



Abschlussbericht

Vergleichende Untersuchung zur Leistungsfähigkeit von saisonal belasteten, klein bemessenen Pflanzen- kläranlagen und des Einflusses hoher Sulfidkonzen- trationen auf den Betrieb

AZ 32535/01

gefördert durch



Deutsche
Bundesstiftung Umwelt

www.dbu.de

Abschlussbericht:

Vergleichende Untersuchung zur Leistungsfähigkeit von saisonal belasteten, klein bemessenen Pflanzenkläranlagen und des Einflusses hoher Sulfidkonzentrationen auf den Betrieb

AZ 32535/01

gefördert durch



Deutsche
Bundesstiftung Umwelt

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

Projektleiter

Prof. Dr. sc. techn. Peter Krebs

Dresden, den 20.11.2017

Projektkennblatt
der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt



Az	32535/01	Referat	23	Fördersumme	27.576,00 €
----	-----------------	---------	-----------	-------------	--------------------

Antragstitel **Vergleichende Untersuchung der Leistungsfähigkeit von saisonal belasteten, klein bemessenen Pflanzenkläranlagen und des Einflusses hoher Sulfidkonzentrationen auf den Betrieb**

Stichworte Abwasser, Pflanzenkläranlage, Bodenfilter, saisonale Belastung, Bemessung, Nitrifikation, Nitrifikationshemmung, Sulfid, Nitritanreicherung, Zulauftracht, Tourismus

Laufzeit	Projektbeginn	Projektende	Projektphase(n)
27 Monate	01.05.2015	31.08.2017	1

Zwischenberichte

Bewilligungsempfänger	Technische Universität Dresden Institut für Siedlungs- und Industriewasserwirtschaft Herr Prof. Dr. Peter Krebs Bergstr. 66 01062 Dresden	Tel 0351 – 463 33684 Fax 0351 – 463 37204
		Projektleitung Prof. Dr. Peter Krebs
		Bearbeiter Dipl.-Ing. Thomas Schalk

Kooperationspartner

Zielsetzung und Anlass des Vorhabens

Im Jahr 2009 wurde für das Kanuheim Lübbenau eine Bodenfilteranlage zur Behandlung der ausschließlich im Sommerhalbjahr anfallenden Abwässer errichtet. Durch die Berücksichtigung der saisonalen Belastung bei der Bemessung wurde die Anlage mit einer kleineren Oberfläche errichtet als sich nach dem damals gültigen DWA-A 262 ergab. Bau und Betrieb wurden durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt in den Projekten AZ 27143/1 und AZ 27143/2 gefördert. Für die Einhaltung der Mindestanforderungen hat sich die Kläranlage bewährt. Die Nitrifikationsleistung der Anlage war entgegen der erfahrungsgemäß hohen Leistungsfähigkeit von Vertikalbodenfiltern gering. Zusätzlich wurde in den ersten Jahren eine hohe Nitritanreicherung beobachtet. Da die TKN-Oberflächenbelastung im Regelfall die für konventionell bemessene Vertikalfilter zulässigen 10 g/(m²·d) nicht überschritt, ist eine negative Beeinflussung der Nitrifikation durch einen Hemmstoff naheliegend. Als wahrscheinliche Ursache gilt das in der Vorklärung gebildete Sulfid. Das primäre Ziel des Projektes bestand in der Untersuchung des Sulfideinflusses auf die Nitrifikation in Vertikalfiltern, unter Berücksichtigung möglicher Adaptionseffekte.

Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden

Die seit 2010 am Kanuheim Lübbenau durchgeführten Messungen wurden fortgesetzt und durch die Untersuchung eines zweiten Vertikalfilters ergänzt, der etwa zehn Jahre länger unter ähnlichen Bedingungen betrieben wurde. Zur Bestimmung der Nitrifikationsleistung unter ungehemmten Bedingungen wurde ein Test zur Ausfällung des Sulfids in der Vorklärung durchgeführt. Darüber hinaus wurde der Einfluss von Sulfid auf die Nitritanreicherung unmittelbar nach Inbetriebnahme von Bodenfiltern in Laborversuchen untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Sowohl in den Vor-Ort-Untersuchungen an der Kläranlage des Kanuheims Lübbenau als auch in den labortechnischen Versuchen wurde bestätigt, dass Sulfid die Ursache für die Hemmung der Nitrifikation ist. Während Sulfid die Ammoniumoxidation dauerhaft in Abhängigkeit der Konzentration hemmt, können sich Nitritoxidierer an hohe Sulfidkonzentrationen adaptieren. Die Nitritoxidation reagiert anfangs empfindlicher auf Sulfid. Kennzeichen dafür ist die in den ersten beiden Jahren festgestellte Nitritanreicherung von bis zu 55 mg NO₂-N/l. Die Adaptierung benötigt mehrere Jahre, bleibt aber nach Belastungspausen erhalten. Die NO₂-N-Jahresmittelwerte sanken im Projektverlauf von i. M. 28 mg/l im Jahr 2010 auf i. M. 0,1 mg/l im Jahr 2017. Die Oxidation des Ammoniums war bis einschließlich 2016 unvollständig. Die hemmende Wirkung des Sulfids kann durch das Rezirkulationsverhältnis beeinflusst werden. Die Einleitung von nitrathaltigem, gereinigtem Abwasser in die Vorklärung führt zur Oxidation des Sulfids und damit in Kombination mit dem Verdünnungseffekt zur Verringerung der Sulfidkonzentrationen. Die Effektivität ist von der rückgeführten Nitratfracht abhängig und damit von der erreichten Nitrifikationsleistung.

Die schadensbedingte Unterbrechung der Rezirkulation führte infolge des Eintrags sehr hoher Sulfidkonzentrationen zur vollständigen Nitrifikationshemmung. Durch die damit einhergehende Änderung der Redoxverhältnisse im Bodenfilter setzten Phosphor-Rücklösungsprozesse ein, die zur Ausschwemmung von Phosphor aus dem Filter führten. Bei sinkenden Sulfidkonzentrationen normalisierte sich der Anlagenbetrieb wieder, wobei es mehr als zwei Monate dauerte, bis die Nitrifikation erkennbar einsetzte und vier Monate bis zur Überwindung der Hemmung. Auswirkungen auf die Nitritoxidation wurden in diesem Zusammenhang nicht festgestellt. Durch die dauerhafte Erhöhung des Rezirkulationsverhältnisses auf etwa 1 (Abwasser/Rezirkulation) wurde im Jahr 2017 eine weitgehend vollständige Nitrifikation erreicht. Die NH₄-N-Ablaufwerte, die in den Jahresschreiben 2010 – 2016 zwischen 22 und 76 mg/l lagen, sanken auf i. M. 4,0 mg/l. Der aus den Ergebnissen abgeleitete IC₅₀ für die Hemmung der Ammoniumoxidation liegt bei rd. 75 mg Sulfid/l und damit deutlich über Werten, die für Belebtschlammssysteme angegeben werden. Der IC₅₀ für die Hemmung der Nitritoxidation lag in den ersten beiden Jahren bei rd. 60 mg/l.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Der auf Grundlage der Ergebnisse konkretisierte Bemessungsansatz wurde in der DWA-Arbeitsgruppe KA-10.1 diskutiert und in das neugefasste DWA-Arbeitsblatt A262 aufgenommen. Weitere Erläuterungen zum Bemessungsansatz sowie zum Einfluss von Sulfid auf die Nitrifikation in Vertikalfiltern sind in den *Dresdner Berichten*, Band 43 veröffentlicht und werden in der *KA Korrespondenz Abwasser Abfall* publiziert (Artikel zur Veröffentlichung akzeptiert). Eine den gesamten Untersuchungszeitraum berücksichtigende Publikation befindet sich in Vorbereitung.

Fazit

Die Bemessung eines saisonal belasteten Vertikalfilters mit abgeminderter Oberfläche hat sich bewährt. Die Mindestanforderungen sind seit der Inbetriebnahme eingehalten worden, die Nitrifikation war aufgrund der besonderen Standortbedingungen (hohe Sulfidkonzentrationen) über lange Zeit gehemmt, konnte aber durch Anpassung des Anlagenbetriebs erheblich verbessert werden. Ausgehend von den vor-Ort bestimmten spezifischen Zulauffrachten ergibt sich bei der Nachbemessung eine größere Fläche als auf Basis der ursprünglich zugrunde gelegten Frachten. Infolge von Denitrifikationsvorgängen in der Vorklärung lag die Belastung der Anlage aber im Wesentlichen im Rahmen der Bemessung.

Für Vertikalfilter, bei denen hohe Sulfidkonzentrationen zu erwarten sind, sollte zur Minderung des Hemmeinflusses grundsätzlich eine Möglichkeit zur Rezirkulation vorgesehen werden, das Rezirkulationsverhältnis bei vergleichbaren Bedingungen bei etwa 1 eingestellt werden. Es ist allerdings unklar, ob die nach Inbetriebnahme festgestellte Nitritanreicherung unter diesen Bedingungen auch unterbunden wird. Daher sollten Anlagen bei geforderter Stickstoffelimination zweistufig ausgeführt werden (1. Stufe: CSB- und Sulfidoxidation, 2. Stufe: Nitrifikation).

Inhaltsverzeichnis

Tabellenverzeichnis	III
Abbildungsverzeichnis	IV
Abkürzungen und Symbole	VI
Zusammenfassung.....	VIII
1 Einführung	1
2 Beschreibung der Standorte und Kläranlagen.....	2
2.1 Standorte.....	2
2.2 Kläranlagen.....	3
2.2.1 Kanuheim Lübbenau.....	3
2.2.2 Zeltplatz Nr. 2	5
3 Material und Methoden	8
3.1 Probenahme	8
3.2 Untersuchungsmethoden	9
4 Abwasseranfall und -beschaffenheit	11
4.1 Abwasserbeschaffenheit	11
4.2 Trinkwasserverbrauch	13
4.3 Spezifische Zulauffrachten	14
5 Untersuchungen an der Kläranlage des Kanuheims Lübbenau.....	15
5.1 Abwasserbeschaffenheit im Zulauf des Bodenfilters.....	15
5.2 Flächenbelastung	16
5.3 Einhaltung der Mindestanforderungen.....	19
5.4 Auswirkungen von Sulfid auf die Stickstoffelimination.....	22
5.4.1 Grundlagen	22
5.4.2 Hemmung der Nitritoxidation	23
5.4.3 Hemmung der Ammoniumoxidation	25
5.4.4 Vollständige Nitrifikationshemmung im Jahr 2016	26

5.4.5	Aufhebung der Hemmung.....	28
5.4.6	Denitrifikation	29
5.5	Nachbemessung	30
6	Untersuchungen an der Kläranlage von Zeltplatz Nr. 2.....	31
7	Laborversuche.....	34
8	Anpassung der Betriebs- und Bauweise an hohe Sulfidkonzentrationen/Probleme durch Schwefelwasserstoff	41
9	Öffentlichkeitsarbeit	43
10	Fazit.....	44
11	Literatur.....	46

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3.1:	Analysenplan für die untersuchten Standorte	9
Tabelle 3.2:	Nachweismethoden.....	9
Tabelle 3.3:	Für Vor-Ort-Untersuchungen an der KA Kanuheim Lübbenau genutzte Geräte	10
Tabelle 3.4:	Für Vor-Ort-Untersuchungen auf dem ZP Lübbenau genutzte Geräte	10
Tabelle 3.5:	Für Vor-Ort-Untersuchungen auf dem ZP Nr. 2 genutzte Geräte	10
Tabelle 4.1:	Abwasserbeschaffenheit einfacher Fremdenverkehrseinrichtungen im Vergleich zu häuslichem Abwasser	11
Tabelle 4.2:	Beschaffenheit des rohen Abwassers des Zeltplatzes Lübbenau und des Zeltplatzes Nr. 2.....	12
Tabelle 4.3:	Spezifische Schmutzfrachten aus dem Kanuheim Lübbenau	14
Tabelle 4.4:	Spezifische Schmutzfrachten vom Zeltplatz Lübbenau (Rohfrachten).....	14
Tabelle 5.1:	Beschaffenheit des Abwassers im Zulauf des Bodenfilters	15
Tabelle 5.2:	Belastungskennwerte und Wirkungsgrad des Bodenfilters der KA Kanu- heim Lübbenau	20
Tabelle 5.3:	Ablaufkonzentrationen der KA Kanuheim Lübbenau.....	21
Tabelle 5.4:	Sulfat- und Sulfidkonzentrationen in verschiedenen Anlagenteilen der KA Kanuheim Lübbenau.....	22
Tabelle 5.5:	Stickstoffbilanzierung für die KA Kanuheim Lübbenau	23
Tabelle 6.1:	Abwasserbeschaffenheit im Zulauf der biologischen Stufe der Kläranlage des Zeltplatzes Nr. 2	31
Tabelle 6.2:	Konzentrationen im Ablauf der biologischen Stufe der Kläranlage des Zeltplatzes Nr. 2.....	31
Tabelle 7.1:	Betriebsbedingungen während der Laborversuche	35
Tabelle 7.2:	CSB-Flächenbelastung und CSB-Elimination in BFS1 – BFS6	36
Tabelle 7.3:	Stickstoffbilanz der untersuchten Filtersäulen.....	37

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1:	Schema der Kläranlage Kanuheim Lübbenau	3
Abbildung 2.2:	Ablaufarmatur nach Erstinstallation	4
Abbildung 2.3:	Ablaufarmatur nach Umbau 03/2016	4
Abbildung 2.4:	Dosierstelle für Grünsalz zur Ausfällung von Sulfid in der 2. Kammer der Vorklärung der KA Kanuheim Lübbenau	5
Abbildung 2.5:	Kläranlage des Zeltplatzes Nr. 2 in den untersuchten Konfigurationen.....	6
Abbildung 4.1:	Trinkwasserverbrauch im Kanuheim Lübbenau	13
Abbildung 4.2:	Wasserverbrauch auf Campingplätzen nach verschiedenen Quellen.....	13
Abbildung 5.1:	CSB _{hom.} -Flächenbelastung des Bodenfilters der KA Kanuheim Lübbenau	16
Abbildung 5.2:	TKN-Flächenbelastung des Bodenfilters der KA Kanuheim Lübbenau.....	17
Abbildung 5.3:	Hydraulische Flächenbelastung (Schmutzwasser)	17
Abbildung 5.4:	Hydraulische Flächenbelastung (Schmutzwasser + Rezirkulation)	17
Abbildung 5.5:	CSB _{hom.} -Ablaufkonzentrationen des Bodenfilters im Untersuchungszeit- raum	19
Abbildung 5.6:	AFS-Konzentrationen im Ablauf des Bodenfilters im Untersuchungszeit- raum	21
Abbildung 5.7:	Entwicklung der NO ₂ -N-Konzentrationen im Untersuchungszeitraum.....	23
Abbildung 5.8:	Entwicklung der NO ₃ -N-Konzentrationen im Untersuchungszeitraum.....	24
Abbildung 5.9:	Entwicklung der NO _x -N-Konzentrationen im Untersuchungszeitraum.....	24
Abbildung 5.10:	Beeinflussung der Nitritkonzentrationen durch Sulfid in den ersten beiden Betriebsjahren	24
Abbildung 5.11:	NH ₄ -N-Ablaufkonzentrationen des Bodenfilters der KA Kanuheim Lübbenau	25
Abbildung 5.12:	Hemmung der NH ₄ -N-Oxidation durch Sulfid.....	26
Abbildung 5.13:	Verlauf relevanter Parameter vor und nach der vollständigen Nitrifika- tionshemmung im Jahr 2016.....	26
Abbildung 5.14:	Phosphorelimination im Bodenfilter der KA Kanuheim Lübbenau	27
Abbildung 5.15:	Rückgang der S-Bindung bzw. Zunahme der S-Freisetzung im Bodenfilter mit zunehmender TKN-Elimination im Zeitraum nach der vollständigen Nitrifikationshemmung im Jahr 2016.....	28

Abbildung 5.16:	Einfluss der Rezirkulationsmenge auf die in der Vorklärung denitrifizierte Fracht für Zeiträume mit gleicher Nitrifikationsleistung.....	29
Abbildung 7.1:	Aufbau der Bodensäulen, Sieblinie des Filtersandes, Versuchsaufbau.....	34
Abbildung 7.2:	Sulfidkonzentrationen und Sulfidflächenbelastung in den Bodenfiltersäulen	36
Abbildung 7.3:	Einfluss der Änderung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufkonzentration auf Ad- und Desorption von $\text{NH}_4\text{-N}$ im Filterbett am Beispiel von BFS3	36
Abbildung 7.4:	Nitrifikationsleistung ($\text{NO}_x\text{-N}$) in den untersuchten Bodenfiltersäulen.....	37
Abbildung 7.5:	Verteilung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -, $\text{NO}_3\text{-N}$ - und $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Säulen	38
Abbildung 7.6:	$\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Bodenfiltersäulen	39
Abbildung 7.7:	$\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Bodenfiltersäulen	39
Abbildung 7.8:	Beeinflussung der Nitritbildung durch die Sulfidkonzentration.....	40
Abbildung 8.1:	Korrosionsschäden an der Kläranlage des Zeltplatzes Nr. 2 im Jahr 2015	42

Abkürzungen und Symbole

24-h-MP	... 24-h-Mischprobe
A_{BF}	... Oberfläche des Bodenfilters
$A_{BF,CSB,red}$... abgeminderte Oberfläche des Bodenfilters bei Bemessung auf den CSB
$A_{BF,TKN,red}$... abgeminderte Oberfläche des Bodenfilters bei Bemessung auf den TKN
AFS	... Abfiltrierbare Stoffe
$A_{ges.}$... Gesamtfläche
$A_{spez.}$... einwohnerspezifischer Flächenbedarf
$B_{A,xxx}$... Flächenbelastung der Substanz xxx
$B_{d,xxx}$... Tagesfracht des Substanz xxx
BF	... Bodenfilter
$BF_{abg.}$... Bodenfilter mit abgemindertem Flächenbedarf
BSB_5	... Biochemischer Sauerstoffbedarf nach 5 d (homogenisiert)
CH_4	... Methan
CO_2	... Kohlendioxid
$CSB_{hom.}$... Chemischer Sauerstoffbedarf (homogenisiert)
$CSB_{mf.}$... Chemischer Sauerstoffbedarf (membranfiltriert)
C_{xxx}	... Konzentration der Substanz xxx
EW	... Einwohnerwert
H_2S	... Schwefelwasserstoff
KA	... Kläranlage
I_{NH_4-N}	... Hemmung der Ammoniumoxidation
k_{fA}	... berechneter Durchlässigkeitsbeiwert des wassergesättigten Filtermaterials vor der Inbetriebnahme
MKG	... Mehrkammerabsetzgrube
N	... Stickstoff
n. b.	... nicht bestimmt
N_{DN}	... denitrifizierter Stickstoff
$N_{DN,BF}$... im Bodenfilter denitrifizierter Stickstoff
$N_{DN,MKG}$... in der MKG denitrifizierter Stickstoff
$N_{anorg.}$... Summe aus NO_x-N und NH_4-N
$N_{ges.}$... Summe aus NO_x-N und TKN
$N_{ges.,ZS}$... $N_{ges.}$ im Zulaufschacht
NH_4-N	... Ammonium-Stickstoff
NO_2-N	... Nitrit-Stickstoff
NO_3-N	... Nitrat-Stickstoff
NO_x-N	... oxidiert vorliegender Stickstoff als Summe von $NO_3-N + NO_2-N$
P	... Person
$P_{ges.}$... Gesamt-Phosphor
q_A	... Hydraulische Oberflächenbelastung
Q_{Ab}	... Ablaufvolumenstrom
Q_d	... Tageszufluss
Q_{RZ}	... Rezirkulationsvolumenstrom
Q_{TW}	... Trinkwasservolumenstrom
RV	... Rücklaufverhältnis

VII

RW	... Regenwasser
RZ	... Rezirkulation
S	... Schwefel
SO ₄ ²⁻	... Sulfat
Sulfid	... Gesamtgehalt an Schwefelwasserstoff, Hydrogensulfidionen und Sulfidionen
T	... Temperatur
t _{Reg}	... Dauer der Regenerationsphase
TKN	... Kjeldahl-Stickstoff (organischer gebundener Stickstoff + NH ₄ -N)
TKN _{el.}	... eliminierter TKN
TKN _{nitrif.}	... nitrifizierter TKN
TKN _{RZ}	... rezirkulierter TKN
TKN _{ZS}	... TKN im Zulaufschacht
TKN _{Zu}	... zugeführter TKN
TW	... Trinkwasser
TWZ	... Trinkwasserzähler
U	... Ungleichförmigkeitsgrad
WMP	... Wochenmischprobe
X _{org,N,BM}	... Stickstoffbedarf für den Biomasseaufbau
X _{TS,AN}	... Feststoffgehalt im Ablauf der Nachklärung
ZB	... Zulauf zur biologischen Stufe
ZP	... Zeltplatz
ZS	... Zulaufschacht

Zusammenfassung

Anlass für das Projekt war die an einer saisonal belasteten, vertikal durchströmten Bodenfilteranlage festgestellte Hemmung der Ammonium- und der Nitritoxidation. Der Vertikalbodenfilter war für das Kanuheim Lübbenau unter Berücksichtigung der saisonalen Belastung mit kleinerer Oberfläche bemessen worden als nach dem damals gültigen DWA-A 262 erforderlich gewesen wäre. Während die Mindestanforderungen an die Abwasserbehandlung erfüllt wurden, traten hohe Ammoniumkonzentrationen und insbesondere in den ersten beiden Jahren, hohe Nitritkonzentrationen im Ablauf auf. Als Ursache dafür wurden hohe Sulfidkonzentrationen vermutet.

Das Projektziel bestand in der Untersuchung des Einflusses hoher Sulfidkonzentrationen auf die Nitrifikation unter Berücksichtigung der zeitlichen Entwicklung der Hemmwirkung. In diesem Rahmen wurden die im Jahr 2010 am Kanuheim Lübbenau begonnenen Untersuchungen fortgesetzt und durch parallele Untersuchungen an einem Vertikalbodenfilter mit ähnlicher Belastung sowie durch Laborversuche ergänzt. Darüber hinaus wurde ein Test zur Ausfällung des Sulfids zur Bewertung der Nitrifikationsleistung ohne Hemmstoffeinfluss an der KA Kanuheim Lübbenau durchgeführt. Gegenstand der Laborversuche war die Untersuchung des Sulfideinflusses auf die Nitritanreicherung in Bodenfiltern in den ersten Wochen nach Inbetriebnahme.

Sowohl die Vor-Ort-Untersuchungen als auch die Laborversuche bestätigen die hemmende Wirkung des Sulfids, wobei die Ammoniumoxidation und die Nitritoxidation in unterschiedlichem Maße beeinträchtigt werden. Die Nitritoxidation, die in den ersten beiden Betriebsjahren stark eingeschränkt war, verbesserte sich sukzessive durch die Adaptierung der Nitritoxidierer an das Sulfid. Im Gegensatz dazu war die Ammoniumoxidation bis in das Jahr 2016 gehemmt. Eine Verbesserung der Ammoniumoxidation wurde durch eine dauerhafte Verminderung der Sulfidkonzentrationen durch die Erhöhung des Rezirkulationsverhältnisses im Jahr 2017 erreicht. Damit wurde nachgewiesen, dass die Leistung der saisonal belasteten, klein bemessenen Anlage am Kanuheim Lübbenau mit der Leistung konventionell bemessener Anlagen vergleichbar ist.

Vertikalfilter, bei denen eine Nitrifikation gefordert ist und bei denen mit hohen Sulfidkonzentrationen im Zulauf zu rechnen ist, bspw. infolge hoher Sulfatkonzentrationen im Trinkwasser, sollten zur Gewährleistung einer weitreichenden Nitrifikation zweistufig errichtet werden. Damit wird sichergestellt, dass zugeführtes Sulfid bereits in der ersten Stufe vor der Nitrifikation eliminiert und eine Hemmung der Nitrifikation verhindert wird.

Daneben diente das Projekt zur Vertiefung der Datenbasis im Hinblick auf die Abwasserbeschaffenheit und die Höhe spezifischer Schmutzfrachten aus einfachen Fremdenverkehrseinrichtungen. Neben den Messungen am Kanuheim Lübbenau wurden dazu zwei Campingplätze untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass die Abwässer einen deutlich höheren Stickstoffanteil als kommunale Abwässer aufweisen und dass eine Bemessung von kleinen Kläranlagen und von Kleinkläranlagen mit pauschalen Einwohnerequivalenten zu falschen Bemessungsannahmen führen kann, vor allem bei Anlagen mit weitergehenden Anforderungen an die Stickstoffelimination.

1 Einführung

Im Jahr 2009 wurde eine Bodenfilteranlage zur Behandlung des Abwassers aus dem Kanuheim Lübbenau errichtet. Im Gegensatz zu den Vorgaben des damals geltenden DWA-A 262 (2006) wurde die Anlage mit einem kleineren Flächenansatz errichtet, der die saisonale Belegung der Unterkunft berücksichtigt. Bau und Betrieb der Kläranlage wurden durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt im Projekt "Untersuchung der Leistungsfähigkeit und des Betriebsverhaltens einer saisonal belasteten, klein bemessenen Pflanzenkläranlage und deren Puffer-/Regenerationskapazität" (AZ 27143/1, AZ 27143/2) im Zeitraum 2009 – 2013 gefördert.

Während des Betriebs traten im Ablauf der Kläranlage hohe Ammonium- und Nitritkonzentrationen auf, die wahrscheinlich auf eine Hemmung zurückzuführen sind. Der Grund dafür wurde nicht eindeutig identifiziert. Als wahrscheinliche Ursache für die Nitrifikationshemmung gilt das in der Vorklärung der Kläranlage gebildete Sulfid. Daher wurde ein Folgeprojekt durchgeführt, dessen Ziel zum einen darin bestand, die Ursachen und die Auswirkungen der Hemmung eingehender zu untersuchen, zum anderen die Datengrundlage für saisonal belastete Anlagen zu erweitern, insbesondere im Hinblick auf die Bestimmung der spezifischen Zulauffrachten. Dazu wurden zusätzlich Messungen auf dem Zeltplatz Lübbenau und einem zweiten, in der Nähe von Lübbenau gelegenen Zeltplatz ("Zeltplatz Nr. 2") durchgeführt.

Die Kläranlage des Zeltplatzes Nr. 2 ist als zweistraßiger Bodenfilter ausgeführt und einer ähnlichen Belastung ausgesetzt wie die Kläranlage des Kanuheims Lübbenau. Die Sulfidkonzentrationen sind in beiden Kläranlagen vergleichbar. Die Kläranlage des Zeltplatzes Nr. 2 war zum Zeitpunkt der Inbetriebnahme der Kläranlage am Kanuheim Lübbenau bereits etwa zehn Jahre in Betrieb, so dass die erhobenen Daten ursprünglich als Grundlage für eine Bewertung der langfristigen Folgen der Hemmung dienen sollten. Aufgrund fortgesetzter Betriebsprobleme (Abschnitt 6) wurde die Kläranlage des Zeltplatzes Nr. 2 im Laufe der Untersuchung rückgebaut und an ihrer Stelle eine SBR-Anlage errichtet, so dass eine vergleichende Bewertung nur in stark eingeschränktem Maße möglich ist. Da die an der Kläranlage des Zeltplatzes Nr. 2 erzielten Ergebnisse auch nach dem Neubau als eher negativ einzuschätzen sind, wurde die Bezeichnung der Kläranlage anonymisiert. Unabhängig davon sind der zuständigen Unteren Wasserbehörde (UWB) die Betriebsprobleme bekannt; entsprechende Maßnahmen wurden eingeleitet.

Zur Bewertung der Auswirkungen einer weitgehenden Sulfidelimination auf die Nitrifikationsleistung wurde am Kanuheim Lübbenau im Jahr 2016 ein Sulfid-Fälltest in der Vorklärung durchgeführt. Ergänzend dazu wurden Laborversuche zur Untersuchung der Folgen hoher Sulfidkonzentrationen auf die Nitrifikationsleistung in den ersten Wochen nach Inbetriebnahme durchgeführt. Dabei wurde geprüft, ob die in den ersten beiden Betriebsjahren an der KA Kanuheim Lübbenau beobachtete Nitritanreicherung tatsächlich auf den Einfluss von Sulfid zurückzuführen ist.

Die dargestellten Ergebnisse beziehen sich nicht nur auf den Untersuchungszeitraum des aktuellen Projektes, sondern berücksichtigen auch die Ergebnisse der Projekte 27143/1 und AZ 27143/2.

2 Beschreibung der Standorte und Kläranlagen

2.1 Standorte

Im Rahmen des Projektes wurden die drei Standorte Kanuheim Lübbenau, Zeltplatz Lübbenau und ein weiterer Zeltplatz in der Nähe von Lübbenau (Zeltplatz Nr. 2) untersucht.

Kanuheim Lübbenau

Das Kanuheim Lübbenau ist eine Gruppenunterkunft mit 19 Betten, die ausschließlich im Sommerhalbjahr betrieben wird. Auf dem Gelände des Kanuheims befinden sich ein Hauptgebäude, in dem der Großteil der Schlafgelegenheiten sowie sanitäre Anlagen installiert sind und zwei Nebengebäude. Ein Nebengebäude enthält eine Küche zur Selbstversorgung der Gäste und einen Wirtschaftsraum. Im zweiten Nebengebäude befinden sich zwei zusätzliche Schlafstellen sowie ein weiterer Wirtschaftsraum. Im Hauptgebäude befinden sich zwei Waschräume mit insgesamt zwei Duschen und sechs Waschbecken sowie zwei WC-Räume mit insgesamt vier Spültoiletten, einem Urinal und zwei Handwaschbecken. Die Küche verfügt über ein Spülbecken und über einen Geschirrspüler. Darüber hinaus befindet sich ein Handwaschbecken im an die Küche angrenzenden Wirtschaftsraum.

Zeltplatz Lübbenau

Auf dem sich in unmittelbarer Nähe zum Stadtzentrum gelegenen Zeltplatz Lübbenau befinden sich 150 Stellplätze, acht Campinghütten, sechs Ferienhäuser, ein Kiosk und ein Kanuverleih. Duschen, Waschbecken, WCs, Waschmaschinen und Geschirrspülbecken sind in zwei Sanitärgebäuden installiert, von denen das anfallende Schmutzwasser über eine Abwasserdruckleitung in das öffentliche Kanalnetz gefördert wird. Für Wohnmobile besteht die Möglichkeit zum Entleeren und zum Befüllen von Frischwassertanks, aber keine Möglichkeit zur Entsorgung von Chemietoiletteninhalten.

Zeltplatz Nr. 2

Der Zeltplatz Nr. 2 befindet sich an einem See in der Nähe von Lübbenau. Der Zeltplatz verfügt über 100 Stellplätze, 14 Hütten für jeweils vier Personen und über 25 Dauercamperplätze. Duschen, WCs, Waschbecken und Waschmaschinen sind in drei Sanitärgebäuden installiert. Zusätzlich befinden sich eine Badestelle und ein ganzjährig betriebenes Restaurant (100 Plätze, Küchenbetrieb) auf dem Zeltplatz. Die Abwasserbelastung wird damit durch Camper, Abwässer aus dem Restaurant und eine unbekannte Anzahl von Bade- und Restaurantgästen verursacht.

2.2 Kläranlagen

2.2.1 Kanuheim Lübbenau

Anlagenbeschreibung

Die Kläranlage des Kanuheims Lübbenau besteht aus einer Dreikammergrube (zwei Behälter mit jeweils $3,2 \text{ m}^3$ Nutzinhalt, der zweite Behälter ist in zwei Kammern unterteilt), einem Zulaufsammelschacht (ZS) bzw. Pufferbehälter ($1,1 \text{ m}^3$), einem vertikal durchströmten bepflanzten Bodenfilter (Ablaufklasse C, Oberfläche: 22 m^2 , Besatz: Schilf) und einem Ablaufsammelschacht (Abbildung 2.1). Der Bodenfilter besteht aus einer Beschickungsschicht (rd. 20 cm , Kies $2/8 \text{ mm}$) mit Zulaufleitungen, einer Filterschicht (rd. 60 cm , Sand $0/2 \text{ mm}$, Überkornanteil rd. 5% , $k_{fA} = 5 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$, $U = 3$, Abbildung 2.1), einer Drainageschicht (rd. 20 cm , Kies $2/8 \text{ mm}$) mit Ablaufleitung und ist mit einer LDPE-Folie abgedichtet.

Das Abwasser gelangt in freiem Gefälle in die Mehrkammergrube und anschließend in den Zulaufsammelschacht, aus dem es wasserstandsabhängig auf den Bodenfilter gepumpt wird. Das gereinigte Abwasser wird in einem Ablaufschacht gefasst und wasserstandsabhängig in das Leiper Fließ gepumpt. Ein Teil des gereinigten Ablaufs wird bei jedem Pumpvorgang in die dritte Kammer der Absetzanlage gefördert. Das Rezirkulationsverhältnis wird über einen Kugelhahn eingestellt.

Der Bau und der Betrieb der Kläranlage wurde in den Jahren 2009 – 2013 durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt im Rahmen des Projektes "Untersuchung der Leistungsfähigkeit und des Betriebsverhaltens einer saisonal belasteten, klein bemessenen Pflanzenkläranlage und deren Puffer-/Regenerationskapazität" (AZ 27143/1, AZ 27143/2) gefördert. Details zur Bemessung und zum Betrieb sind im entsprechenden Abschlussbericht sowie in SCHALK (2017) enthalten.

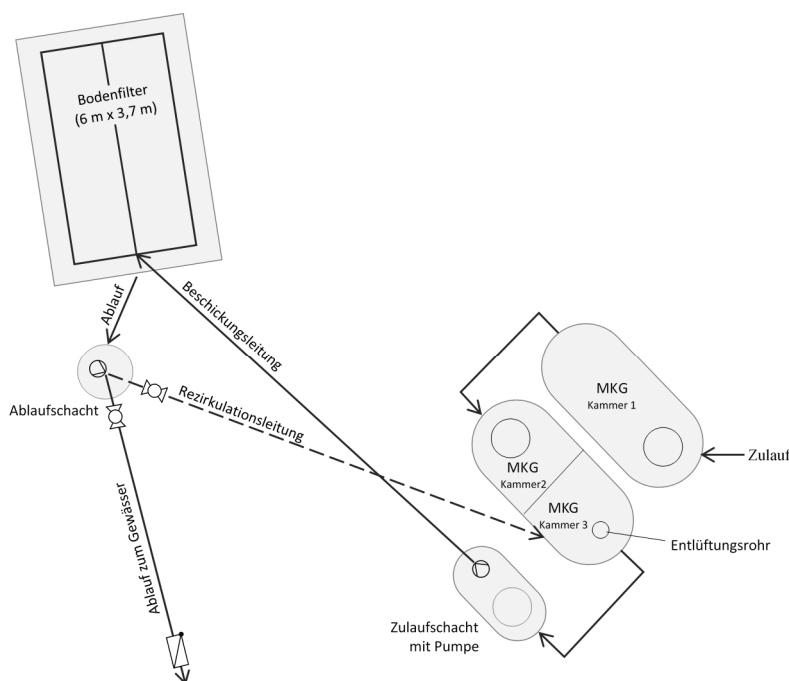


Abbildung 2.1: Schema der Kläranlage Kanuheim Lübbenau (Konfiguration im Jahr 2017)

Anpassung des Betriebs an Trockenperioden

Zur Anpassung des Betriebs an Trockenperioden außerhalb der Saison wurde die vorhandene Ablaufarmatur (Abbildung 2.2) angepasst, um eine weitere Pumpe erweitert, die vorhandenen Kugelhähne aufgrund von Korrosionsschäden durch Kugelhähne aus PVC ersetzt (Abbildung 2.3). Dem Umbau der Ablaufeinheit liegt folgendes Betriebsregime zugrunde: Der Betrieb der Pumpe A/RZ-P1 entspricht dem bisherigen Verfahrensablauf, bei dem ein Teil des gereinigten Abwassers bei jedem Pumpvorgang zurück in die Vorklärung gefördert wird. Außerhalb der Saison wird eine zweite Pumpe (RZ-P2) in Betrieb genommen, die ausschließlich zur Rezirkulation dient. Beide Pumpen werden wasserstandsabhängig aktiviert, daher sind die Ein- und Ausschaltpunkte so zu wählen, dass die Rezirkulationspumpe (RZ-P2) vor A/RZ-P1 in Betrieb geht. Durch eine Zeitschaltung wird sichergestellt, dass die Rezirkulationspumpe RZ-P2 nicht dauerhaft in Betrieb ist, sondern nur für wenige Stunden pro Woche. Prinzipiell kann diese Betriebsweise auch mit einer Pumpe realisiert werden, wenn der Ablaufstrang abgesperrt wird, allerdings besteht die Gefahr, dass es bei Starkregenereignissen zum Anlageneinstau kommt.

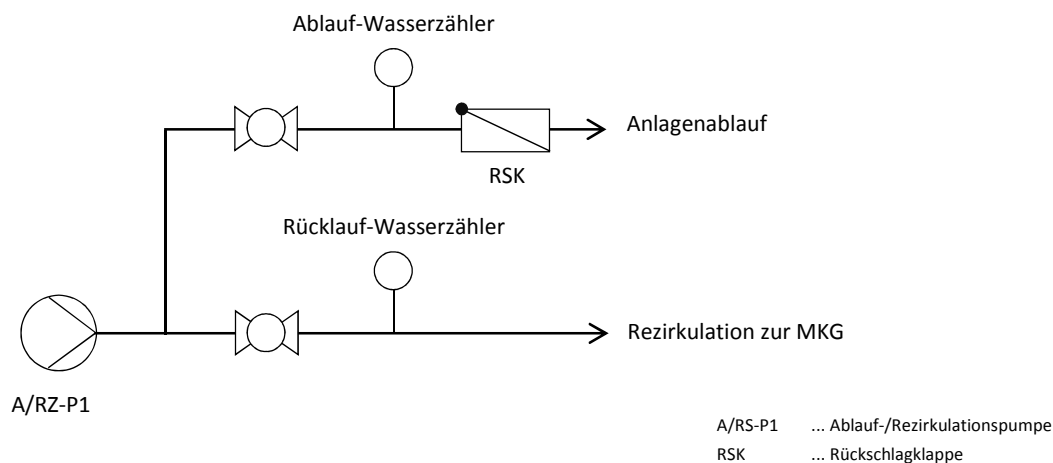


Abbildung 2.2: Ablaufarmatur nach Erstinstallation [SCHALK, 2017]

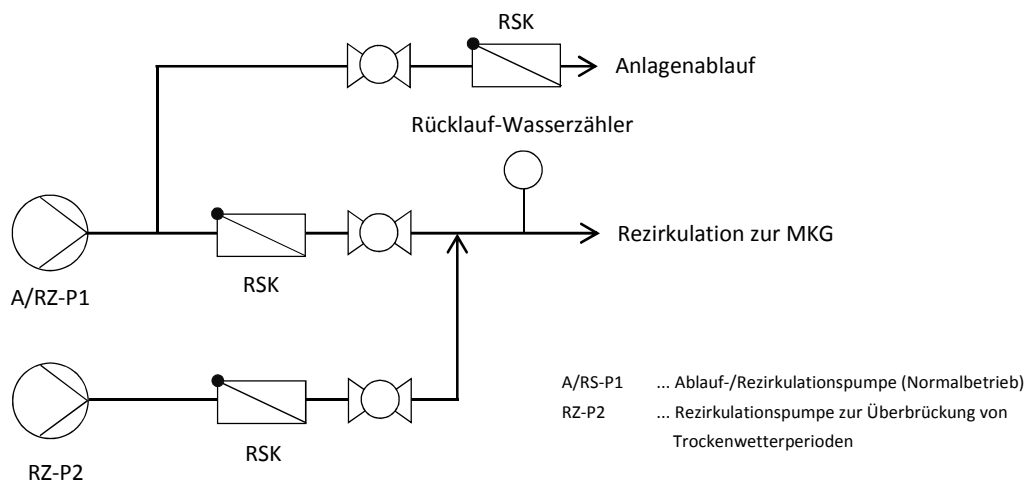


Abbildung 2.3: Ablaufarmatur nach Umbau 03/2016 [SCHALK, 2017]

Die Ablaufarmatur wurde im März 2016 entsprechend umgebaut und mit zwei Pumpen im Ablaufschacht der KA Kanuheim Lübbenau installiert, aufgrund eines Schadens an der Rezirkulationsleitung war allerdings nur die A/RZ-P1 in Betrieb.

Test zur Sulfidfällung

Ab Juni 2016 wurde ein Test zur Ausfällung des in der Vorklärung gebildeten Sulfids durchgeführt. Die Dosierstelle befand sich in der zweiten Kammer der Vorklärung (Abbildung 2.4), um die Gefahr von Schlammabtrieb aus der Vorklärung auf den Bodenfilter zu mindern. Als Fällmittel wurde Grünsalz ($C(Fe^{2+}) = 75 \text{ g/l}$) eingesetzt. Die Dosierung erfolgte zeitproportional über eine Schlauchpumpe (neun Schaltpaare). Die Dosiermenge wurde über die mittleren Sulfidkonzentrationen und den mittleren Zufluss der Vorjahre abgeschätzt. Die Dosierung wurde am 09.06.2016 aktiviert und war bis zum 23.08.2016 in Betrieb. Dabei wurden 76 l Grünsalz dosiert. Vor der Dosierung lagen die Sulfidkonzentrationen im Zulaufschacht im Jahr 2016 bei i. M. $78 \pm 46 \text{ mg Sulfid/l}$ ($n = 3$), während der Dosierung bei i. M. $21 \pm 13 \text{ mg Sulfid/l}$ ($n = 6$). Zu Beginn der Untersuchung wurden 6,7 l bzw. 3,5 l direkt in die erste bzw. zweite Kammer der Vorklärung dosiert.



Abbildung 2.4: *Dosierstelle für Grünsalz zur Ausfällung von Sulfid in der 2. Kammer der Vorklärung der KA Kanuheim Lübbenau*

2.2.2 Zeltplatz Nr. 2

Die Abwässer vom Zeltplatz und aus dem Restaurant wurden in einer zweistraßigen, vertikal durchströmten Bodenfilteranlage ($A_{\text{ges.}} = 240 \text{ m}^2$) behandelt. Die Anlage war im Jahr 2001 als zweistufiger Vertikalfilter errichtet worden ($2 \times 120 \text{ m}^2$). Das biologisch behandelte Abwasser wird versickert. Zusätzlich zu den Anforderungen an die C-Elimination ist ein Gesamt-N-Gehalt im Ablauf von 24 mg/l einzuhalten. Die Vorbehandlungsanlage bestand aus einer Dreikammergrube (1. Kammer: 10 m^3 , 2. und 3. Kammer: jeweils 5 m^3) und einem Pufferbehälter (6 m^3). Die Abwässer aus dem Restaurant wurden bzw. werden vor der Einleitung in die Absetzanlage in einem Fettabscheider vorbehandelt.

Aufgrund von Betriebsproblemen infolge eines höheren Abwasseranfalls durch den Neubau von Sanitäranlagen wurde die Kläranlage zwischenzeitlich umgebaut und die zweite Stufe der Anlage parallel

zur ersten Stufe betrieben (Abbildung 2.5). In diesem Rahmen wurden das Beschickungssystem erneuert, eine Pumpensteuerung für den Parallelbetrieb installiert sowie zwei Beschickungspumpen in zwei der drei ehemaligen Ablaufschächte der ersten Stufe eingesetzt. Aufgrund der begrenzten Kapazität der Schächte ($V < 1 \text{ m}^3$) und der ungünstigen Anordnung der Beschickungsrohre (Größe der Austrittsöffnungen) wurde die Beetoberfläche ungleichmäßig beschickt. Ein gleichmäßiger Einstau war während der Beschickung nicht gegeben, eine Einhaltung der nach DWA-A 262 empfohlenen Sickerzeit nicht möglich. Im Sommer fand die Beschickung der Einzelbeete z.T. alle 10 – 15 min statt.

Abwasserbehandlung auf dem Zeltplatz Nr. 2 bis 2015

Abwasserbehandlung auf dem Zeltplatz Nr. 2 ab 2016

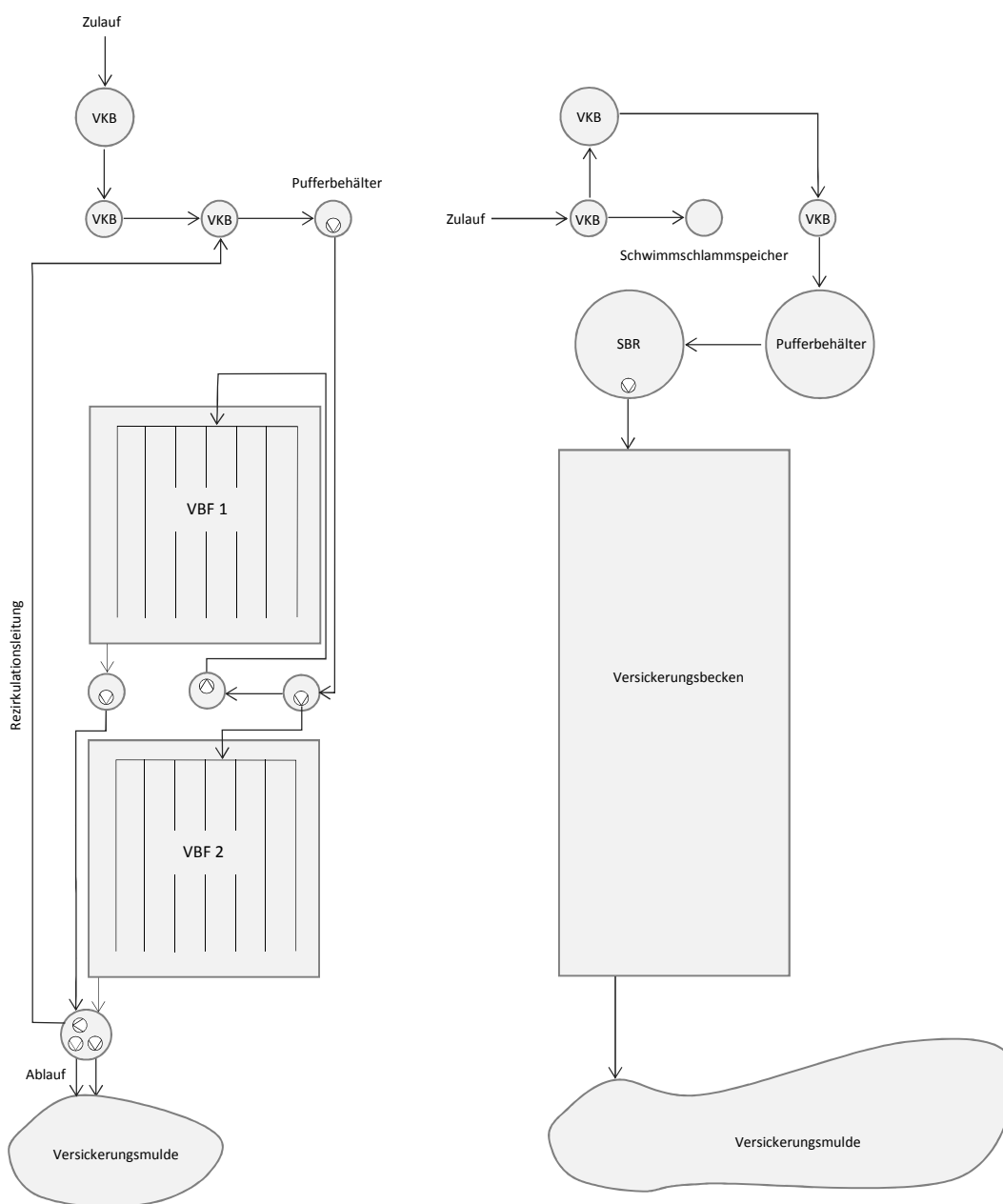


Abbildung 2.5: Kläranlage des Zeltplatzes Nr. 2 in den untersuchten Konfigurationen

Die Bodenfilteranlage wurde bis etwa Ende 2015 betrieben. Aufgrund fortgesetzter Betriebsprobleme, die aus der hydraulischen und frachtmäßigen Überlastung von Vorklärung und Bodenfilter resultierten und infolge der Überschreitung der Überwachungswerte für Gesamt-Stickstoff wurde der Bodenfilter zurückgebaut und durch eine SBR-Anlage ersetzt (Abbildung 2.5). Die Entscheidung des Eigentümers fiel vor allem wegen der geringeren Baukosten zugunsten der SBR-Anlage aus. Eine Erweiterung bzw. Sanierung der vorhandenen Anlage wurde vom Betreiber aufgrund des Platzbedarfs für die Erweiterung (Nitrifikation + Denitrifikation) und der schlechten Erfahrungen mit der vorhandenen Anlage abgelehnt, ungeachtet der Tatsache, dass die Betriebsprobleme durch einen unsachgemäßen Betrieb der Vorklärung (Feststoffabtrieb) und eine wesentlich höhere Belastung verursacht worden sind.

Die SBR-Anlage wurde auf Grundlage der vom Eigentümer gegenüber dem Anlagenplaner gemachten Angaben zur Auslastung des Campingplatzes mit einer Kapazität von 160 EW ($V = 25 \text{ m}^3$) vor Beginn der Saison 2016 errichtet. Zusätzlich wurde ein Pufferbehälter hinter der Absetzanlage mit einem Volumen von 25 m^3 installiert. Die vorhandene Absetzanlage wurde aufgrund von Betonkorrosionsschäden saniert, die Betriebsweise geändert. Als erste Kammer wird eine der kleineren Kammern (5 m^3) genutzt, die ursprüngliche erste Kammer mit 10 m^3 wird als zweite Kammer betrieben; der ehemalige Pufferschacht als dritte Kammer der Vorklärung. Die ehemalige dritte Kammer dient als Schwimmschlamm-speicher. Die erste Kammer der Vorklärung wird belüftet. Das gereinigte Abwasser wird versickert. Die vorhandene Sickermulde wurde vergrößert.

Während der Projektlaufzeit wurden im Jahr 2015 Proben aus der Bodenfilteranlage und in den Jahren 2016/2017 aus der SBR-Anlage entnommen. Eine Bestimmung der Zulauffrachten war aufgrund der unklaren hydraulischen Lage nicht möglich. Es gibt zwar einen Trinkwasserzähler, zusätzlich wird Brauchwasser für die Toilettenspülung genutzt, der Brauchwasserverbrauch aber nicht erfasst. Darüber hinaus waren die Angaben zur Anzahl der Gäste auf dem Zeltplatz und im Restaurant für eine Auswertung zu ungenau (+/- 50 Personen).

3 Material und Methoden

3.1 Probenahme

Am Kanuheim Lübbenau erfolgte die Probenahme im Zeitraum 05/2015 bis 08/2017 während der Saison im Regelfall einmal monatlich (2015: 6 x, 2016: 10 x, 2017: 5 x). Im Jahr 2016 wurden während des im Juni durchgeführten Fälltests zusätzliche Proben entnommen. Aus der Kläranlage des Zeltplatzes Nr. 2 wurden achtzehnmal Proben entnommen, davon siebenmal aus der Bodenfilteranlage (2015) und elfmal aus dem SBR (2016 – 2017), wobei nicht bei jeder Probenahme alle Verfahrensstufen untersucht wurden, so dass sich bei der Auswertung im Hinblick auf die Anzahl der Proben Abweichungen ergeben. Zur Bestimmung der spezifischen Schmutzfrachten wurden zusätzlich Messungen auf dem Zeltplatz Lübbenau durchgeführt. Mit den Messungen des Vorläuferprojektes stehen neun Proben zur Verfügung. Auf den Kläranlagen wurden Stichproben aus folgenden Verfahrensstufen entnommen:

- Kanuheim Lübbenau:
 - 1. Kammer der Vorbehandlungsanlage,
 - 2. Kammer der Vorbehandlungsanlage,
 - Pufferbehälter,
 - Ablaufschacht,
- Zeltplatz Nr. 2 (Bodenfilter/SBR):
 - 1. Kammer der Vorbehandlungsanlage,
 - Pufferbehälter,
 - Ablaufschacht.

Auf dem Zeltplatz Lübbenau wurden 24-h-Mischproben aus den Abwasserschächten an beiden Sanitärgebäuden entnommen. Die Ermittlung der Gesamtkonzentrationen des Abwassers erfolgte auf Grundlage der Summe der Einzelfrachten und der Summe der Zuflüsse (Trinkwasserzähler).

Zur Bestimmung der hydraulischen Belastung und zur Ermittlung der Frachten am Kanuheim Lübbenau wurden der Trinkwasserverbrauch und der Rezirkulationsvolumenstrom mit Wasserzählern erfasst. Der Ablaufvolumenstrom wurde anhand des Trinkwasserverbrauchs und der Niederschlagsmenge über dem Bodenfilter ermittelt. Eine direkte Messung des Ablaufvolumenstroms wurde im Gegensatz zum Vorgängerprojekt nicht durchgeführt, da dies wiederholt zu Betriebsproblemen geführt hat. Die Bilanzierung der Kläranlage wurde auf folgender Grundlage durchgeführt:

- Zulauffracht zur Vorklärung: $B_{d,XXX,Zu} = Q_{TW} \cdot C_{XXX,MKG1}$
- Zulauffracht zum Bodenfilter: $B_{d,XXX,BF} = (Q_{Ab} + Q_{RZ} - Q_{RW}) \cdot C_{XXX,ZS}$
- Ablaufracht aus dem Bodenfilter: $B_{d,XXX,Ab} = Q_{Ab} \cdot C_{XXX,Ab}$
- Rezirkulierte Fracht: $B_{d,XXX,RZ} = Q_{RZ} \cdot C_{XXX,Ab}$

Der für die Frachtberechnung maßgebende Zufluss wurde aus der Differenz der Zählerstände zwischen zwei Probenahmen bestimmt. Daraus wurde das auf die Belegung des Kanuheims bezogene gewichtete Mittel gebildet. Die zur Bilanzierung genutzten Ansätze sind in SCHALK (2017) enthalten.

3.2 Untersuchungsmethoden

Die analytische Bestimmung der untersuchten Parameter (Tabelle 3.1) erfolgte im Labor des Instituts für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft gemäß den in Tabelle 3.2 dargestellten Methoden. Zur Vermeidung von Schwimmschlammeinflüssen wurde eine Tauchflasche zur Entnahme der Proben aus der ersten Kammer der Vorklärung auf der KA Kanuheim Lübbenau eingesetzt. In allen untersuchten Verfahrensstufen wurden vor-Ort Leitfähigkeit, pH-Wert und Temperatur bestimmt. Die vor-Ort genutzten Geräte sind in Tabelle 3.3 bis Tabelle 3.5 dargestellt.

Tabelle 3.1: Analysenplan für die untersuchten Standorte

ZP Lübbenau	Kanuheim Lübbenau Zeltplatz Nr. 2	Kanuheim Lübbenau	Kanuheim Lübbenau Zeltplatz Nr. 2	Kanuheim Lübbenau Zeltplatz Nr. 2
Rohabwasser Abwasserschächte	Vorklärung 1. Kammer	Vorklärung 2. Kammer	Zulauf Biologie Pufferbehälter	Ablauf Ablaufschacht/-behälter
CSB _{hom}	CSB _{hom}	CSB _{hom}	CSB _{hom}	CSB _{hom}
CSB _{mf}	CSB _{mf}	CSB _{mf}	CSB _{mf}	CSB _{mf}
BSB ₅	BSB ₅	BSB ₅	BSB ₅	BSB ₅
TKN	TKN	TKN	TKN	TKN
NH ₄ -N	NH ₄ -N	NH ₄ -N	NH ₄ -N	NH ₄ -N
-	-	-	-	NO ₃ -N
-	-	-	-	NO ₂ -N
P _{ges}	P _{ges}	P _{ges}	P _{ges}	P _{ges}
AFS	AFS	AFS	AFS	AFS
-	SO ₄ ²⁻	SO ₄ ²⁻	SO ₄ ²⁻	SO ₄ ²⁻
-	Sulfid	Sulfid	Sulfid	Sulfid
-	-	-	Säurekapazität	Säurekapazität
pH-Wert	pH-Wert	pH-Wert	pH-Wert	pH-Wert
Temperatur	Temperatur	Temperatur	Temperatur	Temperatur
Leitfähigkeit	Leitfähigkeit	Leitfähigkeit	Leitfähigkeit	Leitfähigkeit

Tabelle 3.2: Nachweismethoden

Parameter	Methode	Messbereich [mg/l]	Firma
BSB ₅	DIN EN 1899-1	> 3	-
CSB	LCK 414	5 – 60	Hach Lange GmbH, Düsseldorf
	LCK 314	15 – 150	
	LCK 514	100 – 2.000	
TKN	DIN EN 25663	> 2	BÜCHI Labortechnik GmbH, Essen
NH ₄ -N	Spectroquant 114752	0,03 – 3,0	Merck KGaA, Darmstadt
NO ₃ -N	DIN 38405-9	0,2 – 25,0	-
NO ₂ -N	Spectroquant 114776	0,02 – 0,8	Merck KGaA, Darmstadt
P _{ges}	LCK 348	0,2 – 5,0	Hach Lange GmbH, Düsseldorf
	LCK 350	0,5 – 20	
AFS	DIN 38409-2	-	Filter: Sartorius AG, Göttingen
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1	-	-
Sulfid	Spectroquant 114779	> 0,025	Merck KGaA, Darmstadt
Säurekapazität	DIN 38409-7	-	-

Tabelle 3.3: Für Vor-Ort-Untersuchungen an der KA Kanuheim Lübbenau genutzte Geräte

Bezeichnung	Gerät	Hersteller
Leitfähigkeit	Gerät: Multiline P3, Sensor: TetraCon® 325	WTW Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH, Weilheim
Sauerstoff	Gerät: Oxi 323, Oxi 340i, Sensor: CellOx 325	
pH-Wert	Gerät: pH 323, Sensor: SenTix 21	
Schwefelwasserstoff	Dräger X-am 2000	Dräger Safety AG & Co. KGaA, Lübeck

Tabelle 3.4: Für Vor-Ort-Untersuchungen auf dem ZP Lübbenau genutzte Geräte

Bezeichnung	Gerät	Hersteller
Leitfähigkeit	Gerät: Multiline P3, Sensor: TetraCon® 325	WTW Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH, Weilheim
pH-Wert	Gerät: pH 323, Sensor: SenTix 21	
Probennehmer	BÜHLER XIAN 1000	Dr. Bruno Lange GmbH, Düsseldorf
	LIQUIPORT 2000 Ex	Endress + Hauser Messtechnik GmbH & Co. KG, Weil am Rhein

Tabelle 3.5: Für Vor-Ort-Untersuchungen auf dem ZP Nr. 2 genutzte Geräte

Bezeichnung	Gerät	Hersteller
Leitfähigkeit	Gerät: Multiline P3, Sensor: TetraCon® 325	WTW Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH, Weilheim
pH-Wert	Gerät: pH 323, Sensor: SenTix 21	

Zur Verhinderung der Ausgasung von Schwefelwasserstoff wurden die Sulfidproben in separaten Flaschen mit einer vorbereiteten Zinkacetatlösung stabilisiert.

Angaben zur Durchführung der Laborversuche und zum Versuchsaufbau sind in Abschnitt 7 enthalten.

4 Abwasseranfall und -beschaffenheit

4.1 Abwasserbeschaffenheit

Die im Folgenden dargestellten Werte wurden im aktuellen Projekt erhoben sowie in den DBU-Projekten AZ 27143/1 und AZ 27143/2.

Die Abwässer sind aufgrund des fehlenden Fremdwassereinflusses relativ hoch konzentriert (Tabelle 4.1, Tabelle 4.2). Im Vergleich zu Abwässern aus Kleinkläranlagen wurden ähnliche Werte in Bezug auf die CSB-Belastung erreicht, aber wesentlich höhere für die Stickstoffkonzentrationen.

Tabelle 4.1: Abwasserbeschaffenheit (nach Sedimentation in der 1. Kammer der Vorklä rung) einfacher Fremdenverkehrseinrichtungen im Vergleich zu häuslichem Abwasser

Objekt		CSB _{hom.} [mg/l]	CSB _{mf} [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]	TKN [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	P _{ges.} [mg/l]
Mittelwerte	Kanuheim Lübbenau	755 ± 215	468 ± 127	387 ± 126	170 ± 37	148 ± 34	18 ± 5,7
	Zeltplatz Lübbenau ¹⁾	741 ± 345	500 ± 93	315 ± 134	197 ± 33	164 ± 32	18 ± 5,2
	Zeltplatz Nr. 2 ²⁾	825 ± 173	490 ± 66	435 ± 64	134 ± 22	114 ± 22	15 ± 1,5
	Zeltplatz Nr. 2 ³⁾	(731 ± 254)	(387 ± 205)	(285 ± 101)	134 ± 35	115 ± 31	14 ± 8,5
	Kleinkläranlagen ⁴⁾	757 ± 361	454 ± 264	365 ± 196	-	91 ± 29	18 ± 5,3
85-%-Perzentile	Kanuheim Lübbenau	1.001	581	512	207	178	24
	Zeltplatz Lübbenau ¹⁾	981	596	430	215	180	22
	Zeltplatz Nr. 2 ²⁾	833	543	485	150	130	16
	Zeltplatz Nr. 2 ³⁾	(1.034)	(525)	(364)	157	139	22
	Kleinkläranlagen ⁴⁾	1.138	746	584	-	117	23
Anzahl Proben	Kanuheim Lübbenau	74	74	74	74	74	74
	Zeltplatz Lübbenau ¹⁾	9	9	9	9	9	9
	Zeltplatz Nr. 2 ²⁾	7	7	7	7	7	7
	Zeltplatz Nr. 2 ³⁾	10	10	10	10	10	10
	Kleinkläranlagen ⁴⁾	59 (10)*	52 (7)*	53 (10)*	-	24 (4)*	17 (3)*

¹⁾ Berechnet aus Rohproben mit $\eta_{\text{CSB}} = 40\%$, $\eta_{\text{BSB}_5} = 40\%$, $\eta_{\text{TS}} = 65\%$, $\eta_{\text{TKN}} = 10\%$, $\eta_{\text{P}_{\text{ges.}}} = 10\%$

²⁾ Probenahme im Jahr 2015 aus der 1. Kammer des Absetzbeckens der Bodenfilteranlage

³⁾ Probenahme im Zeitraum 2016/2017 aus der belüfteten 1. Kammer des Absetzbeckens der SBR-Anlage. Durch die Belüftung wird H₂S aus dem Abwasser ausgetrieben, dadurch werden die CSB- und BSB₅-Konzentrationen gemindert.

⁴⁾ Angaben aus SCHALK (2017)

Die CSB- und BSB₅-Konzentrationen vom Zeltplatz Nr. 2 nach Neubau der SBR-Anlage sind in der Betrachtung der Vollständigkeit halber enthalten. Infolge der Belüftung der ersten Kammer der Vorklä rung wird Schwefelwasserstoff aus dem Abwasser ausgetrieben, so dass die CSB-Konzentrationen im Vergleich zu einem unbelüfteten Absetzbecken niedriger ausfallen. Sulfid entsteht durch Desulfurikationsprozesse unter Verbrauch von organischem Substrat [SVARDAL, 1991], wobei die Verringerung des organischen Anteils im CSB infolge der Desulfurikation durch die analytische Erfassung von Sulfid im CSB kompensiert wird.

Die organische Belastung ist auf dem Zeltplatz Nr. 2 höher als bei den anderen Objekten, die Stickstoffkonzentrationen sind niedriger, mglw. ist dies auf den Betrieb des Restaurants zurückzuführen. Die Beschaffenheit der Abwässer vom ZP Lübbenau und vom Kanuheim Lübbenau ist weitgehend vergleichbar. Beide Objekte verfügen über eine ähnliche sanitäre Ausstattung. Der Wasserverbrauch

ist auf dem ZP Lübbenau etwas höher als im Kanuheim; auf diesem sind im Gegensatz zum Kanuheim Waschmaschinen vorhanden.

Tabelle 4.2: Beschaffenheit des rohen Abwassers des Zeltplatzes Lübbenau und des Zeltplatzes Nr. 2

Objekt		CSB _{hom.} [mg/l]	CSB _{mf} [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]	TKN [mg/l]	NH ₄ -N [mg/l]	P _{ges.} [mg/l]
Mittelwerte	Zeltplatz Lübbenau	1.112 ± 518	500 ± 93	473 ± 200	217 ± 36	164 ± 32	21 ± 5,9
	Zeltplatz Nr. 2 ¹⁾	(1.096 ± 381)	(387 ± 205)	(428 ± 151)	148 ± 38	115 ± 31	19 ± 5,8
85-%-Perzentile	Zeltplatz Lübbenau	1.471	596	645	237	180	25
	Zeltplatz Nr. 2 ¹⁾	(1.551)	(525)	(546)	172	139	24
Anzahl Proben	Zeltplatz Lübbenau	9	9	9	9	9	9
	Zeltplatz Nr. 2 ¹⁾	10	10	10	10	10	8

¹⁾ Probenahme im Zeitraum 2016/2017 aus der belüfteten 1. Kammer des Absetzbeckens der SBR-Anlage. Durch die Belüftung wird H₂S aus dem Abwasser ausgetrieben, dadurch werden die CSB- und BSB₅-Konzentrationen gemindert.

4.2 Trinkwasserverbrauch

Der auf den gesamten Untersuchungszeitraum (2010 – 2017) bezogene mittlere Trinkwasserverbrauch (Abbildung 4.1) liegt im Kanuheim bei 60 ± 21 l/(P·d), das 85%-Perzentil bei 85 l/(P·d), das Maximum bei 112 l/(P·d). Die Jahresmittelwerte schwanken zwischen 52 und 71 l/(P·d). Vergleichswerte sind für Unterkünfte in alpinen Gebieten erhoben worden und liegen zwischen 10 und 100 l/(P·d) [FRÖHLICH, 2011]. An Berghütten mit einfacher Ausstattung wird ein Wasserverbrauch von 30 bis 50 l/(P·d) erreicht [GÜNTHERT UND SCHÖNHERR, 2004]. Detaillierte Angaben sind im ÖWAV-Regelblatt 1 enthalten.

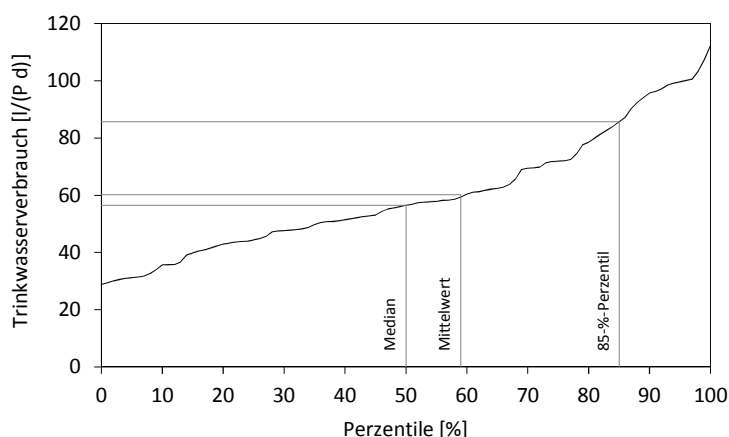


Abbildung 4.1: Trinkwasserverbrauch im Kanuheim Lübbenau (2010 – 2017)

Auf dem ZP Lübbenau lag der spezifische Wasserverbrauch an den untersuchten Tagen zwischen 30 und 81 l/(P·d), im Jahr 2015 i. M. bei 70 l/(P·d). Der im Vergleich zum Kanuheim höhere Wasserverbrauch ist mglw. auf den Betrieb von Waschmaschinen zurückzuführen sowie auf die Fremdnutzung der Toiletten durch Nutzer des auf dem Zeltplatz betriebenen Kanuverleihs. Der Wasserverbrauch liegt über den Angaben des zurückgezogenen ATV-A 129 (1979). Gegenüber neueren Literaturangaben ist der Wasserverbrauch auf dem Zeltplatz als relativ niedrig einzuschätzen (Abbildung 4.2). Der mittlere Wasserverbrauch auf deutschen Campingplätzen mit 'Ecocamping'-Auszeichnung liegt bei 82 l/(P·d), ohne Auszeichnung bei 91 l/(P·d) [N.N., 2011A]. Ein wesentlicher Einfluss auf den Wasserverbrauch besteht durch zusätzliche Angebote auf den Zeltplätzen (Restaurants, Sportangebote, Bademöglichkeiten).

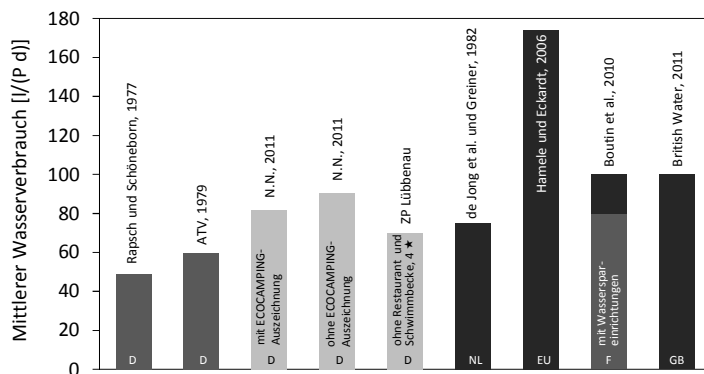


Abbildung 4.2: Wasserverbrauch auf Campingplätzen nach verschiedenen Quellen [SCHALK, 2017]

4.3 Spezifische Zulauffrachten

Für den ZP Lübbenau und für das Kanuheim Lübbenau wurden spezifische Frachten ermittelt (Tabelle 4.3, Tabelle 4.4). Zur Berechnung der spezifischen Schmutzfrachten wurde der Zufluss nach der Anzahl der Gäste gewichtet. Fremdwasser- oder schwimmschlammbeeinflusste Proben wurden nicht berücksichtigt.

Die organische Belastung ist gegenüber den kommunalen Einwohnerwerten geringer, die Stickstoffbelastung dagegen vergleichbar (Tabelle 4.3). Die für das Kanuheim und den Zeltplatz Lübbenau bestimmten spezifischen CSB- und BSB₅-Frachten unterscheiden sich (Tabelle 4.3, Tabelle 4.4), die Stickstofffrachten sind dagegen nahezu gleich. Schwankungen sind auf das unterschiedliche Verhalten der Gäste zurückzuführen. Zusätzliche Angebote (Restaurants, etc.) führen zur Erhöhung der Frachten und sind gesondert zu berücksichtigen. Die für den ZP Lübbenau ermittelten Frachten sind geringer als in der Literatur genannte Vergleichswerte (z. B. BOUTIN ET AL, 2010), allerdings ist das Abwasser in Lübbenau nicht durch Restaurants beeinflusst. Unabhängig davon ist die Anwendung pauschaler Einwohnergleichwerte, bspw. nach dem nicht normativen Anhang zur DIN 4261-1, nicht zur Bemessung geeignet, da die Nährstoffverhältnisse im Abwasser von Fremdenverkehrseinrichtungen von denen kommunaler Abwässer abweichen.

Tabelle 4.3: Spezifische Schmutzfrachten aus dem Kanuheim Lübbenau

Parameter	Einheit	CSB _{hom.}	CSB _{mf}	BSB ₅	TKN	NH ₄ -N	P _{ges.}	
Anzahl der Proben	[-]	58	58	58	58	58	58	
Sedimentierte Proben (Messwerte)	Mittelwert	[g/(P·d)]	42 ± 17	27 ± 12	22 ± 9,7	9,9 ± 3,7	8,5 ± 3,3	1,1 ± 0,5
	Median	[g/(P·d)]	42	25	21	9,1	7,9	1,0
	85%-Perzentil	[g/(P·d)]	59	39	33	13	11	1,6
Rohproben (berechnet) ¹⁾	Mittelwert	[g/(P·d)]	71	27	36	11	8,5	1,2

¹⁾ Wirkungsgrade: $\eta_{CSB} = 40\%$, $\eta_{BSB5} = 40\%$, $\eta_{TS} = 65\%$, $\eta_{TKN} = 10\%$, $\eta_{P_{ges.}} = 10\%$

Tabelle 4.4: Spezifische Schmutzfrachten vom Zeltplatz Lübbenau (Rohfrachten)

Parameter	Einheit	CSB _{hom.}	CSB _{mf}	BSB ₅	TKN	NH ₄ -N	P _{ges.}	
Anzahl der Proben	[-]	9	9	9	9	9	9	
Fracht	Mittelwert	[g/(P·d)]	52 ± 24	24 ± 6,3	22 ± 9,6	10 ± 1,9	7,3 ± 1,6	0,9 ± 0,3
	Median	[g/(P·d)]	43	24	21	10	7,9	0,9
	85%-Perzentil	[g/(P·d)]	60	31	27	11	8,7	1,1

5 Untersuchungen an der Kläranlage des Kanuheims Lübbenau

5.1 Abwasserbeschaffenheit im Zulauf des Bodenfilters

Die Temperaturen im Zulaufschacht des Bodenfilters lagen im Regelfall 10 % unter denen in der ersten Kammer der Vorklärung ($T_{ZS} = 0,90 \cdot T_{VKB1}$, $R^2 = 0,90$); die pH-Werte waren im Zulaufschacht im Gesamtmittel mit 7,6 etwas höher als in der ersten Kammer mit 7,4. Die AFS-Konzentrationen lagen im Regelfall unter 100 mg/l.

Die Konzentrationen variierten im Zulauf des Bodenfilters (Tabelle 5.1) in Abhängigkeit der Abwasserbeschaffenheit im Zulauf der Absetzanlage, dem Wirkungsgrad der Kammern zwei und drei sowie dem Rezirkulationsverhältnis. Durch die Denitrifikation von rückgeführtem Nitrat bzw. Nitrit wirkt sich die Rezirkulation durch Verdünnung und durch den Verbrauch von organischen Kohlenstoffverbindungen auf das Konzentrationsniveau der organischen Kohlenstoffverbindungen aus.

Die Verhältnisse zwischen $CSB_{hom.}$ und BSB_5 , $P_{ges.}$ und TKN, $CSB_{hom.}$ und TKN, $CSB_{hom.}$ und $P_{ges.}$ weisen einen Offset auf, der durch die Rezirkulation bestimmt wird. Da über die Rezirkulation inerte CSB, aber nahezu kein BSB_5 zurückgeführt wird, ändert sich das CSB/BSB_5 -Verhältnis im Vergleich zur ersten Kammer. Stickstoff- und Phosphorverbindungen werden abhängig von der Eliminationsleistung des Bodenfilters ebenfalls zurückgeführt. Die Stickstoffkonzentrationen sind auch nach der Verdünnung mit Ablaufwasser vergleichsweise hoch.

Bei der Gegenüberstellung der Jahresmittelwerte ist zu berücksichtigen, dass sich das Probenahmeintervall in den einzelnen Jahren unterscheidet. In den ersten vier Jahren wurden die Proben im Abstand von zwei Wochen genommen, in den Folgejahren monatlich. Im Jahr 2016 kamen zusätzliche Proben im Rahmen der Sulfidfällung hinzu, im Jahr 2017 endete die Probenahmekampagne im August. Der Rückgang der CSB - und BSB_5 -Konzentrationen im Jahr 2016 ist im Wesentlichen auf die Ausfällung des Sulfids in der Vorbehandlungsanlage zurückzuführen.

Tabelle 5.1: Beschaffenheit des Abwassers im Zulauf des Bodenfilters

Jahr	pH-Wert	T	$KS_{4,3}$	CSB_{hom}	CSB_{mf}	$BSB_{5,hom}$	TKN	NH_4-N	$P_{ges.}$	AFS
	[-]	[°C]	[mmol/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
2010	7,8 ± 0,4	16 ± 3,9	14 ± 4,4	374 ± 166	258 ± 110	176 ± 108	107 ± 37	94 ± 32	10 ± 3,4	75 ± 28
2011	7,5 ± 0,5	16 ± 3,6	13 ± 4,3	317 ± 139	202 ± 102	150 ± 109	109 ± 45	98 ± 43	13 ± 3,5	72 ± 34
2012	7,5 ± 0,2	17 ± 3,1	16 ± 2,9	330 ± 111	216 ± 89	125 ± 67	130 ± 31	121 ± 31	15 ± 3,1	67 ± 21
2013	7,6 ± 0,4	16 ± 4,2	15 ± 3,2	323 ± 97	201 ± 70	123 ± 60	114 ± 33	104 ± 31	15 ± 4,3	68 ± 16
2015	7,6 ± 0,3	18 ± 2,0	19 ± 2,3	374 ± 67	234 ± 63	170 ± 49	165 ± 22	152 ± 23	17 ± 2,1	68 ± 4,8
2016	7,5 ± 0,5	16 ± 3,0	13 ± 2,8	242 ± 101	155 ± 75	100 ± 66	110 ± 29	98 ± 25	11 ± 2,6	62 ± 25
2017	7,9 ± 0,2	16 ± 3,8	11 ± 2,1	188 ± 45	84 ± 15	59 ± 23	94 ± 20	87 ± 20	11 ± 4,0	63 ± 8,6

5.2 Flächenbelastung

Der Bodenfilter wurde im Wesentlichen innerhalb seiner Bemessungsgrenzen betrieben. Die TKN-Flächenbelastung war in den untersuchten Jahren ähnlich (Abbildung 5.2), die CSB-Flächenbelastung war stärkeren Schwankungen unterworfen (Abbildung 5.1), die durch Denitrifikationsprozesse in der Vorklärung und durch die Sulfidfällung 2016 beeinflusst wurden. Die 85%-Perzentile der CSB-Flächenbelastung lagen in allen Jahren unterhalb des Bemessungswertes. Die zulässige Flächenbelastung wurde in den ersten vier Jahren zu 2 – 8 % überschritten, in den Folgejahren dagegen nicht. Neben den erwähnten frachtmindernden Prozessen in der Vorklärung (weitergehende Sedimentation, Rezirkulation, Fällung 2016) beeinflusst die Auslastung der Unterkunft und die Frachtproduktion durch die Nutzer die tatsächliche Belastung. Ausgehend von den ermittelten spezifischen Frachten und der mittleren Auslastung des Kanuheims liegt die daraus resultierende theoretische mittlere CSB-Flächenbelastung bei $34 \text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$. Tatsächlich wurden durch den Einfluss von Vorklärung, Rezirkulation und Fällung i. M. $20 \text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ erreicht.

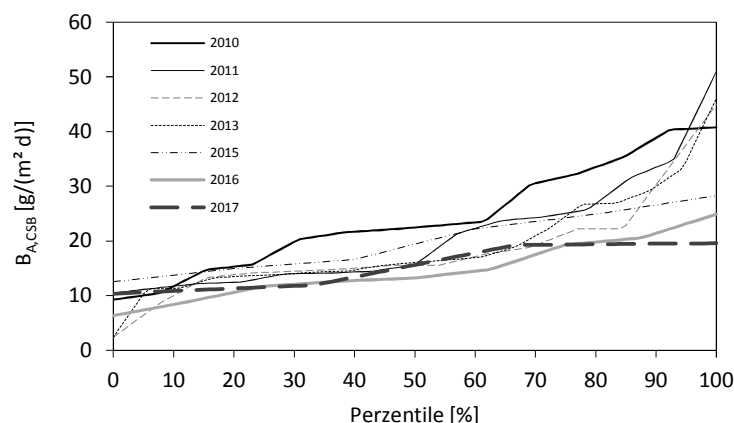


Abbildung 5.1: $CSB_{hom.}$ -Flächenbelastung des Bodenfilters der KA Kanuheim Lübbenau

Während die Fracht der organischen Kohlenstoffverbindungen im Zulauf des Bodenfilters im Vergleich zum Anlagenzulauf sank, wurde die TKN-Fracht durch die Rezirkulation von nicht oxidiertem Stickstoff infolge der unvollständigen Nitrifikation in den Jahren 2010 – 2016 (Abschnitt 5.4) gesteigert. Dieser Einfluss sinkt mit zunehmender Nitrifikationsrate. Die tatsächliche Stickstoffbelastung war mit i. M. $9,4 \text{ g TKN}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ höher als sich bei Ansatz der spezifischen Fracht und der mittleren Auslastung ($8,0 \text{ g TKN}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$) ergibt. Im Vergleich zum CSB ist die TKN-Flächenbelastung deutlich häufiger überschritten worden (Abbildung 5.2), da im Gegensatz zur CSB-Flächenbelastung keine Erhöhung der TKN-Flächenbelastung bei der Bemessung zugelassen wurde, die Bemessung mit pauschalen Einwohnerequivalenzen erfolgte, die nicht das vom kommunalen Abwasser abweichende CSB/TKN-Verhältnis berücksichtigten, z. T. wesentlich mehr Personen im Kanuheim übernachteten als die zwanzig veranschlagten Personen und $\text{NH}_4\text{-N}$ in die Vorklärung rezirkuliert wurde. Die Überschreitungshäufigkeit variiert stark und liegt zwischen 2 % im Jahr 2016 und 49 % im Jahr 2015. Die 85%-Perzentile der TKN-Flächenbelastung liegen zwischen $9,0$ und $12 \text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$.

Die hydraulische Belastung mit Schmutzwasser (Abbildung 5.3) lag im Wesentlichen innerhalb der zulässigen $80 \text{ l}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$. Auffällig sind die abweichenden Belastungsverhältnisse der Jahre 2016 und

2017, die vom geänderten Probenahmeintervall bzw. dem verkürzten Probenahmezeitraum beeinflusst werden, mglw. sind Zeiträume mit geringerer Belegung und geringerem Abwasseranfall unterrepräsentiert. Das 85%-Perzentil aller Messungen liegt bei $63 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. Unter Berücksichtigung der Rezirkulationswassermenge ergeben sich z. T. hohe Werte (Abbildung 5.4) von bis zu $180 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$. Ein Teil dieser Werte ist auf Betriebsstörungen zurückzuführen, die im Abschlussbericht zu den Projekten 27143/1 und AZ 27143/2 erläutert wurden [SCHALK UND KÜHN, 2014]. Ungeachtet der zeitweise hohen Belastungszustände wurde keine daraus folgende Vernässung der Beetoberfläche festgestellt.

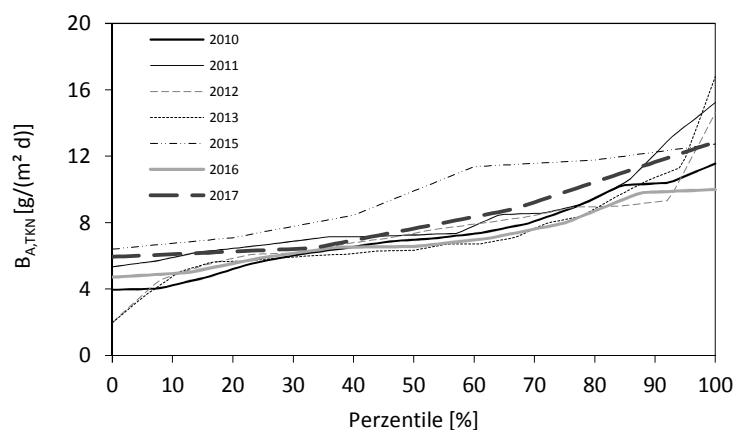


Abbildung 5.2: TKN-Flächenbelastung des Bodenfilters der KA Kanuheim Lübbenau

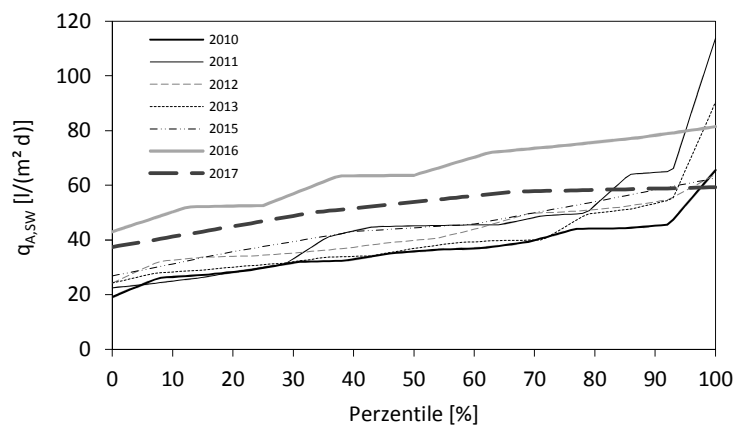


Abbildung 5.3: Hydraulische Flächenbelastung (Schmutzwasser)

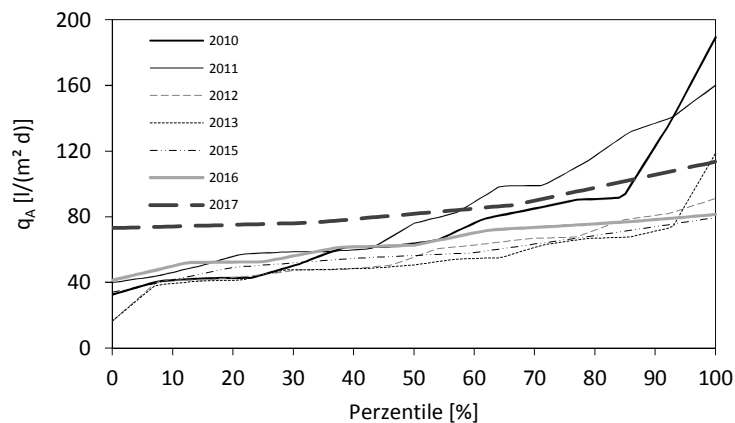


Abbildung 5.4: Hydraulische Flächenbelastung (Schmutzwasser + Rezirkulation)

Die Rezirkulationsverhältnisse zeigten relativ große Unterschiede. In den ersten vier Jahren lag das RV im Regelfall zwischen 0,4 und 0,5. Im Jahr 2011 war es zeitweise wesentlich höher, so dass sich ein höherer Jahresmittelwert von 0,9 ergibt. Einzelheiten dazu sind im Abschlussbericht der Projekte AZ 27143/1 und AZ 27143/2 enthalten. Aufgrund von Korrosionsschäden an den Kugelhähnen und an der Ablaufeinheit konnte das RV im Jahr 2015 nicht mehr verändert werden und lag bei 0,1. Die Ablaufeinheit wurde im Jahr 2016 ersetzt. Im Frühjahr 2016 wurde die Rezirkulationsleitung aufgrund eines Defektes abgestellt (RV = 0). Ab 2017 war die Rezirkulationsleitung mit voller Kapazität wieder in Betrieb. Das RV lag bei i. M. 0,8.

5.3 Einhaltung der Mindestanforderungen

Für die Kläranlage gelten die Mindestanforderungen für die Einhaltung der Überwachungswerte für $CSB_{hom.}$ und BSB_5 . Der $CSB_{hom.}$ -Wirkungsgrad des Bodenfilters war stabil bei im Mittel 84 % ($R^2 = 0,97$), der $CSB_{hom.}$ -Gesamtwirkungsgrad der Kläranlage erreichte 93 %. Für den gelösten CSB lag der mittlere Wirkungsgrad des Bodenfilters bei 78 % ($R^2 = 0,95$). Zwischen den betrachteten Jahren traten Unterschiede infolge der Elimination leicht abbaubarer organischer Verbindungen durch die Denitrifikation in der Vorklärung und durch die Sulfidfällung im Jahr 2016 auf (Tabelle 5.2). Beide Prozesse führen zur Verschiebung des Anteils von (leicht) abbaubaren Kohlenstoffverbindungen im Vergleich zum inerten CSB im Zulauf und beeinflussen damit den Wirkungsgrad. In den ersten vier Jahren wurde bei ähnlichen Rezirkulationsverhältnissen ein mittlerer $CSB_{hom.}$ -Wirkungsgrad von 85 % erreicht. Im Jahr 2016 wurden im Mittel 73 % des Gesamt-CSB ($R^2 = 0,92$) und 66 % des gelösten CSB ($R^2 = 0,91$) im Bodenfilter eliminiert.

Die Ablaufkonzentrationen für $CSB_{hom.}$ und BSB_5 unterschritten in allen untersuchten Proben die Überwachungswerte, wobei die Jahresmittelwerte vglw. stark schwanken (Tabelle 5.3, Abbildung 5.5). Einflussfaktoren sind u. a. das Konzentrationsniveau bei der Abwasserentstehung (Wasserverbrauch der Gäste) und die Verdünnung infolge der Rezirkulation. Die $CSB_{hom.}$ -Ablaufkonzentrationen lagen im Gesamtmittel bei 68 mg/l, im Maximum bei 135 mg/l, im 85%-Perzentil bei 88 mg/l. Der Höchstwert trat parallel zur vollständigen Hemmung der Nitrifikation im Jahr 2016 auf (Abschnitt 5.4.4). Die Ablaufwerte sind um den Sauerstoffbedarf für die Nitritoxidation bereinigt worden (die Oxidation von 1 mg NO_2-N/l entspricht etwa 1 mg CSB/l).

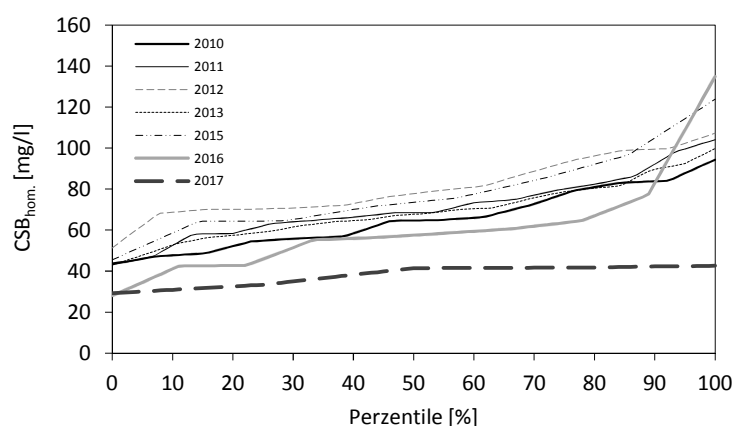


Abbildung 5.5: $CSB_{hom.}$ -Ablaufkonzentrationen des Bodenfilters im Untersuchungszeitraum

Der BSB_5 -Wirkungsgrad des Bodenfilters erreichte 96 %, der BSB_5 -Gesamtwirkungsgrad der Kläranlage 99 %. Die BSB_5 -Ablaufkonzentrationen lagen im 85%-Perzentil bei 10 mg/l und im Mittel bei 7 mg/l, im Maximum bei 19 mg/l. Der vglw. niedrige CSB-Wirkungsgrad weist damit nicht auf einen unvollständigen Abbau hin, sondern auf einen höheren Anteil inerten Substanzen im Anlagenzulauf. Die Ursache dafür kann ein infolge der von Haushalten abweichenden Ausstattung (fehlende Waschmaschinen) verminderter Grauwasseranfall bilden, da Fäzes und Urin gemäß DWA-A-272 (2014) einen höheren Anteil an inerten Substanzen aufweisen.

Tabelle 5.2: Belastungskennwerte und Wirkungsgrad des Bodenfilters der KA Kanuheim Lübbenau (Jahresmittelwerte)

Jahr	RV	Flächenbelastung							Wirkungsgrad des Bodenfilters								
		Q _A [l/(m ² ·d)]	CSB _{chem.} [g/(m ² ·d)]	BSB ₅ [g/(m ² ·d)]	P _{ges.} [g/(m ² ·d)]	TKN [g/(m ² ·d)]	NH ₄ -N [g/(m ² ·d)]	Sulfid [g/(m ² ·d)]	CSB _{chem.} [%]	BSB ₅ [%]	P _{ges.} [%]	TKN [% TKN _{ZS}]	NO ₃ -N [% TKN _{ZS}]	NO ₂ -N [% TKN _{ZS}]	N _{fixM} [% TKN _{ZS}]	N _{fixUF} [% TKN _{ZS}]	N _{DIN,MIK} [% TKN _{ZS}]
2010	0,5 ± 0,5	76 ± 43	25 ± 10	11 ± 5,4	0,7 ± 0,3	7,5 ± 2,4	6,6 ± 2,3	3,5 ± 1,4	86 ± 5,4	94 ± 9,8	16 ± 11	67 ± 15	30 ± 16	28 ± 15	8,5 ± 1,3	1,4 ± 1,4	12 ± 5,0
2011	0,9 ± 0,9	85 ± 39	19 ± 7,9	9,2 ± 5,7	1,1 ± 0,4	7,8 ± 2,1	7,1 ± 1,8	3,5 ± 1,5	81 ± 5,1	96 ± 1,3	18 ± 25	75 ± 12	45 ± 22	23 ± 18	6,4 ± 1,1	9,2 ± 17	27 ± 5,9
2012	0,4 ± 0,3	57 ± 20	18 ± 6,3	7,6 ± 3,7	0,8 ± 0,3	6,7 ± 2,1	6,2 ± 1,9	2,6 ± 2,1	80 ± 4,8	95 ± 3,0	3,4 ± 15	65 ± 7,8	52 ± 8,5	7,9 ± 2,9	6,3 ± 1,2	5,4 ± 14	16 ± 6,0
2013	0,4 ± 0,1	58 ± 24	20 ± 10	8,0 ± 4,4	1,0 ± 0,4	7,2 ± 3,4	6,6 ± 3,2	2,7 ± 2,4	83 ± 8,4	95 ± 2,6	11 ± 24	70 ± 11	61 ± 11	2,2 ± 2,5	6,9 ± 0,8	14 ± 15	14 ± 5,5
2015	0,1 ± 0,1	57 ± 16	20 ± 6,1	7,6 ± 2,8	0,9 ± 0,3	9,3 ± 2,8	8,6 ± 2,5	4,3 ± 1,5	82 ± 2,8	96 ± 0,8	23 ± 21	58 ± 21	52 ± 22	0,7 ± 0,5	5,6 ± 1,3	13 ± 8,9	4,0 ± 1,2
2016	0 ± 0	64 ± 13	15 ± 5,9	5,8 ± 3,7	0,7 ± 0,2	7,1 ± 1,9	6,3 ± 1,6	2,2 ± 2,1	71 ± 10	91 ± 5,7	-47 ± 39	28 ± 28	22 ± 27	0,5 ± 0,4	5,7 ± 1,3	7,3 ± 13	0 ± 0
2017	0,8 ± 0,3	88 ± 18	15 ± 4,8	5,2 ± 2,3	1,1 ± 0,5	8,5 ± 3,1	7,9 ± 2,9	1,7 ± 1,4	86 ± 4,8	95 ± 3,7	14 ± 14	92 ± 2,8	87 ± 2,3	0,1 ± 0,1	5,1 ± 0,6	8,8 ± 21	36 ± 15

Tabelle 5.3: Ablaufkonzentrationen der KA Kanuheim Lübbenau (Jahresmittelwerte)

Jahr	pH-Wert	T	CSB _{hom}	CSB _{mf}	BSB _{5, hom}	TKN	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	KS _{4,3}	P _{ges.}	AFS
	[-]	[°C]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mmol/l]	[mg/l]	[mg/l]
2010	7,1 ± 0,4	16 ± 3,7	65 ± 15	57 ± 10	8,1 ± 4,7	42 ± 20	36 ± 18	31 ± 15	28 ± 17	4,6 ± 1,4	8,5 ± 3,3	10 ± 5,4
2011	6,5 ± 0,4	16 ± 3,2	71 ± 17	61 ± 12	6,7 ± 2,5	24 ± 13	22 ± 13	39 ± 19	21 ± 18	3,0 ± 1,9	10 ± 4,1	11 ± 6,5
2012	6,7 ± 0,3	16 ± 3,2	81 ± 15	67 ± 9,2	7,1 ± 3,5	41 ± 15	39 ± 14	55 ± 13	8,3 ± 3,7	4,0 ± 1,4	13 ± 3,9	17 ± 11
2013	6,6 ± 0,3	15 ± 3,7	66 ± 14	55 ± 7,4	6,6 ± 2,5	40 ± 24	43 ± 32	50 ± 23	2,1 ± 2,0	4,4 ± 2,3	12 ± 3,9	11 ± 6,8
2015	6,8 ± 0,3	16 ± 1,8	78 ± 24	63 ± 18	9,1 ± 6,0	81 ± 37	76 ± 36	54 ± 39	0,9 ± 0,7	5,9 ± 4,6	13 ± 4,6	16 ± 9,1
2016	6,9 ± 0,5	16 ± 2,7	62 ± 29	53 ± 23	5,8 ± 2,0	76 ± 45	70 ± 41	18 ± 12	0,4 ± 0,2	8,7 ± 4,4	16 ± 8,7	17 ± 25
2017	6,1 ± 0,6	16 ± 3,8	38 ± 6,0	34 ± 5,6	5,0 ± 0,0	6,4 ± 3,7	4,0 ± 5,4	81 ± 7,9	0,1 ± 0,1	0,4 ± 0,2	9,4 ± 5,3	3,6 ± 2,1

Die Temperaturen lagen im Ablaufschacht etwa 5 % unter denen im Zulaufschacht. Die pH-Werte lagen bis einschließlich 2016 zwischen 6,5 und 7,1, im Jahr 2017 infolge der verbesserten Nitrifikationsleistung (Abschnitt 5.4.5) bei i. M. 6,1 (Tabelle 5.3). Das absolute Minimum wurde im Jahr 2017 mit 5,4 erreicht. Die AFS-Konzentrationen zeigen deutliche Schwankungen (Abbildung 5.6). Im Zuge der Nitrifikationshemmung 2016 (Abschnitt 5.4.4) wurde ein erhöhter Feststoffaustrag mit 83 mg/l festgestellt.

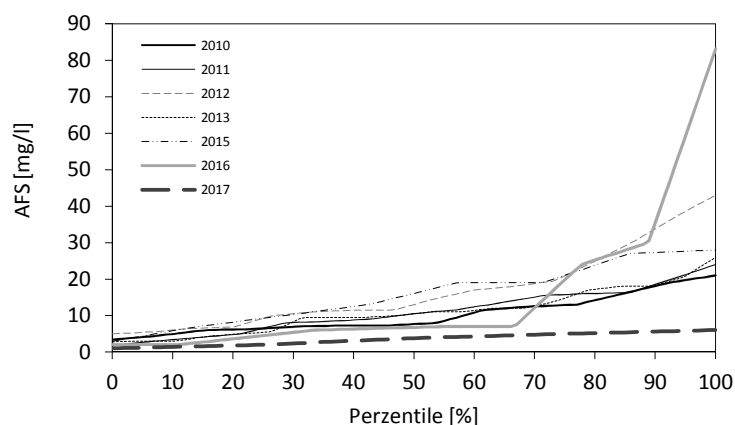


Abbildung 5.6: AFS-Konzentrationen im Ablauf des Bodenfilters im Untersuchungszeitraum

5.4 Auswirkungen von Sulfid auf die Stickstoffelimination

5.4.1 Grundlagen

Anforderungen an die Stickstoffelimination bestehen für die KA Kanuheim Lübbenau nicht. Unabhängig davon wurden relevante Stickstoffparameter im Zulauf und im Ablauf bestimmt. Dabei wurde festgestellt, dass die Nitrifikation über mehrere Jahre gehemmt war. Bis 2016 traten z. T. hohe NH₄-N-Konzentrationen im Ablauf auf. Zusätzlich reicherte sich in den ersten vier Jahren Nitrit an. Als Ursache wurde infolge von Desulfurikationsprozessen in der Vorklärung gebildetes Sulfid identifiziert.

Die Hemmung der Nitrifikation beginnt ab Sulfidkonzentrationen von 0,5 mg/l [ÆSØY ET AL., 1998; SEARS ET AL., 2004; WIESSNER ET AL., 2007; WU ET AL., 2012]. Dabei wird die Ammoniumoxidation als weniger empfindlich als die Nitritoxidation eingeschätzt [ERGUDER ET AL., 2008; BERISTAIN-CARDOSO ET AL., 2010; BEJARANO ORTIZ ET AL., 2013]. Zur Wirkung von Sulfid sind unterschiedliche Angaben publiziert. Demnach ist der negative Einfluss von Sulfid in technischen Systemen stärker als bspw. in Bodenfiltern (vgl. WIESSNER ET AL., 2007; BERISTAIN-CARDOSO ET AL., 2010; BEJARANO ORTIZ ET AL., 2013). Für Biofilmverfahren wurde unter Laborbedingungen ein IC50 von 13 mg/l bestimmt [BERISTAIN-CARDOSO ET AL., 2010], für suspendierte Biomasse ein IC50 von 2,6 mg/l für die Hemmung der Ammoniumoxidation [BEJARANO ORTIZ ET AL., 2013] und von 1,2 mg/l für die Hemmung der Nitritoxidation [BEJARANO ORTIZ ET AL., 2013].

Die in Lübbenau aufgetretenen Sulfidkonzentrationen waren relativ hoch und lagen im Maximum bei 117 mg/l im Zulauf des Bodenfilters (Tabelle 5.4). In den ersten beiden Jahren wurde Sulfid nicht analytisch bestimmt, da die Ursache für die Hemmung noch nicht bekannt war. Die Konzentrationen wurden daher später anhand der Korrelationen zwischen den Sulfidkonzentrationen und der Leitfähigkeit bzw. den CSB-Konzentrationen berechnet (vgl. SCHALK, 2017).

Tabelle 5.4: Sulfat- und Sulfidkonzentrationen in verschiedenen Anlagenteilen der KA Kanuheim Lübbenau

Jahr	Vorklärung, 1. Kammer		Zulauf Bodenfilter		Ablauf Bodenfilter	
	Sulfid [mg/l]	Sulfat [mg/l]	Sulfid [mg/l]	Sulfat [mg/l]	Sulfid [mg/l]	Sulfat [mg/l]
2010	nicht bestimmt	nicht bestimmt	54 ± 22 ¹⁾	nicht bestimmt	nicht bestimmt	nicht bestimmt
2011	nicht bestimmt	nicht bestimmt	47 ± 22 ¹⁾	nicht bestimmt	nicht bestimmt	nicht bestimmt
2012	78 ± 25	116 ± 69	46 ± 28	201 ± 94	0,2 ± 0,1	348 ± 46
2013	60 ± 30	167 ± 86	39 ± 30	194 ± 71	0,3 ± 0,0	332 ± 39
2015	86 ± 36	nicht bestimmt	74 ± 13	nicht bestimmt	0,2 ± 0,1	nicht bestimmt
2016	80 ± 37	128 ± 82	36 ± 37	248 ± 87	0,0 ± 0,0	321 ± 96
2017	119 ± 23	70 ± 79	19 ± 16	351 ± 20	0,1 ± 0,2	379 ± 31

¹⁾ berechnet nach SCHALK (2017)

Der Betrieb der Kläranlage gliederte sich in mehrere Phasen: Die Nitritoxidation war in den Jahren 2010 – 2013 teilweise gehemmt, wobei die Nitritanreicherung in den ersten beiden Jahren mit bis zu 55 mg NO₂-N/l am höchsten war. Die Ammoniumoxidation war bis 2015 teilweise, 2016 zum Teil vollständig gehemmt. Die Jahresmittelwerte der NH₄-N-Konzentrationen im Ablauf lagen zwischen 22 und 76 mg NH₄-N/l (Tabelle 5.2), das absolute Maximum bei 145 mg/l. Im Jahr 2017 wurde eine

nahezu vollständige Nitrifikation erreicht. Grundlage für die Bewertung der Nitrifikationsleistung sind die für die Jahresscheiben erstellten Stickstoffbilanzen (Tabelle 5.5).

Tabelle 5.5: Stickstoffbilanzierung für die KA Kanuheim Lübbenau (Bilanzierungsansätze: vgl. SCHALK, 2017)

Jahr	N _{ges,ZS} [g/(m ² ·d)]	TKN _{ZS} [g/(m ² ·d)]	TKN _{RZ} [g/(m ² ·d)]	TKN _{Ablauf} [g/(m ² ·d)]	N _{nitrifiziert} [g/(m ² ·d)]	NO _x -N _{Ablauf} [g/(m ² ·d)]	X _{org,N,BM} [g/(m ² ·d)]	N _{DN}		
								gesamt [g/(m ² ·d)]	Bodenfilter [g/(m ² ·d)]	Vorklä rung [g/(m ² ·d)]
2010	7,6	7,5	0,6	1,9	4,4	3,4	0,6	1,0	0,1	0,9
2011	8,2	7,8	0,8	1,1	5,4	2,8	0,5	3,0	0,8	2,2
2012	6,7	6,7	0,7	1,6	4,0	2,5	0,4	1,5	0,4	1,1
2013	7,2	7,2	0,6	1,6	4,6	2,5	0,5	2,1	1,0	1,0
2015	9,3	9,3	0,5	3,4	4,9	3,3	0,5	1,6	1,2	0,4
2016	7,1	7,1	0,0	5,1	1,6	1,1	0,4	0,5	0,5	0,0
2017	8,5	8,5	0,3	0,4	7,4	4,2	0,4	3,2	0,1	3,1

5.4.2 Hemmung der Nitritoxidation

Nach Inbetriebnahme der Anlage im Frühjahr 2010 stiegen die Nitritkonzentrationen über mehrere Wochen an und blieben etwa zwei Jahre auf hohem Niveau. Die Nitritbildungsrate erreichte i. M. 2,1 g NO₂-N/(m²·d) im Jahr 2010 und 1,8 g NO₂-N/(m²·d) im Jahr 2011. Bis zum Jahr 2013 sanken die Nitritkonzentrationen auf i. M. < 1 mg NO₂-N/l (Abbildung 5.7, Tabelle 5.3). Die Nitritbildungsrate verringerte sich auf 0,5 g NO₂-N/(m²·d) im Jahr 2012 und auf weniger als 0,2 g NO₂-N/(m²·d) im Jahr 2013. In den Folgejahren lag sie deutlich unter 0,1 g NO₂-N/(m²·d). Die Nitratbildung stieg im gleichen Zeitraum von 2,3 g NO₃-N/(m²·d) im Jahr 2010, über 3,4 – 3,6 g NO₃-N/(m²·d) in den Jahren 2011 und 2012 auf 4,4 g NO₃-N/(m²·d) im Jahr 2013 und auf 4,8 g NO₃-N/(m²·d) im Jahr 2015. Die mittlere Nitritbildung entsprach im ersten Jahr nahezu der Nitratbildung, in Einzelfällen wurde wesentlich mehr Nitrit produziert als Nitrat. Das maximale NO₂-N/NO₃-N-Verhältnis lag bei 3,4. Durch das schrittweise Absinken der Nitritkonzentrationen sank das Verhältnis zwischen Nitrit und Nitrat.

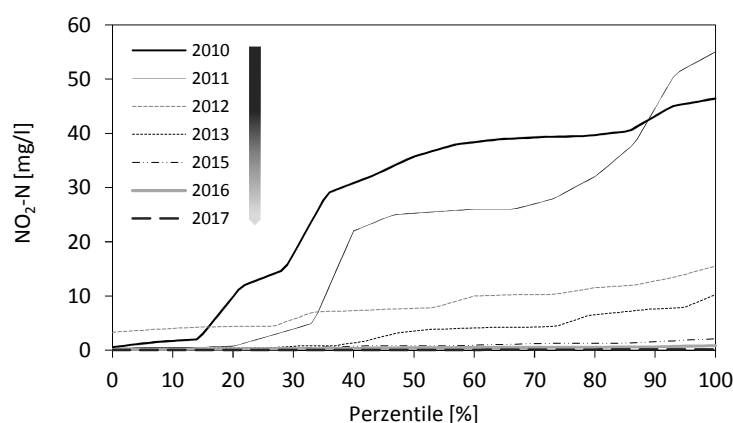


Abbildung 5.7: Entwicklung der NO₂-N-Konzentrationen im Untersuchungszeitraum

Die Normalisierung der Nitritkonzentrationen und der Anstieg der Nitratkonzentrationen (Abbildung 5.8) bei etwa gleichen NO_x-N-Konzentrationen, insbesondere in den Jahren 2010 – 2013 (Abbildung 5.9), weist auf eine Adaptierung der Nitritoxidierer an das zugeführte Sulfid hin. Für Zeiträume mit

vergleichbaren $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufkonzentrationen ergibt sich ein direkter Zusammenhang zwischen Sulfidkonzentration im Zulauf und Nitritkonzentration im Ablauf (Abbildung 5.10). Aufgrund der Anpassung der Nitritoxidierer ist diese Korrelation in den Folgejahren nicht mehr nachweisbar. Ausgehend von den Betriebsdaten ergibt sich für die ersten beiden Jahre mit hoher Nitritakkumulation bei rd. 60 mg Sulfid/l eine 50 %-ige Hemmung.

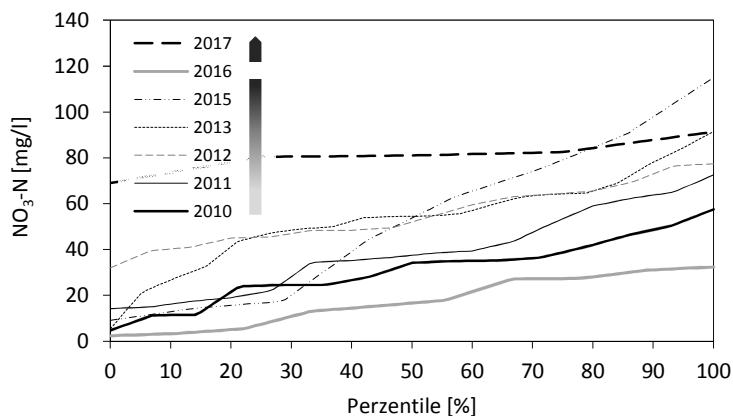


Abbildung 5.8: Entwicklung der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Untersuchungszeitraum

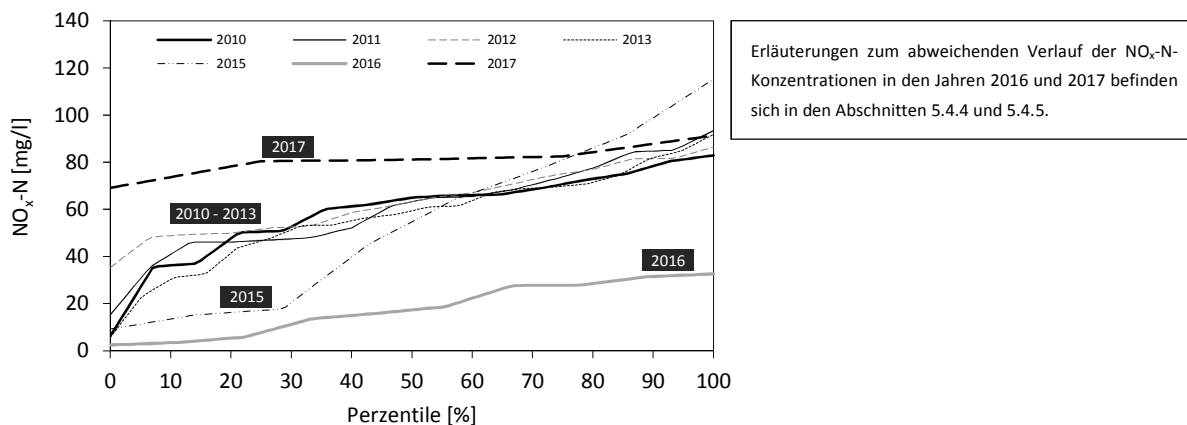


Abbildung 5.9: Entwicklung der $\text{NO}_x\text{-N}$ -Konzentrationen im Untersuchungszeitraum

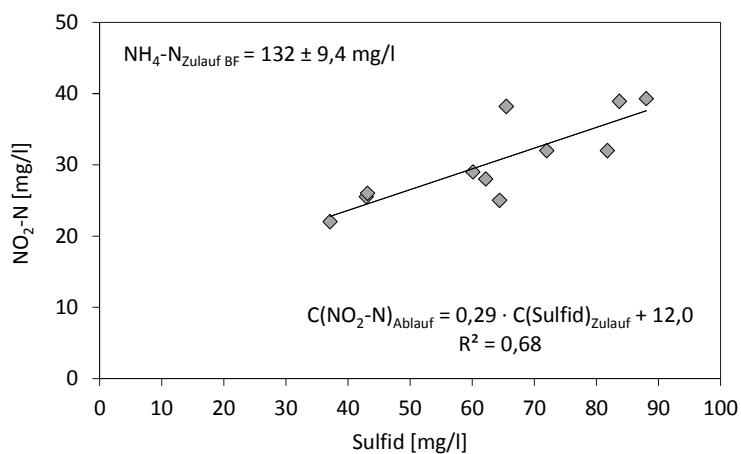


Abbildung 5.10: Beeinflussung der Nitritkonzentrationen durch Sulfid in den ersten beiden Betriebsjahren

5.4.3 Hemmung der Ammoniumoxidation

Im Gegensatz zu den Nitritoxidierern fand keine nachweisbare Anpassung der Ammoniumoxidierer an hohe Sulfidkonzentrationen statt. Die Ammoniumoxidation war gehemmt, unabhängig davon ob die TKN-Flächenbelastung $10 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ unter- oder überschritt. Erfahrungsgemäß kann bei vertikal durchströmten Bodenfiltern mit einer TKN-Elimination von 85 – 95 % gerechnet werden [LÖFFLER, 1992; VON FELDE UND KUNST, 1997; FEHR ET AL., 2003; XU ET AL., 2009; DWA-A 262]. In den ersten vier Jahren wurden allerdings nur i. M. 70 – 80 % des zugeführten TKN eliminiert (Tabelle 5.2), im Jahr 2015 rd. 60 %. Die Jahresmittelwerte der Ablaufkonzentrationen lagen zwischen 2010 und 2015 zwischen 22 und 76 mg $\text{NH}_4\text{-N}/\text{l}$, das Maximum bei 123 mg $\text{NH}_4\text{-N}/\text{l}$ (Abbildung 5.11, Tabelle 5.3).

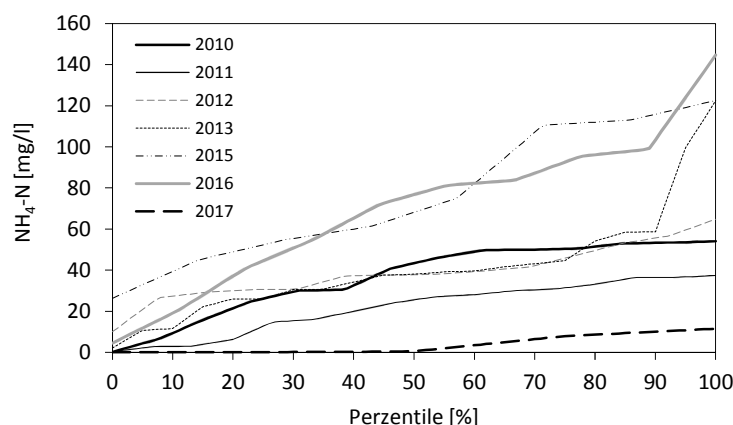


Abbildung 5.11: $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufkonzentrationen des Bodenfilters der KA Kanuheim Lübbenau

Die erreichten Wirkungsgrade sind von der Höhe der Sulfidkonzentrationen im Zulauf abhängig. Wesentliche Einflüsse haben das Rezirkulationsverhältnis (Oxidation des Sulfids mit rückgeführtem $\text{NO}_x\text{-N}$, Verdünnung) und die 2016 durchgeführte Fällung. Da die Rezirkulationsverhältnisse stark schwanken, ergeben sich große Unterschiede in den Sulfid-Zulaufkonzentrationen und damit in der Hemmwirkung. Die direkte Korrelation zwischen Sulfidkonzentration und Hemmung der Ammoniumoxidation schwankt stark, da kurzfristige Effekte nicht in den Messungen erfasst sind, z. B. die Belastungsbedingungen vor der Probenahme. Für die Jahresmittelwerte ergibt sich dagegen eine sehr gute Korrelation. Das Jahr 2016 ist aufgrund der festgestellten vollständigen Nitrifikationshemmung in dieser Betrachtung nicht berücksichtigt (Abschnitt 5.4.4). Als Hemmwirkung wurde das Verhältnis von nitrifiziertem Stickstoff zum nitrifizierbaren Stickstoff definiert. Aus den vorhandenen Daten kann ein IC_{50} für die Hemmung der Ammoniumoxidation von 75 mg Sulfid/l (Betriebsbedingungen) abgeleitet werden (Abbildung 5.12), der deutlich über den in der Literatur publizierten Angaben (Laborbedingungen) für suspendierte Biomasse liegt.

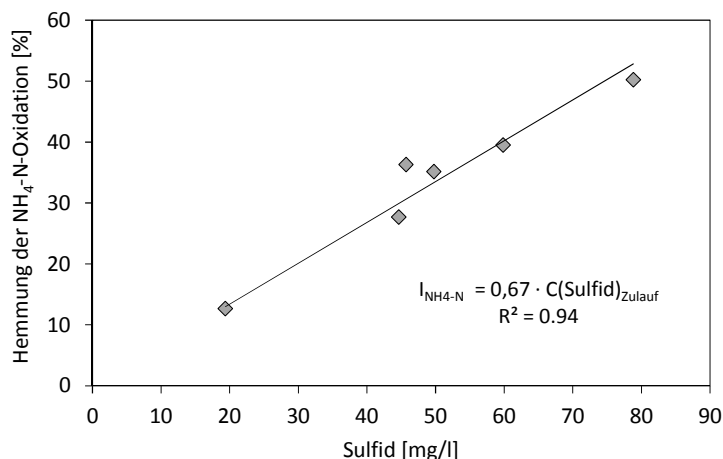


Abbildung 5.12: Hemmung (I_{NH_4-N}) der NH_4 -N-Oxidation durch Sulfid (Jahresmittelwerte 2010 – 2017, ohne 2016)

5.4.4 Vollständige Nitrifikationshemmung im Jahr 2016

Zur Klärung der Frage, ob das zugeführte NH_4 -N bei weitgehender Verringerung der Sulfidkonzentration im Zulauf vollständig oxidiert werden kann, wurde im Jahr 2016 ein Fälltest mit Grünsalz in der zweiten Kammer der Vorklärung durchgeführt (vgl. Abschnitt 2.2.1). Der Test begann im Juni 2016. Unmittelbar zuvor wurde eine vollständige Hemmung der Nitrifikation festgestellt. Die TKN-Konzentration lag im Anlagenablauf bei 161 mg/l, die Konzentrationen der übrigen erfassten Parameter waren ebenfalls deutlich erhöht (CSB_{hom.} = 135 mg/l), insbesondere die AFS- und die P_{ges.}-Konzentrationen mit 83 mg/l und 35 mg/l. Die Flächenbelastung lag mit 25 g CSB_{hom.}/(m²-d) und 9,8 g TKN/(m²-d) im Rahmen der Anlagenbemessung (Abbildung 5.13).

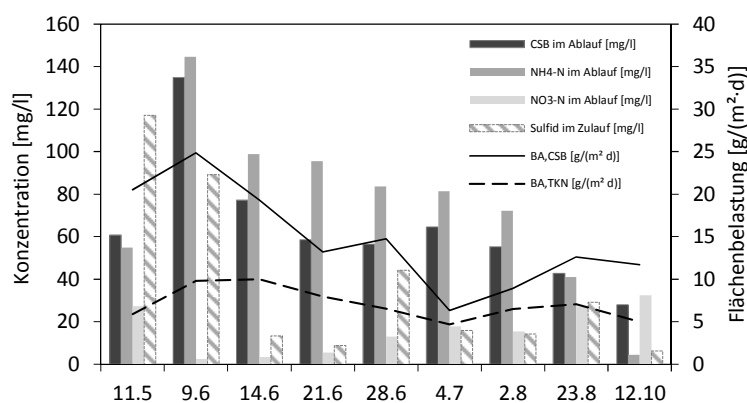


Abbildung 5.13: Verlauf relevanter Parameter vor (11.05.) und nach (ab 14.06.) der vollständigen Nitrifikationshemmung im Jahr 2016

Als wahrscheinliche Ursache für die Hemmung gilt eine Überlastung mit Sulfid. Zu Saisonbeginn wurde ein Schaden an der Rezirkulationsleitung festgestellt. Daraufhin wurde die Rezirkulation unterbrochen. Die Sulfidkonzentrationen lagen in den beiden Proben, die bis zum Beginn des Fälltests aus dem Zulaufschacht entnommen wurden, bei 117 mg Sulfid/l und bei 89 mg Sulfid/l, wobei die

117 mg Sulfid/l der höchsten im Untersuchungszeitraum im Zulauf des Bodenfilters gemessenen Sulfidkonzentration entsprach.

Infolge der Unterbrechung der Rezirkulation wurden die Sulfidkonzentrationen im Zulauf des Bodenfilters nicht mehr gemindert, so dass der Bodenfilter über mehrere Wochen einer deutlich höheren Sulfidbelastung ausgesetzt war als in der übrigen Zeit. Parallel zur festgestellten Sulfidhemmung wurde die Sulfidfällung in Betrieb genommen. Daher sanken die Sulfidkonzentrationen im Zulauf des Bodenfilters wieder. Nitrifikationsprozesse setzten daraufhin allmählich wieder ein und erreichten am Ende der Saison 2016 einen für die Anlage hohen Wirkungsgrad von 84 %.

Auffällig ist die Phosphorfreisetzung aus dem Filter. Die Ablaufkonzentrationen und -frachten waren bis zum Ende der Saison generell höher als die Zulaufwerte. Bis 2016 wurde Phosphor im Regelfall mit einem mittleren Wirkungsgrad von 13 % eliminiert, danach wurde Phosphor freigesetzt (Abbildung 5.14); 2017 überwog wieder die P-Elimination. Die Ursache dafür ist indirekt auf die Hemmung der Nitrifikation zurückzuführen.

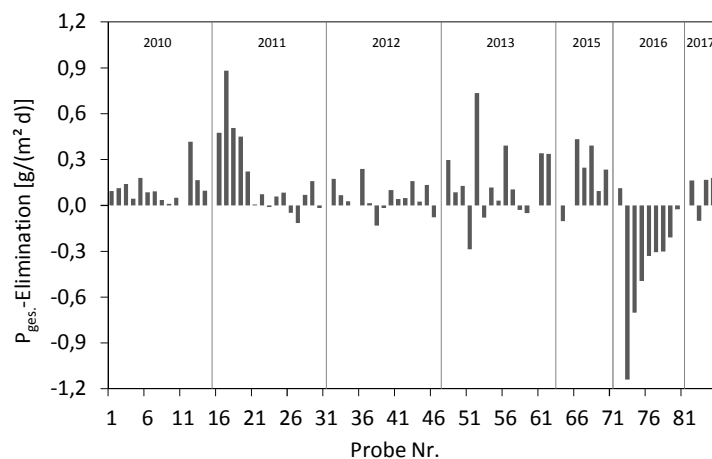


Abbildung 5.14: Phosphorelimination im Bodenfilter der KA Kanuheim Lübbenau

Die Sauerstoffverhältnisse und das Redoxpotential im Filter werden durch Nitrat positiv beeinflusst. Durch die vollständige Hemmung der Nitrifikation können anoxischen Bereiche in anaerobe Bereiche wechseln. Durch das fallende Redoxpotential kann an Fe^{3+} -Ionen gebundenes Phosphat durch Reduktion der Fe^{3+} -Ionen zu Fe^{2+} -Ionen rückgelöst werden, vergleichbar mit der P-Freisetzung aus Gewässersedimenten [BOSTRÖM UND PETERSSON, 1982; BENNDORF, 2005]. Parallel zur P-Rücklösung wird Sulfid an die gebildeten Fe^{2+} -Ionen als Eisensulfid gebunden.

Durch die infolge der Ausfällung des Sulfids in der Vorklärung während des Fälltests einsetzenden Nitrifikationsvorgänge im Bodenfilter steigt das Redoxpotential wieder und die P-Rücklösung wird gemindert. Die unter anaeroben Bedingungen gebildeten Eisensulfide können mikrobiologisch mit Nitrat in Sulfat und Eisenhydroxid umgewandelt werden [PAUWELS ET AL., 1998; LUCASSEN ET AL., 2004; HAAIJER ET AL., 2006; SMOLDERS ET AL., 2010; HAYAKAWA ET AL., 2013].

Unter anaeroben Bedingungen wird damit Sulfid im Filter ausgefällt. Demzufolge sinkt die Gesamt-S-Konzentration bzw. -fracht im Vergleich zum Filterzulauf. Im Gegensatz dazu wird unter anoxischen Bedingungen Schwefel infolge mikrobiologischer Umsatzprozesse als Sulfat durch die Lösung von Eisensulfid frei, so dass die Gesamt-S-Konzentrationen bzw. -frachten im Ablauf steigen. Mit Beginn der Nitrifikation steigt damit zunächst die Gesamt-S-Fracht an (Abbildung 5.15).

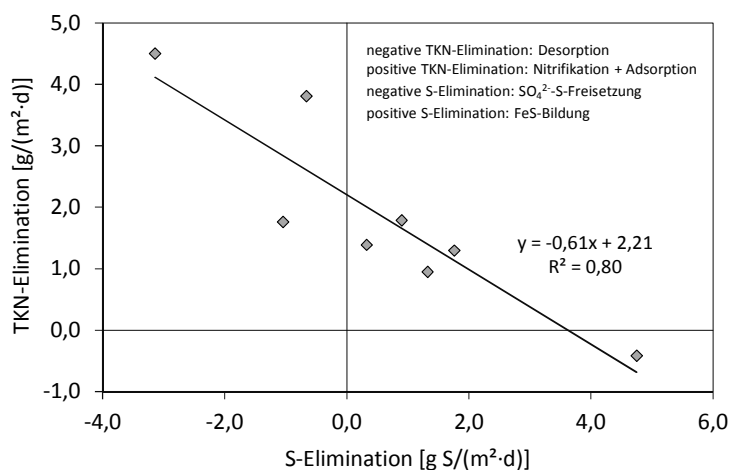


Abbildung 5.15: Rückgang der S-Bindung bzw. Zunahme der S-Freisetzung im Bodenfilter mit zunehmender TKN-Elimination im Zeitraum nach der vollständigen Nitrifikationshemmung im Jahr 2016

5.4.5 Aufhebung der Hemmung

Der 2016 durchgeführte Fälltest fand unter ungünstigen Umständen statt (Abschnitt 5.4.4) und war somit hinsichtlich des gesetzten Ziels nicht aussagefähig. Allerdings minderte die Sulfidfällung die Auswirkungen der unterbrochenen Rezirkulation auf die Nitrifikation. Aufgrund dessen war eine Wiederholung des Tests im darauf folgenden Jahr geplant. Die Rezirkulationsleitung wurde Ende 2016 neu verlegt und 2017 mit maximaler Kapazität ohne Drosselung in Betrieb genommen. Das Rezirkulationsverhältnis lag i. M. bei 0,8 (Rezirkulationsvolumenstrom/Schmutzwasseranfall). Die Sulfidkonzentrationen sanken durch die hohe Rückführung soweit (i. M. auf 19 mg/l), dass eine nahezu vollständige Nitrifikation möglich war. Die NH₄-N-Ablaufkonzentrationen (5 Werte) lagen im Median bei 0,5, maximal bei 11,5 mg/l, i. M. bei 4,0 mg/l. Der Median der TKN-Flächenbelastung lag bei 8,5 g/(m²·d), die flächenbezogene Nitratbildung bei 5,5 – 11 g NO₃-N/(m²·d). Etwa 85 – 90 % des zugeführten Stickstoffs wurden nitrifiziert (Tabelle 5.2). Damit wurde zum einen nachgewiesen, dass Sulfid die primäre Ursache für die beobachtete Nitrifikationshemmung war, zum anderen, dass die Anlage in der Lage ist, eine vergleichbare Leistung wie konventionell bemessene Vertikalbodenfilter zu erreichen.

5.4.6 Denitrifikation

Denitrifikationsprozesse fanden im Bodenfilter und in der Vorbehandlungsanlage statt. Die Denitrifikationsrate in der Vorklärung war vom Rezirkulationsvolumenstrom (Abbildung 5.16) und dem Grad der Nitrifikationshemmung abhängig. Bei gleichen Rezirkulationsverhältnissen und gleicher $\text{NO}_x\text{-N}$ -Bildungsrate wurden etwa 12 – 16 % des Stickstoffs in der Vorklärung denitrifiziert. Im letzten Jahr der Untersuchung erhöhte sich der in der Vorklärung denitrifizierte Anteil auf 36 %, infolge des höheren Rezirkulationsverhältnisses und der verbesserten Nitrifikation (Tabelle 5.2).

Im Bodenfilter wurden im Jahresmittel zwischen 1,4 und 14 % des nitrifizierten Stickstoffs denitrifiziert (Tabelle 5.2). Die flächenbezogene Umsatzrate lag zwischen 0,1 und 1,2 $\text{g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$. Ein Zusammenhang zur Belastung des Filters war nicht nachweisbar.

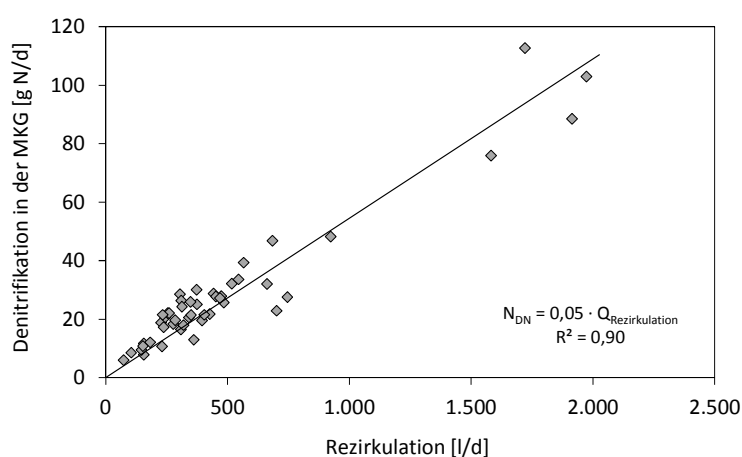


Abbildung 5.16: Einfluss der Rezirkulationsmenge auf die in der Vorklärung denitrifizierte Fracht für Zeiträume mit gleicher Nitrifikationsleistung (2010 – 2013)

Im Filter stattfindende Ad- und Desorptionsprozesse [DESIMONE UND HOWES, 1998; BIRKINSHAW UND EWEN, 2009; SIKORA ET AL., 1995; TANNER ET AL., 1999; MCBRIDE UND TANNER, 2000; KADLEC UND WALLACE, 2009] beeinflussten die Ermittlung von Nitrifikations- und Denitrifikationsrate. Die Adsorption von $\text{NH}_4\text{-N}$ führt rechnerisch zum Anstieg der Nitrifikationsleistung, Desorption zu deren Abnahme. Das gleiche gilt für Denitrifikationsprozesse. Bei stark schwankenden Zulaufkonzentrationen können daher bei der Bilanzierung scheinbar negative Denitrifikationsraten auftreten (vgl. SCHALK, 2017). Je gleichmäßiger die Belastung ist, desto weniger wird die Bilanzierung beeinflusst. Es ist aber davon auszugehen, dass sich Ad- und Desorptionsprozesse im Jahresmittel im Wesentlichen ausgleichen.

5.5 Nachbemessung

Für die Bemessung wird zunächst die Fläche mit dem konventionellen Ansatz mit $20 \text{ g CSB}_{\text{hom.}}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ermittelt, anschließend der für die Berechnung der abgeminderten Fläche erforderliche Flächenreduktionsfaktor f_{red} :

$$f_{\text{red}} = 1 - t_{\text{Reg}}/12 \quad \text{mit } f_{\text{red}} \geq 0,5$$

für $t_{\text{Reg}}/12 > 0,5$ ist f_{red} mit 0,5 anzusetzen

f_{red} ... Flächenabminderungsfaktor
 t_{Reg} ... Dauer der Regenerationsphase in Monaten

Die abgeminderte Fläche ergibt sich aus dem Produkt der ermittelten Oberfläche und dem Abminderungsfaktor:

$$A_{\text{BF,CSB,red}} = f_{\text{red}} \cdot A_{\text{BF}}$$

A_{BF} ... konventionell ermittelte Oberfläche
 $A_{\text{BF,CSB,red}}$... reduzierte Fläche zur Einhaltung der Mindestanforderungen

Die Flächenabminderung kann ausschließlich für die CSB-Elimination bei Sandfiltern mit einer Korngröße von 0 – 2 mm angewendet werden. Bei geforderter Stickstoffelimination ist die TKN-Flächenbelastung zu berücksichtigen. Der höhere Flächenbedarf ist maßgebend. Weitere Angaben sind im DWA-A 262 (2017) sowie in SCHALK (2017) enthalten.

Ausgehend von den im Zeitraum 2010 – 2017 ermittelten spezifischen Zulaufmengen ergibt sich für die Nachbemessung ein höherer Flächenbedarf als bei der Bemessung angesetzt wurde. Die Ursache dafür liegt primär in der höheren organischen Belastung im Vergleich zur nach DIN 4261-1 angesetzten Bemessungsmenge. Darüber hinaus war die Anlage i. M. sieben Monate pro Jahr in Betrieb, anstelle der veranschlagten sechs Monate.

Aus dem bemessungsrelevanten 85%-Perzentil der spezifischen Zulaufmenge nach Sedimentation ($59 \text{ g CSB}_{\text{hom.}}/(\text{P} \cdot \text{d})$), 19 Gästen und einer siebenmonatigen Betriebsphase ergibt sich eine Filterfläche von rd. 33 m^2 . Der Flächenbedarf einer konventionell bemessenen Anlage liegt im Vergleich dazu bei 56 m^2 . Die Anlage in Lübbenau ist mit 22 m^2 kleiner ausgeführt worden als sich aus der Nachbemessung ergibt, allerdings war die biologische Stufe weitgehend im Rahmen der Bemessung belastet, da durch Denitrifikationsprozesse bereits ein Teilabbau in der Vorklärung stattfand.

Die Frachtreduzierung durch vorgeschaltete Denitrifikation kann nicht bei der Bemessung berücksichtigt werden, da als wesentliche Voraussetzung mindestens eine Teil-Nitrifikation erforderlich ist, unabhängig von den Temperatur- und Lastverhältnissen. Eine weitere Voraussetzung besteht in der zuverlässigen Gewährleistung einer ausreichend hohen Rezirkulation.

6 Untersuchungen an der Kläranlage von Zeltplatz Nr. 2

Die bis Ende 2015 betriebene Bodenfilteranlage des Zeltplatzes Nr. 2 (Abschnitt 2.2.2) war hydraulisch überlastet und durch Feststoffaustrag aus der Vorklärung kolmatiert. Der Ablauf der Anlage war dunkel verfärbt, der Sauerstoffeintrag für die Ammoniumoxidation nicht ausreichend. Die Feststoffkonzentration lag im Zulauf des Bodenfilters i. M. bei 114 mg/l und in drei von sechs Proben zwischen 130 und 182 mg/l (Tabelle 6.1). Überwachungswerte bestehen für $CSB_{hom.}$ (150 mg/l), BSB_5 (40 mg/l) und $N_{ges.}$ (24 mg/l). In den im Jahr 2015 untersuchten Ablaufproben (Tabelle 6.2) lagen die $CSB_{hom.}$ - und BSB_5 -Konzentrationen unterhalb der Überwachungswerte (i. M. 114 mg $CSB_{hom.}/l$, 19 mg BSB_5/l), die $N_{ges.}$ -Konzentrationen überschritten diesen deutlich. Während die CSB-Elimination i. M. 82 % und die BSB_5 -Elimination i. M. 94 % erreichte, wurden i. M. nur 25 % des zugeführten TKN eliminiert. Die NO_3 -N-Konzentrationen lagen i. M. bei 12 mg/l, die NO_2 -N-Konzentrationen bei i. M. 0,3 mg/l, die NH_4 -N-Konzentrationen bei i. M. 87 mg/l.

Tabelle 6.1: Abwasserbeschaffenheit im Zulauf der biologischen Stufe der Kläranlage des Zeltplatzes Nr. 2

Verfahren	n	$KS_{4,3}$	CSB_{hom}	CSB_{mf}	$BSB_{5,hom}$	TKN	NH_4 -N	AFS	Sulfid	
		[-]	[mmol/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	
BF	gesamt	6	14 ± 5,2	647 ± 125	447 ± 66	351 ± 98	124 ± 16	104 ± 15	114 ± 50	71 ± 35
SBR	gesamt	11	15 ± 2,5	661 ± 177	394 ± 174	312 ± 128	145 ± 26	124 ± 26	164 ± 52	43 ± 38
	ohne SE	5	15 ± 1,7	685 ± 173	474 ± 125	337 ± 124	145 ± 23	126 ± 23	126 ± 26	59 ± 39
	mit SE	3	12 ± 0,7	494 ± 99	165 ± 37	192 ± 73	119 ± 18	96 ± 13	207 ± 51	0,2 ± 0,0
	mit SE + BST	3	17 ± 2,5	788 ± 136	490 ± 100	391 ± 114	169 ± 8,1	148 ± 7,4	185 ± 50	64 ± 15

BF ... Bodenfilteranlage (bis Ende 2015)
 SBR ... ab 2016
 SE ... Sulfidelimination
 BST ... Betriebsstörung

Tabelle 6.2: Konzentrationen im Ablauf der biologischen Stufe der Kläranlage des Zeltplatzes Nr. 2

Verfahren	n	$KS_{4,3}$	CSB_{hom}	CSB_{mf}	$BSB_{5,hom}$	TKN	NH_4 -N	NO_3 -N	NO_2 -N	AFS	Sulfid	
		[-]	[mmol/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	
BF	gesamt	7	12 ± 2,3	114 ± 15	79 ± 12	19 ± 7,2	92 ± 9,5	87 ± 10	12 ± 16	0,3 ± 0,3	30 ± 11	6,2 ± 13
SBR	gesamt	11	10 ± 5,0	297 ± 236	165 ± 179	97 ± 142	115 ± 61	102 ± 55	7,0 ± 19	7,0 ± 17	96 ± 50	5,7 ± 12
	ohne SE	5	12 ± 2,3	277 ± 198	152 ± 152	80 ± 130	139 ± 23	122 ± 21	1,0 ± 0,0	0,9 ± 1,8	89 ± 45	10 ± 19
	mit SE	3	2,9 ± 2,8	157 ± 8,1	75 ± 17	21 ± 10	27 ± 18	22 ± 17	24 ± 34	24 ± 28	65 ± 16	0,0 ± 0,0
	mit SE + BST	3	12 ± 1,7	470 ± 353	279 ± 285	200 ± 204	164 ± 14	148 ± 13	0,2 ± 0,3	0,0 ± 0,0	140 ± 61	6,1 ± 9,5

BF ... Bodenfilteranlage (bis Ende 2015)
 SBR ... ab 2016
 SE ... Sulfidelimination
 BST ... Betriebsstörung

Die frachtmäßige Bilanzierung der Bodenfilter- und der später errichteten SBR-Anlage war aufgrund der fehlenden Erfassung der hydraulischen Bedingungen nicht möglich. Daher ist ausschließlich eine Darstellung des rechnerischen Wirkungsgrades der Anlagen möglich, ohne Berücksichtigung der Belastung.

Eine Bewertung des Einflusses der Sulfidkonzentrationen auf die Nitrifikation kann infolge der häufigen Überlastzustände nicht vorgenommen werden. Die an der Bodenfilteranlage aufgetretenen geringen Nitritkonzentrationen weisen zumindest darauf hin, dass die Nitritoxidation innerhalb der sich auf niedrigem Niveau bewegenden Nitrifikation nicht gestört ist. Die unvollständige Ammoniumoxidation ist eher der Überlastung der Anlage zuzuschreiben als primär dem Sulfid. Alle BSB₅-Konzentrationen lagen deutlich oberhalb 5 mg/l. Davon ausgehend kann auf einen unvollständigen Abbau der organischen Substanzen geschlossen werden. Das im Zulauf enthaltene Sulfid wurde nicht in allen Fällen oxidiert. Im August und im September 2015 traten Sulfidkonzentrationen im Ablauf von 3,6 mg/l und 32,8 mg/l auf. Im Ablaufschacht wurden entsprechend hohe H₂S-Konzentrationen von bis zu 35 ppm nachgewiesen.

Der Neubau der SBR-Anlage führte aufgrund des knapp bemessenen Reaktorvolumens zu keiner signifikanten Verbesserung der Situation. Die Ablaufwerte waren i. M. höher als die des überlasteten Bodenfilters, die Einhaltung der Überwachungswerte war nicht gesichert. Daher entschied die UWB nach mehreren Treffen mit dem Betreiber und dem Planer/Anlagenbauer, dass die Anlage zu erweitern ist. Die TU hat die im Rahmen des Projektes durchgeführten Analysen und Protokolle an den Betreiber sowie an den Planer/Anlagenbauer weitergeleitet und Empfehlungen zur Sulfidelimination gegeben, deren Umsetzung durch den Planer/Anlagenbauer erfolgte.

Grundsätzlich bestanden mehrere Probleme. Vorwiegend in der Hauptsaison, z. T. auch in der Nebensaison bspw. zu Pfingsten, war die Anlage hydraulisch überlastet. Der Pufferbehälter konnte aufgrund der hohen Zuflussmenge nicht entleert werden, die Zykluszeiten konnten nicht weiter an die Zulaufmenge angepasst werden, so dass unter diesen Umständen nur eine Teilreinigung erreicht wurde (Tabelle 6.2). Ein weiteres Problem bestand im hohen Anteil partikulärer Stoffe im Ablauf (max. 148 mg/l), der im Regelfall zur Überschreitung des CSB-Überwachungswertes führte (Tabelle 6.2). Die Konzentration des gelösten CSB war im Vergleich zum Gesamt-CSB wesentlich niedriger. Der CSB_{hom.}-Wirkungsgrad lag zwischen 59 % und 79 %, i. M. bei 68 %, der CSB_{mf}-Wirkungsgrad zwischen 39 % und 89 %, i. M. bei 70 % (ohne Berücksichtigung von Betriebsstörungen). Das ist weniger, als beim überlasteten Bodenfilter erreicht wurden. Darüber hinaus neigte die Anlage zur Schaumentwicklung, insbesondere bei Belastungswechseln (Auslastung des Zeltplatzes).

Die Nitrifikationsleistung war sehr gering. Dies ist zum einen der Überlastung zuzuschreiben, zum anderen dem im Zulauf enthaltenen Sulfid. Die erste Kammer der Vorklärung ist planungsseitig bereits mit einer Belüftung ausgerüstet, um den gebildeten Schwefelwasserstoff auszutreiben, allerdings bildet sich Sulfid aufgrund der Redoxverhältnisse und des Substratangebotes in den folgenden Anlagenteilen vor der biologischen Stufe erneut. Daher wurde im Laufe des Jahres 2016 auch der Pufferbehälter mit einer Belüftungseinrichtung ausgerüstet und eine Fällmitteldosierstation errichtet.

In fünf, bis zur vollständigen Inbetriebnahme von Fällung und Belüftung entnommenen Proben (2 x 06/16, 07/16, 2 x 08/16), lagen die Sulfidkonzentrationen im Pufferbehälter zwischen 29 und 117 mg Sulfid/l, die Nitratkonzentrationen im Ablauf (Tabelle 6.2) bei < 1 mg NO₃-N/l, die NO₂-N-

Konzentrationen i. M. bei 0,9 mg NO₂-N/l, die Ammoniumkonzentrationen bei i. M. 122 mg NH₄-N/l. Die NH₄-N-Zulaufkonzentrationen lagen i. M. bei 126 mg/l (Tabelle 6.1).

In den folgenden drei Proben (10/16, 04/17, 05/17) sanken die Sulfidkonzentrationen auf i. M. 0,2 mg/l (Tabelle 6.2). Die Nitrifikation setzte ein (10/16) und war zunächst unvollständig (36 mg NH₄-N/l im Ablauf) und durch eine sehr hohe Nitritanreicherung (56 mg NO₂-N/l) bei niedriger Nitratbildung (4,7 mg NO₃-N/l) geprägt. In der folgenden Probe (04/17) war nahezu das gesamte zugeführte NH₄-N oxidiert worden (3,4 mg NH₄-N/l, 64 mg NO₃-N/l), die Nitritbildung gesunken, aber immer noch hoch (11 mg NO₂-N/l). Parallel dazu sank der pH-Wert auf 5,8. Daraufhin wurde der Sauerstoffeintrag für die Denitrifikation angepasst, so dass sich der pH-Wert wieder normalisierte. Allerdings stieg parallel dazu auch die NH₄-N-Konzentration wieder auf 27 mg NH₄-N/l (3,8 mg NO₃-N/l, 5,8 mg NO₂-N/l).

Die letzten drei entnommenen Proben (06/17, 07/17, 08/17) waren durch erhebliche Betriebsprobleme geprägt, bei denen z. T. nur eine Teilreinigung erreicht wurde. Die Nitrifikation kam durch die Kombination aus Überlastung und ansteigenden Sulfidkonzentrationen (50 – 79 mg/l) vollständig zum Erliegen.

Leider lassen die Messungen an der Anlage, sowohl in der Ausführung als Bodenfilter als auch als SBR, durch die häufigen Überlastzustände keine eindeutige Zuordnung der Hemmwirkung des Sulfids zu. Am Beispiel des SBR zeigte sich ansatzweise die Wirkung von Sulfid auf die Nitrifikationsleistung, wenn die Anlage nicht überlastet war. Die Konsequenz daraus lautet, dass Sulfid weitestgehend vor der aeroben biologischen Stufe zu eliminieren ist.

7 Laborversuche

Zur Untersuchung des Einflusses hoher Sulfidkonzentrationen auf die Nitritbildung in Bodenfiltern unmittelbar nach der Inbetriebnahme wurden labortechnische Untersuchungen mit sechs Bodenfiltersäulen (BFS, Durchmesser: 26 mm) durchgeführt. Der Aufbau orientierte sich an den Anforderungen des DWA-A 262 aus dem Jahr 2006 (Filterbetthöhe: 0,6 m, Drainageschicht 0,25 m, zusätzlich: Verteilerschicht zur Vermeidung von Auskolkungen bei der Beschickung: 0,05 m, Abbildung 7.1), die Belastung an den Betriebswerten der KA Kanuheim Lübbenau in den ersten vier Betriebsjahren. Die Säulen wurden mit gewaschenen Sand gefüllt (0/2 mm). Die Aufteilung des Sandes auf die Säulen erfolgte mit Hilfe eines Rotationsprobenteilers (PT100, Retsch GmbH).

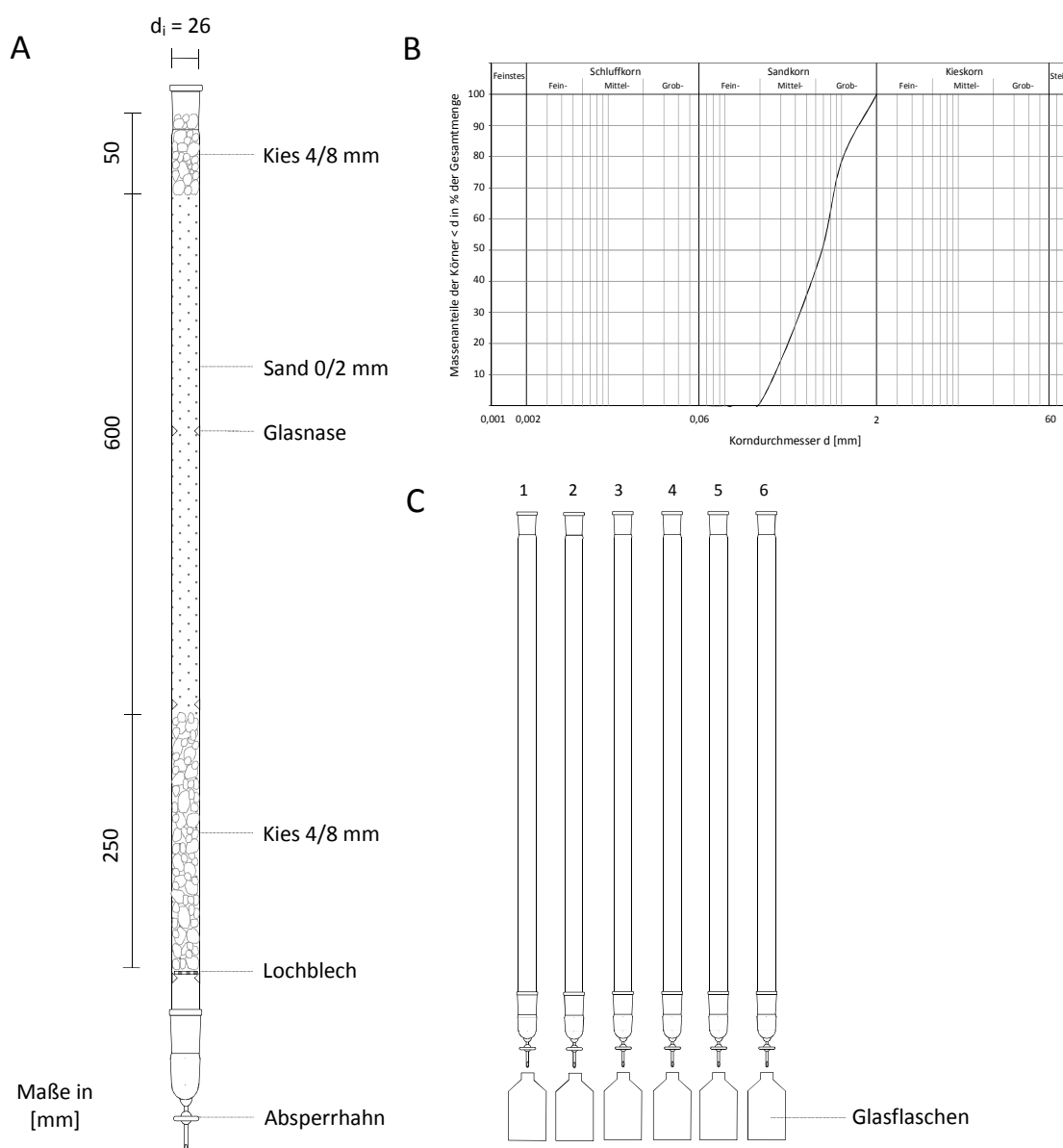


Abbildung 7.1: Aufbau der Bodensäulen (A), Sieblinie des Filtersandes (B), Versuchsaufbau (C) [SCHALK, 2017]

Die Säulen wurden werktags schwallweise mit mechanisch gereinigtem Abwasser der KA Dresden-Kaditz beschickt. Die ersten vier Säulen wurden unter gleichen hydraulischen Bedingungen betrieben

sowie die letzten beiden Säulen (Tabelle 7.1). Die hydraulische Belastung und die Flächenbelastung von BFS1 – BFS4 variierte wöchentlich, BFS5 und BFS6 wurden mit konstanter hydraulischer Belastung betrieben. BFS1 diente als Referenzsäule und wurde ausschließlich mit Abwasser beschickt, BFS2 erhielt die doppelte Stickstofffracht von BFS1. BFS3 wurde unter gleichen Bedingungen wie BFS2 betrieben, zusätzlich wurde Sulfid dosiert. Bei BFS4 wurde unter Sulfideinfluss nochmals die Stickstofffracht gesteigert. In BFS5 wurde bei konstanter Sulfidbelastung die Stickstoffbelastung wöchentlich erhöht, in BFS6 die Sulfidbelastung, analog zu BFS3 und BFS4, allerdings bei konstanter Stickstoffbelastung. Die Abläufe wurden vollständig aufgefangen und zur Bildung von Wochenmischproben genutzt. Zur Aufstockung der Stickstofffracht wurde $\text{NH}_4\text{-N}$ eingesetzt (2 g/l); Sulfid wurde als Na_2S (2 g Sulfid/l) dosiert. Die Erhöhung der Sulfidkonzentrationen für BFS3, 4 und 6 erfolgte im Abstand von 4 Wochen. Die Zielwerte entsprachen dem 25 %-, dem 50 %- und dem 85 %-Perzentil der KA Kanuheim Lübbenau sowie dem Mittelwert der ersten Jahre der Betriebsüberwachung (Abbildung 7.2).

Tabelle 7.1: Betriebsbedingungen während der Laborversuche

Parameter	Einheit	Säule 1 (BFS1)	Säule 2 (BFS2)	Säule 3 (BFS3)	Säule 4 (BFS4)	Säule 5 (BFS5)	Säule 6 (BFS6)
		Referenz	variierende $B_{A,\text{NH}_4\text{-N}}$	$B_{A,\text{NH}_4\text{-N}}$ wie BFS2 steigende $B_{A,\text{Sulfid}}$	$2 \cdot B_{A,\text{NH}_4\text{-N}}$ von BFS3 $B_{A,\text{Sulfid}}$ wie BFS3	steigende $B_{A,\text{NH}_4\text{-N}}$ konstante $B_{A,\text{Sulfid}}$	konstante $B_{A,\text{NH}_4\text{-N}}$ steigende $B_{A,\text{Sulfid}}$
Q_d	[ml/d]	34 (17 – 57)	34 (17 – 57)	34 (17 – 57)	34 (17 – 57)	33 (konstant)	33 (konstant)
q_A	[l/(m ² ·d)]	75 (38 – 129)	75 (38 – 129)	75 (38 – 129)	75 (38 – 129)	73 (konstant)	73 (konstant)
$B_{A,\text{NH}_4\text{-N}}$	[g/(m ² ·d)]	2,7 (0,9 – 6,8)	6,8 (3,4 – 12)	6,8 (3,4 – 12)	13,5 (7,0 – 24)	10,4 (6,4 – 15,3) (6,8 für 6 Wo.) (10,2 für 5 Wo.) (15,3 für 5 Wo.)	6,8 (6,4 – 7,2)
$C(\text{NH}_4\text{-N})$	[mg/l]	36 (10 – 60)	92 (64 – 135)	92 (64 – 135)	185 (128 – 270)	143 (88 – 209)	93 (87 – 99)
$B_{A,\text{Sulfid}}$	[g/(m ² ·d)]	-	-	2,5 (1,0 – 4,2) (1,0 für 4 Wo.) (2,0 für 4 Wo.) (2,9 für 4 Wo.) (3,5 für 4 Wo.)	2,5 (1,0 – 4,2) (1,0 für 4 Wo.) (2,0 für 4 Wo.) (2,9 für 4 Wo.) (3,5 für 4 Wo.)	2,6 (2,4 – 2,7)	2,5 (1,0 – 4,2) (1,0 für 4 Wo.) (2,0 für 4 Wo.) (2,9 für 4 Wo.) (3,5 für 4 Wo.)
$C(\text{Sulfid})$	[mg/l]	-	-	34 (14 – 80)	34 (14 – 80)	35 (32 – 37)	34 (13 – 58)

Die aus dem Abwasser stammenden CSB-Frachten waren in BFS1 – BFS4 gleich sowie in BFS5 und BFS6. Durch die Sulfiddosierung erhöhte sich die CSB-Fracht in den Säulen 3 – 6. Das dosierte Sulfid wurde in den Säulen vollständig oxidiert. Der Wirkungsgrad für die Elimination des aus dem Abwasser stammenden CSB ergibt sich damit zu $\eta_{\text{CSB,Abwasser}} = B_{d,\text{CSB,Ablauf}}/B_{d,\text{CSB,Abwasser,Zulauf}}$ und liegt in BFS1 bei 81 %, in BFS2 bei 74 % und in den übrigen Säulen zwischen 69 und 71 % (Tabelle 7.2). Eine Beeinflussung der CSB-Elimination ist denkbar, entweder durch eine direkte Hemmung oder durch Sauerstoffmangel infolge des höheren Sauerstoffbedarfs für die Sulfidoxidation.

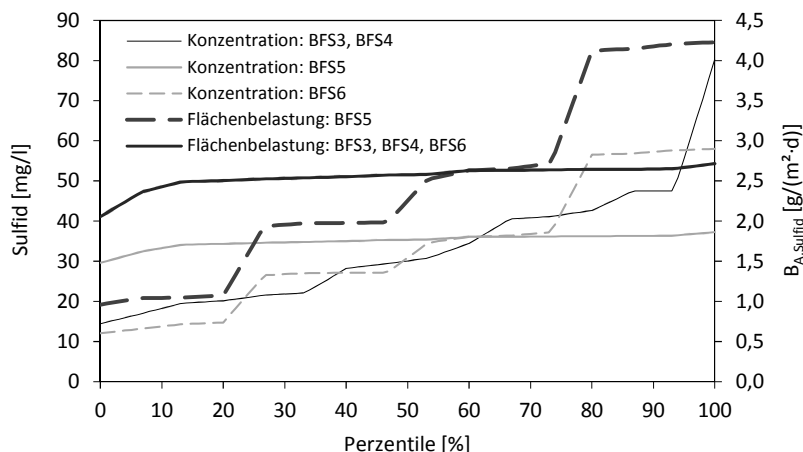


Abbildung 7.2: Sulfidkonzentrationen und Sulfidflächenbelastung in den Bodenfiltersäulen

Tabelle 7.2: CSB-Flächenbelastung und CSB-Elimination in BFS1 – BFS6

Parameter	Einheit	BFS1	BFS2	BFS3	BFS4	BFS5	BFS6	
$B_{A,CSBhom}$	Gesamt	[g/(m ² ·d)]	8,2	8,2	13,1	13,1	11,6	11,4
	Abwasser	[g/(m ² ·d)]	8,2	8,2	8,2	8,2	6,5	6,5
	Sulfid	[g/(m ² ·d)]	-	-	4,9	4,9	5,2	4,9
$CSB_{eliminiert}$	Gesamt	[g/(m ² ·d)]	6,6	6,1	10,5	10,6	9,6	9,5
	Abwasser	[g/(m ² ·d)]	6,6	6,1	5,6	5,7	4,5	4,6
	Sulfid	[g/(m ² ·d)]	-	-	4,9	4,9	5,1	5,1
	Gesamt	[%]	81	74	80	81	83	83
	Abwasser	[%]	81	74	69	70	69	71
	Sulfid	[%]	-	-	> 99	> 99	> 99	> 99
$C_{CSB,Zulauf,gesamt}$	[mg/l]	106	107	175	175	159	156	
$C_{CSB,Ablauf}$	[mg/l]	22,8	27,5	34,7	32,6	27,9	28,4	

Die Bewertung der Nitritbildung erfolgte auf Grundlage der Stickstoffbilanz (Tabelle 7.3). Einflüsse durch Ad- und Desorptionsprozesse sowie durch Denitrifikation waren gering und erreichten 3,7 – 8,6 %. Nach Abschluss des Einfahrbetriebes wurden Sorptionsprozesse im Wesentlichen durch die Änderung der Zulaufkonzentrationen beeinflusst (Abbildung 7.3). Die zur Bilanzierung genutzten Ansätze sind in SCHALK (2017) dargestellt.

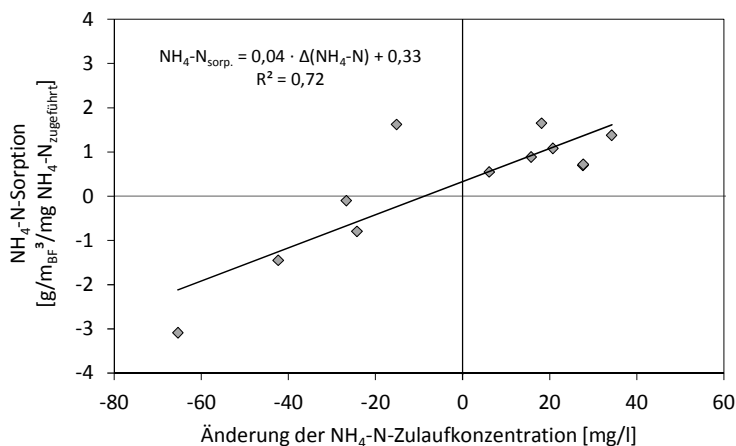


Abbildung 7.3: Einfluss der Änderung der NH₄-N-Zulaufkonzentration auf Ad- und Desorption von NH₄-N im Filterbett am Beispiel von BFS3 [SCHALK, 2017]

Die nitrifizierte Fracht war unabhängig von der Flächenbelastung in allen Säulen vergleichbar (Tabelle 7.3, Abbildung 7.4). Mit Ausnahme von BFS1 war die Nitrifikation unvollständig (Abbildung 7.5). Im Ablauf von BFS2 – BFS6 waren erhebliche $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen nachweisbar. Eine mögliche Ursache dafür liegt im genutzten Filtermaterial mit einem geringen Feinkornanteil ($d_{10} > 0,2 \text{ mm}$, $U = 3,1$, $k_{fA} = 6,8 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$) und einer damit verbundenen kurzen Verweilzeit.

Die TKN-Elimination erreichte i. M. $3 \text{ g}/(\text{m}^2\text{-d})$, die Nitrifikationsrate i. M. $2,5 - 2,8 \text{ g}/(\text{m}^2\text{-d})$. In BFS1 und BFS2 traten maximale Nitrifikationsraten von $4,6$ bzw. $4,7 \text{ g}/(\text{m}^2\text{-d})$ auf; in den anderen Säulen waren die Maximalwerte geringer. Ungeachtet der doppelt so hohen Frachtbelastung von BFS4 im Vergleich zu BFS3 waren die nitrifizierten Frachten in beiden Säulen gleich. Bei Verdoppelung der Stickstofffracht in BFS2 gegenüber BFS1 sank die Nitrifikationsleistung auf weniger als 50 % bei gleich bleibender nitrifizierter Fracht.

Tabelle 7.3: Stickstoffbilanz der untersuchten Filtersäulen

Parameter	Einheit	BFS1	BFS2	BFS3	BFS4	BFS5	BFS6
$B_{A,TKN}$	$[\text{g}/(\text{m}^2\text{-d})]$	2,9	6,3	6,4	12,6	9,7	6,5
$TKN_{\text{eliminiert}}$	$[\text{g}/(\text{m}^2\text{-d})]$	2,7	3,0	2,9	2,9	2,8	2,9
$TKN_{\text{nitrifiziert}}$	$[\text{g}/(\text{m}^2\text{-d})]$	2,5	2,8	2,6	2,6	2,5	2,6
$\text{NO}_3\text{-N}_{\text{Ablauf}}$	$[\text{g}/(\text{m}^2\text{-d})]$	2,5	2,4	1,0	0,8	0,7	0,9
$\text{NO}_2\text{-N}_{\text{Ablauf}}$	$[\text{g}/(\text{m}^2\text{-d})]$	0,0	0,5	1,6	1,8	1,7	1,7
$\text{NH}_4\text{-N}_{\text{Ablauf}}$	$[\text{g}/(\text{m}^2\text{-d})]$	0,1	3,2	3,4	9,6	6,9	3,5
$X_{\text{org,N,BM}}$	$[\text{g}/(\text{m}^2\text{-d})]$	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3
TKN_{Ablauf}	$[\text{g}/(\text{m}^2\text{-d})]$	0,2	3,3	3,5	9,7	6,9	3,6
$TKN_{\text{eliminiert}}$	[% TKN_{Zu}]	92	48	45	23	29	45
$TKN_{\text{nitrifiziert}}$	[% TKN_{Zu}]	85	45	40	20	25	40
$\text{NO}_3\text{-N}_{\text{nitrifiziert}}$	[% $TKN_{\text{nitrifiziert}}$]	99	84	39	31	30	36
$\text{NO}_2\text{-N}_{\text{nitrifiziert}}$	[% $TKN_{\text{nitrifiziert}}$]	0,6	16	61	69	70	64
$X_{\text{org,N,BM}}$	[% TKN_{Zu}]	6,9	3,2	4,7	2,4	3,1	4,6
TKN_{Ablauf}	[% TKN_{Zu}]	6,9	52	55	77	71	55
$\text{NH}_4\text{-N}_{\text{Zulauf}}$	$[\text{mg/l}]$	36,5	92,0	88,1	177	143	92,6
$\text{NO}_3\text{-N}_{\text{Ablauf}}$	$[\text{mg/l}]$	34,2	34,6	14,4	11,3	10,5	13,0
$\text{NO}_2\text{-N}_{\text{Ablauf}}$	$[\text{mg/l}]$	0,2	5,9	22,6	25,0	24,1	23,4
$\text{NH}_4\text{-N}_{\text{Zulauf}}$	$[\text{mg/l}]$	1,6	42,5	46,2	131	95,9	49,1

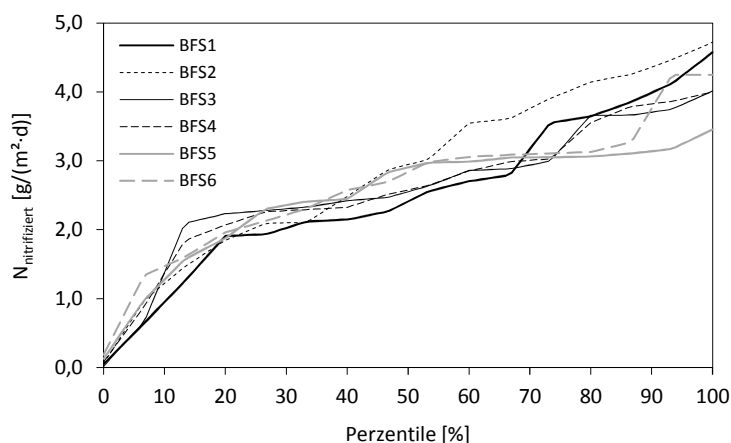


Abbildung 7.4: Nitrifikationsleistung ($\text{NO}_x\text{-N}$) in den untersuchten Bodenfiltersäulen

Unter Sulfideinfluss wurde die Ammoniumoxidation i. M. um $0,2 - 0,4 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ bzw. um $8 - 13 \%$ gehemmt. Wie an der KA Kanuheim Lübbenau nachgewiesen, ist die Höhe der Hemmung von der Sulfidkonzentration abhängig. Bei konstanter Stickstofffracht (BFS6) ergibt sich ein direkter Zusammenhang zwischen nitrifiziertem Stickstoff und Sulfidkonzentration ($N_{\text{nitrifiziert, BFS6}} = -0,003 \cdot C_{\text{Sulfid, BFS6}} + 0,52$ [g $\text{NO}_x\text{-N/g TKN}_{\text{zugeführt}}$]).

Die Dosierung von Sulfid führte zu einer deutlichen Hemmung der Nitritoxidation. In BFS3, die im Hinblick auf die Belastungsbedingungen den Verhältnissen in Lübbenau am weitesten entsprach, wurden vergleichbare $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf erreicht (Abbildung 7.6). Im Gegensatz dazu wurde in BFS1 nur in den ersten drei Wochen nach Inbetriebnahme Nitrit gebildet. BFS2 zeigt einen ähnlichen Verlauf, wobei die Nitrifikationsleistung ab der 14. Woche deutlich nachließ.

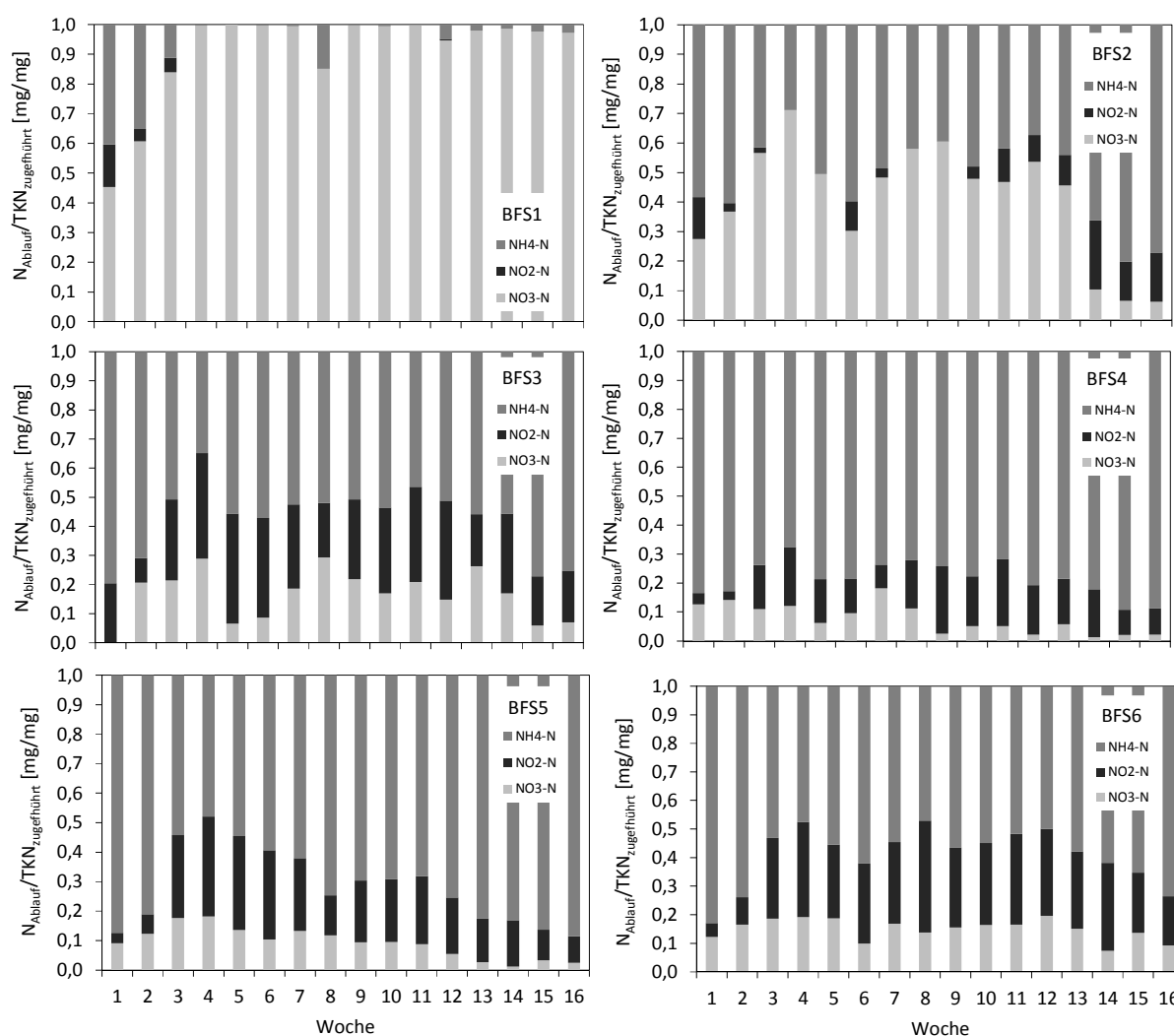


Abbildung 7.5: Verteilung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -, $\text{NO}_3\text{-N}$ - und $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Säulen

In BFS1 wurden i. M. $0,2 \pm 0,6 \text{ mg NO}_2\text{-N/l}$ gebildet, in BFS2 i. M. $5,9 \pm 6,6 \text{ mg NO}_2\text{-N/l}$ (Abbildung 7.6, Abbildung 7.7). Dagegen lagen die in BFS3 – 6 erreichten $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen i. M. zwischen $22 \pm 9,8 \text{ mg NO}_2\text{-N/l}$ (BFS3) und $25 \pm 13 \text{ mg NO}_2\text{-N/l}$ (BFS4). Die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen waren in BFS1 und

BFS2 mit 34 ± 14 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ (BFS1) und 35 ± 22 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ (BFS2) deutlich höher als in BFS3 – BFS6 mit $10 \pm 5,4$ mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ (BFS5) bis $15 \pm 9,0$ mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ (BFS3).

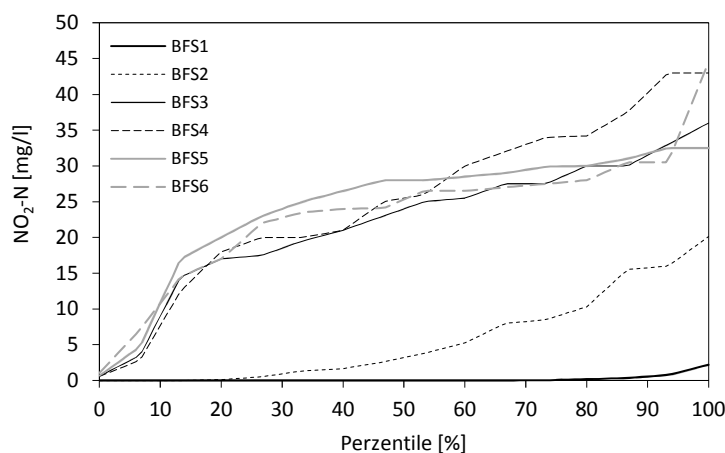


Abbildung 7.6: $\text{NO}_2\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Bodenfiltersäulen

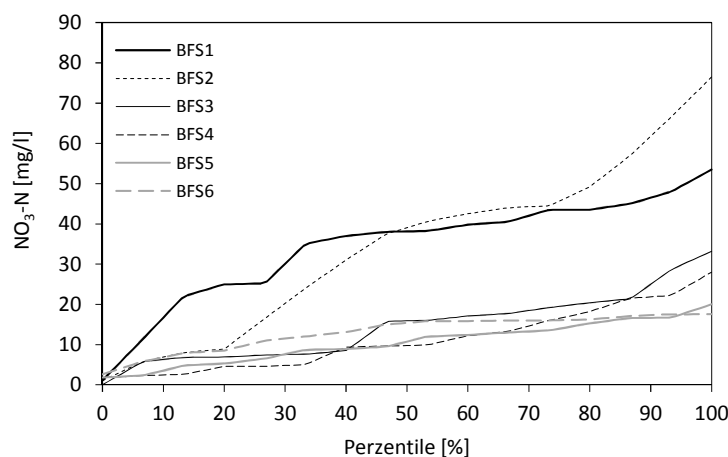


Abbildung 7.7: $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen im Ablauf der Bodenfiltersäulen

Bei konstanter $\text{NH}_4\text{-N}$ -Zulaufkraft (BFS6) und bei konstanter Sulfidbelastung (BFS5) blieb die Nitritbildung stabil bei $0,65 \pm 0,06$ g $\text{NO}_2\text{-N/g TKN}_{\text{nitrif.}}$ (BFS6) bzw. bei $0,72 \pm 0,10$ g $\text{NO}_2\text{-N/g TKN}_{\text{nitrif.}}$ (BFS5). Bei wechselnden Belastungsverhältnissen (BFS3, BFS4) traten größere Abweichungen auf mit $0,62 \pm 0,13$ g $\text{NO}_2\text{-N/g TKN}_{\text{nitrif.}}$ in BFS3 bzw. $0,70 \pm 0,16$ g $\text{NO}_2\text{-N/g TKN}_{\text{nitrif.}}$ in BFS4.

Die Höhe der Sulfidkonzentration beeinflusst die Nitritbildung, allerdings konnte dies in den Versuchen nur an BFS4 gezeigt werden (Abbildung 7.8). Bei den anderen Säulen streuten die Konzentrationen zu stark (BFS3) bzw. waren zu wenige Werte auf verschiedenen Konzentrationsniveaus vorhanden (BFS5, BFS6).

Die aus den Versuchen abgeleitete Nitritbildungsrate lag unter wechselnden Belastungsbedingungen zwischen $0,8$ g $\text{NO}_2\text{-N/g Sulfid}_{\text{zugeführt}}$ (BFS3) und $0,9$ g $\text{NO}_2\text{-N/g Sulfid}_{\text{zugeführt}}$ (BFS4, BFS6) und entspricht weitgehend den in Lübbenau festgestellten Werten in den ersten beiden Jahren mit i. M. $0,9 \pm 0,2$ g $\text{NO}_2\text{-N/g Sulfid}_{\text{zugeführt}}$.

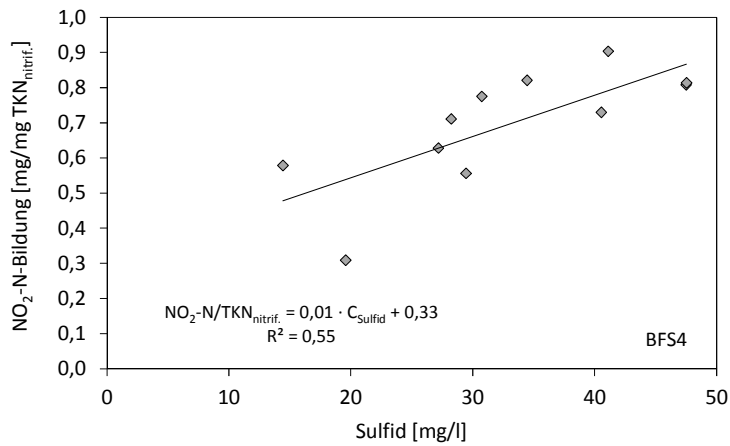


Abbildung 7.8: Beeinflussung der Nitritbildung durch die Sulfidkonzentration

Die Laborversuche haben den negativen Einfluss hoher Sulfidkonzentrationen auf die Ammoniumoxidation und auf die Nitritoxidation bestätigt. Aufgrund der unvollständigen Nitrifikation in den Versuchen, die wahrscheinlich auf die kurze HRT zurückzuführen ist, kann aus den Ergebnissen nur eine prinzipielle, aber keine verallgemeinerbare Aussage über den Zusammenhang zwischen Hemmstoffkonzentration und Hemmwirkung abgeleitet werden.

8 Anpassung der Betriebs- und Bauweise an hohe Sulfidkonzentrationen/ Probleme durch Schwefelwasserstoff

Anpassung der Betriebsweise

Sulfid ist ein effektiver Hemmstoff für beide Phasen der Nitrifikation. Die Hemmung der Nitrifikanten findet allerdings nur dann statt, wenn sie Sulfid direkt ausgesetzt sind. Bei Anlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation wird Sulfid über das rezirkulierte Nitrat oxidiert, so dass eine weitgehende Sulfidentgiftung zu erwarten ist. Bei Anlagen ohne vorgeschaltete Denitrifikation, bspw. bei kleinen SBR-Anlagen, ist Sulfid vor der Einleitung des Abwassers in die biologische Stufe zu eliminieren, entweder durch Vorbelüftung von Vorlagebehältern, durch eine Sulfidfällung unmittelbar vor der biologischen Stufe oder durch eine Kombination aus beiden Maßnahmen. Die Elimination des Sulfids in der ersten Stufe der Vorbehandlung (z. B. in der ersten Kammer der Vorklärung) ist nicht ausreichend, da sich Sulfid in den folgenden, nicht belüfteten Anlagenteilen erneut bildet.

Die Vorbelüftung des Pufferbehälters hat sich an der Kläranlage des Zeltplatzes Nr. 2 als unzureichend erwiesen; die kombinierte Fällung und Vorbelüftung ist nicht in jedem Fall erfolgreich gewesen, da sich u. a. die Sulfidkonzentrationen in einem großen Konzentrationsbereich bewegten, der von der Fällmitteldosierung nicht erfasst wurde.

Bei Bodenfiltern ist die Sulfidfällung in der Vorklärung nicht zu empfehlen, da das Fällprodukt einen schwer absetzbaren Schlamm bilden kann. Selbst wenn die Fällung aus Sicherheitsgründen nicht in der letzten Kammer durchgeführt wird, sondern in der davor liegenden Kammer, besteht das Risiko des Austrags von Schlamm. Darüber hinaus können Fällungsprozesse auf dem Filter stattfinden. Eine wirkungsvolle Maßnahme zur Verminderung der Sulfidkonzentration besteht dagegen in der Rezirkulation von gereinigtem Abwasser. Die Sulfidkonzentration sinkt zum einen durch den Verdünnungseffekt, zum anderen durch die Oxidation des Sulfids mit rezirkuliertem Nitrat bzw. Nitrit. Sulfid wirkt sich unterschiedlich stark auf die Ammoniumoxidation und die Nitritoxidation aus. Die Senkung der Sulfidkonzentrationen auf bspw. 30 mg/l kann zwar zur vollständigen Ammoniumoxidation führen, aber zu einer temporär hohen Nitritanreicherung, die mehrere Jahre auftreten kann, solange die Nitritoxidierer nicht adaptiert sind.

Für die Inbetriebnahme von einstufigen Anlagen ist ein Rezirkulationsverhältnis von etwa 1 zu empfehlen (Abwasser/Rezirkulation), wenn die Sulfidkonzentrationen etwa im Bereich der am Kanuheim Lübbenau aufgetretenen Werte liegen. Wenn möglich, sollte die Inbetriebnahme nicht im Sommer, sondern bei niedrigeren Abwassertemperaturen erfolgen, da die Sulfidbildung temperaturabhängig ist. Bei geforderter Nitrifikation besteht das Risiko, dass die Rezirkulation als Einzelmaßnahme unzureichend ist. Eine Lösung besteht in einem zweistufigen Bodenfilter. Sulfid wird parallel zum CSB der Abwasserinhaltsstoffe in der ersten Stufe oxidiert, in der zweiten Stufe wird der sulfidfreie Ablauf nitrifiziert. Die Auslegung der ersten Stufe kann mit dem abgeminderten Flächenansatz erfolgen. Die zweite Stufe wird mit einer dem DWA-A 262 entsprechenden TKN-Flächenbelastung bemessen (z. B.

10 g/(m²·d)). Durch die Rezirkulation des Ablaufs aus der zweiten Stufe in den Zulauf zur ersten Stufe kann die Sulfidkonzentration gesenkt werden bei gleichzeitiger partieller Denitrifikation.

Probleme durch Schwefelwasserstoff

Bei hohen Sulfidkonzentrationen können Probleme durch ausgasenden Schwefelwasserstoff auftreten. Dies umfasst zum einen erhebliche Korrosionserscheinungen an den Schachtabdeckungen und im Bereich des Schachtkonus (Abbildung 8.1), zum anderen können die Schwefelwasserstoffkonzentrationen in den Schächten sehr hohe, gesundheitsgefährdende Werte annehmen. Bei insgesamt zwölf im Zulauf- bzw. Pufferbehälter der Kläranlage des Zeltplatzes Nr. 2 durchgeführten Messungen lagen acht Messungen über dem Messbereich des Gaswarngerätes (> 100 ppm H₂S). Der Mittelwert der anderen vier Messungen erreichte 5,5 ± 7,2 ppm H₂S. In der ersten Kammer der Vorklärung wurde der Messbereich viermal überschritten, die übrigen Werte lagen bei 38 ± 35 ppm H₂S. Im Vergleich dazu waren die H₂S-Konzentrationen an der KA Kanuheim Lübbenau wesentlich geringer (1. Kammer: 14 ± 29 ppm H₂S (9 Messungen), 2. Kammer: 10 ± 14 ppm H₂S (7 Messungen), Pufferbehälter: 20 ± 28 ppm H₂S (7 Messungen)). An der Kläranlage des Zeltplatzes Nr. 2 trat als Folge von Betriebsproblemen Schwefelwasserstoff auch im Anlagenablauf auf (Bodenfilteranlage: bis 35 ppm H₂S, SBR: 0 bis > 100 ppm H₂S). Besonders problematisch am Auftreten hoher H₂S-Konzentrationen sind das mangelnde Gefahrenbewusstsein bzw. die fehlende Kenntnis der potentiellen Gesundheitsgefahren durch die Betreiber und die Unterschätzung des baulichen Zustands der Vorklärung (Korrosion).



Abbildung 8.1: Korrosionsschäden an der Kläranlage des Zeltplatzes Nr. 2 im Jahr 2015 – A: Vorderseite der Schachtabdeckung, B: Rückseite der Schachtabdeckung, C: Konus der 1. Kammer der Vorklärung, D: Zulaufschacht

9 Öffentlichkeitsarbeit

Die Ergebnisse der Projekte AZ 27143/1, AZ 27143/2 und AZ 32535/01 wurden im Rahmen der Neufassung des DWA-A 262 in der Arbeitsgruppe KA-10.1 der DWA vorgestellt und diskutiert. Der für Anlagen mit vergleichbarer Belastung und Ausführung (Vertikalfilter, Sand 0 – 2 mm) erarbeitete Bemessungsansatz wurde in das neugefasste DWA-Arbeitsblatt aufgenommen.

Erste Projektergebnisse wurden am 24.01.2014 anlässlich eines Workshops zur Aktualisierung des DWA-Arbeitsblattes A 262 "Bepflanzte Bodenfilter" an der Fachhochschule Potsdam präsentiert:

- 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.

Eine Veröffentlichung der bis 2016 erzielten Ergebnisse erfolgt in der Zeitschrift *KA Korrespondenz Abwasser Abfall*:

- Schalk T., Ahnert M., Kühn V. Einsatz klein bemessener Bodenfilter zur Behandlung von saisonal anfallenden Abwässern aus Fremdenverkehrseinrichtungen. Akzeptiert zur Veröffentlichung in der Zeitschrift: *KA Korrespondenz Abwasser Abfall*.

Ausführliche Angaben zu Bemessung, Bau, Bilanzierung und Betrieb (Ergebnisse bis Ende 2015) sind den *Dresdner Berichten*, Band 43 veröffentlicht.

- Schalk T. (2017). Möglichkeiten zur Behandlung saisonal anfallender Abwässer in ländlich strukturierten Gebieten durch Anpassung der Bemessungsgrundlagen und temporäre Aktivierung interner Reserven. TU Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft. *Dresdner Berichte*, Band 43.

Eine Publikation über die im gesamten Untersuchungszeitraum erzielten Ergebnisse, einschließlich des Jahres 2017, ist derzeit in Arbeit.

10 Fazit

In Verbindung mit den durch die DBU geförderten Projekte AZ 27143/1 und AZ 27143/2 wurde am Beispiel der Kläranlage des Kanuheims Lübbenau nachgewiesen, dass saisonal belastete, klein bemessene Bodenfilter zur Einhaltung der Mindestanforderungen geeignet sind. Über einen Zeitraum von acht Jahren sind die für die Kläranlage geltenden Überwachungswerte ($CSB_{\text{hom.}} = 150 \text{ mg/l}$, $BSB_5 = 40 \text{ mg/l}$) eingehalten worden. Weitergehende Anforderungen, bspw. an die Stickstoffelimination, bestanden nicht. Die besonderen Standortbedingungen haben dazu geführt, dass die Nitrifikationsleistung zum Teil stark eingeschränkt war. Als Ursache dafür wurde das in der Vorbehandlungsanlage gebildete Sulfid identifiziert. Das Konzentrationsniveau des Sulfids war aufgrund eines Sulfatgehalts von mehr als 300 mg/l im Trinkwasser hoch und erreichte in Extremfällen bis zu 117 mg Sulfid/l im Zulauf des Bodenfilters.

In Verbindung mit Laborversuchen wurde nachgewiesen, dass die in den ersten vier Jahren in Lübbenau aufgetretene Nitritanreicherung auf die Hemmung der Nitritoxidation durch Sulfid zurückzuführen ist. Dabei zeigte sich, dass sich Nitritoxidierer im Gegensatz zu Ammoniumoxidierern an hohe Sulfidkonzentrationen adaptieren können. Die Adaptionsphase kann mehrere Jahre dauern, allerdings bleibt die Adaptierung auch nach langen Ruhephasen erhalten. Infolge der fortgesetzten Hemmung der Ammoniumoxidation ist eine vollständige Nitrifikation aber nur dann gewährleistet, wenn die Sulfidkonzentrationen im Zulauf zum Bodenfilter gesenkt werden. Durch Anpassung der Betriebsweise wurde im letzten Jahr der Untersuchung eine nahezu vollständige Nitrifikation erreicht.

Im Rahmen des Projektes wurde ein Ansatz zur Bemessung von saisonal belasteten Bodenfiltern entwickelt, der zur Einhaltung der Mindestanforderungen geeignet ist. Bei weitergehenden Anforderungen ist der Flächenbedarf für die Nitrifikation zu berücksichtigen. Unabhängig davon sollte bei konzentrierten Abwässern im Vorfeld eine Abschätzung der aufgrund des Konzentrationsniveaus erreichbaren Ablaufwerte vorgenommen und die erforderliche Nitrifikationsleistung auf Grundlage einer Stickstoffbilanz ermittelt werden. Dies ist insbesondere für die Verfahrensbewertung und Verfahrensführung bei Anlagen mit weitergehenden Anforderungen (z. B. $\text{max. } CSB_{\text{hom.}} = 90 \text{ mg/l}$) von Bedeutung.

Bodenfilter, bei denen hohe Sulfidkonzentrationen auftreten können, sollten mit Rezirkulation betrieben bzw. bei geforderter Stickstoffelimination zweistufig errichtet werden. In Lübbenau wurde zusätzlich eine einfache Methode zur Sulfidfällung untersucht, allerdings ist diese vor Bodenfiltern nicht zu empfehlen.

Der Vergleich der in Lübbenau erzielten Ergebnisse mit einer im Jahr 2001 errichteten Bodenfilteranlage mit ähnlichen Betriebsbedingungen war nicht möglich, da die Vergleichsanlage überlastet und kolmatiert war, so dass sie durch den Betreiber durch eine SBR-Anlage ersetzt wurde. Ungeachtet dessen wurden Erkenntnisse über die Belastungssituation von Kläranlagen gewonnen, die mit Abwasser aus einfachen Fremdenverkehrseinrichtungen beschickt werden. Die am Kanuheim Lübbenau und auf dem Zeltplatz Lübbenau ermittelten spezifische Zulauffrachten zeigen zum einen, dass die spezi-

fischen Frachten höher als die zur Bemessung angesetzten Werte sind und zum anderen, dass die Nährstoffverhältnisse von denen häuslicher Abwässer abweichen. Die Anwendung pauschaler Einwohnergleichwerte ist daher zu hinterfragen.

11 Literatur

- Æsøy A., Ødegaard H., Bentzen G. (1998). The effect of sulphide and organic matter on the nitrification activity in a biofilm process. *Water Science & Technology* **37** (1) 115-122.
- ATV-A 129 (1979). ATV-Arbeitsblatt-A 129 (zurückgezogen). Abwasserbeseitigung aus Erholungs- und Fremdenverkehrseinrichtungen. Abwassertechnische Vereinigung e.V. (ATV), Mai 1979.
- Bejarano Ortiz D.I., Thalasso F., Cuervo-Lopez, F.d.M. Texier A.C. (2013). Inhibitory effect of sulfide on the nitrifying respiratory process. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* **88** (7) 1344-1349.
- Benndorf J. (2005). Ecotechnology: basis of a new immission concept in water pollution control. *Water Science & Technology* **52** (5) 17-24.
- Beristain-Cardoso R., Gómez J., Méndez-Pampín R. (2010). The behavior of nitrifying sludge in presence of sulfur compounds using a floating biofilm reactor. *Bioresource Technology* **101** 8593-8598.
- Birkinshaw S.J. und Ewen J. (2000). Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment nitrate transport modelling. *Journal of Hydrology* **230** 1-17.
- Boström B. und Pettersson K. (1982). Different patterns of phosphorus release from lake sediments in laboratory experiments. *Hydrobiologia* **92** 415-429.
- Boutin C., Prost-Boucle S., Boucher M. (2010). Robustness of vertical reed bed filters facing loads variations: The particular case of campsites. 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 04.10.-08.10.2010, Venice, Italy. Proceedings 177-185.
- British Water (2009). Code of practice: flows and loads - 3, Sizing Criteria, Treatment Capacity for Sewage Treatment Systems. British Water, London.
- de Jong J. und Greiner R.W. (1982). The Use of marsh vegetations in wastewater purification. Abwasserreinigung mit Hilfe von Wasserpflanzen, 1. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium, 25.05.1982, Ratzeburg. Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 1, 65-80. TU Hamburg-Harburg.
- DeSimone L.A. und Howes B.L. (1998). Nitrogen transport and transformations in a shallow aquifer receiving wastewater discharge: A mass balance approach. *Water Resources Research* **34** (2) 271-285.
- DIN 4261-1 (2010). Kleinkläranlagen – Teil 1: Anlagen zur Schmutzwasservorbehandlung. Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN. DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.
- 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-A 262 (2017). DWA-Arbeitsblatt-A 262, Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kläranlagen mit bepflanzten und unbepflanzten Filtern zur Reinigung häuslichen und kommunalen Abwassers. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), November 2017.
- DWA-A 272 (2014). DWA-Arbeitsblatt-A 272. Grundsätze für die Planung und Implementierung Neuartiger Sanitärsysteme (NASS). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und

Abfall e.V. (DWA), Mai 2014.

- Erguder T.H., Boon N., Vlaeminck S.E., Verstraete W. (2008). Partial nitrification achieved by pulse sulfide doses in a sequential batch reactor. *Environmental Science & Technology* **42** 8715-8720.
- 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.
- Fröhlich M. (2011). Abwasserentsorgung im Gebirge. *KA Betriebs-Info* **41** (3) 1856-1859.
- Günthert F.W. und Schönherr F. (2004). DBU-Projekt "Klärschlammproblematik im Hochgebirge" Ergebnisse eines Forschungsprojektes. 4. Internationales Fachseminar "Umweltgerechte Konzepte für Berg- und Schutzhütten", 27.02.-28.02.2004, Zentrum für Umwelt und Kultur Benediktbeuern. Deutsche Bundesstiftung Umwelt / Deutscher Alpenverein e.V. /Naturfreunde Deutschlands. Tagungsunterlagen, S.94-105.
- Haaijer S.C.M., van der Welle M.E.W., Schmid M.C., Lamers L.P.M., Jetten M.S.M., Op den Camp H.J.M. (2006). Evidence for the involvement of betaproteobacterial thiobacilli in the nitrate-dependent oxidation of iron sulfide minerals. *FEMS Microbiology Ecology* **58** (3) 439-448.
- Hamele H. und Eckardt S. (2006). Umweltleistungen europäischer Tourismusbetriebe Instrumente, Kennzahlen und Praxisbeispiele. ECOTRANS European Network for Sustainable Tourism Development / IER, Universität Stuttgart.
- Hayakawa A., Hatakeyama M., Asano R., Ishikawa Y., Hidaka S. (2013). Nitrate reduction coupled with pyrite oxidation in the surface sediments of a sulfide-rich ecosystem. *Journal of Geophysical Research* **118** (2) 639-649.
- Kadlec R.H. und Wallace S.D. (2009). Treatment Wetlands. 2nd. edition. Taylor & Francis Group, LLC.
- Löffler H. (1992). Das Pflanzenbeet-Klärfverfahren Phytofilt - theoretische Grundlagen - praktische Anwendung. Beiträge zu den NNA-Seminaren Bau und Funktion von Pflanzenkläranlagen am 02.07.1991 und Dezentrale Abwasserentsorgung im ländlichen Raum am 9./10.03.1992 auf Hof Möhr, Norddeutsche Naturschutzakademie, Schneverdingen. *NNA-Berichte* **5** (3) 5-10.
- Lucassen E.C.H.E.T., Smolders A.J.P., van der Salm A.L., Roelofs J.G.M. (2004). High groundwater nitrate concentrations inhibit eutrophication of sulphate-rich freshwater wetlands. *Biogeochemistry* **67** (2) 249-267.
- McBride G.B. und Tanner C.C. (2000). Modelling biofilm nitrogen transformations in constructed wetland mesocosms with fluctuating water levels. *Ecological Engineering* **14** 93-106.
- N.N. (2011). Ökonomie und Ökologie im Einklang. *Campingwirtschaft heute* (3) 8.
- ÖWAV-R 1 (2000). ÖWAV-Regelblatt 1, Abwasserentsorgung im Gebirge. 3., vollständig überarbeitete Auflage. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV), Wien.
- Pauwels H., Kloppmann W., Foucher J.C., Martelat A., Fritsche V. (1998). Field tracer test for denitrification in a pyrite bearing aquifer. *Applied Geochemistry* **13** (6) 767-778.
- Rapsch H.J. und Schöneborn C. (1977). Zum Abwasseranfall von Campingplätzen. *Korrespondenz Abwasser* **24** (6) 167-168.
- Schalk T. (2017). Möglichkeiten zur Behandlung saisonal anfallender Abwässer in ländlich strukturierten Gebieten durch Anpassung der Bemessungsgrundlagen und temporäre Aktivierung

interner Reserven. Technische Universität Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft. Dresdner Berichte, Band 43.

- Schalk T. und Kühn V. (2014). Untersuchung der Leistungsfähigkeit und des Betriebsverhaltens einer saisonal belasteten, klein bemessenen Pflanzenkläranlage und deren Puffer-/Regenerationskapazität. Abschlussbericht zum durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt geförderten Forschungsprojektes (AZ 27143/01, AZ 27143/02). Technische Universität Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft.
- Sears K., Alleman J.E., Barnard J.L., Oleszkiewicz J.A. (2004). Impacts of reduced sulfur components on active and resting ammonia oxidizers. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology* **31** 369-378.
- Sikora F.J., Tong Z., Behrends L.L., Steinberg S.L., Coonrod H.S. (1995). Ammonium removal in constructed wetlands with recirculating subsurface flow: Removal rates and mechanisms. *Water Science & Technology* **32** (3) 193-202.
- Smolders A.J.P., Lucassen E.C.H.E.T., Bobbink R., Roelofs J.G.M., Lamers L.P.M. (2010). How nitrate leaching from agricultural lands provokes phosphate eutrophication in groundwater fed wetlands: the sulphur bridge. *Biogeochemistry* **98** 1-7.
- 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.
- Tanner C.C., D'Eugenio J., McBride G.B., Sukias J.P.S., Thompson K. (1999). Effect of water level fluctuation on nitrogen removal from constructed wetland mesocosms. *Ecological Engineering* **12** 67-92.
- von Felde K. und Kunst S. (1997). N- and COD-removal in vertical-flow systems. *Water Science & Technology* **35** (5) 79-85.
- Wiessner M., Kuschk P., Jechorek M., Seidel H., Kästner M. (2007). Sulphur transformation and deposition in the rhizosphere of *Juncus effusus* in a laboratory-scale constructed wetland. *Environmental Pollution* **155** 125-131.
- Wu S., Wiessner A., Dong R., Pang C., Kuschk P. (2012). Performance of two laboratory-scale horizontal wetlands under varying influent loads treating artificial sewage. *Engineering in Life Sciences* **12** (2) 178-187.
- Xu Z., Du X., Wang S. (2009). Simultaneous nitrification and denitrification in non-planted pilot-scale modified vertical flow constructed wetland system. *Canadian Journal of Civil Engineering* **36** 850-858.