

Bachelor-Thesis

**Optimierung der Denitrifikationsleistung der
Pilotanlage DeWaResT durch das Verfahren der
vorgeschalteten Denitrifikation**

vorgelegt von

Céline Cera

Studiengang

Angewandte Biologie

Prüfer

Prof. Dr. Markus Egert, Hochschule Furtwangen

Jan Schütz, Kompetenzzentrum Wasser Berlin

Datum

August 2023

Thema:

Optimierung der Denitrifikationsleistung der Pflanzenkläranlage im Projekt DeWaResT durch das Verfahren der vorgeschalteten Denitrifikation

Verfasserin: Céline Cera

1. Prüfer: Prof. Dr. Markus Egert

2. Prüfer: Jan Schütz

Semester: 7

Kurzfassung:

Pflanzenkläranlagen bieten eine naturnahe und kosteneffiziente Alternative zur kommunalen Abwasserreinigung (Morvannou A. et al. 2015). Hauptbestandteil einer Pflanzenkläranlage ist ein bepflanzter Bodenfilter, welcher mehrschichtig mit porösem Material befüllt ist. Der Filter kann dabei in vertikaler oder horizontaler Durchflussrichtung betrieben werden. Dieser reinigt das Abwasser durch mechanische, biologische und chemische Wirkmechanismen.

Eine modifizierte neuartige Pflanzenkläranlage wird seit dem Frühjahr 2022 im Projekt DeWaResT des Kompetenzzentrum Wasser Berlin erprobt. Das Akronym steht für Dezentrale Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung für Regionen mit saisonalem Trockenstress. Ziel ist es, eine effiziente Pflanzenkläranlage zu entwickeln. Das gereinigte Wasser soll anschließend zur Irrigation des Baumbestandes vor Ort verwendet werden. Dazu müssen interne Grenzwerte eingehalten werden. In Saison 2022 war der Bodenfilter in seiner Denitrifikationsleistung limitiert. Um die Grenzwerte des N_{anorg} hinsichtlich der geplanten Wiederverwendung zu erreichen, sollte die Denitrifikationsleistung an der Pilotanlage in dieser Arbeit optimiert werden. Dabei wurde das Verfahren der vorgeschalteten Denitrifikation angewandt.

Vorversuche im Batch-Ansatz bewiesen die Funktionalität der vorgeschalteten Denitrifikation an der Pilotanlage. Die Ansätze wurden bei Rezirkulation von 100%, 200% und 300% untersucht. Dabei ergaben sich erfolgreiche Nitrat-Eliminationen von über 90% in jedem Ansatz. Die Rezirkulation von 100% und 200% lieferte dabei die besten Ergebnisse. Unter Betrachtung der höheren rezirkulierenden Nitratfracht bei höherer Rezirkulation empfiehlt sich deshalb ein Rezirkulationsverhältnis von 200%. Die Bilanzierung der Parameter direkt an der Pilotanlage zeigt den Erfolg der vorgeschalteten Denitrifikation mit einem Wirkungsgrad der Nitratelimination von 83,66%. Durch die Optimierung konnte eine Steigerung der Elimination von N_{anorg} von 73,63% im Bodenfilter BBF1 ohne Optimierung auf 81,33% im Bodenfilter mit Optimierung erzielt werden. Ebenfalls konnte durch die Anwendung des Verfahrens geforderte Grenzwert für N_{anorg} von $< 25 \text{ mg/L}$ eingehalten werden.

Schlüsselwörter:

Pflanzenkläranlage, bepflanzter vertikaler Bodenfilter, Optimierung der Denitrifikation, vorgeschaltete Denitrifikation, Batch-Versuche

Title:

Optimization of the denitrification performance for the vertical flow constructed wetland in the project DeWaResT using the process of pre-denitrification

Author: Céline Cera

1. Examiner: Prof. Dr. Markus Egert

2. Examiner: Jan Schütz

Semester: 7

Abstract:

Constructed wetlands offer a near-natural and cost-effective alternative to municipal wastewater treatment (Morvannou A. et al. 2015). The main component of a constructed wetland is a planted soil filter, which is filled with porous material in several layers. The filter can be operated in a vertical or horizontal flow direction. It purifies wastewater by mechanical, biological and chemical mechanisms.

A modified novel constructed wetland is being tested in the DeWaResT project of the Kompetenzzentrum Wasser Berlin since spring 2022. The acronym stands for Decentralized Wastewater Treatment and Water Reuse for Regions with Seasonal Drought Stress. The goal is to develop an efficient constructed wetland. The treated water is then to be used for irrigation of the local tree population. To do this, internal standards must be met. In season 2022, the soil filter was limited in its denitrification performance. In order to achieve the limits of the N_{anorg} with regard to the planned reuse, the denitrification performance at the pilot plant was to be optimized in this work.

For this purpose, the process of upstream denitrification was applied. Preliminary tests in a batch approach proved the functionality of the upstream denitrification at the pilot plant. The approaches were tested at recirculation of 100%, 200% and 300%. These resulted in successful nitrate eliminations of over 90%. The recirculation of 100% and 200% provided the best results. Considering the higher recirculating nitrate load at higher recirculation ratios, a recirculation ratio of 200% is therefore recommended. The balancing of the parameters directly at the pilot plant shows the success of the upstream denitrification with an efficiency of the nitrate elimination of 83.66%. Through optimization, an increase in the elimination of N_{anorg} from 73.63% in the BBF1 soil filter without optimization to 81.33% in the BBF2 soil filter with optimization was achieved. Likewise, the application of the process enabled the required limit value for N_{anorg} of < 25 mg/L to be complied with.

Keywords:

constructed wetland, vertical flow, optimization of nitrogen removal, pre-denitrification, batch experiments

Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre hiermit an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig und ohne unzulässige fremde Hilfe angefertigt habe.

Alle verwendeten Quellen (Literatur, Internet) sind im Literaturverzeichnis vollständig zitiert.

Villingen-Schwenningen, den 31.08.2023

Adresse: Bergmannstraße 16,
10961 Berlin

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'C-Cera'.

Unterschrift

Inhalt

1. Einleitung	1
1.1 Motivation des Projektes	1
1.2 Zielsetzung der Bachelorarbeit.....	3
2. Stand des Wissens und der Technik	3
2.1 Grundlagen	3
2.1.1 Abwassercharakteristik.....	3
2.1.2 Bemessung der Größenklasse	7
2.1.3 Rechtliche Rahmenbedingungen.....	7
2.2 Pflanzenkläranlagen	9
2.2.1 Aufbau und Funktion einer Pflanzenkläranlage.....	9
2.2.2 Französisches System	15
2.3 Optimierung der Denitrifikationsleistung.....	17
2.3.1 Verfahrensarten der Denitrifikation	18
3. Material und Methoden.....	21
3.1 Projekt DeWaResT	21
3.1.1 Versuchsstandort.....	21
3.1.2 Aufbau der Pilotanlage	22
3.1.3 Effizienzsteigerungen hinsichtlich der Stickstoffelimination an der Pilotanlage	25
3.2 Versuche.....	27
3.2.1 Vorversuche	27
3.2.2 Untersuchungen an der Pilotanlage.....	28
3.3 Probenanalyse	29
3.3.1 Probenahmestrategie	29
3.3.2 Analytik.....	29
3.3.3 Qualitätssicherung.....	31
4. Ergebnisse und Diskussion	32
4.1 Vorversuche.....	32
4.1.1 Ergebnisse	32
4.1.2 Diskussion	36
4.2 Untersuchungen an der Pilotanlage	38
4.2.1 Bilanzierung.....	38
4.2.2 Mögliche Hemmfaktoren.....	42
4.3 Vergleiche.....	43
4.3.1 Vergleich der Stickstoffparameter für BBF1 und BBF2 in Saison 2023	43
4.3.2 Vergleich der Ablaufwerte in Saison 2022 und Saison 2023 zwischen BBF1 und BBF2	47

4.3.3 Literaturvergleich mit anderen Anlagen	48
5. Fazit und Ausblick	50
5.1 Fazit.....	50
5.2 Ausblick	50
Literaturverzeichnis	51
Anhang.....	57
A1 Material und Methoden	57
A1.1 Projekt DeWaResT	57
A1.2 Zeitplan der Probenahmen zu den Batch-Versuchen	57
A1.3 Materialien der Vorversuche	57
A2 Ergebnisse	61
A2.1 Rohdaten der Vorversuche	61
A2.2 Rohdaten der Pilotanlage Saison 2023	63

Abkürzungsverzeichnis

AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AFS _{gesamt}	Gesamte abfiltrierbare Stoffe
AFS _{inert}	Inerter Anteil der abfiltrierbaren Stoffe
AFS _{organisch}	Organischer Anteil der abfiltrierbaren Stoffe
B	Beschickungsmodus
BBF	Bepflanzter Bodenfilter
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf (Bestimmungszeit 5 Tage)
C	Kohlenstoff
C _{x,A}	Anfangskonzentration von Stoff X
C _{x,t}	Konzentration zum Zeitpunkt t von Stoff X
C ₂ H ₅ OH	Ethanol
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
Cr ³⁺	Chrom
CSB _{gel}	Gelöster chemischer Sauerstoffbedarf

$CSB_{gel,inert}$	Inerter Anteil des gelösten chemischen Sauerstoffbedarfs
$CSB_{gel,inert}$	Abbaubarer Anteil des gelösten chemischen Sauerstoffbedarfs
CSB_{gesamt}	Gesamter chemischer Sauerstoffbedarf
$CSB_{gesamt,abb}$	Summe des abbaubaren chemischen Sauerstoffbedarfs
CSB_{part}	Partikulärer chemischer Sauerstoffbedarf
$CSB_{part,abb}$	Abbaubarer Anteil des partikulären chemischen Sauerstoffbedarfs
$CSB_{part,inert}$	Inerter Anteil des partikulären chemischen Sauerstoffbedarfs
C_{Zu}	Menge des Substrats im Zulauf
D	Denitrifikation
DeWaResT	Dezentrale Abwasserbehandlung und Wiederverwendung für Regionen mit saisonalem Trockenstress
$d_{m\ddot{u}}$	Durchschnitt der Übernachtungen je Gast
E	Elimination in %
EW	Einwohnerwert
H	Hygienisierung
H_2O	Wasser
$K_2Cr_2O_7$	Kaliumdichromat
KBE	Koloniebildende Einheiten
KWB	Kompetenzzentrum Wasser Berlin
N	Stickstoff
N_2	Gasförmiger Stickstoff
N_{anorg}	Anorganischer Stickstoff
NH_3	Ammoniak
NH_4^+	Ammoniumion
NH_4-N	Ammonium-Stickstoff
NO_2^-	Nitrit

$\text{NO}_2\text{-N}$	Nitrit-Stickstoff
NO_3^-	Nitrat
$\text{NO}_3\text{-N}$	Nitrat-Stickstoff
N_{org}	Organischer Stickstoff
NTU	Nephelometrischer Trübungswert
η_x	Wirkungsgrad Substrat x
η_{Gesamt}	Gesamtwirkungsgrad
O_2	Sauerstoff
P	Phosphor
P_{ges}	Gesamtphosphor
Q	Beschickungsvolumen je Filter
R	Rezirkulation
RPM	Rührerdrehzahl pro Minute
T	Temperatur
TKN	Total Kjeldhal Stickstoff
TN	Gesamtstickstoff
V	Volumen
V_P	Abwasseranfall auf dem Zeltplatz Pehlitzwerder [$\text{L}/\text{d} \cdot \text{EW}$]
$V_{P,\text{Jährl.}}$	Durchschnittlicher Abwasseranfall auf dem Zeltplatz Pehlitzwerder je Saison

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Dürremonitor von Deutschland, links Januar 2023, rechts April 2023	2
Abbildung 2 Fraktionierung des CSB nach DWA A 131	5
Abbildung 3 Übersicht der Summenparameter TKN, N_{anorg} und TN	6
Abbildung 4 Verfahrensübersicht einer klassischen Pflanzenkläranlage.....	10
Abbildung 5 Aufbau eines, horizontal durchflossenen, bepflanzten Bodenfilters	11
Abbildung 6 Aufbau eines, vertikal durchflossenen, bepflanzten Bodenfilters	11

Abbildung 7 Zusammenfassung der dominierenden Reduktionswege der Stickstoffelimination in einem bepflanzten Bodenfilter	13
Abbildung 8 methodischer Aufbau des französischen Systems	16
Abbildung 9 Aufwuchskörper zur Erhöhung der Feststoffkonzentration	18
Abbildung 10 Verfahrensschema der vorgeschalteten Denitrifikation	18
Abbildung 11 Verfahrensschema der nachgeschalteten Denitrifikation	19
Abbildung 12 Verfahrensschema der intermittierenden Denitrifikation	19
Abbildung 13 Verfahrensschema der alternierenden intermittierenden Denitrifikation	20
Abbildung 14 Verfahrensschema der alternierenden intermittierenden Denitrifikation	20
Abbildung 15 Verfahrensschema der Kaskadendenitrifikation	20
Abbildung 16 Pilotanlage DeWaResT.....	22
Abbildung 17 Verfahrensflißbild der Pilotanlage	23
Abbildung 18 BBF1	24
Abbildung 19 BBF2	24
Abbildung 20 Flißbild vorgeschalteten Denitrifikation beim BBF2 der Pilotanlage.....	26
Abbildung 21 Probenahmestrategie der Zu- und Abläufe des BBF1 und BBF2	29
Abbildung 22 Reaktionsschema von Nitrat und 2,6-Dimethylphenol	30
Abbildung 23 Reaktion zur Bestimmung des CSB mit Dichromat	30
Abbildung 24 Nitratelimination in % über die Zeit für R100, R200 und R300 mit der endständigen $\text{NO}_3\text{-N}$ der Endkonzentration nach 3 Stunden in Klammern	32
Abbildung 25 CSB_{gel} -Elimination in % über die Zeit für R100, R200 und R300	33
Abbildung 26 Veränderung der Nitritkonzentration von 0 h auf 3 h für die Ansätze der Vorversuche R100, R200 und R300	34
Abbildung 27 Abfiltrierbare Stoffe der Ansätze R100, R200 und R300 bei 3 h	35
Abbildung 28 Auftragung des pH-Werts über die Zeit für die Ansätze R100, R200 und R300	35
Abbildung 29 Auftragung der Temperatur über die Zeit für die Ansätze R100, R200 und R300	36
Abbildung 30 Bilanz der Stickstoffparameter für den BBF2 in Saison 2023 bei einer Rezirkulation von 200%. Die Mengen entsprechen den Mittelwerten ohne Standardabweichung über die Probenahmen seit Start der vorgeschalteten Denitrifikation am 31.05.2023 (Anzahl Messungen 8).....	39
Abbildung 31 Bilanz der Stickstoffparameter für den BBF1 in Saison 2023 bei einer Rezirkulation von 200%. Die Mengen entsprechen den Mittelwerten ohne Standardabweichung über die Probenahmen vom 31.05.2023 bis zum 21.08.2023 (Anzahl Messungen 8)	40
Abbildung 32 Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -, $\text{NO}_3\text{-N}$ - und TN-Konzentration für BBF1 ohne vorgeschaltete Denitrifikation (Saison 2023) über die Zeit	45
Abbildung 33 Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -, $\text{NO}_3\text{-N}$ - und TN-Konzentration für BBF2 mit vorgeschalteter Denitrifikation (Saison 2023) über die Zeit.....	45
Abbildung 34 Betriebseinstellungen der Beschickungsperiode, der Belüftung und des Zulaufs für BBF1 ohne vorgeschaltete Denitrifikation.....	45
Abbildung 35 Betriebseinstellungen der Beschickungsperiode, der Belüftung und des Zulaufs für BBF2 seit Start der vorgeschalteten Denitrifikation.....	45
Abbildung 36 Grundriss der bepflanzten Bodenfilter der Pilotanlage (Projekt DeWaResT) ...	57

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Berechnungsgrundlagen der jeweiligen Parameter zur Auslegung kommunaler Kläranlagen	7
Tabelle 2 Größenklassen und die zugehörigen EW von Kläranlagen	7
Tabelle 3 Definition der Ablaufklassen laut DIBt	8
Tabelle 4 Mindestanforderungen an die Qualität des aufbereiteten Wassers mit dem Zweck zur Wiederverwendung mit dem Zweck der landwirtschaftlichen Bewässerung nach EU-Verordnung 2020/741 und EWG-Richtlinie 91/271	9
Tabelle 5 Zusammenfassung der Reinigungsmechanismen in einem bepflanzten Bodenfilter	12
Tabelle 6 Zusammensetzung kommunaler Abwässer verglichen mit der Abwasserzusammensetzung des Zeltplatz Pehlitzwerder Saison 2023	21
Tabelle 7 Festgelegte Grenzwerte für die Pflanzenkläranlage DeWaResT aus dem Projektantrag verglichen mit den Ablaufwerten der Pilotanlage	25
Tabelle 8 Versuchsansätze zur Ermittlung des Schlammverhaltens bezüglich des Mischungsverhältnisses im Labormaßstab am 02.06.2023	27
Tabelle 9 Bestimmung der Parameter durch die jeweiligen Küvettentests nach DIN-Norm ..	31
Tabelle 10 Wirkungsgrade des BBF1 und BBF2 im Vergleich in Saison 2023 ab Start der vorgeschalteten Denitrifikation und Saison 2022	41
Tabelle 11 C/N-Verhältnisse des Zulaufs und des Filtrats von BBF1 und BBF2, sowie des Zulaufs des Hydrolysetanks.....	42
Tabelle 12 Tiefenprofil hinsichtlich der gelösten Sauerstoffkonzentration des BBF1 bei aktiver Belüftung bzw. BBF2 nach zweitägigem Aussetzen der Belüftung (07.08.2023)	42
Tabelle 13 Ablaufwerte des Bodenfilters BBF2 in Saison2022 und 2023. Anzahl der Messwerte in Klammern	48
Tabelle 14 Vergleich der Ablaufwerte der Pilotanlage in Saison 2023 mit den Ablaufwerten von Anlagen der Vergleichsliteratur	49
Tabelle 15 Zeitplan der Probenahmen.....	57
Tabelle 16 Materialien zur Ermittlung des Schlammverhaltens im Labormaßstab	58
Tabelle 17 Materialien zur Bestimmung der Sauerstoffkonzentration	58
Tabelle 18 Materialien zur Homogenisierung der Proben	58
Tabelle 19 Materialien zur Filterung der Probe	58
Tabelle 20 Materialien zur Bestimmung von NO ₃ -N.....	58
Tabelle 21 Materialien zur Bestimmung des CSB.....	59
Tabelle 22 Materialien zur Bestimmung der AFS.....	59
Tabelle 23 Tabelle 23 Materialien zur Bestimmung des NH ₄ -N.....	59
Tabelle 24 Materialien zur Bestimmung des NO ₂ -N.....	59
Tabelle 25 Tabelle 25 Materialien zur Bestimmung des TN.....	60
Tabelle 26 Rohdaten der Vorversuche zum Verlauf der vorgeschalteten Denitrifikation	61
Tabelle 27 Rohdaten der Pilotanlage DeWaResT in Saison 2023	63

1. Einleitung

Pflanzenkläranlagen sind bezüglich des Kosten- und Betriebsaufwands eine naturnahe und kosteneffiziente Alternative zu kommunalen Kläranlagen (Morvannou A. et al. 2015; Land Brandenburg 2010). Aufgrund der einfachen und resilienten Bauweise bieten sie eine adäquate Möglichkeit zur dezentralen Abwasserreinigung. Diese ist vor allem für Gebiete mit kleinen Einwohnerzahlen von Bedeutung. Die Hauptreinigung besteht dabei aus einem bepflanzten, mehrschichtigen Bodenfilter (Engelhart et al. 2020; Koschi 2011). Durch ein Zusammenspiel von mechanischen, biologischen und chemischen Wirkungsmechanismen im Bodenfilter, werden partikuläre und gelöste Inhaltsstoffe im Abwasser reduziert. Das gereinigte Abwasser kann, nach Einhalten vorgegebener Grenzwerte, in Gewässer eingeleitet werden. Ebenfalls kommt im Jahr 2023 die landwirtschaftliche Wiederverwendung des gereinigten Wassers hinzu (EU 2020/740). Im Hinblick auf die zunehmende Wasserknappheit im Kontext des Klimawandels spielt die Wiederverwendung eine bedeutende Rolle. So kann der dezentrale Einsatz von Pflanzenkläranlagen für einen ressourcenschonenden Umgang mit Wasser vor Ort sorgen und somit zum Erhalt der Ökosysteme beitragen.

1.1 Motivation des Projektes

Stabile aquatische Ökosysteme bilden die Grundlage allen Lebens. Sie versorgen Mensch und Natur mit Wasser und essenziellen Nährstoffen. Diese Ökosysteme stehen aufgrund zunehmender Dürreperioden, ausbleibenden Niederschlägen und steigender Wasserentnahmen unter zunehmendem Wasserstress (BMUV 2023). Gravierende Auswirkungen auf den Rückgang der Biodiversität, den Verlust des Baumbestandes und die Reduktion der Artenvielfalt sind nur ein paar der verheerenden Folgen (BMUV 2023; UFZ 2023a).

Die Verknappung der natürlichen Wasserressourcen ist auch in Deutschland bereits bemerkbar. Zur Veranschaulichung des Bodenfeuchtezustands veröffentlichte das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung einen Dürremonitor für Deutschland. *Abbildung 1* zeigt dabei den Dürremonitor für das Jahr 2023 in den Monaten Januar und April (UFZ 2023b).

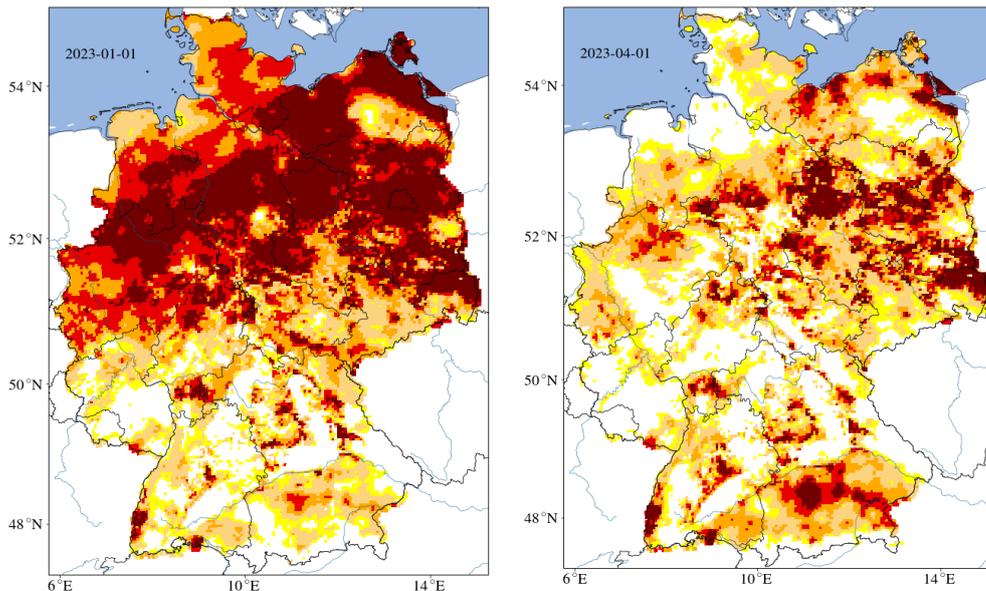


Abbildung 1 Dürremonitor von Deutschland, links Januar 2023, rechts April 2023 (UFZ 2023b)

Auffällig stark betroffen ist der nordöstliche Teil Deutschlands. Brandenburg ist ein davon stark betroffenes Gebiet (UFZ 2023b).

Aufgrund der aktuellen deutschlandweiten Lage, veröffentlichte das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV) im März 2023 eine nationale Wasserstrategie (BMUV 2023). Dieser Leitfaden definiert wasserstrategische Maßnahmen zum Schutz von Mensch, Tier und Natur. Das darin festgelegte Aktionsprogramm soll bis 2030 umgesetzt werden. Eine der angestrebten Strategien ist die Anwendung der Kreislaufwirtschaft zur Schließung der Wasser-, Energie- und Stoffkreisläufe (BMUV 2023). Dabei sollen Wasser und Wertstoffe rückgewonnen und somit mehrfach genutzt werden (BMUV 2023). Insbesondere im Bereich Abwasser existieren dazu bereits einige Forschungsprojekte.

Ein Projekt, welches sich dieser Thematik annimmt, ist das Projekt DeWaResT. Dieses hat die Entwicklung einer neuartigen, effizienten Pflanzenkläranlage zum Ziel. Das gereinigte Abwasser soll dabei zur Irrigation des alten Baumbestandes wiederverwendet werden.

Somit wird das Projekt seit 2021 auf dem Zeltplatz Pehlitzwerder durchgeführt. Der Zeltplatz liegt in einem Naturschutzgebiet am Parsteiner See in der Region Brandenburg und beheimatet einen Jahrhunderte alten Baumbestand. Das Abwasseraufkommen auf dem Zeltplatz wird in einer abflusslosen Grube gesammelt und per Tanklaster in die kommunale Kläranlage abtransportiert. Dies geschieht, vor allem bei vermehrtem Abwasseraufkommen, mehrmals täglich. Der Transport stellt eine zusätzliche Belastung der Infrastruktur dar und generiert zudem Treibhausgase. Hinzu kommen weitere Treibhausgas-Emissionen durch die anaerobe Lagerung in den Gruben (UBA 2022b). Dennoch ist diese zentrale Abwasserentsorgung für Gebiete mit geringen Einwohnerzahlen rentabler als der eigene Betrieb einer Kleinkläranlage (Land Brandenburg 2010). Um die genannten Problematiken zu vermeiden und für einen ressourcenschonenden Umgang mit Wasser zu sorgen, wird eine dezentrale Abwasserreinigung mit dem Ziel der Wiederverwendung vor Ort angestrebt.

Die Zulassung einer Kläranlage wird nur unter Einhaltung spezieller Auflagen erteilt. Die einzuhaltenden Parameter sind durch die Abwasserverordnung festgeschrieben (AbwV 2022). Die Erteilung der Genehmigung und die regelmäßige Kontrolle der Einhaltung wird durch die Wasserbehörde des jeweiligen Bundeslandes ausgeführt (AbwV 2022). Die einzuhaltenden

Parameter betreffen den biochemischen (BSB_5), sowie den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB), den Ammoniumstickstoff (NH_4-N), den anorganischen Stickstoff (N_{anorg}) und den Gesamtphosphor (P_{ges}) (AbwV 2022). Aktuell existieren noch keine vorgegebenen Grenzwerte hinsichtlich einer geplanten Wasserwiederverwendung. Somit richtet sich die Einhaltung der Ablaufwerte der Pilotanlage nach internen Standards. Dabei ist die Pilotanlage (DeWaResT) in der derzeitigen Konfiguration, bezüglich der Denitrifikation limitiert und erreicht daher nicht die gewünschte Reduzierung des anorganischen Stickstoffs.

1.2 Zielsetzung der Bachelorarbeit

Der Fokus dieser Arbeit liegt deshalb auf der Steigerung der Denitrifikationsleistung. Zum Einsatz kommt dabei das Verfahren der vorgeschalteten Denitrifikation. Das Ziel ist, die Auswirkung des Verfahrens auf die Stickstoffelimination, mit Fokus auf die Denitrifikationsleistung der Anlage, zu untersuchen, um somit eine mögliche Optimierung der Leistung zu generieren.

Dabei wird die Funktionalität des Verfahrens, das optimale Rezirkulationsverhältnis und die Mindestkontaktzeit im Labormaßstab ermittelt. Zusätzlich wird untersucht, ob eine Inhibition der Denitrifikation durch limitierende Faktoren vorliegt. Anschließend soll die Funktionalität des Verfahrens an der Anlage bewiesen werden. Dazu wird die Reinigungsleistung in regelmäßigen Abständen analysiert und hinsichtlich der Optimierungswirkung ausgewertet. Ebenfalls erlaubt sich ein Vergleich mit der Leistung in Saison 2022, sowie zwischen den beiden Bodenfiltern der Pilotanlage.

2. Stand des Wissens und der Technik

2.1 Grundlagen

2.1.1 Abwassercharakteristik

Abwasser lässt sich in die Kategorien industrielles und kommunales Abwasser einordnen (Reineke und Schlömann 2020). Kommunales Abwasser besteht dabei hauptsächlich aus organischen Stoffen, Spül- oder Putzmitteln und Waschwasser (Reineke und Schlömann 2020). Dabei ist die Zusammensetzung stark abhängig von der Größe und Beschaffenheit des Einzugsgebietes. In Ballungszentren tragen Abwässer aus Gewerbe und Industrie einen großen Teil zur anfallenden Abwassermenge bei. In ländlicheren Gegenden hingegen wird die Abwassercharakteristik durch landwirtschaftliche Unternehmen geprägt (Schalk 2017; Reineke und Schlömann 2020). Bei saisonal anfallendem kommunalem Abwasser, welches auf Zeltplätzen oder Ferieneinrichtungen entsteht, dominieren Einträge durch die Nutzung sanitärer Anlagen.

Die Bewertung der Wasserqualität, sowie eine Auslegung und Kontrolle des Betriebs von Kläranlagen wird durch folgende Parameter ermöglicht.

Abfiltrierbare Stoffe (AFS)

AFS bewertet die Massekonzentration der Trockensubstanz in einer Probe. Dabei muss zwischen suspendierten und gelösten Stoffen unterschieden werden. Suspendierte Stoffe können durch Filtration aus der Probe entfernt werden (DIN EN 872). Gelöste Stoffe hingegen, verbleiben auch nach Filtration in der Probe ein (DIN EN 872). Die Kategorisierung der AFS ist in *Abbildung 2* veranschaulicht.

Kohlenstoff

Kohlenstoffverbindungen werden durch organische Stoffe ins Abwasser eingetragen. Der Hauptanteil der Kohlenstoffverbindungen im Abwasser wird von heterotrophen Mikroorganismen zum Energiestoffwechsel und zur Biomassebildung verwertet (Engelhart et al. 2020).

Gemessen wird der Kohlenstoffgehalt über den gesamten organischen Kohlenstoff (TOC), den gelösten organischen Kohlenstoff (DOC), den biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB) und den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) (Engelhart et al. 2020; Reineke und Schlömann 2020).

BSB

Der biochemische Sauerstoffbedarf beschreibt den Sauerstoffbedarf einer Probe, der für die Oxidation von organischem, sowie anorganischem Material benötigt wird (DIN EN 1899-1). Zu den organischen Materialien gehören Zucker, Proteine und Aminosäuren (Reineke und Schlömann 2020). Zusätzlich zur organischen Oxidation, erfasst der BSB₅ den Sauerstoff, der durch die Nitrifikation entsteht (Reineke und Schlömann 2020). Die biologische Abbaubarkeit der Substanzen in einer Probe verhält sich proportional zum BSB₅. Die Zahl im Subskript gibt die Bestimmungsdauer des Parameters in Tagen an. Somit läuft die Bestimmung des BSB₅ beispielsweise für 5 Tage.

CSB

Der chemische Sauerstoffbedarf beschreibt die Menge des Sauerstoffs, der für die Oxidation der chemisch oxidierbaren Verbindungen in einer Probe benötigt wird. Diese Verbindungen können biologischer, nicht biologischer oder anorganischer Herkunft sein. Somit werden im CSB, entgegen des BSB₅, auch Stoffe berücksichtigt, die nicht mikrobiell abbaubar sind (Reineke und Schlömann 2020). Ausgenommen davon sind stickstoffhaltige Verbindungen, wie Ammonium (Kadlec und Wallace op. 2009). Durch die zusätzliche Berücksichtigung der nicht mikrobiellen Stoffe liegt der CSB wertemäßig über dem BSB₅ (Reineke und Schlömann 2020). Der CSB kann als Richtwert für die Belastung von Abwässern verwendet werden. Von Bedeutung ist dies vor allem für die Bestimmung der effektiven Reinigungsleistung von Kläranlagen (Simić A. 2016; Kadlec und Wallace op. 2009). Zusätzlich gilt der CSB als Leitwert für die Bemessung der biologischen Stufe in Kläranlagen (Engelhart et al. 2020). Der CSB wird, wie in *Abbildung 2* veranschaulicht, fraktioniert.

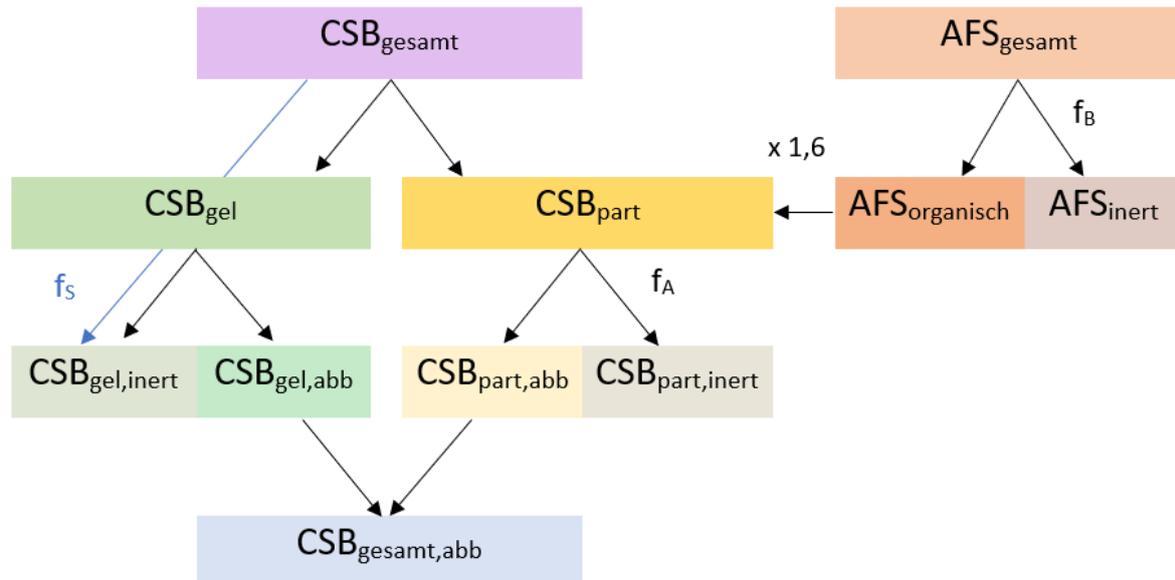


Abbildung 2 Fraktionierung des CSB nach DWA A 131 (eigene Abbildung)

Der CSB_{gesamt} ist ein Summenparameter aus dem partikulären CSB (CSB_{part}) und dem gelösten CSB (CSB_{gel}) (DWA A 131 2000). Diese beiden Summenparameter bestehen jeweils aus einem leicht abbaubaren und einem inerten, nicht abbaubaren Teil (DWA A 131 2000). Der gesamte leicht abbaubare CSB ($CSB_{gesamt, abb}$) ist die Summe aus dem abbaubaren Anteil des partikulären und gelösten CSB ($CSB_{part, abb}$ und $CSB_{gel, abb}$).

Der Faktor f_A liegt zwischen 0,2 und 0,35. Bei kommunalem Abwasser wird ein Wert von 0,3 empfohlen. Der Faktor f_B ist von 0,2 bis 0,3 definiert. Für den Faktor f_s ist ein Bereich zwischen 0,05 und 0,1 festgelegt. Hier liegt die Empfehlung für kommunales Abwasser bei 0,05. (DWA A 131 2000)

Da Abwasser von Campingplätzen gemäß der AbwV zu kommunalem Abwasser gehört, werden die empfohlenen Faktoren für die Berechnung in dieser Arbeit herangezogen (AbwV 2004).

Stickstoff

Stickstoffverbindungen gelangen hauptsächlich über Harnstoff ins Abwasser. Dort entstehen sie durch den Proteinabbau. Die häufigsten Stickstoffverbindungen liegen in Form von Ammonium (NH_4^+), Nitrit (NO_2^-), Nitrat (NO_3^-), Distickstoffmonoxid (N_2O), sowie in molekularer gasförmiger Form N_2 vor (Reineke und Schlömann 2020; Engelhart et al. 2020). Die Verbindungen N_2O und N_2 entweichen in die Atmosphäre. Ammonium hat eine fischtoxische Wirkung (Reineke und Schlömann 2020). Nitrat wird im Körper zu Nitrit reduziert, welches ebenfalls fischtoxisch und zudem kanzerogen ist (Engelhart et al. 2020). Stickstoffverbindungen sind Nährstoffe für Mikroorganismen (Reineke und Schlömann 2020). Deshalb führen übermäßige Stickstoffkonzentrationen in Gewässern zur Eutrophierung (Sutton et al. 2013).

Erfasst wird der Stickstoffgehalt des Abwassers durch die Parameter TKN, TN und N_{anorg} . Der total Kjeldhal Stickstoff TKN ist die Summe aus Ammonium und organischem Stickstoffverbindungen N_{org} . (Kadlec und Wallace op. 2009; Engelhart et al. 2020). Der anorganische Stickstoff N_{anorg} (seltener auch N_{ges}) besteht aus der Summe von Ammonium, Nitrat und Nitrit (DWA 2-14 2011). Der Gesamtstickstoff TN umfasst die Summe aus N_{org} , Ammonium, Nitrat und Nitrit (DWA 2-14 2011).

Die Zusammensetzung der Summenparameter ist in *Abbildung 3* veranschaulicht.

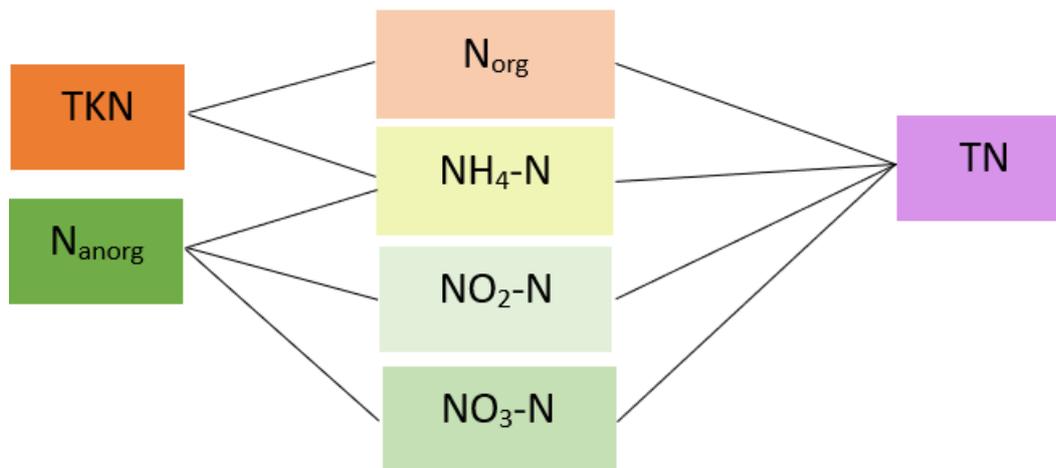


Abbildung 3 Übersicht der Summenparameter TKN, N_{anorg} und TN (eigene Abbildung)

Phosphor

Phosphor liegt im Abwasser vor allem als Phosphat vor und entsteht durch den Abbau von Nucleinsäuren aus Lebens- und Waschmitteln (Reineke und Schlömann 2020). Phosphat ist ein essentieller Nährstoff für Organismen und wird für den Metabolismus und Energiestoffwechsel verwendet (Reineke und Schlömann 2020). Bei einem übermäßigen Umwelteintrag führt dies zur Eutrophierung (Sutton et al. 2013). Die Phosphorelimination wird durch die Parameter Gesamtphosphor P_{ges} und ortho-Phosphat analysiert. Phosphor liegt im Abwasser mehrheitlich in gelöster Form als Ortho-Phosphat (PO₄³⁻) vor (Engelhart et al. 2020). Der Summenparameter P_{ges} setzt sich aus dem gelösten und dem partikulären Phosphat zusammen (Boller 2009).

Mikrobiologie

Im Abwasser sind eine Reihe fäkalcoliformer Mikroorganismen enthalten (Kunaschk 2020). Diese stellen aufgrund potenzieller pathologischer und toxischer Effekte eine Gefahr für Mensch und Umwelt dar (DWA TRBA 220 2010). Zu den potenziellen Pathogenen gehören fakultativ pathogene Bakterien, Viren und Parasiten (Hagendorf et al. 2002). Diese haben je nach Konzentration eine pathogene Wirkung auf Lebewesen.

Zur Bestimmung fäkalcoliformer Vorkommen wird *Escherichia coli* bestimmt. *E.coli* dient dabei als Indikator für Bakterien, Coliphagen, sowie als Virusindikator. (Mertens F.M. et al. 2017)

Spurenstoffe

Zu den Spurenstoffen, die im Abwasser enthalten sein können, gehören Genussmittel, Pflanzenschutzmittel, Flammschutzmittel, Arzneimittelwirkstoffe, Industriechemikalien und viele weitere (Mertens F.M. et al. 2017). Die Analyse erfolgt dabei stoffspezifisch.

2.1.2 Bemessung der Größenklasse

Die Berechnungsgrundlage der organischen Belastung kommunalen Abwassers bildet der Einwohnerwert EW (Reineke und Schlömann 2020). Somit kann berechnet werden, welcher Einwohnerzahl das belastete Abwasser entspricht. Der EW dient ebenfalls als Grundlage für die Festlegung der Größenklasse von Kläranlagen (Reineke und Schlömann 2020). Als Berechnungsgrundlage werden die festgelegten Parameter in *Tabelle 1* verwendet.

Tabelle 1 Berechnungsgrundlagen der jeweiligen Parameter zur Auslegung kommunaler Kläranlagen (BMLFUW 2016)

Parameter	CSB	BSB ₅	TN	P _{ges}
Berechnungsgrundlage	120 g/d*EW	60 g/d*EW	8,8 g/d*EW	1,5 g/d*EW

Je EW wird ein Wasserverbrauch von 130 Litern (2022) angesetzt (UBA 2022a). Aufgrund dessen kann so die Größenklasse und die zugehörigen einzuhaltenden Grenzwerte ermittelt werden. *Tabelle 2* fasst die Größenklassen und deren EW zusammen.

Tabelle 2 Größenklassen und die zugehörigen EW von Kläranlagen (UBA 2009)

Größenklasse	EW
1	< 1.000
2	> 1.000 – 5.000
3	> 5.000 – 10.000
4	> 10.000 – 100.000
5	> 100.000

Pflanzenkläranlagen sind aufgrund des Flächenbedarfs und der Reinigungsleistung für EW bis zu 1.000 geeignet (Reineke und Schlömann 2020).

2.1.3 Rechtliche Rahmenbedingungen

Alle in Deutschland betriebenen Kläranlagen benötigen eine Zulassung. Diese wird durch die zuständige Wasserbehörde vergeben und in regelmäßigen Stichproben kontrolliert (AbwV 2022). Für die erforderliche Zulassung müssen Kläranlagen im Größenbereich 4 bis 50 EW, die in *Tabelle 3* vorgegebenen Ablaufklassen einhalten. Diese sind durch das Deutsche Institut für Bautechnik (DIBt) definiert.

Tabelle 3 Definition der Ablaufklassen laut DIBt (DIBt Z-55.8-691; DIBt Z-55.8-711; DIBt Z-55.8-692; DIBt Z-55.7-702; DIBt Z-55.8-693)

Ablaufklasse	Definition	Geltungsbereich	Ablaufkonzentration (homogenisierte 24h-Mischprobe)
C	Kohlenstoffabbau	4 bis 50 EW	BSB ₅ ≤ 25 mg/L CSB _{gesamt} ≤ 100 mg/L AFS ≤ 75 mg/L aus einer Stichprobe
N	Nitrifikation		BSB ₅ ≤ 15 mg/L CSB _{gesamt} ≤ 75 mg/L AFS ≤ 50 mg/L aus einer Stichprobe NH ₄ -N ≤ 10 mg/L
D	Denitrifikation		N _{anorg} ≤ 25 mg/L
+ P	Phosphor-elimination		P _{ges} ≤ 2 mg/L
+ H	Hygienisierung		Intestinale Enterokokken ≤ 200 KBE/100 mL <i>E. coli</i> ≤ 500 KBE/100 mL

Die Wasserwiederverwendung wird durch die EU-Verordnung 2020/741 geregelt. Diese gilt seit dem 26.06.2023 für die Mitgliedsstaaten der Europäischen Union (EU 2020/740). In der Verordnung sind die Mindestanforderungen an die Wasserqualität nach der Kategorie der Kulturpflanzen festgelegt (EU 2020/740). Die Anforderungen sind in *Tabelle 4* hinterlegt.

Tabelle 4 Mindestanforderungen an die Qualität des aufbereiteten Wassers mit dem Zweck zur Wiederverwendung mit dem Zweck der landwirtschaftlichen Bewässerung nach EU-Verordnung 2020/741 und EWG-Richtlinie 91/271 (EU 2020/740; 91/271/EWG)

Güteklasse	A	B	C	D
Art und Verwendung der Pflanzen	Alle roh verzehrten Pflanzen, deren essbarer Teil unmittelbar mit dem Wasser in Kontakt kommt	Roh verzehrte Nahrungsmittelpflanzen mit essbarem Teil über dem Boden, kein unmittelbarer Kontakt des essbaren Teils mit dem Wasser, verarbeitete Nahrungsmittelpflanzen, Non-Food-Kulturen, Futterkulturen für milch- und fleischerzeugende Tiere		Industrie- und Energiepflanzen, aus Saatgut gewonnene Pflanzen
Bewässerungsmethode	Alle	Alle	Tropf-Bewässerung, oder eine Methode bei einem unmittelbaren Kontakt des Wassers mit dem essbaren Teil der Pflanze vermieden wird	Alle
Zielvorgabe für die Technik	Mechanisch biologische Behandlung Filtration Desinfektion	Mechanisch biologische Behandlung, Desinfektion		
<i>E.coli</i> [Anzahl/100 mL]	≤ 10	≤ 100	≤ 1.000	≤ 10.000
BSB ₅ [mg/L]	≤ 10	≤ 25		
TSS [mg/L]	≤ 10	≤ 35		
Trübung (NTU)	≤ 5	-	-	-

2.2 Pflanzenkläranlagen

2.2.1 Aufbau und Funktion einer Pflanzenkläranlage

2.2.1.1 Allgemeiner Aufbau einer Pflanzenkläranlage

Der allgemein etablierte Begriff der Pflanzenkläranlage umfasst das Zusammenspiel der mechanischen Vorklämung, der biologischen Hauptreinigung und der anschließenden Nachbehandlung des Abwassers. Der Aufbau ist in *Abbildung 4* veranschaulicht.

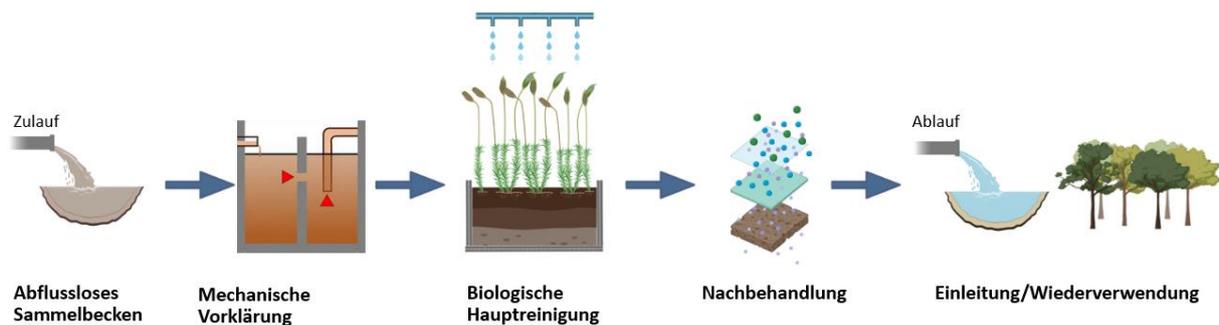


Abbildung 4 Verfahrensübersicht einer klassischen Pflanzenkläranlage (eigene Abbildung)

In der Vorbehandlungsstufe wird das Abwasser von Grob- und Schwimmstoffen befreit. Die biologische Hauptreinigung besteht aus einem bepflanzten mehrschichtigen Bodenfilter (BBF) (Engelhart et al. 2020). Nach der Hauptreinigung kann eine individuelle Nachbehandlung implementiert werden. Diese erfüllt den Zweck der Feinreinigung, um erforderliche Reinigungsleistungen zu erreichen. Kompartimente der Nachreinigung können Sandfilter, Aktivkohlefilter, UV-Desinfektion und weitere sein.

Aufgrund der einfach gehaltenen Bauweise ergeben sich geringe Anlagenkosten und ein einfacher Wartungsaufwand (Morvannou A. et al. 2015). Hinzu kommt eine hohe Pufferkapazität und die Möglichkeit kurzzeitiger Überbelastungen, welche vor allem eine wichtige Rolle bei der Behandlung saisonal anfallender Abwässer spielen (Morvannou A. et al. 2015).

2.2.1.2 Aufbau eines bepflanzten Bodenfilters

Der mehrschichtige Filter ist im meistens mit rhizombildenden tiefwurzelnden Helophyten bepflanzt (Koschi 2011). Darauf folgen tieferliegende poröse Filterschichten, variabel aus Sand oder Kies. Zuletzt läuft das Abwasser in der, aus Kies bestehenden, Drainageschicht durch einen Ablauf ab. Zusätzlich kann auf der Ebene der Drainageschicht ein Luftverteilungssystem mit Kompressoren angebracht werden, welches eine Belüftung des Filter ermöglicht (DWA A 262 2016). Um ein Versickern des Abwassers in den umliegenden Boden zu verhindern, ist die Anlage wasserundurchlässig abgedichtet (Schalk 2017; Kadlec und Wallace op. 2009).

Bepflanzte Bodenfilter unterscheiden sich hauptsächlich in der Art der Durchströmungsrichtung. Das Abwasser durchläuft den Filter dabei vertikal oder horizontal (Kadlec und Wallace op. 2009). *Abbildung 5* zeigt das Schema eines horizontal durchflossenen bepflanzten Bodenfilters.

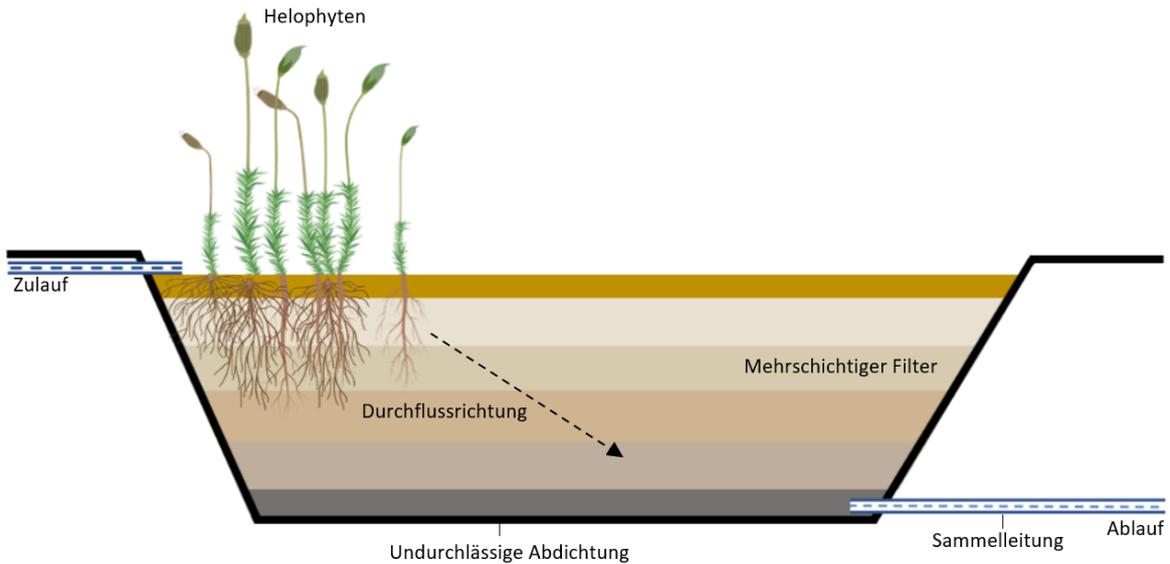


Abbildung 5 Aufbau eines, horizontal durchflossenen, bepflanzten Bodenfilters (eigene Abbildung)

Die Beschickung erfolgt dabei im vorderen Teil des Filters. Das Abwasser fließt horizontal durch die Schichten (Kadlec und Wallace op. 2009). Horizontale Bodenfilter können bei implementiertem Gefälle stromlos betrieben werden (Kadlec und Wallace op. 2009). Zudem ist die Denitrifikationsleistung aufgrund des geringen Sauerstoffeintrags erhöht (Koschi 2011). Die niedrige Sauerstoffkonzentration im Filter wirkt sich jedoch negativ auf die Nitrifikationsleistung aus (Koschi 2011). Zudem benötigt die horizontale Betriebsweise mehr einwohnerspezifische Fläche (Koschi 2011).

Abbildung 6 zeigt das Schema eines vertikal durchflossenen bepflanzten Bodenfilters.

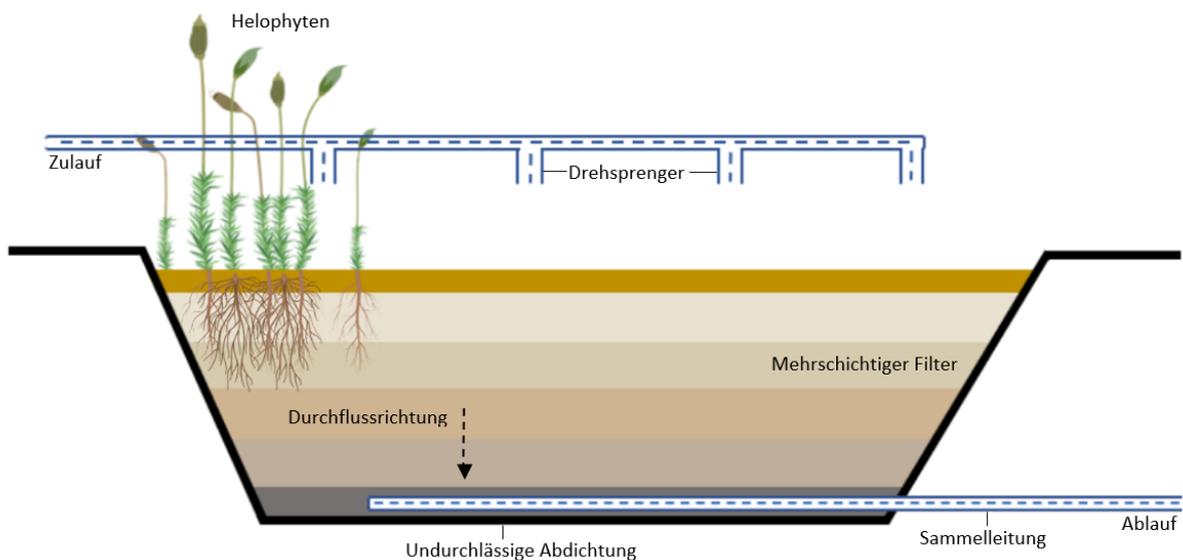


Abbildung 6 Aufbau eines, vertikal durchflossenen, bepflanzten Bodenfilters (eigene Abbildung)

Bei einem vertikalen BBF erfolgt die Beschickung durch eine gleichmäßige Auftragung des Abwassers auf der Oberfläche des Bodenfilters. Zusätzlich kann eine Belüftung an der Sohle des Filters implementiert werden. Durch die Belüftung wird eine adäquate Nitrifikationsleistung vor allem in den oberen Schichten generiert (Koschi 2011). Der Vertikalfilter benötigt zudem eine geringere Fläche pro Einwohnerwert, da die gleichmäßige Beschickung auf der gesamten Fläche die hydraulische Kapazität des Filters erhöht (Koschi 2011).

2.2.1.3 Reinigungsprozesse in einem bepflanzten Bodenfilter

Die Reinigungsprozesse in einem bepflanzten Bodenfilter setzen sich aus einem Zusammenspiel mechanischer, biologischer und chemischer Vorgänge zusammen (DWA A 262 2016). Eine Übersicht ist in *Tabelle 5* gegeben.

Tabelle 5 Zusammenfassung der Reinigungsmechanismen in einem bepflanzten Bodenfilter (DWA A 262 2016; Dornhofer 1993; Koschi 2011; Reineke und Schlömann 2020)

Mechanische Reinigung	Chemische Reinigung	Biologische Reinigung
Filtration	Adsorption	Metabolismus
Siebwirkung	Oxidation / Reduktion	Degradierung
Gasaustausch	Ionenaustausch	Stoffakkumulation

Grundsätzlich ist zu beachten, dass die Reinigungsleistung der BBF einer Einfahrphase von mindestens einer Vegetationsperiode unterliegt (Reineke und Schlömann 2020). Zudem erfolgt die vollständige Entwicklung nach deutlich längerer Eingewöhnungszeit (Reineke und Schlömann 2020).

Die mechanische Reinigungsleistung entsteht dabei durch die poröse Beschaffenheit der Filterschichten. Diese generiert eine Filter- und Siebwirkung, die zur Reduktion von hygienisch relevanten Mikroorganismen beiträgt (DWA A 262 2016). Ebenfalls können Spurenstoffe zurückgehalten werden (DWA A 262 2016). Abhängig von der Zusammensetzung des Filtermaterials wird auch Phosphor chemisch durch Adsorption gebunden. Die Adsorptionsfähigkeit ist durch die Sorptionskapazität des Filtermaterials begrenzt (Dornhofer 1993). Somit lässt die Fähigkeit zur Adsorption mit dem Sättigungsgrad über die Zeit nach.

Die Reinigungsleistung wird durch die Bepflanzung unterstützt (Straub 2008). Die langen starken Halme des Wurzelgewebes lockern den Boden und gewährleisten dadurch eine stabilere hydraulische Durchlässigkeit des BBF (Reineke und Schlömann 2020). Die Durchlässigkeit erhöht zudem den Luftaustausch (Koschi 2011). Die große Oberfläche der Wurzeln bietet eine gute Aufwuchsfläche für Mikroorganismen und die Exsudate der Wurzeln liefern zusätzlich mikrobielle Substrate, wie kohlenstoffhaltige Verbindungen (Straub 2008; Saeed und Sun 2012). Die Dichte an Mikroorganismen in bepflanzten Bodenfiltern ist somit gegenüber unbepflanzten Bodenfiltern deutlich höher (Straub 2008). Des Weiteren sorgen die Wurzeln für das Vorkommen von aeroben und anaeroben Umgebungen (Reineke und Schlömann 2020). Durch die Quantität an unterschiedlichen Milieus ist dort eine Biozönose aus Bakterien, Pilzen, Protozoen, Kleinkrebsen, Würmern und Insektenlarven vorhanden (Reineke und Schlömann 2020). Blau- und Grünalgen sind auf der bepflanzten Oberfläche zu finden (Reineke und Schlömann 2020).

Die im Filter enthaltenen Mikroorganismen sind für eine Vielzahl mikrobiologischer Abbauprozesse verantwortlich.

Zum einen wird der Phosphorgehalt durch Assimilation von Mikroorganismen und Pflanzen in Form von Polyphosphat reduziert (Dornhofer 1993; Reineke und Schlömann 2020). Zu den polyphosphatakkumulierenden Mikroorganismen gehören unter anderem *Acinetobacter calcoaceticus*, oder das zu den *Betaproteobacteria* kategorisierte *Accumulibacter phosphatis* (Reineke und Schlömann 2020). Das Wachstum der obligaten Aerobier wird durch wechselnde anaerobe und aerobe Zustände verstärkt (Reineke und Schlömann 2020). Dabei wird in aerober Umgebung Polyphosphat aufgenommen, welches als Energiequelle in anaerobem Milieu dient (Reineke und Schlömann 2020).

Stickstoff wird von Mikroorganismen wie folgt verwertet. Zu den bedeutenden Reaktionen gehört die Ammonifikation, die Nitrifikation und die Denitrifikation, dargestellt in *Abbildung 7*.

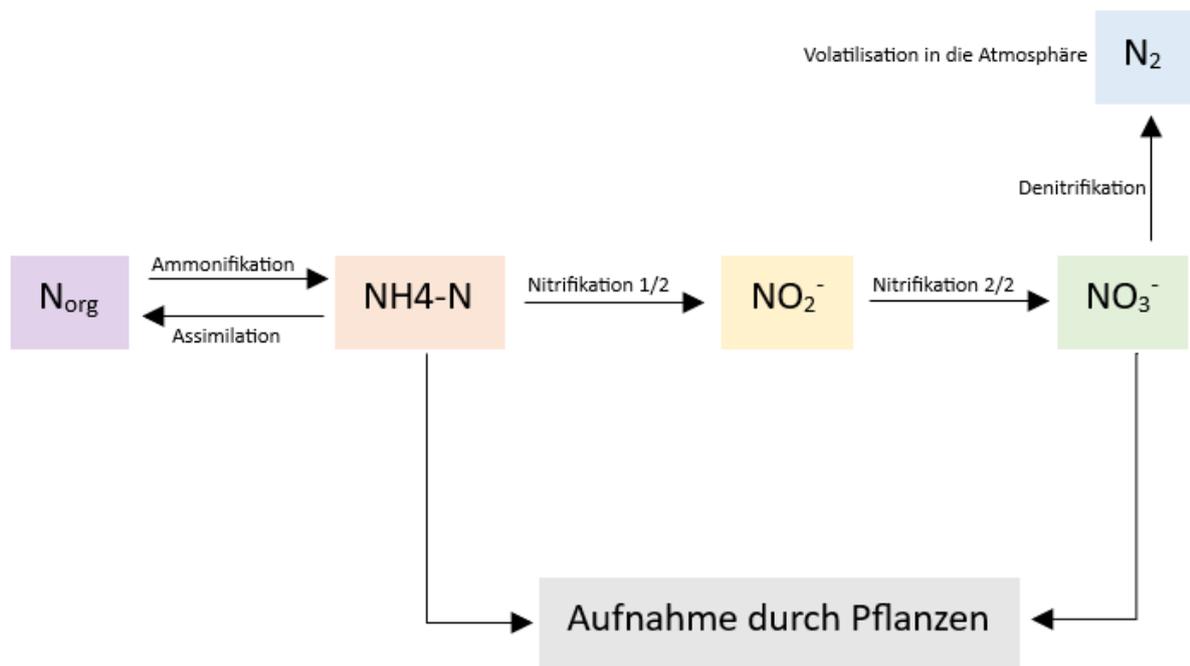


Abbildung 7 Zusammenfassung der dominierenden Reduktionswege der Stickstoffelimination in einem bepflanzten Bodenfilter (eigene Abbildung) nach (Saeed und Sun 2012)

Die Ammonifikation beschreibt den ersten Schritt der Stickstofftransformation. Hierbei werden Aminosäuren über die oxidative Desaminierung zu Ammonium umgewandelt (Saeed und Sun 2012). Die folgende Reaktionsgleichung veranschaulicht die Reaktion.



(1.1)

(Saeed und Sun 2012)

Die Ammonifikation läuft bevorzugt in den oberen aeroben Schichten des Filters ab. Optimale Bedingungen sind bei pH-Werten von 6,5 bis 8,5 und Temperaturen über 10°C gegeben (Saeed und Sun 2012). Zu den ammonifizierenden Mikroorganismen gehören *Nitrosomonas europaea*, *Nitrosomonas eutropha* oder *Nitrosomonas marina* (Reineke und Schlömann 2020).

Im Anschluss an die Ammonifikation folgt die Nitrifikation. Die chemolithoautotrophe Reaktion umfasst zwei Reaktionsschritte (Boller 2009). Die Nitration und die Nitrifikation. Die

autotrophen Bakterien der Gattung *Nitrosomonas* übernehmen hierbei im ersten Schritt die Oxidation von Ammonium zu Nitrit (Reineke und Schlömann 2020). Der Reaktionsschritt läuft wie folgt ab.



(Kadlec und Wallace op. 2009)

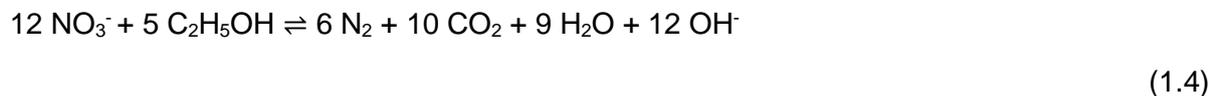
Im zweiten Schritt wird das Nitrit zu Nitrat oxidiert. Diese Reaktion wird unter anderem von der Gattung *Nitrobacter* durchgeführt.



(Kadlec und Wallace op. 2009)

Die Reaktion wird limitiert durch Ammonium, Sauerstoff und das Vorkommen an Nitrifikanten. Der optimale pH-Wert der Nitrifikation liegt zwischen 7,2 und 9,0 (Kadlec und Wallace op. 2009). Bei der Nitrifikation entsteht zusätzlich Säure. Ab einem pH-Wert unter 6,5 vermindert sich die Nitrifikationsleistung erheblich (Dornhofer 1993). Adäquate Leistungen hinsichtlich der Nitrifikation sind für Temperaturen ab 12°C zu erwarten (DWA A 262 2016). Das Temperaturoptimum liegt im Bereich zwischen 16,5 und 32°C (Saeed und Sun 2012).

Nach der Nitrifikation folgt die Denitrifikation. Die anaerobe Reaktion wird von fakultativ oder strikt anaeroben Bakterien durchgeführt (Saeed und Sun 2012). Die Liste der, zur Denitrifikation fähigen Organismen erstreckt sich von *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Nitrosomonas*, *Neisseria*, *Denitrobacillus* über viele weitere (Kadlec und Wallace op. 2009; Merkel et al. 1993). Die heterotrophe Denitrifikation mit Ethanol als kohlenstoffhaltiges Substrat läuft wie folgt ab.



(Kadlec und Wallace op. 2009)

Bei der Denitrifikation wird Nitrat anaerob zu molekularem Stickstoff reduziert (Merkel et al. 1993). Weitere Produkte sind Hydrogencarbonat, Hydroxidionen, Wasser und Biomasse. Der molekulare Stickstoff entweicht in die Atmosphäre.

Die meisten Denitrifikanten verwenden leicht abbaubare kohlenstoffhaltige Substrate, wie beispielsweise Fettsäuren (Eastman 1981). Diese kohlenstoffhaltigen Verbindungen sind limitierend für die Reaktion (Prigent et al. 2013; Saeed und Sun 2012; Koch et al. 1999). Das C/N-Verhältnis sollte dabei im Zulauf zum Denitrifikationsbecken zwischen 4 und 5 liegen (Henze et al. 1995). Ebenfalls hemmt gelöster Sauerstoff die Reaktion mit der Folge der Akkumulation von Zwischenprodukten wie Nitrit, Stickstoffmonoxid oder Distickstoffoxid (Merkel et al. 1993). Leistungssteigernd wirkt sich eine hohe Biomassekonzentration aus (Koch et al. 1999).

Das pH-Optimum der Denitrifikation liegt im Bereich zwischen 7 und 7,5 (Saeed und Sun 2012). Bei pH-Werten ab 7,6 ist mit einer Leistungsminderung zu rechnen (Merkel et al. 1993). Das Temperaturoptimum liegt bei 20 bis 25°C (Saeed und Sun 2012). Blank. A ermittelte in seiner Forschung zudem einen starken Leistungsabfall bei Temperaturen unter 12°C (Blank 2009).

Ein weiterer aerober Mechanismus zur Stickstoffentfernung im bepflanzten Bodenfilter ist die Assimilation in heterotrophe Biomasse. Hierbei wird Stickstoff heterotroph als Nährstoff assimiliert (Saeed und Sun 2012).

Hinsichtlich der Reinigungsleistung gibt es Faktoren, die eine negative Auswirkung haben können. Dies ist zum Einen der Mangel an Sauerstoff (Saeed und Sun 2012). Speziell für die aeroben Reaktionen Ammonifikation, Nitrifikation und Assimilation kann dieser Mangel die Leistung beeinträchtigen. Des Weiteren unterliegt die Anlagentemperatur saisonalen Schwankungen. Eine erhöhte Temperatur hat eine gesteigerte Evapotranspiration zur Folge. Somit ist eine Aufkonzentrierung der Ablaufwerte bei hohen Außentemperaturen zu erwarten (Straub 2008; Kadlec und Wallace op. 2009). Weiterhin ist der mikrobiologische Abbau abhängig vom Beschickungsvolumen. Eine erhöhte hydraulische Belastung führt zu einer Ausspülung der Mikroorganismen aus dem Bodenfilter (Reineke und Schlömann 2020). Deshalb lässt die mikrobiologische Reinigungsleistung des Bodenfilters mit Erhöhung der Beschickung nach (Reineke und Schlömann 2020). Eine gesteigerte hydraulische Belastung wirkt sich zudem negativ auf die mechanische Reinigungsleistung aus. Durch Partikeleinlagerungen von Grob- und Schwimmstoffen, kommt es über die Zeit zur Kolmation des Bodenfilters (Koschi 2011). Auch bei leistungsstarker Vorreinigung, findet über den Zeitraum des Betriebs eine zunehmende Kolmation durch filtrierbare Stoffe und organische Substanzen statt. Hinzu kommt eine Biofilmbildung und die damit einhergehende Bildung von extrazellulären polymeren Substanzen (Kadlec und Wallace op. 2009). Dies verengt die Bodenporen und verringert die hydraulische Kapazität (Kadlec und Wallace op. 2009).

Um eine kontinuierliche Durchlässigkeit des Bodenfilters und den Sauerstoffeintrag zu gewährleisten, sowie das Biomassewachstum zu kontrollieren, benötigt der Bodenfilter eine Regenerationsphase (Morvannou A. et al. 2015; Schalk 2017). In dieser bleibt eine Beschickung des Filters aus. In dieser Pause werden eingelagerte Stoffe auf natürlichem Weg abgebaut. Durch die Selbstregenerierung wird die hydraulische Kapazität wiederhergestellt. Der Zyklus zwischen Regeneration und Betrieb hängt dabei von der Beschickung, der Zusammensetzung des Abwassers und äußerlichen Einflussfaktoren ab.

Durch die Fähigkeit der Selbstregeneration ist eine kalkulierte Überbelastung des Filters möglich (Kadlec und Wallace op. 2009). Dies ist aufgrund der diskontinuierlichen Beschaffenheit des Abwassers ein beachtlicher Vorteil der Pflanzenkläranlage gegenüber einer kommunalen Anlage. Ein mögliches Aussetzen des Betriebs kommt vor allem Anlagen mit saisonalem Wasseraufkommen zugute. Dazu gehören Freizeit- und Ferieneinrichtungen. Um dennoch eine dauerhafte Beschickung zu ermöglichen, ist der Betrieb eines zweiten bepflanzten Bodenfilters von Vorteil. Somit können die BBF abwechselnd betrieben werden, was einen durchgehenden Betrieb der Pflanzenkläranlage ermöglicht. Dazu wurden bereits mehrere Systeme entwickelt.

2.2.2 Französisches System

Ein System, welches sehr effizient in dessen Reinigungsleistung ist, ist das französische System (Morvannou A. et al. 2015). Klassisch erfolgt dabei die stufenweise Beschickung von bepflanzten Bodenfiltern in zwei Stufen. Das Verfahren ist in *Abbildung 8*, am Beispiel von Vertikalfiltern, veranschaulicht.

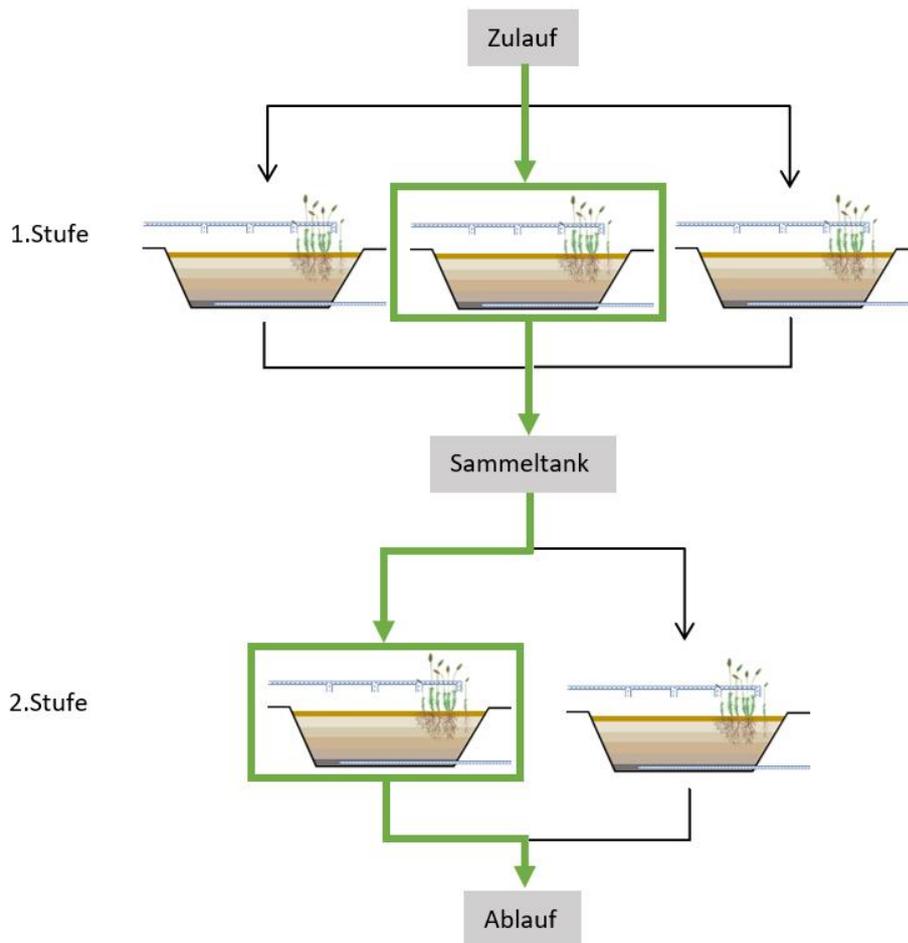


Abbildung 8 methodischer Aufbau des französischen Systems (eigene Abbildung)

Die erste Stufe besteht dabei aus drei parallel geschalteten Bodenfiltern. Dabei wird je einer der drei Filter mit Rohabwasser beschickt (Morvannou A. et al. 2015). Die Beschickungsperiode beträgt 3,5 Tage, die Regenerationsperiode 7 Tage (Morvannou A. et al. 2015). Nach Durchlaufen der Stufe 1 folgt Stufe 2. Diese besteht aus zwei parallel geschalteten Bodenfiltern. Auch hier wird nur einer der beiden Filter beschickt. Die Beschickungsperiode beträgt ebenfalls 3,5 Tage, während die Regenerationsperiode 3,5 Tage beträgt (Morvannou A. et al. 2015). Die Art und Beschaffenheit der verwendeten Filter variieren individuell. Die zweistufige Beschickung steigert die Effizienz der Schadstoffbeseitigung. Weiterhin sind vertikale französische Systeme für ihre hohe Nitrifikationskapazität bekannt (Al-Wahaibi et al. 2021). Da die Nitrifikation bevorzugt im Bodenfilter abläuft, beinhaltet das Filtrat, welches den Bodenfilter durchlaufen hat, eine erhöhte Nitratkonzentration. Um den erhöhten Nitratgehalt zu reduzieren, wird das Filtrat erneut auf einen Bodenfilter in Stufe 2 aufgetragen. Somit kann in der zweiten Stufe ein gesteigerter Nitratabbau erfolgen.

Nachteilhaft gegenüber kommunalen Kläranlagen fällt auch hier der erhöhte Flächenbedarf ins Gewicht. Aktuell benötigt die Methode des vertikalen Französischen Systems $2 \text{ m}^2/\text{EW}$ (Prigent et al. 2013).

2.3 Optimierung der Denitrifikationsleistung

Pflanzenkläranlagen sind häufig, aufgrund der eben genannten Auslegung, in ihrer Denitrifikationsleistung limitiert (Jäger 2008). Um dennoch effiziente Denitrifikationsleistungen zu erzielen, muss die Anlage dementsprechend betrieben werden. Dabei lassen sich Pflanzenkläranlagen aufgrund der technischen Einfachheit nur begrenzt steuern. Steuerbare Parameter können der Belüftungsumfang, die Anzahl der geschalteten BBF und das Volumen der Beschickung sein. Zudem können Substrate extern zugeführt werden.

Für einen leistungsstarken Denitrifikationsprozess ist leicht abbaubares Substrat von Nöten. Da im Rahmen der aeroben Nitrifikation auch Abbauprozesse hinsichtlich des Kohlenstoffabbaus stattfinden, ist leicht abbaubaren Kohlenstoff nicht selten im anschließenden Denitrifikationsprozess limitiert (Boller 2009). Dieser Mangel kann durch externe Zufuhr ausgeglichen werden. Rustige et al. konnte eine Steigerung der Denitrifikationsleistung durch Einbringen von zusätzlichem leicht abbaubarem Kohlenstoff, in Form von Essigsäure erzielen (Rustige und Nolde 2007).

Leicht abbaubarer Kohlenstoff wird ebenfalls durch das Verfahren der Hydrolyse frei (DWA T4 2016). Der Großteil des leicht abbaubaren CSB besteht dabei aus Fettsäuren (Eastman 1981). Diese werden mikrobiologisch zur Nährstoffelimination, wie im Fall der Denitrifikation, verwendet (Böcker 2003). Aufgrund dessen wirkt sich die Integration der Hydrolyse positiv auf die Denitrifikationsleistung aus (Böcker 2003). Auch hinsichtlich der Ammonifikation ist die Hydrolyse von Bedeutung. Durch diese wird Harnstoff zu Ammonium umgewandelt (Boller 2009). Das Verfahren der biochemischen Hydrolyse kann als Autolyse angewandt werden. Dabei wird die Aktivität von Enzymen genutzt, die mikrobiell direkt im System produziert werden (Böcker 2003).

Aufgrund der Voraussetzung anaerober Umgebungen, sollte die Sauerstoffkonzentration möglichst geringgehalten werden. Merkel et al. untersuchte die Denitrifikationsleistung in Abhängigkeit von der Sauerstoffkonzentration. Danach stellt sich eine Beeinträchtigung der Denitrifikationsleistung ab Sauerstoffgehalten > 4 mg/L ein (Merkel et al. 1993). Laut DWA wirken sich bereits Sauerstoffgehalte ab 2 mg/L negativ auf die Denitrifikationsleistung aus (DWA A 131 2000). Somit kann durch eine Verringerung der Belüftung die Denitrifikationsleistung gesteigert werden.

Dabei ist zu beachten, das Sauerstoff neben der Belüftung auch durch Konvektion, Diffusion und über Pflanzenwurzeln eingetragen wird (Boller 2009). Bei der Konvektion wird Sauerstoff durch das Abfließen des Abwassers in freie Poren nachgezogen (Boller 2009). Durch Überlagerung mit Abwasser bei einer erneuten Beschickung wird der Sauerstoff dadurch tiefer in den Filter transportiert (Boller 2009). Bei der Diffusion gelangt Sauerstoff durch Konzentrationsgefälle in den Bodenfilter (Boller 2009).

Des Weiteren kann die Denitrifikationsleistung durch die Erhöhung von aktiver Biomasse im System gesteigert werden (Krampe et al. 2020; Al-Zreiqat et al. 2018). Eine Erhöhung kann durch das Einbringen von Aufwuchskörpern erzielt werden. Sie bieten eine adäquate Aufwuchsfläche für Mikroorganismen. Somit kann die Biozönose, wie auch die Schlamm Bildung erhöht werden. Verwendet werden die Aufwuchskörper im Denitrifikationstank. Einige Arbeiten haben bereits Erfolge in der Elimination des TN durch das Implementieren von Aufwuchskörpern erzielt (Abdallat 2016; Al-Zreiqat et al. 2018; Nivala et al. 2019; Wantzen 2023).

Die Aufwuchskörper in *Abbildung 9* wurden in einer Arbeit von Nivala et al. verwendet.



Abbildung 9 Aufwuchskörper zur Erhöhung der Feststoffkonzentration (Nivala et al. 2019)

2.3.1 Verfahrensarten der Denitrifikation

Vorgeschaltete Denitrifikation

Eine Methode zur Anhebung der Biomassekonzentration ist die vorgeschaltete Denitrifikation. Bei diesem Verfahren wird der unbelüftete Sammel tank, welcher dem BBF vorgeschaltet ist, mit Schlamm beimpft. Ein Teil des Filtrats, welches den bepflanzen Bodenfilter bereits durchlaufen hat, wird in den Sammel tank rezirkuliert (Wandl 2005; Al-Wahaibi et al. 2021). Zusätzlich wird Rohabwasser in den Tank geleitet. Das Verfahren ist in *Abbildung 10* veranschaulicht.

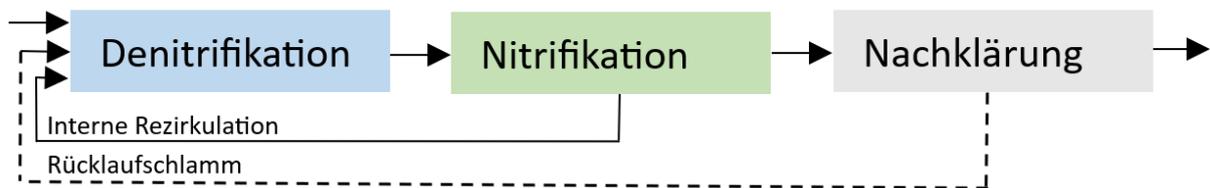


Abbildung 10 Verfahrensschema der vorgeschalteten Denitrifikation (eigene Abbildung) nach (DWA A 131 2000)

Da das Rezirkulat die Nitrifikation im Bodenfilter bereits durchlaufen hat, ist dort der Nitratanteil erhöht (Wandl 2005). Im Bodenfilter wird durch Abbauprozesse ebenfalls Kohlenstoff reduziert, somit findet die Denitrifikation aufgrund des limitierten Kohlenstoffs nicht oder nur langsam in der Nachklärung statt. Aufgrund dessen ist eine Rezirkulation des nitrathaltigen Filtrats in die vorgeschaltete Stufe der Denitrifikation erforderlich. Dort wird das Rezirkulat mit dem kohlenstoffhaltigen Rohabwasser vermengt (Al-Wahaibi et al. 2021). Durch den Schlamm im Tank wird ein Kontakt zwischen den, im Schlamm enthaltenen, Denitrifikanten mit dem Abwassergemisch ermöglicht (Al-Wahaibi et al. 2021). Diese optimalen Voraussetzungen

sorgen für eine gesteigerte Denitrifikationsleistung (Al-Zreiqat et al. 2018; Al-Wahaibi et al. 2021).

Nachgeschaltete Denitrifikation

Bei dieser Methode wird das Abwasser nach der Nitrifikation im BBF in den anaeroben Sammel-tank geleitet. Diese Form der Denitrifikation läuft langsamer ab, da die leicht abbaubaren Substrate bereits bei der Nitrifikation verstoffwechselt wurden (Koch et al. 1999). Um dies zu beschleunigen, kann kohlenstoffhaltiges Substrat extern zugeführt werden (Rustige und Nolde 2007). Das Verfahren ist in *Abbildung 11* veranschaulicht.

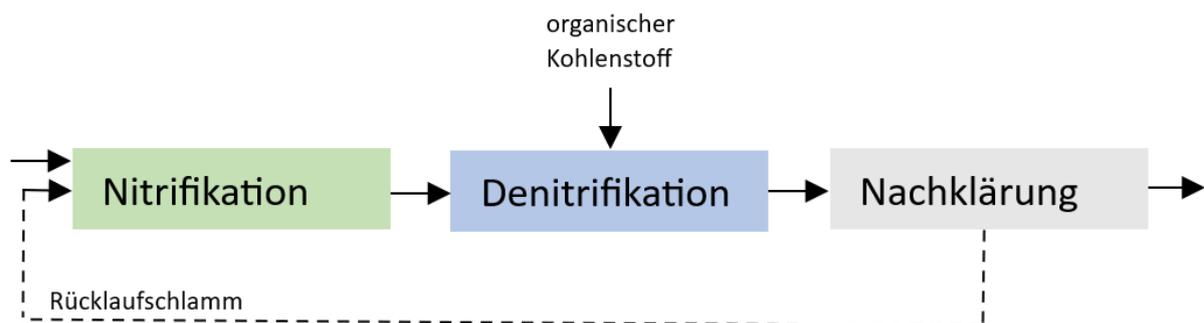


Abbildung 11 Verfahrensschema der nachgeschalteten Denitrifikation (eigene Abbildung) nach (DWA A 131 2000)

Durch die Zugabe entsteht ein zusätzlicher Kosten- und Mehraufwand (Reineke und Schlömann 2020). Deshalb kommt die nachgeschaltete Denitrifikation nur selten zum Einsatz.

Intermittierende Denitrifikation

Hierbei wird die Belüftung in einem Becken so eingestellt, das sich die Phasen der Nitrifikation und Denitrifikation zeitlich abwechseln. Der Vorgang ist in *Abbildung 12* ersichtlich.



Abbildung 12 Verfahrensschema der intermittierenden Denitrifikation (eigene Abbildung) nach (DWA A 131 2000)

Das Verfahren der intermittierenden Denitrifikation kann direkt im bepflanzten Bodenfilter angewandt werden. Dabei wird dieser intermittierend belüftet (Wandl 2005). Somit werden aerobe und anaerobe Phasen geschaffen, in denen die Denitrifikation verstärkt stattfinden kann.

Alternierende intermittierende Denitrifikation

Bei diesem Verfahren werden zwei intermittierend belüftete Becken abwechselnd beschickt. Dabei wechselt das Abwasser zusätzlich vom aktuell unbelüfteten Becken in das belüftete Becken (*Abb. 13*).

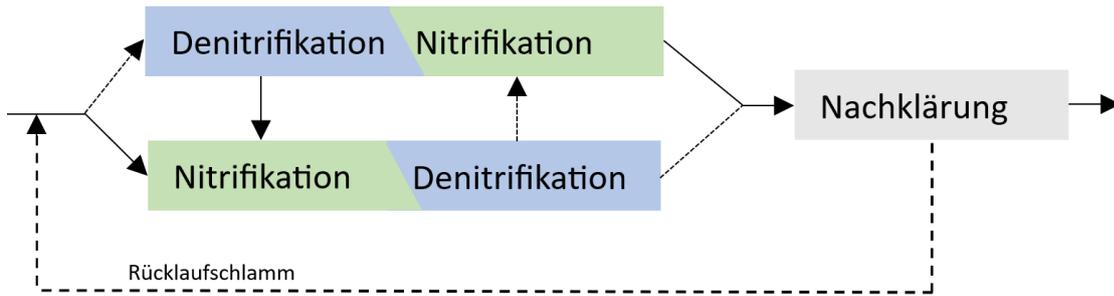


Abbildung 13 Verfahrensschema der alternierenden intermittierenden Denitrifikation (eigene Abbildung) nach (DWA A 131 2000)

Simultane Denitrifikation

Hierbei wird das Abwasser in einem separaten Becken im Kreis geleitet. Dabei durchfließt es aerobe und anaerobe Zonen in denen die jeweilige Reaktion verstärkt wird (Koch et al. 1999). Das Verfahrensschema ist in *Abbildung 14* veranschaulicht.

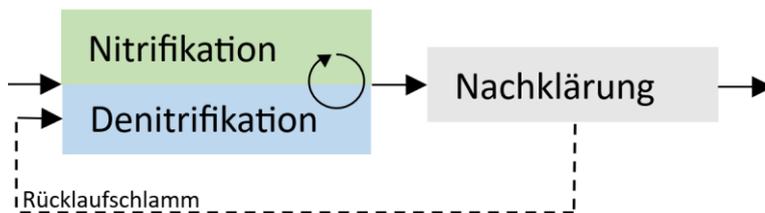


Abbildung 14 Verfahrensschema der alternierenden intermittierenden Denitrifikation (eigene Abbildung) nach (DWA A 131 2000)

Kaskadendenitrifikation

Eine Möglichkeit zur Anhebung der aktiven Biomasse ist die Kaskadendenitrifikation (Dornhofer 1993; Krampe et al. 2020). Das Verfahren beinhaltet mehrere Becken. Der Schlamm wird dabei im ersten Becken eingeleitet (Landesumweltamt NRW 2005). Somit nimmt die Schlammkonzentration mit der Anzahl der Becken ab. Das Abwasser wird gleichmäßig auf die einzelnen Becken verteilt (Landesumweltamt NRW 2005). Von dort aus durchfließt es kaskadisch die einzelnen Becken bis zum Ende der letzten Kaskade (Landesumweltamt NRW 2005). Danach wird das Abwasser entnommen, während der Schlamm wieder in die erste Kaskade rezirkuliert (Landesumweltamt NRW 2005). Der Vorgang ist in *Abbildung 15* zu sehen.

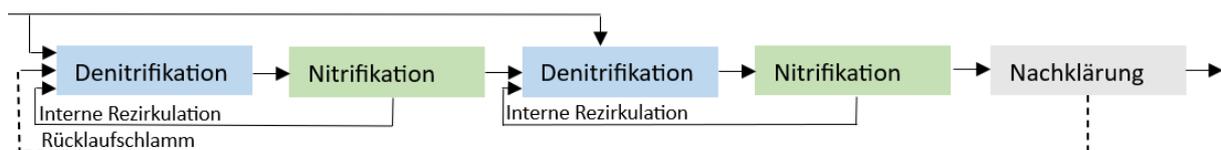


Abbildung 15 Verfahrensschema der Kaskadendenitrifikation (eigene Abbildung) nach (DWA A 131 2000)

3. Material und Methoden

3.1 Projekt DeWaResT

Das Akronym DeWaResT steht für dezentrale Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung für Regionen mit saisonalem Trockenstress. Das Projekt wird vom BMBF gefördert und in Zusammenarbeit des Kompetenzzentrums Wasser Berlin mit dem Ingenieurbüro AKUT & Partner durchgeführt. Die Laufzeit erstreckt sich von August 2021 bis Februar 2024.

3.1.1 Versuchsstandort

Vegetation und Umgebung

Die Pilotanlage steht auf dem Natur- und Familienzeltplatz auf der Halbinsel Pehlitzwerder am Parsteiner See. Bei dem Gebiet handelt es sich um das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. Durch die naturbelassene Umgebung sind dort viele bedrohte Vogelarten, sowie ein umfassender Bestand an Altbäumen beheimatet. Darunter befinden sich Bäume im Alter von bis zu 600 Jahren, von denen ein Teil unter Naturschutz steht.

Aufgrund der steigenden Dürrezustände, kämpft das Gebiet mit einem Rückgang des Wasserstands (Land Brandenburg 2023). Im Nachbarort Serwest sank der Grundwasserspiegel im Vergleich zum letzten Jahr um 24 cm Normalhöhennull (Vergleichsdatum 30.03.2022 und 30.02.2023) (Land Brandenburg 2023). Aufgrund des klimatischen Zustands ist der dortige Baumbestand gefährdet, was sich bereits durch Trockenschäden an den Bäumen äußert.

Abwasseraufkommen

Der Zeltplatz hat jährlich von April bis Oktober geöffnet und empfängt pro Saison durchschnittlich 2.211 Gäste (berechnet von 2018 bis 2022) (KWB intern 2022). Ein Vergleich zwischen dem dort anfallenden Abwasser in Saison 2023 im Mittel mit der durchschnittlichen Zusammensetzung kommunalen Abwassers nach DWA ist in *Tabelle 6* dargestellt.

Tabelle 6 Zusammensetzung kommunaler Abwässer verglichen mit der Abwasserzusammensetzung des Zeltplatz Pehlitzwerder Saison 2023 (DWA 2017; DWA 2-13 2011; DWA 2-14 2011; DWA T4 2016; Lesche et al. 2010; UBA 2022a)

Parameter	Abwasseranfall [L/d*EW]	CSB _{gesamt} [mg/L]	TKN [mg/L]	P _{ges} [mg/L]
Kommunales Abwasser [mg/L]	130	600	60 - 80	12
Abwasser auf dem Zeltplatz Pehlitzwerder [mg/L]	96,91	1984 ± 871	207,18	26,28 ± 18,5

Die Tabelle zeigt deutlich erhöhte Konzentrationen des Abwassers auf dem Zeltplatz. Das Abwasser entsteht dort hauptsächlich aus der Nutzung von Sanitäreanlagen. Somit entfällt eine Verdünnung der Schmutzfrachten durch Grau- oder Waschwasser.

Generell fällt auf dem Zeltplatz weniger Abwasser pro EW an. Bei kommunalem Abwasser fallen pro EW im Schnitt 130 L/d*EW an (DWA 2-13 2011; DWA 2-14 2011).

Auf dem Zeltplatz Pehlitzwerder entstehen hingegen nur 96,91 L/d*EW. Die Berechnung basiert dabei auf dem jährlichen Abwasseranfall auf dem Zeltplatz von ungefähr 600 m³ (KWB intern 2022). Die durchschnittliche Übernachtungsdauer pro Gast beträgt 2,8 Tage (KWB intern 2023). Somit berechnet sich die tägliche Abwasserfacht pro EW wie folgt.

$$V_P \left[\frac{L}{d * EW} \right] = \frac{V_{P,J\ddot{a}hrl.}}{d_{m\ddot{U}} * Anzahl\ G\ddot{a}ste\ je\ Saison} \quad (2.1)$$

V_P Abwasseranfall in Litern je Tag und EW

$V_{P,J\ddot{a}hrl.}$ Durchschnittlicher Abwasseranfall auf dem Zeltplatz Pehlitzwerder je Saison

$d_{m\ddot{U}}$ Durchschnitt der Übernachtungen je Gast

3.1.2 Aufbau der Pilotanlage

Die *Abbildung 16* zeigt die Pilotanlage des Projektes DeWaResT.



Abbildung 16 Pilotanlage DeWaResT (eigene Abbildung)

Der Aufbau der Pflanzenkläranlage basiert auf dem Konzept des französischen Systems. Abweichend davon wird in Stufe 1 und 2 jeweils derselbe Filter beschickt. Der Aufbau der Pilotanlage ist im Fließbild (*Abbildung 17*) dargestellt.

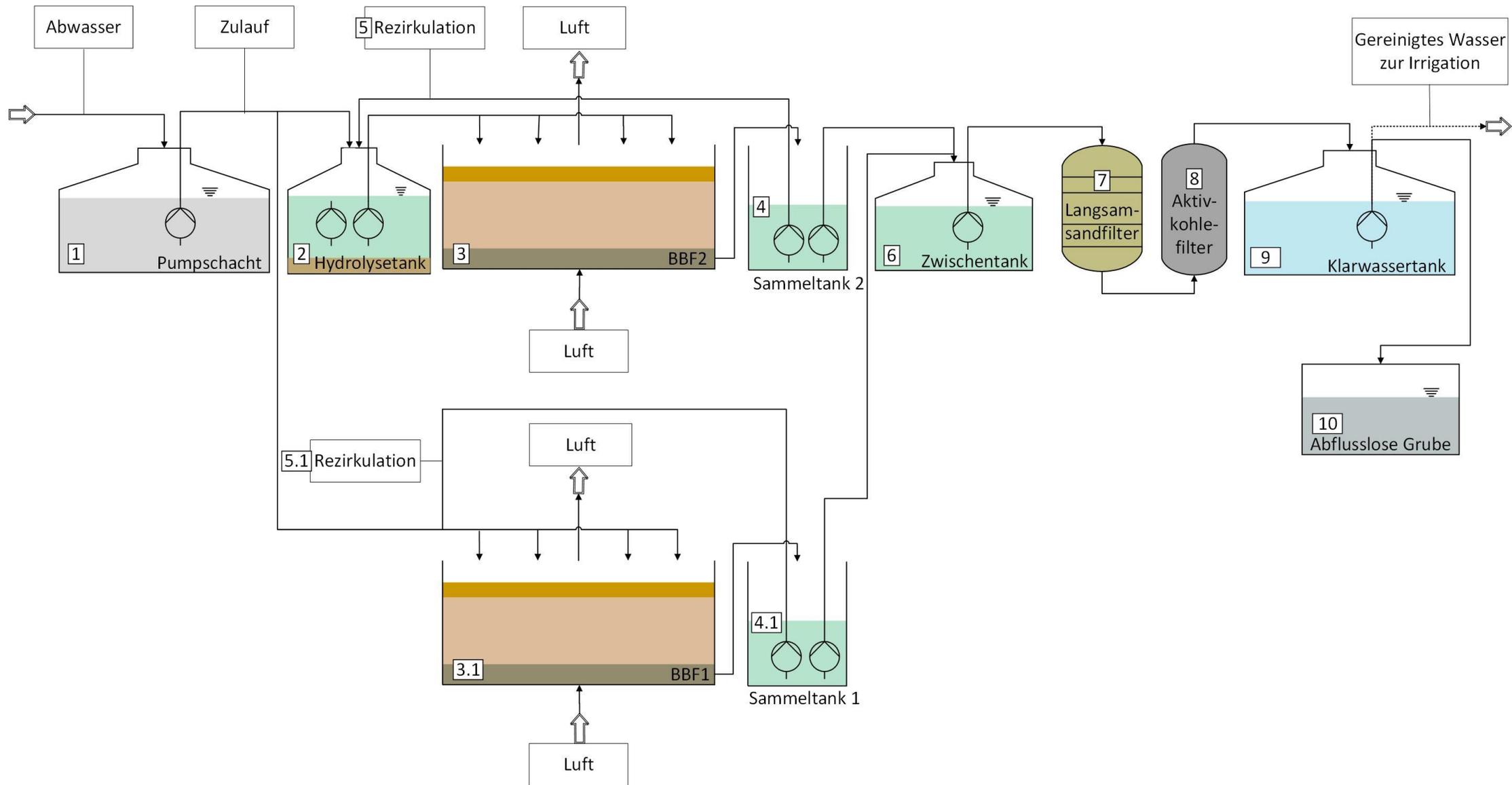


Abbildung 17 Verfahrensfliessbild der Pilotanlage (eigene Abbildung)

Das Abwasser wird zunächst im Pumpschacht (1) gesammelt. Übersteigt der Wasserstand im Pumpschacht 53 L, wird dieser vollständig über den Zulauf entleert. Hierbei wird für BBF1 und BBF2 unterschiedlich verfahren. Abhängig ist dies vom aktiv beschickten BBF zum Zeitpunkt der Entleerung. Die Beschickungsperiode beträgt 3 Tage. Anschließend folgt eine dreitägige Beschickungspause. Die Häufigkeit der Beschickungen pro Tag ist dabei abhängig vom Abwasseranfall des Zeltplatzes. Die Dauer einer Beschickung beträgt ungefähr 1 Minute. Der Wechsel des Filters findet um jeweils um 8 Uhr statt. Täglich verarbeitet die Anlage eine maximale Abwassermenge von 1,1 m³ (KWB AKUT Zwischenbericht 2022). Jeder Filter behandelt Abwasser im Rahmen von 20 EW.

Vor der Beschickung kann bedarfsabhängig eine Fällung mit Eisen-(III)-Chlorid eingesetzt werden. Dabei wird Eisen-(III)-Chlorid direkt im Zulauf zugesetzt, was zu einer Ausfällung der organischen Stoffe, wie auch Phosphat, führt (Reineke und Schlömann 2020).

Bei aktivem BBF1 erfolgt eine direkte Beschickung mit dem ungefiltertem Rohabwasser (3.1). Dieses wird über vier Rohre auf Prallplatten aufgetragen. Die Prallplatten liegen in gleichmäßigen Abständen auf der oberen Kompostschicht des Filters. Implementiert ist eine intermittierende Belüftung. Nach Durchlaufen des Filters wird das Filtrat im Sammeltank (4.1) gespeichert. Von dort aus rezirkuliert ein Teil erneut auf den BBF1 (5.1). Das Filtrat, welches nicht rezirkuliert, wird in den Zwischentank (6) gepumpt.

Das Abwasser bei aktivem BBF2 wird vom Zulauf in den Hydrolysetank gepumpt (2). Dort vermengt sich das Abwasser mit dem rezirkulierenden Teil des Filtrats und dem Inhalt des Hydrolysetanks. Anschließend erfolgt die Beschickung analog zu der des BBF1 (3). Aus dem Sammeltank (4) rezirkuliert (5) hier ein Teil des Filtrats zurück in den Hydrolysetank. Der restliche Teil wird ebenfalls in den Zwischentank gepumpt (6).

Es folgt die anschließende Nachbehandlung des Abwassers. Dafür durchläuft das Abwasser zuerst einen Langsamsandfilter (7). Anschließend folgt ein Aktivkohlefilter (8). Nach dessen Durchlaufen, wird das Wasser im Klarwassertank (9) gesammelt. Von dort soll es über eine Leitung zur oberflächennahen Versickerung gepumpt werden (KWB Zwischenbericht 2021). Da dafür noch keine Genehmigung erteilt wurde, wird das Wasser derweil in einer abflusslosen Grube (10) gesammelt und von dort per Tankklaster zur nächsten Kläranlage gebracht.

Die Bodenfilter sind baugleich aufgebaut und unterscheiden sich lediglich in der Art der Bepflanzung. *Abbildung 18* zeigt den Bodenfilter 1 (BBF1) und *Abbildung 19* den Bodenfilter 2 (BBF2).



Abbildung 18 BBF1 (eigene Abbildung)



Abbildung 19 BBF2 (eigene Abbildung)

BBF1 ist mit *Carex acutiformis*, BBF2 mit *Phragmites australis* bepflanzt.

Die Filter bestehen aus drei Blähbeton-Schichten, sowie einer Kompostschicht an oberster Stelle. Nach der Kompostschicht folgt die erste Filterschicht (Durchmesser 1/5 mm) (AKUT Partner 2022). Danach folgt eine Übergangsschicht (Durchmesser 4/8 mm) (AKUT Partner 2022). Über die Hälfte des Filters besteht aus der untersten Filterschicht (Durchmesser 8/16 mm) (AKUT Partner 2022). Der Grundriss ist im Anhang *Abbildung 36* ersichtlich.

Beide BBF haben einen gleichbleibenden Füllstand von 5 m³ auf Höhe der untersten Schicht. Das Volumen des Wasserstands aus Abwasser und Füllmaterial beträgt 12 m³.

3.1.3 Effizienzsteigerungen hinsichtlich der Stickstoffelimination an der Pilotanlage

Grundsätzlich sind die festgelegten Grenzwerte bezüglich des CSB, BSB₅, P_{ges}, NH₄-N und N_{anorg} zu einzuhalten. Die erforderlichen Grenzwerte richten sich nach internen Standards. Sie sind, verglichen mit den Ablaufwerten der Pilotanlage aus Saison 2022, in *Tabelle 7* aufgeführt.

Tabelle 7 Festgelegte Grenzwerte für die Pflanzenkläranlage DeWaResT aus dem Projektantrag verglichen mit den Ablaufwerten der Pilotanlage (Projektantrag KWB 2021; AbwV 2022; DIBt Z-55.3-60; KWB 2022b)

Messgröße	Grenzwert	Pilotanlage DeWaResT (Saison 2022)
CSB _{gesamt}	< 75 mg/L	25,2 mg/L
BSB ₅	< 15 mg/L	1,5 mg/L
P _{ges}	< 2 mg/L	0,2 mg/L
NH ₄ -N	< 10 mg/L	10,1 mg/L
N _{anorg}	< 25 mg/L	52,2 mg/L
<i>E. coli</i>	< 100 KBE/100 mL	-

Die Tabelle veranschaulicht die defizitäre Leistung bezüglich des N_{anorg}. Im Falle der Pilotanlage müsste N_{anorg} um weitere 52% reduziert werden. Der Summenparameter setzt sich aus den Werten für NO₂-N von 1,5 mg/L, NO₃-N von 40,6 mg/L und NH₄-N von 10,1 mg/L zusammen (KWB 2022b). Dabei beträgt der Anteil von NO₃-N am N_{anorg} 77,78%. Aufgrund dessen beschäftigt sich diese Arbeit mit der Optimierung der Denitrifikationsleistung. Durch die intermittierende Belüftung des Bodenfilters beschränkt sich die Denitrifikation auf die belüftungsfreie Zeit im Bodenfilter und die Aufenthaltszeit im Hydrolysetank. Aufgrund des Vorhandenseins des vorgeschalteten Hydrolysetanks wurde das Verfahren der vorgeschalteten Denitrifikation im Hydrolysetank der Pilotanlage getestet.

Das Verfahren an der Pilotanlage ist im Fließbild der *Abbildung 20* veranschaulicht.

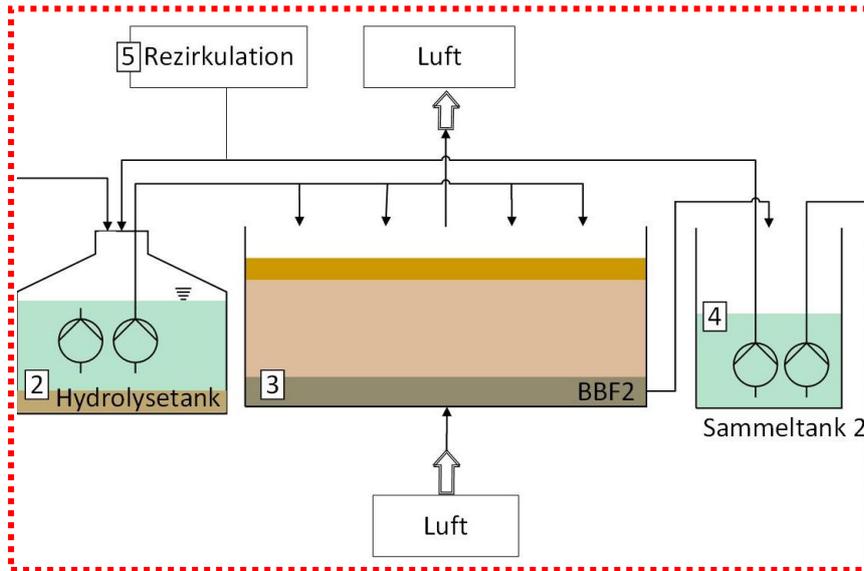


Abbildung 20 Fließbild vorgeschalteten Denitrifikation beim BBF2 der Pilotanlage (eigene Abbildung)

Der Hydrolysetank wurde mit ungefähr 10 Litern Belebtschlamm aus dem Klärwerk Schönerlinde angeimpft. Der biologische Schlamm, welcher durch die Denitrifikation entsteht, ist dem Belebtschlamm sehr ähnlich (Cornwell 2012). Somit wurde der Belebtschlamm für das Animpfen des Tanks ausgewählt.

Der Hydrolysetank wird alternierend über das Pumpensystem gerührt. Dabei wird für 5 Minuten gerührt. Anschließend setzt das Rühren für 25 Minuten aus.

Das Tankvolumen beträgt 1 m^3 . Jede Beschickung umfasst ein Volumen von $0,053 \text{ m}^3$. Dieses Volumen an Rohabwasser wird zuvor in den Hydrolysetank geleitet. Gleichzeitig werden $0,106 \text{ m}^3$ des Filtrats aus dem Sammeltank des BBF2 in den Hydrolysetank gepumpt. Für einen gleichbleibenden Füllstand im Tank werden bei jedem Zulauf $0,159 \text{ m}^3$ aus dem Hydrolysetank über eine Pumpe auf den Bodenfilter gepumpt. Die Pumpe für den Ablauf des Hydrolysetanks befindet sich im oberen Teil des Tanks nahe des Füllstandes. Bei jeder Beschickung aus dem Hydrolysetank verbleiben $0,841 \text{ m}^3$ des Tankinhalts im Tank. Somit errechnet sich die Aufenthaltszeit des Gemischs im Tank, bei maximalem Zulauf von $1,1 \text{ m}^3/\text{d}$ und einer Rezirkulation von $2,2 \text{ m}^3/\text{d}$ wie folgt.

$$T_{HT} = \frac{24 \text{ h}}{(V_Z + V_R)} * V_{HT}$$

(2.2)

- T_H Aufenthaltszeit im Hydrolysetank
- V_Z Volumen des Zulaufs
- V_R Volumen der Rezirkulation
- V_{HT} Volumen des Hydrolysetanks

Anhand der Gleichung ergibt sich eine Aufenthaltszeit von 7,27 h.

3.2 Versuche

3.2.1 Vorversuche

Zunächst fanden Versuche im Labormaßstab statt. Diese sollten die Funktionalität der vorgeschalteten Denitrifikation im jeweiligen Mischungsverhältnis aufzeigen. Zudem sollte eine Einschätzung des optimalen Rezirkulationsverhältnisses, sowie der optimalen Kontaktzeit ermöglicht werden.

Einstellung des Feststoffgehalts des Belebtschlamm

Arbeiten der Vergleichsliteratur erzielten mit den folgenden Feststoffkonzentrationen erfolgreiche Denitrifikationsleistungen. Cao et al. arbeitete mit 1,7 g/L je Ansatz. Ding et al. setzte 3 g/L je Ansatz ein. Ji et al. führte den Versuch erfolgreich bei einer Feststoffkonzentration von 4,53 g/L durch. Auf Basis dieser Angaben wurde in den Vorversuchen mit einer Feststoffkonzentration im Schlammvolumen von 4 g/L gearbeitet.

Bestimmung des optimalen Rezirkulationsverhältnisses

Die Versuche untersuchten Rezirkulationsverhältnisse von 100%, 200% und 300%. Die Menge des Belebtschlamm war bei jedem Ansatz gleich. Die Zusammensetzung der jeweiligen Ansätze ist in *Tabelle 8* aufgelistet. Die verwendeten Materialien befinden sich im Anhang in *Tabelle 16*.

Tabelle 8 Versuchsansätze zur Ermittlung des Schlammverhaltens bezüglich des Mischungsverhältnisses im Labormaßstab am 02.06.2023

Ansatz	Rezirkulationsanteil Filtrat in %	Belebtschlamm [g/L]	Schlammvolumen [mL]	Filtrat BBF2 [mL]	Rohabwasser [mL]	Ansatzvolumen [mL]
R100	100	4	250	625	375	1000
R200	200			750	250	
R300	300			812,5	187,5	

Jede Pipettenspitze, Spritze, sowie jedes Behältnis wurden zuerst mit destilliertem Wasser und anschließend mit der entsprechenden Probe vorgespült.

Die Durchführung des Versuches erfolgte bei Raumtemperatur. Im ersten Schritt wurden Schlamm und Filtrat mit Hilfe eines Messzylinders abgemessen und vermengt. Das Gemisch wurde anschließend für 30 Minuten bei 120 RPM im Flokulator (Lovibond, ET 740) gerührt. Nach Ablauf der Zeit wurde die jeweilige Menge Rohabwasser hinzugegeben. Direkt nach Zugabe und kurzer Durchmischung erfolgte die Probenahme zum Zeitpunkt 0h. Der Ansatz wurde anschließend bei 120 RPM für 3 Stunden gerührt. Die Probenahme von je 30 mL erfolgte mittels einer Einwegspritze. Der Probenahmeplan mit den Zeitpunkten der Probenahme und den jeweils bestimmten Parametern befindet sich im Anhang in *Tabelle 15*.

Als Richtwert für die Denitrifikationsleistung wurde die Elimination des CSB_{gel} , sowie von NO_3-N bestimmt. Dabei wurde die *Gleichung 2.3* verwendet.

$$E = \frac{100 * (c_{X,A} - c_{X,t})}{c_{X,A}}$$

E Elimination in %

$c_{X,A}$ Anfangskonzentration von Stoff X

$c_{X,t}$ Konzentration zum Zeitpunkt t von Stoff X

3.2.2 Untersuchungen an der Pilotanlage

Die Leistung der Pilotanlage wurde regelmäßig im Abstand von ein, bis zwei Wochen analysiert.

3.2.2.1 Bilanzierung

Die Wirkung der vorgeschalteten Denitrifikation und der beiden BBF wurde bilanziert. Die Effektivität wurde anhand des Wirkungsgrades η_x bewertet. Die Berechnung erfolgte dabei analog zu *Gleichung 2.3*. Dabei beschreibt $c_{X,A}$ die Menge des Substrats im Zulauf und $c_{X,t}$ die Menge des Substrats im Ablauf.

3.2.2.2 Mögliche Hemmfaktoren

C/N Verhältnis

Die Berechnung des C/N Verhältnisses erfolgt aus dem jeweiligen Zulauf über die *Gleichung 2.4* (Henze et al. 1995).

$$\text{Verhältnis } \left(\frac{C}{N}\right) = \frac{CSB_{gesamt}}{TN}$$

(2.4)

Tiefenprofil des BBF 2 hinsichtlich der Sauerstoffkonzentration

Die Konzentration an gelöstem Sauerstoff wurde im BBF1 und BBF2 auf den Tiefen 1,20 m, 1,40 m und 1,80 m untersucht. Ebenfalls wurde die Sauerstoffkonzentration im Hydrolysetank auf Höhe von 1 m unterhalb des Füllstands gemessen. Die verwendeten Materialien sind im Anhang in *Tabelle 17* angehängt. Die Messung erfolgte mit Hilfe der Multiparametersonde (In-situ, SmaTroll MP). Diese wurde zur Messung direkt in den Hydrolysetank gehängt. Für die Bestimmung im BBF wurde eine Probe über die jeweilige Probenahmestelle mit Hilfe des Uni-Samplers (Bürkle, 5314-2000) entnommen. Dabei musste darauf geachtet werden, dass bei der Probenentnahme möglichst kein Sauerstoff eingetragen wurde. Ebenfalls wurde ungefähr ein Drittel der Probe im Probengefäßes zum Überlaufen gebracht. Die Messung erfolgte anschließend direkt im Probengefäß.

3.3 Probenanalyse

3.3.1 Probenahmestrategie

Die Proben des Zulaufs und des Ablaufs von BBF 1 und BBF2 wurden mit Hilfe der automatischen Probenehmer (WaterSam WS 312) entnommen. Dabei wurde der Zulauf für den jeweils beschickten BBF für 72 h beprobt. Der Ablauf des aktuell beschickten BBF wurde für die letzten 24 h der Beschickungsperiode beprobt. Aus den gezogenen Proben wurde jeweils eine Mischprobe erstellt. Die Probenahmestrategie ist in *Abbildung 21* dargestellt.

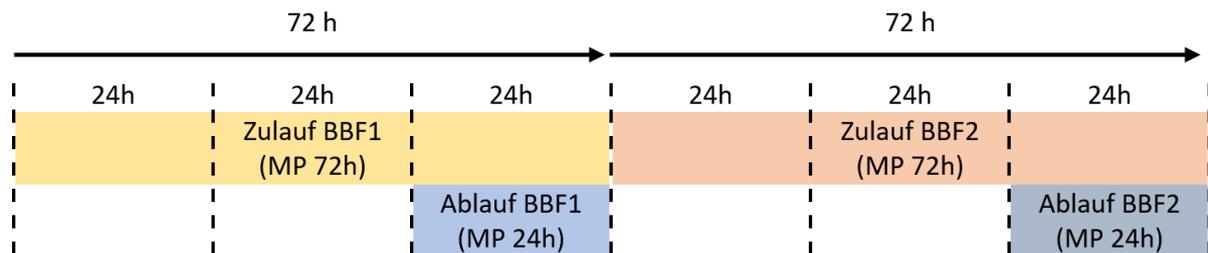


Abbildung 21 Probenahmestrategie der Zu- und Abläufe des BBF1 und BBF2 (eigene Abbildung)

Aus dem Hydrolysetank wurden jeweils Stichproben am Tag der Analyse entnommen.

3.3.2 Analytik

Homogenisierung

Zur Homogenisierung der Probe wurden die Materialien in *Tabelle 18* im Anhang verwendet. Das entsprechende Probenvolumen wurde in einem Becherglas durch den Dispergierer (IKA, Ultra-Turrax T10) bis zur sichtbaren homogenen Mischung gerührt. Die erforderliche Frequenz beträgt dabei 700 bis 900 U/min, bei einer Dauer von mindestens 2 min bis zum Erreichen einer sichtbaren homogenen Mischung (LfUBW 1997).

Filterung

Für die photometrische Bestimmung der Parameter mussten die Proben zunächst von Schwebstoffen befreit werden (DWA 2-2 2020). Dies wurde durch die Filterung der Probe über einen 0,45 µm-Spritzenvorsatzfilter erreicht (DWA 2-2 2020). Die benötigten Materialien befinden sich in *Tabelle 19* im Anhang. Die Proben des Zulaufs wurden nach der Homogenisierung mit einem Faltenfilter vorgefiltert, da die Vorsatzfilter sonst zu schnell verstopfen. Vor Beginn der Filterung wurde die Spritze, sowie der Filter mit VE-Wasser und anschließend mit der jeweiligen Probe vorgespült. Danach erfolgte die Filterung der Proben, bei der der Spritzeninhalt durch den aufgesetzten Vorsatzfilter gedrückt und in einem Becherglas aufgefangen wurde.

Bestimmung von NO₃-N

Die Materialien zur Bestimmung von Nitrat sind in *Tabelle 20* im Anhang erwähnt. Für die Bestimmung von NO₃-N wurde nach den Herstellerangaben vorgegangen. Verwendet wurden die Küvettentests LCK 339 und 340.

Da der Fokus dieser Arbeit vor allem auf den Nitrat- und CSB-Werten liegt, wird die Reaktion, auf denen der jeweilige Küvettentest basiert, im Folgenden genauer erläutert.

Der vorgefertigte Küvettentest basiert auf der Methode 2,6-Dimethylphenol. Dabei reagiert das Nitrat-Ion der Probe mit dem 2,6-Dimethylphenol und dem H_3O^+ unter Abspaltung von Wasser (DIN 38405-9). Die Reaktion ist in *Schema 1.5 (Abb. 22)* dargestellt.

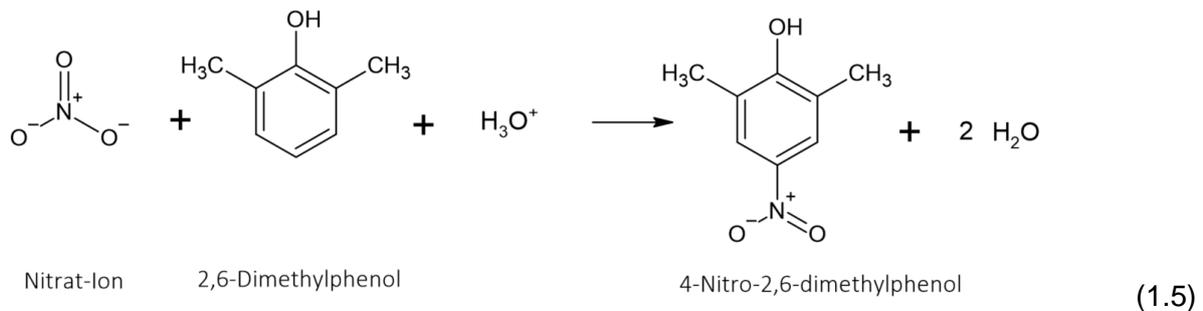


Abbildung 22 Reaktionsschema von Nitrat und 2,6-Dimethylphenol (eigene Abbildung) nach (DIN 38405-9)

Durch Bindung eines NO_3^- an ein C-Atom des 2,6-Dimethylphenols entsteht 4-Nitro-2,6-dimethylphenol. Die Reaktionszeit beträgt 5 Minuten. Das entstandene 4-Nitro-2,6-dimethylphenol absorbiert bei einer Wellenlänge von 338 nm (DIN 38405-9). Die Konzentration des Produkts verläuft proportional zur Konzentration von Nitrat.

Bestimmung des CSB

Zur Bestimmung des CSB wurden die, in *Tabelle 21* (Anhang) aufgelisteten, Materialien verwendet. Für die Bestimmung des CSB wurde nach den Herstellerangaben vorgegangen. Verwendet wurden die Küvettentests LCK 014, 014 und 314.

Zur Bestimmung des CSB wird ein chemischer Oxidant verwendet. Der vorgefertigte Küvettentest basiert auf der Reaktion der Probe mit Kaliumdichromat ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$). Die Reaktion findet wie in *Schema 1.6 (Abb. 23)* dargestellt statt (Boyles 1997).

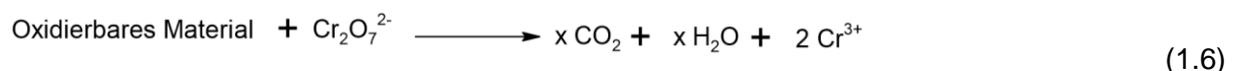


Abbildung 23 Reaktion zur Bestimmung des CSB mit Dichromat (eigene Abbildung) (Boyles 1997)

Dabei wird eine bekannte Menge an Kaliumdichromat mit Hilfe des Katalysators Silbersulfat in einer bestimmten Zeit oxidiert (ISO 606:1989(E); DIN 38409 Teil 41). Die Oxidation findet durch die Anwesenheit von oxidierbarem Material in der Probe statt (ISO 606:1989(E)). Durch die Reaktion entsteht ein Farbumschlag von gelb zu grün (Hach Lange GmbH). Die Konzentration von Cr^{3+} kann photometrisch ermittelt werden (Hach Lange GmbH). Die Menge an verbrauchtem O_2 entspricht dabei dem 1,5-fachen der Menge an verbrauchtem Cr_2O_7 (ISO 606:1989(E); DIN 38409 Teil 41).

Bestimmung AFS

Die abfiltrierbaren Stoffe wurden mit Hilfe der Materialien in *Tabelle 22* (Anhang) bestimmt.

Die Bestimmung sollte innerhalb 4 Stunden nach Probenahme erfolgen (DIN EN 872). Zunächst wurde der Filter für 15 min in der Trockenwaage bei $105 \pm 2 \text{ °C}$ erhitzt und gewogen (DIN EN 872). Das Leergewicht wurde notiert. Anschließend wurde der Filter auf die Vorrichtung der Vakuumfiltration gelegt. Die Vakuumfiltration wurde zusammengesetzt und das Vakuum eingestellt. Anschließend wurde der Filter, sowie die Vorrichtung mit destilliertem Wasser gespült. Danach wurden 50 mL der Probe auf den Filter gegeben. Nach Durchlaufen der Probe wurde der Messzylinder, sowie die Innenseite des Filtertrichters mit ungefähr 20 mL VE-Wasser nachgespült (DIN EN 872). Nach Beendigung der Filtration wurde der Filter erneut bei $105 \pm 2 \text{ °C}$ für 15 min in der Trockenwaage erhitzt. Das Gewicht nach Beendigung des Vorgangs wurde notiert. Die Konzentration der AFS berechnet sich aus der *Gleichung 2.5* (DIN EN 872).

$$AFS \left[\frac{mg}{L} \right] = \frac{1000 * (Filtergewicht \text{ nach Filtration [mg]} - Leergewicht [mg])}{Probevolumen [mL]} \quad (2.5)$$

Bestimmung weiterer Parameter

Weitere Parameter wurden durch Küvettentests nach der jeweiligen DIN-Norm, ersichtlich aus *Tabelle 9* bestimmt.

Tabelle 9 Bestimmung der Parameter durch die jeweiligen Küvettentests nach DIN-Norm

Parameter	Küvettentest (Hach Lange GmbH)	Materialien	DIN-Norm
NH ₄ -N	LCK 302/303/304	Anhang <i>Tabelle 23</i>	DIN 38406 E5-1
NO ₂ -N	LCK 341	Anhang <i>Tabelle 24</i>	DIN 38405 D10
TN	LCK 238/338	Anhang <i>Tabelle 25</i>	EN ISO 11905-1

3.3.3 Qualitätssicherung

Aufgrund des finanziellen Rahmens war es nicht möglich alle Parameter in Doppelbestimmungen zu bestimmen. Deshalb wurden folgende Prüfungen hinsichtlich der Qualitätssicherung durchgeführt.

Um die Qualität der individuellen Arbeitsweise festzustellen, wurden monatlich Qualitätstests durchgeführt. Dabei wurden die regelmäßig bestimmten Parameter einer bekannten Standardlösung bestimmt. Anschließend wurde die Abweichung des bestimmten Werts zum vorgegebenen Standard bestimmt. Des Weiteren wurden stichprobenartig Doppelbestimmungen in der alltäglichen Praxis durchgeführt.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Vorversuche

4.1.1 Ergebnisse

Alle eigens erhobenen Rohdaten befinden sich in *Tabelle 26* im Anhang.

Belebtschlamm

Das Schlammalter betrug bei Entnahme aus dem Klärwerk Schönerlinde 12 Tage. Die Feststoffkonzentration lag nach der Entwässerung bei 19,3 g/L.

Nitratelimination

Der Verlauf der Nitratelimination in % über die Zeit ist in *Abbildung 24* aufgetragen. Dabei wird zwischen der Rezirkulation R100, R200 und R300 unterschieden.

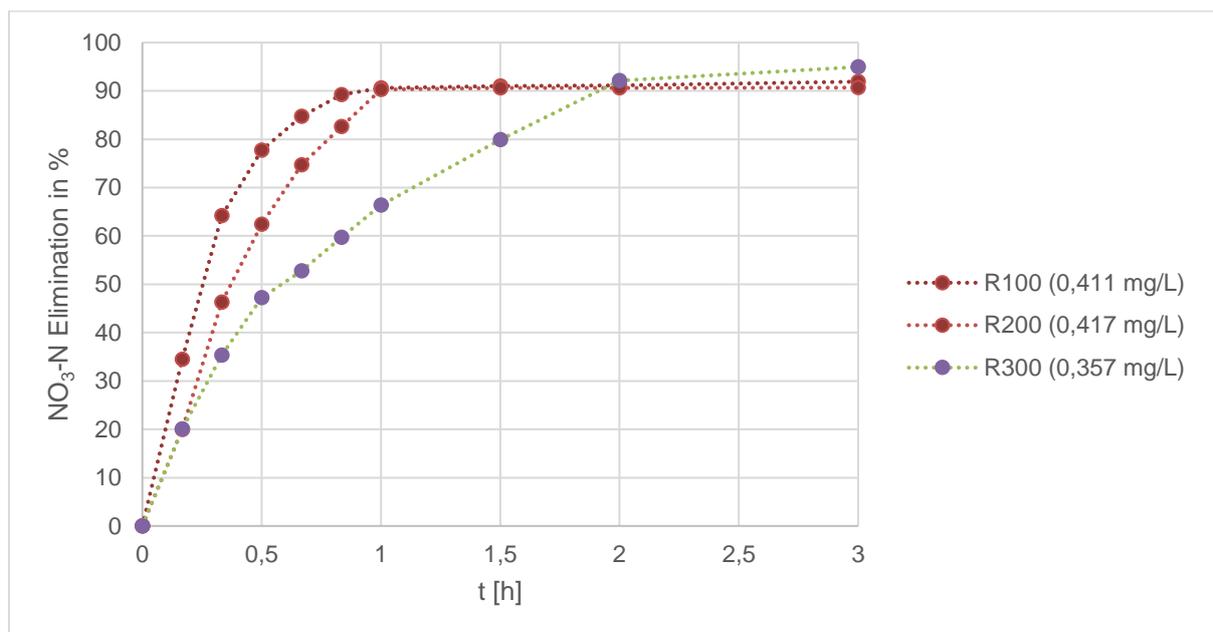


Abbildung 24 Nitratelimination in % über die Zeit für R100, R200 und R300 mit der endständigen $\text{NO}_3\text{-N}$ der Endkonzentration nach 3 Stunden in Klammern (eigene Abbildung)

Alle drei Kurven zeigen den Verlauf einer Sättigungskurve. Dabei ist deren Verlauf ab der zweiten Stunde bei allen Ansätzen nahezu gesättigt. Signifikante Unterschiede sind bezüglich der Steigung erkennbar.

Die reziproke Sättigungskurve von R100 zeigt den steilsten Anstieg. Eine Sättigung stellt sich bei einem Wert von 90,61% zum Zeitpunkt von einer Stunde ein. Danach stagniert der Anstieg nahezu. Nach Ablauf der 3 Stunden ist eine Gesamtelimination von 91,91% ($\text{NO}_3\text{-N}$ (0h) 5,08 mg/L) erreicht.

Die Kurve von R200 steigt im Vergleich zu R100 etwas langsamer. Dennoch stellt sich auch hier nach einer Stunde eine Sättigung bei 90,27% ein. Die Gesamtelimination beträgt nach

Ablauf der 3 Stunden 90,67% ($\text{NO}_3\text{-N}$ (0h) 4,47 mg/L) und liegt damit etwas unter dem Wert von R100.

Verglichen mit R100 und R200 zeigt die Kurve von Ansatz R300 den flachsten Anstieg. Hier wird eine signifikante Abflachung der Kurve bei 92,12% erst nach 2 Stunden erreicht. Bis zur Beendigung des Versuches steigt die Kurve weiter an. Die Gesamtelimination ist bei R300 mit 94,59% ($\text{NO}_3\text{-N}$ (0h) 7,07 mg/L) am höchsten.

Kohlenstoffelimination

Die Reduktion des Kohlenstoffs wurde anhand der CSB_{gel} -Elimination veranschaulicht. Der Verlauf wurde über die Zeit für R100, R200 und R300 in *Abbildung 25* aufgetragen.

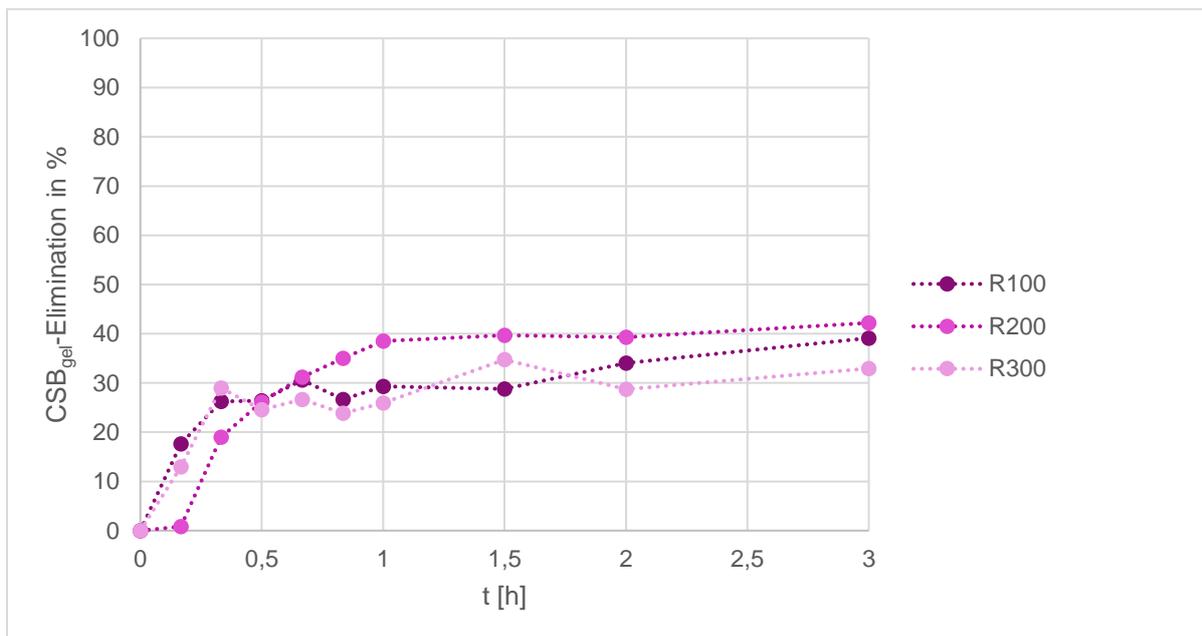


Abbildung 25 CSB_{gel} -Elimination in % über die Zeit für R100, R200 und R300 (eigene Abbildung)

Auch hier ist ein Sättigungsverlauf bei allen drei Ansätzen ersichtlich.

Die Ansätze R100 und R300 verzeichnen hierbei nahezu denselben Anstieg. Nach 0,333 h (20 Minuten) stellt sich eine Sättigung bei beiden Ansätzen ein. Danach verlaufen beide Kurven leicht schwankend. Der Bereich der Schwankung liegt bei Ansatz R100 zwischen 26 % und 34 %, sowie bei Ansatz R300 zwischen 23 % und 34%. Nach Ablauf der 3 Stunden beträgt die Gesamtelimination bei R100 39,12% und bei R300 32,915 %.

Der Ansatz R200 zeigt eine Sättigung nach Ablauf einer Stunde. Dabei ist eine Lag-Phase zwischen Zeitpunkt 0 h und 0,167 h (10 Minuten) zu sehen. Im Vergleich zu den Ansätzen R100 und R300 zeigt der Ansatz R200 den flachsten Anstieg. Der Verlauf nach der ersten Stunde verläuft stetig. Die Gesamtelimination beträgt nach drei Stunden 42,2% und fällt somit am höchsten aus.

Nitrit

Abbildung 26 zeigt die Veränderung der Nitritkonzentration über von 0 h auf 3 h für die drei Ansätze der Vorversuche.

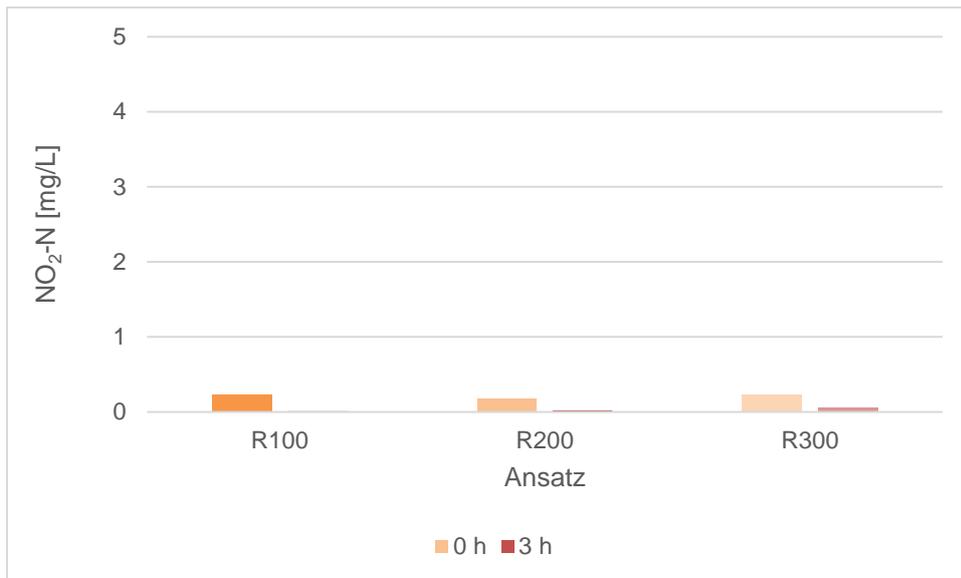


Abbildung 26 Veränderung der Nitritkonzentration von 0 h auf 3 h für die Ansätze der Vorversuche R100, R200 und R300 (eigene Abbildung)

Generell befindet sich die Nitritkonzentration aller Ansätze in sehr geringen Bereichen von unter 0,23 mg/L. Bei allen drei Ansätzen ist ein Rückgang der Nitritkonzentration zu verzeichnen. Dabei beläuft sich der endständige Nitritanteil bei R100 auf 3,93%, bei R200 auf 13,07% und bei R300 auf 25,97%.

Ammonium

Bei allen drei Ansätzen sind nur geringe Veränderungen über die Zeit ersichtlich. Ansatz R100 und R200 zeigen geringe Abnahmen nach Ablauf der 3 Stunden. Bei Ansatz R300 stieg die Ammoniumkonzentration marginal an.

Die Konzentrationen betragen zum Zeitpunkt 0 h bei R100 58,1 mg/L, bei R200 48,9 mg/L und bei R300 38,8 mg/L.

Abfiltrierbare Stoffe

Der Vergleich der AFS ist in *Abbildung 27* veranschaulicht.

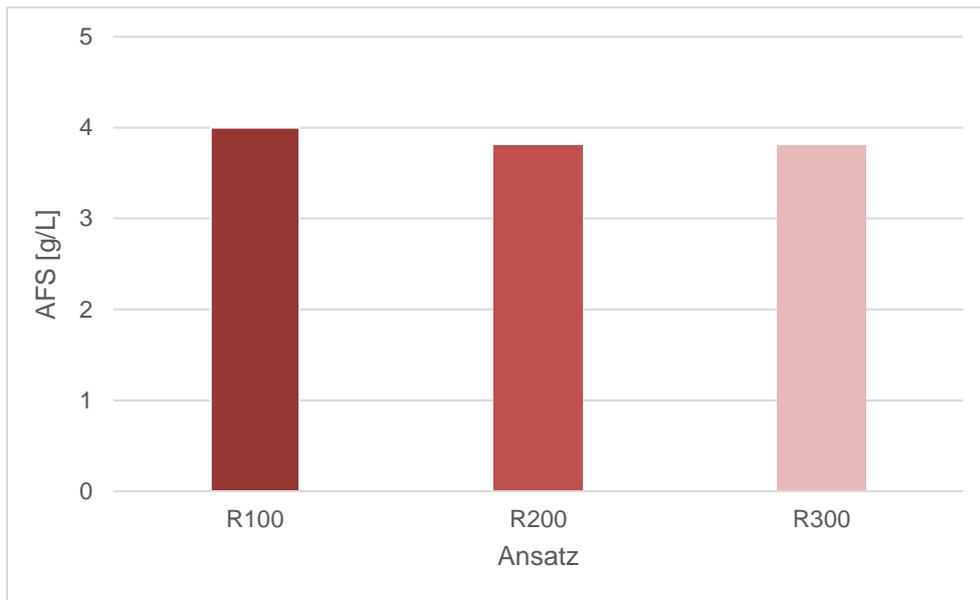


Abbildung 27 Abfiltrierbare Stoffe der Ansätze R100, R200 und R300 bei 3 h (eigene Abbildung)

Die Abbildung zeigt, dass Ansatz R100, welcher den größten Anteil an Rohabwasser beinhaltet, auch den höchsten Wert von 4 g/L AFS hat. R200 und R300 weisen hingegen einen geringeren Wert von 3,8 g/L AFS auf.

pH-Wert

Abbildung 28 zeigt den Verlauf des pH-Wertes für die drei Ansätze aufgetragen über die Zeit.

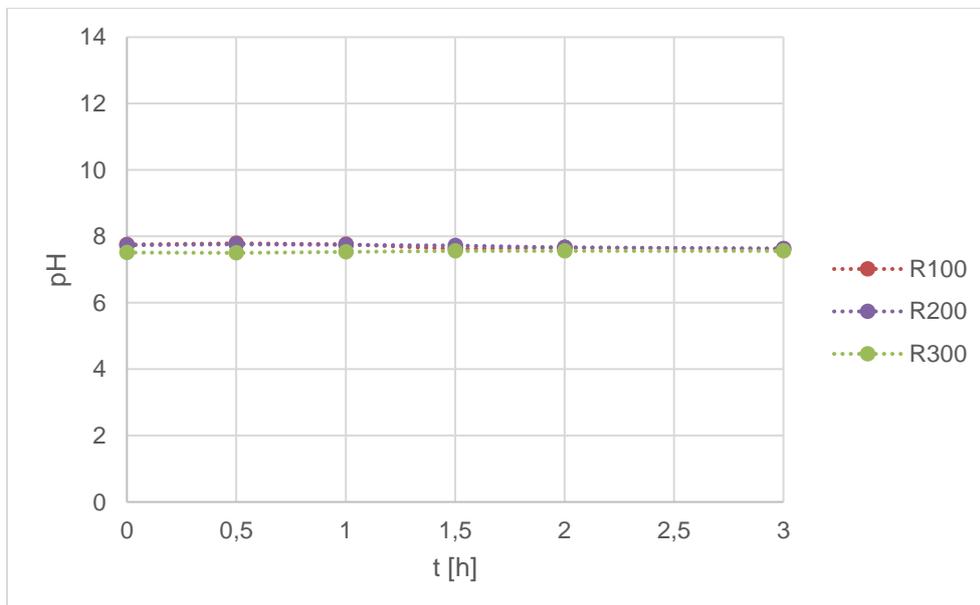


Abbildung 28 Auftragung des pH-Wertes über die Zeit für die Ansätze R100, R200 und R300 (eigene Abbildung)

Die pH-Werte über die Zeit liegen bei allen Ansätzen konstant im Wertebereich zwischen 7,5 und 7,79.

Temperatur

Die Auftragung der Temperatur über die Zeit ist in *Abbildung 29* veranschaulicht.

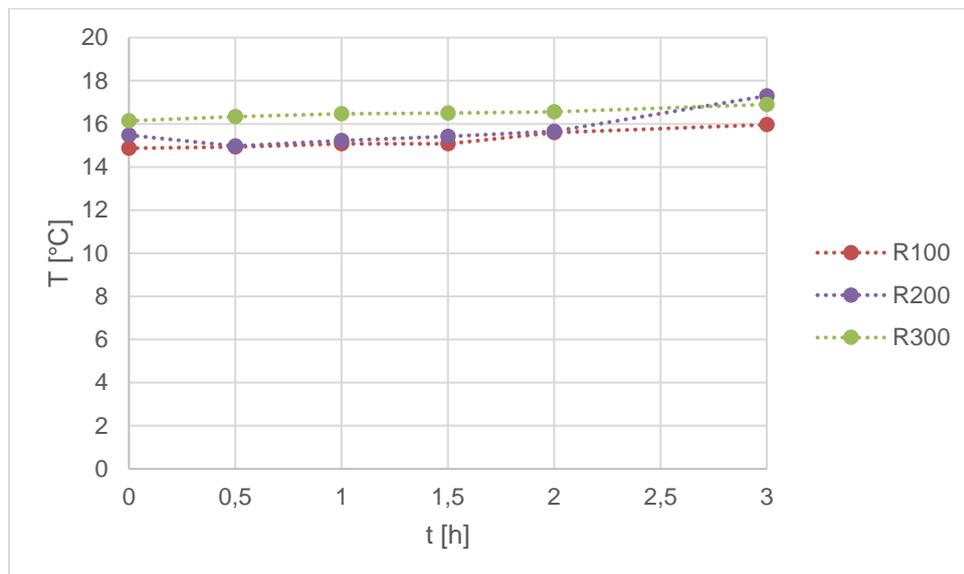


Abbildung 29 Auftragung der Temperatur über die Zeit für die Ansätze R100, R200 und R300 (eigene Abbildung)

Der Verlauf zeigt bei allen Ansätzen einen leichten Anstieg der Temperatur. Den größten Anstieg verzeichnet hierbei Ansatz R200. Dieser steigt von 15,48 °C bei Stunde 0 auf 17,3°C bei Stunde 3.

4.1.2 Diskussion

Nitratelimination

Die Kurvenverläufe zeigen, dass mit steigendem Rohabwasseranteil auch die Geschwindigkeit der Nitratelimination ansteigt. Somit würde eine Kontaktzeit von einer Stunde für die Ansätze R100 und R200 ausreichen, um eine Nitratelimination von über 90% zu erzielen. Der Ansatz R 300 steigt bis zum Ablauf von 3 h weiterhin an. Somit kann hier von einer nicht ausreichenden Kontaktzeit ausgegangen werden.

Hinsichtlich der Umsetzung der vorgeschalteten Denitrifikation im Hydrolysetank reicht die in [3.1.3](#) berechnete Aufenthaltszeit von 7,27 h bei einer Rezirkulation von 200% aus.

Kohlenstoffelimination

Die Eliminationsraten des CSB_{gel} belaufen sich in den Ansätzen R100, R200 und R300 auf maximal 42,2%. Somit wird der Kohlenstoff in keinem der drei Ansätze in limitierender Weise reduziert. Die hohen Nitrateliminationsraten von über 90% und die gering ausfallende CSB_{gel} -Elimination in allen drei Ansätzen beweist, dass der vorhandene Kohlenstoff im Abwassergemisch für eine vollständige Denitrifikation ausreicht. Aufgrund dessen und unter Betracht, dass die Denitrifikation in allen drei Ansätzen leistungsstark abläuft, bestätigt dies ein ausreichendes Nährstoffverhältnis in allen drei Rezirkulationsverhältnissen.

Die Lag-Phase des Ansatz R200 ist nur beim Verlauf der Kohlenstoffelimination ersichtlich. Die Nitratelimination steigt hingegen direkt ab Zeitpunkt 0 h an. Da kohlenstoffhaltige Substrate bei der Denitrifikation verstoffwechselt werden, müsste die Kurve des CSB_{gel} ebenfalls ab Zeitpunkt 0 h ansteigen. Somit ist hier von einem Messfehler auszugehen.

Nitrit

Vorhandenes Nitrit deutet auf eine unvollständige Stickstoffelimination hin (Cao et al. 2013). Da in Ansatz R100 nach Ablauf der Zeit nur noch 3,93% des anfänglichen Nitrits enthalten sind, kann hier von einer vollständigen Nitratelimination ausgegangen werden. Ansatz R200 weist hingegen noch 13,07 % auf, was für eine unvollständige Elimination spricht. Da die Kurve der Nitratelimination von R300 in *Abbildung 24* nach der ersten Stunde nur noch minimal steigt, kann aber von einer ausreichenden Kontaktzeit ausgegangen werden. Der größte Anteil an vorhandenem Nitrit wurde in Ansatz R300 festgestellt. Da dessen Sättigungskurve bis zum Ende des Versuches ansteigt, kann davon ausgegangen werden, dass die Kontaktzeit nicht ausreichend für eine vollständige Nitratelimination war.

Ammonium

Der nahezu stagnierende Verlauf der Ammoniumkonzentration in allen Ansätzen zeigt, dass anaerobe Umgebungsbedingungen vorhanden waren. Die Ammonifikation läuft aerob ab und konnte somit kaum stattfinden. Lediglich Ansatz R300 verzeichnet eine minimale Steigerung von 1,8 %. Somit wurden adäquate anaerobe Umgebungsbedingungen für die Denitrifikation geschaffen.

AFS

Der Ansatz R100 besitzt aufgrund des größten Anteils an Rohabwasser eine leicht höhere AFS-Konzentration gegenüber der beiden anderen Ansätze. Dennoch sind bei allen drei Ansätzen nahezu gleiche AFS-Konzentrationen vorhanden, was eine gute Basis für einen Vergleich untereinander bietet.

pH-Wert

Der pH-Wert nimmt Einfluss auf den Reaktionsablauf der Denitrifikation. Für eine optimale Denitrifikationsleistung sollte dieser zwischen 7 und 7,5 liegen (Saeed und Sun 2012). Alle pH-Werte verlaufen zwischen 7,5 und 7,7. Bei diesem minimalen Überschreiten des pH Optimums ist laut Merkel et al. jedoch nicht von einer signifikanten Hemmung auszugehen.

Verlauf der Temperatur

Der geringe Anstieg über die Zeit, kann mit der Durchführung der Versuche bei Raumtemperatur begründet werden. Der Schlamm, sowie die Abwasserprobe wurden vor Beginn gekühlt. Der Anstieg ist somit als Anpassung der Ansatztemperatur an die Raumtemperatur zu erklären.

Wie bereits erwähnt ist mit einem starken Abfall in der Denitrifikationsleistung bei Temperaturen unter 12°C zu rechnen (Blank 2009). Die Temperaturen der drei Ansätze beschränken sich im Versuchsverlauf auf einen Bereich zwischen 14,87 °C und 17,9°C. Somit kann eine negative Beeinträchtigung der Reaktion aufgrund zu niedriger Temperaturen ausgeschlossen werden.

Literaturvergleich

Cao et al. untersuchte die Denitrifikationsleistung in einem SBR-Reaktor bei 90 RPM. Der Ansatz setzte sich aus einem Liter Abwasserprobe und dem aktiven Schlamm zusammen (Cao et al. 2013). Die AFS Konzentration lag bei 1,7 g/L (Cao et al. 2013). Der pH-Wert betrug

zu Beginn des Versuches 7,5 (Cao et al. 2013). Cao et al. erzielt dabei eine vollständige Elimination von 100% ($\text{NO}_3\text{-N}$ (0h) 36 mg/L).

Ding et al. führte die Denitrifikation in einem ASBBR-Reaktor durch. Hier wurde das untersuchte Abwasser synthetisch erzeugt (Ding et al. 2019). Der Ansatz beinhaltet eine AFS Konzentration von 3,0 g/L bei einem Ansatzvolumen von 3,4 L (Ding et al. 2019). Der Versuch fand bei Raumtemperatur unter anoxischen Bedingungen statt (Ding et al. 2019). Der pH-Wert verlief zwischen 6,81 und 7,17 (Ding et al. 2019). Ding et al. erreichte eine Eliminationsrate von 90% ($\text{NO}_3\text{-N}$ (0h) 50 mg/L), ebenso wie die Ansätze der Vorversuche.

Ji et al. untersuchte die Denitrifikation in einem Batch Versuch mit Hilfe eines UASB-Reaktors. Die Temperatur lag kontrolliert bei 26 ± 1 °C (Ji et al. 2020). Erzielt wurden hier deutlich geringere Eliminationen als die der Vorversuche von 65% ($\text{NO}_3\text{-N}$ (0h) 50 mg/L) erreicht (Ji et al. 2020).

Jedoch ist hier zu berücksichtigen, dass die genaue Zusammensetzung der Ansätze nicht bekannt ist. Ebenfalls wurden bei allen drei Vergleichsversuchen deutlich höhere Startkonzentrationen für Nitrat verwendet. Somit ist ein exakter Vergleich der Eliminationsraten untereinander, sowie mit den Ergebnissen dieser Arbeit nur bedingt möglich.

Fazit der Vorversuche

In den Vorversuchen konnten bei R100 und R200 die besten Denitrifikationsleistungen erzielt werden. Je höher der der Rezirkulationsanteil, desto mehr Filtrat rezirkuliert. Bei gesteigertem Filtratanteil, wird ist somit ebenfalls die rezirkulierende Nitratfracht erhöht. Somit ist ein möglichst höher Rezirkulationsanteil von Vorteil. Die Nitratelimination von R100 bei einer Stunde ist nur minimal über dem Wert von R200. Somit ist das Rezirkulationsverhältnis von 200% für eine Anwendung an der Pilotanlage zu empfehlen.

Dieses Ergebnis stimmt mit der Empfehlung des DWA überein. Laut DWA führen Rücklaufverhältnisse über 200 zu keiner signifikanten Leistungssteigerung (DWA A 262 2016). Zudem lässt sich eine Beschleunigung der Kolmation durch erhöhte hydraulische Belastung verhindern. Hierbei sollte laut Kanatwanichkul eine Rezirkulation von bis zu 200% bei vertikal durchflossenen Bodenfiltern ohne hydraulische Probleme anwendbar sein (Kantawanichkul et al. 2001).

4.2 Untersuchungen an der Pilotanlage

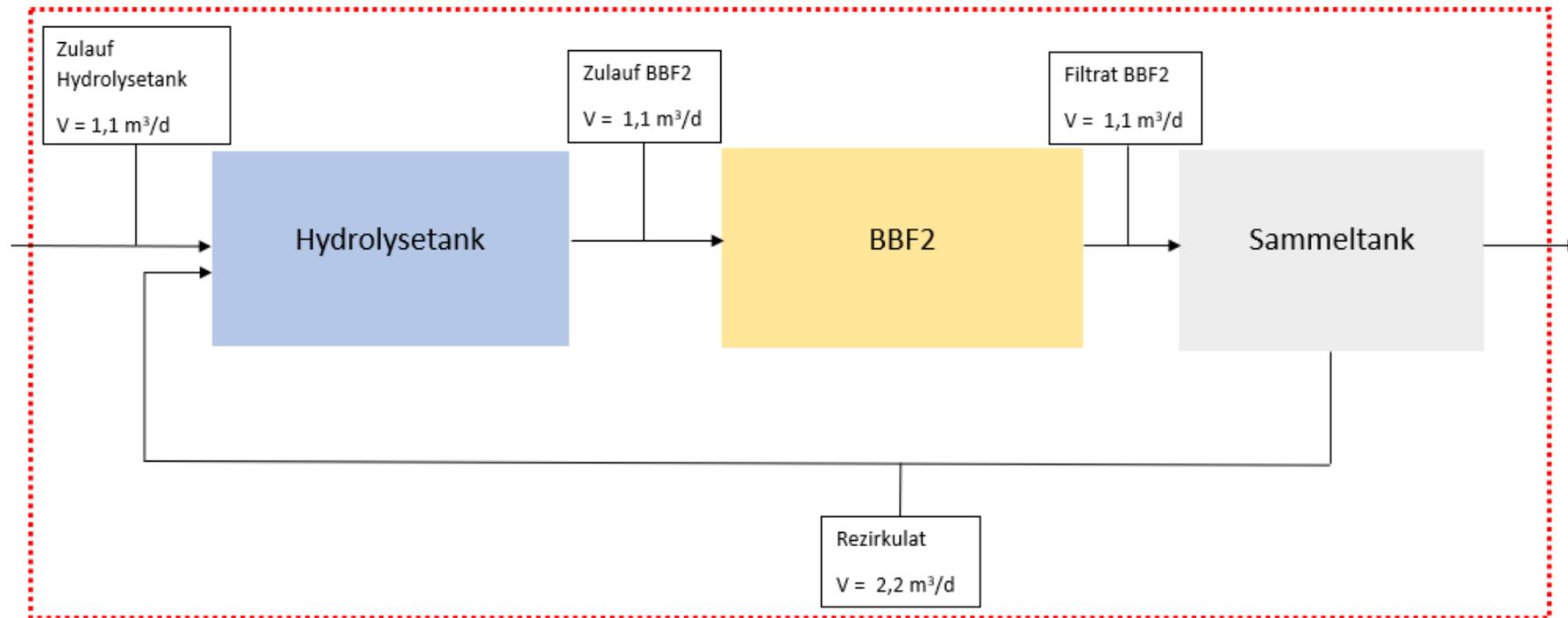
4.2.1 Bilanzierung

4.2.1.1 Ergebnisse

Die Rohdaten zur Bilanzierung der Anlage seit Start der vorgeschalteten Denitrifikation am 31.05.2023, sowie der Hydrolyse (Start im April 2023) sind im Anhang aus *Tabelle 27* zu entnehmen. Die Daten wurden dabei selbst erhoben. Die folgenden berechneten Werte basieren auf der Annahme, dass $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NO}_2\text{-N}$ im Zulauf 0 mg/L beträgt. Die Bilanzierung erfolgt auf Grundlage der Mittelwerte ohne Standardabweichung.

Bilanzierung des BBF2

Bilanzierung der Stickstoffparameter für BBF2, seit Start der vorgeschalteten Denitrifikation, ist in *Abbildung 30* veranschaulicht.



Parameter	Zulauf Hydrolysetank	Zulauf BBF2	Filtrat BBF2	η_{gesamt}
NH ₄ -N [mg/L]	122,77	55,4	2,33	98,10 %
NO ₂ -N [mg/L]	0	0,19	0,19	-
NO ₃ -N [mg/L]	0	2,22	20,4	-
TN [mg/L]	210,91	86,64	29,27	85,91 %
N _{anorg} [mg/L]	122,77	57,81	22,92	81,33 %

Abbildung 30 Bilanz der Stickstoffparameter für den BBF2 in Saison 2023 bei einer Rezirkulation von 200%. Die Mengen entsprechen den Mittelwerten ohne Standardabweichung über die Probenahmen seit Start der vorgeschalteten Denitrifikation am 31.05.2023 (Anzahl Messungen 8) (eigene Abbildung)

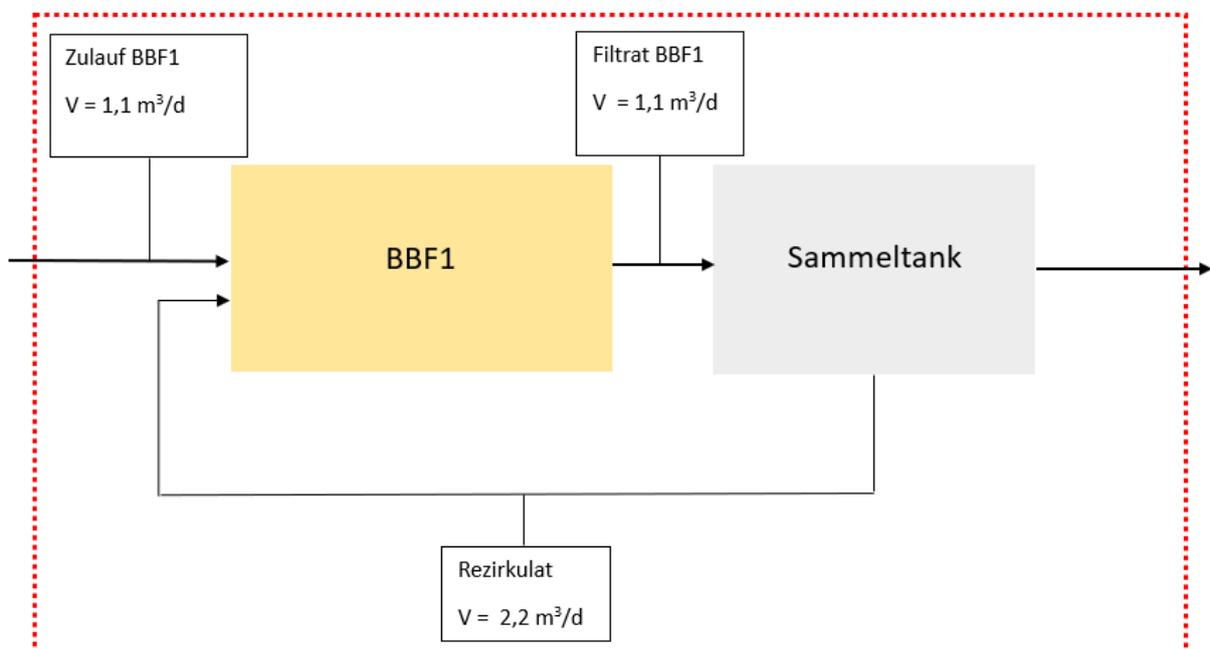
Der Bilanzbereich umfasst die vorgeschaltete Denitrifikation (Hydrolysetank), sowie den Bodenfilter BBF2 . Die Wirkungsgrade der Gesamtanlage berechnen sich vom reinen Zulauf und vom Filtrat. Das rezirkulierende Filtrat verbleibt mit gleichbleibender Menge im System. Somit ist das Rezirkulationsverhältnis für die Berechnung der Wirkungsgrade nicht von Bedeutung.

Die Bilanz zeigt einen Wirkungsgrad der Nitratelimination der vorgeschalteten Denitrifikation (Hydrolysetank) von 83,66%.

Alle Gesamtwirkungsgrade befinden sich in hohen Bereichen bei 81% bis 98%.

Bilanzierung des BBF1

Die Bilanzierung der Stickstoffparameter des BBF1 ist in *Abbildung 31* veranschaulicht. Der Bemessungszeitraum gleicht dabei dem des BBF2.



Parameter	Zulauf BBF1	Filtrat BBF1	η_{gesamt}
NH ₄ -N [mg/L]	119,66	6,79	94,33 %
NO ₂ -N [mg/L]	0	0,47	-
NO ₃ -N [mg/L]	0	24,30	-
TN [mg/L]	212,00	41,7	80,33 %
N _{anorg} [mg/L]	119,66	31,55	73,63 %

Abbildung 31 Bilanz der Stickstoffparameter für den BBF1 in Saison 2023 bei einer Rezirkulation von 200%. Die Mengen entsprechen den Mittelwerten ohne Standardabweichung über die Probenahmen vom 31.05.2023 bis zum 21.08.2023 (Anzahl Messungen 8) (eigene Abbildung)

Der Bilanzbereich in *Abbildung 31* umfasst lediglich den Bodenfilter BBF1. Die Gesamtwirkungsgrade befinden sich in Bereichen zwischen 73% und 94%.

Vergleich der Wirkungsgrade von BBF1 und BBF2 in Saison 2023

Die *Tabelle 10* zeigt die Wirkungsgrade von BBF1 und BBF2 in Saison 2022 und 2023. Die Daten von Saison 2022 stammen aus der internen Datenbank und wurden nicht selbst erhoben.

Tabelle 10 Wirkungsgrade des BBF1 und BBF2 im Vergleich in Saison 2023 ab Start der vorgeschalteten Denitrifikation und Saison 2022

Saison	BBF	η NH ₄ -N	η N _{anorg}	η TN	NO ₃ -N [mg/L]
2022	BBF1	86,53	40,40	56,03	44,8 ± 29,7 (8)
	BBF2	88,51	37,52	57,07	45,3 ± 29,3 (11)
2023	BBF1	94,33	73,63	80,33	24,3 ± 4,83 (8)
	BBF2	98,10	81,33	85,91	20,4 ± 5,08 (8)

Grundsätzlich sind in beiden Filtern, verglichen mit Saison 2022, deutliche Steigerungen in der Stickstoffelimination in Saison 2023 ersichtlich.

Die hohen Ammonium-Eliminationen im Saison 2023 beweisen die effektive aerobe Leistung beider vertikalen BBF. Ebenfalls bestätigt dies ein ausreichendes Vorkommen an nitrifizierenden Mikroorganismen im Biofilm der BBF (Al-Zreiqat et al. 2018).

Bei einem Vergleich beider BBF untereinander ist jedoch zu berücksichtigen, dass sich diese in den Betriebseinstellungen (Saison 2023 siehe 4.3.2.1) unterscheiden. Somit ist ein Vergleich nur bedingt möglich. Auffällig ist eine, im Vergleich, bessere Eliminationsleistung in Saison 2023 des BBF2 gegenüber des BBF1.

Hinsichtlich der Nitratkonzentration konnte der Wert zum Vorjahr um mehr als die Hälfte verringert werden. Auch zeigt sich dabei eine Verringerung des BBF2 zum BBF1 um 4 mg/L.

Eine deutliche Verbesserung der Eliminationsleistung des BBF2 von Saison 2022 auf 2023, wurde beim Wirkungsgrad von N_{anorg} erzielt. Hier konnte die Elimination um 200% im Vergleich zum Vorjahr gesteigert werden. Auch schneidet der BBF2 im Vergleich zum BBF1 deutlich besser ab.

Ebenfalls zeigt der Wirkungsgrad des TN von BBF2 eine deutliche Erhöhung zum Vorjahr, sowie zum BBF1.

4.2.1.2 Diskussion

Die erfolgreiche Nitratreduktion (η 83,68%) beweist den Erfolg der vorgeschalteten Denitrifikation. Zur Einordnung der Effizienz erlauben sich folgende literarische Vergleiche.

Al-Zreiqat (2018) erzielte beim Einsatz einer vorgeschalteten Denitrifikation ebenfalls 83%, mit Implementierung von Aufwuchskörpern sogar 99,5%. Al-Zreiqat arbeitete dabei mit einer Rezirkulation von 300%. Laut Siegrist liegt die maximale Denitrifikationsleistung der

vorgeschalteten Denitrifikation bei 80% (Siegrist 1993). Dies wurde von der Pilotanlage sogar übertroffen.

Bezüglich der NH₄-N-Elimination erzielte Jäger (2008) im Mittel 96,2%. Der BBF2 (DeWaResT) erreichte in Saison 2023 ähnlich gute Leistungen von 98,10%.

Hinsichtlich des TN erzielt Jäger einen durchschnittlichen Wirkungsgrad von 33,1%. Boller et al. (2009) erreichte an der Pflanzenkläranlage Zinse mit vorgeschalteter Denitrifikation einen Wirkungsgrad des TN von 19,94%. Somit lag der Wirkungsgrad der Pilotanlage (DeWaResT) mit 80,33% (BBF1) bzw. 85,91% (BBF2) signifikant höher.

4.2.2 Mögliche Hemmfaktoren

4.2.2.1 Ergebnisse

C/N-Verhältnis

Die C/N-Verhältnisse der Zuläufe des Hydrolysetanks, des BBF1 und BBF2, sowie der beiden Filtrate sind in *Tabelle 11* ersichtlich.

Tabelle 11 C/N-Verhältnisse des Zulaufs und des Filtrats von BBF1 und BBF2, sowie des Zulaufs des Hydrolysetanks

Bestimmungsort	C/N Verhältnis [kg CSB _{ges} / kg TN]
Zulauf Hydrolysetank (R200)	8,53
Zulauf BBF1 (R200)	6,27
Filtrat BBF1	1,36
Zulauf BBF2 (R200)	7,59
Filtrat BBF2	2,00

Auffällig ist ein höheres C/N-Verhältnis bei BBF2 im Zulauf, sowie im Filtrat. Der Zulauf des Hydrolysetanks besitzt ebenfalls ein hohes C/N-Verhältnis.

Tiefenprofil der BBF hinsichtlich der Sauerstoffkonzentration

Die Sauerstoffkonzentrationen bezogen auf die Tiefe des BBF2 sind in *Tabelle 12* hinterlegt.

Tabelle 12 Tiefenprofil hinsichtlich der gelösten Sauerstoffkonzentration des BBF1 bei aktiver Belüftung bzw. BBF2 nach zweitägigem Aussetzen der Belüftung (07.08.2023)

Tiefe [m]	BBF1 Aktive Beschickung O ₂ [mg/L]	BBF2 Beschickungspause O ₂ [mg/L]
1,20	0,889	0,790
1,40	1,13	0,693
1,80	1,45	0,571

Die gelösten Sauerstoffwerte bei einem dreitägigen Aussetzen der Belüftung zeigen einen leichten Abfall der Sauerstoffkonzentration korrelierend mit der Zunahme der Tiefe. Während des aktiven Betriebs des Filters (außerhalb der Belüftungsphase) steigen die Sauerstoffkonzentrationen hingegen mit Zunahme der Tiefe an. Alle Konzentration liegen unter 2 mg/L.

Die gelöste Sauerstoffkonzentration im Hydrolysetank beträgt 0,064 mg/L.

4.2.2.2 Diskussion

C/N-Verhältnis

Die C/N-Werte in den Zulaufen liegen oberhalb des von Henze et al. vorgegebenen Rahmens von 4 bis 5 kg CSB/ kg N. Somit spricht dies für ein ausreichendes Vorkommen an kohlenstoffhaltigen Substraten (Henze et al. 1995).

Beim Vergleich der beiden BBF, besitzt der BBF2 ein günstigeres C/N-Verhältnis hinsichtlich der Kohlenstoffverfügbarkeit. Dies ist durch die vorgeschaltete Hydrolyse, sowie die vorherige Mischung des Zulaufs und des rezirkulierenden Filtrats vor Beschickung des BBF zu erklären. Somit wirkt sich die vorgeschaltete Mischung des Rohzulaufs und des Filtrats positiv auf das C/N-Verhältnis aus.

Ebenfalls bestätigen die niedrigen C/N-Verhältnisse im Filtrat beider BBF, dass der Kohlenstoffgehalt im Sammel tank zu niedrig für eine leistungsstarke nachgeschaltete Denitrifikation wäre.

Sauerstoffkonzentration

Das Ausbleiben der Belüftung im Bodenfilter soll eine anaerobe Umgebung für den Ablauf der Denitrifikation schaffen. Da die beiden BBF mit Ausnahme der Bepflanzung baugleich sind, können die Konzentrationen bei aktiver und inaktiver Belüftung auf beide Filter bezogen werden.

In allen drei Tiefen wurden Sauerstoffgehalte von unter 2 mg/L gemessen. Sowohl am Tag mit aktiver Belüftung (außerhalb der Belüftungszeit) wie auch am Tag ohne Belüftung. Somit wird bestätigt, dass keine Hemmung durch zu hohe Konzentrationen an gelöstem Sauerstoff vorhanden ist (DWA A 131 2000).

Durch den Beweis der anaeroben Umgebung außerhalb der Belüftungszeit, könnte sich eine Reduktion der Belüftungszeit positiv auf die Denitrifikationsleistung auswirken. Da die Denitrifikation anaerob stattfindet, verlängert die Reduktion der Belüftung die Zeit der anaeroben Umgebung im Filter.

4.3 Vergleiche

4.3.1 Vergleich der Stickstoffparameter für BBF1 und BBF2 in Saison 2023

4.3.1.1 Ergebnisse

Bei Auftragung der TN-, NH₄-N- und NO₃-N-Konzentrationen über die Zeit, ergeben sich die Verläufe in *Abbildung 32* und *33*. Der dargestellte Zeitraum beläuft sich vom 12.06.2023 bis zum 21.08.2023.

Die *Abbildungen 34* und *35* zeigen die Betriebseinstellungen beider BBF.

Beschickungsvolumen (Abb. 34/35, schwarzer Verlauf)

Das maximale Beschickungsvolumen (Zulauf) je Filter betrug $1,1 \text{ m}^3/\text{d}$. Hierbei ist das Volumen abhängig vom täglichen Abwasseranfall auf dem Zeltplatz. Das Beschickungsvolumen ist in *Abbildung 34 bzw. 35* anhand der schwarzen Kurve ersichtlich.

Belüftungszufuhr (Abb. 34/35, lila Verlauf)

Bei voller Auslastung wurde mit einer Zufuhr von $74 \text{ m}^3/\text{d}$ belüftet. Der BBF1 wurde vom 07.07.23 bis zum 07.08.23 mit einer Belüftungszufuhr zwischen 45 und $53 \text{ m}^3/\text{d}$ belüftet. Dabei setzte die Belüftung vom 24.07.23 bis zum 26.07.23 aus. Die Belüftungsrate des BBF2 wurde vom 22.07.23 bis zum 02.08.23 reduziert. Vereinzelt Abweichungen und kurzzeitige Veränderungen in den Betriebseinstellungen wurden in der Darstellung nicht berücksichtigt. Die Belüftungsrate ist in *Abbildung 34 bzw. 35* anhand der lila Kurve veranschaulicht.

Beschickungsperiode (Abb. 34/35, orangener Verlauf)

Ab dem 08.08.23 (BBF1) bzw. 03.08.23 (BBF2) wurden beide BBF dauerhaft beschickt. Die Einstellung ist in *Abbildung 34 bzw. 35* anhand der orangenen Rechtecke gekennzeichnet. Der Zulauf, sowie die Belüftung wurden mit Beginn des dauerhaften Betriebs und der Halbierung der Beschickungsperiode ebenfalls auf halbiert. Dabei betrug die Beschickung $0,5$ - $0,6 \text{ m}^3/\text{d}$, sowie die Belüftungszufuhr $14 \text{ m}^3/\text{d}$.

Der zeitliche Verlauf der Stickstoffparameter TN, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ (*Abb. 33 und 34*), sowie der Betriebseinstellung (*Abb. 35 und 36*) ist im Folgenden veranschaulicht.

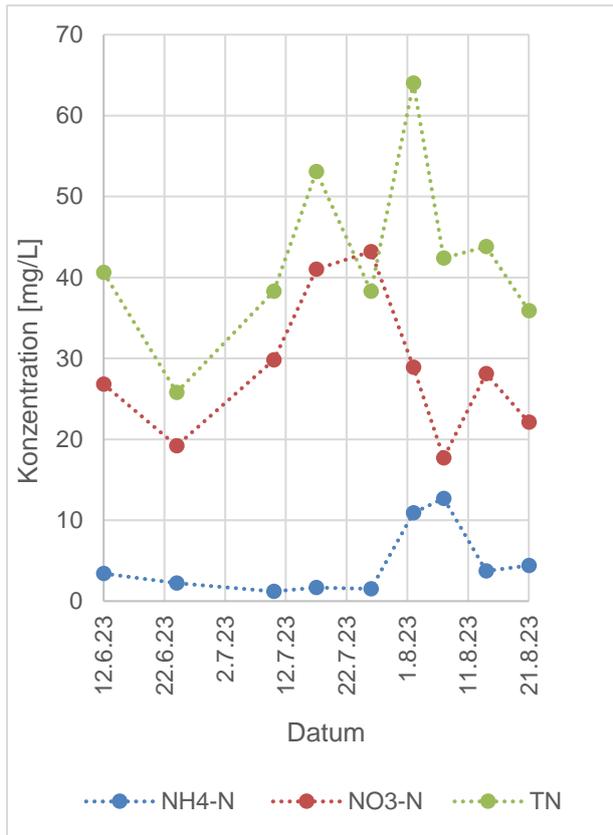


Abbildung 32 Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -, $\text{NO}_3\text{-N}$ - und TN -Konzentration für BBF1 ohne vorgeschaltete Denitrifikation (Saison 2023) über die Zeit (eigene Abbildung)

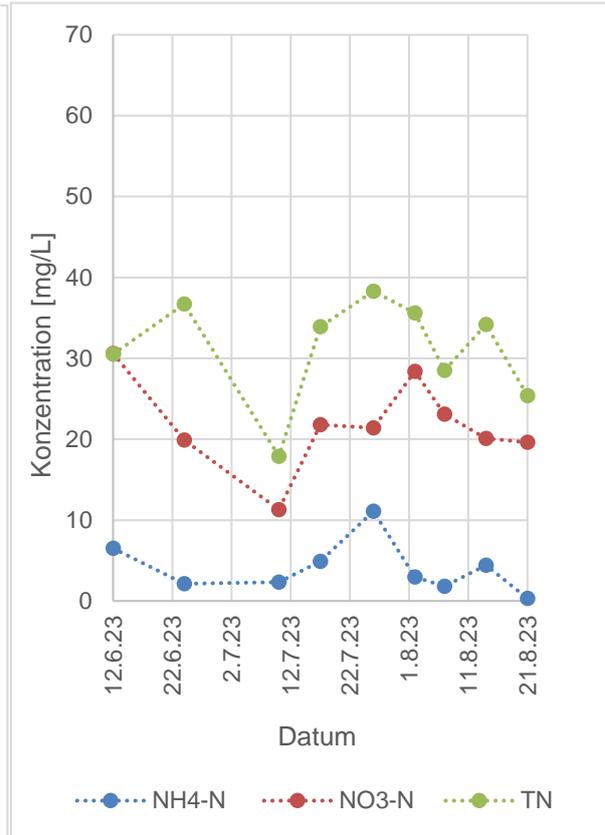


Abbildung 33 Verlauf der $\text{NH}_4\text{-N}$ -, $\text{NO}_3\text{-N}$ - und TN -Konzentration für BBF2 mit vorgeschalteter Denitrifikation (Saison 2023) über die Zeit (eigene Abbildung)

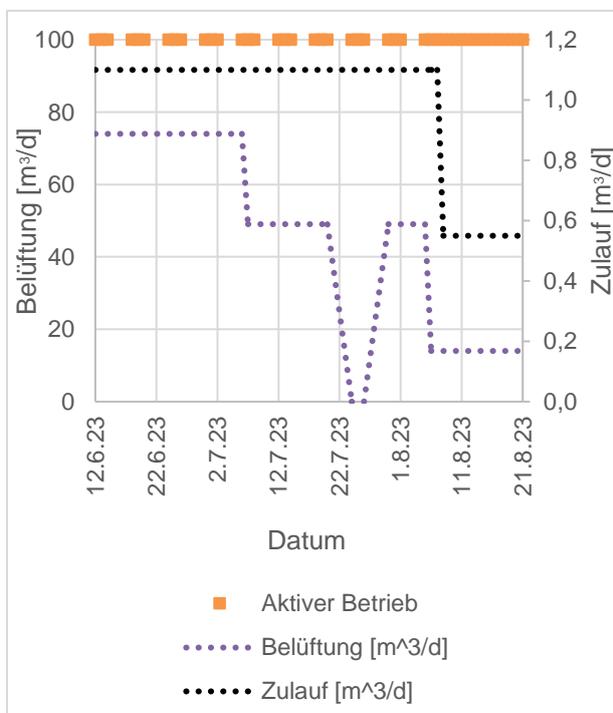


Abbildung 34 Betriebseinstellungen der Beschickungsperiode, der Belüftung und des Zulaufs für BBF1 ohne vorgeschaltete Denitrifikation (eigene Abbildung)

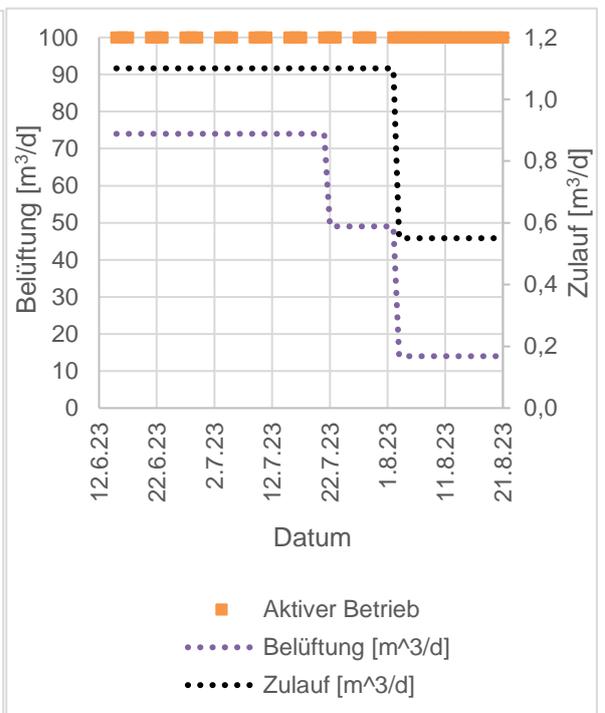


Abbildung 35 Betriebseinstellungen der Beschickungsperiode, der Belüftung und des Zulaufs für BBF2 seit Start der vorgeschalteten Denitrifikation (eigene Abbildung)

Abbildung 32 (BBF1) zeigt stark schwankende Verläufe hinsichtlich der Nitrat- und TN-Konzentration. Ein Abfall beider Verläufe ist am 24.06.23 erkennbar. Hierbei lief der Filter im Bemessungszeitraum das erste Mal mit dem maximalen Beschickungsvolumen und maximaler Belüftung. Vom 22.06.23 bis zum 02.08.23 ist ein stark steigender Trend der Nitrat- und TN-Konzentration zu erkennen. Am 01.08.23 zeigt die TN-Konzentration einen Peak. Dem entgegen fällt die Nitratkonzentration dabei ab. In diesem Zeitraum wurde mit reduzierter Rate belüftet. Am letzten Tag der Beschickungsperiode blieb die Belüftung dabei komplett aus. Ab dem 02.08.23 fallen die Konzentration aller drei Parameter ab. Dem entgegen steigt die Ammoniumkonzentration am 07.08.23 kurzzeitig auf 12,9 mg/L an.

Die Konzentrationsverläufe der drei Parameter von BBF2 in *Abbildung 33* zeigen deutlich geringere Schwankungen. Am 09.07.23 wurde die Rezirkulation auf 1,1 herabgesenkt. Dabei ist ein starker Abfall der Konzentrationen vom 10.07.23 zu sehen. Ebenfalls verlaufen die drei Parameter einigermaßen ähnlich. Der Nitratwert zeigt am 26.07.23 einen Abfall in der Konzentration an. Dem entgegen steigt die TN- und Ammoniumkonzentration an.

Die Ammoniumkonzentration verläuft für beide Filter bei ähnlichen Konzentrationen.

Im Vergleich beider Filter (*Abb. 32 und 33*) zeigt der BBF2 bezüglich der Nitrat- und TN-Konzentrationen niedrigere Werte.

Mit Halbierung des Zulaufs bei aktiver Beschickung und reduzierter Belüftung ist bei beiden BBF ein Abfall der TN-Konzentration ersichtlich. Dagegen steigt die Nitrat- und Ammoniumkonzentration bei BBF1 an. BBF2 verzeichnet hingegen einen Abfall der beiden Konzentrationen im Zuge der veränderten Betriebseinstellung.

4.3.1.2 Diskussion

Da der TN der Summenparameter von $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ und N_{org} ist, müsste dieser einen ähnlichen Verlauf zu den Kurven von $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ aufweisen. Somit ist die höhere $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration in *Abbildung 32* (BBF1) am 26.07.2023 gegenüber der TN-Konzentration durch einen Messfehler der TN-Konzentration zu begründen. Da die beiden Konzentrationen vor und nach diesem Messwert jeweils höher liegen, müsste auch der besagte Messwert deutlich höher sein.

Ebenfalls müsste die Nitratkonzentration am 01.08.23 (*Abb. 32*) mit den beiden anderen Konzentrationen ansteigen. Der Abfall in der Nitratkonzentration lässt dabei ebenfalls auf einen Messfehler rückschließen.

Der starke Abfall der Nitrat- und TN-Konzentration am 10.07.23 bei BBF2 (*Abb. 33*) könnte mit der eintägigen Reduktion der Rezirkulation am 09.07.2023 zusammenhängen. Somit wäre eine Rezirkulation von 100% leistungssteigernd hinsichtlich der Nitrat- und TN-Konzentration. Diese Beobachtung würde mit dem Ergebnis der Vorversuche übereinstimmen. Für eine qualitative Aussagekraft müsste die Einstellung jedoch über einen längeren Zeitraum untersucht werden.

Belüftungszufuhr

Die Reduktion der Belüftung zeigt bei beiden BBF einen Anstieg der Nitrat- und TN-Konzentration. Hierbei ist jedoch die saisonal steigende Belastung im Hochsommer zu berücksichtigen. Das dreitägige Aussetzen der Belüftung bei BBF1 kann hier nicht

ausgewertet werden, da es sich aufgrund des Summenverhältnisses um einen Messfehler bezüglich der TN- oder Nitratkonzentration halten muss.

Der Anstieg der Ammoniumkonzentration bei BBF1 (*Abb. 32*) am 07.08.23 überschreitet den vom DiBt geforderten Grenzwert von 10 mg/L mit einer Konzentration von 12,7 mg/L. Dies ist auch bei BBF2 (*Abb. 33*) ersichtlich. Hier erreicht die Ammoniumkonzentration am 26.07.23 11,1 mg/L. Im Zusammenhang mit diesem Anstieg ist bei beiden Filtern eine abfallende Nitratkonzentration ersichtlich. Somit ist anzunehmen, dass die Reduktion der Belüftung einen positiven Effekt auf den Nitratabbau hat. Jedoch wirkt sich die geringe Sauerstoffkonzentration im Filter negativ auf den Abbau von Ammonium aus, was sich im Anstieg der Ammoniumkonzentration widerspiegelt. Somit ist eine Reduktion der Belüftung nur so lange möglich, bis die Ammoniumkonzentration den geforderten Grenzwert überschreitet.

Beschickungsvolumen und Beschickungsperiode

Die Halbierung des Zulaufs, bei dauerhaft aktiver Beschickung und reduzierter Belüftung, hat bei beiden BBF einen positiven Effekt auf die Stickstoffelimination. Dies wird durch den leicht abfallenden Trend der TN-Verläufe ersichtlich. Durch den Abfall der Parameter bei BBF2 im Gegensatz zum BBF1, wird erneut die erfolgreiche Funktion der Denitrifikation verdeutlicht.

Fazit

Grundsätzlich belegen die niedrigeren Nitrat- und TN-Konzentrationen des BBF2 (*Abb. 33*), dass die vorgeschaltete Denitrifikation zu einer Steigerung der Denitrifikationsleistung führt. Dies ist vor allem dadurch ersichtlich, dass die Ammoniumkonzentration bei beiden Filtern ähnliche Werte aufweist., die TN- und Nitratwerte dabei bei BBF2 geringer sind. Durch die anaerobe Umgebung wirkt sich die vorgeschaltete Denitrifikation nur auf den Nitratabbau aus, was die gleichen Ammoniumkonzentrationen unter den beiden BBF begründet. Ebenfalls zeigen die geringeren Schwankungen der Verläufe bei BBF2, eine stabilere Betriebsweise durch die vorherige Mischung und das vorgeschaltete Verfahren.

Bei beiden BBF führt die Reduktion der Belüftung im Trend nicht zu einer Steigerung hinsichtlich der Stickstoffelimination. Auch führt die halbierte Beschickung bei dauerhaftem Betrieb, sowie die weitere Reduktion der Belüftung auf 14 m³/d nur zu geringer Verminderung der Stickstoffkonzentrationen.

4.3.2 Vergleich der Ablaufwerte in Saison 2022 und Saison 2023 zwischen BBF1 und BBF2

4.3.2.1 Ergebnisse

Abschließend sind die, für diese Arbeit relevanten, Ablaufwerte in Saison 2022 und Saison 2023 von BBF1 und BBF2 in *Tabelle 13* gegenübergestellt.

Tabelle 13 Ablaufwerte des Bodenfilters BBF2 in Saison2022 und 2023. Anzahl der Messwerte in Klammern

Parameter	Interner Grenzwert	Pilotanlage DeWaResT BBF1		Pilotanlage DeWaResT BBF2	
		Saison 2022 (KWB 2022a)	Saison 2023 (ab Start der vorg. Deni. bei BBF2)	Saison 2022 (KWB 2022a)	Saison 2023 (ab Start der vorg. Deni.)
NH ₄ -N [mg/L]	< 10	13,6 ± 25,8 (8)	6,79 ± 4,19 (8)	11,6 ± 17,2 (11)	2,33 ± 1,23 (8)
N _{anorg} [mg/L]	< 25	60,1 (8)	31,55 (8)	63,1 (11)	22,91 (8)

Der Vergleich der Ablaufwerte von N_{anorg} bei beiden BBF zeigt eine Verringerung zum Vorjahr um ungefähr die Hälfte. Der Grenzwert für N_{anorg} wird bei BBF1 deutlich überschritten. BBF2 unterschreitet den Grenzwert mit einer Konzentration von 22,91 mg/L.

Des Weiteren konnte NH₄-N im Ablauf deutlich reduziert werden. Hierbei erreicht vor allem der BBF2 gegenüber des BBF1 eine deutlich höhere Reduktion.

4.3.2.2 Diskussion

Grundsätzlich ist ein Trend in der Verbesserung der Reinigungsleistung für beide BBF zu sehen. Dies könnte durch die Einfahrzeit der BBF in den ersten Jahren zu begründen sein (Reineke und Schlömann 2020). Zudem war die Belastung aufgrund vermehrter Regentage in Saison 2023 reduziert. Die Niederschlagsmenge war im Juli 2023 um 58% erhöht im Vergleich zum Juli 2022 (Deutscher Wetterdienst 29.07.2022, 31.07.2023). Ebenfalls wurden die Bodenfilter im August mit reduzierter Menge beschickt.

Dennoch ist eine gesteigerte Reinigungsleistung des BBF2 im Vergleich zum BBF1 ersichtlich. Durch die Anwendung des Verfahrens der vorgeschalteten Denitrifikation konnte der Grenzwert für N_{anorg} erstmals eingehalten werden. Bei BBF1 (ohne vorgeschaltete Denitrifikation) wurde der Grenzwert deutlich überschritten. Die erreichte Unterschreitung des Grenzwerts von N_{anorg} verdeutlicht die Notwendigkeit der vorgeschalteten Denitrifikation.

4.3.3 Literaturvergleich mit anderen Anlagen

Tabelle 14 zeigt einen Vergleich der Reinigungsleistung des BBF2 seit Start der vorgeschalteten Denitrifikation mit der Leistung anderer Pflanzenkläranlagen aus der Literatur.

Tabelle 14 Vergleich der Ablaufwerte der Pilotanlage in Saison 2023 mit den Ablaufwerten von Anlagen der Vergleichsliteratur

Quelle	Systemtyp	Be- lüftung	Rezir- kulation	CSB- Elimination in %	TN- Elimination in %	NO ₃ -N [mg/L]
Pilotanlage, Projekt DeWaResT (Saison 2023)	Vertikal, zweistufig (integriert in einer Stufe)	Ja	Ja, 200%	97,28	85,91	20,4 ± 5,1
(Abdallat 2016) ECO-1	Vertikal, vorg. Deni.	Nein	Ja, 300%	94,83	52,2	36,7 ± 10,8
(Abdallat 2016) ECO- 2	Vertikal, zweistufig,	Nein	Nein	95,49	37,3	50,2 ± 21,9
(Al-Zreiqat et al. 2018)	Vertikal	Nein	Ja, 300 %	95,5	51,4	38 ± 14
(Boog et al. 2014)	Vertikal	Ja	Nein	-	57,22	23,2 ± 12,3
(Dotro et al. 2017)	Vertikal, zweistufig	Nein	Nein	96,1	51,1	29,5
(Nivala et al. 2019)	Vertikal, einstufig	Nein	Ja, 300 %	93,79	55,56	36,7 ± 10,7
(Nivala et al. 2019)	Vertikal, zweistufig	Nein	Ja, 300 %	98,04	33,04	82 ± 31

Ein Vergleich zeigt, dass die Pilotanlage (BBF2) eine, im Vergleich, hohe CSB_{gesamt}-Elimination aufweist. Generell weisen alle Vergleichsanlagen hohe Eliminationen von 93% bis 98% auf.

Bezüglich der TN-Elimination zeigt die Pilotanlage (BBF2) eine deutlich höhere Elimination. Im Vergleich erzielen die Anlagen der Literatur geringere Eliminationen von maximal 57,22% bei Boog et al. Dies spiegelt sich auch in der Nitratkonzentration des BBF2 wider. Hierbei sind die Konzentrationen der Vergleichsanlagen deutlich höher. Lediglich die Anlage von Boog et al. erzielt annähernd niedrige Nitratkonzentrationen von 23,2 mg/L. Abdallat wandte an der Pilotanlage ECO-1 ebenfalls das Verfahren vorgeschalteten Denitrifikation an. Hierbei lag die Nitratkonzentration jedoch mit 36,7 mg/L deutlich höher. Auch die TN-Elimination fiel hier mit 52,2 % um einiges geringer aus.

Bezüglich der Nitratkonzentrationen muss jedoch die individuelle Zusammensetzung des Abwassers je Einzugsgebiet berücksichtigt werden. Somit besitzt die Nitratkonzentration im Ablauf nur eine begrenzte Aussagekraft.

Grundsätzlich lässt sich jedoch festhalten, dass die Reinigungsleistung der Pilotanlage (BBF2) im Vergleich sehr hohe Werte erzielt.

5. Fazit und Ausblick

5.1 Fazit

Die erfolgreiche Denitrifikationsleistung der Laborversuche mit dem Belebtschlamm aus dem Klärwerk Schönerlinde beweisen die Funktionalität hinsichtlich der vorgeschalteten Denitrifikation. Dabei reicht eine Mindestkontaktzeit bei einer Rezirkulation von 100% und 200% von einer Stunde aus. Die Rezirkulation von 300% benötigt eine Mindestkontaktzeit von 2 Stunden. Hinsichtlich des optimalen Rezirkulationsverhältnisses konnte die Rezirkulation an der Pilotanlage von 200% ermittelt werden. Die Rezirkulationen von 100% und 200% erzielten ähnlich gute Ergebnisse. Aufgrund der marginalen Unterschiede ist unter Betrachtung der höheren Nitratfracht eine Rezirkulation von 200% zu empfehlen.

Ein Erfolg der vorgeschalteten Denitrifikation an der Pilotanlage konnte rechnerisch durch Bilanzierung nachgewiesen werden. Der Wirkungsgrad für $\text{NO}_3\text{-N}$ der vorgeschalteten Denitrifikation beträgt dabei 83,66%. Zudem beweist der höhere Wirkungsgrad für N_{anorg} des BBF2 (81,33%) im Vergleich zum BBF1 (73,63%) die Funktionalität des eingesetzten Verfahrens. Jedoch ist hier zu beachten, dass sich die BBF in ihren Betriebseinstellungen unterscheiden. Somit ist kein direkter Vergleich möglich.

Ebenfalls beweist ein Vergleich des Verlaufs der Stickstoffkonzentrationen über den Bemessungszeitraum die reduzierende Wirkung auf die TN- und Nitratkonzentrationen durch den Einsatz der vorgeschalteten Denitrifikation im BBF2.

Durch den Einsatz des Verfahrens der vorgeschalteten Denitrifikation in Kombination mit der Hydrolyse konnte der Grenzwert des N_{anorg} erstmalig unterschritten werden. Ohne Anwendung des Verfahrens wurde der Grenzwert in Saison 2023 nicht eingehalten. Somit ist der Einsatz des Verfahrens in Saison 2023 für die Einhaltung der Grenzwerte notwendig, um die Genehmigung zur Wiederverwendung des gereinigten Abwassers zu ermöglichen.

5.2 Ausblick

Hinsichtlich der Optimierung der Stickstoffelimination ist noch weiteres Potential vorhanden. Bezüglich der Thematik des Sauerstoffgehalts kann eine Erhöhung der Kontaktzeit im Bodenfilter untersucht werden. Da der Sauerstoffgehalt in beiden BBF unter 2 mg/L liegt, könnte eine längere Standzeit des Abwassers dort zu einer Steigerung der Denitrifikationsleistung führen (Boller 2009). Dies kann an der Pilotanlage durch Erhöhung des Füllstands und der Reduktion der Belüftungszeit im Bodenfilter erreicht werden. Somit würde das Abwasser länger im Filter verweilen, was sich im Zusammenhang mit anaeroben Bedingungen leistungssteigernd auf die Denitrifikation auswirkt.

Weiterhin kann die Veränderung des Feststoffgehalts im Hydrolysetank durch Einbringen von Aufwuchskörpern untersucht werden. Al Zreiqat et al. (2018) konnte so die Nitratelimination auf 99,5% steigern. Die Lieferzeit der Aufwuchskörper liegt bei 6 Wochen. Ebenfalls muss eine Anwuchszeit der Biomasse auf den Körpern von ungefähr 3 Wochen berücksichtigt werden (Abdallat 2016). Aufgrund des Endes der Hochsaison und dem Auslaufen des Projektes, sind Untersuchungen hinsichtlich dessen nur bei einer Verlängerung des Projektes möglich.

Literaturverzeichnis

91/271/EWG: Richtlinie des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser. 91/271/EWG (Nr. L 135/40). Online verfügbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:31991L0271&qid=1531213837984&from=DE>.

Abdallat, G. (2016): Optimization of nitrogen removal in various vertical flow constructed wetland designs and application of treated wastewater for reuse in irrigation in Jordan. Dissertation. Fakultät 2 Umwelt und Naturwissenschaften / FG Biotechnologie der Wasseraufbereitung, Cottbus.

AbwV (2004): Abwasserverordnung (Anhang 1). AbwV. Fundstelle: BGBl. I 2004, 1118 - 1119;

AbwV (2022): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV). AbwV.

AKUT Partner (2022): Bestandsplan - DeWaResT - Testfilteranlage Pehlitzwerder. unveröffentlicht.

DIBt Z-55.3-60, 2021: Allgemeine bauaufsichtliche Zulassung/ allgemeine Bauartgenehmigung.

DIBt Z-55.7-702, 12.2022: Allgemeine bauaufsichtliche Zulassung/Allgemeine Bauartgenehmigung.

DIBt Z-55.8-691, 11.2022: Allgemeine bauaufsichtliche Zulassung/Allgemeine Bauartgenehmigung.

DIBt Z-55.8-692, 11.2022: Allgemeine bauaufsichtliche Zulassung/Allgemeine Bauartgenehmigung.

DIBt Z-55.8-693, 11.2022: Allgemeine bauaufsichtliche Zulassung/Allgemeine Bauartgenehmigung. Online verfügbar unter https://www.dibt.de/pdf_storage/2020/Z-55.8-746%281.55.8-7%2120%29.pdf.

DIBt Z-55.8-711, 14.05.2019: Allgemeine bauaufsichtliche Zulassung/Allgemeine Bauartgenehmigung.

Al-Wahaibi, Buthaina Mahfoud; Jafary, Tahereh; Al-Mamun, Abdullah; Baawain, Mahad Said; Aghbashlo, Mortaza; Tabatabaei, Meisam; Stefanakis, Alexandros I. (2021): Operational modifications of a full-scale experimental vertical flow constructed wetland with effluent recirculation to optimize total nitrogen removal. In: *Journal of Cleaner Production* 296, S. 126558. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.126558.

Al-Zreiqat, Iyad; Abbassi, Bassim; Headley, Tom; Nivala, Jaime; van Afferden, Manfred; Müller, Roland A. (2018): Influence of septic tank attached growth media on total nitrogen removal in a recirculating vertical flow constructed wetland for treatment of domestic wastewater. In: *Ecological Engineering* 118, S. 171–178. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2018.05.013.

Bestandsplan DeWaResT. Testfilteranlage Pehlitzwerder (2022): AKUT Partner.

Blank, A. (2009): Einfluss der Abwassertemperatur auf Bemessung, Auslegung und Reinigungsleistung von Scheibentauchkörpern. Dissertation. Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH), Karlsruhe.

BMLFUW (2016): Kommunales Abwasser. Österreichischer Bericht 2016. UW-NRr. 907. Wien: BMLFUW.

BMUV (2023): Nationale Wasserstrategie. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz. Online verfügbar unter https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewasser/nationale_wasserstrategie_2023_bf.pdf.

Böcker, K. et al. (2003): Thermische, chemische und biochemische Desintegrationsverfahren. 3. Arbeitsbericht der ATV/DVWK Arbeitsgruppe AK-1.6 „Klärschlammintegration“.

Boller, R. (2009): Verbesserung der Stickstoffelimination bei vertikal durchflossenen Pflanzenkläranlagen durch Einrichtung einer vorgeschalteten Denitrifikation durch eine einfache Nachrüstung am Beispiel der Pflanzenkläranlage Zinse. Unter Mitarbeit von M. Löhr. Wilnsdorf.

Boog, Johannes; Nivala, Jaime; Aubron, Thomas; Wallace, Scott; van Afferden, Manfred; Müller, Roland Arno (2014): Hydraulic characterization and optimization of total nitrogen removal in an aerated vertical subsurface flow treatment wetland. In: *Bioresource technology* 162, S. 166–174. DOI: 10.1016/j.biortech.2014.03.100.

Boyles, W. (1997): The science of chemical oxygen demand. Technical Information Series, Booklet No. 9. 9. Aufl. U.S.A: Hach Company.

Cao, Xiangsheng; Qian, Dong; Meng, Xuezheng (2013): Effects of pH on nitrite accumulation during wastewater denitrification. In: *Environmental technology* 34 (1-4), S. 45–51. DOI: 10.1080/09593330.2012.679700.

Cornwell, David A. (2012): Introduction to environmental engineering: Mcgraw-hill Education - Europe (CIVIL ENGINEERING).

DIN 38409 Teil 41: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung.

DIN 38405-9: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Anionen (Gruppe D).

Deutscher Wetterdienst (29.07.2022): Deutschlandwetter im Juli 2022. Offenbach. Online verfügbar unter https://www.dwd.de/DE/presse/pressemitteilungen/DE/2022/20220729_deutschlandwetter_juli2022_news.html, zuletzt geprüft am 24.08.2023.

Deutscher Wetterdienst (31.07.2023): Deutschlandwetter im Juli 2023. Offenbach. Online verfügbar unter https://www.dwd.de/DE/presse/pressemitteilungen/DE/2023/20230731_deutschlandwetter_juli2023_news.html, zuletzt geprüft am 24.08.2023.

Ding, Xiangwei; Wei, Dong; Guo, Wenshan; Wang, Ben; Meng, Zijun; Feng, Rui et al. (2019): Biological denitrification in an anoxic sequencing batch biofilm reactor: Performance evaluation, nitrous oxide emission and microbial community. In: *Bioresource technology* 285, S. 121359. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.121359.

Dornhofer, K. (1993): Der Einfluss der Abwasserzusammensetzung auf das Verfahrenskonzept der Kläranlage. Technische Universität Wien, Wien. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft.

Dotro et al. (Hg.) (2017): Biological Wastewater Treatment Series, Volume Seven: Treatment Wetlands. Centre for Science and Environment. India. Online verfügbar unter

<https://policycommons.net/artifacts/2231491/biological-wastewater-treatment-series-volume-seven/>.

DWA (2017): Abwasserbehandlung. Gewässerbelastung, Bemessungsgrundlagen, mechanische Verfahren, biologische Verfahren, Reststoffe aus der Abwasserbehandlung, weitergehende Abwasserreinigung. 4. überarbeitete Auflage. Kromsdorf: Bauhaus Universitätsverlag (Weiterbildendes Studium" Wasser und Umwelt").

DWA 2-13 (2011): Leitfaden Nr. 2-13. Betrieb von Abwasseranlagen; Die Phosphorbilanz im kommunalen Abwasser. München (Nr. 2 -13).

DWA 2-14 (2011): Betrieb von Abwasseranlagen. Die Stickstoffbilanz im kommunalen Abwasser. München: Landesverband Bayern.

DWA 2-2 (2020): Leitfaden Nr. 2-2. Probenvorbehandlung: Homogenisieren und Filtrieren. 2/2020. München.

DWA A 131 (2000): Bemessung von einstufigen belebungsanlagen. Hennef: DWA (ATV-DVWK-Regelwerk, ATV-DVWK-A 131).

DWA A 262 (2016): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kläranlagen mit Bodenfiltern zur Reinigung kommunalen Abwassers.

DWA T4 (2016): Bemessung von Kläranlagen in warmen und kalten Klimazonen. DWA-Themen T4/2016. Korrigierte Fassung. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA-Themen, T 4/2016).

DWA TRBA 220 (2010): Sicherheit und Gesundheit bei Tätigkeiten mit biologischen Arbeitsstoffen in abwassertechnischen Anlagen.

DWA-Regelwerk.

Eastman, J. et al (1981): Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion;. In: *J. - Water Pollut. Control Fed.; (United States)* (53:3).

Engelhart, Markus; Wagner, Martin; Behnisch, Justus; Blach, Tobias; Schwarz, Maximilian (2020): Abwassertechnik. In: Franz Valentin und Wilhelm Urban (Hg.): Wasserwesen, Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden (Handbuch für Bauingenieure), S. 225–283.

EU 2020/740: VERORDNUNG (EU) 2020/740 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 25. Mai 2020 über die Kennzeichnung von Reifen in Bezug auf die Kraftstoffeffizienz und andere Parameter, zur Änderung der Verordnung (EU) 2017/1369 und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 1222/2009. EU 2020/740 (L 177/1).

Hach Lange GmbH: LCK 014 Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) Arbeitsanleitung (DOC312.72.94001).

Hagendorf, U.; Bartocha, W.; Diehl, K. (2002): Mikrobiologische Untersuchungen zur seuchenhygienischen Bewertung naturnaher Abwasserbehandlungen. Berlin.

Henze, M.; Harremoës, P.; Arvin, E.; La Cour Jansen, J. (1995): Wastewater treatment. Biological and chemical processes. Berlin, Heidelberg, New York: Springer (Environmental engineering).

Jäger, P. (2008): Dezentrale Abwasserreinigungsanlagen im Land Salzburg. Funktion und Reinigungsleistung, Belebtschlamm und Aufwuchs. Salzburg: Land Salzburg (Gewässerschutz aktuell, Band 13).

Ji, Jiantao; Peng, Yongzhen; Wang, Bo; Li, Xiyao; Zhang, Qiong (2020): Synergistic Partial-Denitrification, Anammox, and in-situ Fermentation (SPDAF) Process for Advanced Nitrogen

Removal from Domestic and Nitrate-Containing Wastewater. In: *Environmental science & technology* 54 (6), S. 3702–3713. DOI: 10.1021/acs.est.9b07928.

Kadlec, Robert H.; Wallace, Scott D. (op. 2009): *Treatment wetlands*. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press.

Kantawanichkul, S.; Neamkam, P.; Shutes, R.B.E. (2001): Nitrogen removal in a combined system: vertical vegetated bed over horizontal flow sand bed. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 44 (11-12), S. 137–142. DOI: 10.2166/wst.2001.0820.

Koch et al. (1999): *Denitrifikation mit dem Belebungsverfahren, stationäres Modell*. Zürich: EAWAG.

Koschi, Claudia (2011): *Bepflanzter Bodenfilter zur Reinigung häuslichen Abwassers in Kleinkläranlagen*. Informationen für Planung, Bau und Betrieb. Online verfügbar unter <https://www.landkreis-wunsiedel.de/file/broschuere-pflanzenklaeranlagen.pdf>.

Krampe, J.; Tauber, J.; Parravicini, V. (2020): *Konstruktive Maßnahmen zur Steigerung der Kapazität der biologischen Reinigungsstufe*. Technische Universität Wien, Wien. Institut für Wassergüte und Ressourcenmanagement.

Kunaschk, M. (2020): *Entwicklung eines Verfahrenskonzepts zur Entfernung von Phosphor in der dezentralen Abwasserbehandlung*. Dissertation. Technische Universität Dresden, Dresden. Umweltwissenschaften.

KWB (2022a): 2023-07-10_EVAL_Measurement_2022_DeWaResT_Pehlitz_JS. unveröffentlicht. Berlin.

KWB (2022b): *Pilotanlage DeWaResT. Tabelle der Rohdaten: Saison 2022*. unveröffentlicht.

KWB AKUT Zwischenbericht (2022): *Zwischenbericht DeWaResT 2021: Berichtszeitraum 1.5.2021 bis 20.10.2022*. Berlin.

KWB intern (2022): *Zahlen und Fakten zum Wasserverbrauch auf dem Pehlitzwerder* - unveröffentlicht, 2022.

KWB intern (2023): *2022-Kurzzeitcamper-Meldungen, 27.08.2023*. Excel Tabelle.

KWB Zwischenbericht (2021): *Zwischenbericht 2021. KMU-innovativ Verbundprojekt DeWaResT: Dezentrale Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung für Regionen mit saisonalem Trockenstress, Teilprojekt 2*. Berlin.

Land Brandenburg (Hg.) (2010): *Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Wegweiser für den Einsatz von Kleinkläranlagen und Sammelgruben. Dezentrale Lösungen von der Planung bis zum dauerhaften Betrieb*. Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz: Brandenburgische Universitätsdruckerei.

Land Brandenburg (2023): *APW. Auskunftsplattform Wasser*. Online verfügbar unter https://apw.brandenburg.de/?th=ZR_GW_ME&feature=legend&showSearch=false#.

Landesumweltamt NRW (Hg.) (2005): *Bemessung kommunaler Kläranlagen Hinweise für die Bemessung von Belebungsanlagen mit dem Programm ARA-BER*. 5. Aufl. Essen (53).

Lesche, H.; Sbieschin, G.; Kayser, G. (Hg.) (2010): *Wann gelten Starkverschmutzungszuschläge? Erhöhte Aufwendungen für stark verschmutztes Abwasser: Wann ist die Zahlung von Zuschlägen angemessen? WWT*. 11-12 (Abwasser Ableitung).

LfUBW (Hg.) (1997): *Funktionsstörungen auf Kläranlagen*. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. 1. Auflage. Karlsruhe (Siedlungswasserwirtschaft 7).

- Merkel, W.; Böhler, E.; Frimmel, F. H. (1993): Zum Einfluß von Sauerstoffkonzentration und pH-Wert bei der heterotrophen Denitrifikation Heterotrophic Denitrification: The Influence of Oxygen and pH Value. In: *Acta hydrochim. hydrobiol.* 21 (5), S. 249–257. DOI: 10.1002/aheh.19930210502.
- Mertens F.M. et al. (2017): Mikroschadstoffe im eingeleiteten Wasser aus einem Regenwasserkanal im Einzugsgebiet der Swist.
- Morvannou A.; Forquet N.; Michel S.; Troesch S.; Molle P. (Hg.) (2015): Treatment performances of French constructed wetlands: Results from a database collected over the last 30 years. *Water Science and Technology*: HAL. Online verfügbar unter <https://hal.science/hal-01243564>.
- Nivala, Jaime; Abdallat, Ghidaa; Aubron, Thomas; Al-Zreiqat, Iyad; Abbassi, Bassim; Wu, Gi-Mick et al. (2019): Vertical flow constructed wetlands for decentralized wastewater treatment in Jordan: Optimization of total nitrogen removal. In: *The Science of the total environment* 671, S. 495–504. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.376.
- Prigent, S.; Paing, J.; Andres, Y.; Chazarenc, F. (2013): Effects of a saturated layer and recirculation on nitrogen treatment performances of a single stage Vertical Flow Constructed Wetland (VFCW). In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 68 (7), S. 1461–1467. DOI: 10.2166/wst.2013.359.
- Projektantrag KWB (2021): DeWaRest: Dezentrale Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung für Regionen mit saisonalem Trockenstress (unveröffentlicht).
- Reineke, Walter; Schlömann, Michael (2020): *Umweltmikrobiologie*. Third edition. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum.
- Rustige, H.; Nolde, E. (2007): Nitrogen elimination from landfill leachates using an extra carbon source in subsurface flow constructed wetlands. In: *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 56 (3), S. 125–133. DOI: 10.2166/wst.2007.506.
- Saeed, Tanveer; Sun, Guangzhi (2012): A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. In: *Journal of environmental management* 112, S. 429–448. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.08.011.
- Schalk, Thomas (2017): Möglichkeiten zur Behandlung saisonal anfallender Abwässer in ländlich strukturierten Gebieten durch Anpassung der Bemessungsgrundlagen und temporäre Aktivierung interner Reserven. Online verfügbar unter [https://tud.qucosa.de/landing-page/?tx_dlf\[id\]=https%3A%2F%2Ftud.qucosa.de%2Fapi%2Fqucosa%253A30618%2Fmets](https://tud.qucosa.de/landing-page/?tx_dlf[id]=https%3A%2F%2Ftud.qucosa.de%2Fapi%2Fqucosa%253A30618%2Fmets).
- Siegrist, H. (1993): *Gestaltung und Leistung von denitrifizierenden Anlagen*. Dübendorf.
- Simić A. (2016): *Fraktionierung des chemischen Sauerstoffbedarfs im Zulauf zur Abwasserreinigungsanlage Graz*. Masterarbeit. Technische Universität Graz, Graz. Online verfügbar unter https://www.tugraz.at/fileadmin/user_upload/Institute/SWW/3_Unterseite_Lehre/4_Masterarbeiten/MA_SIMIC.pdf.
- Straub, Andrea (2008): *Einfache Messmethoden zur Charakterisierung sowie Maßnahmen zur Erhöhung der Zuverlässigkeit und Leistungsfähigkeit biologischer Kleinkläranlagen*. Cottbus: Lehrstuhl Wassertechnik und Siedlungswasserbau der Brandenburgischen Techn. Univ (Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt, H. 17).

Sutton, Mark A.; Bleeker, A.; Howard, C. M.; Erisman, J. W.; Abrol, Y. P.; Bekunda, M. et al. (2013): Our nutrient world. The challenge to produce more food and energy with less pollution. Edinburgh: Centre for Ecology & Hydrology on behalf of the Global Partnership on Nutrient Management (GPNM) and the International Nitrogen Initiative (INI).

UBA (2009): Energieeffizienz kommunaler Kläranlagen. Unter Mitarbeit von K. Fricke. Dessau-Roßlau.

UBA (2022a): Öffentliche Wasserversorgung. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/daten/private-haushalte-konsum/wohnen/wassernutzung-privater-haushalte#direkte-und-indirekte-wassernutzung>, zuletzt aktualisiert am 29.08.2023.

UBA (2022b): Unterschätztes Treibhausgas Methan. Quellen, Wirkungen, Minderungsoptionen. Unter Mitarbeit von J. Appelhans, C. Böttcher und K. Keßler. Dessau-Roßlau.

UFZ (2023a). Online verfügbar unter <https://www.ufz.de/index.php?de=48617>.

UFZ (2023b): Dürremonitor Deutschland. Helmholtz Zentrum für Umweltforschung. Online verfügbar unter <https://www.ufz.de/index.php?de=37937>.

Wandl, G. (2005): Möglichkeiten und Grenzen der Nitrifikation und Stickstoffentfernung in zweistufigen Belebungsanlagen. Dissertation. Technische Universität Wien, Wien.

Wantzen, L. (2023): Steigerung der Leistungsfähigkeit von Be- pflanzten Bodenfiltern für die Abwasser- behandlung durch Prozess- und Verfah- rensoptimierung (Simulationsstudie). Bachelorthesis. HAW Hamburg, Hamburg. Life Sciences.

DIN EN 1899-1: Wasserbeschaffenheit.

DIN EN 872: Wasserbeschaffenheit - Bestimmung suspendierter Stoffe - Verfahren durch Abtrennung mittels Glasfaserfilter.

ISO 606:1989(E): Water quality - Determination of the chemical oxygen demand.

Anhang

A1 Material und Methoden

A1.1 Projekt DeWaResT

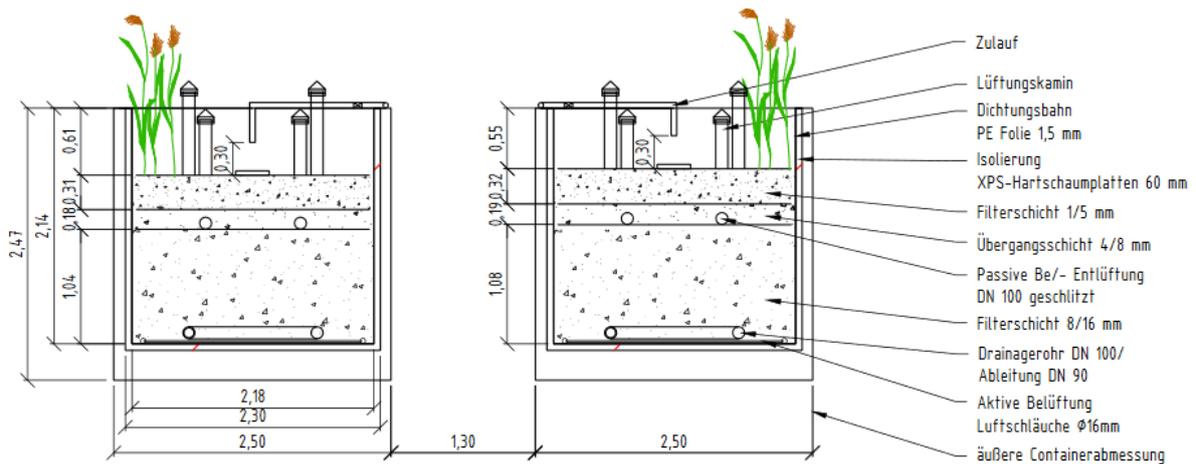


Abbildung 32 Grundriss der bepflanzten Bodenfilter der Pilotanlage (Projekt DeWaResT) (Bestandsplan DeWaResT 2022)

A1.2 Zeitplan der Probenahmen zu den Batch-Versuchen

Tabelle 15 Zeitplan der Probenahmen

Zeitpunkt Probenahme [h]	0	0,167	0,333	0,5	0,667	0,833	1	2	3
NO ₃ -N	x	x	x	x	x	x	x	x	x
CSB _{gel}	x	x	x	x	x	x	x	x	x
pH, T	x			x			x	x	x
SVI30	x								x
NH ₄ -N	x								x
NO ₂ -N	x								x
AFS	x								x

A1.3 Materialien der Vorversuche

Tabelle 16 Materialien zur Ermittlung des Schlammverhaltens im Labormaßstab

Material	Anzahl/Menge
Flokulator (Lovibond ET 740)	1
Messzylinder (1L)	4
Belebtschlamm (Klärwerk Schöneweide)	1,4 L
Rohabwasser	6,6 L
Spritze (50 mL)	1
Rührstab	1

Tabelle 17 Materialien zur Bestimmung der Sauerstoffkonzentration

Material	Anzahl/Menge
Multiparameter Sonde (In-situ, SmaTroll MP)	1
Uni-Sampler (Bürkle, 5314-2000)	1
Probenbehältnis	1
Meterstab	1

Tabelle 18 Materialien zur Homogenisierung der Proben

Material	Anzahl/Menge
Becherglas	1
Dispergierer (IKA, Ultra-Turrax T10)	1
Probe	Je nach Bedarf

Tabelle 19 Materialien zur Filterung der Probe

Material	Anzahl/Menge
Spritze	1
Lockfilter	1
VE-Wasser	100 mL
Probe	Je nach Bedarf
Becherglas	2

Tabelle 20 Materialien zur Bestimmung von NO₃-N

Material	Anzahl/Menge
Küvettentest (Hach, LCK339/LCK340)	1
Photometer (Hach, DR 6000)	1
Reagenzgefäßkocher (Hach HT 200 S)	1
Pipette (100 µL – 1000 µL)	1
(1000 µL – 10.000 µL)	1
Stoppuhr	1
Homogenisierte gefilterte Probe (Mischphase)	

Tabelle 21 Materialien zur Bestimmung des CSB

Material	Anzahl/Menge
Küvettentest (Hach, LCK014)	1
Photometer (Hach, DR 6000)	1
Reagenzgefäßkocher (Hach HT 200 S)	1
Pipette (100 µL – 1000 µL)	1
(1000 µL – 10.000 µL)	1
Pipettenspitzen	
Probe (Klarphase)	

Tabelle 22 Materialien zur Bestimmung der AFS

Material	Anzahl/Menge
Vakuumfiltration	1
Vakuumpumpe (KNF Neuberger, 1907088)	1
Trockenwaage (RADWAG MA 50.R)	1
Filterpapier (Porendurchmesser 1 µm)	1
Messzylinder (500 mL)	1
Pinzette	1
Homogenisierte Probe (Mischphase)	50 mL

Tabelle 23 Tabelle 23 Materialien zur Bestimmung des NH₄-N

Material	Anzahl/Menge
Küvettentest (Hach, LCK 302,303,304)	1
Photometer (Hach, DR 6000)	1
Reagenzgefäßkocher (Hach HT 200 S)	1
Pipette (100 µL – 1000 µL)	1
(1000 µL – 10.000 µL)	1
Gefilterte homogenisierte Probe (Mischphase)	
Stoppuhr	1

Tabelle 24 Materialien zur Bestimmung des NO₂-N

Material	Anzahl/Menge
Küvettentest (Hach, LCK 341)	1
Photometer (Hach, DR 6000)	1
Reagenzgefäßkocher (Hach HT 200 S)	1
Pipette (Eppendorf) (1000 µL – 10.000 µL)	1
Pipettenspitzen	1
Gefilterte homogenisierte Probe (Mischphase)	
Stoppuhr	1

Tabelle 25 Tabelle 25 Materialien zur Bestimmung des TN

Material	Anzahl/Menge
Küvettentest (Hach, LCK 238, 338)	1
Photometer (Hach, DR 6000)	1
Reagenzgefäßkocher (Hach HT 200 S)	1
Pipette (Eppendorf) (1000 µL – 10.000 µL)	1
Pipettenspitzen	1
Gefilterte homogenisierte Probe (Mischphase)	
Stoppuhr	1

A2 Ergebnisse

A2.1 Rohdaten der Vorversuche

Tabelle 26 Rohdaten der Vorversuche zum Verlauf der vorgeschalteten Denitrifikation

	Rezirkulationsverhältnis	R100	R200	R300
	RPM	120	120	120
	Zeitpunkt Probenahme [h]			
NO ₃ -N [mg/L]	0	5,08	4,47	7,07
	0,167	3,33	3,58	5,65
	0,333	1,82	2,4	4,57
	0,5	1,13	1,68	3,73
	0,667	0,776	1,13	3,34
	0,835	0,547	0,778	2,85
	1	0,477	0,435	2,38
	1,50	0,456	0,42	1,42
	2	0,449	0,419	0,557
	3	0,411	0,417	0,357
CSB _{gel} [mg/L]	0	114	100	71,7
	0,167	93,9	99,2	62,4
	0,333	84,1	81	50,9
	0,5	83,9	73,9	54,1
	0,667	79,1	68,8	52,6
	0,835	83,6	65	54,6
	1	80,6	61,5	53,1
	1,50	81,2	60,3	46,8
	2	75,2	60,7	51,1
	3	69,4	57,8	48,1
pH	0	7,75	7,73	7,51
	0,5	7,79	7,76	7,5
	1	7,76	7,74	7,53
	1,50	7,62	7,72	7,56
	2	7,67	7,67	7,56
	3	7,63	7,63	7,56
T [°C]	0	14,87	15,48	16,14
	0,5	14,92	14,97	16,34
	1	15,07	15,22	16,47
	1,50	15,08	15,42	16,5
	2	15,6	15,65	16,55
	3	15,96	17,3	16,9
NO ₂ -N [mg/L]	0	0,229	0,176	0,231
	1			
	3	0,009	0,023	0,06
NH ₄ -N [mg/L]	0	58,1	48,9	38,8
	1			

	3	56,2	45,1	39,5
AFS [mg/L]	0	3900	4700	4000
	3	4000	3800	3800
SVI30 [mL/L]	3	525	490	580

A2.2 Rohdaten der Pilotanlage Saison 2023

Table 27 Rohdaten der Pilotanlage DeWaResT in Saison 2023

date	sampling start time	sampling period	Sample	CSB _{gesamt} (mg/L)	CSB _{gel} (mg/L)	P _{ges} (mg/L)	TN (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)	NO ₂ -N (mg/L)	Temperatur	pH
17.04.2023	08:00:00	72h	Feed	1296	380		241,2	34,3			11	7,53
17.04.2023	08:00:00	72h	Filtrate 2	<15	<15		<20	<2	<5	0,057	10,82	7,15
02.05.2023	08:00:00	72h	Feed	2110	453		77	104			13,77	8,79
02.05.2023	08:00:00	SP	Filtrate 1	1,71	29,2		66,5	3,56	6,97	0,314	13,52	7,27
08.05.2023	08:00:00	72h	Feed	2787	459		168	94,2			12,42	8,29
08.05.2023	08:00:00	24h	Filtrate 1	1,52	20,4		15,72	1,952	8,91	0,271	10,84	8,06
15.05.2023	08:00:00	72h	Feed	1919	123		164	123				8,42
15.05.2023	08:00:00	24h	Filtrate 1	15,1	3,86		<5	3,86	5,09	0,11		7,84
15.05.2023	08:00:00	24h	Filtrate 2	39,3	8,15		22,32	8,15	8,6	0,357		7,72
22.05.2023	08:00:00	96 h	Feed	1788	662		266,1	124,4			18,06	8,52
22.05.2023	08:00:00	72 h	Filtrate 1	41,8	16		15,8	9,07	<5	0,214	17,19	7,93
22.05.2023	08:00:00	SP	Filtrate 2	63,7	37,5		24,7	19,5	<5	<BG	17,64	7,39
30.05.2023	08:00:00	72h	Feed	1011	363		159,5	145			17,6	8,52
30.05.2023	08:00:00	48h	Feed	4049	636		278,7	171			17,44	8,75
30.05.2023	08:00:00	72h	Filtrate 1	41,9	32,1		34,5	24	7,51	0,377	16,64	7,91
30.05.2023	08:00:00	48h	Filtrate 2	107	58,5		34	24,1	<5	0,636	17	7,86
11.06.2023	08:00:00	72h	Feed	1814	517		256,5	165,6			18,41	8,01
11.06.2023	08:00:00	72h	Feed	1419	567		253,5	151			18,75	8,46
11.06.2023	08:00:00	24h	Filtrate 1	55,9	43,1		40,6	3,43	26,8	0,688	20,25	7,73
11.06.2023	08:00:00	24h	Filtrate 2	66,6	51		30,5	6,5	30,6	0,976	20,22	7,69
26.06.2023	08:00:00	72h	Feed	1811	351		187	115,8			20,82	8,09
26.06.2023	08:00:00	48h	Feed	884	348		178,5	108			20,00	8,39

Date of analysis	sampling start time	sampling period	Sample	CSB _{gesamt} (mg/L)	CSB _{gel} (mg/L)	P _{ges} (mg/L)	TN (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)	NO ₂ -N (mg/L)	Temperatur	pH
26.06.2023	08:00:00	24h	Filtrate 1	42,9	32,4		25,8	2,22	19,2	0,292	20,76	7,84
26.06.2023	08:00:00	24h	Filtrate 2	54,8	40		36,7	2,12	19,9	0,294	20,60	7,71
26.06.2023	08:00:00	SP	Hydrolyse	266	77,4		67,8	49	1,29	0,604		
10.07.2023	08:00:00	72h	Feed 1	790	314	10,2	171,5	115			21,54	8,14
10.07.2023	08:00:00	24h	Feed 2	1974	688	22,74	247	128			20,91	8,55
10.07.2023	08:00:00	24h	Filtrate 1	64,7	64,3	0.685	38,3	<BG	29,8	0,582	21,7	7,44
10.07.2023	08:00:00	24h	Filtrate 2	67,7	63,4	0.906	17,9	2,32	11,3	0,078	21,43	7,46
10.07.2023	08:00:00	SP	Hydrolyse	1007	405		112,4	71,2	1,18	0,2	22,7	7,29
17.07.2023	08:00:00	72h	Feed 1	1281	399	14,9	197	117			18,86	7,89
17.07.2023	08:00:00	72h	Feed 2	3166	520	39,76	268	>BG			20,64	8,19
17.07.2023	08:00:00	24h	Filtrate 1	42,5	41,4	1,4	53,1	<BG	41,0	0,366	13,98	7,25
17.07.2023	08:00:00	24h	Filtrate 2	68,4	48,2	1,52	33,9	4,90	21,8	0,302	14,65	7,18
17.07.2023	08:00:00	SP	Hydrolyse	787	236		105,6	69	1,22	0,452	21,21	7,90
26.07.2023	08:00:00	72h	Feed 1	1359	445	3,96	199,5	117,6			19,85	7,78
26.07.2023	08:00:00	24h	Feed 2	1178	451	2,28	202	132			20,14	7,99
26.07.2023	08:00:00	24h	Filtrate 1	45,9	35,8	0,678	38,3	1,5	43,2	0,25	20,01	7,73
26.07.2023	08:00:00	24h	Filtrate 2	78,1	48,5	1,18	38,3	11,1	21,4	0,574	19,98	7,51
26.07.2023	08:00:00	SP	Hydrolyse	501	170		82,96	50,7	0,629	<BG	21,22	7,53
02.08.2023	08:00:00	72h	Feed 1	3468	462	48,18	206	117,8			18,55	7,97
02.08.2023	08:00:00	24h	Feed 2	2912	402	39,52	227	132,6			17,77	7,82
02.08.2023	08:00:00	24h	Filtrate 1	58,5	49,1	2,16	64	10,9	28,9	0,642	16,73	7,48
02.08.2023	08:00:00	24h	Filtrate 2	54,4	46,8	2,78	35,6	2,97	28,4	0,264	16,5	7,62
02.08.2023	08:00:00	SP	Hydrolyse	790	293		91,4	51,4	8,78	0,108	19,17	-
07.08.2023	08:00:00	72h	Feed 1	2148	625	45,44	272	137,5			14,16	7,95
07.08.2023	08:00:00	24h	Feed 2	3000	490	20,16	213,5	136,8			16,18	8,35
07.08.2023	08:00:00	24h	Filtrate 1	52,2	38,6	1,734	42,4	12,7	17,7	0,734	15,01	7,65
07.08.2023	08:00:00	24h	Filtrate 2	65,8	33,6	2,78	28,5	1,81	23,1	0,292	12,68	7,67

Date of analysis	sampling start time	sampling period	Sample	CSB _{gesamt} (mg/L)	CSB _{gel} (mg/L)	P _{ges} (mg/L)	TN (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	NO ₃ -N (mg/L)	NO ₂ -N (mg/L)	Temperatur	pH
07.08.2023	08:00:00	SP	Hydrolyse	962	424		71,8	54,0	0,523	0,152	17,14	7,47
14.08.2023	08:00:00	72h	Feed 1	1067	71,6	27,48	241	125,6			19,71	7,88
14.08.2023	08:00:00	24h	Feed 2	2411	400	57,52	283,5	113,2			19,92	8,05
14.08.2023	08:00:00	24h	Filtrate 1	76,3	66,5	1,9	43,8	3,72	28,1	0,478	18,16	7,3
14.08.2023	08:00:00	24h	Filtrate 2	57,1	43,8	2,54	34,2	4,41	20,1	0,158	23,3	7,3
14.08.2023	08:00:00	SP	Hydrolyse	739	182		88,4	45,5	0,619	0,056	20,69	7,11
21.08.2023	08:00:00	72h	Feed 1	1974	584	24,42	209,5	108,8			10,3	8,17
21.08.2023	08:00:00	72h	Feed 2	1739	57,1	47,76	217,5	124,6			23,42	7,91
21.08.2023	08:00:00	24h	Filtrate 1	46,2	46,2	2,28	35,9	4,4	22,1	0,124	10,76	7,24
21.08.2023	08:00:00	24h	Filtrate 2	57,2	52,9	2,02	25,4	0,32	19,6	0,088	19,36	7,91
21.08.2023	08:00:00	SP	Hydrolyse	746	211		73,2	47,7	0,978	0,052	20,11	7,96

Danksagung

Anbei möchte ich mich bei der kompetenten und unterstützenden Betreuung durch das Kompetenzzentrum Wasser Berlin und AKUT & Partner bedanken.

Hierbei gilt mein Dank vor allem Jan Schütz, der meine Bachelorarbeit betreut und begutachtet hat. Ebenfalls möchte ich mich bei Jeanette Jähig als kompetente Ansprechpartnerin bedanken