



Abschlussbericht

Untersuchung der Leistungsfähigkeit und des Betriebsverhaltens einer saisonal belasteten, klein bemessenen Pflanzenkläranlage und deren Puffer-/Regenerationskapazität

Projektphase 1: AZ 27143/01

Projektphase 2: AZ 27143/02

gefördert durch



Deutsche Bundesstiftung Umwelt

www.dbu.de

Dipl.-Ing. Thomas Schalk

Dr.-Ing. Volker Kühn

Dresden, 27.03.2014

Abschlussbericht:

Untersuchung der Leistungsfähigkeit und des Betriebsverhaltens einer saisonal belasteten, klein bemessenen Pflanzenkläranlage und deren Puffer-/Regenerationskapazität

Projektphase 1: AZ 27143/01

Projektphase 2: AZ 27143/02

gefördert durch



www.dbu.de

gefördert durch:

Deutsche Bundesstiftung Umwelt
Postfach 1705
49007 Osnabrück

Bearbeiter

Technische Universität Dresden
Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft
01062 Dresden

Dipl.-Ing. Thomas Schalk
Dr.-Ing. Volker Kühn

Projektleiter

Prof. Dr. sc. techn. Peter Krebs

Dresden, den 27.03.2014

Projektkennblatt
der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt



AZ	27143/01 27143/02	Referat	23	Fördersumme	15.186 €(Phase 1) 19.231 €(Phase 2)
----	------------------------------------	---------	-----------	-------------	--

Antragstitel **Untersuchung der Leistungsfähigkeit und des Betriebsverhaltens einer saisonal belasteten, klein bemessenen Pflanzenkläranlage und deren Puffer-/Regenerationskapazität**

Stichworte Abwasser, Fremdenverkehr, Pflanzenkläranlage, Bemessung, Nitrifikation, Nitrit, autotrophe Stickstoffelimination, Einwohnerwert, saisonale Belastung

Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)
51 Monate	01.10.2009	31.12.2013	2

- | | |
|--------------------|-----------------|
| 1. Zwischenbericht | Saisonende 2011 |
| 2. Zwischenbericht | Saisonende 2012 |

Bevollziehungsempfänger	Technische Universität Dresden Institut für Siedlungs- und Industrieressourcenwirtschaft 01062 Dresden	Tel	0351-463 33684
		Fax	0351-463 37204
		Projektleitung	Prof. Dr. Peter Krebs
		Bearbeiter	Dipl.-Ing. Thomas Schalk Dr.-Ing. Volker Kühn

Kooperationspartner

Zielsetzung und Anlass des Vorhabens

Der Campingplatz 'Lübbenau' im Spreewald betreibt im Sommerhalbjahr für die Unterbringung von Urlaubsgästen ein Kanuheim mit 19 Schlafgelegenheiten. Die Nutzung beschränkt sich auf 6 Monate im Jahr. Bis ins Jahr 2009 wurde das Abwasser in einer abflusslosen Grube gesammelt, die aufgrund ihrer begrenzten Kapazität als Dauerlösung ungeeignet war.

Das Ziel des Projektes bestand in der Entwicklung und Umsetzung einer auf die saisonale Belastung angepassten Lösung zur Behandlung des Abwassers und deren praktische Überprüfung.

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

Im Rahmen einer Abwägung zwischen technischen und naturnahen Verfahren wurde aufgrund der ausgeprägten Belastungsdynamik ein vertikal durchströmter, bepflanzter Bodenfilter mit vorgeschalteter 3-Kammergrube errichtet. Planung und Errichtung der Anlage erfolgten in Abstimmung mit der zuständigen UWB.

Die Bemessung der Anlage erfolgte ausgehend vom Trinkwasserverbrauch der letzten Jahre und unter Zugrundelegung der in der DIN 4261-1 (2002) angegebenen Einwohneräquivalente für Camping- und Zeltplätze. Im Gegensatz zu den Bemessungsrichtlinien wurde die Größe der Kläranlage um 50 % abgemindert (spezifische Fläche: 2 m²/EW). Das Pflanzenbeet wird planmäßig überlastet. Durch die halbjährliche beschickungsfreie Zeit wird eine Regenerationsphase gewährleistet, in der eingelagerte partikuläre Substanzen mineralisiert werden können.

Über einen Zeitraum von 4 Jahren wurden jeweils von April bis Oktober im Abstand von 2 Wochen Proben aus dem 1. und 2. Becken der Vorbehandlungsanlage sowie aus dem Zu- und Ablaufschacht des Bodenfilters zur Analyse von CSB, BSB₅, P_{ges}, TKN, NH₄-N, NO₃-N und NO₂-N zur Bestimmung der Belastungskennwerte und der Reinigungsleistung des Bodenfilters sowie die der Ausfallgrube zugeleiteten spezifischen Schmutzfrachten entnommen. Die Erfassung der einzelnen Volumenströme (Trinkwasser, Ablaufwasser, Rezirkulation) erfolgte über Wasserzähler.

Aufgrund der nach Betriebsbeginn aufgetretenen hohen Nitritkonzentrationen (max. 55 mg NO₂-N/l) wurde untersucht, ob eine Senkung der Nitritkonzentrationen durch autotrophe Stickstoffelimination in der Vorbehandlungsanlage durch deren Animpfung mit Planctomyceten und die Rezirkulation des nitritreichen Abwassers erreicht werden kann.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ablaufkonzentrationen für CSB_{hom} lagen im gesamten Zeitraum bei i. M. 71 mg/l (43 – 107 mg/l), für BSB bei i. M. 7,1 mg/l (< 5 – 19 mg/l). Unabhängig von der Anlagenbelastung und den Witterungsbedingungen hat die Anlage die Anforderungen für Kleinkläranlagen der Ablaufklasse C (Probenahme in Stichproben) erfüllt. Der CSB-Wirkungsgrad des Pflanzenbeetes lag i. M. bei 83 %, der BSB-Wirkungsgrad bei i. M. 96 %. Die zulässige Flächenbeschickung wurde sowohl in frachtbezogener als auch in hydraulischer Hinsicht planmäßig überschritten (max. $B_{A,TKN} = 17 \text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$, max. $B_{A,CSB} = 52 \text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$).

Die in den ersten beiden Betriebsjahren aufgetretenen hohen Nitritkonzentrationen sind zugunsten des Nitrats von i. M. 28 mg $\text{NO}_2\text{-N/l}$ (2010) auf i. M. 2,1 mg $\text{NO}_2\text{-N/l}$ (2013) gesunken. Der vollständig nitrifizierte Stickstoff stieg, bezogen auf die TKN-Zulauffracht, von 32 % (2010) auf 68 % (2013), der unvollständig nitrifizierte Stickstoff sank von 35 % (2010) auf 3 % (2013). Der Anteil des oxidierten Stickstoffs ($\text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) ist bezogen auf die Zulauffracht in etwa gleich geblieben. Unabhängig davon, dass für die Anlage keine Anforderungen zur Einhaltung der Stickstoffparameter bestehen, ist die für vertikal durchströmte PKA typische Nitrifikationsleistung nicht erreicht worden. Für die in den ersten Jahren aufgetretene Nitritanreicherung kommen u. a. zwei Faktoren in Frage: Hemmung durch Ammoniak (rechnerisch möglich) und Hemmung durch Sulfid (Korrelation zw. Sulfid im Zulauf und Nitrit im Ablauf). Sulfid trat in Konzentrationen von bis zu 90 mg/l auf und wurde durch die Desulfurikation des im Trinkwasser enthaltenen Sulfats (bis zu 345 mg/l) gebildet. Der Einfluss beider Faktoren ist im 3. und 4. Betriebsjahr gesunken, so dass sich der Betrieb der Anlage stabilisierte. Eine weitergehende Nitrifikation (> 68 %) ist davon abhängig, ob der Sauerstoffbedarf durch den Sauerstoffeintrag gedeckt werden kann. Rechnerisch besteht ein Sauerstoffdefizit, das eine höhere Nitrifikationsleistung nicht zulässt. Die Ursache dafür liegt in überproportional hohen TKN-Frachten, die um den Faktor 2 von der Bemessungsannahme (1 Gast = 0,5 EW) abweichen. Die Denitrifikationsleistung im Bodenfilter lag mit i. M. 22 % in Übereinstimmung zu in der Literatur angegebenen Werten. In der Vorbehandlungsanlage lag die Denitrifikationsleistung infolge der Rezirkulation des gereinigten Abwassers bei i. M. 15 %.

Die einwohnerspezifischen Frachten im Zulauf der Anlage nach Sedimentation ergaben 40 g $CSB/(P\cdot d)$, 20 g $BSB/(P\cdot d)$, 1,0 g $P_{\text{ges}}/(P\cdot d)$ und 9,3 g $TKN/(P\cdot d)$. Damit ist die Bemessungsannahme 0,5 EW = 1 Gast für CSB, BSB und P_{ges} in etwa zutreffend, die TKN-Belastung wird dagegen unterschätzt. Der mittlere spezifische Wasserverbrauch lag bei 56 l/(P·d).

Für die Bemessung von vergleichbaren Anlagen kommen in Abhängigkeit der Überwachungswerte zwei Ansätze in Betracht: 0,5 EW = 1 Gast für Anlagen der Ablaufklasse C; 1 EW = 1 Gast für Anlagen der Ablaufklasse N. Das Sauerstoffdefizit hat sich im Untersuchungszeitraum auf die Nitrifikationsleistung ausgewirkt, nicht aber auf den CSB-Wirkungsgrad. Die Abminderung der Oberfläche des Pflanzenbeetes kann in Abhängigkeit des zeitlichen Anteils der Regenerationsphase pro Jahr erfolgen. Es wird nicht empfohlen, die Beetfläche um mehr als 50 % abzumindern und die nach DWA-A 262 (2006) angegebene Mindestfläche (16 m²) zu unterschreiten.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

- Schalk T. und Kühn V. (2011). Untersuchung der Leistungsfähigkeit und des Betriebsverhaltens einer saisonal belasteten, klein bemessenen Pflanzenkläranlage und deren Puffer-/ Regenerationskapazität. Vortrag anlässlich des Beginns der Erweiterungsmaßnahmen, Lübbenau 2011.
- Schalk T. und Kühn V. (2014). Reinigungsleistung und Betriebsverhalten einer auf saisonale Belastungszustände bemessenen Pflanzenkläranlage. Vortrag, DWA-Workshop zur Aktualisierung des DWA Arbeitsblattes A 262 "Bepflanzte Bodenfilter", Potsdam, 24.01.2014.

Fazit

Die Pflanzenkläranlage hat die geforderte Leistung zur Einhaltung der Überwachungswerte gemäß Ablaufklasse C erbracht. Es wurden keine Auswirkungen hoher CSB-Flächenbelastungen auf die Reinigungsleistung festgestellt. Die durchgeführten Untersuchungen lassen noch keine Prognose des Langzeitverhaltens zu. Es ist sinnvoll, zu einem späteren Zeitpunkt eine Überprüfung des Anlagenbetriebs vorzunehmen. Forschungsbedarf besteht in der Untersuchung des Einflusses hoher Sulfidgehalte auf die Nitrifikation und die Untersuchung von Möglichkeiten zur Senkung des Sauerstoffbedarfs für die CSB-Elimination (z. B. Sulfidfällung) in sauerstofflimitierten PKA zur Erhöhung der Nitrifikationsleistung.

Inhaltsverzeichnis

Tabellenverzeichnis	III
Abbildungsverzeichnis	IV
Abkürzungen und Symbole	VI
Zusammenfassung	1
1 Einführung	2
2 Beschreibung des Standorts.....	4
3 Anlagenbemessung	6
3.1 Abwasseranfall	6
3.2 Bemessung der Mehrkammer-Ausfallgrube	6
3.3 Bemessung der Pumpenvorlage	6
3.4 Bemessung des vertikal durchströmten Bodenfilters.....	7
4 Anlagenausführung	8
4.1 Anlagenkonfiguration im 1. Betriebsjahr	8
4.2 Änderung der Anlagenkonfiguration im 2. Betriebsjahr	10
5 Durchführung des Forschungsprojektes	11
5.1 Projektphase 1 (2009 – 2011)	11
5.2 Projektphase 2 (2011 – 2013)	11
5.3 Durchführung der Beprobung, Untersuchungsprogramm.....	12
6 Betriebssicherheit	14
6.1 Elektrotechnische Ausrüstung	14
6.2 Rückschlagklappe	14
6.3 Fremdwasserzutritt.....	14
7 Betriebswerte.....	16
7.1 Zulaufkennwerte.....	16
7.1.1 Hydraulische Belastung	16
7.1.2 Zulaufverhältnisse in der 1. Kammer der Vorbehandlungsanlage.....	18
7.1.3 Einwohnerspezifische Schmutzfrachten	22
7.2 Belastungskennwerte des Bodenfilters	25
7.3 Ablaufwerte und Reinigungsleistung	30
7.3.1 Elimination von CSB, BSB ₅ , AFS und P _{ges}	30

7.3.2	Elimination der Stickstoffverbindungen.....	35
7.3.2.1	<i>Nitrifikation</i>	35
7.3.2.2	<i>Denitrifikation</i>	42
7.3.2.3	<i>Autotrophe Stickstoffelimination</i>	44
8	Allgemeine Einschätzung des Anlagenbetriebs	45
9	Vorläufige Bemessungsempfehlung	47
10	Fazit	48
11	Literatur	51
12	Anlagen	55
12.1	Anlage 1 – Lageplan.....	55
12.2	Anlage 2 – Anlagenerrichtung.....	56
12.3	Anlage 3 – Anlagenbetrieb 2010 – 2012.....	57
12.4	Anlage 4 – Anlagenbetrieb 2013.....	58

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1:	Belastungsparameter des Pflanzenbeetes	7
Tabelle 5.1:	Untersuchungsparameter	13
Tabelle 7.1:	Auslastung des Kanuheims und spez. Trinkwasser- verbrauch	16
Tabelle 7.2:	Einwohnerspezifische Schmutzfrachten	22

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1:	Haupt- und Nebengebäude des Kanuheims	4
Abbildung 2.2:	Verfahrensschema zur Abwasserbehandlung der geplanten Anlage	5
Abbildung 4.1:	Verfahrensschema zur Abwasserbehandlung der realisierten Anlage.....	8
Abbildung 4.2:	Nitrifikation und autotrophe Stickstoffelimination in getrennten Prozessstufen.....	10
Abbildung 4.3:	Umbaumaßnahmen im Sommer 2011 zur Implementierung der autotrophen Stickstoffelimination	10
Abbildung 5.1:	Probenahmestellen und Zuflussmessstellen	11
Abbildung 6.1:	Zustand der Domverlängerungen.....	15
Abbildung 7.1:	Belegung des Kanuheims	16
Abbildung 7.2:	Abwasseranfall und -abfluss, Fremdwassereinfluss bis 2012, Trinkwasserverbrauch 2010 – 2013	17
Abbildung 7.3:	Zulaufbeschaffenheit in der 1. Kammer der DKAG (Jahresverlauf)	18
Abbildung 7.4:	Änderung der Temperatur zwischen den Anlagenteilen.....	19
Abbildung 7.5:	Beschaffenheit des Abwassers im Überstand der 1. Kammer der DKAG	20
Abbildung 7.6:	Konzentrationsverhältnisse in der 1. Kammer der DKAG.....	21
Abbildung 7.7:	Einwohnerspezifische Schmutzfrachten im Überstand der 1. Kammer der DKAG	23
Abbildung 7.8:	P/EW-Verhältnis im Überstand der 1. Kammer der DKAG	23
Abbildung 7.9:	Beschaffenheit des Abwassers im Zulauf des Bodenfilters (Zulaufschacht).....	25
Abbildung 7.10:	Konzentrationen im Zulaufschacht des Bodenfilters	26
Abbildung 7.11:	Konzentrationsverhältnisse im Zulaufschacht	27
Abbildung 7.12:	Frachten im Zulauf des Bodenfilters.....	27
Abbildung 7.13:	CSB _{nom} - und TKN-Flächenbelastung.....	28
Abbildung 7.14:	Hydraulische Belastung des Bodenfilters	29
Abbildung 7.15:	Rezirkulationsverhältnis	29
Abbildung 7.16:	pH-Werte und Temperaturen im Kläranlagenablauf.....	30
Abbildung 7.17:	Wirkungsgrad der CSB _{mf} -Elimination	31
Abbildung 7.18:	Abhängigkeit der P-Elimination von der P-Zulaufschacht	32
Abbildung 7.19:	Konzentrationen im Ablaufsammelschacht	33

Abbildung 7.20:	Ablauffracht und Eliminationsgrad der partikulären Substanzen	33
Abbildung 7.21:	Eliminationsleistung des Pflanzenbeetes und der Gesamtanlage	34
Abbildung 7.22:	Stickstoffparameter im Anlagenablauf.....	36
Abbildung 7.23:	Anteile der Stickstoffspezies im Ablauf im Vergleich zum TKN im Zulauf des Pflanzenbeetes	36
Abbildung 7.24:	Korrelation zw. oxidiertem Stickstoff im Ablauf und dem reduzierten Stickstoff im Zulauf	37
Abbildung 7.25:	Einfluss des RZ-Verhältnisses auf die Nitritkonzentrationen.....	37
Abbildung 7.26:	Gegenüberstellung des theoretisch bestehenden Bedarfs und dem realen Verbrauch an Säurekapazität	38
Abbildung 7.27:	Sulfidkonzentrationen im Zulaufschacht, Sulfatkonzentrationen im Zulauf- und im Ablaufschacht.....	39
Abbildung 7.28:	Abhängigkeit der Nitritkonzentration vom Sauerstoffdefizit ...	40
Abbildung 7.29:	Denitrifikation im Pflanzenbeet und in der DKAG	42
Abbildung 7.30:	Abhängigkeit der denitrifizierten Fracht im Pflanzenbeet von der Zulauffracht	42
Abbildung 7.31:	Abhängigkeit der denitrifizierten Fracht in der 3. Kammer der DKAG vom RZ-Verhältnis	43

Abkürzungen und Symbole

AFS	Abfiltrierbare Stoffe
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen
CSB _{hom}	Chemischer Sauerstoffbedarf (homogenisiert)
CSB _{mf}	Chemischer Sauerstoffbedarf (membranfiltriert)
HS ⁻	Hydrosulfid
H ₂ S	Schwefelwasserstoff
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff
NO ₂ -N	Nitrit-Stickstoff
P _{ges}	Gesamtposphat
S ²⁻	Sulfid
SO ₄ ²⁻	Sulfat
TKN	Kjeldahl-Stickstoff (organisch gebundener Stickstoff + NH ₄ -N)
B _{d,X,Ab}	Tagesfracht im Ablauf des Pflanzenbeetes (Ablaufsammlerschacht)
B _{d,X,PKA}	Tagesfracht im Zulauf zum Pflanzenbeet (Zulaufschacht)
B _{d,X,Zu}	Tagesfracht im Zulauf zur Vorklärung (1. Kammer der Vorbehandlung)
C _{X,Ab}	Konzentration im Zulauf zur Vorklärung (1. Kammer der Vorbehandlung)
C _{X,PKA}	Konzentration im Zulauf zum Pflanzenbeet (Zulaufschacht)
C _{X,DKAG}	Konzentration in der Vorbehandlungsanlage
C _{X,Zu}	Konzentration im Zulauf zum Pflanzenbeet (Ablaufschacht)
Q _{Ab}	Kläranlagenablaufvolumenstrom
Q _{RW}	Niederschlagswasser
Q _{RZ}	Rezirkulationsvolumenstrom
Q _{TWZ}	Trinkwasserverbrauch
24-h-MP	24-h-Mischprobe
DKAG	Dreikammerabsetzgrube
DKAG,1...3	1. – 3. Kammer der Dreikammerabsetzgrube
E	Einwohner
EW	Einwohnerwert
HRT	Hydraulische Verweilzeit
KKA	Kleinkläranlage
P	Person bzw. Gast
PKA	Pflanzenkläranlage, bepflanztter Bodenfilter
RZ	Rezirkulationsverhältnis (Q _{RZ} /Q _{Ab})
SP	Stichprobe
VKB	Vorklärbecken
f _{red}	Faktor für die Flächenreduzierung
t _{REG}	Dauer der Regenerationsphase (Monate)
A _{CSB}	Flächenbedarf auf Basis des CSB
A _{TKN}	Flächenbedarf auf Basis des TKN
A _{red}	reduzierte Fläche

Zusammenfassung

Das Ziel des Projektes bestand in der Entwicklung und Umsetzung einer auf eine saisonale Belastung angepassten Lösung zur Behandlung von Abwasser aus einer Fremdenverkehrseinrichtung. Die in die Praxis umgesetzte Vorzugsvariante besteht aus einer vertikal durchströmten Pflanzenkläranlage mit vorgeschalteter 3-Kammer-Ausfaulgrube. Im Gegensatz zu den Bemessungsrichtlinien wurde die Größe der Kläranlage um 50 % abgemindert (spezifische Fläche: 2 m²/EW). Das Pflanzenbeet wird planmäßig überlastet. Durch die halbjährliche beschickungsfreie Zeit wird eine Regenerationsphase gewährleistet, um eingelagerte partikuläre Substanzen zu mineralisieren.

Die Anlage ist seit 4 Jahren in Betrieb und hat die Anforderungen an Anlagen mit Ablaufklasse C stets eingehalten. Eine messbare Kolmation in der oberen Filterschicht wurde bisher nicht festgestellt.

Obwohl für die PKA keine Überwachungswerte für Stickstoff gelten, wurden die NH₄-N-, NO₃-N- und NO₂-N-Konzentrationen zur Beurteilung der Nitrifikationsleistung bestimmt. In den ersten beiden Betriebsjahren traten dauerhaft hohe Nitritkonzentrationen im Ablauf auf (max. 55 mg NO₂-N/l). Im 3. und 4. Betriebsjahr sanken die NO₂-N-Konzentrationen erheblich, gleichzeitig stiegen die NO₃-N-Konzentrationen. Die Nitrifikation hat sich bei i. M. 68 % bezogen auf den zugeführten Stickstoff im Jahr 2013 stabilisiert, ist aber noch nicht in einem für vertikal durchströmte PKA üblichen Bereich. Als Ursache gilt ein Sauerstoffdefizit, das durch hohe Stickstofffrachten mit verursacht wurde. Die hohe Nitritanreicherung während der ersten beiden Betriebsjahre wird auf die Hemmung durch Sulfid und ggf. Ammoniak zurückgeführt.

Im 3. und 4. Betriebsjahr wurde die Etablierung einer autotrophen Stickstoffeliminierung durch Planctomyceten (ANAMMOX) untersucht. Anhand der Betriebswerte konnte die Wirksamkeit nicht nachgewiesen werden.

Für Objekte mit vergleichbarer sanitärer Ausstattung und Lage kann von folgenden einwohnerspezifischen Frachten nach Sedimentation ausgegangen werden: 40 g CSB/(P·d), 20 g BSB/(P·d), 1,0 g P/(P·d), 9,3 g TKN/(P·d).

Bei der Bemessung von PKA in Fremdenverkehrseinrichtungen sind in Abhängigkeit der Zulaufverhältnisse zwei Ansätze zu berücksichtigen. Aufgrund der hohen TKN-Frachten sind nitrifizierende Anlagen (Ablaufklasse N) auf eine doppelt so große Fläche auszulegen, wie Anlagen der Ablaufklasse C.

1 Einführung

Bepflanzte Bodenfilter bzw. Pflanzenkläranlagen (PKA) stellen im dezentralen Bereich der Abwasserbehandlung bis 50 EW bei derzeitigem Stand der Technik entsprechender Dimensionierung und Betriebsweise eine Alternative zu technischen Anlagen dar, die insbesondere auch bei wechselnder Belastung und im Winterbetrieb stabile Ablaufwerte gewährleisten können.

Pflanzenkläranlagen haben als naturnahes Verfahren der Abwasserbehandlung gegenüber technischen Verfahren (z. B. Belebtschlammanlagen) den Vorteil, dass sich der Energiebedarf ausschließlich auf die Förderung des Abwassers beschränkt. Darüber hinaus ist die zu entsorgende Schlammmenge im Vergleich zu technischen Verfahren geringer, da mit Ausnahme des im Vorklärbecken (Mehrkammergrube) sedimentierten Primärschlammes kein zu entsorgender Überschussschlamm entsteht. Der anfallende Überschussschlamm wird im Bodenfilter eingelagert und führt im Laufe der Jahre zu dessen Kolmation. Zur Dämpfung dieses Effektes werden Pflanzenkläranlagen nach DWA-A 262 mit entsprechender Grundfläche (4 m²/E bei vertikal durchströmten, 5 m²/E bei horizontal durchströmten Anlagen) und definierten Ansprüchen an Filtermaterial und Anlagenaufbau errichtet. Darüber hinaus werden durch den infolge der schwallartigen Beschickung erzielten Spüleffekt partikuläre Substanzen aus dem Filterbett in den Ablauf verlagert. Unabhängig davon ist die Betriebsdauer von Pflanzenkläranlagen begrenzt. Bei ordnungsgemäßem Betrieb ist nach Herstellerangaben eine Betriebszeit von mindestens 10 Jahren garantiert.

Aufgrund ihrer Pufferkapazität und des vglw. geringen technischen und betrieblichen Aufwandes werden Pflanzenkläranlagen auch zur Behandlung von Abwasser aus Fremdenverkehrseinrichtungen eingesetzt. PKA werden bspw. auf Zeltplätzen [Schäfer, 1985; Regelsberger et al., 2005; Masi et al., 2007], zur Behandlung von Abwasser aus Gaststätten [Regelsberger et al., 2005; LfU ST, 2005], Pensionen [LfU ST, 2005], Jugendhotels [LfU ST, 2005], Ferienhotels [Krüger, 2002; Masi et al., 2007] und Berghütten [Masi et al., 2007] eingesetzt. In Gebirgsregionen sind PKA im Vergleich zu technischen Verfahren seltener verbreitet [Wett et al., 2006], da ihre Anwendung nur für saisonal bewirtschaftete Betriebe außerhalb der Wintersaison als sinnvoll erachtet wird [Schreff, 2001] und insbesondere oberhalb der Vegetationsgrenze in Hochgebirgslagen nicht möglich ist [Ingerle, 1998, Schreff, 2001].

Für die Bemessung von saisonal beschickten und belasteten Pflanzenbeeten sind gegenwärtig keine verbindlichen Richtlinien verfügbar. In der Literatur sind zwar Angaben über Einwohneräquivalente bzw. einwohnerspezifische Frachten verschiedener Betriebsformen (Gaststätten, Zeltplätze, Hotels, ...) enthalten [vgl. Rapsch und

Schöneborn, 1977; Brand und Rudolf, 1972; Rostek, 1995; Bennat, 1996; British Water, 2009; DIN 4261-1, 2010], diese sind aber nicht Bestandteil des aktuellen DIN- bzw. DWA-Regelwerks bzw. haben ausschließlich informativen Charakter (vgl. Anhang 1 DIN 4261-1 (2010)). Im DWA-Regelwerk waren in den Arbeitsblättern ATV-A 122 (1991) "*Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von kleinen Kläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe für Anschlusswerte zwischen 50 und 500 Einwohnerwerten*" und ATV-A 129 (1979) "*Abwasserbeseitigung aus Erholungs- und Fremdenverkehrseinrichtungen*" Bemessungswerte angegeben. Beide Arbeitsblätter sind mittlerweile zurückgezogen worden. Die aktuellen DWA-Arbeitsblätter DWA-A 222 (2011) "*Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von kleinen Kläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe bis 1.000 Einwohnerwerte*" und DWA-A 262 (2006) "*Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern*" enthalten keine Angaben zum Schmutzwasseranfall aus Fremdenverkehrseinrichtungen (vgl. DWA-A 222 (2011)) und keine konkreten Empfehlungen für den Betrieb oder den Einsatz von PKA in Saisonbetrieben (DWA-A 262 (2006)).

Am Beispiel einer saisonal betriebenen Fremdenverkehrseinrichtung in Lübbenau wurden die Bemessung und der Betrieb einer auf die saisonale Belastung ausgelegten Pflanzenkläranlage untersucht. Da das Abwasser zum überwiegenden Teil ausschließlich in der warmen Jahreszeit anfällt, wurde die Anlage im Gegensatz zum empfohlenen Bemessungsansatz mit geringerer Grundfläche errichtet. Die zugrunde liegende Annahme geht davon aus, dass in der halbjährlichen Beschickungspause während des Betriebs eingelagerte partikuläre organische Substanzen mineralisiert werden. In der warmen Jahreszeit wird die Anlage gezielt unter Überlastbedingungen betrieben, im Winterhalbjahr wird durch die Betriebsruhe die Regeneration des Bodenkörpers ermöglicht. Das Ziel des Forschungsvorhabens besteht in der praktischen Überprüfung der auf die saisonale Belastung angepassten Lösung.

Der Bau der Abwasserbehandlungsanlage und die wissenschaftliche Begleitung des Vorhabens durch das Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft (ISI) der TU Dresden wurde durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt im Projekt "*Untersuchung der Leistungsfähigkeit und des Betriebsverhaltens einer saisonal belasteten, klein bemessenen Pflanzenkläranlage und deren Puffer-/Regenerationskapazität*" (AZ 27143/01) gefördert. Das Projekt begann Ende 2009 und war zunächst auf die Dauer von 2 Jahren befristet. Während des Betriebs der Anlage haben sich Faktoren ergeben, die eine Änderung der Anlagentechnologie und eine Verlängerung der Projektdauer sinnvoll erscheinen ließen und zur Erweiterung des Projektes um eine 2. Projektphase (AZ 27143/02) führten. Der vorliegende Abschlussbericht fasst die bis zum Ende des 4. Betriebsjahres erzielten Ergebnisse zusammen.

2 Beschreibung des Standorts

Der Campingplatz 'Lübbenau' im Spreewald betreibt im Sommerhalbjahr für die Unterbringung von Urlaubsgästen ein Kanuheim mit 19 Schlafgelegenheiten am Leiper Weg 2 in 03222 Lübbenau in unmittelbarer Nähe zum Hafen. Die Nutzung beschränkt sich auf die Zeit zwischen Anfang Mai und Ende Oktober und beträgt etwa 6 Monate pro Jahr.

Das Kanuheim umfasst mehrere Gebäude (Anlage 1), zum einen ein Haupthaus, in dem der Großteil der Schlafgelegenheiten sowie sanitäre Anlagen installiert sind, zum anderen zwei Nebengebäude. Ein Nebengebäude enthält eine Küche zur Selbstversorgung der Gäste und einen Wirtschaftsraum des Pächters. Im zweiten Nebengebäude befinden sich zwei zusätzliche Schlafstellen (ohne sanitäre Anlagen) sowie ein weiterer Wirtschaftsraum.

Im Hauptgebäude befinden sich 2 Waschräume mit insgesamt 2 Duschen (ohne Duschzeitbegrenzer) und 6 Waschbecken sowie 2 WC-Räume mit insgesamt 4 Spültoiletten, einem Urinal und 2 Handwaschbecken. Die Küche verfügt über ein Spülbecken und seit April 2012 über einen Geschirrspüler. Darüber hinaus befindet sich ein Handwaschbecken im an die Küche angrenzenden Wirtschaftsraum.



Abbildung 2.1: Haupt- und Nebengebäude des Kanuheims

Bis Ende des Jahres 2009 wurde das anfallende Abwasser in einer abflusslosen Grube gesammelt (Volumen nach Angaben des Pächters rd. 2 m³) und durch ein Entsorgungsunternehmen abgefahren. Aufgrund ihres geringen Volumens musste die Grube häufig entleert werden, teilweise auch in Anwesenheit von Urlaubsgästen. Um eine dauerhafte Lösung zu schaffen, entschied sich der Betreiber zur Installation einer Kleinkläranlage.

Das ausschlaggebende Kriterium stellte die Betriebssicherheit der Anlage unter wechselnden hydraulischen und stofflichen Bedingungen dar (saisonale Belastung). Es war zu gewährleisten, dass die Anlage mit Beginn der Saison im Frühjahr (in Ab-

hängigkeit der Belegung des Kanuheims) die geforderte Reinigungsleistung erbringt. Zur Wahl standen technische und naturnahe Verfahren. Die Entscheidung fiel auf die Errichtung einer Pflanzenkläranlage mit vorgeschalteter 3-Kammer-Ausfallgrube zur weitergehenden Abscheidung partikulärer Substanzen (Abbildung 2.2), da Pflanzenkläranlagen insbesondere bei wechselnder Belastung und auch im Winterbetrieb stabile Ablaufwerte gewährleisten können.

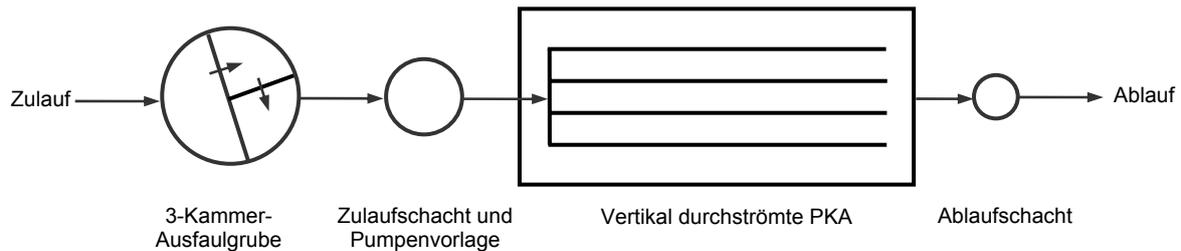


Abbildung 2.2: Verfahrensschema zur Abwasserbehandlung der geplanten Anlage

Die zuständige Untere Wasserbehörde (UWB) in Senftenberg war seit Beginn der Planungen in das Projekt eingebunden und hatte die Zustimmung zum Bau der Anlage in der vorgeschlagenen Konfiguration erteilt. Sowohl die UWB als auch der beauftragte Anlagenbauer wurden über die erzielten Ergebnisse der abwassertechnischen Untersuchungen in den ersten beiden Betriebsjahren informiert.

3 Anlagenbemessung

3.1 Abwasseranfall

Der Trinkwasserverbrauch lag bis 2009 wiederholt bei rd. 100 m³/a bzw. rd. 550 l/d, der mittlere spezifische Verbrauch bei rd. 30 l/Schlafstelle. Angaben zur Auslastung des Kanuheims lagen nicht vor. Unter Annahme eines Verbrauches von 60 l/Gast ergab sich rechnerisch eine mittlere Auslastung von 10 Gästen pro Tag.

Die Schmutzfracht wurde 2009 in Anlehnung an die damals geltende DIN 4261-1 (2002) unter Zugrundelegung der Angaben für Camping- und Zeltplätze bemessen. Die Schmutzfracht von 19 Gästen (= Betten) entspricht rd. 10 EW. Entsprechend der halbjährlichen Belastung wurde die Anlage zur Behandlung von 5 EW ausgelegt.

3.2 Bemessung der Mehrkammer-Ausfallgrube

Der Gesamtschlammfall liegt unter Annahme eines spezifischen Schlammfalls von 45 g TS/(EW·d) und einer Feststoffkonzentration im Schlammbett von 5 %, bei rd. 1,6 m³/a. Das erforderliche Volumen des Vorspeichers beträgt bei Anlagen bis 6 EW gemäß DIN 4261-1 1.500 l/EW. Es ergibt sich ein Volumen von 7,5 m³. Das sich unmittelbar vor Saisonende ergebende schlammfreie Volumen liegt bei einem Schlammfall von 1,6 m³/a (Gleichung 1) bei 5,9 m³. Der Schlamm fällt saisonal (halbjährig) für 10 EW an, ganzjährig für 5 EW.

$$V = 10 \text{ EW} \cdot \frac{45 \text{ g TS}/(\text{E} \cdot \text{d})}{50 \text{ g TS/l}} \cdot 183 \text{ d} = 1.647 \text{ l} \quad (1)$$

Der dem Spitzenanfall entsprechende zulässige Beschickungsvolumenstrom für die Mehrkammergrube beträgt, unter Beachtung des empfohlenen Verhältnisses von schlammfreiem Volumen : Spitzenzufluss = 5, dann 1,2 l/s.

Während der Saison liegt das einwohnerspezifische Volumen, abhängig von der Anzahl der anwesenden Gäste, bei minimal 750 l/EW. Bezogen auf das gesamte Jahr beträgt das einwohnerspezifische Volumen auslegungsgemäß 1.500 l/EW.

3.3 Bemessung der Pumpenvorlage

Um den für das Pflanzenbeet nach DWA-A 262 (2006) geforderten Beschickungsvolumenstrom von > 6 l/(m²·min) zu gewährleisten, ist ein spezifischer Beschickungsvolumenstrom von 2 l/s notwendig. Der dazu erforderliche Pumpenschacht wurde im

Anschluss an die Mehrkammergrube mit einem Volumen von 600 l geplant. Das Volumen entspricht dem mittleren prognostizierten täglichen Abwasseranfall.

3.4 Bemessung des vertikal durchströmten Bodenfilters

Als biologische Reinigungsstufe ist ein vertikal durchströmter bepflanzter Bodenfilter mit DIBt-Zulassung vorgesehen. Die Fläche des Pflanzenbeetes beträgt bei geforderten 4 m²/E (DWA-A 262 (2006)) bei Anschluss von 5 EW insgesamt 20 m². Die sich aus dem Bemessungszufluss und der Beetgröße ergebenden Belastungsparameter sind in Tabelle 3.1 dargestellt.

Tabelle 3.1: Belastungsparameter des Pflanzenbeetes

Parameter	Einheit	Jahresmittel	Saison	DWA-A 262
Belastung	[EW]	5	10	-
Einwohnerspezifische Fläche	[m ²]	4	2	≥ 4
CSB-Flächenbelastung ¹⁾	[g/(m ² ·d)]	20	40	≤ 27
Hydraulische Flächenbelastung ²⁾	[l/(m ² ·d)]	28	28	≤ 80
Beschickungshöhe	[l/m ²]	27,5	27,5	≥ 20
Beschickungsvolumenstrom	[l/(m ² ·min)]	6	6	≥ 6
Sickerzeit zwischen den Beschickungen	[h]	~ 24	~ 24	≥ 6

¹⁾ der beschickten Fläche

²⁾ bei 100 m³/Saison

Zur Sicherstellung einer schwallartigen Belastung, wird die Beschickung einmal täglich (nachts) mit einem Volumenstrom von 2 l/s vorgenommen. Die Beschickungshöhe beträgt für diesen Zustand 27,5 l/m² und liegt damit über den geforderten 20 l/m². In Abweichung vom Arbeitsblatt DWA-A 262 (2006) beträgt die einwohnerspezifische Beetfläche bei Anschluss von 10 EW an 20 m² in der halbjährlichen Saison 2 m²/E. Die mittlere Jahresbelastung beträgt 5 EW. Die mittlere einwohnerspezifische Fläche ergibt sich zu 4 m²/E.

Im Vergleich für die im Normalfall zugrunde gelegte Bemessungstemperatur von 10 °C liegen sowohl für die biologischen Reaktionen im vorgeschalteten anaeroben Speicher als auch im Pflanzenbeet im Betriebszeitraum Mai bis Oktober wesentlich höhere Temperaturen vor. Darüber hinaus ermöglicht die halbjährige Beschickungspause eine Regeneration des gesamten Bodenkörpers.

4 Anlagenausführung

4.1 Anlagenkonfiguration im 1. Betriebsjahr

Nach Angebotseinholung bei verschiedenen Herstellern wurde eine Fachfirma mit Lieferung und Einbau einer vertikal durchströmten Pflanzenkläranlage (mit gültiger bauaufsichtlicher Zulassung), einer 3-Kammer-Ausfallgrube (DKAG), einer Pumpenvorlage und eines Ablaufsammelschachtes beauftragt. Der Baubeginn war am 03.11.2009. Dabei wurden die Bodenaushubarbeiten für die Pflanzenkläranlage, für die Verlegung der Rohrleitungen von den Gebäuden zur Kläranlage und für den Einbau der 3-Kammer-Ausfallgrube, den Zulauf- sowie den Ablaufschacht durchgeführt. Rohrleitungen (DN100), Schächte und Behälter wurden am selben Tag eingebaut. Der Einbau der Pflanzenkläranlage erfolgte am 11.11.2009 (Anlage 1, Anlage 2).

Die 3-Kammer-Ausfallgrube besteht aus zwei LDPE-Behältern (GreenLife GmbH, Schwerin). Der erste Behälter wird als 1. Kammer betrieben und weist ein Volumen von $3,2 \text{ m}^3$ auf. Der zweite Behälter ist in zwei $1,6 \text{ m}^3$ große Kammern partitioniert (Kammer 2, Kammer 3). Die Behälter verfügen über eine Auftriebssicherung, da vor Ort hohe Grundwasserstände auftreten, insbesondere im Winter, wenn der Wasserstand im Spreewald infolge des planmäßigen Winterstaus angehoben wird. Die 3. Kammer ist mit einem Entlüftungsrohr ausgestattet.

Das vorbehandelte Abwasser fließt im freien Gefälle in einen Zulaufschacht (Volumen: $1,1 \text{ m}^3$, GreenLife GmbH, Schwerin; Material: LDPE) aus dem es mit einer Schmutzwasserpumpe ($P = 0,3 \text{ kW}$; RoBU 250; GWE pumpenboese GmbH, Peine) schwallartig auf den Bodenfilter gefördert wird (Abbildung 4.1). Das Gesamtvolumen der Vorbehandlung erreicht damit $7,5 \text{ m}^3$, entsprechend 1.500 l/EW .

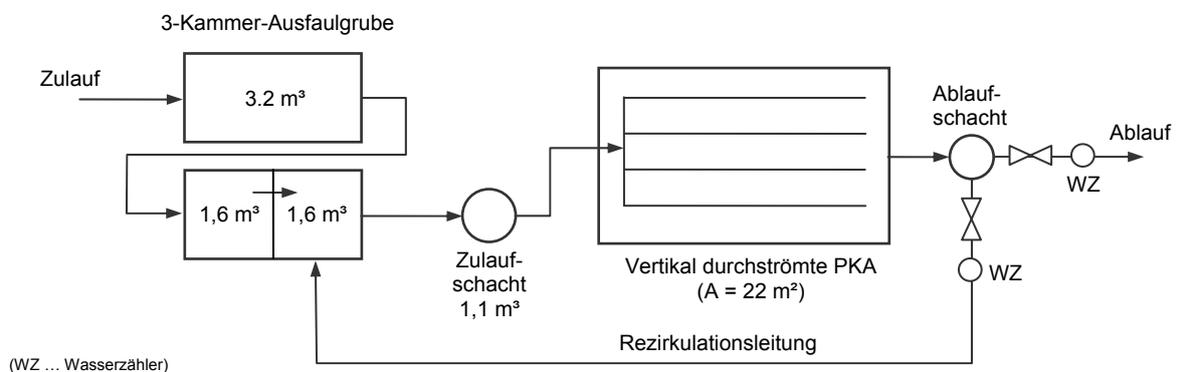


Abbildung 4.1: Verfahrensschema zur Abwasserbehandlung der realisierten Anlage

Da es sich bei dem Objekt um einen Erholungsort handelt, bei dem die Gäste keiner Belästigung ausgesetzt werden sollen, wurde entschieden, das vorbehandelte Ab-

wasser ausschließlich nachts in einem Zeitraum zwischen 00:00 und 5:00 h auf den Bodenfilter zu fördern. Zu diesem Zweck wurde eine Zeitschaltuhr installiert, die ab einem im Zulaufschacht enthaltenen Wasservolumen von 200 l im betreffenden Zeitraum aktiviert wird. Die Schwallbeschickung beträgt maximal 600 l/Pumpvorgang. Mit einer Überstausicherung wird verhindert, dass die Vorbehandlungsstufe überläuft. Dazu wird in der eigentlich beschickungsfreien Zeit, wasserstandsabhängig, eine Lamelle von maximal 200 l/Pumpvorgang auf den Bodenfilter gepumpt.

Die Pflanzenkläranlage wurde vor Ort ohne abgeböschte Seitenwände errichtet. Der Schichtenaufbau besteht, ausgehend von der Geländeoberkante aus einer:

- Rindenmulchschicht (rd. 10 cm),
- Beschickungsschicht (rd. 20 cm, Kies 2/8 mm) mit Zulaufleitungen,
- Bodenfilterschicht (rd. 70 cm, Sand 0/4 mm, $k_{fA} = 5 \cdot 10^{-4}$ m/s, $U = 3$),
- Drainageschicht (rd. 20 cm, Kies 2/8 mm) mit Ablaufleitung,
- LDPE-Folie zur Abdichtung (> 1 mm).

Die Anlage wurde zur Behandlung von 5 EW mit einer wirksamen Oberfläche von rd. 22 m² errichtet. Zur Verbesserung der Anlagendurchlüftung sind 3 mit der Drainageleitung verbundene PE-Rohre installiert. Die Beetoberfläche wurde mit 4 Schilfpflanzen pro Quadratmeter besetzt.

Das im Bodenfilter gereinigte Abwasser wird über eine Drainageleitung einem Ablaufschacht (GreenLife GmbH, Schwerin) zugeführt, von dem es wasserstandabhängig mit einer Schmutzwasserpumpe (P = 0,3 kW, RoBU 250; GWE pumpenboese GmbH, Peine) in das Leiper Fließ gefördert wird. Die Einbindung des Ablaufrohres erfolgte nach Vorgabe der Unteren Wasserbehörde faschinenbündig unterhalb des Wasserspiegels. Die Ablaufleitung ist mit einer Rückschlagklappe gesichert.

Im Ablaufschacht befindet sich ein Abzweig zur 3. Kammer der 3-Kammerausfallgrube, über den ein Teil des gereinigten Abwassers rezirkuliert wird. Das Rezirkulationsverhältnis (Rezirkulationsstrom : Ablaufstrom) ist manuell einstellbar und wird vom Hersteller im Bereich von 0,3 : 1 bei "großen" Durchflüssen und bis 1 : 1 bei "kleinen" Durchflüssen angegeben. Beide Teilströme werden mit jeweils einem Wasserzähler erfasst und können separat mit einem Kugelhahn eingestellt werden. Zum Vergleich wurde der Trinkwasserverbrauch aufgezeichnet (Zählerablesung).

4.2 Änderung der Anlagenkonfiguration im 2. Betriebsjahr

Aufgrund des Auftretens hoher Nitritkonzentrationen (Abschnitt 7.3) wurde eine Erweiterung des Forschungsvorhabens beantragt, mit dem Ziel (Abschnitt 7.3.2) das Problem durch Implementierung eines ANAMMOX-Prozesses zu lösen. Die am 14.06.2011 durchgeführten Änderungen umfassen im Wesentlichen die Verlegung zusätzlicher Leitungen zur Aufteilung und variablen Einstellung des Rezirkulationsvolumenstromes auf alle Kammern der Ausfaluhrube (Abbildung 4.2, Abbildung 4.3) und den Einbau eines Zählerschachtes.

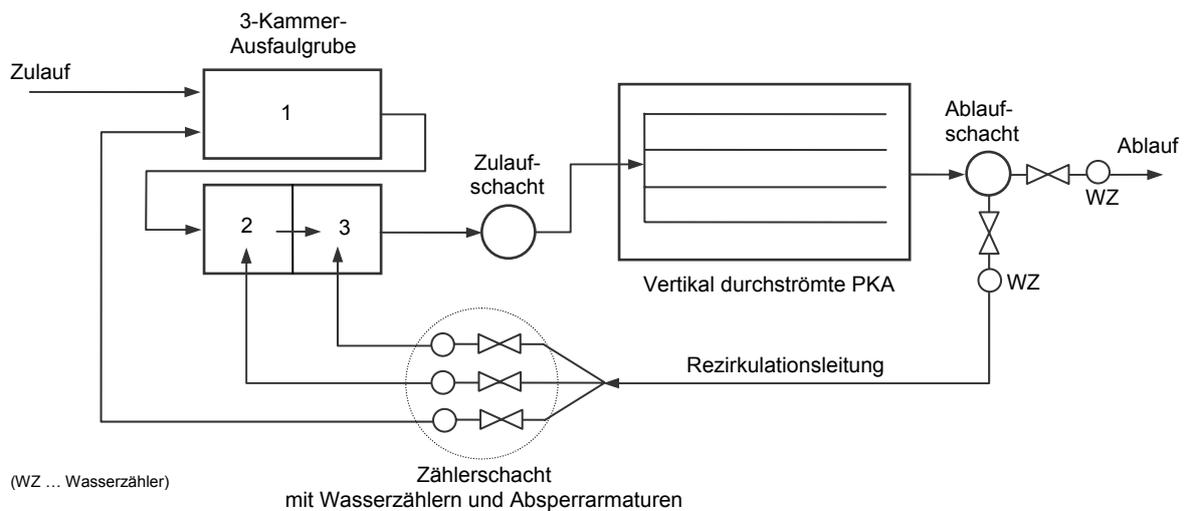


Abbildung 4.2: Nitrifikation und autotrophe Stickstoffelimination in getrennten Prozessstufen



Abbildung 4.3: Umbaumaßnahmen im Sommer 2011 zur Implementierung der autotrophen Stickstoffelimination

Die vorhandene Rezirkulationsleitung wurde zur 1. und 2. Kammer der DKAG verlängert. Alle Leitungen wurden mit Absperrarmaturen und Wasserzählern ausgestattet. Die 3. Kammer der DKAG wurde am 22.08.2011 mit 55 l Schlamm bzw. 190 g TS der Deammonifikationsanlage der KA Plettenberg (DEMON[®]-Verfahren, Ruhrverband) angeimpft.

5 Durchführung des Forschungsprojektes

5.1 Projektphase 1 (2009 – 2011)

Projektphase 1 umfasste die wissenschaftliche Begleitung des Betriebs der Pflanzenkläranlage in den ersten Betriebsjahren 2010 und 2011. Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag neben der Begleitung von Beantragung, Planung und Bau auf dem Nachweis der Leistungsfähigkeit und der Überwachung des Betriebsverhaltens.

Im Jahr 2010 wurden ab April 15 Probenahmen (Stichproben) durchgeführt, im Jahr 2011 ab April 16 Probenahmen. Entgegen der Planung (monatliche Probenahme) wurde die Probenahme ab Mai 2010 alle 2 Wochen durchgeführt. Die Termine für die Probenahme wurden im Regelfall auf den anschließenden Tag an das vorhergehende (ggf. verlängerte) Wochenende gelegt.

Zunächst wurden nur Proben aus der 1. Kammer der Vorbehandlung, dem Zulaufschacht und dem Ablaufschacht entnommen. Ab Juni 2010 wurden zusätzlich Proben aus der 2. Kammer der Ausfallgrube entnommen (Abbildung 5.1).

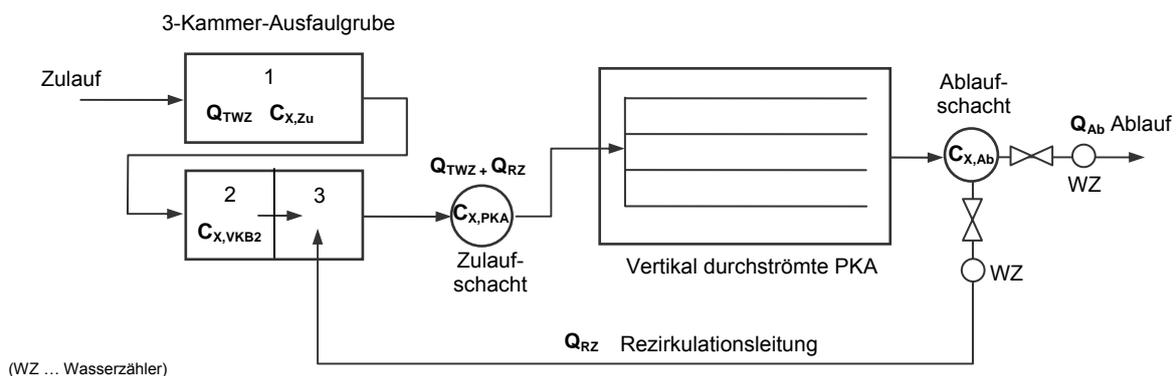


Abbildung 5.1: Probenahmestellen und Zuflussmessstellen

5.2 Projektphase 2 (2011 – 2013)

Die Vorgehensweise entsprach der in Projektphase 1 gewählten. Ab April 2012 bzw. April 2013 wurden 16 jeweils Beprobungen durchgeführt. Zusätzlich zu den bereits in der 1. Projektphase vorgenommenen Analysen (Abschnitt, 5.3, Tabelle 5.1) wurden in der 1. und 2. Kammer der Ausfallgrube sowie im Zulauf- und im Ablaufschacht des Pflanzenbeets Proben zur Bestimmung des Sulfat- und des Sulfidgehalts entnommen.

5.3 Durchführung der Beprobung, Untersuchungsprogramm

Die Zulaufproben wurden aus dem Klarwasserüberstand der 1. Kammer der Ausfallgrube entnommen. Die einwohnerspezifischen Frachten wurden auf Grundlage der Auslastung des Kanuheims ermittelt.

Zur Bestimmung der hydraulischen Belastung und zur Ermittlung der Frachten wurden der Trinkwasserverbrauch, der Ablaufvolumenstrom und der Rezirkulationsvolumenstrom mit Wasserzählern erfasst. Die der DKAG zugeführten Frachten wurden auf Basis des Trinkwasserverbrauchs ermittelt, die dem Pflanzenbeet zugeführten Frachten auf Basis der Summe aus Ablaufmenge (Ab) und Rezirkulationsvolumenstrom (RZ), abzüglich der Niederschlagsmenge (RW) über dem Pflanzenbeet. Diese Vorgehensweise wurde aufgrund des zeitweise festgestellten Zutritts von Fremdwasser in die DKAG gewählt:

- Zulauffrachten zur Ausfallgrube: $B_{d,X,Zu} = Q_{TWZ} \cdot C_{X,DKAG,1}$
- Zulauffrachten zur PKA: $B_{d,X,PKA} = (Q_{Ab} + Q_{RZ} - Q_{RW}) \cdot C_{X,ZS}$
- Ablaufracht aus der PKA: $B_{d,X,Ab} = Q_{Ab} \cdot C_{X,Ab}$
- Rezirkulierte Fracht: $B_{d,X,RZ} = Q_{RZ} \cdot C_{X,Ab}$
- Fracht aus 3. Kmr. der DKAG ohne RZ: $B_{d,X,DKAG,3} = B_{d,X,PKA} - B_{d,X,RZ}$

Der zur Frachtberechnung maßgebende Zufluss wurde aus der Differenz der Zählerstände zwischen zwei Probenahmen bestimmt. Daraus wurde das Belegungsmittel gebildet, d. h. das anhand der Anzahl der Tage, an denen das Kanuheim belegt war, gewichtete Mittel.

Durch Vergleich des Trinkwasserverbrauchs mit dem Ablaufvolumenstrom wurde der Einfluss von Fremdwasser (Niederschlag, Grundwasser) quantifiziert. Die Niederschlagshöhe wurde in den Zeiträumen 01.09.2010 – 31.12.2010 und 01.06.2011 – 04.11.2013 durch vor-Ort-Messungen auf dem Zeltplatz Lübbenau, rd. 200 m Luftlinie vom Kanuheim entfernt, bestimmt. In den übrigen Zeiträumen wurden Wetterdaten der Station Baruth genutzt (www.wetteronline.de).

Die im Rahmen der Beprobung bestimmten Parameter sind in Tabelle 5.1 dargestellt. Davon wurden pH-Wert, Leitfähigkeit, Temperatur, Redoxpotential und Sauerstoffgehalt vor Ort gemessen. Der Sauerstoffgehalt im Ablaufschacht ist nicht repräsentativ für den Sauerstoffgehalt im Pflanzenbeet, sondern ein Indiz dafür, ob gelöster Sauerstoff im gereinigten Abwasser enthalten ist. Der Sauerstoffgehalt wird durch den Gasaustausch über die Wasserspiegeloberfläche (und damit durch sich ändernde Temperaturen im Wasserkörper) beeinflusst und durch die Auflüftung des gereinigten

Abwassers durch die konstruktive Gestaltung der Einbindung der Drainageleitung in den Ablaufschacht mit einem freien Gefälle von rd. 1,5 m.

Zur Vermeidung von Schwimmschlammeinflüssen auf die Probenahme aus der 1. Kammer der DKAG wurde ab April 2012 eine Tauchflasche eingesetzt.

Tabelle 5.1: Untersuchungsparameter

	Überstand 1. Kammer DKAG	Überstand 2. Kammer DKAG	Zulaufschacht	Ablaufschacht
Laboranalysen	CSB _{hom}	CSB _{hom}	CSB _{hom}	CSB _{hom}
	CSB _{mf}	CSB _{mf}	CSB _{mf}	CSB _{mf}
	BSB ₅	BSB ₅	BSB ₅	BSB ₅
	TKN	TKN	TKN	TKN
	NH ₄ -N	NH ₄ -N	NH ₄ -N	NH ₄ -N
			NO ₃ -N	NO ₃ -N
			NO ₂ -N	NO ₂ -N
	P _{ges}	P _{ges}	P _{ges}	P _{ges}
	AFS	AFS	AFS	AFS
	(ab 2012) SO ₄ ²⁻	SO ₄ ²⁻	SO ₄ ²⁻	SO ₄ ²⁻
	(ab 2012) S ²⁻	S ²⁻	S ²⁻	S ²⁻
		Säurekapazität	Säurekapazität	
Vor-Ort- Bestimmung			O ₂ -Gehalt	O ₂ -Gehalt
	pH-Wert	pH-Wert	pH-Wert	pH-Wert
	Temperatur	Temperatur	Temperatur	Temperatur
	Leitfähigkeit	Leitfähigkeit	Leitfähigkeit	Leitfähigkeit
	(ab 2012) Redoxpotential	Redoxpotential	Redoxpotential	Redoxpotential

Zur Verhinderung der Ausgasung von Schwefelwasserstoff wurden die Sulfidproben in separaten Flaschen mit einer vorbereiteten Zinkacetatlösung stabilisiert. Die angegebenen S²⁻-Konzentrationen und -frachten setzen sich damit aus Sulfid (S²⁻), gelöstem Schwefelwasserstoff (H₂S) und Hydrogensulfidionen (HS⁻) zusammen.

Schlammspiegelmessungen erfolgten im 2. Betriebsjahr im Mai, Juni und im Oktober; im 3. Betriebsjahr im April, im Juni und im Oktober; im 4. Betriebsjahr im April und im Oktober.

Zur Bestimmung der Korngrößenverteilung des Filtersandes wurden Proben aus dem frischen Sand sowie im eingebauten Zustand im 2. Betriebsjahr (04/2011, 11/2011), am Ende des 3. Betriebsjahres (10/2012) und zu Beginn des 4. Betriebsjahres (04/2013) aus einer Tiefe von 10...15 cm unterhalb der Kiesschicht aus dem Filtersand des Beetes entnommen.

Neben den Zählerständen der Wasserzähler wurden die Anzahl der Gäste (ab 09.06.2010) und die Betriebsstunden aufgezeichnet.

6 Betriebssicherheit

6.1 Elektrotechnische Ausrüstung

Die elektrotechnische Ausrüstung der PKA besteht aus zwei Schmutzwasserpumpen (mit Betriebsstundenzähler), einer Zeitschaltuhr und einer Störfalleuchte für Pumpenausfall. Während der ersten Betriebsjahre traten an der Anlage keine Störungen auf, die auf ein Versagen der installierten Technik zurückzuführen waren. Im 3. Betriebsjahr fiel dreimal die Ablaufpumpe infolge blockierter (Ab-)Wasserzähler aus.

6.2 Rückschlagklappe

Im Jahr 2010 wurde in unmittelbarer Nähe zum Grundstück eine bestehende Brücke über das *Leiper Fließ* abgebrochen und neu errichtet. Das Gewässer wurde dazu zeitweilig verrohrt. Im Zuge der Arbeiten wurde mehrfach die Stromversorgung unterbrochen, der Schaden innerhalb von Stunden behoben, so dass es zu keiner sichtbaren Beeinflussung des Anlagenbetriebs kam.

Nach Abbau der Verrohrung wurde der Uferbereich neu gestaltet. Dabei wurden die Uferlinie geändert und die Faschinen neu verlegt. In diesem Rahmen wurde die Ablaufleitung durch die ausführende Baufirma freigelegt, die Rückschlagklappe entfernt, die Leitung zunächst verlängert und provisorisch im Gewässer abgelegt. Dadurch blockierte Bodenschlamm die Leitung, es kam zum Einstau des Ablaufschachtes, der Drainageschicht des Bodenfilters, des Zulaufschachtes und der 2. Kammer des DKAG. Durch die Montage einer Rückschlagklappe wurde das Problem behoben.

In der Ruhephase zwischen 2. und 3. Betriebsjahr (11/2011 – 03/2012) kam es durch Materialermüdung zum Versagen der Rückschlagklappe, so dass Wasser aus dem *Leiper Fließ* in den Ablaufschacht lief, von dort über die Rezirkulationsleitung in den Zulauschacht gelangte und über Zulauf- und Ablaufpumpe in der Anlage rezirkuliert wurde. Der Schaden wurde vor Beginn der Saison 2012 festgestellt und behoben.

6.3 Fremdwasserzutritt

Ein über den gesamten Versuchszeitraum auftretendes Problem bildete der Zutritt von Fremdwasser. Grundwasser drang in die Anlage über nicht gedichtete Domverlängerungen der Vorbehandlungsanlage ein. Dies erfolgte in der Saison im Zuge von

Hochwasserereignissen (Herbst 2010, Juni 2013) und nach lang anhaltenden Niederschlägen, außerhalb der Saison durch den planmäßigen Winterstau der Spree.

Die installierten Behälter verfügen über aus mehreren Segmenten bestehende Domverlängerungen. Die Segmente sind nicht gedichtet, so dass Grundwasser durch die Fugen der Domverlängerungen in die Anlage eindrang. Zusätzlich führten Veränderungen im Boden dazu, dass sich die Domverlängerungen durch Erddruck verformten und die Spaltweiten zunahmten (Abbildung 6.1).

Die Fugen wurden durch den Hersteller mehrfach provisorisch mit Silikon und Brunnenschaum gedichtet. Da der Fremdwasserzufluss im Winterhalbjahr nicht unterbunden werden konnte, wurde entschieden die Pumpen in der Regenerationsphase zwischen 3. und 4. Betriebsjahr abzuschalten und einen Teileinstau des Pflanzenbeetes zuzulassen. Aufgrund der Höhenlage des Pflanzenbeetes betraf dies ausschließlich die Drainageschicht.

Im Gegensatz zur Vorbehandlungsanlage wurden am Bodenfilter zu keinem Zeitpunkt Schäden, Fremdwasserzutritt, Vernässung, o. ä. festgestellt.



Abbildung 6.1: Zustand der Domverlängerungen

7 Betriebswerte

7.1 Zulaufkennwerte

7.1.1 Hydraulische Belastung

Das Kanuheim war in der Saison und wenn Gäste anwesend waren im 1., 2. und 4. Betriebsjahr mit i. M. 17 Gästen pro Saison belegt (Tabelle 7.1), im 3. Betriebsjahr mit i. M. 15 Gästen/d. Der Leerstand lag zwischen 15 % und 25 % (Abbildung 7.1). Zeitweise waren wesentlich mehr Gäste anwesend, als feste Schlafgelegenheiten vorhanden sind (Abbildung 7.1).

Der Wasserverbrauch lag im 4-Jahresmittel bei 1,0 m³/d (Tabelle 7.1). Der spezifische Wasserverbrauch erreichte im 4-Jahresmittel 56 l/(Gast·d). Der Spitzenzufluss lag bei 140 l/(Gast·d). Im Jahr 2010 wurden die Zähler zusätzlich mindestens einmal wöchentlich abgelesen (Verdichtungsmessung). Im Vergleich zum Belegungsmittel (39...72 l/(Gast·d)) traten mit 20...100 l/(Gast·d) größere Schwankungen auf.

Tabelle 7.1: Auslastung des Kanuheims und spez. Trinkwasserverbrauch

Jahr	Anzahl der Gäste			Trinkwasserverbrauch		Spezifischer Trinkwasserverbrauch				
						Belegungsmittel			Verdichtungsmessung	
	i. M.	min.	max.	Gesamt	i. M.	i. M.	min.	max.	min.	max.
	[-]	[-]	[-]	[m ³]	[m ³ /d]	[l/(E·d)]	[l/(E·d)]	[l/(E·d)]	[l/(E·d)]	[l/(E·d)]
2010	17	8	27	100	0,9	55	39	72	20	100
2011	17	7	30	140	1,0	56	30	139	-	-
2012	15	9	30	164	0,9	61	30	115	-	-
2013	19	15	29	175	1,0	52	32	147	-	-
i. M.	17	7	30	579	1,0	56	30	147	-	-

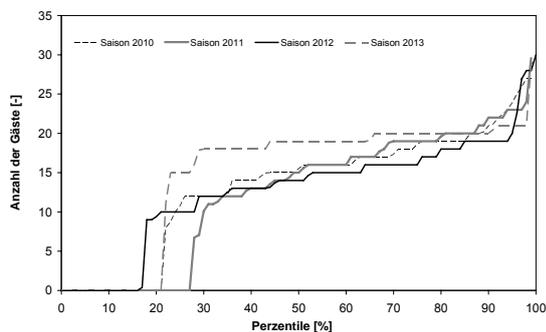


Abbildung 7.1: Belegung des Kanuheims

Der Anlagenabfluss entsprach bis Anfang August 2010 dem Trinkwasserverbrauch zzgl. dem über der Anlage angefallenen Niederschlag. Danach floss zunehmend Fremdwasser über die Vorbehandlungsanlage zu, insbesondere ab Oktober 2010

(vgl. Abschnitt 6, Abbildung 7.2). Das Abklingen des Fremdwassereinflusses ab April 2011 fällt mit dem Absinken des Grundwasserspiegels im Spreewald mit Ende des Winterstaus zusammen. In der Summe lag der Fremdwasserzufluss in den ersten drei Betriebsjahren bei rd. 216 m³ (Stichtag: 29.10.2012, Abbildung 7.2). Ein wesentlicher Teil entfiel mit 94 m³ (rd. 1,3 m³/d) auf den Zeitraum zwischen dem 02.11.2010 und 14.01.2011. Der höchste Fremdwasserzutritt trat zwischen dem 24.09.2010 und dem 05.10.2010 mit i. M. 2,5 m³/d auf.

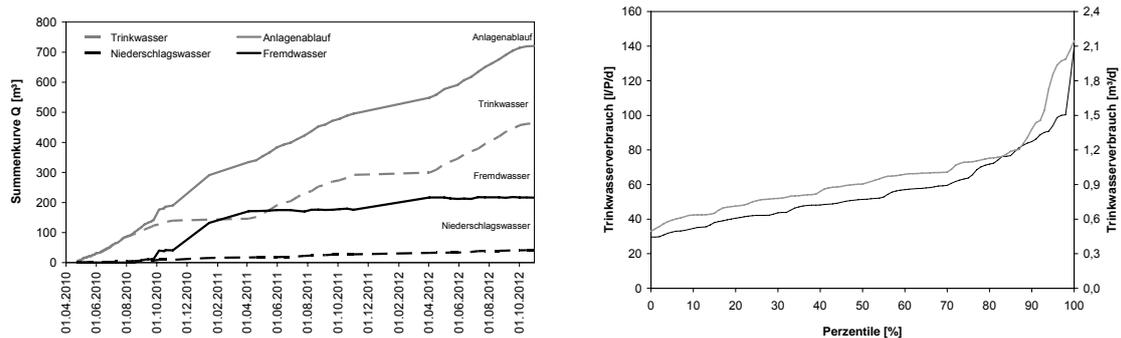


Abbildung 7.2: Abwasseranfall und -abfluss, Fremdwassereinfluss bis 2012, Trinkwasserverbrauch 2010 – 2013

In der zweiten Saison entsprach der Abfluss weitgehend dem Anlagenzufluss, ein signifikanter Fremdwasserzufluss war nicht zu verzeichnen (Abbildung 7.2). Im 3. Betriebsjahr wurde mit Beginn der Saison Fremdwasserzutritt festgestellt.

Der reale Fremdwasserzufluss ist höher einzuschätzen als der dargestellte Betrag, da aufgrund der 2012 aufgetretenen Pumpendefekte das gereinigte Abwasser mit einer Ersatzpumpe am Zähler vorbei gefördert wurde. Der Zählerstand des Ablaufzählers wurde an den betreffenden Tagen zwar mit Hilfe des Trinkwasserverbrauchs korrigiert, Fremdwasser kann aber nicht ausgeschlossen werden. Im Winter 2012/2013 wurden die Ablaufzähler demontiert, um einen Anlageneinstau vorzubeugen, so dass keine Aussagen über den Fremdwasserzutritt in diesem Zeitraum möglich sind.

7.1.2 Zulaufverhältnisse in der 1. Kammer der Vorbehandlungsanlage

Der pH-Wert im Abwasser lag mit 6,4...8,6 im neutralen bis schwach alkalischen Bereich. Die Abwassertemperatur wurde durch die Verweilzeit in der 1. Kammer der DKAG und damit durch die Außentemperatur beeinflusst und lag zwischen 10,2 °C und 23,2 °C. Die Leitfähigkeit weist aufgrund ihres dauerhaft hohen Niveaus von im Regelfall mehr als 2.000 µS/cm auf einen hohen Gehalt von gelösten Substanzen hin, u. a. traten NH₄-N-Konzentrationen von bis zu 267 mg/l (entsprechend 316 mg/l TKN) und Sulfatkonzentrationen von bis zu 285 mg/l auf. Sulfat ist geogen bedingt im Trinkwasser enthalten und gelangt infolgedessen in das Abwasser.

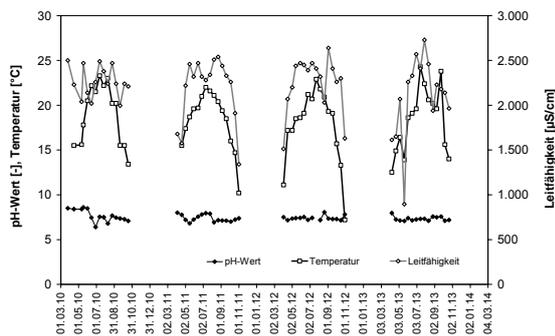


Abbildung 7.3: Zulaufbeschaffenheit in der 1. Kammer der DKAG (Jahresverlauf)

Die Temperaturabnahme zwischen Zu- und Ablaufschacht war mit i. M. 5 % gering (Abbildung 7.4). Ein größerer Einfluss besteht durch die Vorbehandlungsanlage. Die Temperaturabnahme zwischen der 1. Kammer des DKAG und dem Zulaufschacht des Bodenfilters lag bei 9 %, die Temperaturabnahme in der Gesamtanlage bei 13 % (Abbildung 7.4). Die Aprilwerte 2010 und 2011 fallen aus dieser Betrachtung heraus (nicht dargestellt). Die Abkühlung durch die Vorklärung (Kammer 1 – Zulaufschacht) war in diesem Zeitraum mit 3 – 10 K stärker ausgeprägt. Bei langen Verweilzeiten wirkt sich die Umgebungstemperatur stärker auf die Abwassertemperatur aus. Unmittelbar nach Inbetriebnahme zu Saisonbeginn ist die Vorklärung mit kaltem Abwasser gefüllt (Winterhalbjahr), welches durch frisches, relativ warmes Abwasser langsam verdrängt wird. In dieser Zeit weicht die Korrelation ab.

Die CSB_{hom}-Zulaufkonzentrationen lagen mit 400 – 1.400 mg/l in einem für häusliches Abwasser üblichen Rahmen. Das gleiche gilt mit Ausnahme für TKN und NH₄-N sinngemäß auch für die anderen Parameter (Abbildung 7.3, Abbildung 7.5). Die Konzentrationen der untersuchten Parameter unterscheiden sich beim Vergleich der einzelnen Jahre nicht signifikant voneinander. Eine Ausnahme bildet P_{ges}, dessen Konzentrationen im ersten Jahr unterhalb den für die Folgejahre gemessenen Werten liegen.

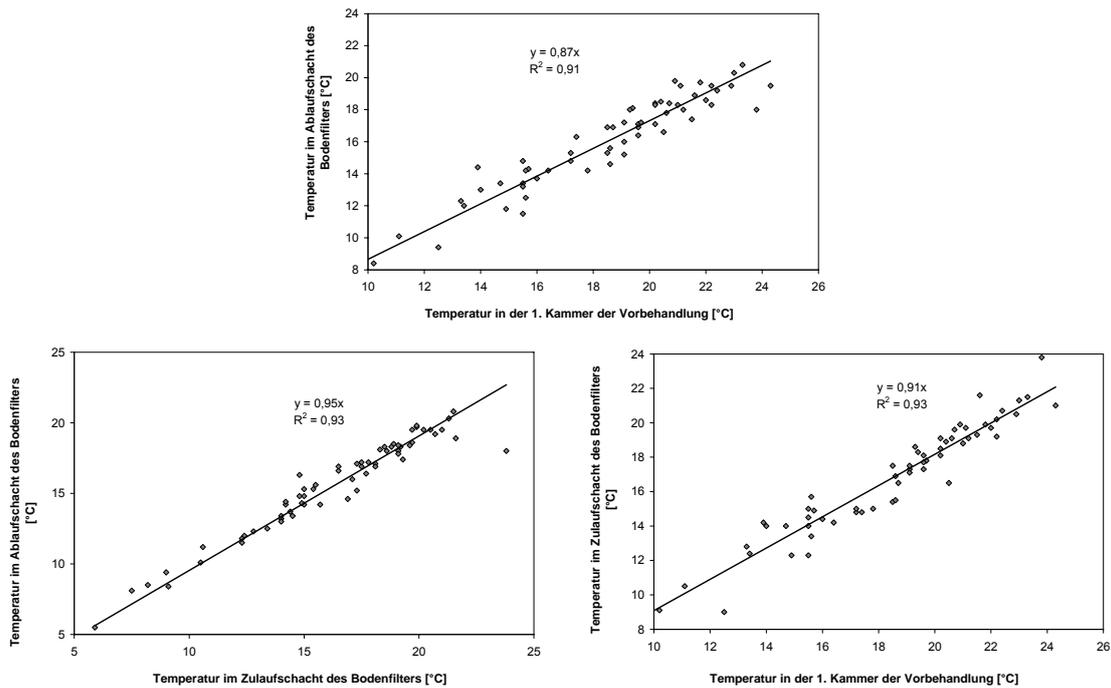


Abbildung 7.4: Änderung der Temperatur zwischen den Anlagenteilen

Das CSB_{hom}/BSB_5 -Verhältnis entspricht mit 2,0 dem für häusliches bzw. kommunales Abwasser bekannten Verhältnis (Abbildung 7.6). Während das $P_{\text{ges}}/CSB_{\text{hom}}$ -Verhältnis mit 0,02 und das P_{ges}/BSB_5 mit 0,05 den Erwartungswerten entsprechen, liegt das $NH_4\text{-N}/TKN$ -Verhältnis mit 0,87 über dem von kommunalem Abwasser. Mechanisch gereinigtes kommunales Abwasser (Ablauf VKB) weist erfahrungsgemäß ein $NH_4\text{-N}/TKN$ -Verhältnis von 0,74 ($11 \text{ g N}/(\text{E}\cdot\text{d}) \cdot 0,67/10 \text{ g N}/(\text{E}\cdot\text{d})$) auf. Alle mit TKN gebildeten Konzentrationsverhältnisse weichen daher vom Regelfall ab (Abbildung 7.6). Einerseits sind die Verhältnisse auf Seiten des TKN verschoben, andererseits ergibt sich sowohl für das TKN/CSB_{hom} -, das TKN/BSB_5 - als auch für das TKN/P_{ges} -Verhältnis ein TKN-Offset von rd. 110 mg/l. In der Konsequenz ist die Stickstoffbelastung im Vergleich zu den C-Verbindungen überproportional hoch.

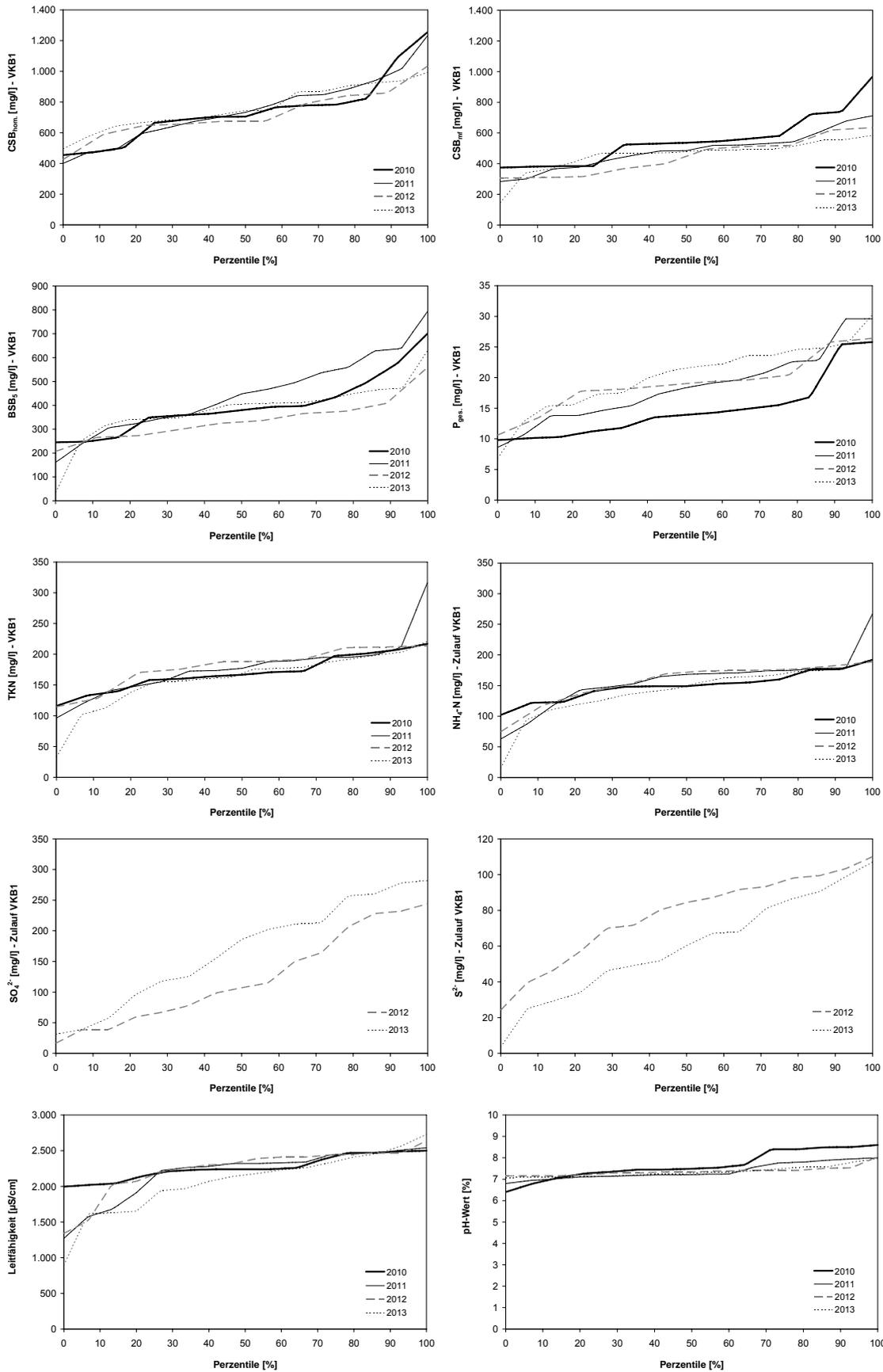


Abbildung 7.5: Beschaffenheit des Abwassers im Überstand der 1. Kammer der DKAG

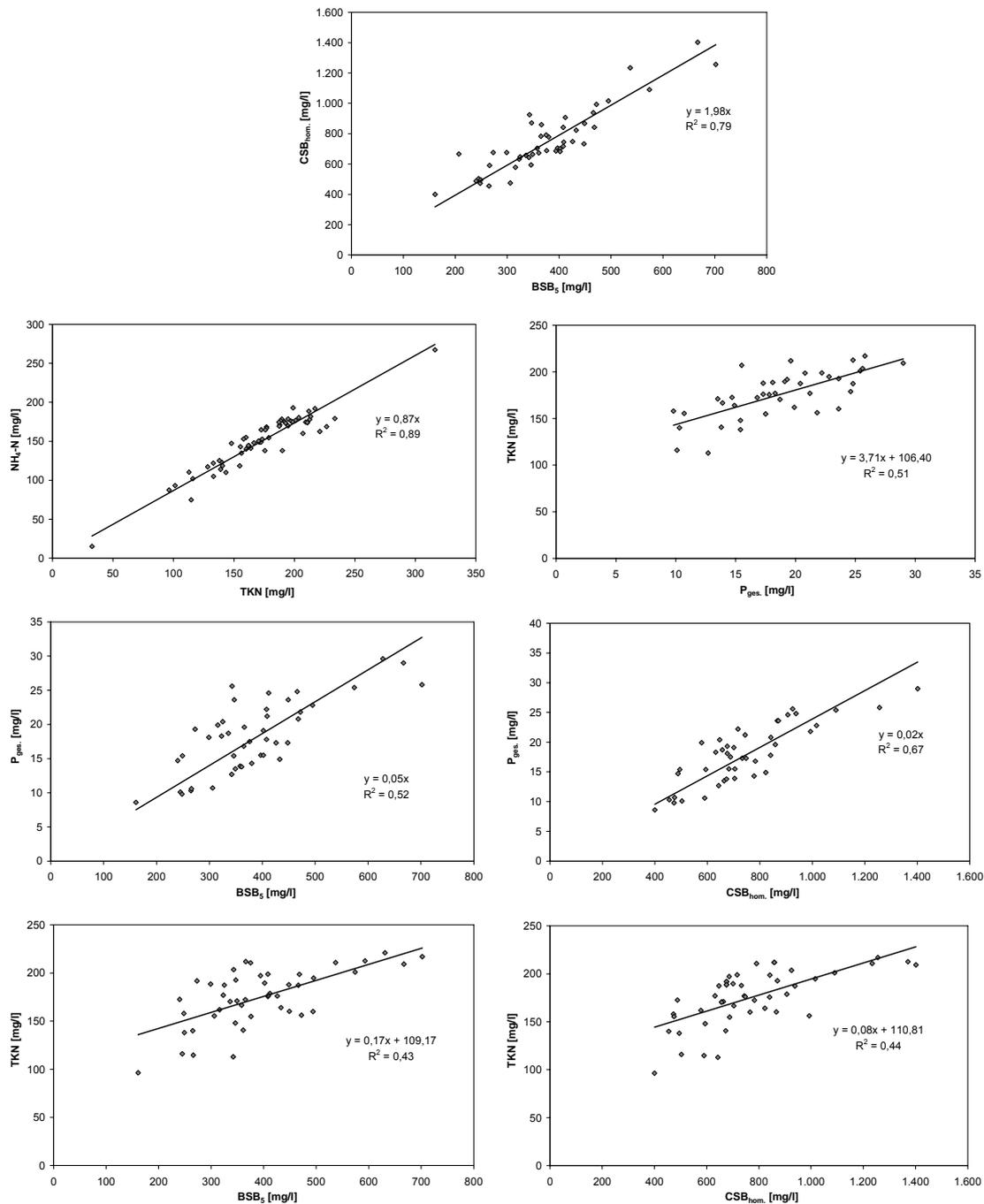


Abbildung 7.6: Konzentrationsverhältnisse in der 1. Kammer der DKAG

7.1.3 Einwohnerspezifische Schmutzfrachten

Zur Berechnung der einwohnerspezifischen Schmutzfrachten wurde der Zufluss nach der Anzahl der Gäste gewichtet. Der mittlere Trinkwasserverbrauch vor Beginn der Probenahme wurde auf Basis des spezifischen Trinkwasserverbrauchs ($l/(Gast \cdot d)$) mit der mittleren Anzahl der Gäste gebildet. Fremdwasser- oder schwimmschlammbeeinflusste Proben wurden vernachlässigt.

Die für das Kanuheim ermittelten einwohnerspezifischen Frachten für CSB und BSB₅ erreichen i. M. 50 % der im ATV-DVWK-A 131 (2000) angegebenen einwohnerspezifischen Frachten nach 2 h Vorklärung (Tabelle 7.2, Abbildung 7.7, Abbildung 7.8). Damit entspricht die CSB- bzw. BSB₅-Schmutzfracht eines Gastes rd. 0,5 EW. Für P_{ges} liegt das Verhältnis der Schmutzfrachten bei 0,6 EW. Im Gegensatz dazu ist der Einwohnerwert für Stickstoff deutlich erhöht und entspricht mit 9,3 g/(E·d) nahezu der einwohnerspezifischen Schmutzfracht (nach 2 h Sedimentation) aus dem ATV-DVWK-A 131 (2000).

Die Ableitung der Rohfrachten ist mit Unsicherheiten behaftet, da Angaben zur Frachtverringering infolge von Aufenthaltszeiten von > 2 h im ATV-DVWK-A 131 (2000) nicht berücksichtigt sind. Höhere Wirkungsgrade führen bei der Berechnung zu einer höheren einwohnerspezifischen Rohfracht.

Durch Sedimentationsprozesse wird partikulärer Stickstoff in der 1. Kammer der DKAG aus der Klarwasserphase in den Schlamm überführt. Es ergibt sich theoretisch eine einwohnerspezifische Fracht von 10,3 g TKN/(E·d) im Rohabwasser. Durch anaerobe Umsatzprozesse wird ein Teil des sedimentierten Stickstoffs rückgelöst. Da der Stabilisierungsgrad des Schlammes nicht bekannt ist, kann der Einfluss der Stickstoffrücklösung auf die TKN-Fracht im Überstand nicht bestimmt werden.

Tabelle 7.2: Einwohnerspezifische Schmutzfrachten

Parameter	Messung Kanuheim	Vergleich ATV-DVWK-A-131 (2000)	Einwohnerwert Kanuheim	roh Kanuheim (Berechnung)	
	sedimentierte Proben	sedimentierte Proben (t = 2 h)	sedimentierte Proben	Wirkungsgrad VKB	einwohnerspezifische Fracht
	[g/(E·d)]	[g/(E·d)]	[EW]	[%]	[g/(E·d)]
CSB	41	80	0,5	33	61
BSB	21	40	0,5	33	31
TKN	9,3	10	1,0	10	10
P _{ges}	1,0	1,6	0,6	10	1,1

Die Schwankungsbreite (Abbildung 7.8) der einwohnerspezifischen Frachten ist vglw. groß:

- $EW/E_{CSB} = 0,2 \dots 0,8 P/EW$,
- $EW/E_{BSB5} = 0,2 \dots 1,0 P/EW$,
- $EW/E_{P_{ges}} = 0,3 \dots 1,3 P/EW$,
- $EW/E_N = 0,5 \dots 1,9 P/EW$.

Die in Anlehnung an DIN 4261-1 getroffenen Bemessungsannahmen wurden für CSB und BSB₅ und P_{ges} weitgehend bestätigt, für N wurde eine deutliche Abweichung festgestellt. In der DIN 4161-1 wird allerdings keine differenzierte Aussage über die zu erwartende Belastung getroffen, sondern parameterunabhängig, ein Schmutzfrachtäquivalent von 2 Gästen = 1 EW angegeben. Für Anlagen, für die eine Stickstoffelimination gefordert wird, kann dies bei pauschaler Übernahme (bei fehlenden Messwerten) zu einem falschen Bemessungsansatz führen.

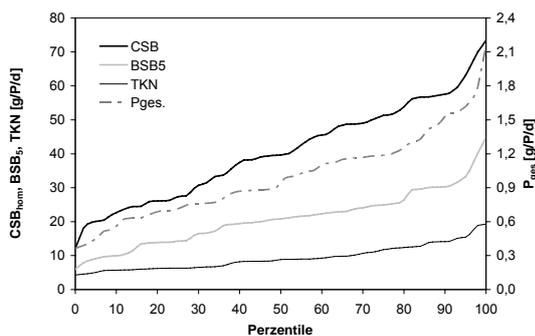


Abbildung 7.7: Einwohnerspezifische Schmutzfrachten im Überstand der 1. Kammer der DKAG

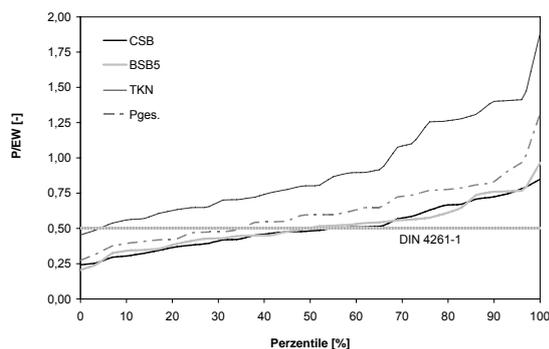


Abbildung 7.8: P/EW-Verhältnis im Überstand der 1. Kammer der DKAG

Die Ermittlung der Schmutzfrachten wird von folgenden Faktoren beeinflusst:

- *Probenahme:*

Die Proben wurden aus dem Überstand der 1. Kammer der DKAG entnommen. Frisches Abwasser wird mit in der Grube enthaltenem Abwasser vermischt. Die Konzentrations-

verhältnisse sind grundsätzlich vergleichbar, die Absolutkonzentrationen sind Schwankungen unterworfen, die bei der Frachtberechnung nicht berücksichtigt werden.

- *Abwasseranfall:*

Der Zufluss zur Kammer 1 entspricht dem Trinkwasserverbrauch (unter Ausschluss von Fremdwasserzutritt). Der Tageszufluss wird als gewichtetes Mittel (Belegungsmittel) berechnet, kann aber unabhängig davon vom berechneten Wert abweichen. Der Wasserverbrauch ist vom Nutzungsverhalten der anwesenden Gäste abhängig.

- *Abwasserbeschaffenheit:*

Die festgestellten Konzentrationsunterschiede sind auf die Gewohnheiten der jeweiligen Gäste zurückzuführen. Dies betrifft den Trinkwasserverbrauch (für den Grad der Verdünnung), die im Kanuheim vorgenommenen Tätigkeiten (Speisezubereitung etc., Getränkekonsum) und die Dauer der Anwesenheit.

- *Anzahl der Gäste:*

Es ist möglich, dass die Zahl der gemeldeten Gäste von der Zahl der tatsächlich Anwesenden abweicht. Das Kanuheim wird pauschal vermietet.

- *Anaerober Abbau:*

Die hydraulische Verweilzeit (1 – 5 d) des Abwassers in der 1. Kammer der DKAG liegt in einem Bereich, in dem theoretisch anaerober Abbau beginnen kann; gelöster Sauerstoff wurde nicht nachgewiesen. Sulfat wird durch Desulfurikation in Sulfid umgewandelt (quantitativer Nachweis). Methan wurde beim Öffnen der Grube nachgewiesen (Gaswarngerät). Desulfurikanten können Sulfat unter Nutzung von organischen Substraten (z. B. Acetat) oder unter Nutzung von Wasserstoff reduzieren [Svardal, 1991]. Wasserstoff wird von acetogenen Mikroorganismen gebildet und kann von methanogenen und sulfatreduzierenden Bakterien verwertet werden. Das Auftreten von Methan im Gasraum beweist, dass der Wasserstoffweg für die Desulfurikation prinzipiell zur Verfügung steht.

Zwischen den Anlagenteilen bestehen nur geringe Möglichkeiten zur Ausgasung (Turbulenz) von H_2S , so dass der wesentliche Teil des Sulfids in Lösung verbleibt. Aufgrund der im Zulaufschacht vorliegenden pH-Werte (i. M. 7,5...7,6) liegen rd. 25 % des gelösten Sulfids als H_2S vor, das ausgestrippt werden kann.

Das Sulfat stammt nahezu vollständig aus dem Trinkwasser. Die Desulfurikation ist unvollständig, da Sulfid und Sulfat gleichzeitig auftreten, was ein Indiz dafür ist, dass die Sulfidbildung im Klarwasserüberstand im Gegensatz zu Biofilm und zum Bodenschlamm eine untergeordnete Rolle spielt. Die Verringerung des organischen Anteils im CSB durch Desulfurikation wird durch die analytische Erfassung von Sulfid im CSB kompensiert. Anaerobe Abbauvorgänge wirken sich damit nur geringfügig auf die Ermittlung der einwohnerspezifischen Schmutzfrachten aus.

Infolge der Einflussfaktoren ist die Berechnung der einwohnerspezifischen Frachten mit Unsicherheiten verbunden, im Mittel aber als zutreffend einzuschätzen.

7.2 Belastungskennwerte des Bodenfilters

Die Konzentrationen im Zulaufschacht der Pflanzenkläranlage waren infolge der Re-zirkulation aus dem Ablauf und durch Denitrifikationsvorgänge (BSB) geringer als im Überstand der 1. Kammer der DKAG. Die Temperatur folgt im Wesentlichen dem Jahrgang (Abbildung 7.9). Schwankungen in der Leitfähigkeit und in der Konzentration der Abwasserparameter wurden durch das Rezirkulationsverhältnis und den Zutritt von Fremdwasser beeinflusst (Abbildung 7.9, Abbildung 7.10). Aus den Messungen lässt sich ableiten, dass rd. 10 % der Messwerte fremdwasserbeeinflusst sind. Der pH-Wert war 2012 und 2013 im Vergleich zu den Vorjahren gleichmäßiger ausgeprägt.

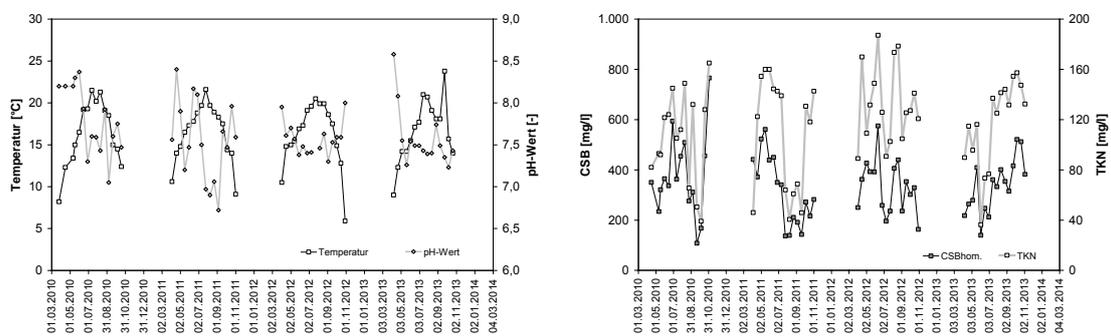


Abbildung 7.9: Beschaffenheit des Abwassers im Zulauf des Bodenfilters (Zulaufschacht)

Die CSB_{hom} -Konzentrationen erreichten maximal 770 mg/l (2010), lagen aber im Regelfall unterhalb von 500 mg/l. Die TKN-Konzentrationen lagen zu mehr als 60 % > 100 mg/l. Der Gehalt an suspendierten Stoffen war im Regelfall kleiner als 100 mg/l. In wenigen Fällen traten höhere Werte (max. 162 mg/l) auf, ohne dass eine Ursache dafür erkennbar war.

Im Jahr 2012 wurden höhere TKN-, NH_4-N -, und P_{ges} -Konzentrationen gemessen als in den Vergleichsjahren, die CSB_{hom} -Konzentrationen entsprachen dagegen weitgehend den Konzentrationen der anderen Jahre.

Das CSB/BSB_5 -Verhältnis änderte sich im Vergleich zur 1. Kammer (Abbildung 7.11). Insbesondere bei niedrigen Konzentrationen ist der Anteil des CSB_{hom} stärker ausgeprägt als bei höheren Konzentrationen. BSB_5 -Konzentrationen < 50 mg/l traten bei verstärktem Fremdwasserzutritt auf. Im Gegensatz dazu wurde das NH_4-N/TKN -Verhältnis nur unwesentlich beeinflusst (Abbildung 7.11).

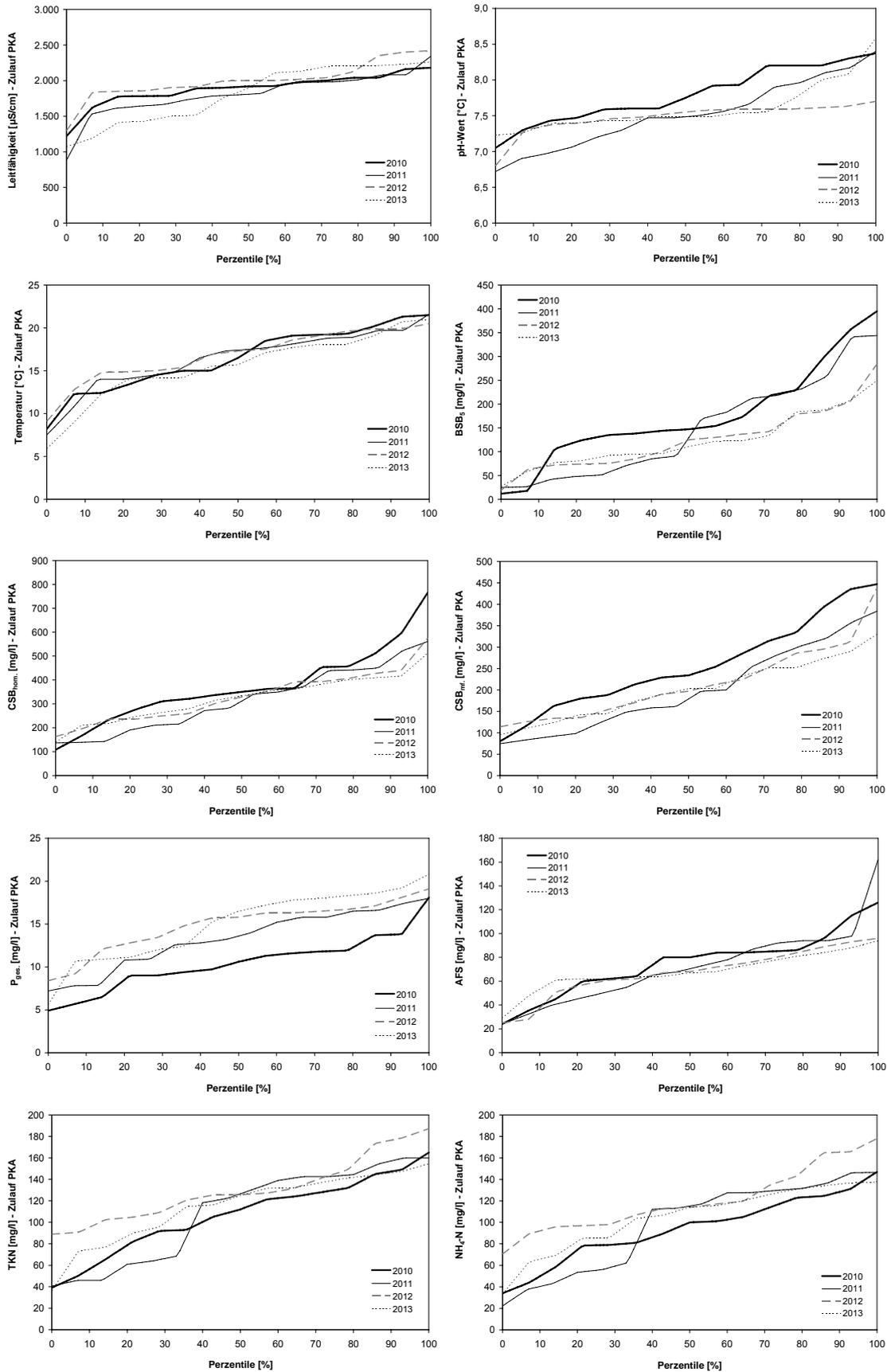


Abbildung 7.10: Konzentrationen im Zulaufschacht des Bodenfilters

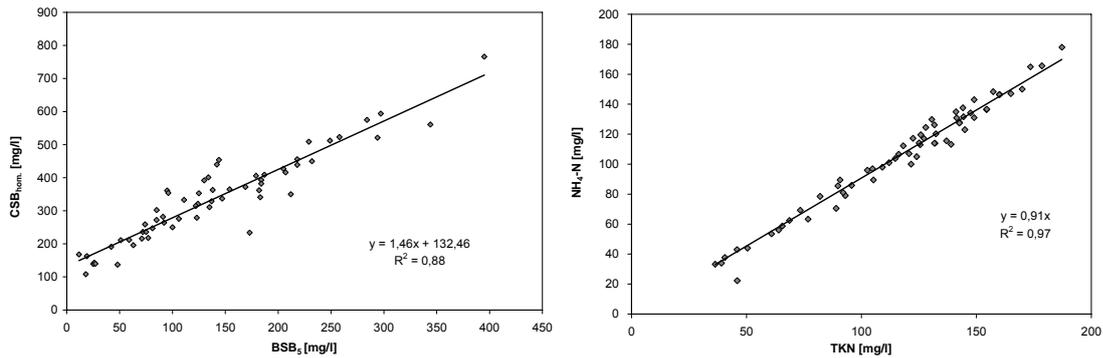


Abbildung 7.11: Konzentrationsverhältnisse im Zulaufschacht

Die ermittelten Frachten und Konzentrationen unterlagen infolge der wechselnden Auslastung des Kanuheims erheblichen Schwankungen (Abbildung 7.12). Die Stickstoffbelastung lag auf ähnlich hohem Niveau wie 2011, der Jahresmittelwert der P_{ges} -Frachten lag zwischen den für 2010 und 2011 ermittelten Werten. Die BSB_5 - und CSB -Frachten waren 2012 und 2013 i. M. niedriger als 2010 und 2011.

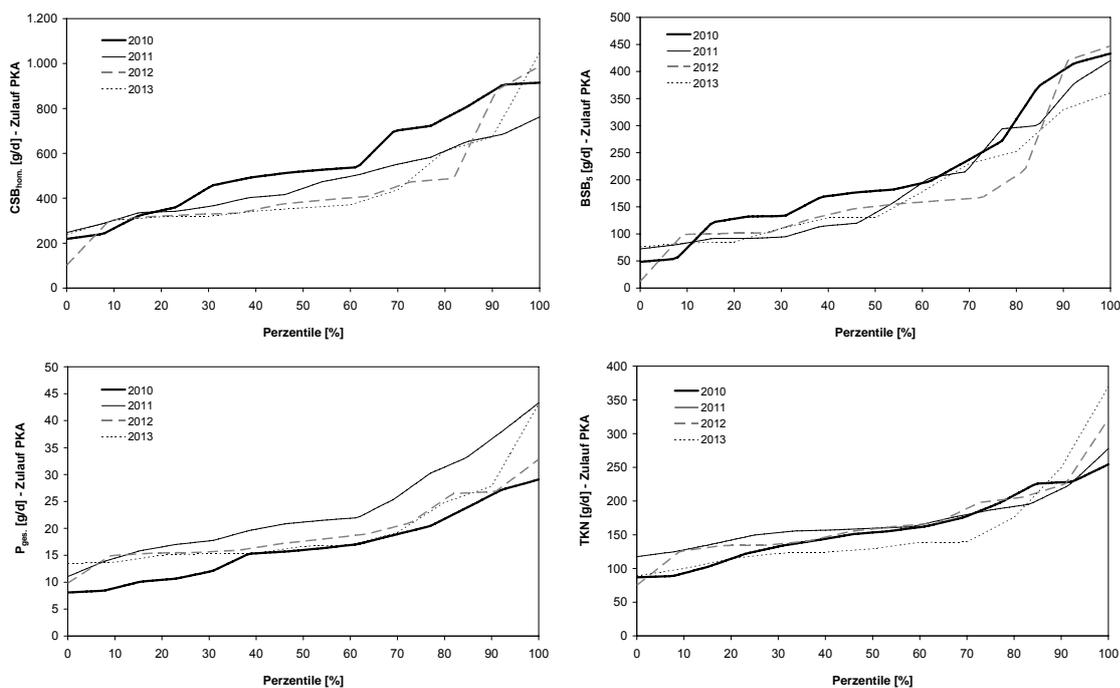


Abbildung 7.12: Frachten im Zulauf des Bodenfilters

Frachten inklusive Rückbelastung aus rezirkuliertem Abwasser,
 Ausnahme: Korrektur der CSB_{hom} -Fracht mit rezirkulierter CSB_{mf} -Fracht

Die nach DWA-A 262 (2006) zulässige CSB_{hom} -Flächenbeschickung ($27 \text{ g } CSB/(m^2 \cdot d)$) ist im Regelfall unterschritten worden (Abbildung 7.13). Während die Flächenbeschickung im Jahr 2010 zu 35 % überschritten wurde, waren es 2012 13 % und 2011 sowie 2013 20 bzw. 22 %. Die maximale Flächenbelastung lag mit $52 \text{ g } CSB/(m^2 \cdot d)$ um mehr als 90 % über dem zulässigen Wert. Die zulässige TKN-

Flächenbelastung (max. 10 g TKN/(m²·d)) wurde im Untersuchungszeitraum bezogen auf die einzelnen Jahre zu 10 % (2012) – 18 % (2013) überschritten (Abbildung 7.13).

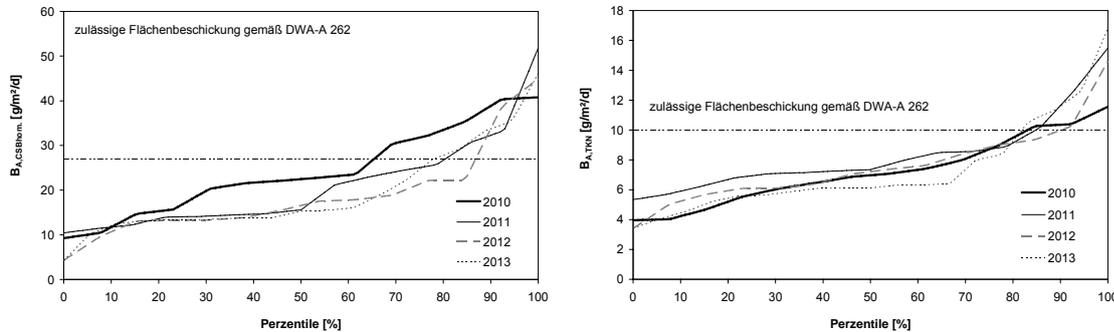


Abbildung 7.13: CSB_{hom}- und TKN-Flächenbelastung

Die Überlaststände sind kalkuliert, für CSB wurde allerdings eine höhere Belastung erwartet ($17 \text{ P} \cdot 41 \text{ g CSB}/(\text{P} \cdot \text{d})/22 \text{ m}^2 = 32 \text{ g CSB}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$). Die mittlere CSB-Flächenbelastung lag bei 21 g CSB/(m²·d), die mittlere TKN-Belastung bei 7,7 g TKN/(m²·d). Bei der Berechnung der CSB-Fracht im Zulaufschacht wurde der rezirkulierte gelöste CSB mit der Annahme, dass dieser dem inerten CSB entspricht und zu keiner abbaubaren Belastung führt, berücksichtigt.

Ausgehend von den dem Bodenfilter zugeführten Frachten und unter Berücksichtigung der rezirkulierten Frachten (CSB_{hom}, TKN, P_{ges}) ergeben sich folgende einwohnerspezifischen Frachten im Zulauf des Bodenfilters:

- 9,2 g TKN/(E·d),
- 0,9 g P_{ges}/(E·d),
- 28 g CSB_{hom}/(E·d).

Die einwohnerspezifische TKN-Fracht entspricht dem für die 1. Kammer der DKAG berechneten Wert nahezu vollständig. Für P_{ges} ergibt sich eine Abweichung von 11 % für CSB_{hom} von 32 %. Als Ursachen für die Abweichungen kommen infrage:

- anaerober Abbau von CSB in der DKAG,
- Abbau leicht abbaubarer C-Verbindungen durch Denitrifikation im Zulaufschacht durch die Rezirkulation von nitrathaltigem Abwasser,
- weitergehende Sedimentation von partikulär gebundenem Phosphor,
- Ungenauigkeiten durch die Art der Probenahme (Stichproben im 2-Wochen-Intervall),

- Rücklösung von Stickstoff infolge anaerober Umsatzprozesse im sedimentierten Schlamm.

Die hydraulische Belastung lag teilweise erheblich über der nach DWA-A 262 (2006) zulässigen Belastung (80 l/(m²·d)). In den ersten beiden Betriebsjahren wurde die zulässige hydraulische Belastung zu jeweils etwa 40 % überschritten, in den Folgejahren zu 15 % bzw. 7 % (Abbildung 7.14). Überlastungszustände traten bei zu hoch eingestellten Rezirkulationsverhältnissen (Abbildung 7.15) und als Folge von Fremdwassereinbrüchen auf. In den letzten beiden Betriebsjahren war der Fremdwasserzutritt in der Saison vglw. moderat und die Rezirkulationsverhältnisse im vorgesehenen Bereich bei 50...65 % bezogen auf den Anlagenabfluss. Die sich aus der Schmutzwassermenge (Trinkwasserverbrauch) ergebende Überschreitungshäufigkeit lag bei maximal 5 % (2011). Insgesamt war die Kläranlage im dritten und im vierten Betriebsjahr gleichmäßiger hydraulisch belastet als in den beiden Vorjahren.

In Kleinkläranlagen wird der Zufluss von Fremdwasser normalerweise ausgeschlossen. Der Betrieb der Anlage in Lübbenau weicht damit vom regelkonformen Kleinkläranlagenbetrieb ab. Darüber hinaus führt die Rezirkulation von gereinigtem Abwasser in die 3. Kammer der Vorklärung zur Erhöhung der hydraulischen Belastung. Rezirkulationsvolumenströme sollten hydraulisch begrenzt und in der Bemessung berücksichtigt werden.

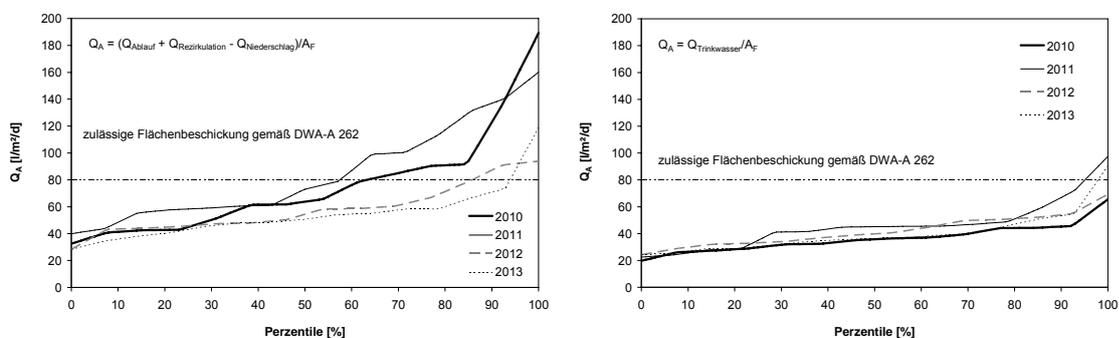


Abbildung 7.14: Hydraulische Belastung des Bodenfilters

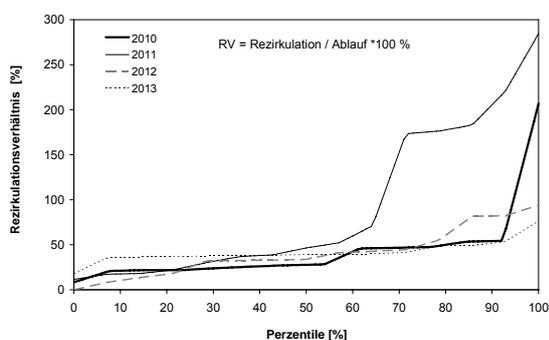


Abbildung 7.15: Rezirkulationsverhältnis

7.3 Ablaufwerte und Reinigungsleistung

7.3.1 Elimination von CSB, BSB₅, AFS und P_{ges}

Die Temperaturen im Ablauf der Kläranlage waren in den ersten drei Jahren mit jeweils i. M. 16 °C etwas höher als im Jahr 2013 mit i. M. 15 °C. Der pH-Wert lag in den Jahren 2011 – 2013 mit Mittelwerten von 6,5 – 6,7 unter dem Jahresmittelwert 2010 mit 7,1 (Abbildung 7.16). Die pH-Werte im Ablauf unterliegen nur einer geringen Schwankungsbreite, die Temperaturen folgen dem Jahrgang. Die Leitfähigkeit im Ablaufschacht nahm im Vergleich zur Leitfähigkeit im Zulaufschacht um 30 % ab ($LF_{AS} = 0,70 \cdot LF_{ZS} + 294$, $R^2 = 0,85$).

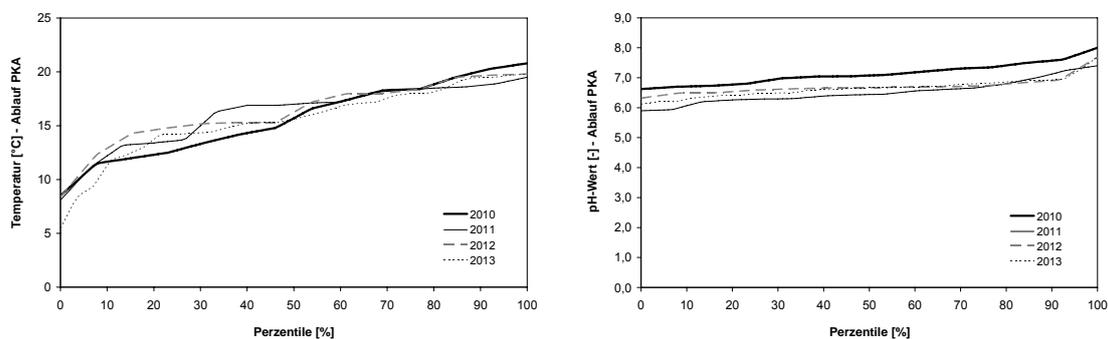


Abbildung 7.16: pH-Werte und Temperaturen im Kläranlagenablauf

Die Ablaufwerte des Bodenfilters lagen stets unter den für Anlagen mit Typ-C-Zulassung geltenden Überwachungswerten (Stichproben: $CSB_{hom} = 150$ mg/l, $BSB_5 = 40$ mg/l; Mischproben: $CSB_{hom} = 100$ mg/l, $BSB_5 = 25$ mg/l) [DIBt, 2009]. Überwachungsrelevant sind BSB_5 und CSB_{hom} . Alle anderen Parameter wurden zur Beurteilung des Betriebsverhaltens der Anlage erfasst.

Die Ablaufkonzentrationen für CSB_{hom} lagen im gesamten Zeitraum zwischen 43 mg/l und 107 mg/l, i. M. bei 72 mg/l, für BSB_5 zwischen < 5 mg/l und 19 mg/l, i. M. bei 7,3 mg/l (Abbildung 7.19). Unabhängig von der Anlagenbelastung und den Witterungsbedingungen hat die Anlage stets die Anforderungen (Probenahme in Stichproben) erfüllt.

Auffällig ist der Anstieg der Jahresmittelwerte für CSB_{hom} , CSB_{mf} , AFS und P_{ges} bis 2012 und dem Sinken der CSB_{hom} -, CSB_{mf} - und AFS-Konzentrationen im Jahr 2013 auf das Niveau von 2010.

Die höchsten Wirkungsgrade¹ traten im 1. Betriebsjahr auf, da infolge der freien Adsorptionskapazität des unbeladenen Filtermaterials verstärkt gelöste Substanzen aus

¹ Ermittlung des Wirkungsgrades: $ETA_x = (1 - (C_{x,AB} \cdot Q_{AB} / ((C_{x,ZS} \cdot (Q_{AB} + Q_{RZ} - Q_{RW}) - (C_{x,AB} \cdot Q_{RZ})))) \cdot 100$

dem Abwasser eliminiert wurden. Der scheinbare Wirkungsgradverlust im 2. Betriebsjahr ist damit nicht auf die Abnahme der biologischen Umsatzprozesse zurückzuführen. Die Unterschiede zwischen den Mittelwerten der Jahresscheiben sind gering. Beim BSB trat ebenso wie beim CSB_{hom} in den letzten 3 Jahren keine deutliche Veränderung der Eliminationsleistung auf. Der BSB_5 -Wirkungsgrad (Abbildung 7.21) war in allen Jahren im Regelfall größer als 95 %, der CSB_{hom} -Wirkungsgrad lag zwischen 80 und 85 %. Im Gegensatz dazu nahm der Wirkungsgrad der Elimination gelöster Substanzen (CSB_{mf}) zu und stieg von i. M. 70 % (2011) auf i. M. 80 % (2013).

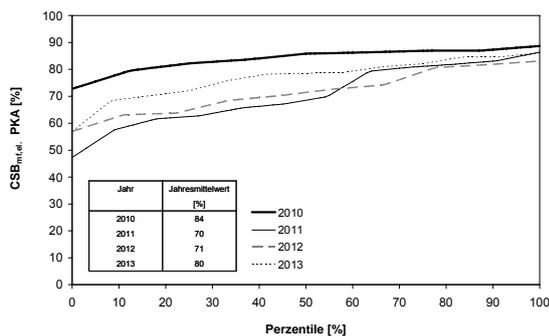


Abbildung 7.17: Wirkungsgrad der CSB_{mf} -Elimination

Die P_{ges} -Konzentrationen sind im Vergleich zu den ersten beiden Betriebsjahren gestiegen, der Wirkungsgrad unterlag deutlichen Schwankungen (Abbildung 7.19, Abbildung 7.21). Während im 1. und 4. Betriebsjahr i. M. rd. 20 % des P_{ges} eliminiert wurde, sank der Wirkungsgrad im 2. Jahr auf 16 % und im 3. Jahr auf 8 %. Im Mittel traten niedrige P_{ges} -Konzentrationen bei niedrigen AFS-Konzentrationen auf, allerdings besteht mit Ausnahme des 1. Betriebsjahres kein direkter Zusammenhang zwischen AFS und P_{ges} im Ablauf.

Die P_{ges} -Ablaufmengen haben sich von 2010 bis 2014 im Mittel erhöht. Die Zulaufmengen sind in diesem Zeitraum allerdings ebenfalls gestiegen (Abbildung 7.18). Beim Vergleich der Zu- und Ablaufmengen fremdwasserunbeeinflusster Wertepaare ergibt sich im 4-Jahresmittel ein mittlerer Wirkungsgrad von 20 % ($R^2 = 0,76$, 42 Wertepaare). Die Korrelation wird durch folgende Faktoren beeinflusst:

- *Zulaufmengen:*

Hohe Zulaufmengen ($> 20 \text{ g } P_{ges}/\text{d}$, ohne rezirkulierte Fracht, entsprechende Netto-Flächenbelastung $> 0,91 \text{ g } P_{ges}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$) führen zu einem Wirkungsgrad von rd. 35 %, entweder durch ein stärkeres P-Bedarf durch ein erhöhtes Biomassewachstum und/oder die verstärkte (mglw. temporäre) Einlagerung partikulär vorliegender P-Verbindungen durch eine verstärkte Feststoffbeschickung des Bodenfilters.

- *Saisonbeginn:*

Zu Saisonbeginn wird im Regelfall ein höherer P-Wirkungsgrad erreicht (30 – 50 %), als im weiteren Verlauf der Saison.

- *Hydraulische Belastung:*

An eine hohe hydraulische Belastung (Fremdwasser, Niederschläge) schließt sich i. R. eine Phase mit höherem P-Wirkungsgrad an.

Unter Berücksichtigung der genannten Faktoren (Wertepaare mit ähnlicher hydraulischer Belastung, Vernachlässigung Saisonbeginn und von P-Frachten > 20 g/d) verringert sich der mittlere Wirkungsgrad für die P-Elimination von 20 % auf 13 %.

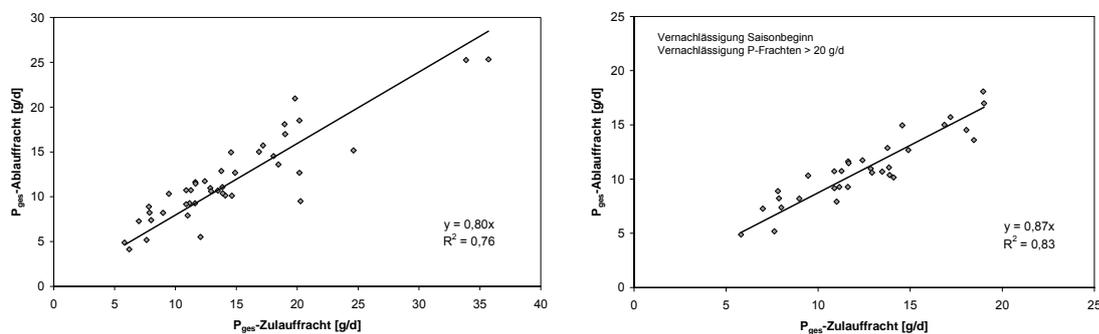


Abbildung 7.18: Abhängigkeit der P-Elimination von der P-Zulaufkraft

Von 2010 bis 2012 stieg der Jahresmittelwert der ausgetragenen partikulären Stoffe (Abbildung 7.20). 2010 lag die mittlere AFS-Ablaufkraft bei 10 g/d, 2011 bei 12 g/d und 2012 bei 18 g/d. 2013 trat mit 14 g/d ein leichter Rückgang ein. Dem entsprechend ist der Wirkungsgrad der AFS-Elimination bis 2012 gesunken und hat sich anschließend stabilisiert. Da mit der Zeit ein Teil des ÜSS aus dem Bodenkörper ausgetragen wird, sinkt scheinbar der Wirkungsgrad.

Bis zum 60%-Perzentil ist die Verteilung der abgegebenen Frachten der einzelnen Jahre ähnlich. Die Unterschiede zwischen den Jahresscheiben werden im Wesentlichen durch die Daten oberhalb des 60%-Perzentils beeinflusst (Abbildung 7.20). Ein Trend über das zeitliche Auftreten hoher AFS-Ablaufwerte besteht nicht. Bisher beeinflusste die Einlagerung von Feststoffen das Korngefüge des Filtermaterials nicht messbar, da die aus 4 Sandproben (1 Vergleichsproben aus dem Filtersand zum Zeitpunkt des Anlagenbaus, 3 Proben zu unterschiedlichen Zeitpunkten aus dem Filterbett) erstellten Sieblinien nahezu identisch sind.

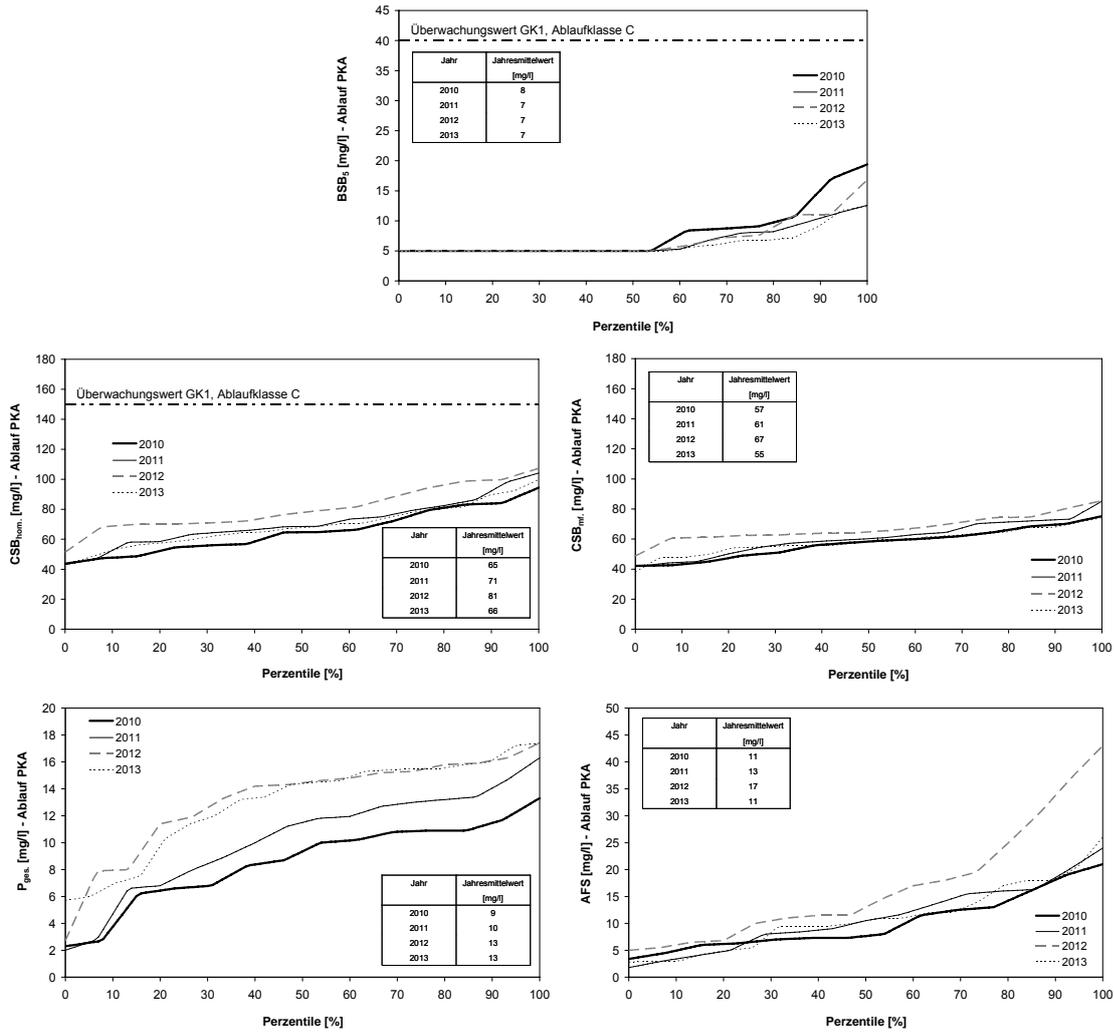


Abbildung 7.19: Konzentrationen im Ablaufsammelschacht

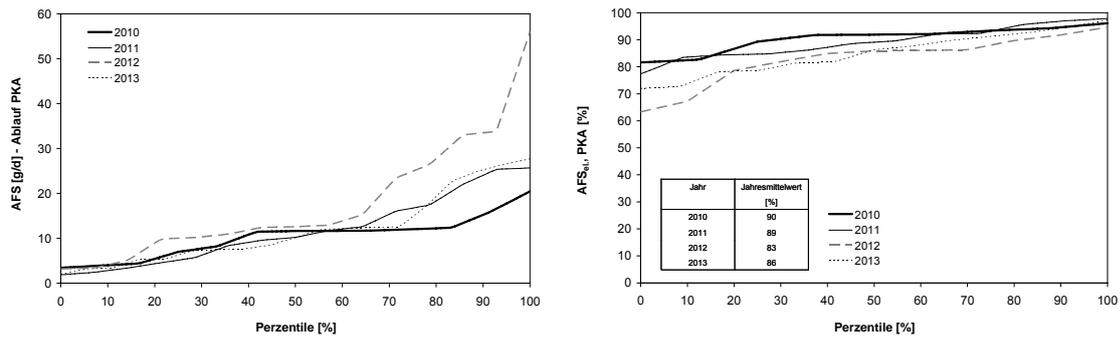


Abbildung 7.20: Ablauffracht² und Eliminationsgrad³ der partikulären Substanzen

² alle Werte

³ Vernachlässigung von fremdwasserbeeinflussten Werten

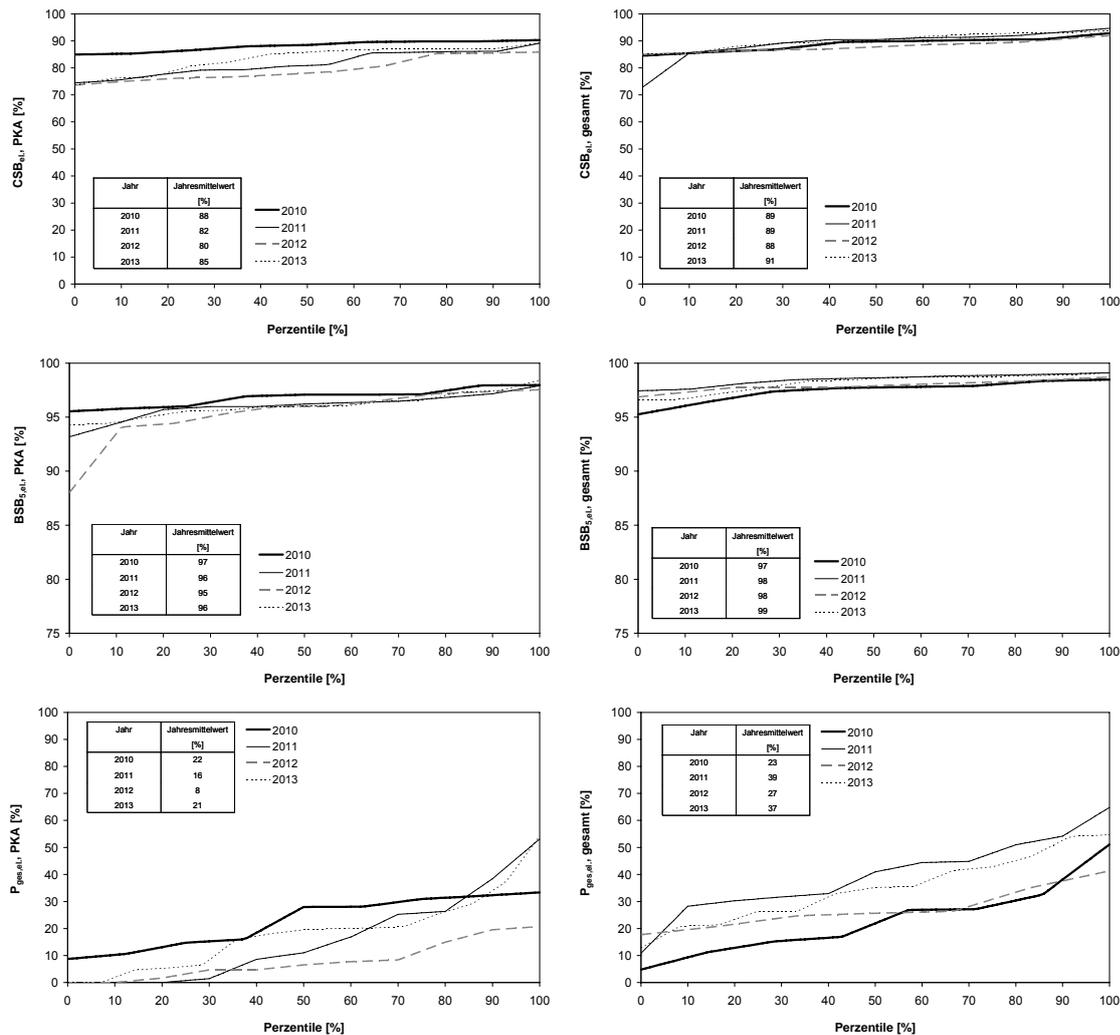


Abbildung 7.21: Eliminationsleistung des Pflanzenbeetes und der Gesamtanlage

Unabhängig davon war der Wirkungsgrad der gesamten Anlage (Zulauf Ausfallgrube – Ablaufschacht Pflanzenbeet) hoch (Abbildung 7.21). Der mittlere Wirkungsgrad lag bei rd. 89 % für CSB_{hom} und > 96 % für BSB₅. Der Gesamtwirkungsgrad für P_{ges} lag zwischen 23 und 40 %. Aufgrund der langen Verweilzeit des Abwassers in der Ausfallgrube liegen keine korrespondierenden Proben in der 1. Kammer der Ausfallgrube und im Ablaufschacht vor.

Der rechnerische, frachtbezogene Wirkungsgrad der Ausfallgrube erreichte i. M. 42 % für CSB_{hom}. Eine nachweisbare Korrelation mit der Temperatur bestand nicht. Der Wirkungsgrad wurde um die in die 3. Kammer der Ausfallgrube rezirkulierte CSB-Fracht korrigiert. Auch hier ist zu berücksichtigen, dass die Proben aus der 1. Kammer der Ausfallgrube nicht mit den aus dem Zulaufschacht entnommenen Proben korrespondieren.

7.3.2 Elimination der Stickstoffverbindungen

7.3.2.1 Nitrifikation

Da die Kläranlage zur Einhaltung der für Ablaufklasse C geltenden Überwachungswerte zugelassen ist, bestehen keine Anforderungen für Stickstoff.

Seit Betriebsbeginn traten vglw. hohe Nitrit-Ablaufkonzentrationen auf, die im Bereich von 0,4 – 55 mg NO₂-N/l lagen (Abbildung 7.22). Die NO₂-N-Jahresmittelwerte sanken von 26,4 mg/l im Jahr 2010, über 21,2 mg/l (2011) und 8,1 mg/l (2012) auf 2,1 mg/l im Jahr 2013. Im Vergleich dazu sind die NO₃-N-Jahresmittelwerte von 31,5 mg/l (2010) über 39,1 mg/l (2011) auf 55 mg/l (2012) bzw. 53 mg/l (2013) gestiegen (Abbildung 7.22). Die Temperaturen lagen unabhängig von der Saison bis Anfang Mai im Ablaufschacht unter 12 °C, danach bis Saisonende über 12 °C.

Die mittleren Konzentrationen des reduzierten Stickstoffs waren in den Jahren 2010 sowie 2012 und 2013 ungefähr gleich hoch (i. M. 36 – 39 mg/l NH₄-N), im Jahr 2011 mit 22 mg/l NH₄-N dagegen deutlich niedriger (Abbildung 7.22). Im Gegensatz zur Gesamtkonzentration des oxidierten Stickstoffs (NO₂-N + NO₃-N) haben sich die Anteile an NO₂-N und NO₃-N geändert (Abbildung 7.22). Das NH₄-N/TKN-Verhältnis lag im Ablauf bei 0,92 (R² = 0,97), rd. 8 % des reduzierten Stickstoffs lag partikulär vor.

Im 3. und 4. Betriebsjahr sanken die Nitritablaufwerte deutlich, ohne dass Änderungen am Betriebsregime erfolgten. Im Vergleich zur zugeführten Stickstofffracht ist der Anteil des vollständig nitrifizierten Stickstoffs von i. M. 32 % (2010) über i. M. 44 % (2011) und i. M. 62 % (2012) auf i. M. 68 % (2013) gestiegen, der Anteil des unvollständig nitrifizierten Stickstoffs ist von i. M. 35 % (2010, 2011) auf i. M. 3 % (2013) gesunken (Abbildung 7.23). Der Anteil des oxidiert vorliegende Stickstoffs (NO₂-N + NO₃-N) ist weitgehend gleich geblieben (2010: 67 %, 2011: 80 %, 2012: 72 %, 2013: 71 %, Abbildung 7.24). Der Anteil des nicht nitrifizierten Stickstoffs lag 2010 bei i. M. 28 %, 2011 bei i. M. 16 %, 2012 bei i. M. 23 % und 2013 bei i. M. 24 %. Der Wirkungsgrad für die NH₄-N-Elimination war 2011 am höchsten. Gleichzeitig traten aber auch die höchsten gemessenen NO₂-N-Konzentrationen auf.

Bezogen auf das Reaktionsvolumen der PKA wurden in den letzten beiden Jahren 6,4 g/m_{PKA}³ bzw. 7,1 g/m_{PKA}³ des zugeführten TKN vollständig nitrifiziert. Unter Berücksichtigung des teiloxidiert vorliegenden Stickstoffs wurden 7,4 g/m_{F,ges.}³ bzw. 7,5 g/m_{F,ges.}³ des zugeführten TKN (teil-)oxidiert. Die Ausdehnung des für die Nitrifikation wirksamen Filterhorizonts liegt bei 20 cm [von Felde und Kunst, 1997] – 40 cm [Boller et al., 1993]. Dementsprechend wurden 2012 und 2013 rd. 26 g TKN/m_{F,NI}³ oxidiert, davon 86 % (2012) und 96 % (2013) vollständig.

Die Nitrifikation hat sich stabilisiert, erreicht aber aufgrund vglw. hoher Anteile nicht nitrifizierten Stickstoffs noch nicht die für vertikal durchströmte PKA typische Nitrifikationsleistung im Bereich von 85 – 90 % [vgl. Schönborn et al., 1995; Nowak und Heise, 2007].

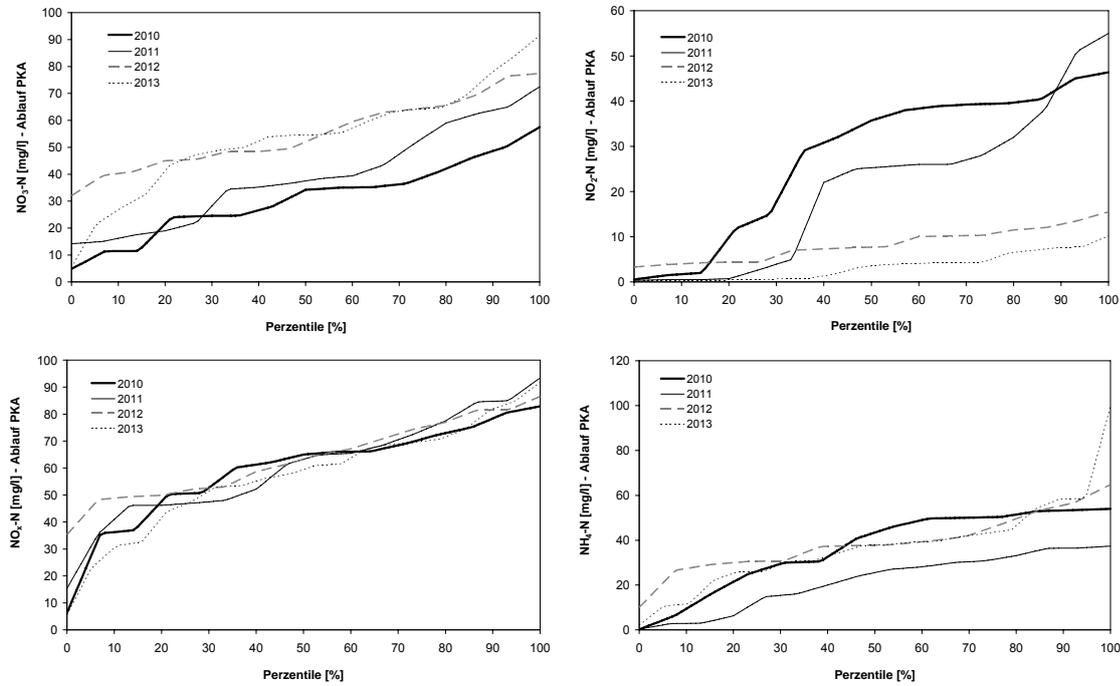


Abbildung 7.22: Stickstoffparameter im Anlagenablauf

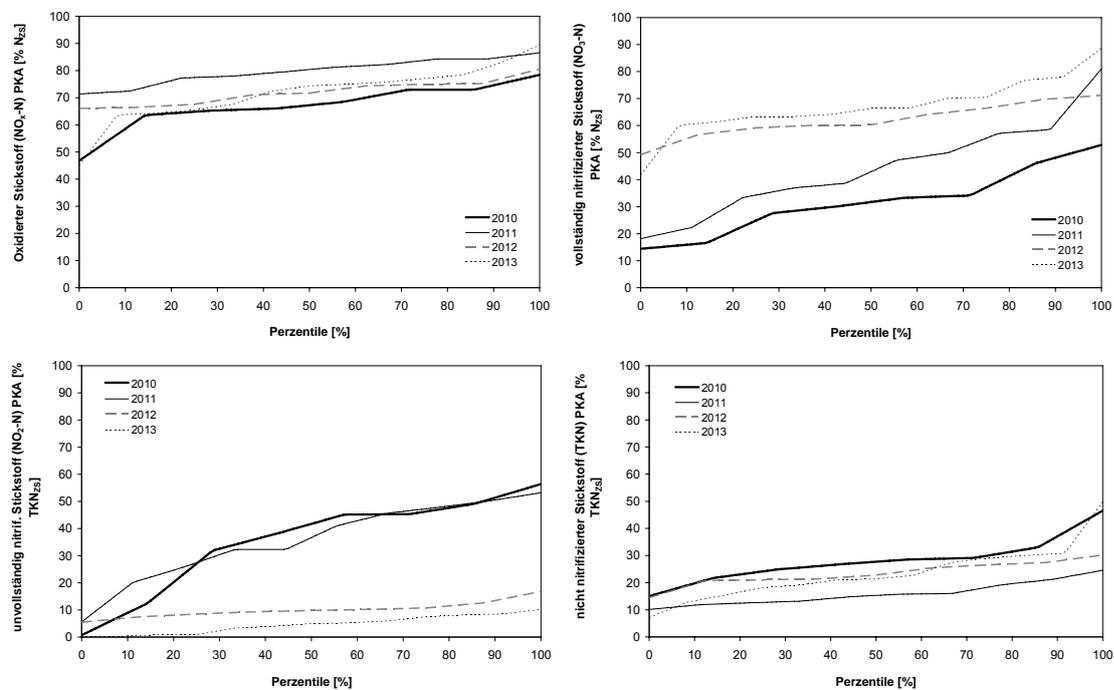


Abbildung 7.23: Anteile der Stickstoffspezies im Ablauf im Vergleich zum TKN im Zulauf des Pflanzenbeetes

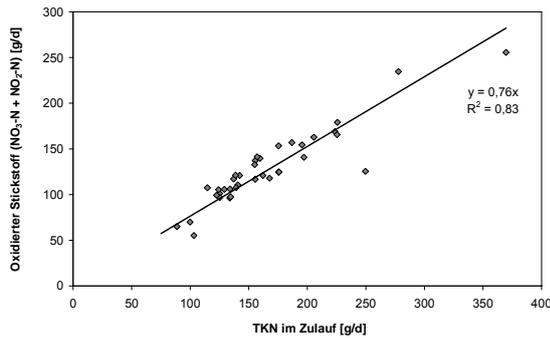


Abbildung 7.24: Korrelation zw. oxidiertem Stickstoff im Ablauf und dem reduzierten Stickstoff im Zulauf

Problematisch für die Einhaltung der Überwachungswerte ist NO₂ insofern, dass es als CSB erfasst wird. Wenn Nitrit nicht standardmäßig bestimmt wird, kann unter ungünstigen Bedingungen eine Überschreitung der zulässigen CSB-Überwachungswerte auftreten, obwohl der nitritbereinigte CSB-Wert unterhalb des Überwachungswertes liegt. Im Untersuchungszeitraum wäre ohne Kontrolle der Nitritkonzentrationen eine Überschreitung mit 167 mg CSB_{hom}/l (Stichprobe) aufgetreten. Es wird empfohlen, bei Überschreitungen Nitrit aus einer konservierten Probe nachträglich zu bestimmen, um Fehleinschätzungen bei den Ablaufwerten zu korrigieren.

Hohe Nitritkonzentrationen können durch die Erhöhung des Rezirkulationsverhältnisses gesenkt werden. Für eine deutliche Verringerung der Nitritwerte sind hohe Rezirkulationsverhältnisse von > 150 % erforderlich (Abbildung 7.25). Die Elimination des Nitrits erfolgt durch Denitrifikation in der Ausfallgrube. Da die Nitritkonzentrationen nur zeitverzögert sanken, ist anzunehmen, dass ein weiterer Faktor die Nitritbildung bzw. die Hemmung der Nitrifikation beeinflusste.

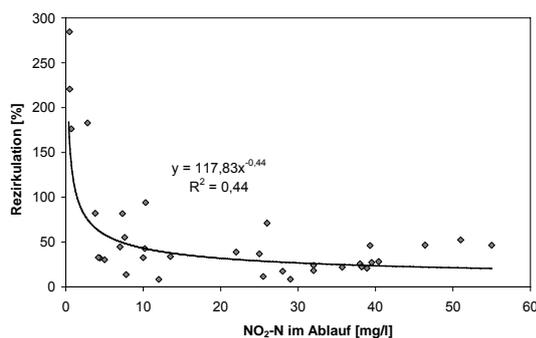


Abbildung 7.25: Einfluss des RZ-Verhältnisses auf die Nitritkonzentrationen

Für die Hemmung der Nitrifikation kommen folgende Ursachen in Betracht:

- *Überschreitung der zulässigen TKN-Flächenbelastung:*

Die Überschreitungshäufigkeit von < 20 % kommt als ausschließliche Ursache für die fortgesetzte Nitritproduktion insbesondere in den ersten 2 Jahren nicht in Frage. Bei

hohen Flächenbelastungen stiegen im 4. Betriebsjahr die $\text{NO}_2\text{-N}$ -Ablaufwerte tendenziell an. In den ersten Betriebsjahren wurde dieser Effekt durch die dauerhaft hohen Nitritwerte überlagert.

- **Säurekapazität:**

Die Säurekapazität im Zulauf zum Bodenfilter wurde im Zuge der Nitrifikation im Regelfall nicht verbraucht. Es verblieb eine Restsäurekapazität von i. M. 3,0 – 4,6 mmol/l. Die für eine vollständige Nitrifikation noch zur Verfügung stehende Säurekapazität würde nicht in allen Fällen für die Ammoniumoxidation ausreichen. Der reale Verbrauch liegt um den Faktor 1,3 über dem nach ATV-DVWK-A 131 (2000) berechneten theoretischen Bedarf⁴ (Abbildung 7.26).

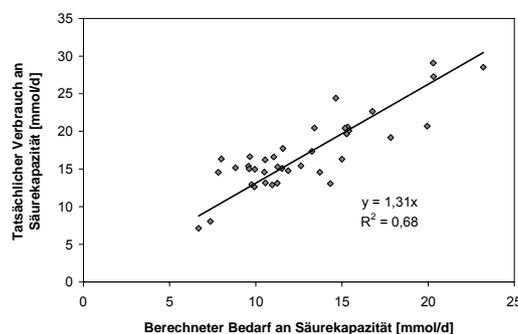


Abbildung 7.26: Gegenüberstellung des theoretisch bestehenden Bedarfs und dem realen Verbrauch an Säurekapazität

- **Ammoniak:**

In Abhängigkeit des pH-Wertes liegen NH_4 und NH_3 im Abwasser vor. Je höher der pH-Wert ist, desto mehr NH_3 wird in Abhängigkeit der Temperatur gebildet. Im Zulaufschacht liegt < 1...6 % des reduzierten Stickstoffs als NH_3 vor. Die sich ergebenden Ammoniakkonzentrationen liegen im 1. Jahr i. M. bei 1,8 mg $\text{NH}_3\text{-N/l}$ (0,1 – 4,9 mg/l), im 2. Jahr auch i. M. bei 1,8 mg $\text{NH}_3\text{-N/l}$ (0,2 – 6,4 mg/l) und im Jahr 2012 i. M. bei 1,1 mg $\text{NH}_3\text{-N/l}$ (0,6 – 1,8 mg/l). Die Ammoniakkonzentrationen sind prinzipiell dazu geeignet eine (Teil-)Hemmung hervorzurufen. Ein direkter Zusammenhang zwischen NH_3 -Konzentration und $\text{NO}_2\text{-N}$ -Ablaufkonzentration wurde nicht nachgewiesen. Sowohl die Ammoniumoxidation durch *Nitrosomonas* als auch die Nitritoxidation durch *Nitrobacter* werden durch Ammoniak gehemmt, *Nitrobacter* bspw. ab Konzentrationen von < 1 mg $\text{NH}_3\text{-N/l}$ [Balmelle et al., 1992]. Die NH_3 -Jahresmittelwerte 2010 und 2011 liegen mit jeweils 1,8 mg $\text{NH}_3\text{-N}$ über dem Jahresmittelwert 2012 mit 1,1 mg $\text{NH}_3\text{-N/l}$. Dies erklärt das ähnliche Betriebsverhalten in den ersten beiden Jahren nur zum Teil. Zum einen lässt das Ansteigen des vollständig oxidiert vorliegenden Stickstoffs den Schluss zu, dass sich die Biomasse noch im Wachstum befindet, zum anderen treten rechnerisch an PKA, die häusliches Abwasser behandeln, ähnliche Hemmkonzentrationen auf, ohne dass die Nitrifikation so stark beeinträchtigt ist wie in

⁴ Da die Säurekapazität während der Nitrifikation bereits während der Nitritbildung verbraucht wird, wurde anstelle von Nitrat mit der Summe aus Nitrit und Nitrat gerechnet.

Lübbenau. Darüber hinaus führt die Nitrifikation im Bodenkörper zum Absinken des pH-Wertes, so dass der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Anteil und damit die potentielle Hemmwirkung wieder sinken. Allerdings kann das gebildete Nitrit zur Hemmung der *Nitrobacter* führen. Zusätzlich führen niedrige pH-Werte zur Hemmung von *Nitrobacter* und *Nitrosomonas*, wobei *Nitrosomonas* bereits unter $\text{pH} = 7,5$ gehemmt wird. Die im Ablauf der PKA gemessenen pH-Werte (5, 9 – 8,0, i. M. 6,8) schließen eine Hemmung der Ammoniumoxidation durch geringe pH-Werte zumindest nicht aus.

- **Sulfid:**

Im Zulaufschacht lagen bis zu 90 mg/l Sulfid vor (Desulfurikation von im Trinkwasser enthaltenen Sulfat; Sulfatgehalt im Trinkwasser liegt geogen bedingt bei bis zu 345 mg/l). Für das 3. und 4. Betriebsjahr bestand ein Zusammenhang zwischen Nitrit im PKA-Ablauf und der Sulfidkonzentration im Zulaufschacht (Abbildung 7.27). Der Zusammenhang war für Nitritkonzentrationen $> 2 \text{ mg/l}$ gültig. In den ersten beiden Betriebsjahren wurden keine Sulfidbestimmungen durchgeführt. Das zugeführte Sulfid wurde anschließend im Pflanzenbeet vollständig oxidiert, da die Sulfidkonzentrationen im Ablauf ausnahmslos unter der Nachweisgrenze lagen.

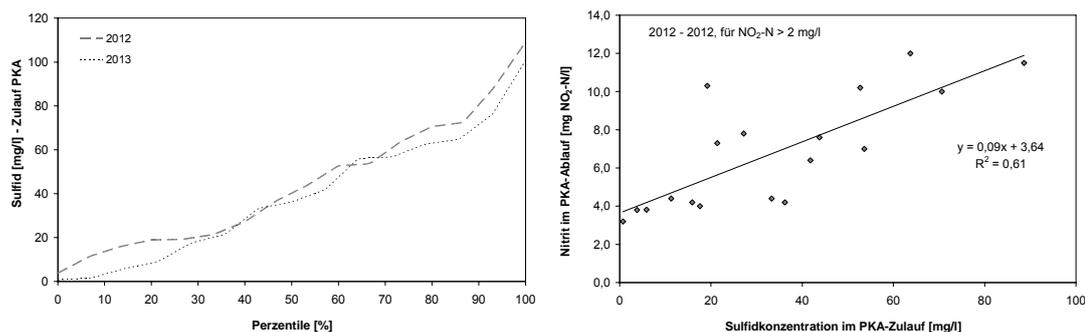


Abbildung 7.27: Sulfidkonzentrationen im Zulaufschacht, Sulfatkonzentrationen im Zulauf- und im Ablaufschacht

- **Sauerstoffmangel:**

Eine Unterversorgung mit Sauerstoff konnte messtechnisch nicht nachgewiesen werden. Sowohl im Ablaufschacht als auch im abfließenden Abwasser (Drainagerohr) war Sauerstoff enthalten. Die Messungen sind nicht repräsentativ, da sie von verschiedenen Faktoren beeinflusst werden (z. B. Wiederbelüftung im Schacht).

Sauerstoffmangel kann durch die Behinderung des Gasaustauschs als Folge von hohem Wassergehalten im Beet auftreten z. B. infolge von Regenereignissen [Lützner et al., 2001]. Eine hohe hydraulische Belastung kommt als Hauptgrund für die Nitritanreicherung in den ersten beiden Jahren nicht in Frage, da unabhängig davon die $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen im Laufe der Jahre gesunken sind.

Der Sauerstoffbedarf setzt sich aus dem Bedarf für die Oxidation des zugeführten Stickstoffs (TKN), der organischen Verbindungen (CSB) und für die Oxidation des Sulfids (im CSB enthalten) zusammen. Die Sauerstoffzufuhr erfolgt über Konvektion

und Diffusion. Rechnerisch ergeben sich in Anlehnung an *Lützner et al. (1998)* für alle 4 Jahresscheiben Defizite in der Sauerstoffversorgung. In den ersten 3 Jahren ist ein Trend zwischen berechnetem Sauerstoffdefizit und Nitritkonzentration im Ablauf nachweisbar, im 4. Jahr nicht. Die Streuung der Werte ist vglw. groß. Die mittleren Jahresdefizite lagen rechnerisch zwischen 100 und 250 g O₂/d.

Obwohl der Sauerstoffbedarf in den vier Jahren in etwa gleich groß war, haben sich unterschiedliche Oxidationsstufen für den Stickstoff herausgebildet. Die Sauerstoffzufuhr ist zwar begrenzt, kann aber nicht als Grund für die starke Nitritbildung gelten, da bspw. zwischen Sulfid und Nitritkonzentration ein direkter Zusammenhang besteht (Abbildung 7.27).

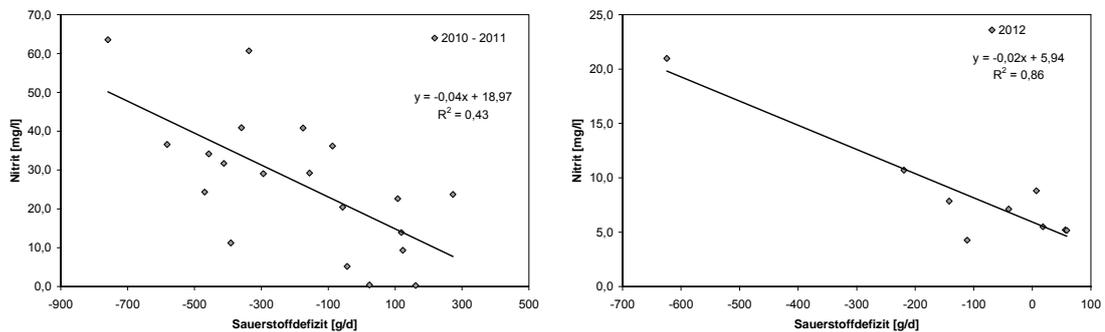


Abbildung 7.28: Abhängigkeit der Nitritkonzentration vom Sauerstoffdefizit

Für die Verbesserung der Nitrifikation kommt die Etablierung einer abbauwirksamen Biomasse durch die Anpassung der Nitrifikanten an hohe Sulfidkonzentrationen und Ammoniakkonzentrationen in Betracht.

Der Einfluss von Kolmationsvorgängen auf die Erhöhung der hydraulischen Verweilzeit im Filterkörper wird zum gegenwärtigen Zeitpunkt als gering eingeschätzt, da sich aus der Sieblinie keine signifikanten Änderungen am Korngefüge ablesen lassen.

In der Praxis können ähnlich hohe Nitritkonzentrationen auftreten, wie die in den ersten zwei Jahren beobachtet wurden. Allerdings sind in der Fachliteratur dazu nur wenige bzw. unspezifische Angaben enthalten [z. B. *Wübbenhorst et al., 2000*]. Die vorliegenden Informationen zu Nitritablaufwerten von PKA an Autobahnratstätten oder PKA mit gewerblichen Zuflüssen haben informellen Charakter.

An mit häuslichem bzw. vergleichbarem Abwasser beschickten PKA ist Nitrit im Ablauf festgestellt worden, allerdings in geringeren Konzentrationen als in den ersten 3 Jahren beobachtet wurde:

- max. 4,5 mg NO₂-N/l, 600 m², 300 EW, kommunales Abwasser, vertikal durchströmte PKA [*Lützner et al., 2001*],

- 0,45 mg NO₂-N/l, 320 m², 80 EW, Zeltplatz, 2-stufig vertikal durchströmte PKA, 1 x SP,
- 0,10 – 0,51 mg NO₂-N/l, 22 m², 4 EW, Eigenheim, vertikal durchströmte PKA, 7 x 24-h-MP,
- 0,05 – 0,68 mg NO₂-N/l, 28 m², 7 EW, Eigenheim, vertikal durchströmte PKA, 3 x 24-h-MP.

Ausgehend von der rechnerisch möglichen Sauerstoffzufuhr ist es nicht möglich den Sauerstoffbedarf zu decken. Das Sauerstoffdefizit wird maßgeblich durch doppelt so hohe TKN-Zulaufmengen als erwartet wurde sowie durch hohe Sulfidmengen verursacht. Im Jahresmittel 2013 konnten nur rd. 80 % des Sauerstoffbedarfs gedeckt werden. Der Sauerstoffmangel beeinflusst die CSB- und Sulfidelimination nicht, dafür aber die Nitrifikation. Im Jahr 2013 lagen rd. 70 % des zugeführten Stickstoffs in oxidiertem Form vor, rd. 25 % waren im TKN des Ablaufs enthalten. Eine Steigerung der Nitrifikation ist rechnerisch nicht möglich. Da die zur Berechnung der Sauerstoffversorgung zugrunde liegenden Ansätze empirischer Natur sind und z. B. den Einfluss der Temperatur vernachlässigen [Lützner *et al.*, 1998], ist eine abweichende Entwicklung in der Praxis denkbar.

7.3.2 Denitrifikation

Die im Filterbett des Pflanzenbeets denitrifizierte/denitrierte Fracht lag 2010 i. M. bei 18 %, in den Folgejahren bei 23 – 24 % (Abbildung 7.29) und damit im Bereich von publizierten Erfahrungswerten (20 – 30 %, *Fehr et al., 2003*). Je höher die zugeführte Stickstofffracht war, desto mehr Stickstoff wurde denitrifiziert, (Abbildung 7.30). Dies legt nahe, dass sich bei hoher organischer Belastung sauerstofflimitierte Zonen im Beet bilden, in denen oxidierte Stickstoffverbindungen denitrifiziert/denitriert werden.

Die Denitrifikation von oxidierten Stickstoffverbindungen in der 3. Kammer der DKAG lag im Jahresmittel zwischen 13 und 17 % (Abbildung 7.29). Zeiträume mit außergewöhnlich hohen RZ-Verhältnissen sind von der Betrachtung ausgenommen, da der Betrieb von den vorgesehenen Betriebsbedingungen deutlich abwich und auch zum Teil fremdwasserbeeinflusst war. Die in der DKAG denitrifizierte/denitrierte Fracht ist von der Rezirkulationswassermenge abhängig (Abbildung 7.31). Das DN/RZ-Verhältnis war in allen Jahren gleich, da es nicht für NO₃-N, sondern für die Summe des oxidiert vorliegenden Stickstoffs ermittelt worden ist.

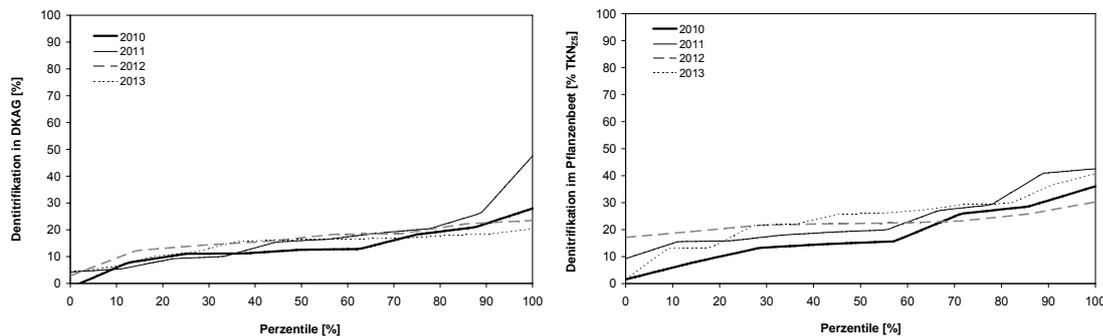


Abbildung 7.29: Denitrifikation im Pflanzenbeet und in der DKAG

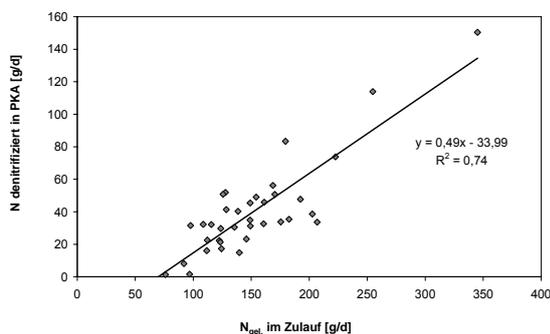


Abbildung 7.30: Abhängigkeit der denitrifizierten Fracht im Pflanzenbeet von der Zulauffracht

Der Anteil des denitrifizierten Stickstoffs lag in der Gesamtanlage (DKAG + PKA):

- 2010 i. M. bei 30 % (20...40 %),
- 2011 i. M. bei 41 % (34...57 %),
- 2012 i. M. bei 39 % (22...49 %),
- 2013 i. M. bei 38 % (20 – 53 %).

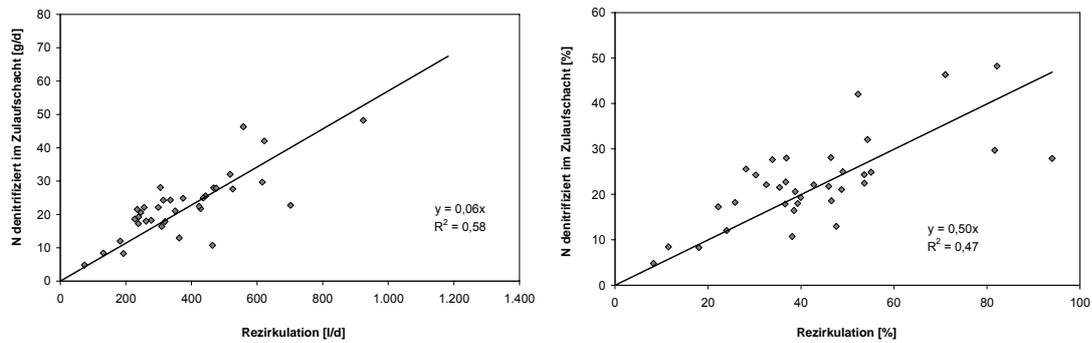


Abbildung 7.31: Abhängigkeit der denitrifizierten Fracht in der 3. Kammer der DKAG vom RZ-Verhältnis

7.3.2.3 Autotrophe Stickstoffelimination

Gegenstand der 2. Projektphase war die Untersuchung der Stickstoffelimination durch autotrophe Mikroorganismen (Planctomyceten, ANAMMOX-Prozess) zur Senkung der Nitritkonzentrationen. Zur Umsetzung wurde die Anlage erweitert (Abschnitt 4.2) und die 3. Kammer der DKAG mit Planctomyceten der KA Plettenberg angeimpft. Eine messbare Wirkung der Prozessumstellung auf die Ablaufwerte wurde nicht festgestellt, da es im Folgenden zu massiven Fremdwassereintrüben durch hohe Grundwasserstände kam, so dass im Ablauf und damit auch im RZ-Wasser nahezu kein Nitrit enthalten war. Die Planctomyceten wurden 8 Wochen lang nicht mit Nitrit versorgt, 6 Wochen später war die Saison beendet und damit die Beschickung der Kläranlage.

Anhand der Messung der Stickstoffparameter wurde kein Einfluss der Planctomyceten nachgewiesen. In den Jahren 2012 und 2013 sanken die Nitritwerte im Ablauf der Kläranlage und damit die für eine autotrophe Stickstoffelimination zur Verfügung stehende Nitritfracht. Im Bodenkörper ist die Stickstoffelimination auf diesem Weg nicht ausgeschlossen. Darüber hinaus besteht die Möglichkeit, dass im Pflanzenbeet eine autotrophe Stickstoffelimination über Nitrit und Sulfid stattfindet (vgl. *Pérez et al., 2007*).

Es ist anzunehmen, dass Stickstoff im Pflanzenbeet in Abhängigkeit der verfügbaren Substrate und der Sauerstoffbedingungen durch Denitrifikation, Denitritation und autotrophe Stickstoffeliminationsprozesse eliminiert wird. Entsprechende Untersuchungen zur autotrophen Stickstoffelimination sind in der Fachliteratur enthalten [*Sun und Austin, 2007; Erler et al., 2008; Tao und Wang, 2009*].

Die Elimination des Stickstoffs über den Nitritweg ist nicht ausgeschlossen. Ihre potentielle Bedeutung sinkt mit Zunahme der vollständigen Nitrifikation. Da in den letzten beiden Betriebsjahren die Nitritkonzentrationen zugunsten der Nitratkonzentrationen sanken und die Denitrifikationsleistung im Pflanzenbeet den in der Literatur genannten Daten entspricht, ist es unwahrscheinlich, dass die Denitrifikation über Nitrit wesentlich zur Stickstoffelimination beiträgt.

8 Allgemeine Einschätzung des Anlagenbetriebs

Die Pflanzenkläranlage hat unabhängig von der Nitritproblematik die geforderte Leistung erbracht. Der Betrieb ist seit 2012/2013 als stabil einzuschätzen.

Die durchgeführten Wartungsarbeiten beschränkten sich im Wesentlichen auf die Entfernung von Wildkräutern von der Oberfläche des Pflanzenbeetes und die Veranlassung der Schlammabfuhr. Als nachteilig hat sich die während der Anlagenerrichtung aufgebrauchte Rindenmulchschicht erwiesen, da diese durch Rotteprozesse und die Einwanderung von Gräsern kompakte Grassoden bildete, die entfernt werden mussten.

In der ersten Kammer der DKAG bildete sich eine etwa 15 cm starke Schwimmschlammdecke, die mehrfach durch den Betreiber entsorgt wurde, um ein Abtreiben des Schwimmschlammes in die folgenden Kammern zu verhindern. Zur Begrenzung des Schlammvolumens in der 1. Kammer auf 1/3 der Füllhöhe gemäß DWA-A 262 (2006) sollte die Schlammmentsorgung zweimal in der Saison vorgenommen werden, zum einen Mitte April/Anfang Mai, zum anderen Mitte/Ende August. In der 2. Kammer der DKAG und im Zulaufschacht waren keine Schlammablagerungen nachweisbar.

Geruchsemissionen traten ausschließlich im Bereich der Vorbehandlungsanlage auf und sind auf anaerobe Umsatzprozesse (Desulfurikation) zurückzuführen. Gerüche, insbesondere Schwefelwasserstoff, traten aus dem bestehenden Entlüftungsrohr und bei geöffneten Abdeckungen aus den Kammern der DKAG aus. Mit Beginn der Saison im April war für einige Tage auch bei geschlossener Grubenabdeckung ein starker fauliger Geruch wahrnehmbar. Im weiteren Verlauf traten Gerüche nur bei geöffneten Gruben und unmittelbar am Entlüftungsrohr auf.

Die Ausführung der Vorbehandlungsanlage ist aufgrund der Fremdwasserproblematik verbesserungswürdig. An Anlagen zur Abwasservorbehandlung in grundwasserbeeinflussten Böden bestehen folgende Forderungen:

- Auftriebssicherheit (für die Schlammmentsorgung),
- Setzungssicherheit,
- Stabilität gegen Erddruck,
- Dichtheit gegen Fremdwasser,
- Formstabile und dichtfähige Verbindung der Absetzgrube zur Domverlängerung.

Dies gilt sowohl für die Gruben als auch für Domverlängerungen und sinngemäß für Verbindungsrohre. Im Regelfall erfüllen die Gruben die gestellten Anforderungen, die Domverlängerungen dagegen nicht. Domverlängerungen sollten nicht in Segmente unterteilt werden, wenn die Anforderungen nicht erfüllt werden können. Bei Mehrkammergruben sollten alle Kammern zugänglich sein. Gekammerte Gruben müssen über mehrere separate Schachtoffnungen verfügen, so dass jede Kammer zugänglich ist.

Aus betrieblicher Sicht ist zu empfehlen, Rückschlagklappen am Auslauf von Kleinkläranlagen in einer Weise zu montieren, die eine Kontrolle ermöglicht oder von einer Einleitung unterhalb des Wasserspiegels abzusehen.

9 Vorläufige Bemessungsempfehlung

Für vergleichbare Objekte kann folgende mittlere Belastung (nach der Sedimentation) angenommen werden:

- CSB = 40 g/(P·d)
- BSB₅ = 20 g/(P·d)
- P_{ges} = 1,0 g/(P·d)
- TKN = 9,3 g/(P·d)

Die Rohwasserproben können gemäß dem im ATV-DVWK-A 131 (2000) angegeben Wirkungsgrad für Vorbehandlungsanlagen berechnet werden (Abschnitt 7.1.3). Die berechneten Werte sind am Standort nicht verifiziert worden, liegen aber in guter Übereinstimmung zu den Ergebnissen aus 5 24 h-Mischproben eines benachbarten Zeltplatzes mit vergleichbarer sanitärer Ausstattung.

Für PKA, die ausschließlich zur C-Elimination ausgelegt werden, kann die Bemessung nach dem CSB und mit reduzierter Fläche erfolgen. Der Faktor für die Flächenreduzierung richtet sich nach dem jährlichen Anteil der Regenerationsphase:

- $f_{\text{red}} = t_{\text{Reg}}/12$ t_{Reg} ... Dauer der Regenerationsphase in Monaten
- $A_{\text{red}} = (1 - f_{\text{red}}) \cdot A_{\text{CSB}}$

PKA, für die eine Nitrifikation gefordert ist, sind auf die TKN-Fracht auszulegen. Eine Abminderung der Fläche analog zu Anlagen der Ablaufklasse C ist möglich. Nitrifizierende PKA sind im Vergleich zu PKA der Ablaufklasse C auf eine doppelt so große Fläche auszulegen:

- $A_{\text{red}} = (1 - f_{\text{red}}) \cdot A_{\text{TKN}}$

Eine höhere Flächenabminderung als 50 % wird zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht empfohlen, ebenso eine Verringerung des Flächenbedarfs unter die nach DWA-A 262 (2006) vorgegebene Mindestfläche.

Eine Beurteilung des Langzeitverhaltens für den Betrieb mit reduzierter Fläche ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht möglich.

10 Fazit

Die Pflanzenkläranlage hat mit reduzierter Fläche ($2 \text{ m}^2/\text{EW}$) die geltenden Überwachungswerte für BSB_5 und CSB (Ablaufklasse C) unabhängig von der Anlagenbelastung eingehalten. Die zulässige Flächenbeschickung wurde sowohl in frachtbezogener als auch in hydraulischer Hinsicht teilweise kalkuliert überschritten.

Die in den ersten beiden Betriebsjahren aufgetretenen sehr hohen Nitritkonzentrationen (max. $55 \text{ mg NO}_2\text{-N/l}$) sind im 3. und 4. Betriebsjahr zugunsten der Nitratkonzentrationen auf i. M. $2,1 \text{ mg NO}_2\text{-N/l}$ gesunken. Als Ursachen für die Nitritanreicherung kommen eine Hemmung durch Sulfid, aufgrund hoher Sulfatkonzentrationen im Zulauf und eine Hemmung durch Ammoniak infolge hoher $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen in Frage. Der Einfluss beider Faktoren ist in den letzten beiden Betriebsjahren gesunken.

Im Jahr 2013 wurden 68 % des zufließenden TKN vollständig nitrifiziert, 3 % in $\text{NO}_2\text{-N}$ umgewandelt. 24 % des TKN wurden nicht nitrifiziert. Die Nitrifikation ist im Vergleich zu Literaturangaben (85 – 90 % vgl. *Schönborn et al., 1995; Nowak und Heise, 2007*) unvollständig. Die überschlagsweise Berechnung des Sauerstoffbedarfs und des Sauerstoffeintrags in die PKA zur Oxidation des TKN und des CSB ergab für alle 4 Jahre ein Sauerstoffdefizit, das insbesondere durch die deutlich höheren TKN-Zuflussfrachten (Faktor 2) verursacht wird. Die CSB- und BSB-Elimination wurde vom Sauerstoffdefizit nicht beeinträchtigt. Der Gesamtwirkungsgrad der Anlage lag bei rd. 90 % CSB und 98 % BSB.

In mit häuslichen Abwasser beschickten PKA (bis 50 EW) wird die nach DWA-A 262 (2006) zulässige TKN-Flächenbelastung von $10 \text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ im Regelfall nicht erreicht. Bei Vollauslastung einer vertikal durchströmten PKA liegt die TKN-Flächenbelastung bei maximal $2,5 \text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ ($10 \text{ g}/(\text{E}\cdot\text{d})$ nach Vorklärung, 4 EW, 16 m^2). Die am Standort Lübbenau erreichten Belastungswerte sind infolge der höheren Stickstoffbelastung und des reduzierten Flächenansatzes wesentlich höher ($3,4 - 16,8 \text{ g TKN}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$, i. M. $7,7 \text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$).

Eine hohe Nitritanreicherung kann durch die analytische Erfassung des $\text{NO}_2\text{-N}$ im CSB zur scheinbaren Überschreitung der Überwachungswerte führen. Während der CSB-Bestimmung führt die Oxidation von NO_2 zu NO_3 zu einem CSB-Anstieg von $1,1 \text{ g CSB/g NO}_2\text{-N}$. Es ist sinnvoll, bei PKA, deren CSB insbesondere in den ersten Betriebsjahren von Erfahrungswerten vergleichbarer PKA deutlich abweicht, Nitritanalysen durchzuführen.

Gegenwärtig bestehen keine verallgemeinerbaren Ansätze für die Bemessung von Anlagen zur Abwasserbehandlung aus Fremdenverkehrseinrichtungen. Die Auslegung der Anlage in Lübbenau erfolgte auf Basis des Trinkwasserverbrauchs und in Anlehnung an die 2009 geltende Fassung der DIN 4261-1 (2002) unter Ansatz des für Camping- und Zeltplätze angegebenen EW/E-Verhältnisses. Im Mittel konnte das Verhältnis übereinstimmend mit 1 EW = 2 Gäste für CSB_{hom} und BSB_5 bestätigt werden. Die spezifische Stickstofffracht ist um den Faktor 2 höher als erwartet wurde. Pro Gast fallen 9,3 g TKN/(P·d) an. Die einwohnerspezifischen Frachten wurden aus dem Überstand der Vorbehandlungsanlage, d. h. nach der Sedimentation, ermittelt. Die Rohwasserproben können gemäß dem ATV-DVWK-A 131 (2000) berechnet werden, wurden aber am Standort nicht verifiziert. Ungeachtet dessen liegen sie in guter Übereinstimmung zu den Schmutzfrachten (5 x 24 h-Mischproben) eines benachbarten Zeltplatzes mit vergleichbarer sanitärer Ausstattung.

Die Auslegung nach DIN 4261-1 war für die Parameter CSB_{hom} und BSB_5 korrekt. Die TKN-Belastung wird bei Anwendung der DIN 4261-1 unterschätzt, sie spielt für die Bemessung von Anlagen mit Stickstoffelimination eine Rolle.

Für die Bemessung saisonal belasteter Anlagen ergeben sich für vergleichbare Objekte 2 Ansätze:

- Bemessung für Ablaufklasse C,
- Bemessung für Ablaufklasse N für nitrifizierende Anlagen.

Aufgrund des hohen TKN-Anteils (1 EW = 1 Gast) im Abwasser sind auf Nitrifikation auszulegende PKA auf eine doppelt so hohe Fläche zu bemessen, wie PKA, die ausschließlich zur CSB-Elimination (1 EW = 2 Gäste) errichtet werden.

Der Faktor zur Abminderung des Flächenansatzes kann aus dem Verhältnis der Dauer der Regenerationsphase im Vergleich zum Jahr berechnet werden. Eine Abminderung um mehr als 50 % und eine Unterschreitung der nach DWA-A 262 (2006) geforderten Mindestfläche wird nicht empfohlen.

Zum gegenwärtigen Zeitpunkt stellt die Anlage eine funktionierende Lösung dar, die prinzipiell auf ähnlich gelagerte Objekte (Nutzungsverhalten, sanitäre Ausstattung) übertragbar ist. Der Nachweis der Dauerhaftigkeit der Lösung kann zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht erbracht werden. Es ist sinnvoll, zu einem späteren Zeitpunkt eine Überprüfung des Anlagenbetriebs vorzunehmen.

Auf Grundlage der Ergebnisse nach 4 Betriebsjahren ergibt sich neben der Frage nach der Dauerhaftigkeit vor allem die Frage, ob die Nitrifikationsleistung der PKA

gesteigert werden kann. Dies dient zum einen der Überprüfung des Berechnungsansatzes zur Sauerstoffversorgung bzw. zum Sauerstoffverbrauch, zum anderen wirkt sich die Steigerung der Nitrifikationsleistung bei Anlagen zur C-Elimination positiv auf die Gewässergüte aus. In diesem Zusammenhang ist zum einen der Einfluss von Sulfid und/oder hoher TKN-Belastungen auf die Nitrifikationleistung zu untersuchen, insbesondere im Einfahrbetrieb, zum anderen Möglichkeiten zur Senkung des Sauerstoffbedarfs bspw. durch die Fällung des Sulfids in der Vorbehandlungsanlage. Die Sulfidfällung führt darüber hinaus zur Aufhebung einer ggf. bestehenden Nitrifikationshemmung, zur Minderung von Geruchsemissionen durch ausgasenden Schwefelwasserstoff und zur Erhöhung der Arbeitssicherheit bei Wartungsarbeiten.

11 Literatur

- ATV-A 122 (1991). ATV-Arbeitsblatt A 122 (zurückgezogen). Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von kleinen Kläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe für Anschlußwerte zwischen 50 und 500 Einwohnerwerten. Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV), Juni 1991.
- ATV-A 129 (1979). ATV-Arbeitsblatt A 129 (zurückgezogen). Abwasserbeseitigung aus Erholungs- und Fremdenverkehrseinrichtungen. Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV), Mai 1979.
- ATV-DVWK-A 131 (2000). ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 131. Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser, und Abfall e.V. (ATV-DVWK), Mai 2000.
- Balmelle B., Nguyen K.M., Capdeville B., Cornier J.C., Deguin A. (1992). Study of factors controlling nitrite build-up in biological processes for water nitrification. *Water Science & Technology* **26** (5-6) 1017-1025.
- Bennat G. (1996). Einfluß des Fremdenverkehrs auf Kläranlagen in Tirol, Teil B: Aus dem Blickwinkel des Planers am Beispiel der ARA Ischgl. TU Wien, Institut für Wassergüte. Wiener Mitteilungen, Band 129, 223-233.
- Boller M., Schwager A., Eugster J., Mottier V. (1993). Dynamic behavior of intermittent buried filters. *Water Science & Technology* **28** (10) 99-107.
- Brandt E.H. und Rudloff G. (1972). Zur Bemessung von Kläranlagen für Zeltplätze. *gwf Wasser Abwasser* **113** (7) 332-333.
- British Water (2009). Code of Practice: Flows and Loads – 3, Sizing Criteria, Treatment Capacity for Sewage Treatment Systems. British Water, London.
- DIBt (2009). Zulassungsgrundsätze für allgemeine bauaufsichtliche Zulassungen für Kleinkläranlagen, Stand Mai 2009. Deutsches Institut für Bautechnik, Berlin (DIBt).
- DIN4261-1:2002. Kleinkläranlagen – Teil 1: Anlagen zur Schmutzwasservorbehandlung. Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.

- DIN4261-1:2010. Kleinkläranlagen – Teil 1: Anlagen zur Schmutzwasservorbehandlung. Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN, DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.
- DWA-A 222 (2011). DWA-Arbeitsblatt A 222. Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von kleinen Kläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe bis 1.000 Einwohnerwerte. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), Mai 2011.
- DWA-A 262 (2006). DWA-Arbeitsblatt A 262. Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), März 2006.
- DWA-M 221 (2012). DWA-Merkblatt M 221. Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kleinkläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), Februar 2012.
- Erlor D.V., Eyre B.D., Davison L. (2008). The Contribution of Anammox and Denitrification to Sediment N₂ Production in a Surface Flow Constructed Wetland. *Environmental Science & Technology* **42** (24) 9144-9150.
- Fehr G., Geller G., Goetz D., Hagendorf U., Kunst S., Rustige H., Welker B. (2003). Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie. Umweltbundesamt Texte 05/03. Umweltbundesamt, Berlin.
- Ingerle K. (1998). Möglichkeiten zur Behandlung von Abwässern aus touristischen Anlagen im alpinen Bereich. 27. Abwassertechnisches Seminar. TU München, Institut für Wassergüte- und Abfallwirtschaft. Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Band 138, 69-83.
- Krüger J. (2002). Subterra-Pflanzenkläranlagen zur Abwasserbehandlung. Pflanzenkläranlagen als Element der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum, 18.06.2002, Rostock-Warnemünde. Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Institut für Kulturtechnik und Siedlungswasserwirtschaft, ohne Seitenangabe.
- LfU ST (2005). Pflanzenkläranlagen im Land Sachsen-Anhalt, 2. Erfahrungsbericht. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Fachbereich 2, Halle.

- Lützner K., Kühn V., Müller V. (1998). Pflanzenkläranlagen im Freisaat Sachsen - Leistungsfähigkeit, Betriebssicherheit und langfristige Entwicklung. Endbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben, im Auftrag des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft. Bearbeiter: Technische Universität Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft.
- Lützner K., Müller V., Giese R., Swaboda D. (2001). Sauerstoffhaushalt und Einlagerung von Feststoffen in Pflanzenbeeten – langfristige Entwicklung von Pflanzenkläranlagen. Endbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben, im Auftrag des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft. Bearbeiter: Technische Universität Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft; Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.
- Masi F., Martinuzzi N., Bresciani R., Giovannelli L., Conte G. (2007). Tolerance to hydraulic and organic load fluctuations in constructed wetlands. *Water Science & Technology* **56** (3) 39-48.
- Nowak J. und Heise B. (2007). Naturnahe Abwasserbehandlung in Pflanzenkläranlagen und Teichkläranlagen. DWA-Kommentar zum DWA-Regelwerk. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.
- Pérez R., Gali A., Dosta J., Mata-Álvarez J. (2007). Biological Nitrogen Removal (BNR) Using Sulfides for Autotrophic Denitrification in a Sequencing Batch Reactor (SBR) To Treat Reject Water. *Industrial & Engineering Chemistry Research* **46** 6646-6649.
- Rapsch H.J. und Schöneborn C. (1977). Zum Abwasseranfall von Campingplätzen. *Korrespondenz Abwasser* **24** (6) 167-168.
- Regelsberger M., Bahlo K., Conte G., Ebeling B., Masi F., Mitterer-Reichmann G., Platzer C., Regelsberger B., Urtane L., Wach G. (2005). SWAMP - Sustainable Water Management and Wastewater Purification in Tourism Facilities. Guidelines for Sustainable Water Management in Tourism Facilities (EVK1-CT-2000-00071).
- Rostek R. (1995). Kläranlagen mit ausgeprägten saisonalen Belastungsschwankungen. *Korrespondenz Abwasser* **42** (3) 366-375.
- Schäfer H. (1985). Abwasserbeseitigung von Campingplätzen - Erfahrungen der letzten 5 Jahre in Niedersachsen. 15. Abwassertechnisches Seminar "Kleine Kläranlagen Planung, Bau und Betrieb". TU München, Institut für Wassergütewirt-

schaft und Gesundheitsingenieurwesen. Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Band 59, 181-199.

Schönborn A., Schudel P., Züst B. (1995). Abwasserbehandlung in naturnahen Kleinkläranlagen. *gwa* **75** (7) 551-557.

Schreff D. (2001). Abwasserreinigung im Hochgebirge als typisches Beispiel für dezentrale Abwasserreinigung. 30. Abwassertechnisches Seminar, 13. DECHEMA-Fachgespräch Umweltschutz "DESAR Kleine Kläranlagen und Wasserwiederverwendung". TU München, Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft. Berichte aus Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Band 161, 43-64.

Sun G. und Austin D. (2007). Completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite in lab-scale constructed wetlands: Evidence from a mass balance study. *Chemosphere* **68** 1120-1128.

Svardal K. (1991). Anaerobe Abwasserreinigung – Ein Modell zur Berechnung und Darstellung der maßgebenden chemischen Parameter. TU Wien, Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau. Wiener Mitteilungen, Band 95.

Tao W. und Wang J. (2009). Effects of vegetation, limestone and aeration on nitrification, anammox and denitrification in wetland treatment systems. *Ecological Engineering* **35** 836-842.

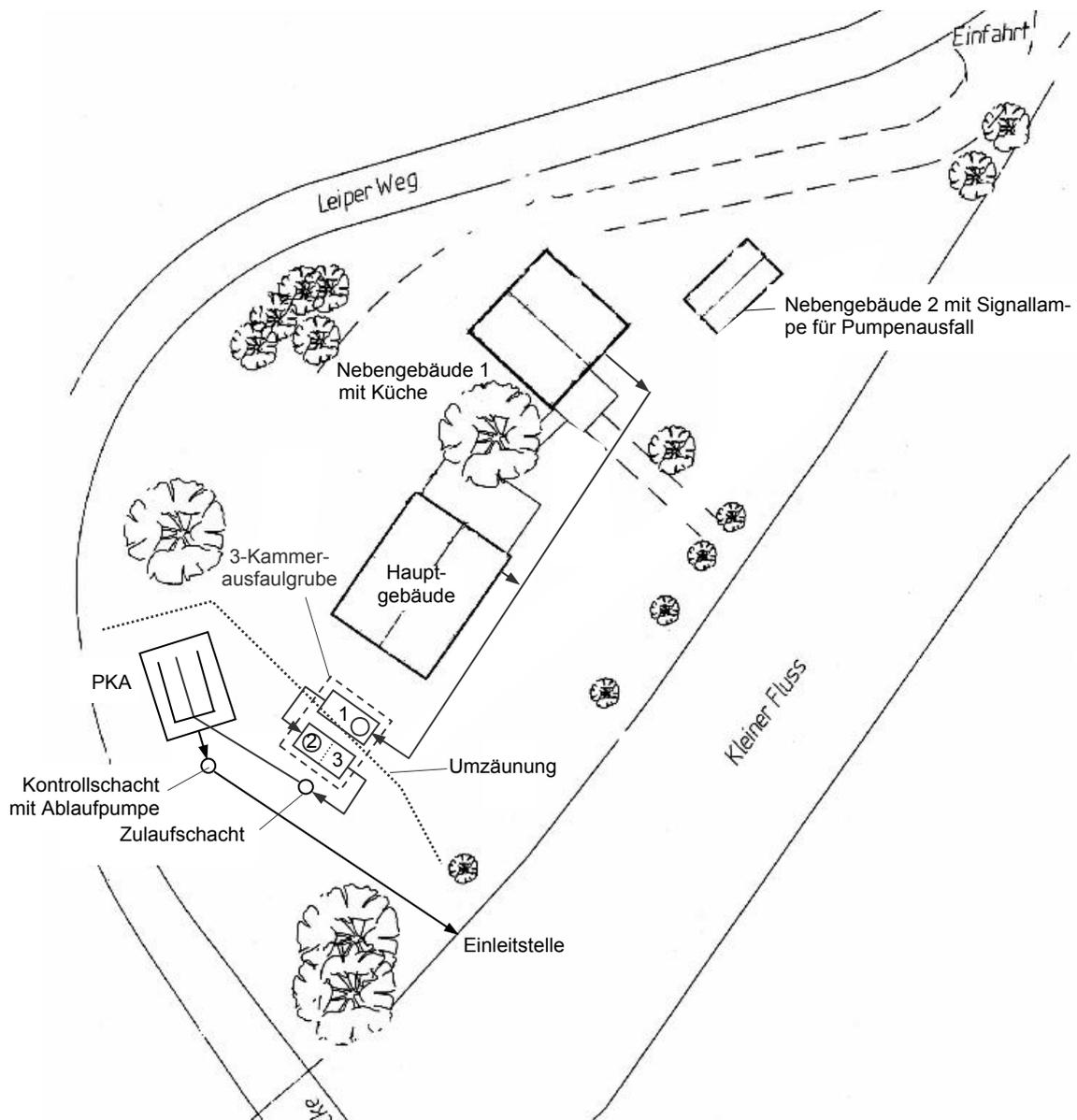
von Felde K. und Kunst S. (1997). N- and COD-removal in vertical flow systems. *Water Science & Technology* **35** (5) 79-85.

Wett B., Becker W., Rauch W. (2006). Abwasserreinigung und Schlammbehandlung im Gebirge. 1. Aachener Kongress Dezentrale Infrastruktur, 17.10./18.10.2006, Aachen. RWTH Aachen, Institut für Siedlungswasserwirtschaft. Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 204, 8/1-8/13.

Wübberhorst J., Prüter J., Reichl N., Schreiner J. (2000). Betrieb und Leistung der Pflanzenkläranlage auf Hof Möhr – Ergebnisse 10jähriger Begleituntersuchungen. *Mitteilungen aus der NNA* **11** (1) 14-22.

12 Anlagen

12.1 Anlage 1 – Lageplan



Lageplan (ohne Darstellung der Rezirkulationsleitung) unter Nutzung eines Lageplanes des Ingenieurbüros M. Frank – Büro für Tragwerks- und Hochbauplanung

12.2 Anlage 2 – Anlagenerrichtung



Standort der PKA vor Beginn der Arbeiten im August 2008, in der Bauphase vom 03.11.2009 bis 11.11.2009 und nach Abschluss der Arbeiten am 23.11.2009

12.3 Anlage 3 – Anlagenbetrieb 2010 – 2012



PKA Lübbenau nach Fertigstellung im Herbst 2009 bis zum Ende des 3. Betriebsjahres im Herbst 2012

12.4 Anlage 4 – Anlagenbetrieb 2013



PKA Lübbenau im Jahr 2013