

BACHELORARBEIT

Steigerung der Leistungsfähigkeit von Be- pflanzten Bodenfiltern für die Abwasser- behandlung durch Prozess- und Verfah- rensoptimierung (Simulationsstudie)

vorgelegt am 17. Mai 2023

Lea Wantzen

1. Gutachter: Prof. Dr.-Ing Jörn Einfeldt
2. Gutachter: Jan Schütz (M.Ing.)

in Zusammenarbeit mit
Kompetenzzentrum Wasser Berlin

**HOCHSCHULE FÜR ANGEWANDTE
WISSENSCHAFTEN HAMBURG**

Fachbereich Life Sciences
Ulmenliet 20
21033 Hamburg

Danksagung

Hiermit möchte ich mich beim Kompetenzzentrum Wasser für die Unterstützung und Realisierung dieser Bachelorarbeit bedanken. Mein besonderer Dank gilt dem Team des Projektes DeWaResT und Jan Schütz.

Kurzfassung

Das Projekt zur Dezentralen Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung für Regionen mit saisonalem Trockenstress (DeWaResT) beschäftigt sich mit der Entwicklung eines neuen Typs von bepflanzten Bodenfiltern. Die Effizienz soll gesteigert, der Platzbedarf gleichzeitig reduziert werden. Das gereinigte Abwasser soll entsprechend der ab 25. Mai 2023 gültigen EU-Verordnung 2020/741 zur Bewässerung der Vegetation genutzt werden. Im Rahmen des Projektes wurde ein zweistufiger, aktiv belüfteter Vertikalfilter gebaut, welcher mit Rohabwasser beschickt wird und einen Flächenbedarf von zirka 1 m²/E beansprucht. Der Campingplatz, auf welchem die Anlage betrieben wird, wird nur im Sommer bewirtschaftet. Die Ablaufwerte in der letzten Saison (2022) für die Kohlenstoffelimination erreichten die Zielvorgaben. Die Grenzwerte für anorganischen Stickstoff (NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N) wurden mit rund 59 mgN/l deutlich überschritten (<25 mgN/l). Mehr als 70% des anorganischen Stickstoffs im Ablauf bestehen aus Nitrat. Eine dynamische Simulation der Anlage mit dem Programm *Simba#water* soll den Nutzen eines vorgeschalteten Denitrifikationstanks mit entsprechender Rezirkulationsrate überprüfen. Angelehnt an den rezirkulierenden Vertikalfilter mit Rezirkulationstank von Abdallat (2017) soll ein Reaktor mit Bewuchskörpern und einer ohne Bewuchskörper untersucht werden. Nach Simulationen zur Größe des Tanks und Mischungsverhältnis des Rohabwassers zum Filtrat wurden jeweils ein Tank mit und ein Tank ohne Bewuchskörper der Größe 1 m³ in das Modell des bepflanzten Bodenfilters (BBF) eingebaut. Als ideales Rezirkulationsverhältnis in der Simulation erwies sich 100%. Der anorganische Stickstoffwert für den Tank ohne Bewuchskörper sank somit auf 11,99 mgN/l, für den Tank mit Bewuchskörpern auf 11,89 mgN/l. Mit der vorgeschalteten Denitrifikation wäre es laut der Simulation möglich, die Zielwerte zu erreichen. Eine zusätzliche Messkampagne zur Verifikation der Ergebnisse nach Einbau des Denitrifikationstanks wird empfohlen, da keine Simulation zu 100% die Realität widerspiegeln kann.

Schlagwörter: Bepflanzte Bodenfilter, Aktiv belüfteter Vertikalfilter, Optimierung der Stickstoffeliminierung, Simulation

Abstract

The project on Decentralised Wastewater Treatment and Water Reuse for Regions with Seasonal Drought Stress (DeWaResT) deals with the development of a new type of constructed wetland. The aim is to increase efficiency while at the same time reducing the space required. The treated wastewater is to be used to irrigate vegetation in accordance with EU Regulation 2020/741, which will come into force on 25 May 2023. Within the scope of the project, a single-stage, actively aerated vertical filter was built, which is fed with raw sewage and requires a surface area of approximately 1 m²/E. The campsite on which the plant is operated, is only managed in summer. The effluent values in the last

season (2022) for carbon elimination reached the targets. The limit values for inorganic nitrogen ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$) were clearly exceeded at around 59 mgN/l (<25 mgN/l). More than 70% of the inorganic nitrogen in the effluent consists of nitrate. A dynamic simulation of the plant with the software *Simba#water* was implemented to verify the usefulness of an upstream denitrification tank with an appropriate recirculation ratio. Based on the recirculating vertical constructed wetland with recirculation tank by Abdallat (2017), a reactor with attached growth media and one without attached growth media should be investigated. After simulations on the size of the tank and the mixing ratio of the raw wastewater to the filtrate, one tank with and one tank without attached growth media of the size 1 m³ were installed in the model of constructed wetland (BBF). The ideal recirculation ratio in the simulation proved to be 100%. The inorganic nitrogen value for the tank without attached growth media thus fell to 11.99 mgN/l, for the tank with attached growth media to 11.89 mgN/l. According to the simulation, it would be possible to achieve the target values with the upstream denitrification. An additional measurement campaign to verify the results after installation of the denitrification tank is recommended, as no simulation can reflect reality 100%.

Keywords: Constructed wetlands, French system, aerated vertical flow constructed wetland, optimization of nitrogen removal

Inhaltsverzeichnis

Danksagung	I
Kurzfassung	II
Abstract	II
Inhaltsverzeichnis	IV
Abkürzungsverzeichnis	VI
Abbildungsverzeichnis	VII
Tabellenverzeichnis	IX
1 Einleitung	1
1.1 Motivation des Projektes	1
1.2 Ziel der Bachelorarbeit	3
2 Theorie und Grundlagen	4
2.1 Allgemeine Abwasserreinigung	4
2.1.1 Status quo in Deutschland	4
2.1.2 Reinigungsverfahren.....	7
2.1.3 Abwasserzusammensetzung	9
2.1.4 Qualitätsparameter von Abwasser	9
2.1.5 Abwasser aus Freizeiteinrichtungen.....	11
2.2 Bepflanzte Bodenfilter.....	14
2.2.1 Bodenfilterarten	14
2.2.2 Grundlegende Prozesse der Filterpassage und Reinigungsleistung	17
2.2.3 Optimierungen von Bodenfiltern.....	19
2.2.4 Auslegungsgrundlagen von Bodenfiltern (DWA-A 262).....	20
2.3 Rechtliche Grundlagen	23
2.3.1 Rechtliche Grundlagen zur Wasserwiederverwendung.....	24
2.3.2 Rechtliche Grundlagen zur Zulassung des bepflanzten Bodenfilters auf dem Naturcampingplatz am Parsteiner See	25
2.4 Activated sludge model	27
2.4.1 Arbeitsschritte zur Erstellung einer Simulation	29
2.4.2 CSB und Stickstoff Fraktionierung	30
3 Material und Methoden	33
3.1 Beschreibung Pilotanlage DeWaResT	33
3.1.1 Probenahme und Betrieb der Pilotanlage	37
3.2 Vorbereitung der Simulation	38
3.2.1 Datenerhebung und Datenaufbereitung	39
3.2.2 Getroffene Annahmen	42

3.2.3	Auswertungsmethoden	42
4	Durchführung der Simulation.....	44
4.1	Einstellungen der 1. Simulation: Vorgeschalteter Denitrifikationstank.....	44
4.1.1	Beschickung	46
4.1.2	CSB-Fraktionierung	47
4.1.3	Einstellung der Szenarien	49
4.2	Einstellungen der 2. Simulation: Bepflanzter Bodenfilter	50
4.2.1	Erste Filterstufe (drainiert)	51
4.2.2	Zweite Filterstufe (eingestaut).....	51
5	Ergebnisse und Diskussion	53
5.1	Vorgeschalteter Denitrifikationstank.....	53
5.1.1	Sensitivitätsanalyse.....	53
5.1.2	Szenarioanalyse: Ablaufwerte und Elimination	54
5.2	Bepflanzter Bodenfilter	56
5.2.1	Verifizierung der Basissimulation.....	56
5.2.2	Szenarioanalyse: Ablaufwerte und Stoffelimination.....	57
6	Zusammenfassung und Ausblick	62
	Literaturverzeichnis	64
	Anhang A: Theorie und Grundlagen	69
A.1	ASM3h Matrix	69
A.2	Anlagenskizze der Pilotanlage inklusive Nachbehandlung	70
	Anhang B: Betriebseinstellungen und Beschickung der beiden bepflanzten Bodenfilter im Zeitraum 03.06.22 bis zum 16.09.2022	71
	Anhang C: Ergebnisse der Simulation des bepflanzten Bodenfilters mit vorgeschaltem Denitrifikationstank	72
C.1	Vorgeschalteter Denitrifikationstank	72
C.2	Bepflanzter Bodenfilter	73
	Erklärung	75

Abkürzungsverzeichnis

ASM	Activated sludge model
BBF	Bepflanzter Bodenfilter
BSB ₅	Biologischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
CSTR	Continuous Stirred Tank Reactor (=Rührkessel)
DeWaResT	Dezentrale Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung für Regionen mit saisonalem Trockenstress
DO	Dissolved Oxygen (=gelöster Sauerstoff)
DT	Denitrifikationstank
GAK	Granulierter Aktivkohlefilter
HF	Horizontalfilter (engl.: horizontal flow constructed wetland)
LSF	Langsamsandfilter
MBBR	Moving Bed Biofilm Reactor (=Reaktor mit Bewuchskörpern)
MW	Mittelwert
NH ₄ -N	Ammoniumstickstoff
NO ₂ -N	Nitritstickstoff
NO ₃ -N	Nitratstickstoff
R	Rezirkulationsrate
TKN	Total Kjeldahl Nitrogen (=Organischer Stickstoff und Ammonium)
TN	Total Nitrogen (=Gesamtstickstoff)
TSS	Total Suspended Solids (=abfiltrierbare Stoffe-AFS)
UBA	Umweltbundesamt
VF	Vertikalfilter (engl.: vertical flow constructed wetland)

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Karte vom Parsteiner See mit Auszeichnung FHH und Biosphärenreservat. Der Naturcampingplatz am Parsteiner See ist mit einem blauen Pfeil markiert (Ministerium für Ländliche Entwicklung Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg, 2019).	2
Abbildung 2: Anteile der verschiedenen Arten der Abwassersammlung und Abwasserreinigung in Brandenburg für das Jahr 2019 (MLUK Brandenburg, 2021)	5
Abbildung 3: Schematische Darstellung der Abwasserbehandlung in einem Klärwerk (Umweltbundesamt, 2017).....	7
Abbildung 4: Summen- und Einzelparameter von Abwasser.....	9
Abbildung 5: Übersicht über Systeme von bepflanzten Bodenfiltern	15
Abbildung 6: Vertikaler bepflanzter Bodenfilter (Dotro et al, 2017).....	16
Abbildung 7: Pilotanlage bepflanzter vertikaler Bodenfilter mit Vorklärung und Rezirkulationstank (Abdallat, 2017).....	20
Abbildung 8: Schematische Darstellung eines aktiv belüfteten Vertikalfilters (DWA, 2017).....	22
Abbildung 9: Matrixdarstellung der ASM-Modelle nach Henze et al. (1987).....	28
Abbildung 10: CSB Fraktionierung gemäß DWA A-131 schematisch dargestellt	31
Abbildung 11: Bepflanzter Bodenfilter auf dem Naturcampingplatz am Parsteiner See	33
Abbildung 12: Anlagenbeschreibung bepflanzter Bodenfilter 2 der Pilotanlage DeWaResT.....	36
Abbildung 13: BBF1 und BBF2 mit Messstellen.....	37
Abbildung 14: Automatisierter Probennehmer WaterSam am Ablauf des BBF1	37
Abbildung 15: Darstellung des vorgeschalteten Denitrifikationstanks (CSTR) in Simba#water mit Rohabwasser- und Filtratzulauf, sowie ASM-Convertern	46
Abbildung 16: Tagesverlauf der Anzahl der Beschickungen der bepflanzten Bodenfilter	47
Abbildung 17: Verwendete CSB Fraktionierung für die Simulation	48
Abbildung 18: Grafische Darstellung des BBF in Simba#water mit vorgeschaltetem DT, intermittierender Beschickung und Belüftung der eingestauten Filterschicht als Festbettreaktor.	51
Abbildung 19: Links: NO ₃ -N Konzentration in mg/l aufgetragen über das Tankvolumen 0,5 m ³ , 0,8 m ³ und 1 m ³ für die Rezirkulationsraten von 100%, 300% und 500% (DT-	

CSTR). Rechts: NO ₃ -N Konzentration in mg/l aufgetragen über das Tankvolumen 0,5 m ³ , 0,8 m ³ und 1 m ³ für die Rezirkulationsraten von 100%, 300% und 500% (DT-MBBR).	53
Abbildung 20: Links: NO ₃ -N Konzentration im Ablauf in mg/l aufgetragen über Filtrat Zuflüsse von 100%, 300% und 500% für die Tankvolumen 0,5 m ³ , 0,8 m ³ und 1 m ³ (DT-CSTR). Rechts: NO ₃ -N Konzentration im Ablauf in mg/l aufgetragen über Filtrat Zuflüsse von 100%, 300% und 500% für die Tankvolumen 0,5 m ³ , 0,8 m ³ und 1 m ³ (DT-MBBR).....	53
Abbildung 21: Elimination von NO ₃ -N in % aufgeschlüsselt über die Filtratzulaufeate von 100% bis 500%. Die linken Säulen (blau) stellen den CSTR dar, die rechten (orange) den MBBR.	54
Abbildung 22: Links: NO ₃ -N Konzentration des Ablaufs in mg/l für den DT-CSTR mit den Rezirkulationsraten 100%, 300% und 500%. Rechts: NO ₃ -N Konzentration des Ablaufs in mg/l für den DT-MBBR mit den Rezirkulationsraten 100%, 300% und 500%.	54
Abbildung 23: Elimination von NH ₄ -N in % aufgeschlüsselt über die Rezirkulationsrate von 100% bis 500%. Die linken Säulen (blau) stellen den CSTR dar, die rechten den MBBR (orange).	55
Abbildung 24: Links: NH ₄ -N Konzentration des Ablaufs in mg/l für den DT-CSTR mit den Rezirkulationsraten 100%, 300% und 500%. Rechts: NH ₄ -N Konzentration des Ablaufs in mg/l für den DT-MBBR mit den Rezirkulationsraten 100%, 300% und 500%.	56
Abbildung 25: Links: Eliminationsraten für CSB, TN, NH ₄ -N und NO ₃ -N aufgeschlüsselt über der Rezirkulationsrate 0%, 100%, 300% und 500%. Die Elimination bezieht sich auf die Rohabwasserwerte für CSB, TN und NH ₄ -N. Die Elimination für NO ₃ -N bezieht sich auf den Filtratwert (BBF-CSTR). Rechts: Eliminationsraten für CSB, TN, NH ₄ -N und NO ₃ -N aufgeschlüsselt über der Rezirkulationsrate 0%, 100%, 300% und 500%. Die Elimination bezieht sich auf die Rohabwasserwerte für CSB, TN und NH ₄ -N. Die Elimination für NO ₃ -N bezieht sich auf den Filtratwert (BBF-MBBR).....	61

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Ablaufwerte für CSB, anorganischen Stickstoff und Ammoniumstickstoff der Pilotanlage am Parsteiner See, sowie die im Projekt DWaResT vorgegebenen Zielwerte (KWB, 2022).	3
Tabelle 2: Anteil des behandelten Schmutzwassers aufgeteilt nach den Größenklassen der öffentlichen Kläranlagen in Deutschland (Umweltbundesamt, 2017).....	5
Tabelle 3: Anzahl der Kläranlagen in Brandenburg nach Größe von 1999 bis 2019 (MLUK Brandenburg, 2021)	6
Tabelle 4: Werte für Abwasserparameter (CSB, BSB ₅ , TKN, NH ₄ -N, P _{ges} , TSS) für kommunales Abwasser und Abwasser aus Freizeiteinrichtungen, inklusive des Naturcampingplatzes am Parsteiner See.....	12
Tabelle 5: Verhältnis von BSB ₅ zu CSB in Rohabwasser von Freizeiteinrichtungen....	13
Tabelle 6: Vorgaben für Rohabwasserfilter als Vorbehandlungsstufe und aktiv belüftete Vertikalfilter als biologische Hauptstufe einer Kleinkläranlage nach DWA A-262 (2017)	23
Tabelle 7: Anforderungen an die Ablaufwerte der Güteklasse D (Non-Food Pflanzen) nach EU 2020/741	24
Tabelle 8: Anforderungen an das gereinigte Abwasser zur Einleitung in Gewässer nach Größenklassen der Kläranlagen (Teil C Abs 1 Anhang 1 AbwV)	25
Tabelle 9: Empfehlungen für Ablaufwerte für die Einordnung in die verschiedenen Ablaufklassen entnommen aus DWA A-221.....	26
Tabelle 10: Werte für CSB-Fraktionen laut DWA A-131 (2016)	32
Tabelle 11: Hydraulische Belastung der beiden Bodenfilter auf dem Naturcampingplatz am Parsteiner See.....	34
Tabelle 12: Belüftungsregelung der Pilotanlage vom 10.08. bis 14.09.2023.....	38
Tabelle 13: Verwendete Küvettentests zur Bestimmung der Parameter NH ₄ -N, NO ₃ -N, NO ₂ -N, CSB, P _{ges} und TN für die Pilotanlage auf dem Naturcampingplatz am Parsteiner See.....	39
Tabelle 14: Prüfverfahren für die extern bestimmten Laborwerte (BSB ₅ , AFS/TSS) für die Pilotanlage auf dem Naturcampingplatz am Parsteiner See	39
Tabelle 15: Aufschlüsselung der Rohabwasser Zulaufproben der Pilotanlage nach Probenart.....	40

Tabelle 16: Messwerte Rohabwasser (CSB, CSBf, Pges, Orthohosphat, TN, TNf, NH ₄ -N, AFS, BSB ₅) auf dem Campingplatz am Parsteiner See in der Zeit vom 05.06.22 bis zum 21.09.22.....	40
Tabelle 17: Ablauf des BBF2 auf dem Campingplatz am Parsteiner See vom 10.08.22 bis zum 21.09.22.....	41
Tabelle 18: Betrachtete Szenarien der Simulation des vorgeschalteten Denitrifikationstanks: Berücksichtigung von Volumen, Rezirkulationsrate und Art des Tanks (ohne oder mit Bewuchskörper).....	45
Tabelle 19: Eingangswerte des Rohabwassers und Filtrats für die Simulation.....	46
Tabelle 20: Verwendete CSB-Fraktionierung des Rohabwassers für die Simulation, sowie Wertebereiche.....	49
Tabelle 21: Einstellungen für DT- MBBR Bewuchskörper aus Abdallat, 2017.....	49
Tabelle 22: Anzahl der Bewuchskörper im DT- MBBR.....	50
Tabelle 23: Simulierte Szenarien des BBF mit vorgeschaltetem DT (Tankvolumen 1 m ³) mit und ohne Bewuchskörper (CSTR und MBBR) und den Rezirkulationsraten R=100%, 300% und 500%.....	50
Tabelle 24: Verifizierung der Simulation des BBF: Vergleich der Ablaufwerte.....	56
Tabelle 25: NO ₃ -N Konzentrationen im Ablauf des BBF und DT für die Szenarien BBF-CSTR und BBF-MBBR mit den Rezirkulationsraten 100%, 300% und 500%.....	58
Tabelle 26: NH ₄ -N Ablaufwerte BBF und DT für die Szenarien BBF-CSTR und BBF-MBBR mit den Rezirkulationsraten 100%, 300% und 500%.	58
Tabelle 27: Gesamtstickstoff Ablaufwerte BBF und DT für die Szenarien BBF-CSTR und BBF-MBBR mit den Rezirkulationsraten 100%, 300% und 500%.....	59
Tabelle 28: CSB Ablaufwerte BBF und DT für die Szenarien BBF-CSTR und BBF-MBBR mit den Rezirkulationsraten 100%, 300% und 500%.	60
Tabelle 29: Vergleich der Zielwerte für den Ablauf des BBF mit den erreichbaren Werten laut der Simulation (BBF-CSTR, R=100%).....	63

1 Einleitung

Die Reinigung von Abwasser mithilfe von Feuchtgebieten oder Rieselfeldern stellte die erste Art von „Kläranlage“ dar. Anfang des 20. Jahrhunderts wurde das Belebtschlammverfahren entwickelt, welches platzsparender war und eine höhere Reinigungsleistung besaß (Ruhrverband, 2023). Bepflanzte Bodenfilter (BBF) und Abwasserteiche wurden danach nur noch wenig eingesetzt, auch aufgrund ihrer begrenzten Reinigungsleistung bei der Stickstoffentfernung (Dotro *et al.*, 2017). Hauptverwendung fanden sie beispielsweise in ländlichen Gebieten, in denen ein Anschluss an die Kanalisation nicht rentabel oder möglich war (Dotro *et al.*, 2017). In den letzten Jahren gewannen bepflanzte Bodenfilter durch ihre dezentrale Bauweise jedoch wieder an Bedeutung. Gerade Berlin und Brandenburg hatten in den vergangenen Dürrejahre 2018 und 2019 vermehrt unter Trockenheit zu leiden (ufz, 2019). Hier ist es sinnvoll, das Abwasser vor Ort aufzubereiten und direkt weiter zu nutzen, beispielsweise zur Direktbewässerung. Bei kommunalen Kläranlagen wird das Wasser meist mehrere Kilometer weit transportiert und anschließend in ein Gewässer eingeleitet. Dadurch kann es zu einem dauerhaften Abtransport von Wasser aus einer Region kommen.

Ein entscheidender Vorteil von bepflanzten Bodenfiltern ist ihr geringer Energieverbrauch, unter idealen Verhältnissen können sie sogar stromlos betrieben werden. Außerdem werden größtenteils Naturmaterialien genutzt. Bei gut angepasstem Betrieb sind sie wartungsarm (Dotro *et al.*, 2017).

Gesetzlich gibt es derzeit viele Veränderungen auf EU und Bundesebene, um die Wasserwiederverwendung von gereinigtem Abwasser großflächig zu implementieren. So wurde 2020 die EU-Verordnung zur „Mindestanforderung an die Wasserwiederverwendung“ erlassen, welche noch in nationales Recht umgesetzt werden soll (EU 2020/741).

1.1 Motivation des Projektes

Das Projekt Dezentrale Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung für Regionen mit saisonalem Trockenstress (DeWaResT) beschäftigt sich mit der Entwicklung eines neuen Typs von bepflanzten Bodenfiltern. Die Effizienz soll gesteigert, der Platzbedarf gleichzeitig reduziert werden. Die zwei Pilotanlagen aus Baucontainern, welche überirdisch stehen und vor Ort befüllt werden. Dies erleichtert die Wartung. Sollte die Pilotanlage zugelassen werden, ist der Plan diese wie herkömmliche Anlagen in den Boden einzulassen. Der partiell eingestaute Vertikalfilter wird zusätzlich aktiv belüftet. Die Pilotanlage befindet sich auf dem Naturcampingplatz am Parsteiner See. Auf dem Gelände des Campingplatzes befinden sich die Ruinen des denkmalgeschützten Klosters Chorin. Bisher wurde das Abwasser in einer Grube gesammelt und regelmäßig (teilweise mehrmals täglich) von einem Tankwagen abtransportiert. (KWB, 2020)

Am Standort ergeben sich besondere Umstände, da es sich bei dem Parsteiner See um ein Flora-Fauna-Habitat Schutzgebiet handelt. Angrenzend befindet sich das Biosphärenreservat Schorfheide-Chorin. Auf der Abbildung 1 ist das Gebiet des Parsteiner Sees zu sehen, der Campingplatz ist mit einem blauen Pfeil markiert. Er ist von dem FFH-Schutzgebiet ausgenommen. (Ministerium für Ländliche Entwicklung Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg, 2019)

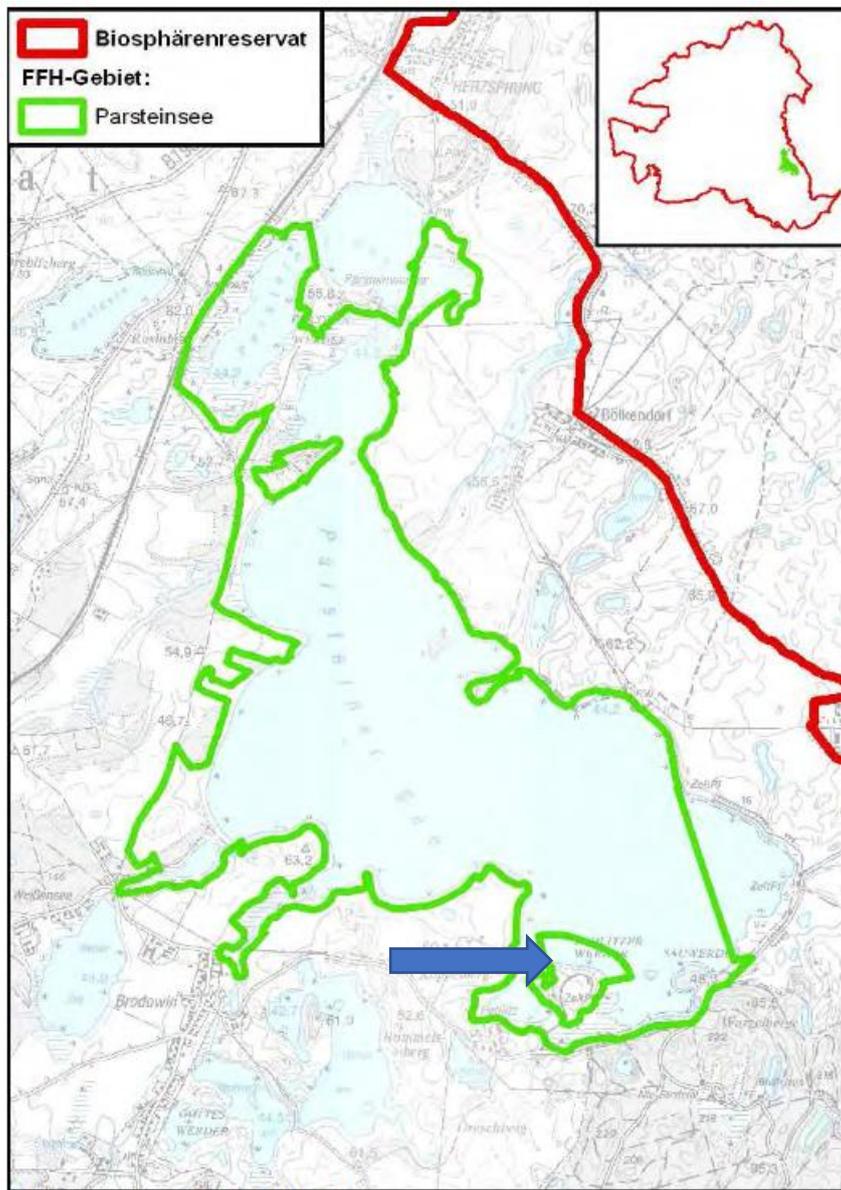


Abbildung 1: Karte vom Parsteiner See mit Auszeichnung FFH und Biosphärenreservat. Der Naturcampingplatz am Parsteiner See ist mit einem blauen Pfeil markiert (Ministerium für Ländliche Entwicklung Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg, 2019).

Die Pilotanlage wurde im Sommer 2022 in Betrieb genommen und zeigt bisher vielversprechende Ergebnisse im Bereich der Kohlenstoffelimination, die Eliminationsleistung beträgt 97,0%. Der derzeitige Ablaufwert für anorganischen Stickstoff liegt jedoch mit 61,4 mgN/l deutlich oberhalb des im Projekt angestrebten Zielwerts von <math><25 \text{ mgN/l}</math> wie

der Tabelle 1 entnommen werden kann. Die Gesamtstickstoffelimination liegt bei 58,5%. (KWB, 2022)

Tabelle 1: Ablaufwerte für CSB, anorganischen Stickstoff und Ammoniumstickstoff der Pilotanlage am Parsteiner See, sowie die im Projekt DWaResT vorgegebenen Zielwerte (KWB, 2022).

Bezeichnung	Wert	Zielwert	Einheit
CSB	60,72	<75	mgCSB/l
Nanorg	61,42	<25	mgN/l
NH4-N	1,96	<10	mgN/l

1.2 Ziel der Bachelorarbeit

Aufgrund der saisonalen Schließung des Campingplatzes im Winter kann die Kläranlage nur im Sommer betrieben werden. Da die Laufzeit des Projektes begrenzt ist, soll während der Regenerationsphase eine dynamische Simulation der Kläranlage am Computer erstellt werden. Mithilfe der Simulation kann der Einfluss eines vorgeschalteten Denitrifikationstanks auf die Stickstoffelimination getestet werden. Das Ziel ist, den angestrebten anorganischen Stickstoffwert von < 25 mgN/l zu erreichen, sowie den entsprechenden vorgeschalteten Denitrifikationstank zu dimensionieren und die optimale Betriebsweise zu ermitteln. Die Erstellung der Simulation erfolgt nach den folgenden Schritten:

1. Erstellung der Eingangsdaten
2. Fraktionierung des CSB
3. Implementierung des Modells
4. Kalibrierung des Modells
5. Auswertung und Diskussion der Ergebnisse

Die praktische Umsetzung ist nicht Teil dieser Bachelorarbeit.

2 Theorie und Grundlagen

2.1 Allgemeine Abwasserreinigung

Laut dem Wasserhaushaltsgesetz handelt es sich bei Abwasser um „durch häuslichen, gewerblichen, landwirtschaftlichen oder sonstigen Gebrauch in seinen Eigenschaften veränderte[s] Wasser“ (§54 Abs.1 Satz 1 WHG).

In Deutschland kann Abwasser nicht direkt in Oberflächengewässer oder in das Grundwasser geleitet werden, sondern muss bestimmte Anforderungen erfüllen. Diese sind in der Abwasserverordnung (AbwV) festgelegt.

Im Allgemeinen wird zwischen häuslichem, gewerblichem (industriellem) und landwirtschaftlichem Abwasser unterschieden. Kommunales Abwasser beinhaltet zum größten Teil häusliches Abwasser, kann aber auch zu Anteilen aus industriellem oder landwirtschaftlichem Abwasser bestehen. Entscheidend ist, dass es sich nicht um besonders verunreinigte Industrieabwässer handelt, welche einer separaten Vorbehandlung bedürfen. (Umweltbundesamt, 2022)

Hinzu kommt die Unterscheidung zwischen dem eigentlichen Schmutzwasser und hinzukommendem Regen- und Schmelzwasser. Fremdwasser bezeichnet einen konstanten Zufluss von Wasser in die Kanalisation bei Trockenwetter, welcher unerwünscht ist. Meist handelt es sich dabei um Einsickerung von Grundwasser durch undichte Kanäle (Umweltbundesamt, 2015). Nach heutigem Stand der Technik werden vorwiegend Trennkanalisationen gebaut, welche separate Abflüsse für Regenwasser besitzen. Bei 42% der Kanäle in Deutschland handelt es sich um Mischkanäle (Umweltbundesamt, 2017).

2.1.1 Status quo in Deutschland

In Deutschland sind rund 97% der Haushalte an die Kanalisation angeschlossen. Das Abwasser der restlichen 3% wird in Kleinkläranlagen behandelt oder in abflusslosen Gruben gesammelt (Statistisches Bundesamt, 2018).

Kleinkläranlagen haben eine Auslegungsgröße von ≤ 50 Einwohnerwerten oder einem Zufluss von ≤ 8 m³ pro Tag (AbwV). Im Allgemeinen werden die Ablaufwerte besser, je größer eine Kläranlage ist, da höhere Reinigungsanforderungen gelten. Doch auch Kleinkläranlagen können teilweise gute bis sehr gute Reinigungsleistungen vorweisen. Die Größenklassen der Kläranlagen richten sich nach den berechneten Einwohnerwerten. Die Kläranlagen der Größenklasse 4 und 5 (≥ 10.000 EW) behandeln mehr als 90% des Schmutzwassers in Deutschland, wie aus Tabelle 2 ersichtlich ist (Umweltbundesamt, 2017).

Allerdings haben große Kläranlagen auch den Nachteil, dass viele Kanäle gebaut werden müssen, um einen flächendeckenden Anschluss zu gewährleisten. Die Aufenthaltszeit des Abwassers in der Kanalisation erhöht sich, wodurch die Entwicklung von geruchsbildenden Gasen begünstigt wird. Die Rohrsysteme müssen entsprechend gewartet werden und das Risiko der Infiltration von Fremdwasser steigt. Rund 20% der öffentlichen Kanalisation in Deutschland wird als sanierungsbedürftig erachtet (Umweltbundesamt, 2017). Auch wird Wasser aus den entsprechenden Regionen abgeleitet und oft an anderer Stelle wieder in ein Gewässer eingeleitet, sodass es zu einer Verlagerung des Wassers kommt.

Tabelle 2: Anteil des behandelten Schmutzwassers aufgeteilt nach den Größenklassen der öffentlichen Kläranlagen in Deutschland (Umweltbundesamt, 2017)

Größen-klasse	Ausbaugröße EW	Anzahl Anlagen	Anlagenkapazität/ Ausbaugröße (EW)	Anteil (%) des behandelten Schmutzwassers
5	>100.000	232	80.823.334	52
4	10.001 bis 100.000	1.908	61.970.739	38
Davon: 4a	50.001 bis 100.000	305	23.007.180	14
Davon: 4b	10.001 bis 50.000	1.603	38.963.559	24
3	5.001 bis 10.000	870	6.686.511	4
2,1	50 bis 5.000	6.468	7.283.708	6

Quelle: Datenlieferung der Bundesrepublik Deutschland an die EU-Kommission zur Umsetzung der Kommunalwasserrichtlinie (2014)

Abwasserbeseitigung Brandenburg

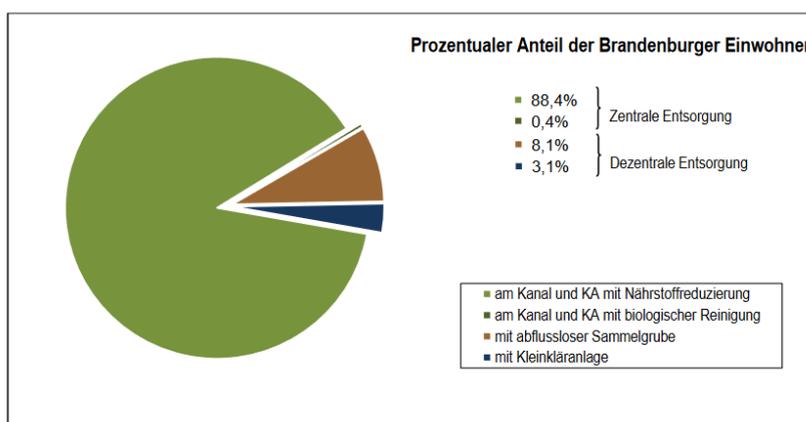


Abbildung 2: Anteile der verschiedenen Arten der Abwassersammlung und Abwasserreinigung in Brandenburg für das Jahr 2019 (MLUK Brandenburg, 2021)

Brandenburg liegt bundesweit an letzter Stelle, was den Anschluss an die Kanalisation betrifft. Lediglich 88,8% der Haushalte waren im Jahr 2019 an die Kanalisation angeschlossen, wie der Abbildung 2 zu entnehmen ist. Bei den dezentralen Lösungen steht die abflusslose Grube an erster Stelle: 8,1% aller Haushalte in Brandenburg besitzen eine abflusslose Grube, nur 3,1% sind an eine Kleinkläranlage angeschlossen (MLUK Brandenburg, 2021). Insgesamt ist ein Trend über die Jahre zu beobachten: Die Anzahl der

kleineren Kläranlagen (bis 10.000 EW) nimmt konstant ab, während die Anzahl der größeren Kläranlagen relativ gleichbleibend ist (siehe Tabelle 3). Da die Abwassermenge in Deutschland insgesamt zunehmend ist, wird mehr Abwasser in großen Kläranlagen behandelt. Seit 1990 wurden zusätzlich 15.800 km an Kanalisation in Brandenburg gebaut. (MLUK Brandenburg, 2021)

Tabelle 3: Anzahl der Kläranlagen in Brandenburg nach Größe von 1999 bis 2019 (MLUK Brandenburg, 2021)

Größenklasse der Kläranlagen	Anzahl der Kläranlagen										
	1999	2001	2003	2005	2007	2009	2011	2013	2015	2017	2019
> 100.000 EW	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
> 10.000 – 100.000 EW	60	59	58	59	60	60	60	60	62	61	61
> 2.000 – 10.000 EW	71	73	76	68	65	62	62	60	59	58	56
100 – 2.000 EW	156	148	122	120	119	116	116	116	108	108	107
Gesamtzahl der Kläranlagen	295	288	264	255	252	246	246	244	237	235	232

Brandenburg ist im deutschlandweiten Vergleich eher dünn besiedelt. 53% der Einwohner wohnten 2019 in Gemeinden mit unter 2.000 Einwohnern (MLUK Brandenburg, 2021). Gerade in diesen Gebieten ist eine zentrale Abwasserentsorgung bei Vergleich von Kosten und Nutzen nicht immer die beste Lösung. (UNESCO, 2017)

Im Rahmen des demografischen Wandels wird von einem Rückgang der Bevölkerung in den ländlichen Gebieten ausgegangen, daher gewinnen dezentrale Abwasserlösungen in Brandenburg immer mehr an Relevanz. (UNESCO, 2017)

2.1.2 Reinigungsverfahren

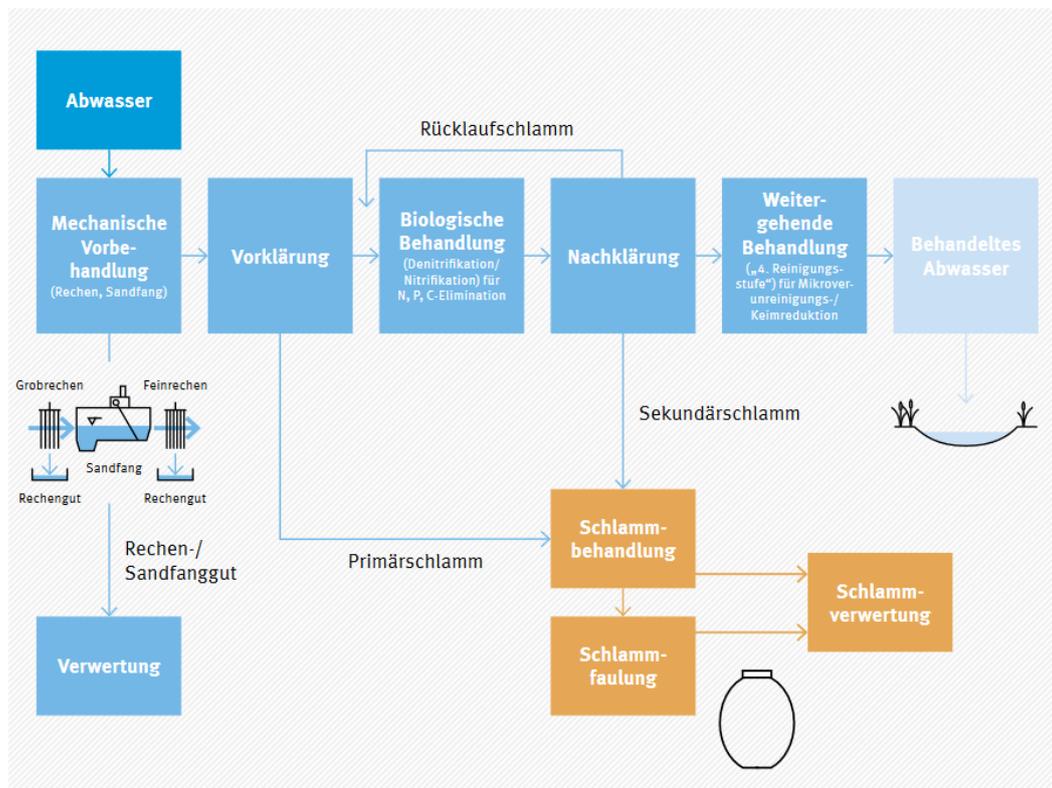


Abbildung 3: Schematische Darstellung der Abwasserbehandlung in einem Klärwerk (Umweltbundesamt, 2017)

Es gibt mehrere Verfahren zur Abwasserreinigung, jedoch wird in Deutschland für Anlagen ab einer Größe von 51 Einwohnerwerten zu 95% das Belebtschlammverfahren eingesetzt (UBA, 2017b).

Allgemein lässt sich die Abwasserreinigung in 3 Stufen gliedern: Die mechanische Reinigung, die biologische Reinigung und die chemische Reinigung (siehe Abbildung 3). Die Installation einer vierten Reinigungsstufe zur Elimination von Spurenstoffen, wie beispielsweise Arzneimitteln, wird derzeit in Deutschland geplant. (Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz, 2023)

Mechanische Reinigung

Vor der Vorklärung wird das Abwasser grob von Feststoffen befreit, meist mittels eines Rechens mit einer Stabweite von 5-20 mm. Im Anschluss wird ein Becken langsam durchströmt, um andere schwere Schwebstoffe abzusetzen (Sandfang). Bei Bedarf kann hier ein Fettfang installiert werden, welcher jedoch auch mit dem Sandfang kombiniert werden kann. Das oben aufschwimmende Fett wird abgetrennt und mit dem Klärschlamm abgeführt. Das Rechengut wird meist verbrannt. (Gujer, 2007)

Das Vorklärbecken stellt ebenfalls eine mechanische Reinigungsstufe dar. Hier fließt das Abwasser mit langsamer Geschwindigkeit durch ein Becken, sodass sich am Boden feine organische Stoffe absetzen. Die Durchflussgeschwindigkeit muss genau abgestimmt werden, da ansonsten zu viel Kohlenstoff entfernt wird, welcher in der folgenden

biologischen Stufe zum Stickstoffabbau benötigt wird. Der so entstandene Primärschlamm am Boden des Beckens wird abgepumpt und zusammen mit dem Belebtschlamm einem Schlammverwertungsverfahren zugeführt. (Gujer, 2007)

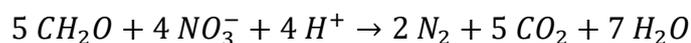
Biologische Reinigung

Bei der biologischen Reinigungsstufe werden Belebungsbecken und Nachklärbecken als Einheit gesehen. Zunächst fließt das Wasser in das Belebungsbecken. Dieses besteht aus zwei Bereichen: Dem anoxischen und dem aeroben Abschnitt. Im anoxischen Milieu liegt Sauerstoff nur in gebundener Form vor. Der aerobe Abschnitt wird aktiv belüftet und ist sauerstoffreich. Im aeroben Bereich des Belebungsbeckens wird Ammonium zu Nitrat oxidiert, um im anoxischen Milieu zu molekularem Stickstoff reduziert zu werden. Die Oxidation von Ammonium zu Nitrat wird als Nitrifikation bezeichnet, die Reduzierung von Nitrat zu molekularem Stickstoff als Denitrifikation. Beide Reaktionsgleichungen sind in Formel 1 und Formel 2 dargestellt. Da für die Denitrifikation Substrat in Form von Kohlenstoffverbindungen benötigt wird, ist diese meist vor die Nitrifikation geschaltet. Durch eine Rezirkulation des Schlammes aus dem aeroben in den anoxischen Bereich kommt der nitrathaltige Schlamm in die vorgeschaltete Denitrifikation. (Gujer, 2007)

Formel 1: Nitrifikation



Formel 2: Denitrifikation



Im Belebungsbecken bildet sich durch das Biomassewachstum der Belebtschlamm, welcher dem Verfahren seinen Namen gibt.

Im Nachklärbecken wird der Belebtschlamm sedimentiert und abgezogen. Der Primär- und Belebtschlamm werden meist einem Biogasverfahren zugeführt und anschließend verbrannt. (Gujer, 2007)

Chemische Reinigung

Bei der chemischen Abwasserreinigung werden Chemikalien hinzugefügt, welche entweder zu einer Fällung oder zu einer Flockung führen. Bei der Flockung wird die Anziehung der Teilchen erhöht, sodass sich leichter Flocken bilden. Bei der Fällung werden gelöste Salze in unlösliche Feststoffen umgewandelt, welche im Nachgang zusammen mit dem Klärschlamm abgeführt werden können. Diese Methode wird vor allem zur Phosphorelimination angewandt. (Gujer, 2007)

2.1.3 Abwasserzusammensetzung

Abwasser setzt sich aus vielen Komponenten zusammen. Zu 99% besteht es aus Wasser, lediglich 1% machen Schad- und Schwebstoffe aus (UNESCO, 2017). Diese sind es jedoch, welche eine große Auswirkung auf die Umwelt haben.

Diese Verschmutzungen bestehen aus gelösten und ungelösten Anteilen. Ungelöste Anteile können Sand, Pflanzenreste, Öl aber auch andere Feststoffe sein. Die gelösten Substanzen sind zum Teil biologisch abbaubar, wie beispielsweise Eiweiße und Fette, aber auch Ammonium, Nitrat und Phosphor. Zu den nicht-abbaubaren bzw. schwer abbaubaren Substanzen gehören derzeit Medikamentenrückstände, Pestizide, Salze und Schwermetalle. (UNESCO, 2017)

2.1.4 Qualitätsparameter von Abwasser

Um Abwasser zu klassifizieren und somit die Reinigungsziele von Kläranlagen festlegen zu können, müssen dessen Eigenschaften zunächst definiert werden. Hierzu gehören die physikalische, die chemische, sowie die bakteriologische Analyse.

Zur vereinfachten Beurteilung des heterogenen Abwassers werden Summenparameter herangezogen, welche bestimmte Stoffe zusammenfassen. Hierbei wird der Fokus auf eine bestimmte gemeinsame Eigenschaft der Parameter gelegt. Dem gegenüber stehen wenige Einzelparameter, welche ebenfalls relevant zur Beurteilung der Reinigungsleistung sind. Einige Summen- und Einzelparameter sind auf der Abbildung 4 dargestellt. Die Einzelparameter sind so zugeordnet, dass ersichtlich ist, bei welchen Summenparametern sie miterfasst werden. Die Summenparameter bestehen aus mehr Faktoren als nur den aufgelisteten Einzelparametern. Die Abbildung soll lediglich einen kurzen Überblick über oft verwendete Summen- und Einzelparameter geben. Nachfolgend werden nur für diese Arbeit relevante Abwasserparameter genannt. (Gujer, 2007)

Andere wichtige physikalisch-chemische Eigenschaften des Abwassers sind pH- Wert, Temperatur und Leitfähigkeit. (Gujer, 2007)

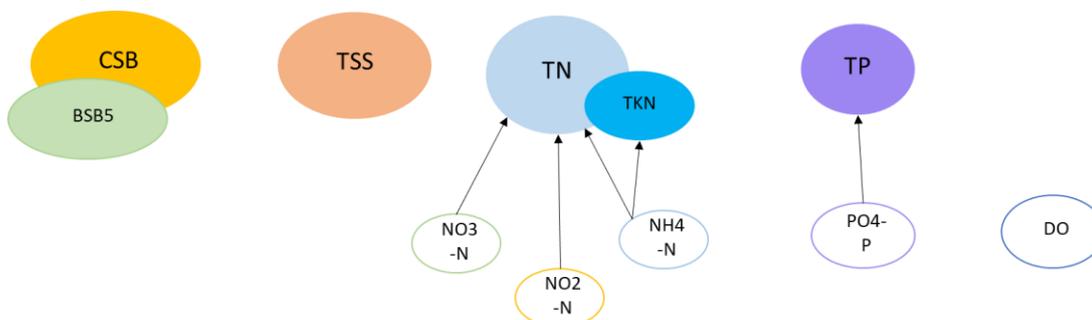


Abbildung 4: Summen- und Einzelparameter von Abwasser

Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)

Der chemische Sauerstoffbedarf gibt an, wie viel Sauerstoff zur vollständigen Oxidation der organischen Anteile im (Ab-)wasser benötigt wird. Auch schwer oder langsam abbaubare Stoffe werden oxidiert. Der CSB hat den BSB₅ als gängigen Bemessungsparameter für Kläranlagen weitestgehend abgelöst, da der CSB schneller und unkomplizierter zu bestimmen ist. (Gujer, 2007)

Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB₅)

Der biochemische Sauerstoffbedarf stellt den von Mikroorganismen verbrauchten Sauerstoff in 5 Tagen dar. Die im Abwasser enthaltenen Mikroorganismen bauen die organischen Verbindungen ab. Der BSB₅ ist ein Maß für die abbaubaren Stoffe des CSB. (Gujer, 2007)

Abfiltrierbare Stoffe (AFS) (engl.: total suspended solids -TSS)

Die abfiltrierbaren Stoffe sind die von einem Filter mit einer vordefinierten Porengröße zurückgehaltenen Stoffe. Diese werden zusätzlich getrocknet, um nur die Feststoffe zu erfassen. Hierbei handelt es sich um Schwimm-, Schweb-, und absetzbare Substanzen. Es werden sowohl organische als auch mineralische (anorganische) Anteile erfasst. (Gujer, 2007)

Ammoniumstickstoff (NH₄-N)

Beim gemessenen Ammoniumstickstoff im Abwasser handelt es sich meist um die Summe aus Ammonium (NH₄-N) und Ammoniak Stickstoff (NH₃-N). In einem sauren Milieu liegt vor allem Ammoniumstickstoff (NH₄-N) vor. Dieses begünstigt sauerstoffzehrende Prozesse, hat an sich allerdings keine toxischen Effekte auf Wasserorganismen. Bei einem hohen pH-Wert entsteht daraus teilweise Ammoniak Stickstoff (NH₃-N), welches toxisch auf im Wasser lebende Organismen wirkt. (Gujer, 2007)

Nitratstickstoff (NO₃-N)

Nitrat wird von Bakterien in der Anwesenheit von Sauerstoff aus Ammonium umgesetzt. Da Nitrat das Pflanzenwachstum anregt, wird es auch als Dünger genutzt, trägt aber auch entscheidend zur Eutrophierung von Gewässern bei. Im Zulauf einer Kläranlage befinden sich in der Regel geringe Nitratkonzentrationen. (Gujer, 2007)

Nitritstickstoff (NO₂-N)

Nitrit ist ein Zwischenprodukt, welches bei der biologischen Umwandlung von Ammonium zu Nitrat entsteht. Sollten sich im Ablauf einer Kläranlage hohe Nitrit Konzentrationen befinden, kann dies auf eine unvollständige Umwandlung hindeuten. Nitrit ist ein starkes Fischgift. (Gujer, 2007)

Kjeldahl Stickstoff (engl.: Total Kjeldahl nitrogen- TKN)

Der Kjeldahl Stickstoff (TKN) beinhaltet den organisch gebundenen Stickstoff, sowie Ammoniumstickstoff. Der organisch gebundene Stickstoff wird bei Zugabe von Schwefelsäure in Ammoniumstickstoff umgewandelt und die entstandene Ammoniumstickstoff Konzentration wird gemessen (Gujer, 2007). Es wird zumeist davon ausgegangen, dass fast der gesamte Stickstoff im Rohabwasser als TKN vorliegt (WasserWissen, 2023b).

Gesamtstickstoff (engl.: Total nitrogen- TN)

Der Gesamtstickstoff bildet die Summe aller vorkommender Stickstoffverbindungen, dazu gehören Nitrat, Nitrit, Ammonium und organisch gebundener Stickstoff. (Gujer, 2007)

Gesamtphosphor (engl.: Total phosphorus- TP)

Der Gesamtphosphor gibt den Phosphorgehalt im Wasser an. Er umfasst sowohl organische als auch anorganische Phosphorverbindungen. Phosphor regt wie Stickstoff ebenfalls das Pflanzenwachstum an und befördert die Eutrophierung in Gewässern. (Gujer, 2007)

Ortho-Phosphat (PO_4-P)

Ortho-Phosphat bildet den anorganischen Teil des Phosphors. (Gujer, 2007)

Gelöster Sauerstoff (engl.: Dissolved oxygen- DO)

Sauerstoff ist in Wasser schlecht löslich. Einige Prozesse in der Abwasserreinigung benötigen jedoch einen konstanten Sauerstoffgehalt, daher wird dieser kontinuierlich gemessen. Die Löslichkeit sinkt mit steigender Temperatur. (Gujer, 2007)

2.1.5 Abwasser aus Freizeiteinrichtungen

Laut AbwV Anhang 1 ist das Abwasser von Campingplätzen dem kommunalen Abwasser zuzuordnen. Allerdings ist dieses je nach Lage und Ausstattung des Campingplatzes konzentrierter als anderes häusliches Abwasser. Für Kleinkläranlagen muss mit einer täglichen Wassermenge von mindestens 150 l/d/E gerechnet werden (DWA, 2019). Bei Campingplätzen und ähnlichen Freizeiteinrichtungen kann die verbrauchte Wassermenge jedoch durchaus bei 80 l/d/E und niedriger liegen (Schalk, 2017).

Durch das saisonale Nutzungsverhalten kommt es zu starken Schwankungen in der Abwassermenge. Man unterscheidet die regelmäßigen saisonalen Schwankungen, wie beispielsweise an Wochenenden und in Ferien, in welchen die Einrichtungen stärker genutzt werden, von den echten saisonalen Schwankungen (Winter und Sommer). (Schalk, 2017)

Im Folgenden wird zwischen kommunalem Abwasser und Abwasser aus Freizeiteinrichtungen unterschieden.

Bereits zuvor wurden wichtige Summen- sowie Einzelparameter zur Beurteilung des Zustandes eines Abwassers genannt. Nachfolgend werden kurz tabellarisch die Konzentrationen der wichtigsten Summen- und Einzelparameter kommunalen Abwassers und Literaturangaben für Abwasser von Freizeiteinrichtungen vergleichend dargestellt (siehe Tabelle 4). Der Mittelwert für 2- Sterne Campingplätze, zu welchen auch der Naturcampingplatz am Parsteiner See gehört, liegt bei 96 l/d/E (Hamele und Eckhardt (2006) zitiert nach Schalk, 2017). Der derzeitige Schätzwert für den Wasserverbrauch auf dem Naturcampingplatz am Parsteiner See liegt bei 40 l/d/P (Schütz, 2023) und ist somit wesentlich niedriger. Dies liegt an der rudimentären Ausstattung des Campingplatzes, sowie am gesteigerten Umweltbewusstsein der Besucher. Der Campingplatz wird sehr für seine Natur geschätzt und betont diesen Aspekt auch auf seiner Website (Höhne, 2023).

Wie in Tabelle 4 deutlich zu sehen ist, ist das Abwasser von Campingplätzen im Allgemeinen konzentrierter als kommunales Abwasser, was mit dem verringerten Wasserverbrauch zusammenhängt.

Tabelle 4: Werte für Abwasserparameter (CSB, BSB₅, TKN, NH₄-N, P_{ges}, TSS) für kommunales Abwasser und Abwasser aus Freizeiteinrichtungen, inklusive des Naturcampingplatzes am Parsteiner See.

		(DWA, 2003) bei der Annahme eines spezifischen Schmutzwasseranfalls von 150 l/d/E	(Schalk, 2017)	(Boutin <i>et al.</i> , 2014)	Aktuelle interne Daten aus DeWaResT, unveröffentlicht
Parameter ↓	Art der (Freizeit-)Einrichtung →	Kommunales Abwasser	Campingplatz (150 Zeltplätze, 8 Hütten, 6 Ferienhäuser)	Gewichteter Mittelwert von 4 Campingplätzen (4*)	Campingplatz (ca. 200 Zeltplätze)
CSB (mg/l)		800	1112	915	2025
BSB ₅ (mg/l)		400	473	367	380
TKN (mg/l)		73	217	122	-
TN (mg/l)		-	-	-	175

NH ₄ -N (mg/l)	-	164	99	99
P _{ges} (mg/l)	12	21	-	24
TSS (mg/l)	467	449	432	590

Hierbei muss noch darauf hingewiesen werden, dass kommunales Abwasser eine längere Aufenthaltszeit in Rohrleitungen hat und erst im Zulauf zur Kläranlage beprobt wird. In dieser Zeit kommt es bereits zu Veränderungen der Abwasserzusammensetzung durch biologische Aktivität. Daher ist der Gehalt des biologisch abbaubaren Anteiles des Abwassers für Freizeiteinrichtungen niedriger als bei kommunalem Abwasser. Die betrachtete Pilotanlage auf dem Naturcampingplatz am Parsteiner See wird mit Rohabwasser betrieben, welches frisch von den Sanitärcontainern kommt und keine Verweilzeit hat.

Bei Betrachtung des BSB₅ zu CSB- Verhältnis in Tabelle 5 fällt auf, dass die Werte insgesamt bei Campingplätzen niedriger sind (0,40 bis 0,43) als bei kommunalem Abwasser (0,5). Allerdings ist der Wert innerhalb des Projektes DeWaResT im Vergleich ungewöhnlich niedrig (0,19) und befindet sich eher im Bereich der Industrieabwässer (BG Bau, 2023). Eine Spanne von 0,2 bis 0,5 wird als plausibel angesehen (BG Bau, 2023). Da es keine ungewöhnlichen Einleitungen im Sanitärcontainer gibt und keine chemischen Toiletten dort entleert werden, ist dieser Wert als fraglich zu beurteilen. BSB₅ Messungen sind sehr fehleranfällig. (DWA, 2003)

Auch das Verhältnis von TSS zu CSB erscheint für das Projekt niedriger im Vergleich zu anderen Campingplätzen, wie in Tabelle 5 zu sehen ist.

Tabelle 5: Verhältnis von BSB₅ zu CSB in Rohabwasser von Freizeiteinrichtungen

Literatur	BSB ₅ /CSB	TSS/CSB
DWA, 2003	0,50	0,58
Schalk, 2017	0,43	0,40
Boutin et al, 2014	0,40	0,47
DeWaResT, 2022	0,19	0,29

2.2 Bepflanzte Bodenfilter

Bepflanzte Bodenfilter (BBF), oder im Englischen *constructed wetlands* (CW), sind eine naturnahe und nachhaltige Methode zur Behandlung von Abwasser. Laut dem DWA Arbeitsblatt DWA-A 262 wird ein Bodenfilter als „sandig-kiesiger Bodenkörper“ (DWA, 2016, S.11) bezeichnet, der mit vorbehandeltem Abwasser durchströmt wird. Die Durchströmung kann entweder horizontal oder vertikal erfolgen. In der Regel wird der Filter bepflanzt; hierfür werden zumeist Röhrichtpflanzen (Helophyten) verwendet. (DWA, 2017)

Auch bei temporär hoher Beschickung besitzen bepflanzen Bodenfilter eine hohe Pufferkapazität und sind sehr wartungsarm, daher eignen sie sich gut für eine dezentrale Nutzungsweise bei stark belastetem Abwasser. Unter günstigen Umgebungsbedingungen können bepflanzen Bodenfilter sogar stromlos betrieben werden. In der klassischen Bauweise im Boden versenkt gebaut, gliedern sie sich gut in die Natur ein. Dies bietet einen ästhetischen Vorteil gegenüber anderen Kleinkläranlagen. Allerdings ist der Flächenbedarf pro Einwohner höher als bei anderen Reinigungssystemen. Das größte Problem beim Betrieb stellt die Verstopfung des Filters (Kolmation) dar, welche schwierig zu beheben ist. Daher müssen Vorkehrungen getroffen werden, um das Verstopfen zu vermeiden. Daher ist meist eine Vorklärung oder Abschöpfung der groben Inhaltsstoffe nötig. (Dotro *et al.*, 2017)

Je nach Auslegung und Art können bepflanzen Bodenfilter zur Behandlung von Rohabwasser, als Schönungsstufe oder zur Behandlung von Sturmüberläufen genutzt werden. (Dotro *et al.*, 2017)

2.2.1 Bodenfilterarten

Bei bepflanzen Bodenfiltern wird generell zwischen oberirdischen und unterirdischen Fließsystemen unterschieden. Die oberirdischen, auf Englisch „*free water surface wetland*“ (FWS) genannt, haben ihren Wasserspiegel oberhalb des Filtermediums und sind stark bewachsen. Allerdings besitzen diese eine eher geringe Reinigungsleistung und werden zumeist für Regenüberläufe eingesetzt. Im Deutschen werden diese als Freiwasser Bodenfilter bezeichnet. Der Wasserfluss erfolgt horizontal durch das Becken. Ein weiterer entscheidender Nachteil von Freiwasser Bodenfiltern ist, dass eine relativ große Fläche benötigt wird. Alle bepflanzen Bodenfilter, welche zur Abwasserreinigung genutzt werden, müssen durch Geotextilien oder auf andere Weise vom umgebenden Erdreich abgegrenzt werden, um eine Kontamination des Grundwassers zu vermeiden. Die unterirdischen Systeme werden noch einmal in vertikal fließende und horizontal fließende Filter unterteilt. (Dotro *et al.*, 2017)

Eine Übersicht der Systeme ist in Abbildung 5 zu sehen.

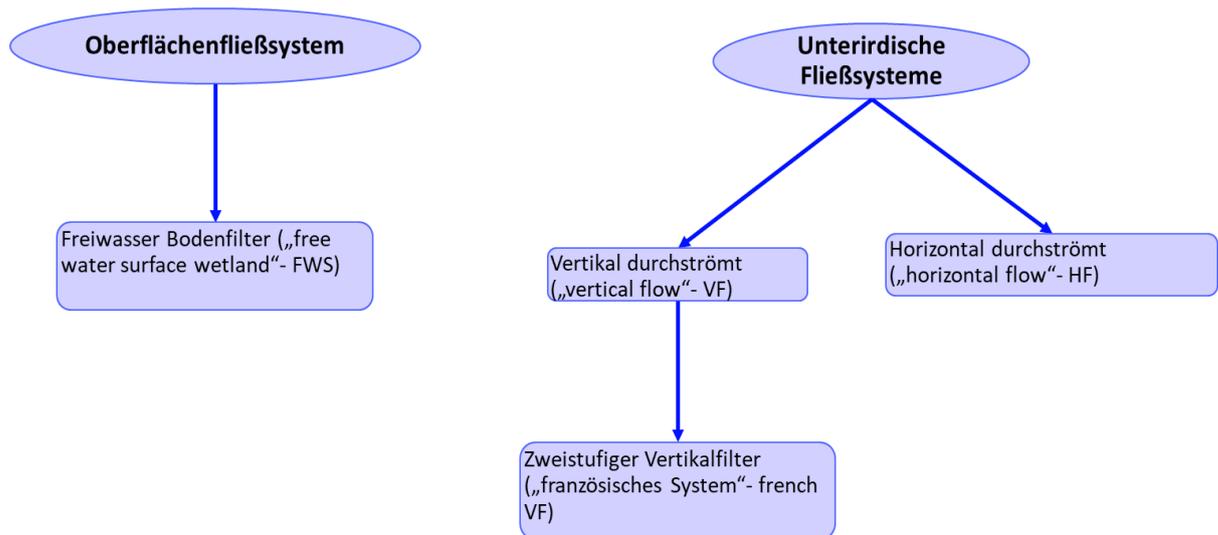


Abbildung 5: Übersicht über Systeme von bepflanzten Bodenfiltern

Bei dem Filtermaterial der unterirdischen Fließsysteme handelt es sich im Allgemeinen um Sand oder Kies mit unterschiedlichem Durchmesser. Es werden mehrere Lagen mit unterschiedlicher Korngröße übereinandergeschichtet. Als Bepflanzung werden zumeist Röhrichtpflanzen wie Schilfrohr verwendet. (Dotro *et al.*, 2017)

Horizontale bepflanzte Bodenfilter

Horizontal beschickte Bodenfilter werden eingestaut betrieben, sodass sich der Wasserspiegel knapp unterhalb der Oberfläche befindet. Sie besitzen am Ablauf einen hydraulischen Ausgleich zur Regulierung des Wasserspiegels. Außerdem benötigen sie eine Vorklärung und werden daher nur mit vorbehandeltem Abwasser beschickt. Die Beschickung erfolgt auf die Oberfläche oder mithilfe eines unterhalb der Oberfläche angebrachten Zu- laufs. Das Wasser strömt horizontal durch den Filter. Durch die eingestaute Betriebsweise überwiegen hier anaerobe Abbauprozesse. (Dotro *et al.*, 2017)

Vertikale bepflanzte Bodenfilter

Vertikale bepflanzte Bodenfilter werden wie im Namen erwähnt vertikal durchströmt, daher werden diese drainiert betrieben. Das Wasser wird auf die Filteroberfläche aufgebracht und sickert ähnlich einem Tropfkörper durch das Filtermedium hindurch. Die Filter können jedoch auch nach dem „Fill- and- Drain“ Prinzip beschickt werden, d.h. sie werden komplett geflutet und wieder entleert. In den freien Phasen kann Luft in die Zwischenräume eindringen, daher finden größtenteils aerobe Abbauprozesse in vertikalen Bodenfiltern statt. Zumeist besteht der Bodenfilter aus drei Schichten:

1. Die oberste Filterschicht, auf welcher die Pflanzen wachsen (engl.: Filter layer)
2. Eine Übergangschicht, die verhindern soll, dass feines Filtermaterial in die grobe Drainageschicht gelangt (engl.: Transition layer)

3. Die Drainageschicht, welche aus Material mit großem Durchmesser besteht, um ein ausreichendes Abfließen des Wassers zu gewährleisten (engl.: Drainage layer)
(Dotro *et al.*, 2017)

Am Boden des Filters angelangt strömt das gereinigte Wasser aus oder wird abgepumpt. Die beispielhafte Darstellung eines vertikal durchflossenen bepflanzten Bodenfilters ist auf der Abbildung 6 zu sehen. (Dotro *et al.*, 2017)

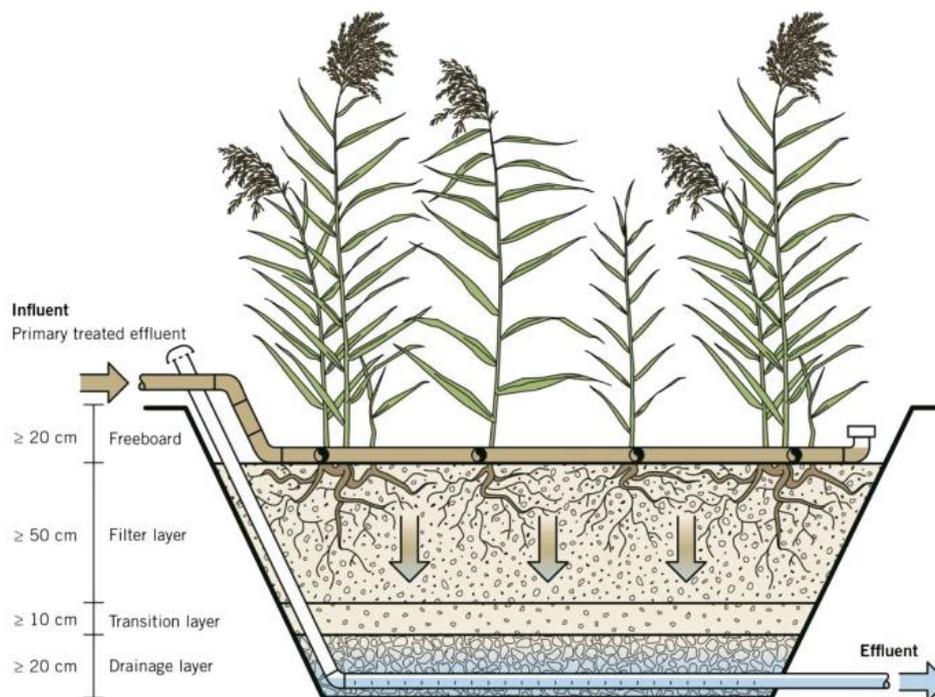


Abbildung 6: Vertikaler bepflanzter Bodenfilter (Dotro *et al.*, 2017)

Eine Variation des vertikalen Bodenfilters stellt das französische System dar, welches aus zwei hintereinandergeschalteten Bodenfiltern besteht. Anders als die einfachen Bodenfilter, kann das französische System mit Rohabwasser beschickt werden, somit entfällt die Vorklärung. (Dotro *et al.*, 2017)

Das klassisch beschriebene französische System umfasst zwei Vertikalfilter, es ist jedoch auch die Kombination aus einem Vertikalfilter und einem Horizontalfilter möglich.

Die Filter bestehen aus unterschiedlichen Materialien, wobei der erste Filter aus gröberen Materialien wie Kies besteht. Dies verhindert eine schnelle Verstopfung des Filters, da so Grobstoffe zurückgehalten werden. Durch die Bepflanzung der ersten Filterstufe können vom Wind bewegte Halme kleine Kanäle und Löcher im oben aufliegenden Material kreieren. Durch diese Kanäle kann neues Substrat in die Filter eindringen. Der zweite Filter besteht meist aus Sand und es stehen die biologischen Umwandlungsprozesse im Vordergrund. Eine Bepflanzung der zweiten Filterstufe ist optional. Beide Filter benötigen

Belüftungsrohre zur passiven Belüftung der Filter, welche sich in der Zwischenschicht oder am Boden der Filter befinden. (Dotro *et al.*, 2017)

Da der erste Filter eine Ruhepause von 7 Tagen nach 3,5 Tagen Beschickung benötigt, werden drei parallele Filter gebaut, um eine konstante Abwasserreinigung zu gewährleisten. Alternativ wird ein Filter in drei Abschnitte unterteilt. Das daraus gewonnene Filtrat wird in einen Zwischenspeicher überführt und anschließend auf die zweite Stufe aufgebracht. Die zweite Filterstufe benötigt nach der Beschickung lediglich eine Pause von 3,5 Tagen, daher werden hier nur zwei parallele Filter gebaut. Wichtig ist außerdem die gleichmäßige Beschickung der Filteroberfläche, um punktuelle Ansammlungen und Kurzschlussströmungen zu vermeiden. Der auf dem ersten Filter anfallende Filterkuchen aus organischem Material muss in gemäßigten Klimazonen zirka alle 10 bis 15 Jahre entfernt werden, um eine problemlose Funktionsweise des Systems zu gewährleisten. (Dotro *et al.*, 2017)

2.2.2 Grundlegende Prozesse der Filterpassage und Reinigungsleistung

Die Reinigungsprozesse innerhalb von bepflanzten Bodenfiltern stellten lange eine „Blackbox“ dar und sind auch weiterhin nicht eindeutig geklärt. Anders als bei konventionellen Belebtschlamm Kläranlagen, welche räumlich klar voneinander getrennte biologische Prozesse aufweisen, finden in Bodenfiltern mehrere Prozesse gleichzeitig im selben Raum statt. Die Bepflanzung an sich trägt nicht entscheidend zu den Abbauprozessen bei, allerdings bieten die Wurzeln der Pflanzen eine große Biofilmfläche und fördern somit biologische Abbauprozesse. (Dotro *et al.*, 2017)

Abfiltrierbare Stoffe werden größtenteils auf der obersten Schicht zurückgehalten. Partikuläres organisches Material, welches auch teilweise den abfiltrierbaren Stoffen zugeordnet werden kann, wird abfiltriert oder es kann in die oberste Filterschicht eindringen, vor allem vor dem Aufbau eines stabilen Filterkuchens. Nach einiger Zeit wird dieses zu gelöstem organischem Material hydrolysiert und ist wieder als Substrat für weitere biologische Prozesse verfügbar. Gelöstes organisches Material kann direkt in den Filter eindringen und dient als Substrat für verschiedene Reaktionen. Einige Prozesse, welche organisches gelöstes Material als Substrat verwenden, sind folgende:

- Aerobe Atmung (Produktion von CO_2)
- Denitrifikation
- Sulfatreduktion (Produktion von Sulfid, H_2S)
- Methanogenese (Produktion von CO_2 und Methan)

Die Wahrscheinlichkeit, mit welcher die Prozesse stattfinden, hängt stark vom Bodenfilter und von der Belüftung ab. Die Sulfatreduktion, welche als Endprodukt faulig riechendes Sulfat hat, und die Methanogenese sind unerwünscht. Die aerobe Atmung findet nur bei Vorhandensein von Sauerstoff statt, die Denitrifikation unter anoxischen

Bedingungen. Sowohl die Sulfatreduktion als auch die Methanogenesis finden unter anaeroben Bedingungen meist simultan statt. (Vymazal, 2007; Dotro *et al.*, 2017)

Stickstoff wird innerhalb des Bodenfilters durch viele unterschiedliche Prozesse abgebaut bzw. umgewandelt. Einige davon sind:

- Ammonifikation
- Nitrifikation
- Denitrifikation
- Sorption
- Einbau in Biomasse

Bei der Ammonifikation wird organischer Stickstoff zu Ammonium umgewandelt, welcher dann in weiteren biologischen Prozessen wie der Nitrifikation weiterverarbeitet werden kann. Die Ammonifikation läuft schneller ab als die Nitrifikation und kann auch in einem anoxischen Milieu stattfinden (Vymazal, 2007). Die Sorption bildet ebenfalls einen wichtigen Mechanismus im Bodenfilter. Ammoniumionen werden an der Oberfläche des Filtermaterials adsorbiert und können so zu einem späteren Zeitpunkt unter Luftzufuhr nitrifiziert werden. Die Aufnahme von Stickstoff durch Pflanzen hat lediglich einen geringen Einfluss auf die Stickstoffelimination. (Vymazal, 2007; Saeed and Sun, 2012; Dotro *et al.*, 2017)

Phosphor wird in bepflanzten Bodenfiltern eher mäßig, meist durch Adsorption an das Filtermaterial, abgebaut aber auch in geringer Weise durch die Aufnahme durch Pflanzen, chemische Fällung oder biologische Prozesse. Die Verwendung von speziellem Filtermaterial kann die Adsorptionsfähigkeit von Phosphor an das Filtermaterial erhöhen, allerdings muss nach Erreichen der maximalen Sorptionsfähigkeit das Filtermaterial ausgetauscht werden. (Vymazal, 2007; Dotro *et al.*, 2017)

Die **Pathogenentfernung** in bepflanzten Bodenfiltern ist komplex und nicht genau untersucht. Einige Prozesse, welche dazu beitragen können, sind Filtration, Sedimentation und chemische Prozesse wie Oxidation und Adsorption. Hinzu kommen natürliches Absterben der Organismen sowie Wettbewerb mit anderen Bakterien. (Dotro *et al.*, 2017)

Die Geschwindigkeit und Häufigkeit der Prozesse hängen stark von den klimatischen Bedingungen ab. In wärmeren Breitengraden ist die biologische Aktivität höher, in gemäßigten Zonen wie Deutschland reduziert bzw. verlangsamt sich diese. Im Winter können die biologischen Abbauprozesse auch komplett zum Erliegen kommen. (Dotro *et al.*, 2017)

2.2.3 Optimierungen von Bodenfiltern

In den letzten Jahren sind die Vorgaben und Erwartungen an die Abwasserreinigung nicht nur bei der kommunalen Abwasserreinigung in großen Anlagen der Klasse 4 und 5 stark gestiegen, sondern auch bei Kleinkläranlagen und bepflanzten Bodenfiltern. Es gibt mittlerweile viele verschiedene Modifizierungen, um die Reinigungsleistung von Bodenfiltern zu steigern.

Partiell eingestaute Vertikalfilter gelten bereits als Stand der Technik (DWA, 2017). Mehrere Studien belegen, dass die Kombination von eingestauten und drainierten Bereichen die Denitrifikationsleistung signifikant verbessern kann. Durch die unvollständige Einstauung können im freien Teil aerobe Prozesse stattfinden, während im eingestauten Bereich anaerobe Prozesse ablaufen können (Dong and Sun, 2007; Dotro *et al.*, 2017). Bei einem eingestauten Anteil von 40% zeigten sich Stickstoffeliminationsleistungen von 48% (Kraiem *et al.*, 2019).

Bisher bedürfen alle bepflanzten Bodenfilter abgesehen von dem französischen System einer Vorklärung in Form eines septischen Tanks oder ähnlichem. Einige Studien zur Optimierung von bepflanzten Bodenfiltern erforschten die Möglichkeit, das französische zweistufige System in einer Stufe zu vereinen. So kann ein platzsparender Filter gebaut werden, welcher keine Vorklärung benötigt. (Silveira *et al.*, 2015)

Die aktive Belüftung von partiell eingestauten Bodenfiltern ist ebenfalls bereits ein etabliertes Verfahren zur Verbesserung der Nitrifikationsleistung. Hier können Stickstoffeliminationsleistungen von 75% erzielt werden (DWA, 2017).

Durch eine intermittierende Belüftung kann die Stickstoffelimination um 70% gesteigert werden im Vergleich zu einer kontinuierlichen Belüftung (Boog *et al.*, 2014).

Auch eine Rezirkulation von Filtrat in den Zulauf kann nachweislich die Stickstoffelimination verbessern. Durch die Vermischung von nitratreichem Filtrat und kohlenstoffreichem Rohabwasser kann eine Art vorgeschaltete Denitrifikation stattfinden. Es zeigten sich Stickstoffeliminationsleistungen von 83% bei vorbehandeltem häuslichem Abwasser. (Garcia Pérez, 2006).

Eine Studie aus dem Jahr 2005 (Arias *et al.*) beschäftigte sich ebenfalls mit der Rezirkulation bei unbelüfteten Vertikalfiltern. Es wurden Rezirkulationsraten von 100%, 200% und 300% des Zulaufs betrachtet. Hierbei wurde in einen vorgeschalteten Sedimentationstank rezirkuliert. Die Gesamtstickstoffelimination lag für die jeweiligen Raten bei 52%, 66% und 68%. Bei höheren Rezirkulationsraten (300%) zeigte sich eine hydraulische Überlastung des Filters, außerdem wurde vermehrt Sauerstoff in den anoxischen Sedimentationstank eingeführt. Bei niedrigen Rezirkulationsraten (100%) war die Stickstoffelimination nicht zufriedenstellend. Bei dem Grundaufbau ohne Rezirkulation wurde das gesamte Nitrat im Sedimentationstank abgebaut. Zu Beginn der Rezirkulation fiel auf,

dass es auch zu einer Ammonifikation des organischen Stickstoffs innerhalb des Sedimentationstanks kommt. Die ideale Rezirkulationsrate wurde zwischen 100% und 200% angegeben. (Arias et al., 2005)

Eine weitere Möglichkeit zur Leistungssteigerung bietet das Einsetzen von Aufwuchskörpern in den Rezirkulationstank. (Abdallat, 2017; Al-Zreiqat *et al.*, 2018)

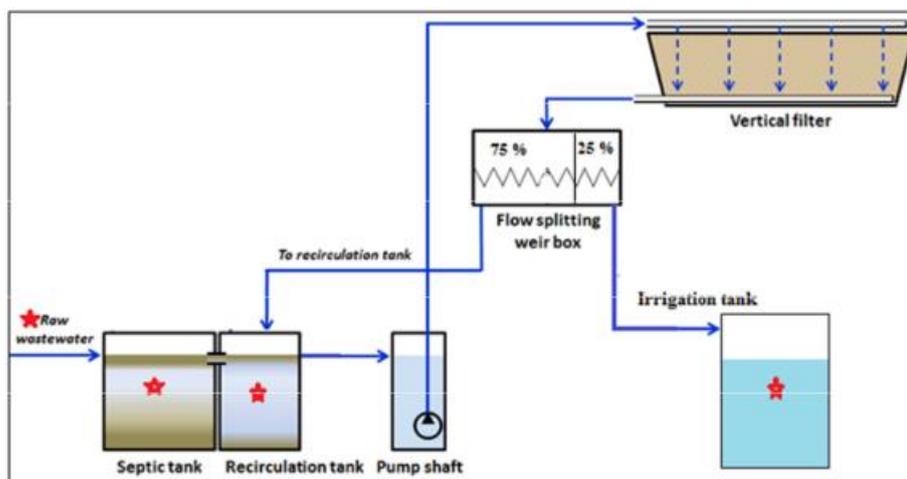


Abbildung 7: Pilotanlage bepflanzter vertikaler Bodenfilter mit Vorklärun und Rezirkulationstank (Abdallat, 2017)

Die Pilotanlage, welche in Jordanien steht, ist in Abbildung 7 schematisch dargestellt. Das vorbehandelte häusliche Abwasser wurde komplett in den Rezirkulationstank überführt, in welchen dann auch frisches Filtrat aus dem Ablauf des Filters hinzugegeben wurde. Der Rezirkulationstank fasst ein Volumen von 4,5 m³. Das vorbehandelte Abwasser und das Filtrat werden im Verhältnis von 1:3 in den Tank gepumpt. Die Beschickung des Filters erfolgt dreimal pro Stunde mit jeweils 30l. Der Bodenfilter hatte eine Oberfläche von 20 m², es handelte sich um einen unbelüfteten Vertikalfilter. Die höchste Nitratreduktion konnte nach 48h beobachtet werden mit einer Eliminationsleistung von 83%, mit Bewuchskörpern stieg die Leistung sogar auf 99,5% (Abdallat, 2017). Insgesamt lag die Gesamtstickstoffelimination bei 48,6% bei der Nutzung des Rezirkulationstanks ohne Bewuchskörper und stieg auf 52,4% nach Einsetzen von Bewuchskörpern.

2.2.4 Auslegungsgrundlagen von Bodenfiltern (DWA-A 262)

Die Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) stellt eine überregionale, politisch unabhängige Gesellschaft dar, welche Regelwerke, Arbeitsblätter und Handlungsempfehlungen zu bestimmten Themen der Wasserreinhaltung und Abfallbeseitigung herausgibt. Oft fließen diese Publikationen in Normen oder Gesetze ein, beziehungsweise werden sie entsprechend berücksichtigt. (DWA, 2023)

Das DWA-Regelwerk „Arbeitsblatt DWA-A 262: Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kläranlagen mit Bodenfiltern zur Reinigung kommunalen Abwassers“ wurde

2017 herausgegeben, eine Aktualisierung ist derzeit in Planung. Bei entsprechendem Erfolg des Projektes „DeWaResT“ sollen die Ergebnisse ebenfalls in die Aktualisierung des Blattes mit einfließen.

Das Arbeitsblatt beschreibt, was bei Betrieb, Bau und Bemessung von bepflanzten Bodenfiltern zu beachten ist. Es werden lediglich gemäßigte Klimazonen wie Deutschland und die Behandlung von kommunalem Abwasser betrachtet. Die beschriebenen Anlagen haben eine Auslegungsgröße bis zu 50 Einwohnerwerten, wobei die beschriebenen BBF als biologische Hauptstufe oder Schönungsstufe betrieben werden können. Die Phosphorelimination und Hygienisierung werden aufgrund mangelnder Informationen nicht beschrieben. (DWA, 2017)

Im Folgenden werden nur die Passagen des Arbeitsblattes beschrieben, welche für die Bachelorarbeit und die beschriebene Pilotanlage relevant sind.

Bepflanzte Bodenfilter können sowohl als Kleinkläranlagen als auch als kommunale Kläranlagen eingeordnet werden. Relevant für die Klassifizierung ist die Art des zulaufenden Abwassers. Bei Kleinkläranlagen handelt es sich bei dem zu behandelnden Abwasser ausschließlich um Schmutzwasser. Bei kommunalen Kläranlagen kommen noch Fremd- und Regenwasser hinzu. Bei Letzteren darf auch ein Anteil industriellen Abwassers beigemischt werden. (DWA, 2017)

Allgemein ist eine Vorbehandlung des Abwassers notwendig. Anlagen, welche als biologische Hauptstufe fungieren und mit Rohabwasser beschickt werden, sind derzeit in Deutschland nicht zugelassen.

Als Vorbehandlungsstufe kommen mehrere Möglichkeiten in Frage. Im DWA Arbeitsblatt gelistet sind Mehrkammergruben, Rottebehälter, Emscherbecken, Absetzteiche, Rohabwasserfilter und belüftete Vorteiche. (DWA, 2017)

Bei Mehrkammergruben handelt es sich um mehrere hintereinander geschalteten Gruben, in welchen sich Feststoffe absetzen können und Schwimmschlamm durch Tauchwände o.ä. zurückgehalten wird (WasserWissen, 2023c). Diese müssen nach DIN 4261-1 gebaut und betrieben werden (DWA, 2017).

Rottebehälter sind Anlagen, welche die groben Inhaltsstoffe des Abwassers mithilfe von grob strukturiertem biologisch abbaubarem Material (Stroh, Pflanzenabfall, kompostierfähige Bioabfälle) zurückhalten. Es wird ein nachgeschalteter Absetzraum benötigt. Beim Emscherbecken handelt es sich um ein in zwei Räume unterteiltes Becken. Der obere Teil dient als Absetzbecken, der untere als Faulbehälter. (DWA, 2017)

Absetzteiche sind Erdbecken, in welchen sich die abfiltrierbaren Stoffe des Abwassers absetzen. Diese sind nicht belüftet, wodurch es zu Geruchsbelästigungen durch anaerobe Faulungsprozesse kommen kann. Allerdings sind diese sehr wartungsarm

(WasserWissen, 2023a). Sie müssen entsprechend des Arbeitsblattes DWA-A 201 ausgelegt und betrieben werden (DWA, 2017).

Rohabwasserfilter sind hochbelastete, mit Rohabwasser beschickte Bodenfilter, welche einen Filterkuchen auf der Oberfläche aufbauen und daher zwingend mit Schilf bepflanzt werden müssen. Sie werden im Arbeitsblatt lediglich zur Vorklärung aufgelistet. (DWA, 2017)

In intermittierend belüfteten Vorteichen laufen mehrere Prozesse gleichzeitig ab. Die Feststoffe sedimentieren, biologische Abbauprozesse finden parallel statt. Durch die Belüftung wird eine Geruchbildung größtenteils unterbunden. (DWA, 2017)

Nachfolgend wird nur der Bodenfilter als biologische Hauptstufe betrachtet, welcher der Pilotanlage des Projektes DeWaResT am nächsten kommt, sowie der Rohabwasserfilter.

Aktiv belüftete vertikal durchströmte Bodenfilter werden generell eingestaut betrieben. Sie müssen einen Wasserstand von 5-10 cm unterhalb der Oberfläche, sowie eine eingestaute Filterschicht von mindestens 90 cm aufweisen (siehe Abbildung 8). Die Belüftung am Boden des Filters muss gleichmäßig erfolgen. (DWA, 2017)

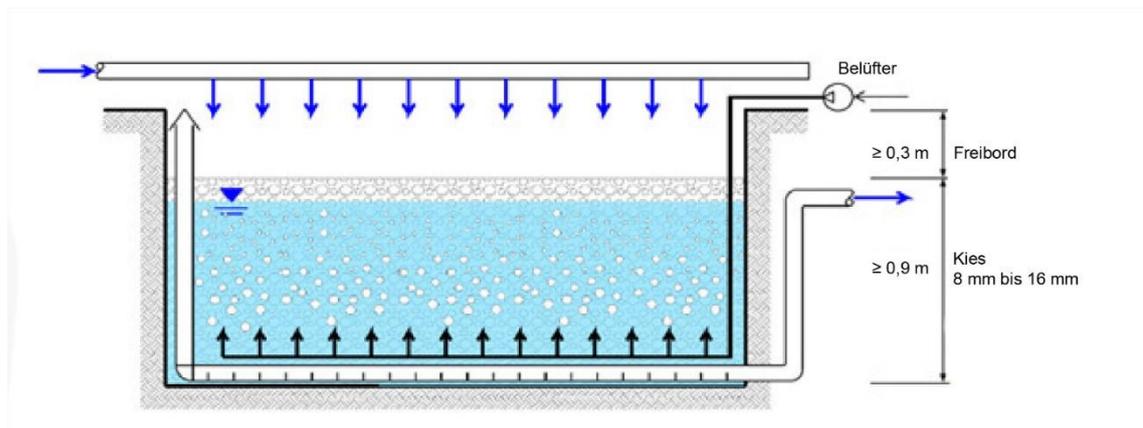


Abbildung 8: Schematische Darstellung eines aktiv belüfteten Vertikalfilters (DWA, 2017)

Die Bemessung von bepflanzten Bodenfiltern, welche als Kleinkläranlagen klassifiziert werden, erfolgt ausschließlich über die spezifische Fläche pro Einwohner. (DWA, 2017)

Die Vorgaben für die spezifische Bodenfilterfläche bei einem aktiv belüfteten Bodenfilter mit Filtermaterial aus Kies mit einem Durchmesser von 8- 16 mm und für einen Rohabwasserfilter als Vorbehandlungsstufe sind der Tabelle 6 zu entnehmen. (DWA, 2017)

Tabelle 6: Vorgaben für Rohabwasserfilter als Vorbehandlungsstufe und aktiv belüftete Vertikalfilter als biologische Hauptstufe einer Kleinkläranlage nach DWA A-262 (2017)

Bodenfilter	Spezifische Bodenfilterfläche $A_{BF, spez}$ (m^2/E)	Mindestfilterfläche (m^2)	CSB-Raumbelastung ($g/(m^3 \cdot d)$)	Bepflanzung
Aktiv belüfteter Vertikalfilter mit Kies 8-16 mm	≥ 1	4	≥ 100	optional
Rohabwasserfilter	$\geq 1,2$	4,8	-	Pflicht

Bei saisonalem Betrieb der Anlage kann die Filterfläche sogar um bis zu 50% reduziert werden, solange sich die Anlage nicht in einer Extremlage befindet. Auch darf die Mindestoberfläche nicht unterschritten werden. (DWA, 2017)

Für zusätzliche Anforderungen an die Ablaufqualität (Nitrifikation, Stickstoffelimination, Phosphorelimination, Keimrückhalt) gibt die DWA einige Hinweise zu realistischen Reinigungsleistungen. (DWA, 2017)

Ablaufwerte ≤ 10 mg NH_4-N/l bei einer Umgebungstemperatur von ≥ 12 °C sind bei allen Vertikalfiltern und aktiv belüfteten Horizontalfiltern realistisch. Es kann von einem Wirkungsgrad von 80- 90% für die Nitrifikation ausgegangen werden. (DWA, 2017)

Die Gesamtstickstoffelimination hingegen fällt je nach Filter sehr unterschiedlich aus. Ein aktiv belüfteter Vertikalfilter ohne Rezirkulation kann einen Wirkungsgrad von 75% erreichen. Vertikalfilter ohne aktive Belüftung aber mit Rezirkulation erreichen eine Stickstoffelimination von 50- 70%.

Es wird empfohlen, das Rücklaufverhältnis für die Rezirkulation auf < 2 zu begrenzen, da sich die Leistung bei einem höheren Verhältnis nicht signifikant verbessert. (DWA, 2017)

2.3 Rechtliche Grundlagen

Bei dem Bodenfilter, welcher im Rahmen des Projektes DeWaResT entwickelt wurde, handelt es sich um eine Pilotanlage. Derzeit liegt für diese spezielle Art von Filter noch keine bauliche Zulassung vor, weswegen mehrere rechtliche Auflagen erfüllt werden müssen, damit das gereinigte Abwasser für die Bewässerung genutzt werden darf. Durch die Nähe zum Biosphärenreservat und dem FFH- Schutzgebiet, werden die einzuhaltenen Grenzwerte verschärft.

Im folgenden Abschnitt soll kurz auf die im Jahr 2020 herausgebrachte EU-Verordnung über die Mindestanforderung an die Wasserwiederverwendung eingegangen werden.

Anschließend werden die Vorgaben des Landes Brandenburg in Bezug auf die Nutzung bepflanzter Bodenfilter zur Abwasserbehandlung genannt.

2.3.1 Rechtliche Grundlagen zur Wasserwiederverwendung

Wie in der Einleitung erwähnt, nehmen Dürre und Trockenstress weltweit zu. Bereits in den letzten Jahren kam es in Europa immer wieder zu Ernteeinbußen aufgrund von Wassermangel und unregelmäßigen Regenereignissen. Die Tendenz der Beregnung von Freilandflächen steigt. So wurden im Jahr 2019 bereits 506.482 Hektar Land in Deutschland beregnet, dies entspricht 28% der betrachteten Flächen (Statistisches Bundesamt, 2021).

Um die Landwirtschaft und den Grundwasserspiegel zu entlasten, haben der europäische Rat und das Parlament am 25. Mai 2020 die Verordnung über die Mindestanforderung an die Wasserwiederverwendung beschlossen, welche am 26. Juni 2023 in Kraft tritt. Diese regelt die direkte Wiederverwendung von behandeltem Abwasser für die Landwirtschaft und andere Sektoren wie Industrie oder Freizeit.

Um die direkte Umsetzung zu erleichtern und die Mitgliedstaaten zur Wasserwiederverwendung zu motivieren, ist eine Wasserwiederverwendung unter Einhaltung der Rahmenbedingungen vorbehaltlich erlaubt und gewünscht. Sollte ein Gebiet davon ausgeschlossen werden, muss die zuständige Behörde dies begründen. (EU 2020/741)

Für Forschungsprojekte und Pilotanlagen gelten Ausnahmen. Diese dürfen zwar betrieben werden, jedoch nur für maximal 5 Jahre. Außerdem darf die Pilotanlage nicht in einem Schutzgebiet gemäß Richtlinie 2000/60/EG liegen oder einem Trinkwasserkörper zulaufen. Eine angemessene Überwachung ist zwingend notwendig. (EU 2020/741)

Im Falle des Naturcampingplatzes am Parsteiner See ist die Bewässerung von nicht zum Verzehr bestimmten Pflanzen vorgesehen. Hier liegt der Fokus auf dem Kontakt von Betreibern und Besuchern mit dem gereinigten Abwasser und nicht auf der Verzehrbarkeit der Pflanzen. Die Anforderungen sind insgesamt geringer, es gelten die Zielvorgaben der Güteklasse D. Die zuständige Behörde kann jedoch zusätzliche Bedingungen stellen. (EU 2020/741)

Bei Güteklasse D ist eine Zweitbehandlung und Desinfektion vorgesehen. Die Anforderungen an die Ablaufwerte können der Tabelle 7 entnommen werden.

Tabelle 7: Anforderungen an die Ablaufwerte der Güteklasse D (Non-Food Pflanzen) nach EU 2020/741

Güteklasse	E. coli (Anzahl/100 ml)	BSB ₅ (mg/l) (gemäß RL 91/271/EWG)	TSS (mg/l) (gemäß RL 91/271/EWG)
D	≤ 10.000	≤ 25	≤ 35

2.3.2 Rechtliche Grundlagen zur Zulassung des bepflanzten Bodenfilters auf dem Naturcampingplatz am Parsteiner See

Allgemeines Recht

Bei dem Abwasser des Naturcampingplatzes am Parsteiner See handelt es sich laut Abwasserverordnung (AbwV) um häusliches Abwasser ohne industrielle Anteile. Dieselbe Verordnung schreibt bestimmte Grenzwerte zur Einleitung in Gewässer vor, welche in Tabelle 8 abzulesen sind. Die maximale BSB₅ Belastung bei einer angenommenen Spitzenbelegung von 400 Personen und einem durchschnittlichen BSB₅ Gehalt des Rohabwassers von 380 mg/l liegt bei zirka 6 kg/d.

Tabelle 8: Anforderungen an das gereinigte Abwasser zur Einleitung in Gewässer nach Größenklassen der Kläranlagen (Teil C Abs 1 Anhang 1 AbwV)

Proben nach Größenklassen der Abwasserbehandlungsanlagen	Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) mg/l	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen (BSB ₅) mg/l	Ammoniumstickstoff (NH ₄ -N) mg/l	Stickstoff, gesamt, als Summe von Ammonium-, Nitrit- und Nitratstickstoff (N _{ges}) mg/l	Phosphor gesamt (P _{ges}) mg/l
	Qualifizierte Stichprobe oder 2-Stunden-Mischprobe				
Größenklasse 1 kleiner als 60 kg/d BSB ₅ (roh)	150	40	-	-	-
Größenklasse 2 60 bis 300 kg/d BSB ₅ (roh)	110	25	-	-	-
Größenklasse 3 größer als 300 bis 600 kg/d BSB ₅ (roh)	90	20	10	-	-
Größenklasse 4 größer als 600 bis 6 000 kg/d BSB ₅ (roh)	90	20	10	18	2
Größenklasse 5 größer als 6 000 kg/d BSB ₅ (roh)	75	15	10	13	1

Bei geringen Zuflüssen von <8 m³/d gibt es jedoch Ausnahmen der Regelungen. So gelten die Anforderungen an die Einleitbedingungen unter folgenden 3 Bedingungen ebenfalls als erfüllt:

1. Es besteht eine allgemeine bauaufsichtliche Zulassung durch das Deutsche Institut für Bautechnik
2. Es handelt sich um eine nach Landesrecht zugelassene Abwasserbehandlungsanlage
3. Die Anlage wird nach DWA-A-221 gebaut und betrieben

Da auf dem Campingplatz von einer durchschnittlichen Abwassermenge von 1-2 m³ pro Tag ausgegangen wird, kommt die Ausnahme zur Geltung (Simon, 2015).

Laut dem Deutschen Institut für Bautechnik müssen Kleinkläranlagen entweder nach der Norm EN 12566-3 oder 12566-6 konstruiert werden den entsprechenden Landesbauordnungen entsprechen (Deutsches Institut für Bautechnik, 2023). Die Pilotanlage am Parsteiner See entspricht keiner der DIN-Normen und muss daher nach Landesrecht beurteilt werden.

Das DWA Arbeitsblatt A-221 liefert Grundsätze für die Verwendung von Kleinkläranlagen, wobei die Pilotanlage nicht darunterfällt. Es werden verschiedene Reinigungsklassen mit entsprechenden Empfehlungen für die Ablaufwerte definiert, welche der Tabelle 9 entnommen werden können. Die Werte gelten für 24h- Mischproben. Für Ablaufklasse C ist lediglich eine Kohlenstoffelimination vorgeschrieben, für Ablaufklasse N eine weitestgehende Nitrifikation. Bei Klasse D wird eine Denitrifikation gefordert, P und H stehen für Phosphorelimination und zusätzliche Hygienisierung. Im Projektantrag wird eine Erfüllung aller Kategorien angestrebt. (DWA, 2019)

Tabelle 9: Empfehlungen für Ablaufwerte für die Einordnung in die verschiedenen Ablaufklassen entnommen aus DWA A-221

Reini- gungs- klasse	C_CSB,24h-MP	C_BSB,24h-MP	S_NH4,24h-MP	S_anorgN,24h-MP	C_P,24h-MP	X_TS,SP	Intestinale Enterokokken	Escherischia coli	Faecal coliforme Keime
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	KBE/100ml	KBE/100ml	KBE/100ml
C	100	25				75			
N	75	15	10*			50			
D	75	15	10*	25*		50			
+P					2				
+H							200	500	100
*Bei Abwassertemperaturen $T \geq 12^{\circ}\text{C}$									

Aufgrund der oben genannten Richtlinien und Gesetze liegt die Entscheidungsgewalt über die Zulassung auf Landesebene.

Landesrecht Brandenburg

Die Richtlinie über den Einsatz von Kleinkläranlagen des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Klimaschutz (MLUK- ehemals Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung) gibt an, dass nicht-serienmäßig hergestellte Anlagen ohne Bauartzulassung die Anforderungen an die Abwassereinigung erfüllen und dem anerkannten Regeln der Technik entsprechen müssen. Dazu gehört eine mechanische Vorklärung, wie eine biologische Hauptstufe. (MLUK, 2003)

Außerdem muss ein praktischer Nachweis ihrer Eignung zur Reinigung häuslichen Abwassers vom Betreiber erbracht und von der zuständigen Unteren Wasserbehörde anerkannt werden. Hierfür müssen die Überwachungswerte durch eine monatliche Messung über ein Jahr eingehalten werden. Bepflanzte Bodenfilter müssen außerdem das DWA Arbeitsblatt A-262 erfüllen (siehe 2.2.3). (Brandenburgisches Vorschriftensystem, 2003)

Die einzuhaltenden Überwachungswerte sind der AbwV Anhang 1 Teil C Absatz 1 zu entnehmen (siehe Tabelle 8).

2.4 Activated sludge model

Mathematische Modelle sind ein Hilfsmittel, um komplexe Reaktionen und Zusammenhänge möglichst vereinfacht abzubilden. Sie können niemals die Wirklichkeit zu 100% reproduzieren, sind jedoch kostengünstige Planungs- und Optimierungswerkzeuge. Das Ziel ist, die Modelle so einfach wie möglich zu gestalten und dennoch realistische Ergebnisse zu erzielen.

Die Prozesse, welche sich innerhalb des Belebtschlammes einer Kläranlage abspielen, sind sehr komplex und schwer quantifizierbar, da jeder Schlamm individuell ist. Die Schlammszusammensetzung hängt hauptsächlich von den Inhaltsstoffen des Zuflusses ab. Der Belebtschlamm einer Kläranlage, welche in einem industriestarken Gebiet liegt, weist eine entschieden andere Zusammensetzung auf als der einer urbanen Kläranlage. (Sölter, 2019)

Vor einigen Jahrzehnten waren lediglich die Zu- und Abflüsse einer Kläranlage messbar, das Belebungsbecken war eine „Blackbox“. Erste Initiativen, die biologischen Prozesse innerhalb der Belebtschlämme mithilfe von mathematischen Formeln darzustellen, gab es bereits vor 1982, als die International Association on Water Pollution Research and Control (heute International Water Association- IWA) eine „task force“ ins Leben rief. Fünf Jahre später wurde das erste allgemeingültige Belebtschlammmodell vorgestellt, das „Activated sludge model No. 1“ oder kurz ASM 1 (Henze *et al.*, 1987).

Dieses legte einen Fokus auf das Absterben und Wachstum von Biomasse, besonders jedoch auf Nitrifikation und Denitrifikation. Bereits bei Vorstellung des Modells wiesen die Autoren auf die Schwächen hin.

Charakteristisch für dieses Modell und alle Nachfolgenden ist die Darstellungsweise als Matrix wie in Abbildung 9 beispielhaft zu sehen. In der ersten Spalte ist der Prozess genannt, beispielsweise „Growth“ (=Wachstum [von Organismen]), in der obersten Zeile ist der Parameter, zum Beispiel „Biomass“ (=Biomasse) beschrieben. Ganz rechts befindet sich die „Process Rate“ (=Wachstumsgeschwindigkeit). Wird ein Prozess nun durchgerechnet, so wird in den Spalten zwischen „Growth“ und „Process Rate“ die Veränderung für jeden Parameter angegeben. Ein „+“ bedeutet eine Zunahme der Komponente während des Prozesses, ein „-“ eine Abnahme. Die Wachstumsfaktoren („Y“), welche die Stärke des Wachstums darstellen, wurden experimentell bestimmt.

Am Beispiel des Wachstumsprozesses lässt sich das gut erklären: Während der Wachstumsphase nimmt die Biomasse (X_B) zu. Das Substrat (S_S) nimmt ab, da es verbraucht wird. Der Sauerstoffgehalt (S_O) sinkt, da dieser ebenfalls verbraucht wird. Wie schnell der Prozess vonstattengeht, hängt von äußeren Einflussfaktoren wie Temperatur, Substratverfügbarkeit und Sauerstoffgehalt des Abwassers ab.

		Continuity →				
Mass Balance ↓	Component →	i				
	j Process ↓		1 X_B	2 S_S	3 S_O	Process Rate, ρ_j [$ML^{-3} T^{-1}$]
	1 Growth		1	$-\frac{1}{Y}$	$-\frac{1-Y}{Y}$	$\frac{\hat{\mu} S_S}{K_S + S_S} X_B$
	2 Decay		-1		-1	$b X_B$
	Observed Conversion Rates ML ⁻³ T ⁻¹		$r_i = \sum_j r_{ij} = \sum_j v_{ij} \rho_j$			
Stoichiometric Parameters: True growth yield: Y		Biomass [M(COD) L ⁻³]	Substrate [M(COD) L ⁻³]	Oxygen (negative COD) [M(-COD) L ⁻³]	Kinetic Parameters: Maximum specific growth rate: $\hat{\mu}$ Half-velocity constant: K_S Specific decay rate: b	

Abbildung 9: Matrixdarstellung der ASM-Modelle nach Henze et al. (1987)

Für die Nutzung von allgemeingültigen Gleichungen wurde auch das Definieren von allgemeingültigen Eingangsfractionen notwendig. Alle oxidierbaren Stoffe müssen in ihre inerten und abbaubaren, sowie partikulären und gelösten Bestandteile aufgeteilt werden. Die genaue Fraktionierung ist dem Unterkapitel 2.4.1 zu entnehmen.

Seit der Entwicklung des ersten Modells kam es zu weiteren Modifizierungen der ASM-Modelle. Ein Standardmodell der Software *Simba#water* ist das ASM3h, welches von der Hochschulgruppe Simulation entwickelt wurde. Dieses stellt eine modifizierte Version des ASM3 dar. Die Werte für die CSB-Fraktionierung vom DWA Arbeitsblatt A-131

(2000) für kommunales Abwasser wurden in das Modell übernommen. Die Matrix des ASM3h kann dem Anhang A.1 entnommen werden.

2.4.1 Arbeitsschritte zur Erstellung einer Simulation

Bei der Erstellung einer Simulation gibt es mehrere Handlungsschritte. Zunächst muss festgelegt werden, ob es sich um die Planung einer neuen Anlage handelt oder um die Optimierung einer bestehenden Anlage.

Vor Beginn der Nutzung eines Simulationsprogramms müssen die Eingangsdaten gesammelt und gesichtet werden. Es kann auch eine erste Aufbereitung der Daten erfolgen, diese kann zu einem späteren Zeitpunkt noch verändert werden. (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 1998; Sterger, 2023)

Danach muss ein passendes Simulationsprogramm gefunden werden, hier gibt es verschiedene Softwares (Simba#water, STOAT, Hydrus3D), wobei alle auf den ASM Modellen beruhen. An dieser Stelle sollte das passende ASM Modell ausgesucht werden. Die Auswahl des Modells ist abhängig von der Fragestellung: Ist eine biologische Phosphorelimination relevant? Welche Prozesse und Ablaufwerte wollen genauer betrachtet werden? Es wird empfohlen, ein Modell zu wählen, welches alle relevanten Prozesse beinhaltet, jedoch so wenig komplex wie möglich ist. Dies erleichtert die Kalibrierung. (Sterger, 2023)

Nun erfolgt ein erster grafischer Entwurf des Modells in der Software mithilfe der bereitgestellten Module. Entgegen der Vermutung nimmt dieser Schritt nur einen geringen Teil der Arbeitszeit in Anspruch. (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 1998; Sterger, 2023)

Den arbeitsintensivsten Schritt bildet die Kalibrierung des Modells, d.h. der Abgleich mit den realen Daten. Meist handelt es sich dabei um Ablaufwerte einer Kläranlage. Die Modellparameter werden nun so lange verändert, bis die Werte der Realität und der Simulation annähernd übereinstimmen. Im Allgemeinen werden Abweichungen von weniger als 10% bei den relevanten Werten angestrebt (Ahnert *et al.*, 2015). Eine 100%ige Übereinstimmung ist meist nicht möglich.

Bei der Kalibrierung können viele Parameter verändert werden. Es benötigt viel Erfahrung und Fingerspitzengefühl die richtigen Einstellungen zu treffen. Daher ist es empfehlenswert, zunächst ein ASM Modell zu wählen, welches weniger Variablen und Prozesse besitzt (z.B. ASM 1). (Sterger, 2023)

Im besten Fall müssen nur einige Einstellungen der Module oder die CSB-Fraktionierung verändert werden. Die Beschickung hat ebenfalls einen großen Einfluss auf die Ablaufwerte. Manchmal ist es jedoch nötig, ganze Module auszutauschen oder das ASM Modell

zu ändern. Bei der Einstellung der Parameter kann es dazu kommen, dass von realen Werten abgewichen werden muss, um in der Modellierung die gewünschten Ablaufwerte zu erreichen. Dies liegt daran, dass es in der Realität Umstände und Gegebenheiten gibt, welche so in der Simulation nicht existieren oder nicht nachgestellt werden können. Wichtig bei der Durchführung der Kalibrierung ist die genaue Dokumentation der Abweichungen von den Standardwerten (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 1998; Sterger, 2023).

Bei der Planung einer Anlage entfällt die Kalibrierung, da keine realen Ablaufwerte existieren. Alternativ kann eine rechnerische Bemessung durchgeführt werden. (Ahnert *et al.*, 2015)

Nach der Kalibrierung erfolgt die Szenarioanalyse. Hier werden verschiedene Szenarien in dem kalibrierten Modell getestet. (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 1998; Sterger, 2023)

Im Anschluss an die Simulation müssen die Ergebnisse ausgewertet werden.

2.4.2 CSB und Stickstoff Fraktionierung

CSB-Fraktionierung

Um die biologische Stufe einer Abwassereinigungsanlage bemessen zu können, muss der gemessene CSB in seine einzelnen Bestandteile fraktioniert werden. Dies gibt später Auskunft über Sauerstoffbedarf, aber auch erreichbare Denitrifikation. (DWA, 2016)

Im Folgenden wird die CSB-Fraktionierung nach DWA A-131 (2016) beschrieben.

Es kann zunächst ein gelöster und ein partikulärer Teil unterschieden werden, wie in Abbildung 10 dargestellt.

Der partikuläre Anteil kann auch durch eine Messung des filtrierten CSB im Zulauf bestimmt werden. Die Differenz ergibt den Anteil des partikulären CSB.

Sollte der filtrierte CSB nicht gemessen werden, dafür aber die abfiltrierbaren Stoffe (TSS), so kann der partikuläre Anteil des CSB aus dem organischen Anteil der TSS abgeschätzt werden. Hierfür muss zunächst der anorganische Anteil mit dem für kommunalem Abwasser genormten Faktor f_B bestimmt werden.

$$X_{TSS,anorganisch} = f_B \cdot X_{TSS}$$

Mithilfe eines weiteren Faktors, der den in der organischen Trockensubstanz enthaltenen CSB abschätzt (1,6 g CSB/ g TSS,organisch), kann nun folgende Gleichung für die Berechnung des partikulären CSB erstellt werden:

$$X_{CSB} = X_{TSS} \cdot 1,6 \cdot (1 - f_B)$$

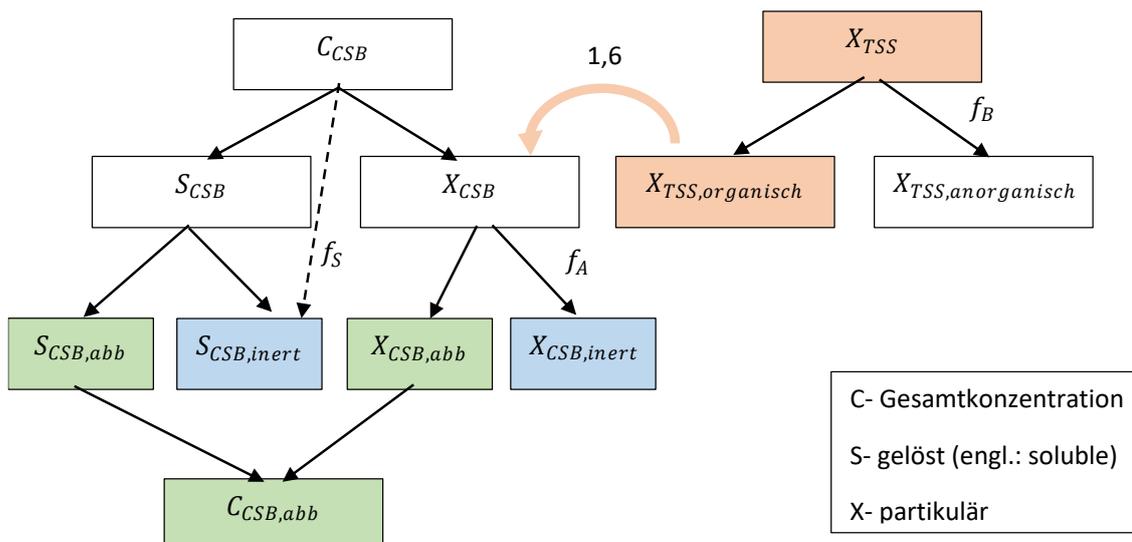


Abbildung 10: CSB Fraktionierung gemäß DWA A-131 schematisch dargestellt

Der gelöste und partikuläre Anteil des CSB kann jeweils in einen abbaubaren und einen inerten, nicht abbaubaren Anteil eingeteilt werden.

Der gelöste, inerte Anteil ($S_{CSB,inert}$) kann bei einer realen Anlage gemessen werden, indem der CSB im Ablauf bestimmt wird. Die zweite Möglichkeit besteht darin, einen für kommunales Abwasser festgelegten Faktor zu verwenden ($f_S = 0,05$).

$$S_{CSB,inert} = f_S \cdot C_{CSB}$$

Für die Bestimmung des partikulären, inerten CSB ($X_{CSB,inert}$) gibt es ebenfalls einen experimentell ermittelten Faktor (f_A). Bei kommunalem Abwasser liegt dieser zwischen 0,2 und 0,35, je nach Aufenthaltszeit im Vorklärbecken.

$$X_{CSB,inert} = f_A \cdot X_{CSB}$$

Der abbaubare CSB ergibt sich aus der Differenz des Gesamt-CSB und der inerten Anteile, kann aber auch durch eine Langzeit BSB Messung bestimmt werden. Der BSB stellt in dem Fall den abbaubaren Teil des CSB dar.

$$C_{CSB,abb} = C_{CSB} - S_{CSB,inert} - X_{CSB,inert}$$

Im abbaubaren CSB befindet sich noch ein leicht abbaubarer Anteil ($C_{CSB,la}$), welcher ebenfalls durch einen Faktor abgeschätzt werden kann ($f_{CSB} = 0,15 - 0,25$).

$$C_{CSB,la} = f_{CSB} \cdot C_{CSB,abb}$$

Eine komplette Auflistung der Bereiche und der Standardwerte für kommunales Abwasser kann der Tabelle 10 entnommen werden.

Tabelle 10: Werte für CSB-Fraktionen laut DWA A-131 (2016)

Beschreibung	Symbol	Bereich
<i>Anteil gelöster, inerter CSB am Gesamt- CSB</i>	f_S	0,05- 0,1
<i>Anorganischer Anteil des Gesamt- TSS</i>	f_b	0,2- 0,3
<i>Inerter Teil des partikulären CSB</i>	f_A	0,2- 0,35
<i>Leicht abbaubarer Anteil des Gesamt- CSB</i>	f_{CSB}	0,15- 0,25

Stickstoff Fraktionierung

In den ASM3- Modellen wird der Stickstoff in Nitrat- und Nitritstickstoff (SNO), Ammoniumstickstoff (SNH) und molekularen Stickstoff (SN2) unterteilt. In anderen Modellen gibt es auch noch weitere Unterteilungen. Als Eingangsfraction wird nur der TKN benötigt, aus welchem dann der Ammoniumstickstoff berechnet wird. Es wird davon ausgegangen, dass die Konzentration von SNO und SN2 im Rohabwasser gleich 0 mg/l ist. (Gujer *et al.*, 1999). Demnach müsste in Rohabwasser TN=TKN gelten.

3 Material und Methoden

3.1 Beschreibung Pilotanlage DeWaResT

Bei dem bepflanzten Bodenfilter auf dem Naturcampingplatz am Parsteiner See handelt es sich um einen teilweise eingestauten und aktiv belüfteten Vertikalfilter, welcher in dieser Art noch nicht im DWA Arbeitsblatt A-262 beschrieben ist. Angelehnt an das französische System handelt es sich um einen zweistufigen Filter, welcher in ein Filterbett gebaut wurde. Er wird mit Rohabwasser beschickt und hat eine drainierte und eine eingestaute Filterstufe. Die komplette Pilotanlage besteht aus weiteren Modulen wie einem nachgeschalteten Langsandsandfilter (LSF) und einem granulierten Aktivkohlefilter (GAK). Da für diese Arbeit jedoch lediglich der bepflanzte Bodenfilter an sich relevant ist, werden die anderen Module nur kurz beschrieben. Eine Anlagenskizze mit allen Anlagenteilen kann dem Anhang A.2 entnommen werden.

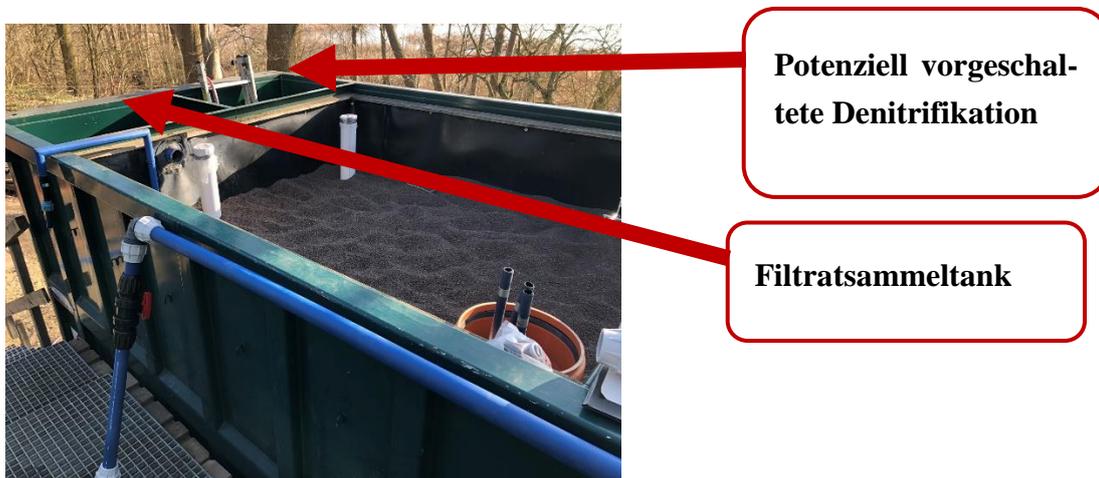


Abbildung 11: Bepflanzter Bodenfilter auf dem Naturcampingplatz am Parsteiner See

Jeder der bepflanzten Bodenfilter besteht aus einem handelsüblichen Container mit einer Oberfläche von 15 m² und einer Tiefe von 2,47 m. Nur ein Teil des Containers wird für den Bodenfilter genutzt. In dem restlichen Abschnitt befindet sich der Filtratsammeltank sowie ein leeres Volumen, welches potenziell für die vorgeschaltete Denitrifikation genutzt werden kann (siehe Abbildung 11). Die Nettofilterfläche beträgt 11,1 m², das effektive Filtervolumen 17,01 m³. Beide Filter zusammen sind auf 20 EW ausgelegt.

Tabelle 11: Hydraulische Belastung der beiden Bodenfilter auf dem Naturcampingplatz am Parsteiner See

Bezeichnung	Wert	Einheit
Durchschnittliche tägliche Beschickung pro Filter	0,901	m ³ /d
Filterfläche pro Filter	11,10	m ²
Hydraulische Flächenbeschickung pro Filter	0,081	m/d
Spezifische Fläche pro Einwohner	1,11	m ² /E

Der Filter BBF1 ist mit Sumpf-Segge (*Carex acutiformis*) bepflanzt, der Filter BBF2 mit Schilfrohr (*Phragmites australis*). Die Filter sind baugleich, bis auf die Bepflanzung. Mit der unterschiedlichen Bepflanzung soll erforscht werden, welche Pflanze an dem Standort am besten wächst.

Nur einer der beiden Sanitärblöcke des Campingplatzes ist an die Pilotanlage angeschlossen. Das Abwasser des zweiten Sanitärblocks läuft weiterhin in die abflusslose Grube.

Auf der Abbildung 12 ist der bepflanzen Bodenfilter 2 schematisch abgebildet.

Das Abwasser wird in einem Pumpschacht (1) gesammelt, welcher 53 l fasst. Sobald dieser voll ist, wird die Pumpe eingeschaltet. Der Inhalt des Schachts wird vollständig abgepumpt.

Das Rohabwasser mitsamt den darin enthaltenen absetzbaren Stoffen wird auf die Oberfläche des Vertikalfilters gepumpt (2). Dort setzen sich alle groben Feststoffe ab und bilden den Klärschlamm, welcher mit der Zeit von Mikroorganismen zu Kompost verarbeitet wird. Dieser kann jährlich abgenommen und zur Düngung genutzt werden.

Das restliche Abwasser fließt nun mithilfe von Gravitation durch die erste Stufe des Vertikalfilters. Über die Übergangsschicht erreicht das Wasser dann den eingestauten Bereich. In dieser Schicht befinden sich die Rohre zur passiven Belüftung. Diese sind über vertikale Rohre mit der Umgebungsluft verbunden und ziehen bei jedem Abzug des Wassers Luft in die Zwischenschicht. Der Wasserpegel der eingestauten Stufe wird über die Wasserhöhe des Filtratsammeltanks mithilfe eines Füllstandmessers [B] eingestellt. Bei Bedarf wird das Wasser abgepumpt. Am Boden des Filters befinden sich die Druckluftleitungen zur aktiven Belüftung, welche an den Luftverdichter angeschlossen sind [A]. Der Ablauf befindet sich am Boden der Drainageschicht (3). Aus dem Filtratsammeltank (4) wird das Wasser teilweise rezirkuliert (5). Der überschüssige Anteil wird in einen Zwischenspeicher geleitet (6) und anschließend auf den Langsandsfilter gepumpt.

Anschließend gelangt das Wasser in einen zweiten Zwischenspeicher und wird auf den granulierten Aktivkohlefilter geleitet. Da die Nutzung des Wassers zur Bewässerung derzeit noch nicht genehmigt ist, wird das gereinigte Abwasser zurück in die Grube gepumpt. Bei Bedarf können eine chemische Phosphatfällung und eine UV Behandlung implementiert werden.

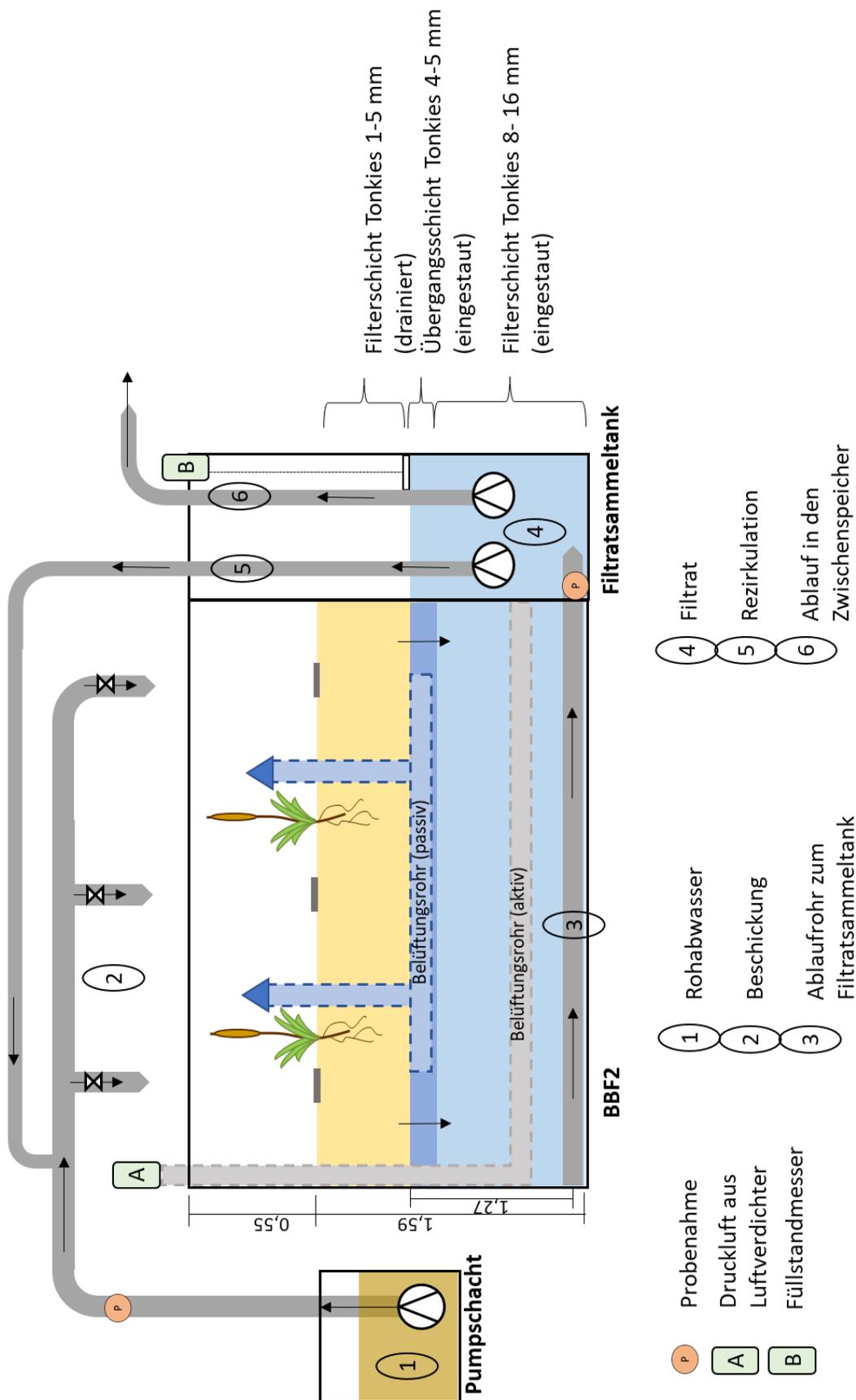


Abbildung 12: Anlagenbeschreibung beplanter Bodenfilter 2 der Pilotanlage DeWaResT

3.1.1 Probenahme und Betrieb der Pilotanlage

In der letzten Saison wurde die Anlage vom 03. Juni bis zum 20. Oktober 2022 betrieben. Es gab 3 automatisierte Probenehmer der Marke WaterSam (Abbildung 14). Einer wurde am Zulauf aufgestellt, zwei jeweils an den Abläufen der beiden Filter (siehe Abbildung 13). Zusätzlich wurden Stichproben genommen.

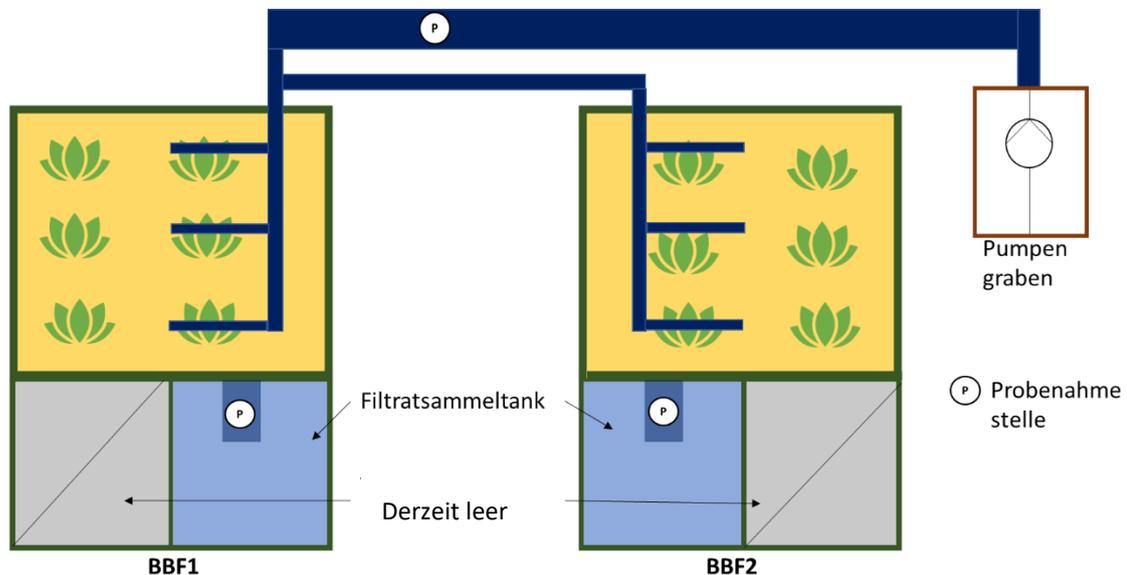


Abbildung 13: BBF1 und BBF2 mit Messstellen



Abbildung 14: Automatisierter Probenehmer WaterSam am Ablauf des BBF1

Die Bodenfilter wurden in der ersten Woche mit einer täglichen Beladung von 3 m³/d betrieben, anschließend wurde diese auf 1 m³/d reduziert. Bei einem zu hohen Abwasseranfall (> 1 m³/d) wurde das Abwasser aus der Pumpgrube über den Bypass direkt in die abflusslose Grube geleitet. Eine genaue Tabelle mit den Beschickungen während des Betriebszeitraums kann dem Anhang B entnommen werden. Jeder der Filter wurde für je 3 Tage mit Rohabwasser und Filtrat beschickt und 3 Tage nur mit Filtrat.

Der eingesetzte Luftverdichter erwies sich mit einem Volumenstrom von 4 m³/h als zu schwach und wurde am 10.08.2022 mit einem leistungsstärkeren Modell mit 8 m³/h

ausgetauscht. Die Belüftungssteuerung nach Austausch des Verdichters kann der Tabelle 12 entnommen werden. Die Belüftung erfolgte intermittierend. Während der reinen Re-zirkulationsphase wurde nicht belüftet.

Tabelle 12: Belüftungsregelung der Pilotanlage vom 10.08. bis 14.09.2023

Zeitraum	10.08.2022- 18.08.2022	19.08.2022- 24.08.2022	25.08.2022- 27.08.2022	28.08.2022- 08.09.2022	12.09.2022- 14.09.2022
Belüftungs- zeit pro Stunde (min)	45	45	45	45	45
Stunden pro Tag (h/d)	16	12	13;14;15	7	8; 9; 10
Uhrzeit der Belüftung (h)	12-18, 22-8	12-17, 0-7	12-17, 0-8; 12-17, 0-9; 12-17, 0-10	0-7	0-8; 0-9; 0-10

Die Rezirkulationsrate des BBF 2 lag konstant bei 400%. Die Rezirkulationspumpe wurde 120 Sekunden nach der Beschickung aktiviert. Die Rezirkulation wurde implementiert, um eine Art vorgeschaltete Denitrifikation zu schaffen. Kohlenstoffreiches Rohabwasser wurde mit Nitratstickstoffreichem Filtrat gemischt. Allerdings geschah dies direkt in der Leitung. Durch das Fehlen eines Tanks war die Verweilzeit gering. Insgesamt war die Maßnahme nicht ausreichend, um eine adäquate Denitrifikation zu erreichen.

3.2 Vorbereitung der Simulation

Zur Erstellung des Modells des vorgeschalteten Denitrifikationstanks (DT) werden Daten aus der letzten Saison (2022) verwendet. Diese werden aufbereitet, anschließend wird eine CSB- Fraktionierung anhand der Messwerte durchgeführt.

Im nächsten Schritt wird der vorgeschaltete Denitrifikationstank simuliert. Anhand der Ergebnisse wird eine Sensitivitätsanalyse erstellt. Der Denitrifikationstank, welcher die besten Ergebnisse in Bezug auf $\text{NO}_3\text{-N}$ Elimination aufweist, wird dann in das Modell des Bodenfilters integriert. Anschließend werden die $\text{NO}_3\text{-N}$ Werte und die Gesamtstickstoffelimination der Simulation des BBF beurteilt.

Aufgrund von beengten Verhältnissen auf dem Anlagengelände soll der DT eine Größe von 1 m³ nicht überschreiten.

Für die Erstellung der Simulation wird das Programm Simba#water in der Version 5.0 genutzt. Als ASM Modell wird das ASM3h Modell verwendet.

3.2.1 Datenerhebung und Datenaufbereitung

Zulaufwerte Rohabwasser

Der Zulauf zu den Bodenfiltern wurde im Zeitraum vom 03.06.- bis 20.10.2022 regelmäßig beprobt. Die Parameter CSB, filtrierter CSB, Gesamtphosphor (P_{ges}), Gesamtstickstoff (TN), filtrierter Gesamtstickstoff (TN_f), Ammoniumstickstoff (NH_4-N) und Nitratstickstoff (NO_3-N) wurden mit Küvettentests der Firma Hach analysiert. Der biologische Sauerstoffbedarf (BSB_5) und die abfiltrierbaren Stoffe (AFS/TSS) wurden in einem externen Labor bestimmt. Die genauen Analysemethoden können Tabelle 13 und Tabelle 14 entnommen werden. Es wurden nicht von jeder Rohabwasserprobe alle Parameter bestimmt. Lediglich von 6 Proben wurden AFS und BSB_5 bestimmt. Es handelte sich dabei um vier 24h-Mischproben (MP), einer 72h-MP und einer 64h-MP.

Tabelle 13: Verwendete Küvettentests zur Bestimmung der Parameter NH_4-N , NO_3-N , NO_2-N , CSB, P_{ges} und TN für die Pilotanlage auf dem Naturcampingplatz am Parsteiner See

Parameter	LCK	Prüfverfahren
Ammoniumstickstoff (NH_4-N)	302/ 303/ 304	DIN 38406 E5-1
CSB	014/ 114/ 314/ 514/ 814	DIN 38409-H41-H44
Nitratstickstoff (NO_3-N)	339/ 340/ 341	DIN 38405 D9-2
P_{ges} / Phosphat (PO_4-P)	349/ 350	DIN EN 6878 / D11
TN	238/ 338	EN ISO 11905-1

Tabelle 14: Prüfverfahren für die extern bestimmten Laborwerte (BSB_5 , AFS/TSS) für die Pilotanlage auf dem Naturcampingplatz am Parsteiner See

Parameter	Prüfverfahren	Methode
Biochemischer Sauerstoffbedarf, BSB_5 (Verdünnungsverfahren)	DIN EN 1899-1: 1998-05 (H51)	Elektrometrie
Abfiltrierbare Stoffe	DIN EN 872: 2005-04 (H33)	Gravimetrie

Die Messwerte, welche mittels Küvettentests bestimmt wurden, wurden aus 24h-, 72h-, und einer 67h- MP, sowie einigen Stichproben (SP) gewonnen. Bei den Mischproben handelte es sich um durchflussproportionale Proben. Eine genauere Aufteilung kann Tabelle 15 entnommen werden. Die gemessenen Werte können der entnommen werden. Bei Mischproben wird über eine bestimmte Zeit in regelmäßigen Abständen eine Probe genommen, diese Proben werden miteinander vermischt.

Tabelle 15: Aufschlüsselung der Rohabwasser Zulaufproben der Pilotanlage nach Probenart

	Anzahl Proben
24h-MP	4
72h-MP	8
67h-MP	1
SP	4
Gesamt	18

Die gewonnen Messwerte können Tabelle 16 entnommen werden.

Tabelle 16: Messwerte Rohabwasser (CSB, CSB_f, P_{ges}, Orthohosphat, TN, TN_f, NH₄-N, AFS, BSB₅) auf dem Campingplatz am Parsteiner See in der Zeit vom 05.06.22 bis zum 21.09.22

	Mittelwert	Stabw.	Median	85%- Perzentil	Anzahl der Messwerte
CSB in mg/l	2024,77	423,38	2000	2565,3	15
CSB _f in mg/l	459,5	123,28	450,5	568,8	8
P _{ges} in mg/l	24,39	4,77	24,92	28,73	16
Orthophosphat in mg/l	5,89	0,8	5,94	6,471	10
TN in mg/l	175,29	40,54	187,05	214,125	16
TN _f in mg/l	134,72	26,04	140,4	151,425	6
NH ₄ -N in mg/l	98,58	22,68	104,9	116,25	16
AFS in mg/l	589,67	286,04	575,5	831	6
BSB ₅ in mg/l	380	137,84	415	515	6

9.22.

Es wurde eine Messung des CSB-Wertes nach der ersten Filterschicht durchgeführt.

Ablaufwerte bepflanzter Bodenfilter 2

In der ersten Saison der Inbetriebnahme der Anlage (03.06.-20.10.22) wurden noch einige Anpassungen vorgenommen, inklusive des Austauschs des Luftverdichters. Da der Austausch eines elementaren Moduls die Bedingungen und auch die Messwerte beeinflusst, werden hier nur die Werte nach dem 10.08.2022 betrachtet (siehe Tabelle 17). Der Denitrifikationstank soll vor den BBF2 geschaltet werden, daher wurden nur die Messwerte für den BB2 berücksichtigt.

Tabelle 17: Ablauf des BBF2 auf dem Campingplatz am Parsteiner See vom 10.08.22 bis zum 21.09.22.

	Mittelwert	Stabw.	Median	85% Perzentil	Anzahl Messwerte
CSB in mg/l	60,72	25,38	48,8	89,78	9
CSB _f in mg/l	47,23	15,34	39,4	62,5	8
P _{ges} in mg/l	0,64	0,15	0,519	0,7858	9
Orthophosphat in mg/l	0,45	0,09	0,423	0,5284	8
TN in mg/l	72,8	24,8	64,2	105,9	9
TN _f in mg/l	59,98	17,35	55,8	79,38	5
NH ₄ -N in mg/l	1,97	1,3	2,78	3,712	9
NO ₃ -N in mg/l	54,89	16,03	55,8	65,76	9
NO ₂ -N in mg/l	4,57	5,49	1,935	11,202	9
AfS in mg/l					
BSB ₅ in mg/l					

Bei 87,5% der Proben handelte es sich um Stichproben, lediglich 2 Proben waren 24h-Mischproben.

Beschickung

Die Überwachung der Beschickung der Anlage erfolgte online. Aus der Angabe, wann die Pumpe aus- oder eingeschaltet war, wurde die Anzahl der Beschickungen pro Tag bestimmt. Pumpladungen, welche über den Bypass in die abflusslose Grube gepumpt wurden, konnten ebenfalls erfasst werden. Das Beschickungsvolumen wurde manuell mithilfe eines Eimers ausgelitert.

Aus den Beschickungswerten wurde ein Tagesverlauf erstellt, wobei nur die tatsächlich auf den Bodenfilter beschickten Pumphybe berücksichtigt wurden. Da der Bodenfilter maximal mit 1 m³/d beschickt werden sollte, wurde bei Überbelastung das restliche Abwasser über einen Bypass in die abflusslose Grube geleitet.

Es wurden die Beschickungen beider Filter betrachtet, da diese zeitversetzt liefen. Aus der erfassten Anzahl an Beschickungen pro Stunde wurden Mittelwerte berechnet. Diese wurden abgerundet, da eine Pumpe (53 l) nur komplett durchgeführt werden kann.

CSB-Fraktionierung

Die CSB-Fraktionierung wurde anhand der CSB Messwerte durchgeführt. Es wurden der CSB im Rohabwasser (filtriert und unfiltriert) und der filtrierte CSB aus dem Ablauf des Langsandsandfilters betrachtet. Es wurde angenommen, dass dieser aufgrund der Aufenthaltszeit im Langsandsandfilter keinerlei abbaubare Anteile mehr enthält und somit als inerte gelöste CSB ($S_{CSB,inert}$) angenommen werden kann.

3.2.2 Getroffene Annahmen

Die Beschickung hat einen großen Einfluss auf die Ergebnisse der Simulation, vor allem auch die Beschickungsdauer. Die Beschickungsdauer einer Beschickung ca. 1 Minute. In der Simulation wurde 15 Minuten gewählt, da sich die Simulationsdauer bei kleineren Zeiteinheiten stark erhöhte.

Es wurde angenommen, dass sich kein Nitrat- und Nitritstickstoff im Zulauf befindet (siehe Kapitel 2.1.4). Daher wurde der gemessene TN als TKN Eingangswert verwendet.

Für den Denitrifikationstank mit Bewuchskörpern wurde der Tank aus Abdallat (2017) als Vorbild genommen. Bei diesem handelt es sich um einen 4,5 m³ großen Tank, in welchem Abwasser aus einem septischen Tank und rezirkuliertes Wasser gemischt werden. Die Größe wurde auf ≤ 1 m³ angepasst, um den Anforderungen zu genügen. Als Bewuchskörper wurden geriffelte Plastikrohre verwendet, die Anzahl der Bewuchskörper wurde auf die jeweilige Größe des Tanks angepasst.

Da in dem verwendeten ASM-Modell lediglich eine einstufige Denitrifikation beschrieben wird, wird davon ausgegangen, dass es sich bei dem im Ablauf vorhandenen SNO Stickstoff ausschließlich um Nitratstickstoff handelt. Eine Unterscheidung zwischen Nitrit- und Nitratstickstoff ist in diesem ASM Modell nicht möglich.

3.2.3 Auswertungsmethoden

Vor der Beurteilung der Effizienz des vorgeschalteten Denitrifikationstanks wird der Einfluss der zwei Parameter (Tankgröße, Filtratzufluss) auf den Nitratablaufwert betrachtet. Dies wird als kurze Sensitivitätsanalyse dargestellt.

In der Simulation des vorgeschalteten Denitrifikationstanks (DT) soll die Effizienz der verschiedenen Tanks überprüft werden. Daher wird beim DT die Elimination der Fracht pro Tag (g/d) bestimmt. Dies hat den Vorteil, dass die Verdünnung berücksichtigt werden kann, anders als bei Betrachtung der Konzentration (mg/l). Die Bestimmung der Fracht (g/d) ist über das Programm *Simba#water* direkt möglich, welches die Konzentration

(g/m³) mit dem Durchfluss (m³/d) multipliziert. Bei der Simulation des BBF wird allerdings mit der Elimination der Konzentration gerechnet, da diese auch für den Vergleich mit anderen Anlagen relevant ist und normalerweise angegeben wird. Die Elimination im Allgemeinen wird folgendermaßen berechnet:

Formel 3: Bestimmung der relativen Elimination

$$E(\%) = \frac{X_{ZU} - X_{AB}}{X_{ZU}} \cdot 100\%$$

Mit

ZU= Zulaufwert der Simulation,

AB= Ablaufwert der Simulation,

E= Elimination.

X kann in diesem Fall als Fracht (g/d) oder Konzentration (mg/l) bestimmt werden.

Bei der Simulation des bepflanzten Bodenfilters (BBF) wird zunächst die Qualität der Simulation durch den Abgleich mit den realen Ablaufwerten überprüft (Verifizierung).

Es wird zwangsläufig eine Abweichung zwischen Realität und Simulation geben, diese muss bei der Auswertung berücksichtigt werden. Daher wird ein Korrekturfaktor für CSB, TN, NH₄-N und NO₃-N folgendermaßen bestimmt:

Formel 4: Bestimmung des Korrekturfaktors für die Ablaufwerte der Simulation

$$k = \frac{X_{Labor} - X_{Simulation}}{X_{Labor}} \cdot 1$$

Mit

$X_{Simulation}$ = Wert der Basissimulation des bepflanzten Bodenfilters ohne vorgeschalteten Denitrifikationstank,

X_{Labor} = Im Labor gemessener Ablaufwert aus der letzten Saison,

k = Berechneter Korrekturfaktor.

Die Ergebnisse der Simulation werden mit dem Korrekturfaktor multipliziert.

Nach den Durchläufen der Szenarien werden die so entstandenen Ablaufwerte (CSB, TN, NH₄-N, NO₃-N) betrachtet und mit den Zielvorgaben des Projektes verglichen.

4 Durchführung der Simulation

Das Programm Simba bietet die Möglichkeit zur grafischen Modellierung, es werden verschiedene Module miteinander verbunden (ifak, 2023). Diese Module nutzen die im ASM-Modell festgelegten mathematischen Gleichungen. Bei der Berechnung der biologischen Aktivitäten werden auch die Verweilzeiten und das hydraulische Verhalten des Wassers (soweit möglich) berücksichtigt (ifak, 2023). Langsames Eindringen von Wasser oder sich stark verändernde Füllstände können in *Simba#water* nur bedingt dargestellt werden. Im Ablauf eines Moduls mit biologischer Aktivität werden die berechneten Konzentrationen für die CSB und N Fraktionen ausgegeben.

Zusätzlich gibt es Module ohne biologische Aktivität, hier wird das Wasser unverändert durchgeleitet. Dazu gehören unter anderem Pumpen, Mixer und Teiler. Hier sind Eingangs und Ausgangskonzentrationen unverändert, es wird jedoch ein Signal für den Volumenstrom in der Form m^3/d benötigt. Dieses Signal kann über eine Excel Datei eingelesen oder es kann eine Konstante verwendet werden.

Wie in der Realität wird nach einer gewissen Einfahrzeit ein stabiler Zustand (engl.: Steady-State) erreicht.

Nachfolgend werden die verwendeten Daten und Einstellungen für die Module benannt, welche von den Standardwerten abweichen.

4.1 Einstellungen der 1. Simulation: Vorgeschalteter Denitrifikationstank

Als potenzielle Größen für den Denitrifikationstank wurden 1 m^3 , $0,8 \text{ m}^3$ und $0,5 \text{ m}^3$ gewählt, da der Tank aus Platzgründen eine maximale Größe von 1 m^3 nicht überschreiten darf.

Als Rezirkulationsraten wurden 100%, 300% und 500% ausgewählt. In der Veröffentlichung von Abdallat (2017) konnten gute Ergebnisse mit einer Rezirkulationsrate von 300% erzielt werden. Die derzeitige Rezirkulation der Pilotanlage ohne vorgeschalteten Denitrifikationstank liegt bei 400%. Die höhere Rate (500%) wurde ausgewählt, um festzustellen, ob diese die Stickstoffelimination verbessern würde. Das DWA Arbeitsblatt A 262 empfiehlt ein Rückführverhältnis von < 2 für bepflanzte Bodenfilter (Rezirkulationsrate $< 200\%$) (DWA, 2017).

Anhand dieser Vorgaben wurden verschiedene Szenarien für das Design des vorgeschalteten Denitrifikationstanks erstellt, welche Tabelle 18 entnommen werden können.

Tabelle 18: Betrachtete Szenarien der Simulation des vorgeschalteten Denitrifikationstanks: Berücksichtigung von Volumen, Rezirkulationsrate und Art des Tanks (ohne oder mit Bewuchskörper).

Zufluss Filtrat→	100% (A)	300% (B)	500% (C)	Art des Tanks
Volumen des Denitri- fikations- tanks↓				
0.5 m ³	C05-A	C05-B	C05-C	CSTR
0.8 m ³	C08-A	C08-B	C08-C	
1 m ³	C1-A	C1-B	C1-C	
0.5 m ³	M05-A	M05-B	M05-C	MBBR
0.8 m ³	M08-A	M08-B	M08-C	
1 m ³	M1-A	M1-B	M1-C	

Für den komplett durchmischten Rührkessel wurde das Modul CSTR („Continuously stirred batch reactor“) verwendet, für den Reaktor mit Bewuchskörpern (engl.: „Carrier“) das Modul MBBR („Moving-bed biofilm reactor“). Auf den Bewuchskörpern kann sich ein Biofilm bilden. Beide Reaktoren werden so durchmischt, dass sich kein Schlamm am Boden absetzt. Die Darstellung des vorgeschalteten Denitrifikationstanks in *Simba#water* kann Abbildung 15 entnommen werden.

Die Konzentrationen des Filtrats und des Rohabwassers wurden als konstant festgelegt, der Zufluss (Q_{Zu}) erfolgte separat. Die Rezirkulationsrate ist ein Vielfaches des Zulaufs.

Nach den Modulen mit den Eingangskonzentrationen folgen die ASM-Converter Module, welche die Eingangsfrachten fraktionieren (siehe CSB-Fraktionierung im Kapitel 2.4.2) und den Eingangsvektoren Q_{Zu} sowie die Konzentrationen in den einheitlichen ASM-Vektor umwandeln.

In der ersten Simulation (DT) erfolgte keine echte Rezirkulation, da bei jeder Beschickung neues Filtrat mit derselben Konzentration in den Denitrifikationstank gepumpt wird.

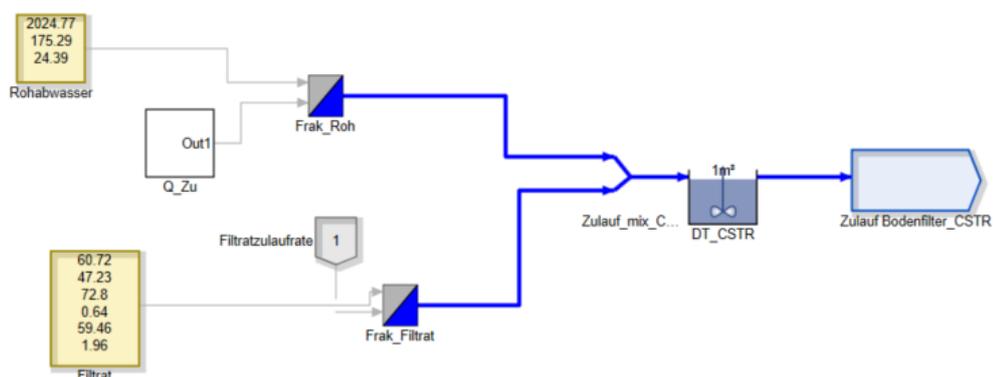


Abbildung 15: Darstellung des vorgeschalteten Denitrifikationstanks (CSTR) in Simba#water mit Rohabwasser- und Filtratzulauf, sowie ASM-Convertern

4.1.1 Beschickung

Beschickung: Konzentrationen

Die verwendeten Konzentrationen des Zulaufs und des Filtrats können Tabelle 19 entnommen werden. Für den TKN wurde angenommen, dass der gemessene TN im Zulauf komplett aus $\text{NH}_4\text{-N}$ und organischem Stickstoff besteht.

Tabelle 19: Eingangswerte des Rohabwassers und Filtrats für die Simulation

Ort	Bezeichnung	Arithmetischer Mittelwert	Standardabweichung	Anzahl der Messwerte
Rohabwasser	CSB in mg/l	2024,77	423,38	15
	TKN in mg/l	175,29	40,54	16
	P_{ges} in mg/l	24,39	4,77	16
Filtrat	CSB in mg/l	60,72	25,38	9
	TN in mg/l	72,8	24,8	9
	P_{ges} in mg/l	0,64	0,15	9
	$\text{NO}_3\text{-N}$ in mg/l	59,46	20,78	9
	$\text{NH}_4\text{-N}$ in mg/l	1,96	1,59	6

Für den gelösten Sauerstoffgehalt (engl.: Dissolved Oxygen- DO) im Filtrat liegen keine Messwerte vor. Für die Simulation wird angenommen, dass der DO-Gehalt im Filtrat

aufgrund der Verweilzeit (ca. 1 Tag) bei 0 mg/l liegt. Dies muss nicht mit der Realität übereinstimmen, eine genaue Abschätzung ist an dieser Stelle schwer durchführbar.

Alle gemessenen Zulauf- und Ablaufwerte können dem Anhang C entnommen werden.

Beschickung: Volumenstrom

Der Volumenstrom der Beschickung wurde über eine Excel Tabelle eingelesen. Der Tagesverlauf der Beschickungen kann Abbildung 16 entnommen werden. Die Beschickung mit Rohabwasser erfolgte für jeweils 3 Tage, danach kam eine Beschickungspause von 3 Tagen. Die Rezirkulation fand auch während der Beschickungspause statt.

Im Durchschnitt wurde über die komplette Zeit weniger als 1 m³/d auf den Filter gepumpt, da es auch Tage gab, an denen die 1 m³/d nicht erreicht wurden. Der berechnete Tagesverlauf kann der Abbildung 16 entnommen werden. Bei durchschnittlich 17 Beschickungen pro Tag mit 53 l pro Beschickung sind das 901 l/d.

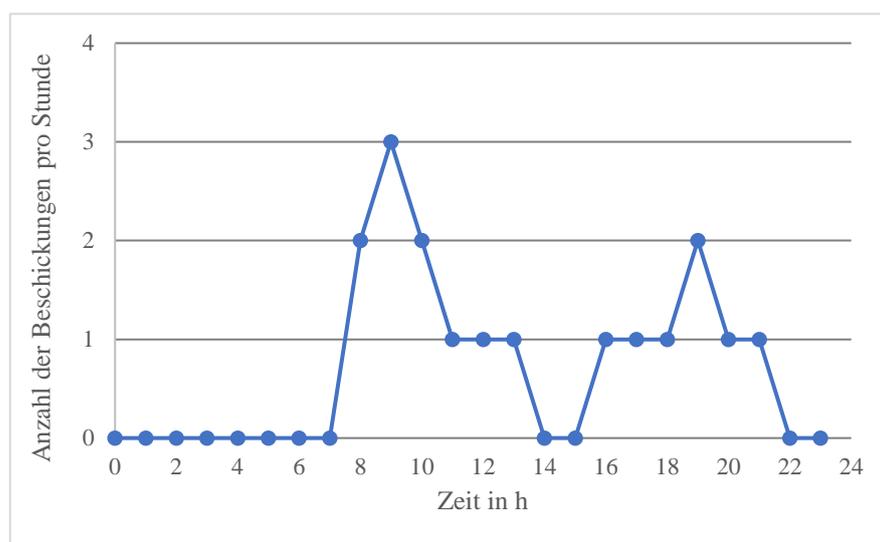


Abbildung 16: Tagesverlauf der Anzahl der Beschickungen der bepflanzten Bodenfilter

4.1.2 CSB-Fraktionierung

Für die CSB-Fraktionierung wurden die Fraktionen wie in Kapitel 2.4.2 beschrieben berechnet und angepasst. Zur Fraktionierung des CSB im Zulauf konnten folgende Messwerte herangezogen werden: $CSB_{\text{Rohabwasser}}$, $CSB_{\text{Rohabwasser,filtriert}}$, $CSB_{\text{Ablauf LSF}}$. Die genaue Aufteilung der Fraktionen kann Abbildung 17 entnommen werden.

Der CSB im Ablauf des LSF kann als gelöster inerte CSB ($S_{\text{CSB,inert}}$) herangezogen werden. Der daraus berechnete Wert für f_s lag mit 0,02 knapp unterhalb des empfohlenen Wertes für kommunales Abwasser (0,05) (DWA, 2016).

Der filtrierte CSB kann als gelöster CSB (S_{CSB}) angenommen werden. Aus der Differenz zwischen dem filtrierte und dem unfiltrierten CSB (C_{CSB}) des Zulaufs wurde der

partikuläre CSB berechnet (X_{CSB}). Mithilfe des Faktors, der den in der organischen Trockensubstanz enthaltenen CSB abschätzt (1,6 g CSB/ g TSS,organisch), wurde der organische TSS Gehalt berechnet. Da Wasser aus Freizeiteinrichtungen zu kommunalem Abwasser gehört, wurde der Wert für die Berechnung des organischen TSS aus dem DWA Arbeitsblatt A 131 (2016) gewählt (1,6 g CSB/ g TSS,organisch). Der partikuläre CSB wurde durch den Wert geteilt. Unter der Annahme des Standardwerts für $f_b=0,3$ für kommunales Abwasser ohne Vorklärung, lag der berechnete TSS bei 1398 mg/l.

Um ein realistisches BSB₅ zu CSB Verhältnis für Abwasser von Freizeiteinrichtungen und häusliches Abwasser zu erhalten (siehe 2.1.5) wurde f_A mit 0,7 angesetzt. Der BSB₅ entspricht dem abbaubaren Anteil des CSB (=C_{CSB,abb}). Der hohe inerte Anteil des partikulären CSB hängt damit zusammen, dass es sich um frisches Rohabwasser handelt, welches nicht vorbehandelt wurde. Viele partikuläre Bestandteile wie Klopapier sind enthalten, da es keinen Rechen gibt. Außerdem konnten noch keine Abbauprozesse oder eine Hydrolyse stattfinden.

Die Messwerte für TSS und BSB₅ der letzten Saison wurden nicht berücksichtigt, da sie unplausibel erschienen. Hinzu kommt, dass weniger Proben auf BSB₅ und TSS getestet wurden und die BSB₅ Messung fehleranfälliger ist als die CSB Messung (DWA, 2003).

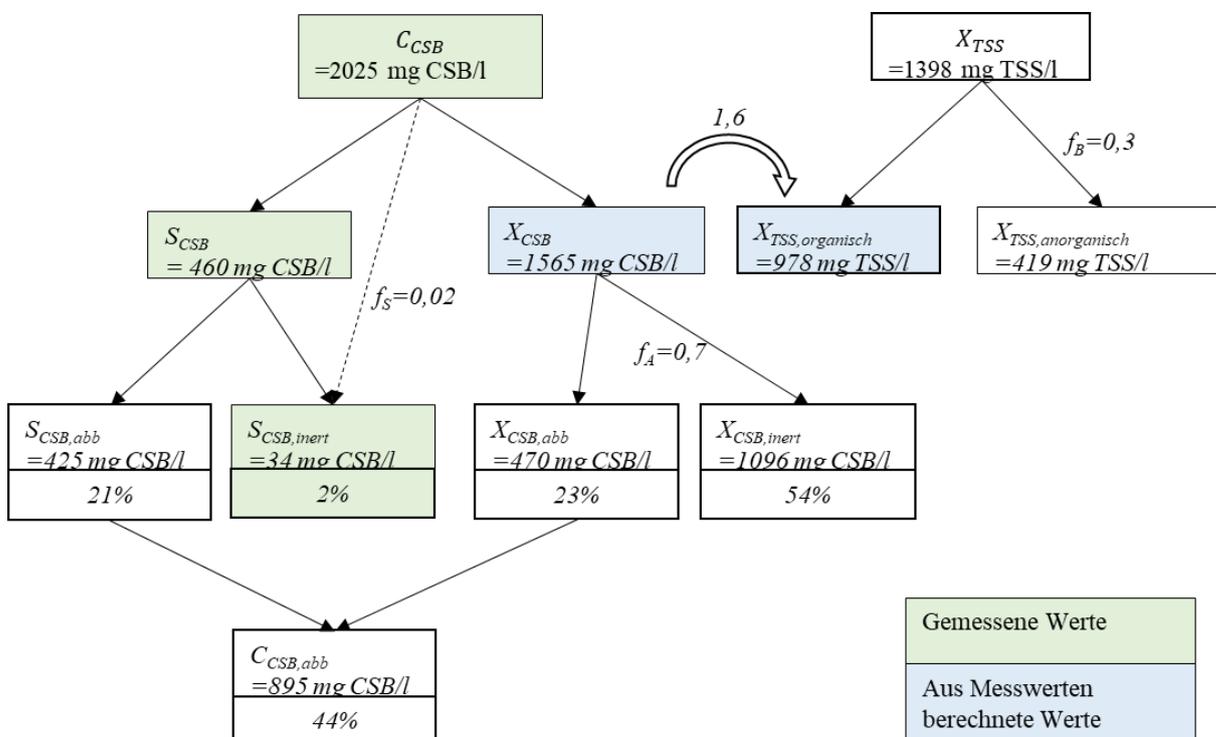


Abbildung 17: Verwendete CSB Fraktionierung für die Simulation

In Tabelle 20 sind die finalen Fraktionen für den Zulauf des Rohabwassers abgebildet.

Tabelle 20: Verwendete CSB-Fraktionierung des Rohabwassers für die Simulation, sowie Wertebereiche

Beschreibung	Symbol	Wertebereiche laut DWA A-131	Verwendete Werte
<i>Anteil gelöster, inerter CSB am gesamt CSB</i>	f_S	0,05- 0,1	0,02
<i>Anorganischer Anteil des Gesamt TS</i>	f_b	0,2- 0,3	0,30
<i>Inerter Teil des partikulären CSB</i>	f_A	0,2- 0,35	0,70
<i>Leicht abbaubarer Anteil des gesamt CSB</i>	f_{CSB}	0,15- 0,25	0,15
<i>Verhältnis des partikulären CSB zur flüchtigen Trockensubstanz g CSB/ g oTSS</i>	aCSB,oTSS	1,60	1,60
<i>Verhältnis der abfiltrierbaren Stoffe (TSS) zum gesamt CSB</i>	aXTSS,COD	-	0,69

Für das Filtrat wurde keine Fraktionierung durchgeführt, es wurden die vorhandenen Messwerte genutzt, wobei der vorhandene CSB als inert eingestuft wurde.

4.1.3 Einstellung der Szenarien

Die unterschiedlichen Szenarien können der Tabelle 18 entnommen werden.

Im DT_CSTR (=Rührkessel) wurde lediglich die Größe angepasst (0,5 m³/0,8 m³/1 m³). Der Denitrifikationstank mit Bewuchskörpern wurde dem Denitrifikationstank von Abdallat (2017) wie im Kapitel 2.2.3 beschrieben nachempfunden mit angepasster Größe. Die Parameter für Aufwuchsfläche und verdrängtes Reaktorvolumen wurden entsprechend aus Abdallat (2017) übernommen (siehe Tabelle 21).

Tabelle 21: Einstellungen für DT- MBBR Bewuchskörper aus Abdallat, 2017

Bezeichnung	Rechnung	Wert
Aufwuchsfläche je Träger	15 m ² /3600 Stk	0,00411 m ²
Reaktorvolumen verdrängt durch einen Träger	0,15 m ³ /3600 Stk	0,00004167 m ³

Die Anzahl der Bewuchskörper wurde der Größe des Tanks jeweils angepasst, wie Tabelle 22 zu entnehmen ist.

Tabelle 22: Anzahl der Bewuchskörper im DT- MBBR

Größe Tank in m ³	Rechnung	Anzahl Bewuchskörper
1	3600 Stk/4,5 m ³ *1 m ³	800
0,8	3600 Stk/4,5 m ³ *0,8 m ³	640
0,5	3600 Stk/4,5 m ³ *0,5 m ³	400

4.2 Einstellungen der 2. Simulation: Bepflanzter Bodenfilter

Zunächst erfolgte eine Basissimulation des BBF ohne vorgeschalteten Denitrifikationstank (DT). Die Einstellungen werden im nachfolgenden beschrieben. Danach wurde der vorgeschaltete Denitrifikationstank aus der 1. Simulation eingebaut. Die Einstellungen für den DT können dem vorherigen Unterkapitel 4.1 entnommen werden. Die mit eingebautem vorgeschalteten DT durchgeführten Szenarien sind in Tabelle 23 dargestellt.

Tabelle 23: Simulierte Szenarien des BBF mit vorgeschaltetem DT (Tankvolumen 1 m³) mit und ohne Bewuchskörper (CSTR und MBBR) und den Rezirkulationsraten R=100%, 300% und 500%.

Rezirkulationsrate (R)→	100%	300%	500%	Art des Tanks
Volumen des Denitrifikationstanks↓				
1 m ³	BBF-CSTR mit R=100%	BBF-CSTR mit R=300%	BBF-CSTR mit R=500%	CSTR
1 m ³	BBF-MBBR mit R=100%	BBF-MBBR mit R=300%	BBF-MBBR mit R=500%	MBBR

Da es kein vorgefertigtes Modul für Bodenfilter in *Simba#water* gibt, mussten einige Module kombiniert werden, um ein Verhalten der Pilotanlage simulieren zu können. Die Darstellung des BBF in *Simba#water* mit bereits eingebautem vorgeschalteten Denitrifikationstank kann Abbildung 18 entnommen werden.

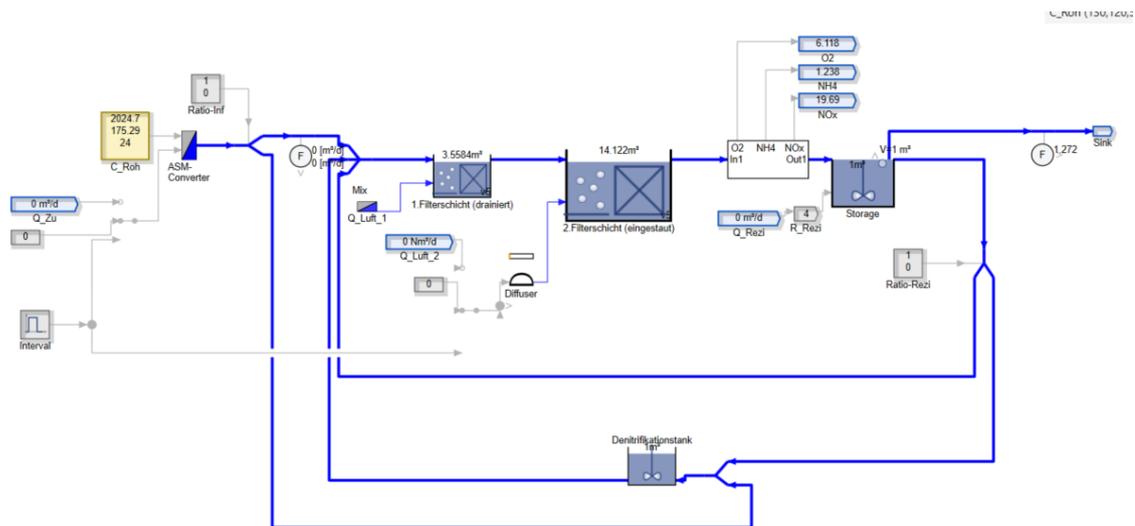


Abbildung 18: Grafische Darstellung des BBF in Simba#water mit vorgeschaltetem DT, intermittierender Beschickung und Belüftung der eingestauten Filterschicht als Festbettreaktor.

Die Fraktionierung des Rohabwassers entspricht den Angaben aus Tabelle 20 aus der 1. Simulation. Die Eingangskonzentrationen des Rohabwassers sind ebenfalls identisch mit denen der 1. Simulation (siehe Tabelle 19). Die Rezirkulationsrate liegt bei 400%.

4.2.1 Erste Filterstufe (drainiert)

Zur funktionalen Darstellung der 1. Filterschicht (drainiert) wurde ein Biofilm Modul verwendet. Es wurden die Standardeinstellungen für Tropfkörper verwendet, da diese dem drainierten Abschnitt des Vertikalfilters am nächsten kommen. Die Belüftung (Q_{Luft_1}) wurde ebenfalls dem Tropfkörpermodul entnommen mit einem maximalen spezifischen Oberflächen Sauerstofftransfer von $10 \text{ g/m}^2/\text{d}$. Hierbei handelte es sich um den Default Wert. (Alex, 2018)

Es wird davon ausgegangen, dass 60% des Volumens des Filters von Tonkies eingenommen werden. (Schütz, 2023)

4.2.2 Zweite Filterstufe (eingestaut)

Für die Simulation der 2. Filterschicht (eingestaut) des Filters wurde ein weiteres generisches Biofilmmodul verwendet. Auch hier wurden entsprechend 60% des Beckenvolumens durch Trägermaterial eingenommen. Es wurden sowohl die eingestaute Übergangsschicht als auch die eingestaute Filterschicht für die Dimensionierung des Reaktors herangezogen. Somit hat dieser eine Beckentiefe von 1,27 m, eine Beckenbreite von 2,18 m und eine Beckenlänge von 5,1 m.

Die aktive Belüftung erfolgte nur während der Beschickungsphase mit Rohabwasser, täglich in der Zeit von 22-8 Uhr und von 12-18 Uhr. Jede Stunde wird 45 Minuten lang mit 8 m³/h belüftet.

Der Filtratsammeltank wird als Modul ohne biologische Aktivität simuliert.

5 Ergebnisse und Diskussion

5.1 Vorgeschalteter Denitrifikationstank

5.1.1 Sensitivitätsanalyse

Zur Überprüfung des Einflusses der zwei Faktoren der Rezirkulationsrate und der Tankgröße auf die $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentration im Ablauf, wurden diese in einer Grafik aufgeführt. Der Einfluss der Faktoren kann anhand der Steigung der Graphen abgeschätzt werden. Der $\text{NO}_3\text{-N}$ Wert sinkt mit größerem Tankvolumen (siehe Abbildung 19). Die Abhängigkeit des Ablaufwertes von der Tankgröße ist annähernd linear.

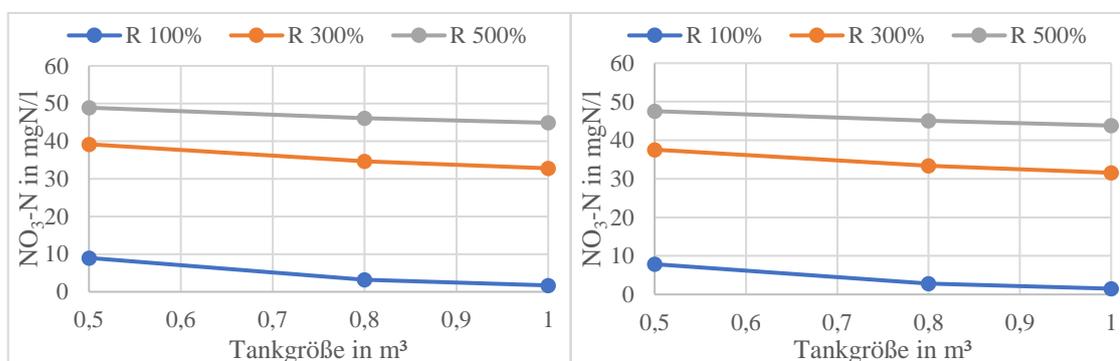


Abbildung 19: Links: $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentration in mg/l aufgetragen über das Tankvolumen 0,5 m³, 0,8 m³ und 1 m³ für die Rezirkulationsraten von 100%, 300% und 500% (DT-CSTR). Rechts: $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentration in mg/l aufgetragen über das Tankvolumen 0,5 m³, 0,8 m³ und 1 m³ für die Rezirkulationsraten von 100%, 300% und 500% (DT-MBBR).

Die Rezirkulationsrate hat einen stärkeren Einfluss auf die $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentration wie in Abbildung 20 zu sehen ist. Die Steigung des Graphen ist vor allem zwischen Rezirkulationsraten von 100% und 300% stark und flacht dann etwas ab. Mit der Rezirkulationsrate steigt auch der $\text{NO}_3\text{-N}$ Ablaufwert.

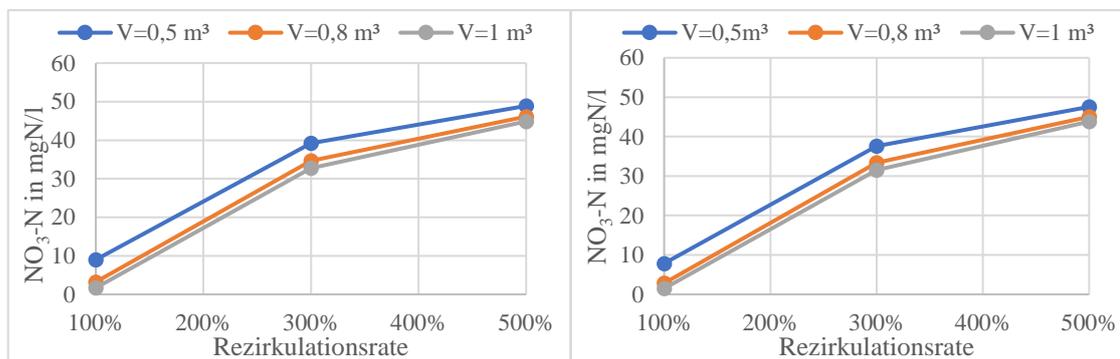


Abbildung 20: Links: $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentration im Ablauf in mg/l aufgetragen über Filtrat Zuflüsse von 100%, 300% und 500% für die Tankvolumen 0,5 m³, 0,8 m³ und 1 m³ (DT-CSTR). Rechts: $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentration im Ablauf in mg/l aufgetragen über Filtrat Zuflüsse von 100%, 300% und 500% für die Tankvolumen 0,5 m³, 0,8 m³ und 1 m³ (DT-MBBR).

In beiden Fällen verhält sich der Reaktor mit Bewuchskörpern ähnlich oder gleich dem Reaktor ohne Bewuchskörpern. Insgesamt ist der Einfluss der Größe des Tanks geringer als der Einfluss über die Rezirkulationsrate.

5.1.2 Szenarioanalyse: Ablaufwerte und Elimination

Nitratstickstoff (NO₃-N)

In Abbildung 21 sind die Werte für die Elimination von NO₃-N im vorgeschalteten Denitrifikationstank dargestellt.

Bei einem Volumen von 1 m³ und einem Filtratzulauf von 100% wurde der meiste Nitratstickstoff entfernt (94,75%). Der Reaktor mit Bewuchskörpern zeigt eine etwas bessere Entfernung bei gleichen Einstellungen (95,32%). Dies entspricht den Erwartungen, da sich durch ein größeres Reaktorvolumen die Verweilzeit verlängert, dementsprechend kann mehr NO₃-N entfernt werden. Bei Abdallat (2017) zeigten sich ähnliche Entfernungsraten erst nach 48h. Bei einer Rezirkulationsrate von 100% wird wesentlich mehr CSB in den Tank verbracht, wodurch die Denitrifikation leichter stattfinden kann.

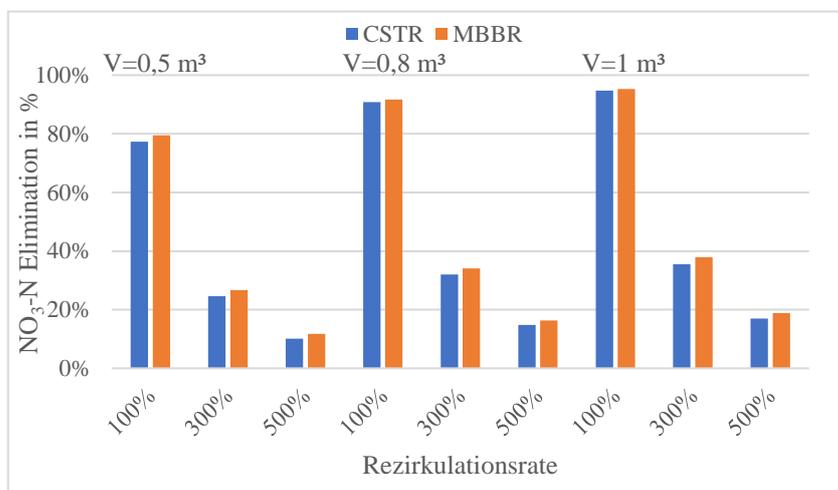


Abbildung 21: Elimination von NO₃-N in % aufgeschlüsselt über die Filtratzulaufweite von 100% bis 500%. Die linken Säulen (blau) stellen den CSTR dar, die rechten (orange) den MBBR.

Die Ablaufwerte stimmen mit der Elimination überein (siehe Abbildung 22), den niedrigsten NO₃-N Ablaufwert weist sowohl bei MBBR, als auch bei CSTR das Szenario mit einer Rezirkulationsrate von 100% auf (MBBR=7,85 mg/l, CSTR=9,00 mg/l).

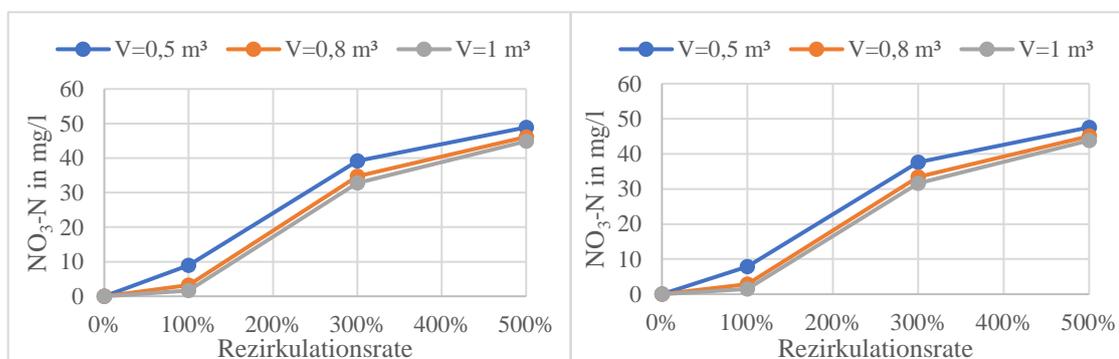


Abbildung 22: Links: NO₃-N Konzentration des Ablaufs in mg/l für den DT-CSTR mit den Rezirkulationsraten 100%, 300% und 500%. Rechts: NO₃-N Konzentration des Ablaufs in mg/l für den DT-MBBR mit den Rezirkulationsraten 100%, 300% und 500%.

Ammoniumstickstoff (NH₄-N)

Bei Betrachtung der Elimination fällt auf, dass es zu einer NH₄-N Bildung kommt, was an den negativen Werten erkennbar ist (siehe Abbildung 23). Da die DO Konzentration bei 0 mg/l liegt, findet hier eine Ammonifikation statt. Der MBBR- Reaktor (V=0,8 m³) mit einer Rezirkulation von 100% zeigt mit 7,21% die höchste NH₄-N Bildung. Dies liegt an der höheren TKN Konzentration durch das Rohabwasser, anders als bei höheren Rezirkulationsraten. Der MBBR bietet eine größere Aufwuchsfläche für Biofilm, weshalb dieser besser abschneidet als der CSTR. Unklar ist, warum im MBBR Reaktor der Größe 0,8 m³ mehr Ammonium gebildet wird als im größeren Reaktor (6,78%). Beim CSTR zeigt sich ein ähnliches Muster, auch hier liegt die Ammonifikation des Reaktors mit 0,8 m³ höher (6,20%) als diese des Reaktors mit 1 m³ (5,78%). Für die Elimination wurde die Fracht (g/d) betrachtet, welche sehr gering war. Daher können bereits geringe Abweichungen einen großen Unterschied machen. Möglicherweise liegt hier auch ein Fehler des Programms vor.

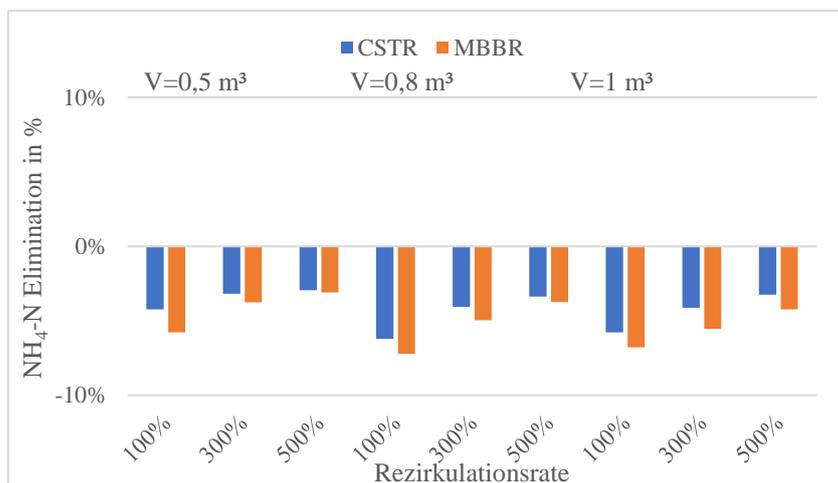


Abbildung 23: Elimination von NH₄-N in % aufgeschlüsselt über die Rezirkulationsrate von 100% bis 500%. Die linken Säulen (blau) stellen den CSTR dar, die rechten den MBBR (orange).

Anders als in Abbildung 23 zu sehen, sinkt der NH₄-N Gehalt mit steigender Rezirkulation (siehe Abbildung 24). Dies liegt vor allem an der Verdünnung. Die Verläufe und Konzentrationen der Reaktorgrößen sind sehr ähnlich, daher liegen die Graphen übereinander.

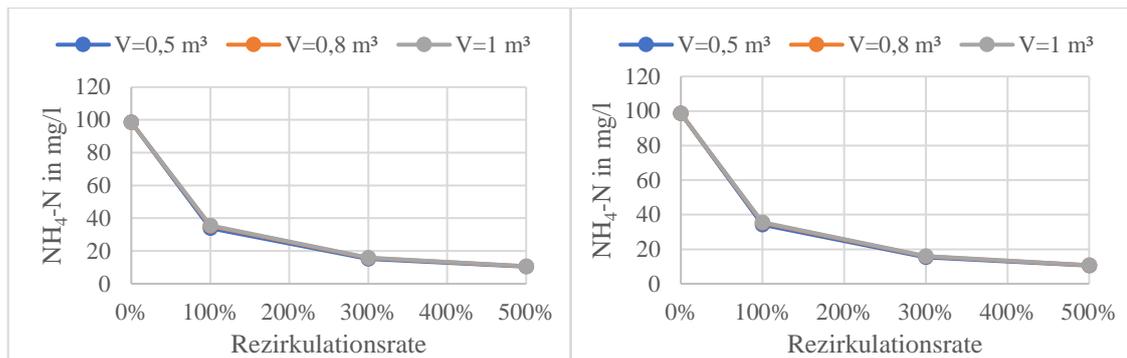


Abbildung 24: Links: $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration des Ablaufs in mg/l für den DT-CSTR mit den Rezirkulationsraten 100%, 300% und 500%. Rechts: $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration des Ablaufs in mg/l für den DT-MBBR mit den Rezirkulationsraten 100%, 300% und 500%.

5.2 Bepflanzter Bodenfilter

Auf Grundlage der vorherigen Ergebnisse wird im weiteren Verlauf die Gesamtanlage mit vorgeschaltetem Denitrifikationstank betrachtet.

Ein vorgeschalteter Denitrifikationstank von 1 m³ wurde jeweils als CSTR und als MBBR-Modul in den bepflanzten Bodenfilter eingebaut.

5.2.1 Verifizierung der Basissimulation

Zur Verifizierung des bepflanzten Bodenfilters wurden die Ablaufwerte der Simulation mit den realen Ablaufwerten verglichen. Zur Bewertung der Simulationsergebnisse und zum Vergleich mit den real gemessenen Ablaufwerten wurde folgende Modeloutputs gewählt: CSB-, TN-, $\text{NH}_4\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$. Der CSB-Wert ist relevant für die Beurteilung der Kohlenstoffelimination; die Stickstoffwerte für die Stickstoffelimination. Die Ergebnisse können Tabelle 24 entnommen werden.

Tabelle 24: Verifizierung der Simulation des BBF: Vergleich der Ablaufwerte

	Ablaufwerte Pilotanlage	Ablaufwerte Simulation	Absolute Abweichung	Relative Abweichung	Korrekturfaktor k
CSB in mg/l	60,72	40,22	20,5	33,76%	1,34
TN in mg/l	72,8	20,41	52,39	71,96%	1,72
$\text{NH}_4\text{-N}$ in mg/l	1,96	0,59	1,37	69,90%	1,70
$\text{NO}_3\text{-N}$ mg/l	59,46	19,39	40,07	67,39%	1,67
Abweichung	<10%	<20%	>20%		

Es konnte keine genaue Übereinstimmung zwischen Realität und Modell erzielt werden. Das Modell zeigt bessere Reinigungsleistungen als die Realität: Der TN-Wert der

Simulation ist um 71,96% niedriger als der reale Wert. Allerdings zeigt sich ein ähnliches Verhalten des Filters ab, mit einer hohen $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentration (19,39 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$) und einer niedrigen $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration (0,59 mg $\text{NH}_4\text{-N /l}$).

Für die großen Abweichungen der Werte gibt es mehrere Erklärungen. Zum einen stellt eine Simulation immer den Idealfall dar. Zum anderen ist *Simba#water* nicht darauf ausgelegt bepflanzte Bodenfilter zu simulieren. Es handelt sich um eine Software zur Erstellung kommunaler Kläranlagen. Das Tropfkörpermodul kommt einem bepflanzten Bodenfilter am nächsten, konnte aber keine zufriedenstellenden Ergebnisse liefern.

Entscheidend bei der Simulation bepflanzter Bodenfilter ist das hydraulische Verhalten (Langergraber and Šimůnek, 2006). Bei einem bepflanzten Bodenfilter dringt das Wasser langsam in den Filter ein. In *Simba#water* ist der Füllstand der Module konstant. Auch spielt die Adsorption an das Filtermedium eine große Rolle für die Stoffelimination in bepflanzten Bodenfiltern. Dieses Verhalten kann nicht oder nur begrenzt simuliert werden. (Alex, 2018)

Außerdem standen für eine genaue Beurteilung der Stoffelimination in den einzelnen Schichten nicht genügend Daten zur Verfügung. Es wurde lediglich eine CSB Messung nach der ersten Filterschicht durchgeführt. Andere Parameter wurden nicht betrachtet. Ebenso wenig wurden Tagesgänge der Konzentrationen im Zulauf erstellt.

5.2.2 Szenarioanalyse: Ablaufwerte und Stoffelimination

Nitratstickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$)

Die mittleren Ablaufwerte für $\text{NO}_3\text{-N}$ können Tabelle 25 entnommen werden. Es handelt sich dabei um korrigierte Werte. Alle Ablaufwerte inklusive der spezifischen Stoffeliminationen bezogen auf die Oberfläche des bepflanzten Bodenfilters können dem Anhang C entnommen werden. Insgesamt zeigt bei beiden BBF Szenarien (CSTR und MBBR) das Rezirkulationsverhältnis von 100% die besten $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen im Ablauf (11,72 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ und 11,62 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$). Dies stimmt überein mit den Ergebnissen der vorausgegangen Simulation des DT.

Tabelle 25: $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen im Ablauf des BBF und DT für die Szenarien BBF-CSTR und BBF-MBBR mit den Rezirkulationsraten 100%, 300% und 500%.

NO ₃ -N						
DT Reaktor	MBBR	MBBR	MBBR	CSTR	CSTR	CSTR
Rezirkulationsrate	100%	300%	500%	100%	300%	500%
Ablauf DT in mg NO ₃ -N/l	0,03	0,77	4,52	0,03	1,52	6,91
Ablauf BBF in mg NO ₃ -N/l	11,62	12,69	14,78	11,72	12,92	16,74

Ammoniumstickstoff (NH₄-N)

Die NH₄-N Konzentration des Ablaufs des BBF ist bei einer Rezirkulationsrate von 100% am niedrigsten (siehe Tabelle 26). Durch diese vorgeschaltete Ammonifikation innerhalb des DT, verbessert sich auch die Nitrifikation im BBF. Insgesamt liegt die NH₄-N Elimination aller Szenarien bei über 99% (siehe Anhang C.2). Bei der realen Anlage konnte eine Elimination von zirka 98% festgestellt werden, somit stimmen Realität und Simulation überein. Der Zielwert des Projektes von <10 mg NH₄-N/l würde somit erreicht werden, wobei dieser auch in der Realität bereits erreicht wurde. Dies deckt sich mit dem DWA Arbeitsblatt A 262, wonach bei allen Vertikalfiltern bei einer Temperatur > 12°C ein Ablaufwert von ≤ 10 mg NH₄-N/l erreicht werden kann.

Tabelle 26: NH₄-N Ablaufwerte BBF und DT für die Szenarien BBF-CSTR und BBF-MBBR mit den Rezirkulationsraten 100%, 300% und 500%.

NH ₄ -N						
DT Reaktor	MBBR	MBBR	MBBR	CSTR	CSTR	CSTR
Rezirkulationsrate	100%	300%	500%	100%	300%	500%
Ablauf DT in mg NH ₄ -N/l	56,19	24,14	15,99	54,84	22,31	16,07
Ablauf BBF in mg NH ₄ -N/l	0,27	0,54	0,70	0,27	0,59	0,75

Gesamtstickstoff

Entsprechend des Verhaltens der $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentrationen steigt auch die TN Konzentration im Ablauf bei steigenden Rezirkulationsraten (siehe Tabelle 27). Anhand der Werte wird ersichtlich, dass es sich dabei fast vollständig um anorganischen Stickstoff handelt (11,62 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$, 0,27 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ bei BBF-MBBR und $R=100\%$).

Die Gesamtstickstoffeliminationsraten lagen in der Simulation mit vorgeschaltetem Denitrifikationstank zwischen 89,29% (BBF-CSTR mit $R=500\%$) und 92,61% (BBF-MBBR mit $R=100\%$). Bei der Pilotanlage auf dem Naturcampingplatz wurde im letzten Jahr eine Gesamtstickstoffelimination von zirka 58,47% erreicht. Damit stellt in der Simulation der Einbau einer vorgeschalteten Denitrifikation eine Verbesserung der Leistung um mindestens 30% dar. Bei Abdallat (2017) lag die Stickstoffelimination bei 48,6% ohne Bewuchskörper und bei 52,4% mit Bewuchskörpern (Abdallat, 2017; DWA, 2017).

Mit einem anorganischem Stickstoffwert von maximal 17,49 mgN/l (BBF-CSTR mit $R=500\%$) und einem minimalen Ablaufwert von 11,89 mgN/l (BBF-MBBR mit $R=100\%$) würde der angestrebte Zielwert von < 25 mgN/l in allen Szenarien erreicht werden.

Es muss beachtet werden, dass es sich hier um simulierte Werte handelt. In einer Simulation liegen ideale Bedingungen vor, was in der Realität nicht der Fall ist. Auch sind die Vorgänge innerhalb eines bepflanzten Bodenfilters wesentlich komplexer als hier darstellbar.

Tabelle 27: Gesamtstickstoff Ablaufwerte BBF und DT für die Szenarien BBF-CSTR und BBF-MBBR mit den Rezirkulationsraten 100%, 300% und 500%.

TN						
DT Reaktor	MBBR	MBBR	MBBR	CSTR	CSTR	CSTR
Rezirkulationsrate	100%	300%	500%	100%	300%	500%
Ablauf DT in mgN/l	99,71	43,34	32,63	97,08	40,57	35,12
Ablauf BBF in mgN/l	12,95	14,38	16,71	13,00	14,67	18,78

CSB

Die CSB Werte bleiben bei variabler Rezirkulationsrate relativ stabil und verändern sich nur minimal, wie aus Tabelle 28 ersichtlich wird.

Die Eliminationsraten des BBF liegen in allen Szenarien über 97% und entsprechen somit der Eliminationsrate der Pilotanlage (97,00%). Die vorgeschaltete Denitrifikation hat einen geringen bis keinen Einfluss auf die Kohlenstoffelimination. Wie in der Tabelle 28 abgelesen werden kann, wird der Zielwert des Projektes von <75 mg CSB/l in allen Szenarien erreicht.

Tabelle 28: CSB Ablaufwerte BBF und DT für die Szenarien BBF-CSTR und BBF-MBBR mit den Rezirkulationsraten 100%, 300% und 500%.

CSB						
DT Reaktor	MBBR	MBBR	MBBR	CSTR	CSTR	CSTR
Rezirkulationsrate	100%	300%	500%	100%	300%	500%
Ablauf DT in mg CSB/l	906,15	394,17	266,66	880,81	361,47	267,00
Ablauf BBF in mg CSB/l	54,77	55,90	56,92	54,70	55,84	56,92

Bei Betrachtung aller Eliminationsraten in Abbildung 25 ergeben sich ähnliche Verhaltensweisen und Abläufe für den CSTR und den MBBR als vorgeschalteten Denitrifikationsstank. Die CSB und NH₄-N Eliminationsraten sind identisch oder nur geringfügig besser im Vergleich zu denen der Basissimulation. Die NO₃-N Eliminationleistung bezieht sich auf den gemessenen Ablaufwert der Pilotanlage von 59,46 mg NO₃-N/l. Es kommt zu einer Steigerung der NO₃-N Elimination um mehr als 80%, bei höheren Rezirkulationsraten sinkt die Eliminationsleistung allerdings wieder auf < 80%. Im Fall des Reaktors

ohne Bewuchskörper sinkt der Wert sogar auf 71,85% (R=500%). In der Simulation BBF-MBBR ist das Absinken im selben Fall etwas geringer (75,14%).

Insgesamt verhalten sich CSTR und MBBR ähnlich, wobei die Stickstoffeliminationsrate des MBBR um 0,03% (R=100%) bis 1,17% (R=500%) höher liegt.

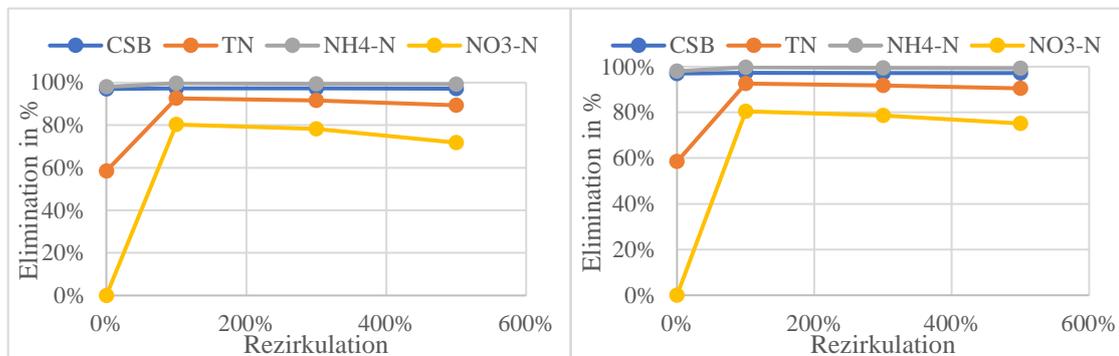


Abbildung 25: Links: Eliminationsraten für CSB, TN, NH₄-N und NO₃-N aufgeschlüsselt über der Rezirkulationsrate 0%, 100%, 300% und 500%. Die Elimination bezieht sich auf die Rohabwasserwerte für CSB, TN und NH₄-N. Die Elimination für NO₃-N bezieht sich auf den Filtratwert (BBF-CSTR). Rechts: Eliminationsraten für CSB, TN, NH₄-N und NO₃-N aufgeschlüsselt über der Rezirkulationsrate 0%, 100%, 300% und 500%. Die Elimination bezieht sich auf die Rohabwasserwerte für CSB, TN und NH₄-N. Die Elimination für NO₃-N bezieht sich auf den Filtratwert (BBF-MBBR).

Die Ergebnisse zeigen, dass ein vorgeschalteter Denitrifikationstank eine gute Möglichkeit ist, um die Stickstoffelimination eines bepflanzten Bodenfilters zu optimieren und die Denitrifikationsleistung zu steigern.

In der Realität werden keine Rezirkulationsraten von > 300% empfohlen, da der Filter hydraulisch überlastet werden kann (Arias et al., 2005). Hinzu kommt der erhöhte Energieverbrauch der Pumpen, wodurch der bepflanzte Bodenfilter weniger nachhaltig würde und die Betriebskosten steigen würden.

6 Zusammenfassung und Ausblick

In der Simulation des vorgeschalteten Denitrifikationstanks zur Beurteilung der Art und Größe des Denitrifikationstanks zeigte der Tank mit der Größe 1 m³ und einem Filtratzufluss von 100% die besten NO₃-N Ablaufwerte, wobei der Rührkessel und der Reaktor mit Bewuchskörpern ähnliche Ergebnisse zeigten und daher beide in den Bodenfilter eingesetzt wurden.

Durch das Einsetzen des Denitrifikationstanks in die Simulation des bepflanzten Bodenfilters (BBF) wurden die zuvor erhaltenen Ergebnisse bestätigt. Auch hier zeigt eine Re-zirkulationsrate von 100% die besten Ergebnisse. Der Reaktor mit Bewuchskörpern zeigte eine etwas bessere Stickstoffeliminationsrate (0,03%) als der Reaktor ohne Bewuchskörper. In der Studie von Abdallat (2017) lag eine Steigerung der Eliminationsleistung um 3,8% vor. Die Unterschiede zwischen Realität und Simulation sind auf die idealen Bedingungen in der Simulation zurückzuführen. Die Stickstoffelimination in der Simulation liegt bereits bei 92,58% (Tank ohne Bewuchskörper) und bei 92,61% (Tank mit Bewuchskörper).

Anhand der Ergebnisse wäre ein vorgeschalteter Denitrifikationstank der Größe 1 m³ und mit einer Re-zirkulationsrate von 100% als sinnvolle Maßnahme zur Verbesserung der Stickstoffelimination des beschriebenen bepflanzten Bodenfilters zu erachten. Bei einer höheren Re-zirkulationsrate (300% und 500%) verschlechtert sich die NO₃-N Elimination wieder. Bei höheren Re-zirkulationsraten steigt außerdem der Energiebedarf aufgrund einer erhöhten Pumpaktivität, welches sich negativ auf die Betriebskosten auswirken würde.

Unter Berücksichtigung der Studie von Arias et al. (2005) wäre es jedoch auch interessant eine Re-zirkulationsrate zwischen 100% und 200% an der Pilotanlage zu überprüfen. Die Variante mit Bewuchskörpern stellt ebenfalls eine Option dar, obwohl die gewünschte Eliminationsrate womöglich auch ohne Bewuchskörper erreicht werden kann. Die Nutzung von Bewuchskörpern erhöht die Investitionskosten, wenn auch nur geringfügig (je nach Trägermaterial), daher wäre dies eine zusätzliche Maßnahme. Auch in diesem Fall sind weitere Untersuchungen an der Pilotanlage zu empfehlen.

Mit den Ablaufwerten bei Nutzung eines vorgeschalteten Denitrifikationstanks ohne Bewuchskörper können die Zielwerte erreicht werden (siehe Tabelle 29). Der bepflanzte Bodenfilter würde den Zielanforderungen des Projektes entsprechen und auch denen der Wasserwiederverwendung, soweit es um die untersuchten Parameter geht. In der nächsten Saison sollten entsprechende Messungen zur Überprüfung der Wirksamkeit des vorgeschalteten Denitrifikationstanks durchgeführt werden.

Das entwickelte Modell bildet eine gute Grundlage zur weiteren Optimierung. Durch eine weitergehende Modellkalibrierung kann die Modelleffizienz verbessert werden. Im

weiteren Verlauf können dann verschiedene Betriebsregime im Modell getestet und anschließend an der realen Anlage überprüft werden. Veränderungen der Beschickung oder der Belüftung können überprüft und optimiert werden. Auch eine „Fill-and-Drain“ Beschickung des Filters sollte erforscht werden. In Bezug auf die Modellierung könnte es sinnvoll sein, zu überprüfen, ob ein ASM Modell mit zweistufiger Nitrifikation die Simulation optimieren würde.

Tabelle 29: Vergleich der Zielwerte für den Ablauf des BBF mit den erreichbaren Werten laut der Simulation (BBF-CSTR, R=100%)

Bezeichnung	Simulation	Zielwert	Einheit
CSB	54,60	< 75	mg CSB/l
N _{anorg}	11,99	< 25	mg N/l
NH ₄ -N	0,27	< 10	mg N/l

Literaturverzeichnis

Abdallat, G. (2017) *Optimization of Nitrogen Removal in Various Vertical Flow Constructed Wetland Designs and Application of Treated Wastewater for Reuse in Irrigation in Jordan*.

Ahnert, M. *et al.* (2015) ‘Dynamische Simulation als Bestandteil einer Kläranlagenbemessung nach DWA-A 131’, *Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 62(7), pp. 615–624. Available at: <https://doi.org/10.3242/kae2015.07.003>.

Alex, J. (2018) *Simba 5.0: Manual Biofilm models (unveröffentlicht)*. Magdeburg. Available at: <http://www.ifak.eu>.

Al-Zreiqat, I. *et al.* (2018) ‘Influence of septic tank attached growth media on total nitrogen removal in a recirculating vertical flow constructed wetland for treatment of domestic wastewater’, *Ecological Engineering*, 118, pp. 171–178. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.013>.

Arias, C.A., Brix, H. and Marti, E. (2005) ‘Recycling of treated effluents enhances removal of total nitrogen in vertical flow constructed wetlands’, *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 40(6–7), pp. 1431–1443. Available at: <https://doi.org/10.1081/ESE-200055882>.

Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Verbraucherschutz (2023) *Spurenstoffe und vierte Reinigungsstufe für Kläranlagen*. Available at: <https://www.stmuv.bayern.de/themen/wasserwirtschaft/abwasser/spurenstoffe.htm> (Accessed: 28 April 2023).

BG Bau (2023) *Leichte biologische Abbaubarkeit: Quotient aus BSB5 und CSB*. Available at: <https://www.bgbau.de/themen/sicherheit-und-gesundheit/gefahrstoffe/sicherheitsdatenblatt/leichte-biologische-abbaubarkeit-quotient-aus-bsb5-und-csb> (Accessed: 11 May 2023).

Boog, J. *et al.* (2014) ‘Hydraulic characterization and optimization of total nitrogen removal in an aerated vertical subsurface flow treatment wetland’, *Bioresource Technology*, 162, pp. 166–174. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.100>.

Boutin, Catherine *et al.* (2014) *Vertical flow constructed wetlands subject to load variations: an improved design methodology connected to outlet quality objectives*. Available at: <https://hal.inrae.fr/hal-02601664>.

Brandenburgisches Vorschriftensystem (2003) *Richtlinie über den Einsatz von Kleinkläranlagen vom 28. März 2003*. Available at: <https://bravors.brandenburg.de/de/verwaltungsvorschriften-216988> (Accessed: 28 April 2023).

Deutsches Institut für Bautechnik (2023) *Kleinkläranlagen*. Available at: <https://www.dibt.de/de/bauprodukte/informationsportal-bauprodukte-und-bauarten/produktgruppen/bauprodukte-detail/bauprodukt/kleinklaeranlagen> (Accessed: 28 April 2023).

Dong, Z. and Sun, T. (2007) 'A potential new process for improving nitrogen removal in constructed wetlands-Promoting coexistence of partial-nitrification and ANAMMOX', *Ecological Engineering*, 31(2), pp. 69–78. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoeng.2007.04.009>.

Dotro, G. *et al.* (2017) *Biological Wastewater Treatment Series Volume 7: Treatment Wetlands*. 1. Auflage. IWA Publishing. Available at: <https://doi.org/10.2166/9781780408774>.

DWA (2003) *Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198: Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen*. Hennef: ATV-DVWK, Dt. Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.

DWA (2016) *Arbeitsblatt DWA-A 131: Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen*. Available at: www.dwa.de.

DWA (2017) *Arbeitsblatt DWA-A 262: Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kläranlagen mit Bodenfiltern zur Reinigung kommunalen Abwassers*. Available at: www.dwa.de.

DWA (2019) *DWA Arbeitsblatt A-221: Grundsätze für die Verwendung von Kleinkläranlagen*. Hennef.

DWA (2023) *Klare Konzepte. Saubere Umwelt. Mit der DWA Zukunft gestalten*. Available at: https://de.dwa.de/files/_media/content/01_DIE_DWA/%C3%9Cber%20uns/DWA-kompakt/DWA-kompakt/2/index.html (Accessed: 28 April 2023).

EU 2020/741 (2020) *VERORDNUNG (EU) 2020/741 DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 25. Mai 2020 über Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32020R0741>.

Garcia Pérez, A. (2006) *Water quality effluent from a recirculating vertical flow constructed wetland*. Available at: <https://www.researchgate.net/publication/292769894>.

Gujer, W. *et al.* (1999) 'Activated sludge model No 3', *Wat. Sci. Tech.*, 39(1), pp. 183–193.

Gujer, W. (2007) *Siedlungswasserwirtschaft*. 3. Auflage. Berlin Heidelberg: Springer.

Henze, M. *et al.* (1987) 'Activated Sludge Model No 1', *Wat Sci Technol*, 29.

- Höhne, V. (2023) *Naturcampingplatz Parsteiner-See*. Available at: <https://parsteiner-see-camping.de/> (Accessed: 9 May 2023).
- ifak (2023) *Simba#*. Available at: <https://www.ifak.eu/de/produkte/simba> (Accessed: 11 May 2023).
- Kraiem, K. *et al.* (2019) ‘Comparative study on pilots between ANAMMOX favored conditions in a partially saturated vertical flow constructed wetland and a hybrid system for rural wastewater treatment’, *Science of the Total Environment*, 670, pp. 644–653. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.220>.
- KWB (2020) *DeWaResT Projektantrag (unveröffentlicht)*.
- KWB (2022) *DeWaResT Zwischenbericht (unveröffentlicht)*.
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (1998) *Simulation kommunaler Kläranlagen-Hinweise zur Anwendung der dynamischen Simulation am Beispiel von SIMBA*. Essen. Available at: <https://www.researchgate.net/publication/343628281>.
- Langergraber, G. and Šimůnek, J. (2006) *THE MULTI-COMPONENT REACTIVE TRANSPORT MODULE CW2D FOR CONSTRUCTED WETLANDS FOR THE HYDRUS SOFTWARE PACKAGE Manual-Version 1.0*.
- Ministerium für Ländliche Entwicklung Umwelt und Landwirtschaft des Landes Brandenburg (2019) *Managementplan für das Gebiet Parsteinsee*. Available at: www.gewasseroekologie-seddin.de.
- MLUK (2003) ‘Bekanntmachung des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung Vom 28. März 2003: Richtlinie über den Einsatz von Kleinkläranlagen’, *Amtsblatt für Brandenburg*, 14(17), pp. 467–483. Available at: <https://bravors.brandenburg.de/de/verwaltungsvorschriften-216988> (Accessed: 9 May 2023).
- MLUK Brandenburg (2021) *Kommunale Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg*. Potsdam. Available at: <https://mluk.brandenburg.de/>.
- Ruhrverband (2023) *Die Entwicklung der Abwasserreinigung*. Available at: <https://ruhrverband.de/abwasser/klaeranlagen/historischer-rueckblick/> (Accessed: 9 May 2023).
- Saeed, T. and Sun, G. (2012) ‘A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media’, *Journal of Environmental Management*, pp. 429–448. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>.
- Schalk, T. (2017) *Möglichkeiten zur Behandlung saisonal anfallender Abwässer in ländlich strukturierten Gebieten durch Anpassung der Bemessungsgrundlagen und temporäre Aktivierung interner Reserven*. Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades Doktoringenieur (Dr.-Ing.). Technische Universität Dresden.

Schütz, J. (2023) ‘Persönliche Mitteilung von Jan Schütz über die Beschaffenheit des bepflanzten Bodenfilters und die Wassernutzung auf dem Naturcampingplatz am Parsteiner See’. 0.

Silveira, D.D. *et al.* (2015) ‘Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater’, *Ecological Engineering*, 77, pp. 257–264. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoeng.2015.01.040>.

Simon, L. (2015) *Machbarkeitsstudie für eine dezentrale Abwasserentsorgung am Campingplatz Pehlitzwerder*. Bachelorarbeit. Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg.

Sölter, K. (2019) *Das Belebtschlammverfahren in Industriekläranlagen*. Available at: <https://klaerwerk.info/fachwissen/abwasserreinigung/das-belebtschlammverfahren-in-industrieklaeranlagen/> (Accessed: 1 May 2023).

Statistisches Bundesamt (2018) *Pressemitteilung Nr. 471 vom 3. Dezember 2018: 97 % der Bevölkerung an die öffentliche Kanalisation angeschlossen*. Available at: https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2018/12/PD18_471_322.html (Accessed: 28 April 2023).

Statistisches Bundesamt (2021) *Bewässerung in landwirtschaftlichen Betrieben / Landwirtschaftszählung - 2020*. Available at: www.destatis.de/kontakt.

Sterger, O. (2023) *Dynamische Kläranlagensimulation: Arbeitsschritte und Arbeitsumfang*. Available at: <https://www.sieker.de/fachinformationen/abwasserbehandlung/klaeranlagensimulation/article/arbeitsschritte-und-arbeitsumfang-183.html> (Accessed: 10 May 2023).

ufz (2019) *Entwicklung der Dürre 2018, Dürremonitor*. Available at: <https://www.ufz.de/index.php?de=44429> (Accessed: 28 April 2023).

Umweltbundesamt (2015) *Fremdwasser in der Kanalisation belastet Klärwerke*. Available at: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/fremdwasser-in-der-kanalisation-belastet-klaerwerke> (Accessed: 28 April 2023).

Umweltbundesamt (2017) *Wasserwirtschaft in Deutschland*. Available at: www.gebaeudekuehlung.de.

Umweltbundesamt (2022) *Abwasser*. Available at: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/abwasser> (Accessed: 28 April 2023).

UNESCO (2017) ‘Abwasser- Die ungenutzte Ressource’, *Weltwasserbericht der Vereinten Nationen 2017* [Preprint].

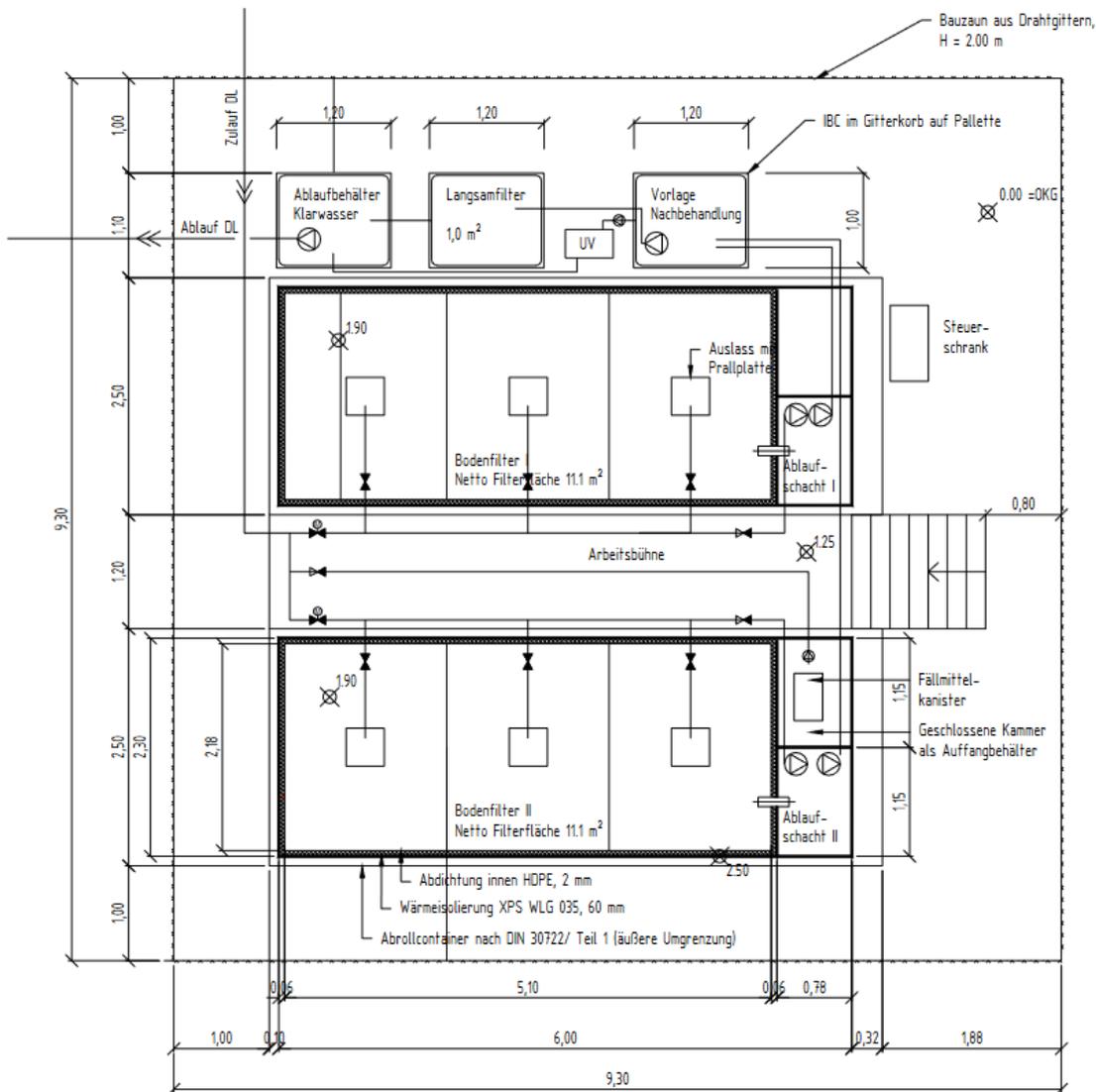
Vymazal, J. (2007) 'Removal of nutrients in various types of constructed wetlands', *Science of The Total Environment*, 380(1–3), pp. 48–65. Available at: <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2006.09.014>.

WasserWissen (2023a) *Absetzteich*. Available at: <http://www.wasser-wissen.de/abwasserlexikon/a/absetzteich.htm> (Accessed: 14 May 2023).

WasserWissen (2023b) *Kjeldahl-Stickstoff, TKN*. Available at: <http://www.wasser-wissen.de/abwasserlexikon/t/tnk.htm> (Accessed: 2 May 2023).

WasserWissen (2023c) *Mehrkammerabsetzgrube*. Available at: <http://www.wasser-wissen.de/abwasserlexikon/m/mehrkammerabsetzgrube.htm> (Accessed: 14 May 2023).

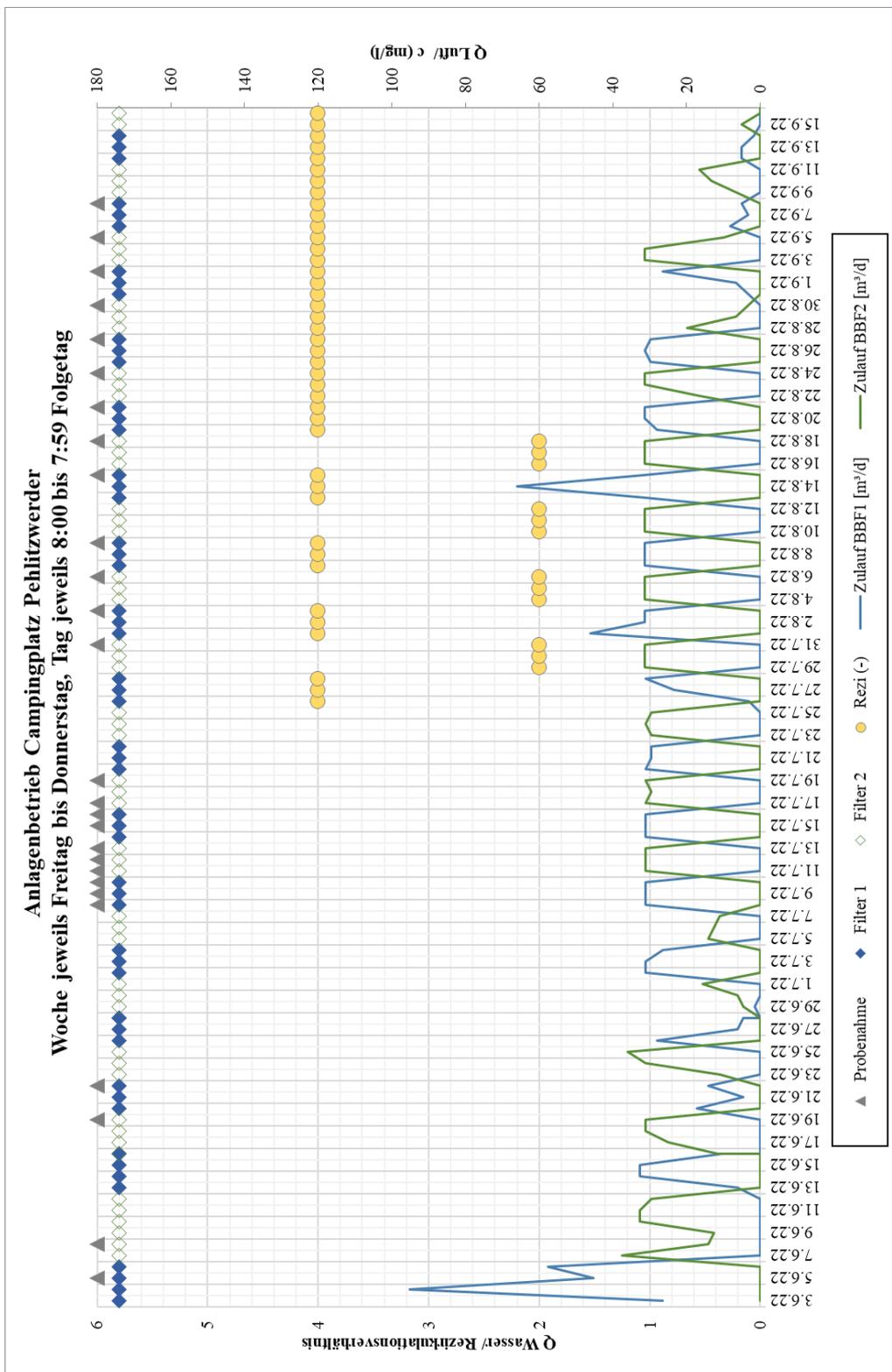
A.2 Anlagenskizze der Pilotanlage inklusive Nachbehandlung



Maßstab - 1:50



Anhang B: Betriebseinstellungen und Beschickung der beiden bepflanzten Bodenfilter im Zeitraum 03.06.22 bis zum 16.09.2022



Anhang C: Ergebnisse der Simulation des bepflanzten Bodenfilters mit vorgeschaltetem Denitrifikationstank

C.1 Vorgeschalteter Denitrifikationstank

	Filtratzulaufrate	Tankvolumen in m ³	CSB in mgCSB/l	NO-N in mgN/l	NH ₄ -N in mgN/l	TN in mgN/l
CSTR	100%	0,5	580,23	9,00	33,86	65,57
	300%	0,5	282,40	39,18	15,22	64,73
	500%	0,5	211,11	48,90	10,47	66,45
	100%	0,8	591,96	3,22	35,28	62,06
	300%	0,8	279,51	34,70	15,70	61,05
	500%	0,8	206,90	46,13	10,67	63,98
	100%	1	593,80	1,70	35,56	61,05
	300%	1	277,51	32,79	15,91	59,42
	500%	1	204,80	44,88	10,74	62,85
MBBR	100%	0,5	587,26	7,85	34,11	65,00
	300%	0,5	281,62	37,57	15,36	63,37
	500%	0,5	208,99	47,56	10,55	65,24
	100%	0,8	592,05	2,84	35,27	61,67
	300%	0,8	277,14	33,43	15,78	59,83
	500%	0,8	204,33	45,03	10,70	62,90
	100%	1	593,75	1,50	35,57	60,82
	300%	1	275,09	31,57	16,02	58,24
	500%	1	202,34	43,82	10,80	61,81

C.2 Bepflanzter Bodenfilter

CSTR

Rezirkulationsrate in %	Bezeichnung g	Ablauf (MW) in mg/l	Ablauf (MW) mit Korrektur Offset in mg/l	Korrigierte Stoffelimination in mg/l	Korrigierte Stoffelimination in %	Korrigierte Spezifische Stoffelimination in g/(d*m ²)
0%	CSB	60,72	-	1963,98	97,00%	159,42
0%	TN	72,8	-	102,49	58,47%	8,32
0%	NH ₄ -N	1,96	-	96,62	98,01%	7,84
0%	NO ₃ -N	59,46	-	0*	0,00%	-
100%	CSB	40,82	54,60	1970,10	97,30%	159,92
100%	TN	7,56	13,00	162,29	92,58%	13,17
100%	NH ₄ -N	0,16	0,27	98,31	99,72%	7,98
100%	NO ₃ -N	7,00	11,72	47,74*	80,29%	-
300%	CSB	41,67	55,74	1968,96	97,25%	159,82
300%	TN	8,53	14,67	160,62	91,63%	13,04
300%	NH ₄ -N	0,35	0,59	97,99	99,40%	7,95
300%	NO ₃ -N	7,72	12,92	46,54*	78,27%	-
500%	CSB	42,48	56,82	1967,88	97,19%	159,73
500%	TN	10,92	18,78	156,51	89,29%	12,70
500%	NH ₄ -N	0,44	0,75	97,83	99,24%	7,94
500%	NO ₃ -N	10,00	16,74	42,72*	71,85%	-
	*Bezogen auf die Nitratwerte des Ablaufs					

MBBR

Rezirkulationsrate in %	Bezeichnung	Ablauf (MW) in mg/l	Ablauf (MW) mit Korrektur Offset in mg/l	Korrigierte Stoffelimination in mg/l	Korrigierte Stoffelimination in %	Korrigierte Spezifische Stoffelimination in g/(d*m ²)
0%	CSB	60,72	-	1963,98	97,00%	159,42
0%	TN	72,8	-	102,49	58,47%	8,32
0%	NH ₄ -N	1,96	-	96,62	98,01%	7,84
0%	NO ₃ -N	59,46	-	0*	0,00%	-
100%	CSB	40,87	54,67	1970,03	97,30%	159,91
100%	TN	7,53	12,95	162,34	92,61%	13,18
100%	NH ₄ -N	0,16	0,27	98,31	99,72%	7,98
100%	NO ₃ -N	6,94	11,62	47,84*	80,46%	-
300%	CSB	41,72	55,81	1968,89	97,24%	159,82
300%	TN	8,36	14,38	160,91	91,80%	13,06
300%	NH ₄ -N	0,32	0,54	98,04	99,45%	7,96
300%	NO ₃ -N	7,58	12,69	46,77*	78,66%	-
500%	CSB	42,48	56,82	1967,88	97,19%	159,73
500%	TN	9,72	16,71	158,58	90,46%	12,87
500%	NH ₄ -N	0,41	0,70	97,88	99,29%	7,95
500%	NO ₃ -N	8,83	14,78	44,67*	75,14%	-
	*Bezogen auf die Nitratwerte des Ablaufs					

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Abschlussarbeit selbständig angefertigt habe. Es wurden nur die in der Arbeit ausdrücklich benannten Quellen und Hilfsmittel benutzt. Wörtlich oder sinngemäß übernommenes Gedankengut habe ich als solches kenntlich gemacht.

Ort, Datum

Unterschrift