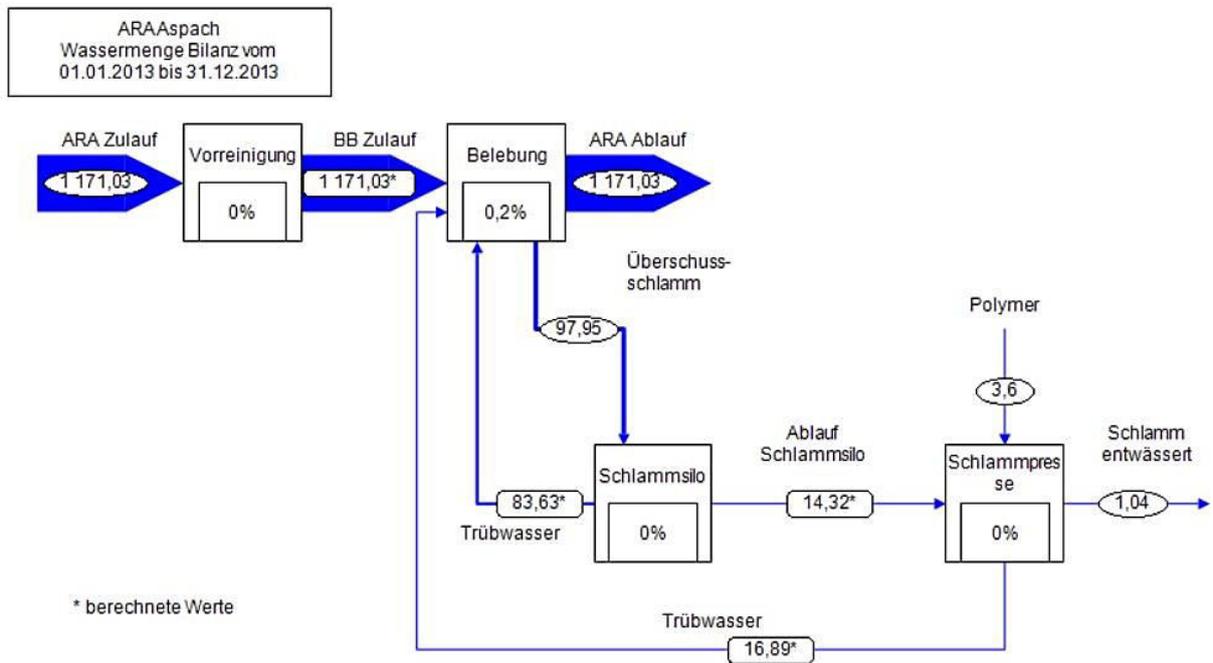
Anhang 22 Detailbilanz der Wassermenge in m³/d in 2010



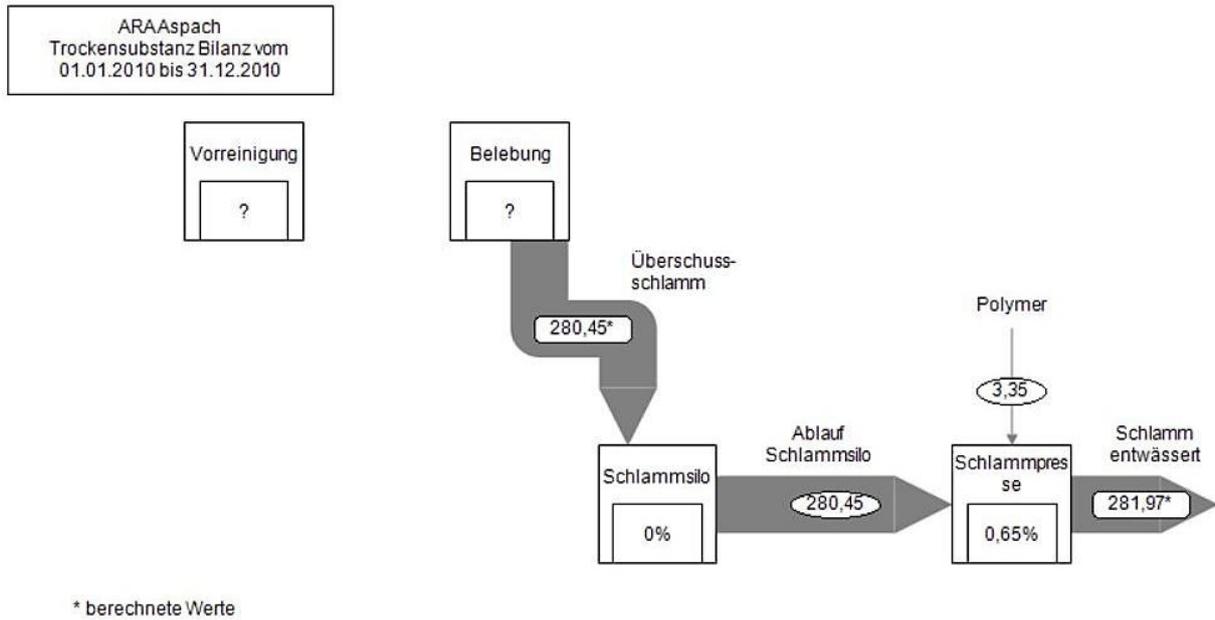
Anhang 23 Detailbilanz der Wassermenge in m³/d in 2011



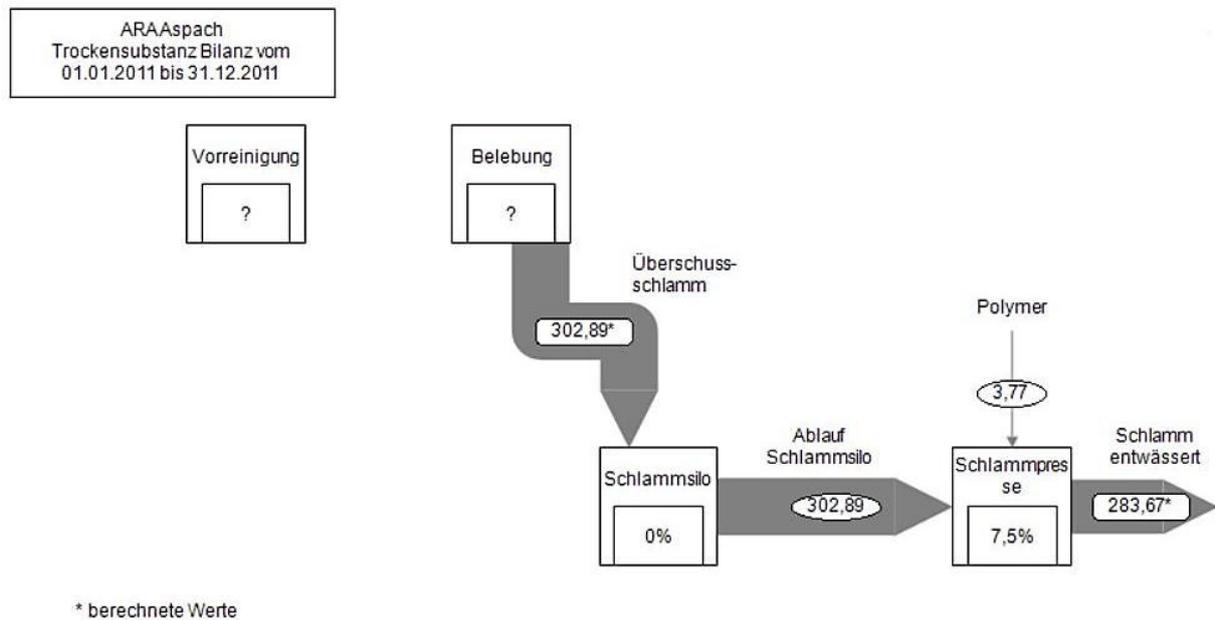
Anhang 24 Detailbilanz der Wassermenge in m³/d in 2012



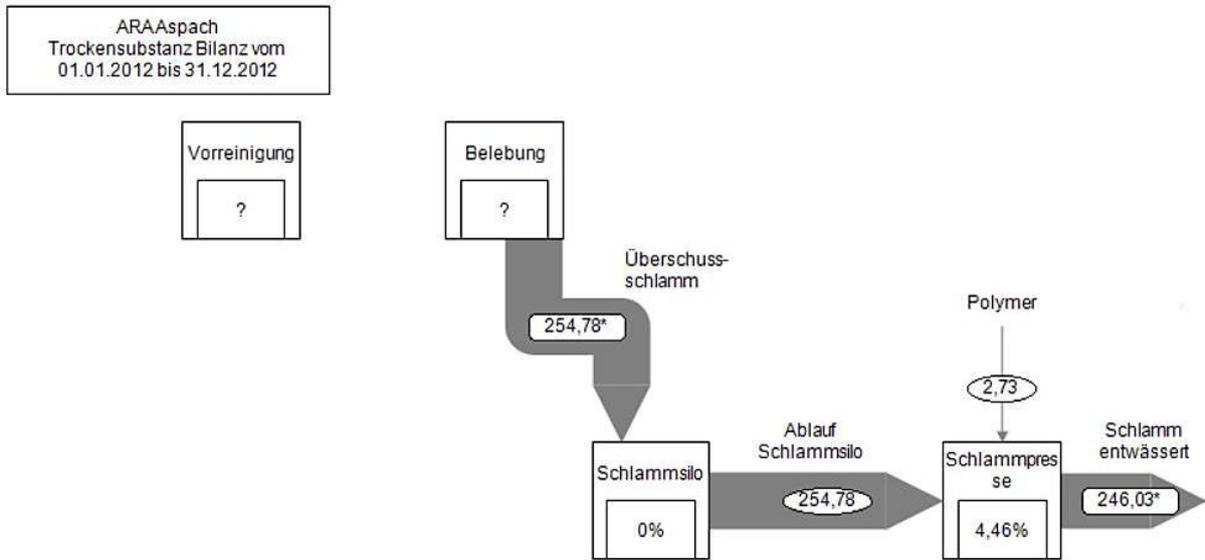
Anhang 25 Detailbilanz der Wassermenge in m³/d in 2013



Anhang 26 Detailbilanz der Trockensubstanz in kg/d in 2010

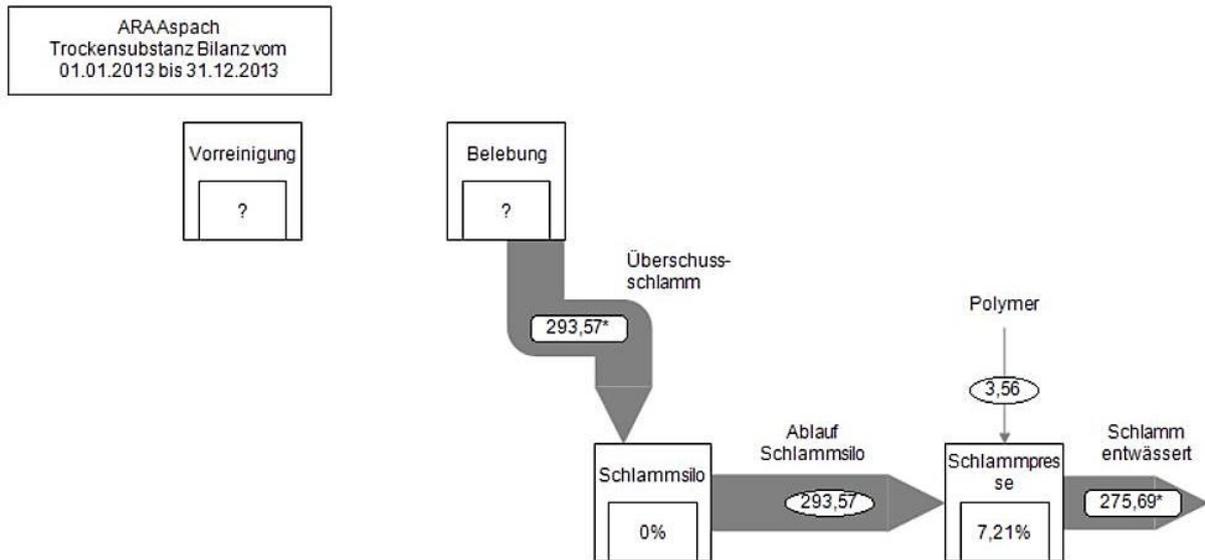


Anhang 27 Detailbilanz der Trockensubstanz in kg/d in 2011



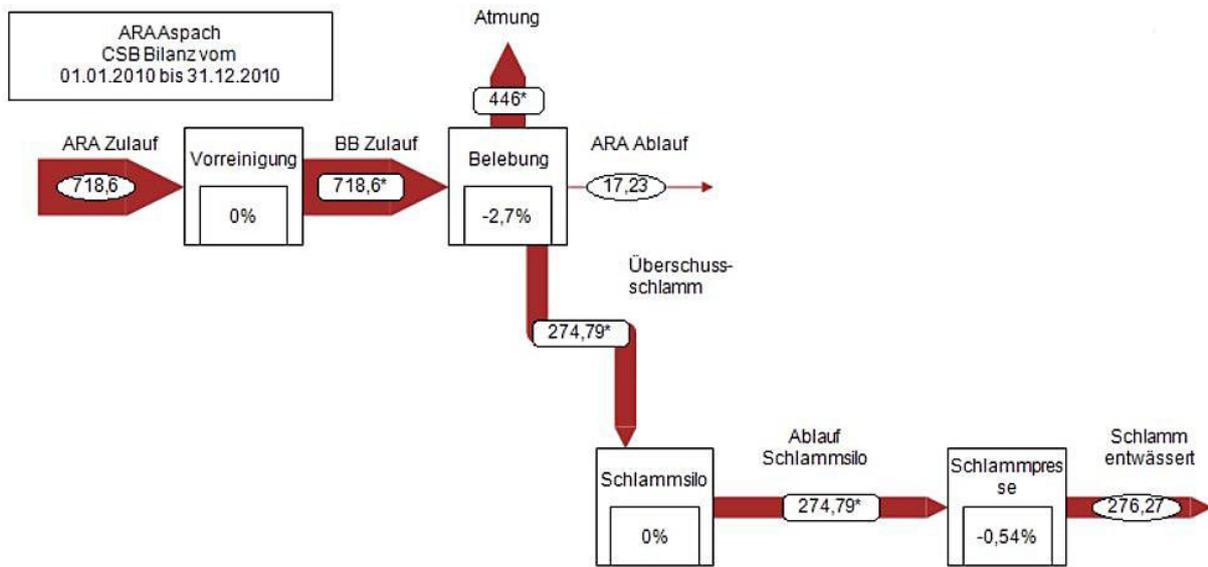
* berechnete Werte

Anhang 28 Detailbilanz der Trockensubstanz in kg/d in 2012



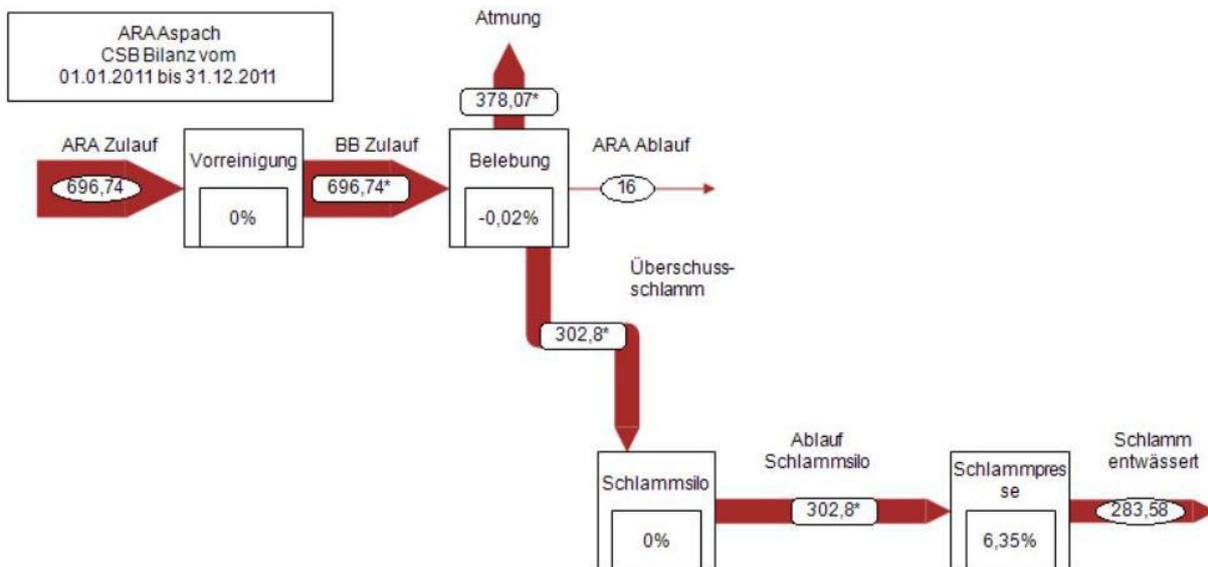
* berechnete Werte

Anhang 29 Detailbilanz der Trockensubstanz in kg/d in 2013



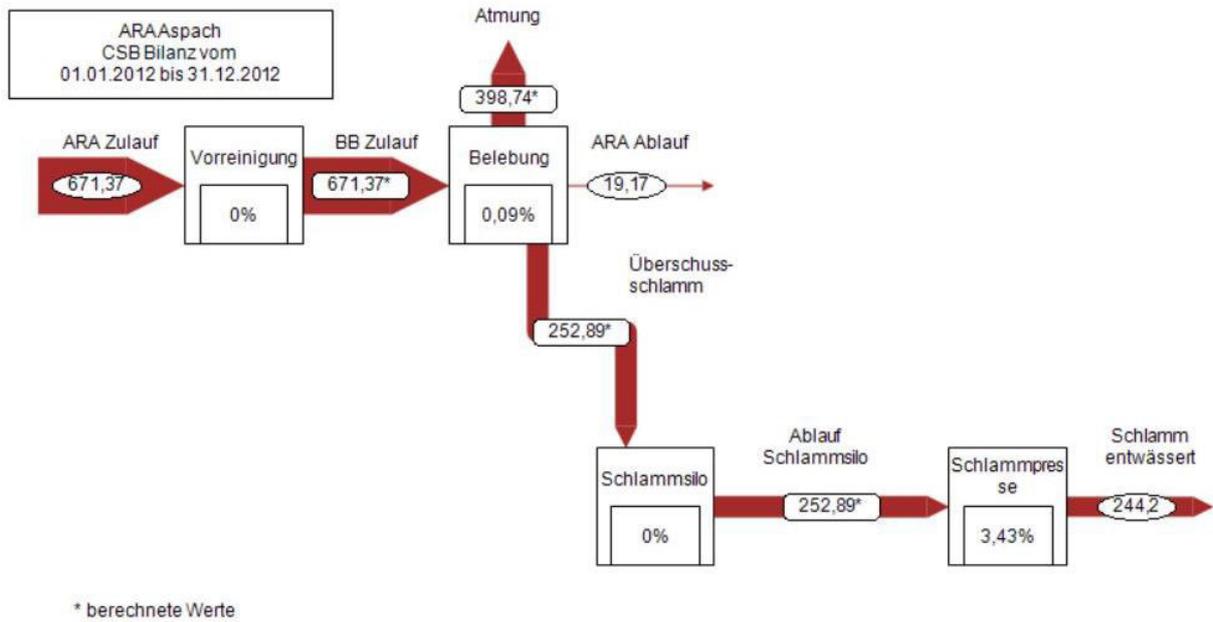
* berechnete Werte

Anhang 30 Detailbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs in kg/d in 2010

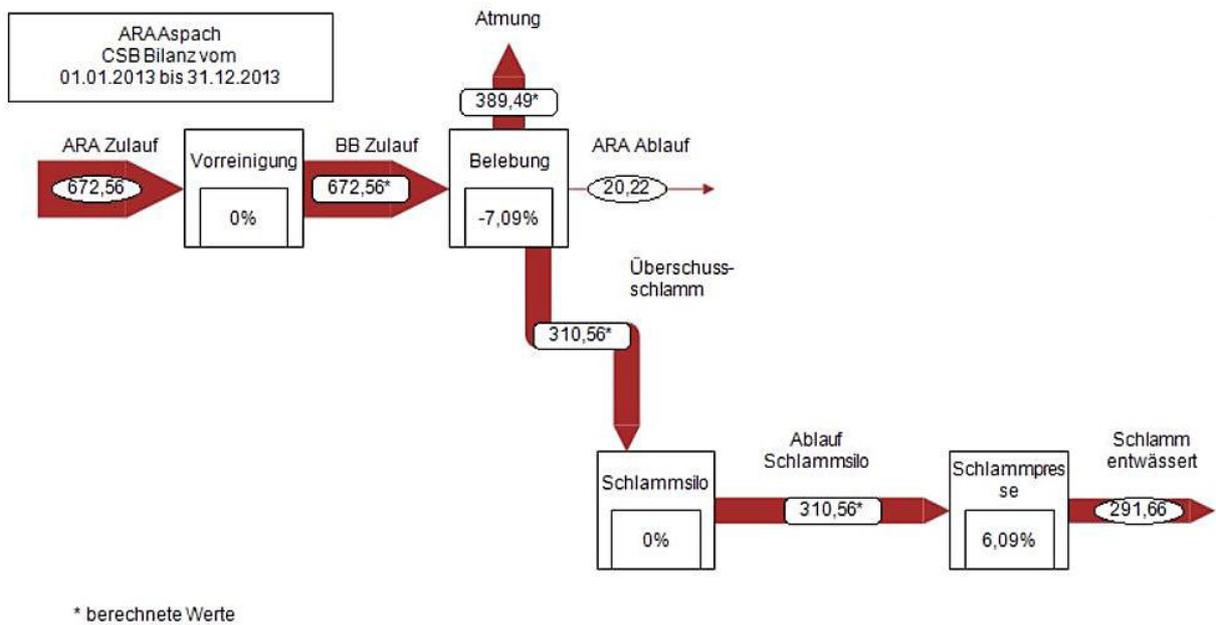


* berechnete Werte

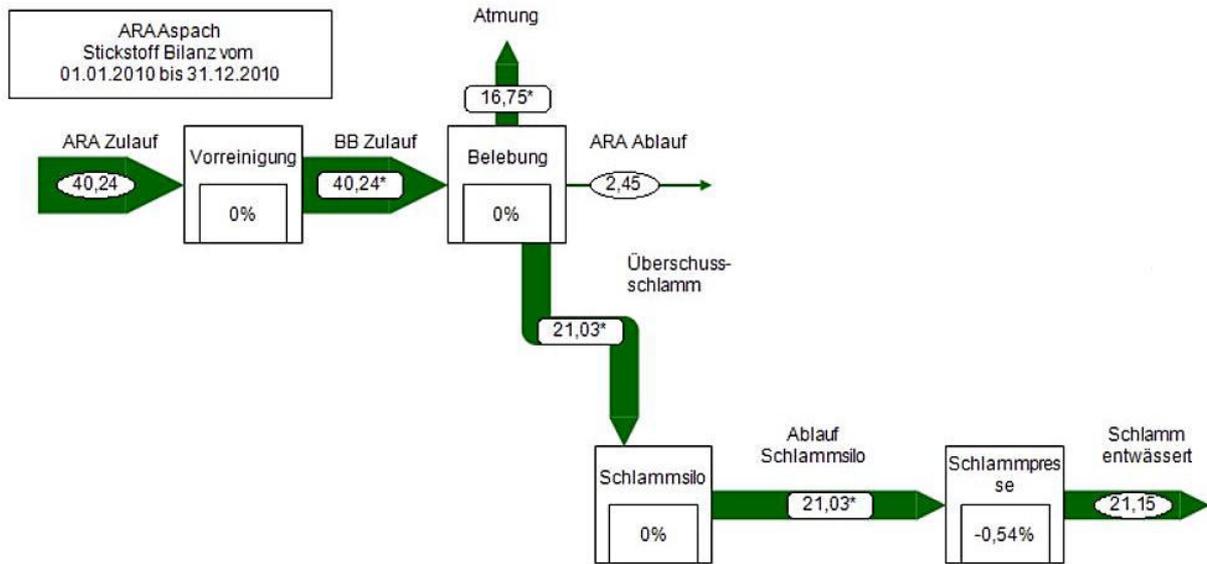
Anhang 31 Detailbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs in kg/d in 2011



Anhang 32 Detailbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs in kg/d in 2012

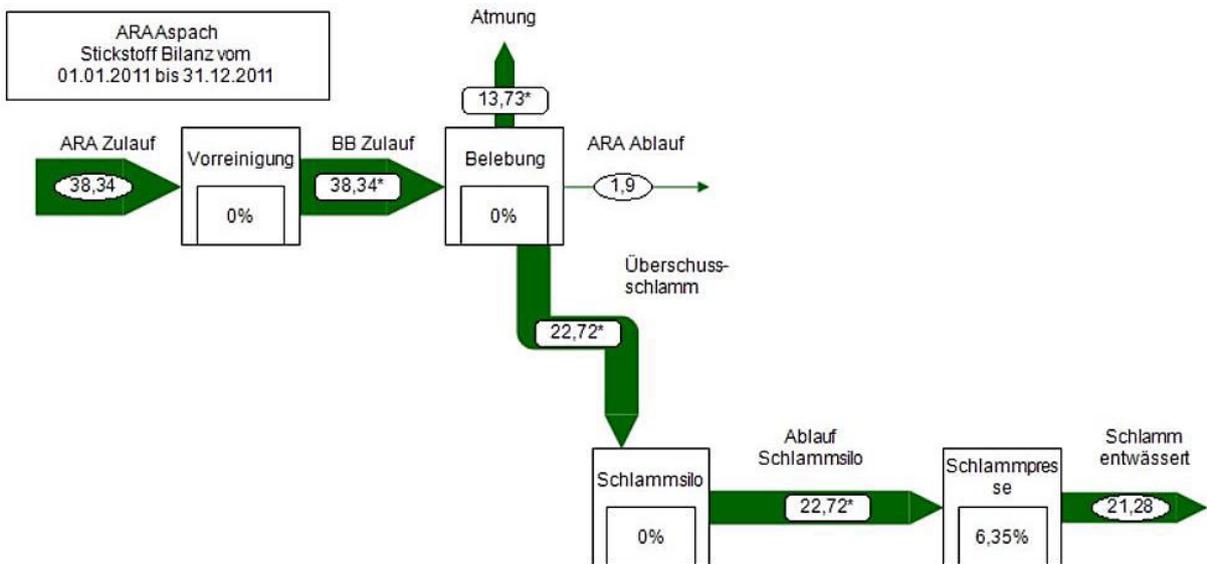


Anhang 33 Detailbilanz des Chemischen Sauerstoffbedarfs in kg/d in 2013



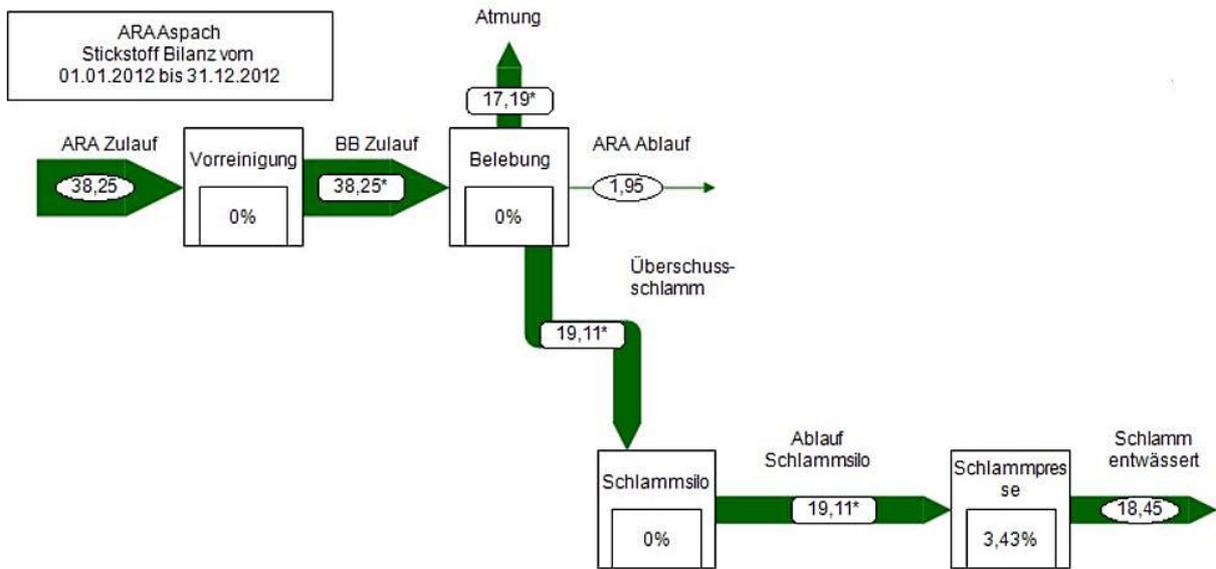
* berechnete Werte

Anhang 34 Detailbilanz des Stickstoffs in kg/d in 2010



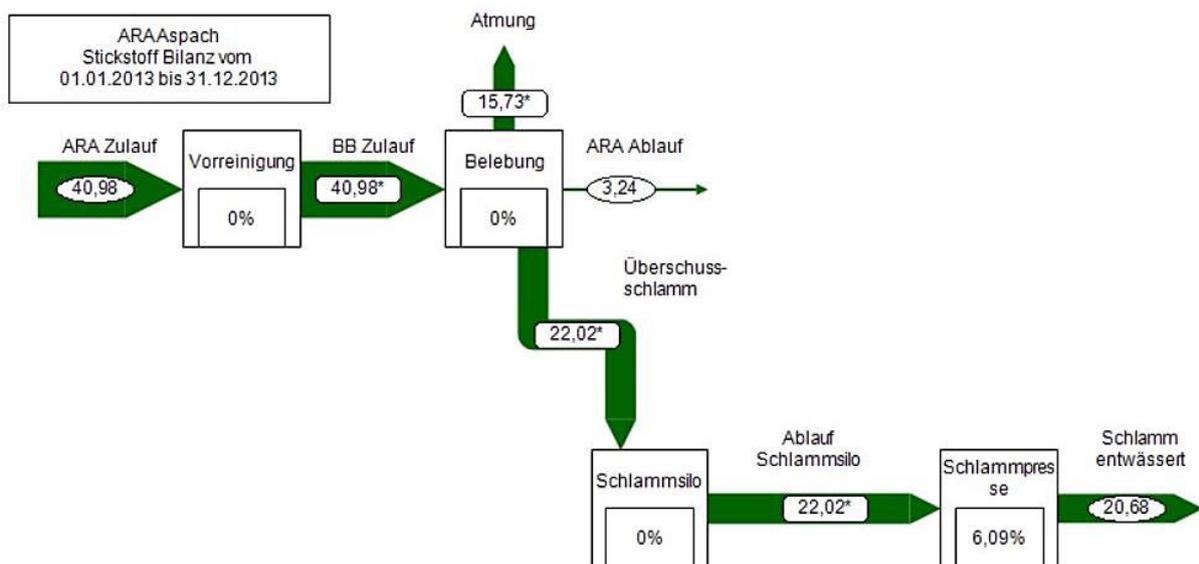
* berechnete Werte

Anhang 35 Detailbilanz des Stickstoffs in kg/d in 2011



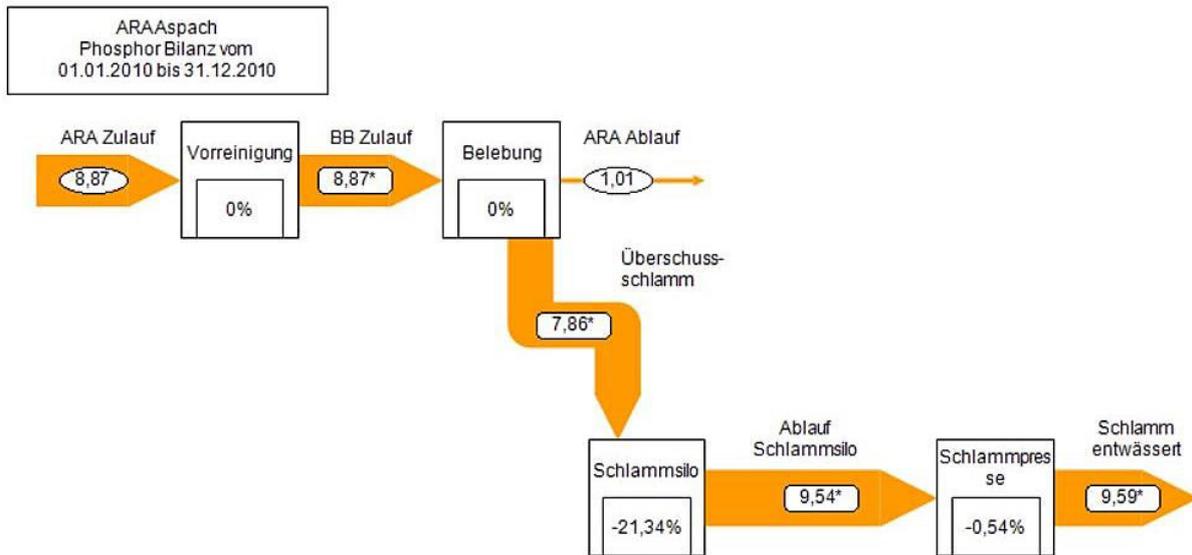
* berechnete Werte

Anhang 36 Detailbilanz des Stickstoffs in kg/d in 2012



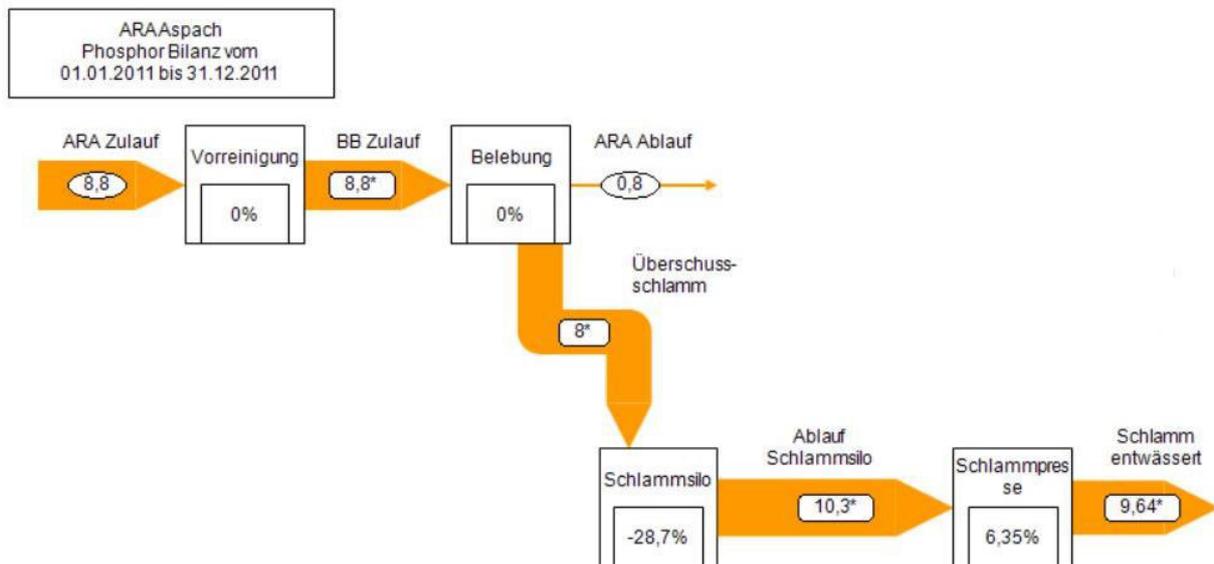
* berechnete Werte

Anhang 37 Detailbilanz des Stickstoffs in kg/d in 2013



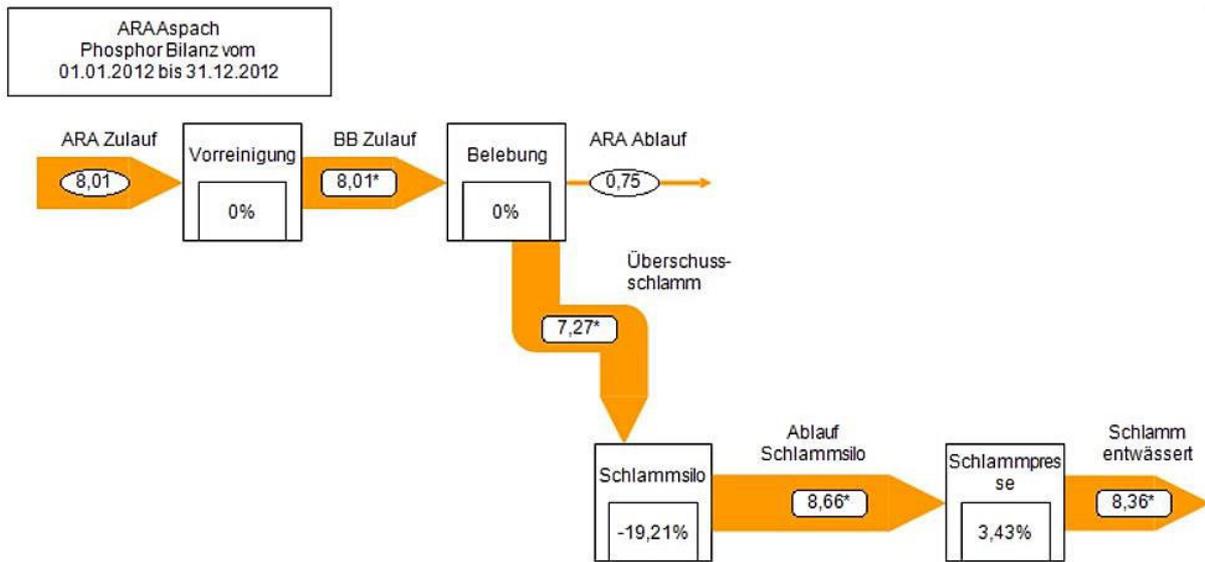
* berechnete Werte

Anhang 38 Detailbilanz des Phosphors in kg/d in 2010



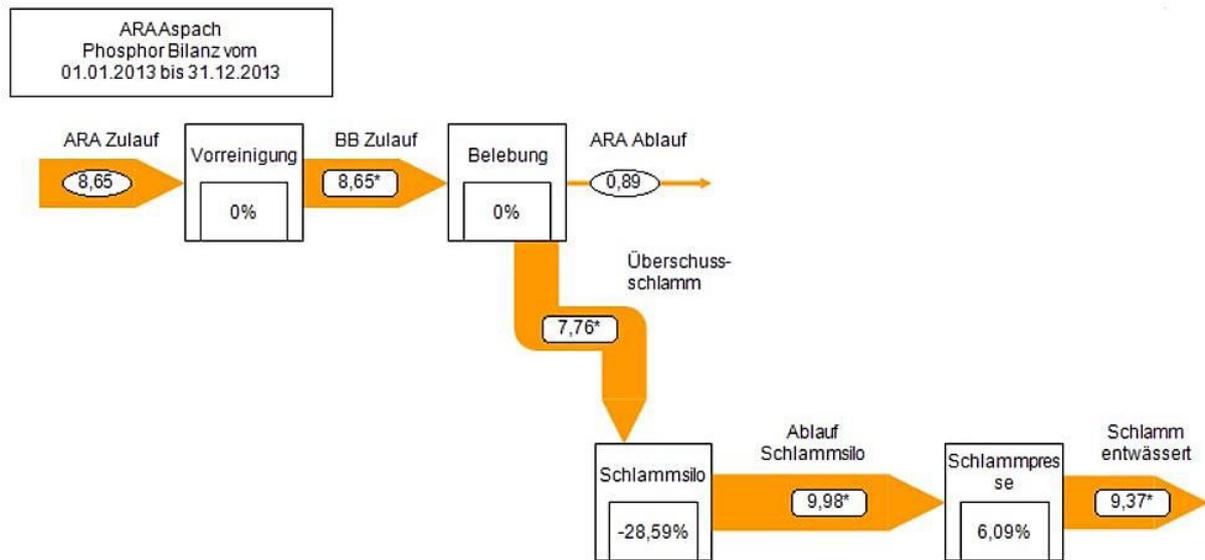
* berechnete Werte

Anhang 39 Detailbilanz des Phosphors in kg/d in 2011



* berechnete Werte

Anhang 40 Detailbilanz des Phosphors in kg/d in 2012



* berechnete Werte

Anhang 41 Detailbilanz des Phosphors in kg/d in 2013

Edwige Anne Cécile Beltzung

Bakk.techn. der Kulturtechnik und Wasserwirtschaft
geboren am 23.04.1990 in Mulhouse (Frankreich)
Staatsbürgerschaft: Frankreich

Adresse: Herrengasse 9/1, 4550 Kremsmünster
Telefon: +43 699 11 04 69 23
E-Mail: edwigebeltzung@gmail.com



AUSBILDUNG

- März 2013-vor. April 2015 **Universität für Bodenkultur**
Kulturtechnik und Wasserwirtschaft – Masterstudium
Masterarbeit am *Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz*: „Analyse des Klärschlammanfalls bei der biologischen Abwasserreinigung mit Hilfe von Bilanzierung“ Betreuer: Dr. Thomas Ertl, Mitbetreuer: Dr. Norbert Weissenbacher
Spezialisierung in den Bereichen:
– Geotechnik und Angewandte Geologie
– Siedlungs-, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz
– Siedlungswasserbau – Technologie und Infrastrukturmanagement
– Hydrologie und Wasserwirtschaftliche Planung
- Okt. 2009-März 2013 **Universität für Bodenkultur**
Kulturtechnik und Wasserwirtschaft – Bachelorstudium
Bachelorarbeit am *Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau*: „Machbarkeitsstudie Kleinstwasserkraftwerk in Aigen am Seebach“ Betreuer: Dr. Bernhard Pelikan
- Okt. 2008-Feb.2009 **Universität Wien**
Politikwissenschaft – Bachelorstudium (nicht abgeschlossen)
- Sep. 2000-Mai 2008 **Bundesgymnasium Biondekgasse Baden bei Wien**
Sprachenschwerpunkt: 6 Jahre Französisch, 4 Jahre Latein, 2 Jahre Spanisch, vertiefend Englisch; Matura mit ausgezeichnetem Erfolg

BERUFSERFAHRUNG

- Seit Mai 2015 **Dipl.-Ing. Eitler & Partner Ziviltechniker GmbH, Linz**
Projektierung
- Okt. 2012-Jän. 2015 **Team Kernstock Ziviltechniker Gesellschaft mbH, Wien**
Geringfügige Anstellung als technische Gehilfin
- Aug.-Sep. 2012 **Team Kernstock Ziviltechniker Gesellschaft mbH, Wien**
Ferialpraktikum, Hauptaufgabe: Mitarbeit bei Wasserleitungskataster

März-Jun. 2012	Universität für Bodenkultur, Wien Institut für Vermessung, Fernerkundung und Landinformation Studentische Mitarbeiterin im Lehrbetrieb bei der Lehrveranstaltung „Einführung in die Fernerkundung“
Sep. 2008	Sparkasse Baden, Baden bei Wien Ferialpraktikum, Mitarbeit in der Marketingabteilung
Aug. 2006 u. Jul. 2007	Pfizer Corporation Ges. mbH, Wien Ferialpraktikum, Mitarbeit in der Finanzabteilung

SPRACHEN-, EDV- UND SONSTIGE KENNTNISSE

Sprachen	<ul style="list-style-type: none">– Französisch (Muttersprache)– Deutsch (Ausgezeichnet, wohnhaft in Österreich seit Dez. 1991)– Englisch (fließend in Wort und Schrift)– Spanisch (Grundkenntnisse)
EDV	AutoCAD, ArcGis, Barthauer BaSYS, eDAB, MathCAD, MS Office, RFEM, SPSS
Führerschein	Typ B
Freiwilliges Engagement	2008-2013 Pfadfinderleiterin in der Gruppe Baden
Interessen	Campen, Kochen, Laufen, Skifahren, Tennis