

Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg

Fakultät Life Sciences

**Optimierung der biologischen Abwasserbehandlung eines Offshore Windparks
einschließlich Desinfektionsstufe und Erweiterung zur Phosphorelimination**

Bachelorarbeit

Im Studiengang Umwelttechnik

vorgelegt von

Jannes Wüpper

Matrikelnummer XXXXXXXXXX

Hamburg, den 25.07.2017

Gutachter: Prof. Dr.-Ing. Jörn Einfeldt (HAW Hamburg)

Gutachter: Dipl. Ing. Thomas Kuhn (Global Tech I Offshore Wind GmbH)

Die Abschlussarbeit wurde betreut und erstellt in Zusammenarbeit mit der Firma
Global Tech I Offshore Wind GmbH.

Inhalt

Abkürzungsverzeichnis	ii
Abbildungsverzeichnis.....	iv
Tabellenverzeichnis.....	v
1. Einleitung	1
2. Zielsetzung dieser Bachelorarbeit.....	3
3. Theoretische Grundlagen	4
3.1 Gesetzliche Vorgaben zur Abwassereinleitung auf hoher See	4
3.2 Prozesse der biologischen Abwasserbehandlung.....	6
3.2.1 Aerobe biologische Abwasserreinigung	7
3.2.2 Verfahren zur Phosphorelimination	9
3.2.3 Verfahren zur Abwasserdesinfektion.....	13
4. Material und Methoden	19
4.1. Beschreibung der Abwasseranlage des Offshore Windparks Global Tech I ...	19
4.2. Methoden zur Überprüfung und Verbesserung der Abwasseranlage.....	21
5. Ermittlung von Optimierungsansätzen.....	24
5.1. Sauerstoffbedarf der biologischen Reinigungsstufe	24
5.2. Anwendbare Methoden zur Phosphorelimination.....	28
5.3. Desinfektion des Abwasser	32
6. Zusammenfassung und Schlussfolgerung	35
7. Literaturangaben.....	37
8. Anhang	41

Abkürzungsverzeichnis

AFS	Abfiltrierbare Stoffe
Al	Aluminium
AWZ	Ausschließliche Wirtschaftszone
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrologie
C _{O2}	Sauerstoffgehalt
EEG	Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien
f _s	Stoßfaktor
Fe	Eisen
g	Gramm
GTI	Global Tech I
hPa	Hektopascal (=100 Pa)
IMO	International Maritime Organization
l	Liter
m	Milli- (10 ⁻³)
m ³	Kubikmeter
m _N ³	Normkubikmeter Luft
MARPOL	International Convention for the Prevention of Marine Pollution from Ships
Me	Metall
MEPC	Marine Environment Protection Committee
MF	Mikrofiltration
N bzw. N ₂	Stickstoff
NO ₃	Nitrat
NH ₄ ⁺	Ammoniumion

nm	Nanometer (10^{-9})
OSS	Offshore Substation (Offshore Umspannstation)
O ₂	Sauerstoff
P	Phosphor
UF	Ultrafiltration
UV	ultraviolett
WEA	Windenergieanlage

Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1: Lage des Offshore Windparks Global Tech One innerhalb der AWZ (grau gestrichelte Linie) und Verlauf des Seekabels. [GTI, 2017]
- Abbildung 2: Schematische Darstellung der Prozesse der Abwasserbehandlung
- Abbildung 3: Prinzipielle Wirkung der phosphatspeichernden Mikroorganismen unter aeroben und anaeroben Bedingungen
- Abbildung 4: Fällmittelzugabe-Punkte innerhalb einer Kläranlage
- Abbildung 5: Auszug des elektromagnetischen Spektrums
- Abbildung 6: Abbildung 6: Unterschiedliche Membranfiltrationsverfahren mit Porendurchmesser und Partikel- / Molekülgrößen
- Abbildung 7: Prinzipschaubild der verbauten Abwasseraufbereitungsanlage RWO Veolia WWT LC 5
- Abbildung 8: Sauerstoffgehalt-Messung in der biologischen Reinigungsstufe vom 18.10.2016
- Abbildung 9: Einfluss der Einblastiefe auf die Sauerstoffzufuhr im Reinwasser
- Abbildung 10: Ausschnitt der Übersicht des Unterdecks der Plattform. Zahlenangaben in mm

Tabellenverzeichnis

- Tabelle 1: Grenzwerte für Abwasser im Ablauf gem. MEPC.159(55) und MEPC.227(64)
- Tabelle 2: Fällungsverfahren mit unterschiedlichen Fällmittelzugabe-Punkten, Leistung und Ort der Flockenabtrennung
- Tabelle 3: Gebräuchliche Verfahren der Abwasserdesinfektion und deren Eigenschaften
- Tabelle 4: Eigenschaften und Merkmale von Nieder- und Mitteldruck-UV-Strahlern
- Tabelle 5: Bemessung von UV-Strahlern in Bezug auf Abwasseraufkommen
- Tabelle 6: Typische Kennzeichen der Mikro- und Ultrafiltration
- Tabelle 7: Werte der Abwasseraufbereitungsanlage
- Tabelle 8: Technische Daten der Abwasseraufbereitungsanlage RWO Veolia WWT LC 5
- Tabelle 9: Messwerte der Beprobungen auf der Plattform in Gegenüberstellung der MEPC. Grenzwerte
- Tabelle 10: Spezifischer Sauerstoffbedarf [kg O₂ / kgBSB₅] in Abhängigkeit vom Schlammalter und Temperatur
- Tabelle 11: Gemessene und angenommene Parameter zur Bestimmung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr

1. Einleitung

Der weltweite Energieverbrauch steigt weiter stetig an und durch die Erzeugung dieser benötigten Energie nehmen die Emissionen und Verschmutzungen der Umwelt zu. Die Bundesrepublik Deutschland hat mit dem Erlass des EEG einen Grundstein zum Klima- und Umweltschutz gelegt und fördert die Erzeugung von Strom aus erneuerbaren Energien. Das Gesetz sieht vor, den Anteil des aus erneuerbaren Energien erzeugten Stroms am Bruttostromverbrauch bis 2050 auf mindestens 80 % zu steigern [EEG, 2017].

Um dieses Ziel zu erreichen, wurden in den letzten Jahren auch vermehrt Offshore Windparks in der Nord- und Ostsee errichtet.

Einer dieser Windparks ist der Offshore Windpark Global Tech I (GTI). Er liegt rund 180 Kilometer vor Bremerhaven in nordwestlicher Richtung innerhalb der deutschen ausschließlichen Wirtschaftszone (AWZ). Der Windpark besteht aus 80 Windenergieanlagen des Typs Adwen AD 5-116, die auf einer Fläche von 41 Quadratkilometern errichtet sind und zusammen eine Leistung von 400 MW haben. Die Anlagen haben eine Höhe von 92 Metern vom Meeresspiegel bis zur Rotornabe und einen Blattdurchmesser von 116 Metern. Betrieben wird der Windpark von der Global Tech I Offshore Wind GmbH, die auch für die Planung und Errichtung zuständig war [GTI, 2016].

Zu dem Park gehört eine offshore Umspannstation (OSS), wo der Strom der Anlagen zusammen fließt, transformiert wird und an den Übertragungsnetzbetreiber TenneT¹ weitergeleitet wird. Der Übertragungsnetzbetreiber transportiert den Strom über ein Seekabel an das Festland, wo er in das deutsche Stromnetz eingespeist wird. Die OSS besteht aus mehreren Decks, auf denen sich ein Containerlager, Hubschrauberlandeplatz, Krananlage, sowie ein Wohnbereich mit Schlaf- und Gemeinschaftsräumen befinden. Es leben und arbeiten dauerhaft bis zu 38 Menschen auf der Plattform, die von dort aus Service- oder Wartungsarbeiten durchführen. Da der Windpark ca. 140 Kilometer von der Küste entfernt liegt, ist die Plattform autark, dies trifft auch auf die Erzeugung von Frischwasser und die Klärung von Abwässern zu.

¹ Die TenneT TSO GmbH betreibt ein Höchstspannungsnetz in Deutschland und deckt 40% der Netzfläche ab

In der Präambel der Meeresstrategie Rahmenrichtlinie der EU heißt es:

„Die Meeresumwelt ist ein kostbares Erbe, das geschützt, erhalten und — wo durchführbar — wiederhergestellt werden muss, mit dem obersten Ziel, die biologische Vielfalt zu bewahren und vielfältige und dynamische Ozeane und Meere zur Verfügung zu haben, die sauber, gesund und produktiv sind.“

[MSRL 2008/56/EG, 2008]

Gerade für Offshore Windparks reicht es nicht aus eine erneuerbare Energiequelle zur Stromerzeugung zu nutzen, sie müssen auch viel Rücksicht auf die empfindliche Umwelt nehmen, in der sie stehen.

Um den gesetzlichen Anforderungen zur Einleitung von geklärtem Abwasser gerecht zu werden, ist eine speziell dafür ausgelegte Abwasseranlage auf der OSS verbaut, eine sogenannte Kleinkläranlage. Abwasser enthält verschiedenste Parameter, die für die Umwelt schädigend sein können und möglichst eliminiert werden sollten.

Phosphor ist ein chemisches Element, das für alle biologischen Organismen von essenzieller Bedeutung ist. Über Abwässer (Fäkalien und Wasch- / Reinigungsmittel) oder landwirtschaftliche Einträge (Dünger oder Gülle) gelangt Phosphor ins Gewässer und kann so den natürlichen Phosphorkreislauf stören. In Gewässern wirken Phosphate zur Vermehrung von Algen, was eine Eutrophierung zur Folge hat. Es ist somit wichtig, dass der Phosphoreintrag in Gewässer möglichst gering bleibt, um der Flora und Fauna nicht zu schaden.

Eine nachgeschaltete Desinfektion des Abwassers wird verwendet, um Mikroorganismen, insbesondere Erreger übertragbarer Krankheiten, abzutöten oder zu inaktivieren. Sie dient der Verbesserung der hygienischen Qualität der Oberflächengewässer. Dazu werden verschiedene Verfahren in der Praxis eingesetzt wie z.B. UV-Bestrahlung, Chlorung oder Membranfiltration. Ein Indikatororganismus für verunreinigtes Abwasser sind fäkale Coliforme, die in Fäkalien von Säugetieren vorkommen.

Um die Mikroorganismen innerhalb der biologischen Reinigungsstufe optimal zu nutzen, ist es notwendig, den erforderlichen Sauerstoffbedarf zur Verfügung zu stellen, damit die Abbauprozesse innerhalb der Biologie stattfinden können. Nur durch eine

funktionierende biologische Reinigungsstufe ist die Reinigungsleistung einer Abwasseranlage gegeben.

2. Zielsetzung dieser Bachelorarbeit

Im Rahmen dieser Bachelorarbeit soll die Abwasseranlage der OSS auf Grundlage von Analyseergebnissen des Abwasserablaufes untersucht werden und Optimierungsvorschläge zur Phosphorelimination, Desinfektion und Luftzufuhr der biologischen Stufe erarbeitet werden. Die Messungen wurden von GTI durch vierteljährliche Probennahme des Abwasserablaufes und Analyse in einem externen Labor erfasst und werden für die Optimierungsvorschläge als Grundlage zur Verfügung gestellt.

Um die Emissionen des Windparks und speziell der OSS und Auswirkungen auf die Umwelt so gering wie möglich zu halten, soll überprüft werden, ob es alternative Möglichkeiten zur Desinfektion des Abwassers gibt und die Elimination von Phosphor verbessert oder erweitert werden kann. Des Weiteren wäre eine Sauerstoff-Messung zur Regulierung der Luftzufuhr der biologischen Stufe wünschenswert, um diese, als Hauptreinigungsprozess der Anlage, möglichst effektiv arbeiten zu lassen. Dazu sollen die bisherigen Daten, die GTI gemessen hat, ausgewertet und analysiert werden.

In der Bachelorarbeit sollen folgende Fragen überprüft werden:

- Welche Möglichkeiten zur Desinfektion des Abwassers stellen eine Alternative zur Chlorierung dar?
- Sind diese auf der Plattform umsetzbar und welche Vor- und Nachteile haben sie?
- Ist eine Erweiterung der Phosphorelimination möglich und welche Auswirkungen hat diese auf die Biologie?
- Ist die Luftzufuhr zur biologischen Reinigungsstufe ausreichend bemessen und kann diese abhängig von den Stoßzeiten gesteuert werden?

3. Theoretische Grundlagen

3.1 Gesetzliche Vorgaben zur Abwassereinleitung auf hoher See

Die OSS befindet sich 180 km nordwestlich von Bremerhaven und somit innerhalb der AWZ und außerhalb des deutschen Küstenmeeres². In der AWZ hat der Küstenstaat gem. Art. 56 SRÜ „souveräne Rechte zum Zweck der Erforschung [...] und Ausbeutung der Zone wie der Energieerzeugung aus Wasser, Strömung und Wind“. In diesem Rahmen hat der Küstenstaat die Hoheitsbefugnisse in Bezug auf den Schutz und die Bewahrung der Meeresumwelt.

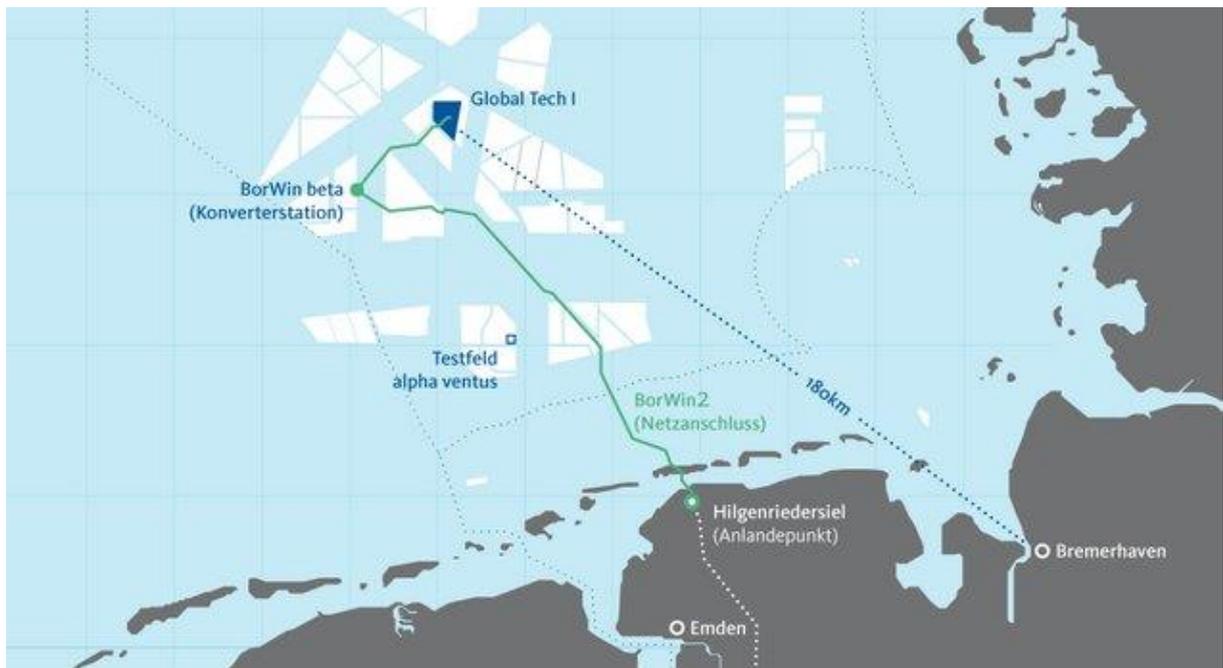


Abbildung 1: Lage des Offshore Windparks Global Tech One innerhalb der AWZ (grau gestrichelte Linie) und Verlauf des Seekabels [GTI, 2017].

Als zuständige Genehmigungsbehörde ist das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrologie (BSH) für die Umsetzung zuständig. Das BSH hat den Offshore Windpark im Jahre 2006 genehmigt und schreibt dem Betreiber GTI die Grenzwerte der Abwasseranlage vor. Als Mitglied der International Maritime Organization (IMO) hat das BSH eine typenzertifizierte Abwasseranlage gemäß MEPC.159(55) gefordert. Zusätzlich zu dieser Typenzertifizierung soll die Abwasseranlage Grenzwerte der MEPC.227(64) einhalten, die eine Erweiterung der MEPC.159(55) darstellt. Der

² Küstenmeer bezeichnet das Gebiet, dass sich maximal zwölf Seemeilen von der Basislinie eines Staates erstreckt [SRÜ, 1994]

Ausschuss für den Schutz der Meeresumwelt (MEPC) ist ein Organ der IMO und befasst sich mit den wachsenden Problemen der Meeresverschmutzung. Mit Bezug auf Anlage IV des MARPOL 73/78 Übereinkommen hat dieser Ausschuss die Richtlinie

“Resolution MEPC.159(55)

REVISED GUIDELINES ON IMPLEMENTATION OF EFFLUENT STANDARDS AND PERFORMANCE TESTS FOR SEWAGE TREATMENT PLANTS”³

beschlossen, in der die Anforderungen an eine offshore Abwasseranlage geregelt sind. In der Tabelle 1 sind die Grenzwerte dargestellt, die die auf der OSS verbaute und zertifizierte Abwasseranlage einhalten muss.

Tabelle 1: Grenzwerte des Abwassers im Ablauf der Abwasseranlage [MEPC.159(55) und MEPC.227(64)]

Abwasser Parameter	Vorgabewerte	
	Richtlinie	Grenzwert
BSB	MEPC.159(55)	25 mg/l
CSB	MEPC.159(55)	125 mg/l
Schwebstoffgehalt	MEPC.159(55)	35 mg/l
freies Chlor	MEPC.159(55)	0,5 mg/l
Thermotolerante Coliforme Keime	MEPC.159(55)	100 KBE/100ml
Nitrit-N	MEPC.227(64)	als Teil Gesamtstickstoff
Nitrat-N	MEPC.227(64)	als Teil Gesamtstickstoff
Gesamtstickstoff als Summe aus Gesamt Kjeldahl Stickstoff (organisch und Ammoniumverbindungen), Nitrat und Nitrit	MEPC.227(64)	20 mg/l oder 70% Reduktion bezogen auf Eingang
Gesamtphosphor	MEPC.227(64)	1 mg/l
ph-Wert	MEPC.159(55)	6 – 8,5

³ Entschließung MEPC.159(55)

Revidierte Richtlinien für die Anwendung von Ausflussnormen und die Prüfung von Abwasser-Aufbereitungsanlagen [MEPC.155(55), 2006]

3.2 Prozesse der biologischen Abwasserbehandlung

Abwasser wird in der DIN 4045 als „Durch Gebrauch verändertes abfließendes Wasser und jedes in die Kanalisation gelangendes Wasser“ definiert. Diese allgemein gehaltene Definition zeigt auf, dass Abwasser in seiner Beschaffenheit und Menge sehr unterschiedlich sein kann. Die klassische Abwasserbehandlung besteht aus mehreren Prozessen, die zusammen das Abwasser so weit wie möglich von Schadstoffen reduzieren, damit es in Seen oder Flüsse eingeleitet werden kann. Die Abbildung 2 stellt schematisch die Prozesse der Abwasserbehandlung dar, die für die verwendete Anlage an Bedeutung haben und im Folgenden erläutert werden.



Abbildung 2: Prozesse der Abwasserbehandlung

Die mechanische Reinigung ist eine Vorreinigung des Abwassers und besteht in der Regel aus drei Teilen. Zuerst wird ein Rechen zum Entfernen von groben Verschmutzungen verwendet. Diesem ist ein Sandfang nachgeschaltet, in dem Sand durch Sedimentation abgetrennt wird. Im Vorklärbecken werden Fest- und Schwebstoffe durch eine geringe Strömungsgeschwindigkeit abgesetzt. Das Absetzgut wird als Primärschlamm bezeichnet und abgezogen [LfU, 2013].

Weltweit ist das Belebungsverfahren am meisten eingesetzt. Bei diesem Verfahren wird der Belebtschlamm, der aus aeroben Bakterien und anderen Mikroorganismen besteht, belüftet und die organischen Kohlenwasserstoffverbindungen oxidativ abgebaut. Bei der Nitrifikation wird Stickstoff als Ammonium (NH_4^+) zu Nitrat (NO_3^-) umgewandelt. Dies geschieht durch die Stoffwechselfähigkeit von Nitrifikanten und unter Verbrauch von O_2 [Mudrack und Kunst, 2010].



Im zweiten Schritt wird durch anoxische Bakterien unter Sauerstoffmangel Nitrat zu elementarem, gasförmigen Stickstoff (N_2) umgesetzt, der in die Atmosphäre entweicht. Die Phosphorelimination kann chemisch oder biologisch in der Abwasserbehandlung stattfinden. Bei der chemischen Elimination werden die Phosphate durch Zugabe von

Metallsalzen (Fällmittel) in schwer lösliche Eisen-, Calcium- oder Aluminium-Verbindung überführt und durch Sedimentation abgetrennt. Diese Fällung kann in der mechanischen Reinigung, nachgeschaltet oder simultan, also gemeinsam mit der biologischen Reinigung im Belebtsbecken, stattfinden [Mudrack und Kunst, 2010].

Die biologische Phosphorelimination basiert darauf, dass Organismen Phosphor als lebensnotwendigen Nährstoff benötigen und in die Zellen einbauen. Diese Phosphoraufnahme dient einigen Mikroorganismen als Phosphatspeicher, um unter schlechten Milieubedingungen trotzdem Stoffwechsel betreiben zu können. Unter Stresseinwirkungen wird mehr Phosphor von den Mikroorganismen aufgenommen als im Normalzustand. Stress wird durch einen kontinuierlichen Wechsel von aeroben und anaeroben Bedingungen erzeugt [LfU, 2013].

Der durch die Prozesse entstandene Belebtschlamm wird im Nachklärbecken durch Absetzen aus dem Abwasser abgezogen (Überschussschlamm) und ein Teil des Schlammes wird in das Belebungsbecken zurückgeführt. Dies ist notwendig, um die Konzentration an Mikroorganismen ausreichend hoch zu halten. Der Überschussschlamm wird in der Regel zur Weiterbehandlung in einen Faulbehälter zur Erzeugung von Biogas abgeführt.

Das gereinigte Abwasser wird nach dieser Behandlung in einen Vorfluter eingeleitet.

3.2.1 Aerobe biologische Abwasserreinigung

Die biologische Abwasserreinigung findet in einem Reaktor statt, der mit dem Abwasser beschickt wird. Die Mikroorganismen befinden sich entweder freischwimmend im Wasser (Belebungsverfahren) und siedeln sich in Kolonien auf feinen Schweb- und Feststoffen, die sich bereits im Abwasser befinden, an oder sie werden auf Oberflächen angesiedelt, wodurch sich Biofilme bilden (Biofilmverfahren).

Die angesiedelten Mikroorganismen bauen zur Energiegewinnung die im Abwasser befindlichen organischen Schmutzstoffe mittels Oxidation ab und sind auch in der Lage Stickstoff und Phosphor zu eliminieren (vgl. biologische Phosphorelimination). Der zum Abbau der organischen Schmutzstoffe benötigte Sauerstoff wird mittels eines Gebläses dem Reaktor zugeführt. Dabei ist es wichtig, dass die Sauerstoffzufuhr größer ist als der Sauerstoffbedarf der Mikroorganismen.

Man unterscheidet zwischen zwei unterschiedlichen Atmungen der heterotrophen Mikroorganismen. Bei der Substratatmung wird extern zur Verfügung stehendes Substrat, also Abwasser, veratmet.

Bei der endogenen Atmung werden zellinterne Reservestoffe veratmet.

Wird den Mikroorganismen Nahrung zur Verfügung gestellt, so ergibt sich eine Gesamtatmung. Diese Gesamtatmung besteht aus der Substratatmung der Mikroorganismen und aus der endogenen Atmung von Mikroorganismen, die das Nahrungsangebot nicht verwerten können und deshalb auf zelleigene Reservestoffe zurückgreifen müssen.

Wird keine zusätzliche Nahrung angeboten, ergibt sich eine Grundatmung, die aus der endogenen Atmung der Mikroorganismen und der Substratatmung von Protozoen, die sich von Mikroorganismen ernähren. In diesem Fall würde sich die Biologie selber verzehren [Koppe und Stozek, 2005].

Um effektiv den in der Luft vorhandenen Sauerstoff in das Abwasser einzubringen, sollte eine Turbulenz im Becken gegeben sein. Durch eine Turbulenz wird die Grenzfläche der Schlammflocke zerstört und fördert somit die Ernährung und Atmung [Bever et al., 2002]. Es ist dabei zu erwähnen, dass höhere Sauerstoffgehalte von mehreren mg/l die Reinigungsleistung der Mikroorganismen nicht verbessern und die Sauerstoffzufuhr für erhöhte Sauerstoffgehalte erheblich größer werden muss. Ein gängiger Wert für den Sauerstoffgehalt in Belebtschlammanlagen ist $c_x = 1 - 2 \text{ mg/l}$ [Bever et al., 2002].

Problematisch bei der Belüftung ist, dass 1 m^3 Luft ca. 280 g O_2 bei 20°C enthält, wobei die Löslichkeit von O_2 in 1 m^3 Wasser lediglich ca. 10 g O_2 beträgt.

Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) ist die Maßzahl des gelösten Sauerstoffs, der zum biologischen Abbau der organischen Schmutzstoffe benötigt wird. Er wird in der Regel als BSB_5 angegeben und gibt die Menge an Sauerstoff in mg/l an, den die Mikroorganismen in einer Probe innerhalb fünf Tagen bei 20°C für den biologischen Abbau benötigen.

Für die Atmung der Mikroorganismen und den Abbau organischer Verbindungen gibt der DWA Landesverband Bayern je nach Schlammalter $0,65 - 1,90 \text{ kg}_{\text{O}_2}/\text{kg}_{\text{BSB}_5}$ als Sauerstoffbedarf an. Zusätzlich kommen $4,57 \text{ kg}_{\text{O}_2}/\text{kg}_{\text{NH}_4}$ für die stöchiometrische Nitrifikation hinzu [DWA, 2012].

$$\rightarrow \text{OV}_{\text{C+N}} = 0,65 \text{ bis } 1,90 \text{ kg}_{\text{O}_2}/\text{kg}_{\text{BSB}_5} + 4,57 \text{ kg}_{\text{O}_2}/\text{kg}_{\text{NH}_4}$$

Der Sauerstoffbedarf ist also abhängig von der organischen Schmutzfracht und der Stickstoff-Fracht, sofern eine Nitrifikation vorgesehen ist.

Zur Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr sind noch weitere Parameter benötigt, die in der folgenden Formel dargestellt sind [ATV-DVWK, 2000]:

$$OC \left[\frac{\text{kg}}{\text{h}} \right] = \frac{OV_{C+N}}{\alpha} \cdot \frac{c_{S, \text{Betrieb}}}{c_{S, \text{Betrieb}} - c_X} \cdot 1,024^{(20-T)} \cdot \frac{c_{SS,(20)}}{c_{SS,(T)}} \cdot \frac{1013}{p}$$

Mit:

α [-]	= Grenzflächenfaktor
OV_{C+N} [$\text{kg}_{\text{O}_2}/\text{l}$]	= Sauerstoffbedarf
$c_{S, \text{Betrieb}}$ [mg/l]	= korrigierter Sauerstoffsättigungswert
c_X [mg/l]	= Sauerstoffgehalt im Betriebszustand
T [$^{\circ}\text{C}$]	= Bemessungstemperatur
$c_{SS,(20)}$ [mg/l]	= Standard-Sauerstoffsättigungswert bei 20°C und 1013 hPa
$c_{SS,(T)}$ [mg/l]	= Standard-Sauerstoffsättigungswert bei Bemessungstemperatur
p [hPa]	= Luftdruck in Abhängigkeit der Höhenlage der Anlage

Für Becken, die intermittierend belüftet werden, muss die Sauerstoffzufuhr der Belüftungslaufzeit t_B [h] in Stunden pro Tag erhöht werden:

$$OC_{\text{intermittierend}} = OC \cdot \frac{24}{t_B}$$

Die Sauerstoffzufuhr ist also jeweils von der zugeführten Schmutzfracht, der Temperatur, der Höhenlage der Anlage und der Tiefe des Beckens abhängig.

Bei Belüftungssystemen gliedert man in Druckluftbelüftungssysteme und Oberflächenbelüftung. Bei der Druckluftbelüftung werden feinblasige Blasen von 0,2 – 0,3 mm erzeugt und vom Beckenboden aus eingeleitet.

Die Oberflächenbelüftung erfolgt durch Stabwalzen, Turbinen oder Kreisel, die durch Umwälzen des Wassers Luft einführen. Da diese Systeme eine höhere Lärm-, Geruchs- und Aerosolbelastung mit sich bringen, sind Druckluftbelüftungssysteme heutzutage weit verbreitet und des Öfteren verbaut. Außerdem sind sie energetisch günstiger. [DWA, 2009]

3.2.2 Verfahren zur Phosphorelimination

Im Folgenden werden Verfahren zur Phosphorelimination vorgestellt und erläutert. Wie bereits in Kapitel 1. erwähnt, führt die Einleitung erhöhter Phosphorkonzentrationen

zur Eutrophierung von Gewässern. Phosphor gehört neben Stickstoff zum Hauptnährstoff in Abwässern bzw. in der Biomasse [DWA, 2009]. Zur Elimination werden zwei wesentliche Verfahren angewendet, zum einen die biologische und zum anderen die physikalisch-chemische Elimination.

In der biologischen Stufe ist eine Phosphorelimination durch den Abbau von organischen Kohlenstoffverbindungen und dem Einbau von Phosphor in die Zellen möglich. Der dabei entstehende Überschussschlamm muss in einer bestimmten Menge abgezogen werden. Die Mikroorganismen sind dabei in der Lage rund 2 mg P/l bei einer Abwasserkonzentration von 200 mg/l BSB₅ in die Zellen zu inkorporieren [DWA, 2009]. Es ist möglich durch einen Wechsel von aeroben zu anaeroben Bedingungen diese Inkorporation zu erhöhen, dabei spricht man von erhöhter biologischen Phosphorelimination. Man nutzt dabei, dass einige Mikroorganismen eine erhöhte Phosphoraufnahme (Luxusaufnahme) als Phosphat-Speicher vornehmen, damit sie unter schlechten Milieubedingungen trotzdem Stoffwechsel betreiben können. Phosphor dient als Adenosindi- und triphosphat (ADP und ATP) zum Energietransfer in der Zelle. Unter aeroben Bedingungen wird somit der Energiespeicher aufgefüllt und kann unter anaeroben Bedingungen genutzt werden, um leicht abbaubare Stoffe zu veratmen.

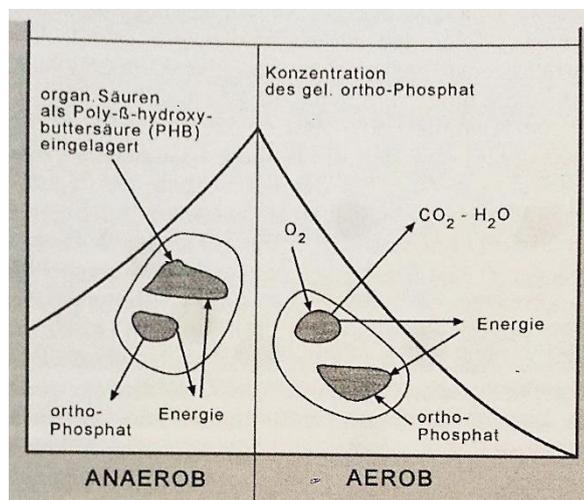


Abbildung 3: Prinzipielle Wirkung der phosphatspeichernden Mikroorganismen unter aeroben und anaeroben Bedingungen [DWA, 2009].

Die Abbildung 3 verdeutlicht die Speicherung von Phosphor unter aeroben Bedingungen und die Veratmung im anaeroben Milieu.

Phosphatspeichernde Mikroorganismen haben somit einen Vorteil gegenüber anderen Mikroorganismen und haben ein verstärktes Wachstum. Auf die biologische Phosphorelimination wirken sich folgende Effekte positiv aus:

- Rücklaufschlamm über Anaerobstufe leiten
- Geringes Schlammalter
- Hoher Gehalt an organischen Säuren
- Verhältnis P : BSB₅ bei 0,01 – 0,03

Durch eine reine biologische Phosphorelimination ist es aufgrund relativ hoher P-Konzentrationen im Abwasser gegebenenfalls nicht möglich die geforderten Ablaufwerte einzuhalten [Hartmann, L., 1992].

Physikalisch-chemische Elimination

Neben der biologischen Phosphorelimination wird ein weiteres Verfahren in der Abwasserreinigung verwendet, die physikalisch-chemische Elimination oder auch Fällungs-Verfahren genannt. Eine Fällung bezeichnet die Überführung von in Wasser gelösten Komponenten in eine ungelöste Form. Phosphor kann nur als Orthophosphat (PO_4^{3-}) gefällt werden [DWA, 2009]. Neben Fällung spricht man auch von Flockung. Bei diesem Prozess ist die Überführung kleinerer ungelöster Feststoffe in eine größere absetzbare Flockenstruktur gemeint. Die Fällung von Phosphor wird durch Fällmittel bewirkt, das vor, in oder nach der biologischen Stufe dem Abwasser zugeführt wird (siehe Abbildung 4).

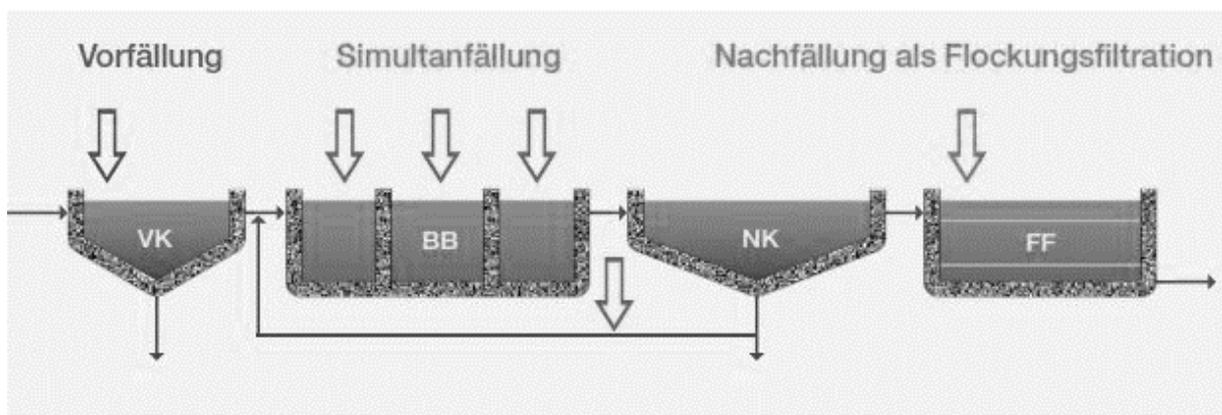


Abbildung 4: Verschiedene Fällmittelzugabe-Punkte innerhalb einer Kläranlage [Kronos, 2012]

Die Abtrennung der entstandenen Verbindungen erfolgt durch Sedimentation oder Filtration. Die Fällmittel gliedert man in

- Sauer reagierende Fällmittel (Eisen(II)-Sulfat, Eisen(III)-Chloridsulfat, Eisen(III)-Chlorid, Aluminiumsulfat oder Aluminiumchlorid)
- Basische Fällmittel (Natriumaluminat oder Kalkmilch)

Die gängigsten und wirtschaftlichsten Fällmittel sind Eisen(III)-Chlorid, Eisen(II)-Sulfat und Aluminiumsulfat [DWA, 2009]. Die in den Fällmitteln enthaltenen Metallionen (z.B. Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+}) binden PO_4^{3-} , wobei die Salzbelastung erhöht wird. Die Dosiermenge des Fällmittels wird über den β -Wert abgeschätzt.

Dieser berechnet sich aus:

$$\beta_{\text{Fäll}} = \frac{\frac{X_{\text{Me}}}{A M_{\text{Me}}}}{\frac{X_{\text{P, Fäll}}}{A M_{\text{P}}}} \left[\frac{\text{mmol/l}}{\text{mmol/l}} \right]$$

mit X_{Me} = erforderliche Menge Fällmittel in mg Me/l

$X_{\text{P, Fäll}}$ = zu fällender P in mg P/l Abwasser

$A M_{\text{Me}}$ = Atomare Masse des Metalls in mg/mmol

$A M_{\text{P}}$ = Atomare Masse des Phosphors in mg/mmol

Ein Anhaltswert für eine Vorfällung, Simultanfällung oder Nachfällung für $\beta_{\text{Fäll}}$ ist $\beta = 1,5$ [ATV-DVWK, 2000].

Tabelle 2: Fällungsverfahren mit unterschiedlichen Fällmittelzugabe-Punkten, Leistung und Ort der Flockenabtrennung [nach ATV-DVWK, 2004].

	Vorfällung	Simultanfällung	Nachfällung	Flockungsfiltration
Einhaltbarer Überwachungswert	2 mg/l	1 mg/l	1 mg/l	0,5 mg/l
Dosierstelle(n)	Vor Vorklärbecken	vor/in/nach Belebungsbecken, nach Tropfkörper	Nach Nachklärbecken	Nach Nachklärbecken
Einmischung	Stellen mit hoher Turbulenz	Stellen mit hoher Turbulenz	Mischer	Mischer oder Stellen mit hoher Turbulenz
Ort der Flockenabtrennung	Vorklärbecken	Nachklärbecken	Separates Sedimentations- oder Flotationsbecken	Filter

Anhand der Tabelle 2 ist ersichtlich, dass für die Elimination von Phosphor durch Fällmittel relativ gute Ablaufwerte erzielt werden können.

Verglichen mit einer biologischen Phosphorelimination sind mit relativ wenig Aufwand gute Werte erreichbar, da keine extra anaerobe Zone (Bereitstellung eines Anaerobbeckens) benötigt wird. Es ist jedoch trotzdem von Vorteil eine Kombination beider Verfahren zu nutzen, um die jeweiligen Schwächen eines Verfahrens zu kompensieren.

3.2.3 Verfahren zur Abwasserdesinfektion

Fäkalcoliforme Bakterien können schwere Krankheiten bei Menschen oder Tieren auslösen und sollten deshalb soweit wie möglich im Abwasser abgetötet oder inaktiviert werden. Bei einer herkömmlichen Abwassereinigung werden bereits fäkale Coliforme (wie z.B. *Escherichia coli*) um zwei Zehnerpotenzen, also den Faktor 100, verringert. Eine nachgeschaltete Desinfektionsanlage soll eine weitere Reduzierung um 3-4 Zehnerpotenzen ermöglichen [Müller et al., 2009].

Sie werden als Indikator für infiziertes Abwasser herangezogen und die Grenzwerte sind in der Europäischen Badegewässerrichtlinie reguliert. Unterschieden wird dabei zwischen *Escherichia Coli* – Keime, die in menschlichen Fäzes vorkommen – und Intestinale Enterokokken – Keime, die auch in tierischen Fäzes vorkommen. Gemessen werden diese Parameter in KBE / 100ml = Kolonie bildende Einheit / 100ml. Es stehen chemische und physikalische Verfahren zur Abwasserdesinfektion zur Verfügung.

Physikalische Verfahren:

- UV-Bestrahlung
- Membranfiltration
- Thermische Behandlung

Chemische Verfahren:

- Ozonung
- Chlorung
- Peressigsäure- oder Wasserstoffperoxid-Anwendungen

Die Tabelle 3 zeigt die am meisten verwendeten Desinfektionsverfahren und ihre Eigenschaften in Bezug auf die Leistung, Erfahrung und Umweltverträglichkeit.

Tabelle 3: Gebräuchliche Verfahren der Abwasserdesinfektion und deren Eigenschaften [ATV-FA 2.8, 1998].

	Desinfektionswirkung	Betriebserfahrungen	Umweltverträglichkeit
UV-Bestrahlung	+	++	+
Membranfiltration	++	-	++
Ozonung	+	+	-
Chlorung	++	++	-

Im Folgenden wird tiefer auf die Chlorung, UV-Bestrahlung und Membranfiltration eingegangen, da diese Desinfektionsverfahren weltweit am meisten eingesetzt werden.

Chlorung

Weltweit ist die Chlorung das am häufigsten verwendete Verfahren zur Abwasserdesinfektion. Bei diesem Verfahren wird Chlorgas, Natriumhypochlorit oder Calciumhypochlorit verwendet. Die dabei entstehenden Produkte im Wasser sind hypochlorige Säure (HClO) und Hypochlorit-Ionen (OCl⁻) [Le Chevallier und Au, 2004]. Als starkes Oxidationsmittel reagiert Chlor mit vielen organischen und anorganischen Stoffen und kann so Mikroorganismen abtöten oder inaktiveren, entscheidend dafür ist die hypochlorige Säure. Bei der Reaktion mit organischen Abwasserinhaltsstoffen werden jedoch auch chlororganische Verbindungen gebildet, die als bedenklich gelten [Imhoff und Jardin, 2007]. Diese Verbindungen werden je nach Struktur und Chlorierungsgrad nur sehr schwer von Mikroorganismen abgebaut und haben somit eine lange Verweilzeit in der Umwelt. Außerdem können sie sich im Fettgewebe von Tieren anreichern und sind somit bioakkumulierend [IUUV, 2017].

Um der Toxizität des Chlors im Ablauf entgegenzuwirken, ist eine nachgeschaltete Entchlorung anwendbar, die jedoch auch die Betriebskosten erhöht.

Die Desinfektion durch Chlorung ist zwar seit Jahren Stand der Technik und es gibt viele Erfahrungen mit diesem Verfahren, jedoch ist es aus heutiger Sicht und mit immer besseren Analysemethoden und Erkenntnissen fraglich, ob dieses Verfahren, das nachweislich umweltschädigend ist, weiterhin genutzt werden sollte. Es gibt

umweltfreundlichere Verfahren, die zur Abwasserdesinfektion genutzt werden können und die auch kostengünstiger sein können.

UV-Bestrahlung

Die Bestrahlung mit UV-Licht ist ein umweltfreundliches Verfahren zur Abwasserdesinfektion. Die UV-Strahlung ist eine elektromagnetische Strahlung mit einer Wellenlänge von 100 – 380 nm. Man unterscheidet die UV-Strahlung in drei Bereichen: UV-A (315 – 380 nm), UV-B (280 – 315 nm) und UV-C (100 – 280 nm). (siehe Abbildung 5).

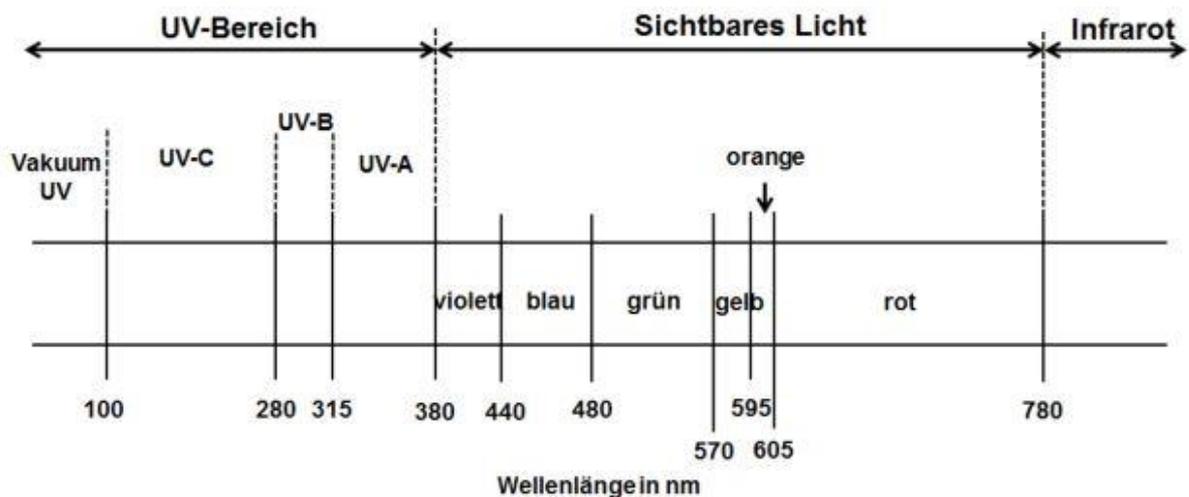


Abbildung 5: Auszug des elektromagnetischen Spektrums [Rott und Schöler, 2001]

Das Verfahren beruht auf dem Prinzip der Schädigung der Erbsubstanzen der Mikroorganismen. Dazu wird das Abwasser mit UV-C Strahlung mit einer Wellenlänge von $\mu = 100 - 280$ nm bestrahlt. Die Bestrahlung wird parallel zur Fließrichtung durchgeführt und kann mit mehreren UV-Strahlern stattfinden.

Bei der Bestrahlung ist es wichtig, dass die Transmission (T_{UV}) hoch und die abfiltrierbaren Stoffe gering sind. Werte hierfür sind $T_{UV} \geq 50\%$ und abfiltrierbare Stoffe 5 – 20 mg/l [DWA, 2009b]. Um diese Werte einzuhalten, ist es sinnvoll zwischen biologischer Hauptstufe und dem Ablauf eine Filtration durch Sand- oder Mehrschichtfilter zu installieren.

Als Strahlungsquelle dienen in der Regel nieder- oder mitteldruck Quecksilberdampf lampen. Die Tabelle 4 zeigt die Merkmale und Eigenschaften der unterschiedlichen Nieder- und Mitteldruck-UV-Strahlern.

Tabelle 4: Eigenschaften und Merkmale von Nieder- und Mitteldruck-UV-Strahlern [ATV-FA 2.8, 1998].

Merkmale und Eigenschaften	Niederdruckstrahler	Mitteldruckstrahler
Abwasseraufkommen [m³/h]	< 250	250 – 3.000
Quecksilberdampfdruck [bar]	0,001	1 – 20
Wellenlänge [nm]	254	200 – 400
Ausbeute im UV-C Bereich: bezogen auf elektrische Leistung [%]	30 - 40	12 – 15
Bezogen auf Strahlerlänge [W/cm]	0,2 – 0,7	4 – 15
Leistungsabfall über die Nutzungsdauer [%]	30 – 40	25 - 40
Nutzungsdauer [h]	8.000 – 15.000	3.000 – 8.000

Einflussgrößen des Verfahrens sind die mittlere UV-Dosis [J/m²], die sich aus der mittleren Bestrahlungsstärke [W/m²], mittleren Verweildauer und der UV-C-Durchlässigkeit des Abwassers (UV-Transmission) [%/cm] zusammensetzt. Eine übliche UV-Dosis bei mechanisch-biologisch geklärtem Abwasser ist 400 J/m² [DWA, 2009b].

Die Tabelle 5 veranschaulicht die Anzahl der benötigten UV- Strahler in Bezug auf 100 m³/h zu desinfizierendes Abwasser.

Tabelle 5: Bemessung von UV-Strahlern in Bezug auf Abwasseraufkommen [DWA, 2009b].

Merkmale und Eigenschaften	Hg-Niederdruck-Entladungsstrahler	Amalgam dotierte HG-Niederdruck-Entladungsstrahler	Hg-Mitteldruck-Entladungsstrahler
Abwasserabfluss [m³/h]	<250	250 – 3.000	>3.000
Leistungsaufnahme [W]	87,5	250	2.800
Benötigte Strahler pro 100 m³/h	9,045	8,256	0,804

Vorteile des Verfahrens sind, dass keine chemischen Stoffe gelagert werden müssen, es zu keinen Nebenreaktionen kommt und die Desinfektion schnell auftritt, weshalb keine großen zusätzlichen Reaktionsbecken nötig sind und eine Nachinstallation einfach zu realisieren ist.

Nachteilig ist, dass die Desinfektion nur direkt am UV-Strahler stattfindet und keine Restdesinfektionsmittel im Ablauf verbleiben. Bei einer zu geringen UV-Dosis könnten somit Bakterien nicht vollends abgetötet werden. Außerdem ist zu beachten, dass die UV-Strahler in der Regel aus Quecksilberdampflampen bestehen, von denen bei Bruch eine Gefahr für Menschen und Umwelt ausgeht und die gesondert entsorgt werden müssen bei einem Strahlerwechsel [Sommer, 2006].

Membranfiltration

Bei Membranverfahren werden Partikel oder gelöste Stoffe von einer flüssigen Phase abgetrennt. Je nach Größe der Poren der Membran spricht man von porösen (Mikro- und Ultrafiltration) oder dichten Membranen (Nanofiltration und Umkehrosiose) [Melin und Rautenbach, 2007].

Je nach Verfahren wird das Abwasser unter Druck durch eine Membran geleitet und dadurch gefiltert. Im Betrieb kommt es zur Bildung eines Filterkuchens an der Membran, der die Filterwirkung erhöhen kann. Um eine Verstopfung der Membran zu verhindern, ist eine Rückspülung mit Gas oder Wasser nötig.

Die Abbildung 6 verdeutlicht, dass eine Membranfiltration je nach Verfahren auch in der Lage ist, Bakterien, Viren oder Ionen zu filtern.

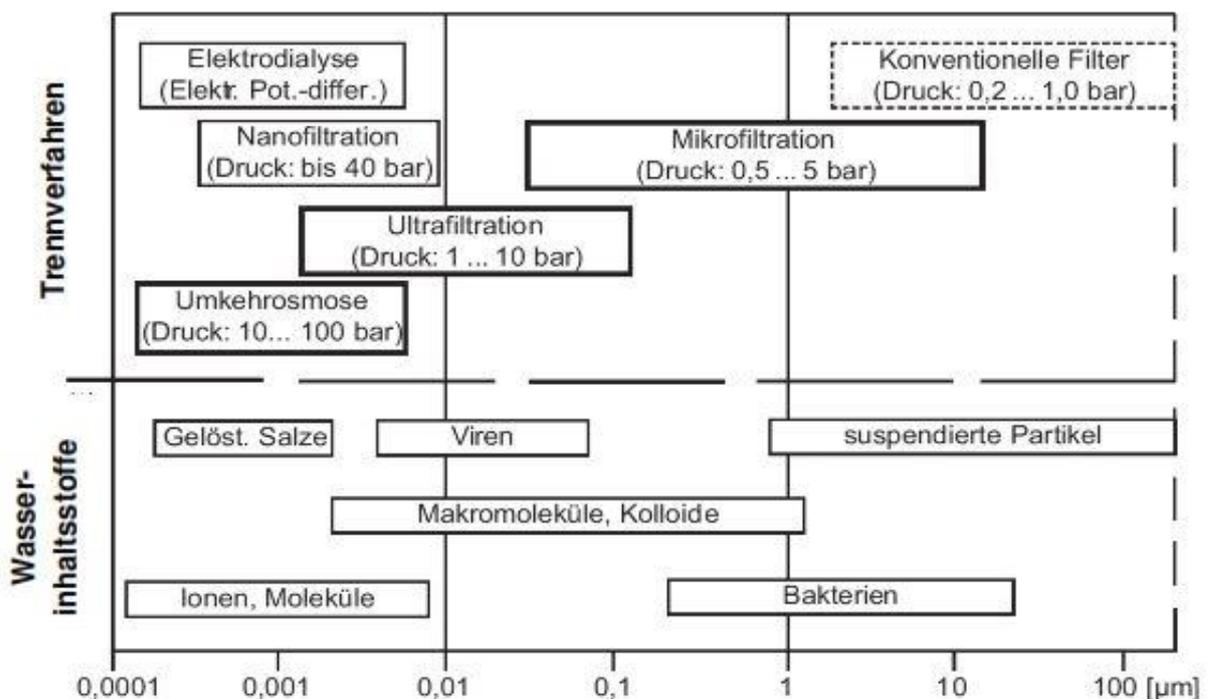


Abbildung 6: Unterschiedliche Membranfiltrationsverfahren mit Porendurchmesser und Partikel- / Molekülgrößen [Wricke et al., 2011].

In der Abwasserdesinfektion sind die Mikro- und Ultrafiltration (MF / UF) als der biologischen Stufe nachgeschaltete Verfahren gängig. Die Ultrafiltration ist aufgrund ihres benötigten hohen Drucks nicht so wirtschaftlich und wird eingesetzt, wenn neben der Desinfektion auch die Brauch- und Kühlwasseraufbereitung und eine weitgehende Phosphorelimination gewünscht ist [DWA, 2009b]. Die Mikrofiltration hält abfiltrierbare Stoffe, Bakterien und teils auch Viren zurück und benötigt einen geringeren Betriebsdruck, als die UF, was sie wirtschaftlicher macht (vgl. Tabelle 6).

Bei der Verwendung von Membranen differenziert man generell zwei Bauformen – röhrenförmige und flache Membranen. Die typischen Kennzeichen für die bei der Abwasserdesinfektion verwendete Mikro- und Ultrafiltration sind in der Tabelle 6 dargestellt.

Tabelle 6: Typische Kennzeichen der Mikro- und Ultrafiltration [Pinnekamp u. Friedrich, 2003]

	Mikrofiltration (MF)	Ultrafiltration (UF)
Betriebsart	Crossflow- u. Dead-End-Betrieb	Corssflow u. Dead-End-Betrieb
Betriebsdruck [bar]	0,1 – 3	0,5 – 10
Trenngrenze	Feststoffe > 0,1 µm	Feststoffe > 0,005 µm
Modultypen	Wickel- Hohlfaser und Rohrmodule, Platte- und Kissenmodule	Wickel- Hohlfaser und Rohrmodule, Platte- und Kissenmodule

Für eine Bemessung einer nachgeschalteten Membranfiltration ist ein Erfahrungswert von ca. 25 l/(m²·h), je nach Modultyp, zur Ermittlung der Membranfläche als Bemessungsfluss bei einer Bemessungstemperatur von 8°C anzusetzen. Für eine Bemessungstemperatur von 10°C darf der Bemessungsfluss um 15% höher gewählt werden [Pinnekamp u. Friedrich, 2003].

$$\rightarrow 25 \text{ l/(m}^2\cdot\text{h)} \cdot 1,15 = 28,75 \text{ l/(m}^2\cdot\text{h)}$$

Dadurch kann über das Abwasseraufkommen im Abfluss eine Einschätzung der benötigten Membranfläche errechnet werden.

$$A_{\text{Membran}} = \frac{\dot{Q}_{\text{ab}} \left[\frac{\text{l}}{\text{h}} \right]}{\text{Bemessungsfluss} \left[\frac{\text{l}}{\text{m}^2 \cdot \text{h}} \right]}$$

Zur genauen Planung einer Membrananlage sind noch weitere Werte und Sicherheiten mit einzukalkulieren.

4. Material und Methoden

4.1. Beschreibung der Abwasseranlage des Offshore Windparks Global Tech I

Das Umspannwerk des Windparks GTI ist mit einer RWO Veolia WWT LC 5 Abwasseraufbereitungsanlage ausgestattet. Die Anlage ist im unteren Deck der Plattform in einem separaten Raum verbaut. Die Zulassung der Anlage erfolgte gemäß IMO MEPC. 159(55) in Verbindung mit MARPOL 73/78 Anlage IV.

Die Anlage hat die in Tabelle 7 aufgeführten Zu- und Ablaufwerte zur Abwasserbehandlung. (vgl. Anhang I)

Tabelle 7: Zu- und Ablaufwerte der Abwasseraufbereitungsanlage.

	Zulauf	Ablauf
CSB [mg/l]	1.527	88,9
BSB [mg/l]	640	15,3
TSS	787	-
AFS [mg/l]	-	12,6
pH	-	7,2
E.Coli [KBE/100ml]	-	15,0
Restchlor [mg/l]	-	0,1

Bei der Abwasseraufbereitungsanlage handelt es sich um eine Kleinkläranlage mit einem drei Kammersystem, das ein „Moving-Bed-Bio Reactor“ (MBBR) beinhaltet. Bei diesem Verfahren wird, neben frei suspendierten Mikroorganismen, ein Biofilm auf Kunststoffkörpern verwendet. Die Abbildung 7 zeigt das Prinzipschaubild der Abwasseraufbereitungsanlage.

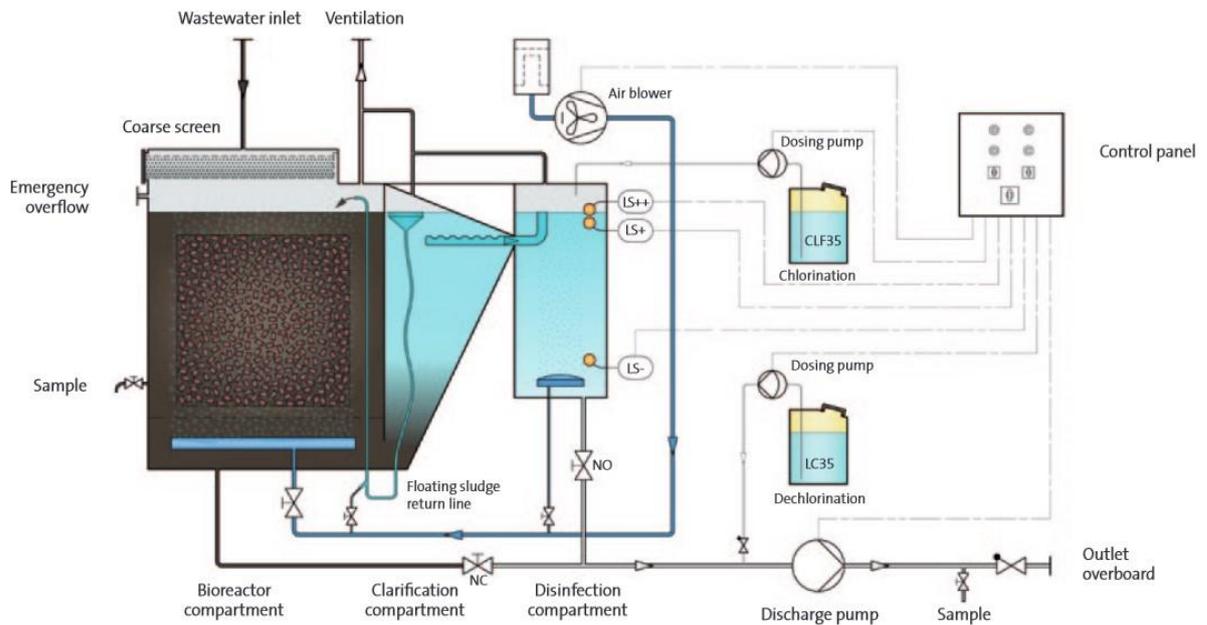


Abbildung 7: Prinzipschaubild der verbauten Abwasseraufbereitungsanlage RWO Veolia WWT LC 5 [RWO, 2010].

Das Rohabwasser wird zuerst mechanisch grob gefiltert (Coarse screen), gelangt danach in die biologische Reinigungsstufe (Bioreactor compartment), von wo aus es in der Nachklärung (Clarification compartment) sedimentiert wird und ein Teil des Schlammes zurückgeführt wird (Floating sludge return line). Anschließend wird es in der Desinfektionsstufe (Disinfection compartment) mit Chlor desinfiziert. Das gereinigte Abwasser wird danach mit Natriumhydrogensulfit 39% (NaHSO_3) entchlort (Dosing pump Dechlorination, LC35) und in die Nordsee eingeleitet.

Die installierte Anlage ist für bis zu 45 Personen bei einem täglichen Abwasseraufkommen von $8,1 \text{ m}^3/\text{d}$ ausgelegt (vgl. Abbildung 8).

3.6 Technical data

3.6.1 Capacity, Dimensions and Weights

Type	Pers.	Hydraulic Load ¹ (m^3/d)	Dimensions W x D x H (mm)	Net wght. (kg)	Wet wght. (kg)
WWT LC 01	8	1,44	1290 x 1690 x 1810	718	2146
WWT LC 02	12	2,16	1450 x 1790 x 1790	788	2672
WWT LC 03	20	3,60	1550 x 2150 x 2100	1037	4387
WWT LC 04	30	5,40	1800 x 2430 x 2100	1274	6186
WWT LC 05	45	8,10	2200 x 3000 x 1950	1603	8875
WWT LC 06	60	10,80	2500 x 3100 x 2290	1846	11423

Tabelle 8: Technische Daten der Abwasseraufbereitungsanlage RWO Veolia WWT LC 05 [RWO, 2010].

Das momentane Abwasseraufkommen auf der Plattform beträgt ca. 5,0 bis 6,5 m³/d bei einer Personenanzahl von 38 Personen [GTI intern, 2017].

Der biologischen Stufe wird mit einem Gebläse Luft zugeführt, um einen Sauerstoffgehalt von 0,5 – 2,0 mg/l zu erreichen, der pH-Wert der Anlage soll zwischen 6,0 und 8,5 liegen [RWO, 2010]. Zur Desinfektion mittels Chlor wird dem gereinigten Abwasser 1,25 ml/l des Produktes BerkePOOL CLF 35 (Natriumhypochlorit (NaClO), vgl. Anhang II) zugegeben. In der Ablaufleitung wird das chlorierte Abwasser mit dem Produkt RWO LC 35 (Natriumhydrogensulfit 39% (NaHSO₃), vgl. Anhang II) mit 1,3 ml/l entchlort, wodurch sich ein Chlorgehalt von < 0,5 mg/l im Ablauf ergeben soll.

Zur Überprüfung der Funktionalität werden täglich Schlammproben gezogen, um das Schlammvolumen nach 30 Minuten und die Farbe des Schlammes zu bestimmen. Des Weiteren werden der pH-Wert und der Chloranteil im Ablauf gemessen. Das Schlammvolumen sollte bei maximal 400 ml/l liegen, da ansonsten die Sedimentation in der Nachklärung gestört wird.

Um die Grenzwerte gemäß MEPC. 159(55) und zusätzlich MEPC. 227(64) zu kontrollieren, werden im halbjährlichen Rhythmus Proben in ein Labor auf dem Festland geschickt, untersucht und die Ergebnisse dem BSH mitgeteilt.

4.2. Methoden zur Überprüfung und Verbesserung der Abwasseranlage

In den vergangenen Messungen wurden die Grenzwerte teils nicht eingehalten (vgl. Tabelle 9) und es gab Optimierungsbedarf an der Anlage und der Probenentnahme. Im Zuge der ersten Probennahmen auf der Plattform zeigte sich, dass es bzgl. des Probenhandlings und dem Versatz mit Reagenzien Optimierungsbedarf gibt, da sich kein Labor auf der Plattform befindet und alle Proben mit einem Hubschrauber oder per Schiff an Land gebracht werden müssen. Mittlerweile werden die Mitarbeiter in Hinblick auf die Durchführung einer sach- und fachgerechten Probenentnahme, die Probenweiterverarbeitung und ihre Vorbereitung für den Transport an Land von dem beauftragten Analyselabor angeleitet.

Es werden je Beprobung zur Mehrfachbestimmung drei Proben im Ablauf gezogen und an das Labor gesendet. Bisher liegen die Messwerte von 4 Beprobungen vor (vgl. Tabelle 9). Im Juni 2016 wurde die Luftzufuhr zur biologischen Stufe erhöht, um einen besseren Reinigungserfolg zu erzielen. Daraufhin wurde der Sauerstoffgehalt in der biologischen Reinigungsstufe über 1,5 und 2,0 Stunden gemessen (vgl. Abbildung 8). Der Sauerstoffgehalt in der Biologie schwankte dabei zwischen 1,1 und 4,3 mg/l. Des

Weiteren wurde testweise die Chlor-Zugabe stark erhöht, um die Abtötung der Keime zu verstärken. Wie in der Tabelle 9 zu erkennen ist, haben die Optimierungen der Anlage noch nicht zum gewollten Erfolg geführt.

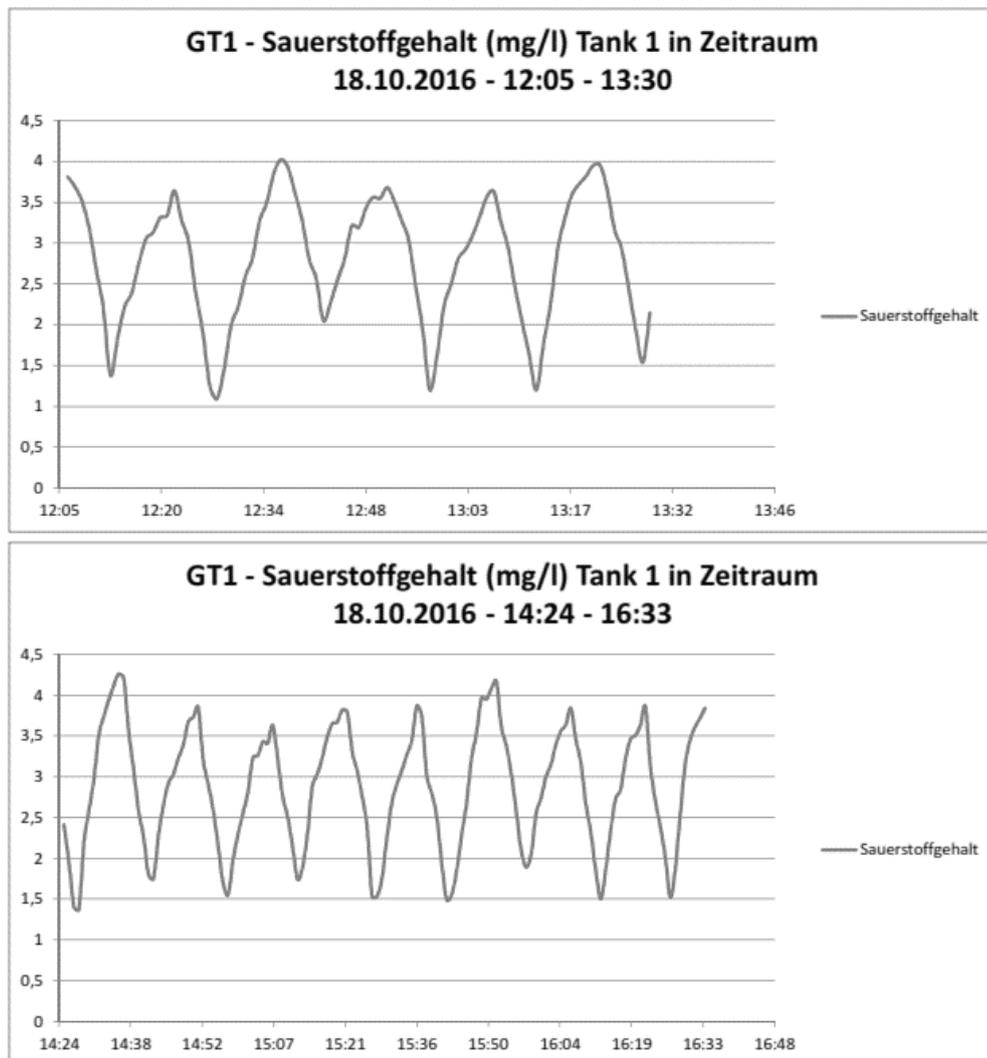


Abbildung 8: Sauerstoffgehalt-Messung in der biologischen Reinigungsstufe vom 18.10.2016 [GTI, 2016]

Abwasser Parameter	Messung vom:				Vorgabewerte	
	24.05.2016	09.08.2016	18.10.2016	22.12.2016	Grenzwert	gesetzl. Grundlage
BSB5	100 mg/l	96 mg/l	9 mg/l	120 mg/l	25 mg/l	MEPC 159(55)
CSB	400 mg/l	450 mg/l	77 mg/l	365 mg/l	125 mg/l	MEPC 159(55)
Schwefstoffgehalt	80 mg/l	150 mg/l	<10 mg/l	200 mg/l	35 mg/l	MEPC 159(55)
freies Chlor	< 0,2 mg/l	< 0,2 mg/l	< 0,2 mg/l	< 0,2 mg/l	0,5 mg/l	MEPC 159(55)
Escherichia coli	> 201 KBE/100ml	> 201 KBE/100ml	> 201 KBE/100ml	n.n.	100 KBE/100ml	MEPC 159(55)
Coliforme Keime	> 201 KBE/100ml	> 201 KBE/100ml	> 201 KBE/100ml	n.n.	100 KBE/100ml	MEPC 159(55)
Nitrit-N	< 0,02 mg/l	< 0,02 mg/l	1,9 mg/l	0,36 mg/l	als Teil Gesamtstickstoff	MEPC 227(64)
Nitrat-N	< 0,5 mg/l	3,0 mg/l	5,6 mg/l	0,52 mg/l	als Teil Gesamtstickstoff	MEPC 227(64)
Gesamt-N als Summe aus Gesamt Kjeldahl N (org. und Ammonium- verbindungen), Nitrat und Nitrit	88 mg/l	81,7 mg/l	63,5 mg/l	73 mg/l	20 mg/l oder 70% Reduktion bezogen auf Eingang	MEPC 227(64)
Gesamtphosphor	8,5 mg/l	8,2 mg/l	11 mg/l	11 mg/l	1 mg/l	MEPC 227(64)
ph-Wert	7,6	7,2	7,7	7,29	6 - 8,5	MEPC 159(55)

Tabelle 9: Messwerte der Beprobungen auf der Plattform in Gegenüberstellung der MEPC. Grenzwerte

Es ist also erforderlich, dass mehrere Parameter im Ablauf verbessert werden. Gerade die Werte des CSB und BSB₅ zeigen, dass die biologische Reinigungsstufe nicht optimal funktioniert, was sich auch auf die anderen Parameter wie Stickstoff oder Phosphor auswirkt. Außerdem kann es durch eine nicht funktionierende biologische Reinigung zu unerwünschter Flockenbildung kommen, worin sich vermehrt Fäkalkeime ansiedeln, die nicht vom Chlor abgetötet oder inaktiviert werden können.

Zur Kontrolle der Abwasseranlage soll zunächst die Sauerstoffzufuhr für die biologische Reinigungsstufe auf Grundlage der vorhandenen Werte ermittelt werden. Außerdem soll die Durchführung einer Phosphorelimination mittels Fällungsmittel und alternative Methoden zur Desinfektion des Abwassers unter der Berücksichtigung umweltrelevanter Aspekte und wenig Emissionen theoretisch diskutiert werden.

5. Ermittlung von Optimierungsansätzen

5.1. Sauerstoffbedarf der biologischen Reinigungsstufe

Zur Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr der biologischen Reinigungsstufe für den Abbau der organischen Verbindungen und der Nitrifikation sind die in Kapitel 2.2.1 genannten Parameter erforderlich. Dazu gehören der Sauerstoffbedarf der Mikroorganismen zur Oxidation der organischen Schmutzfracht und des Stickstoffes im Zulauf, Grenzflächenfaktor, korrigierter Sauerstoffsättigungswert, Sauerstoffgehalt im Betriebszustand, Bemessungstemperatur, Standard-Sauerstoffsättigungswert bei 20°C und 1013 hPa, sowie bei Betriebstemperatur und der Luftdruck der Höhenlage der Anlage. Für die auf der OSS verbaute Abwasseraufbereitungsanlage sind nicht alle Parameter konkret gegeben, so dass Annahmen angenommen werden müssen. Dies trifft auf den BSB₅ und Stickstoff im Zulauf, sowie dem Schlammalter zu.

Um den Sauerstoffbedarf der Mikroorganismen OV_{C+N} zu bestimmen, ist der BSB₅ und die zugeführte Menge an Stickstoff notwendig.

Ein BSB₅ liegt lediglich aus dem 10-Tages-Test onshore vor, der vergleichsweise hoch ist (vgl. Anhang I). Für häusliches Abwasser wird im Mittel ein BSB₅-Wert von 60 g/d für eine einzelne Person angegeben [BMLFUW, 2015]. Bezogen auf ein durchschnittliches Abwasseraufkommen einer Person pro Tag von 150 l/d, kann ein durchschnittlicher BSB₅-Wert von $\frac{60 \text{ g BSB}_5/\text{d-E}}{150 \text{ l/d-E}} = 400 \frac{\text{mg BSB}_5}{\text{l}}$ zur Berechnung des Sauerstoffbedarfs genommen werden.

Eine Stickstoff-Messung im Zulauf der Anlage wurde noch nicht durchgeführt, so dass hier ein Wert angenommen werden muss. Der meiste Stickstoff im Abwasser kommt aus menschlichen Fäkalien. Ein Mensch scheidet täglich ca. 11 g N aus [DWA, 2011]. Nimmt man das durchschnittliche Abwasseraufkommen pro Tag pro Kopf mit 150 l/d an und geht davon aus, dass offshore keine weiteren N-Einträge durch z.B. Düngemittel oder Industrieabwässer stattfinden, so ergibt sich ein Stickstoffgehalt von

$$c_N = \frac{11.000 \text{ mg N/d}}{150 \text{ l/d}} = 73 \text{ mg N/l} \quad [\text{DWA, 2011}]$$

Der tägliche Abwasserzulauf $\dot{Q}_{zu} = 6.000 \text{ l/d}$ ist bekannt, das Abwasseraufkommen ist jedoch nicht kontinuierlich gleich hoch und die Anlage wird zu Stoßzeiten stärker beschickt (vgl. Anhang IV). Es wird daher der maximale Zufluss von 7:00 bzw. 15:00 Uhr von rund 450 l/h zur Berechnung verwendet. Der Sauerstoffgehalt im Betriebszustand soll $c_x = 2 \text{ mg/l}$ betragen. Das Schlammalter der Anlage ist nicht bekannt und es wird ein mittleres Schlammalter von 10 Tagen angenommen, woraus sich aus Tabelle 10 ein Sauerstoffbedarf zum Abbau des BSB_5 von $1,18 \frac{\text{kg O}_2}{\text{kg BSB}_5}$ ergibt.

T °C	Schlammalter in Tagen		
	8	10	15
10	0,99	1,04	1,13
18	1,11	1,16	1,23
20	1,15	1,18	1,25

Tabelle 10: Spezifischer Sauerstoffbedarf [$\text{kg O}_2 / \text{kg BSB}_5$] in Abhängigkeit vom Schlammalter und Temperatur [ATV-DVWK, 2000].

Somit ergibt sich ein Sauerstoffbedarf OV_{C+N} von:

$$OV_{C+N} = \left(1,18 \frac{\text{kg O}_2}{\text{kg BSB}_5} \cdot 0,000400 \frac{\text{kg BSB}_5}{\text{l}} + 4,57 \frac{\text{kg O}_2}{\text{kg N}} \cdot 73 \frac{\text{mg N}}{\text{l}} \right) \cdot 450 \frac{\text{l}}{\text{h}} = 0,363 \frac{\text{kg O}_2}{\text{h}}$$

Da die Anlage innerhalb der OSS agiert und kaum Temperaturschwankungen unterliegt, wird der korrigierte Sauerstoffsättigungswert $c_{S, \text{Betrieb}}$ mit dem Standard-Sauerstoffsättigungswert bei 20°C $c_{SS, (20)} = 9,1 \text{ mg/l}$ angenommen. Für den Grenzflächenfaktor α kann ein typischer Wert von 0,6 – 0,7 angenommen werden.

Die Abhängigkeit des Luftdrucks durch die Höhenlage der Anlage kann vernachlässigt werden, da sich die Anlage kurz über dem Meeresspiegel befindet und somit einen Umgebungsdruck von $p = 1013 \text{ hPa}$ hat.

In der Tabelle 11 sind die erforderlichen gemessenen und angenommenen Werte dargestellt, die zur Bestimmung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr benötigt werden.

Parameter	Wert	Bemerkung
BSB 5	400 mg/l	Annahme aus allgemeinen Mittelwerten
$\dot{Q}_{zu, max}$	450 l/h	Maximaler Zufluss zur Anlage bei unregelmäßiger Beschickung
c_X	2 mg/l	
$c_{S, Betrieb}$	9,1 mg/l	Sauerstoffsättigungswert bei 20°C
c_N	73 mg/l	Angenommen, N nur aus menschlichen Fäkalien
OV_{C+N}	0,363 kg O ₂ /h	
α	0,6 - 0,7	Typischer Annahmewert, zur Berechnung wird ein Wert von 0,7 gewählt

Tabelle 11: Gemessene und angenommene Parameter zur Bestimmung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr.

Mit diesen Werten lässt sich die erforderliche Sauerstoffzufuhr wie folgt berechnen:

$$OC \left[\frac{\text{kg}}{\text{h}} \right] = \frac{OV_{C+N}}{\alpha} \cdot \frac{c_{S, Betrieb}}{c_{S, Betrieb} - c_X} \cdot 1,024^{(20-T)} = \frac{0,363}{0,7} \cdot \frac{9,1}{9,1 - 2,0} \cdot 1,024^{(20-20)} = 0,664 \frac{\text{kg}}{\text{h}}$$

Da die Anlage intermittierend belüftet wird, muss dies berücksichtigt werden und die erforderliche Sauerstoffzufuhr auf die Belüftungsphase bezogen werden. Die Anlage wird jeweils 5 Min belüftet und hat danach eine Ruhephase von 10 Min. Das macht effektiv eine Belüftungszeit pro Tag von $t_B = \frac{1}{3} \text{ h/h} \cdot 24 \text{ h/d} = 8 \text{ h/d}$.

Daraus ergibt sich eine Sauerstoffzufuhr von $OC = 0,664 \frac{\text{kg}}{\text{h}} \cdot \frac{24 \text{ h}}{8 \text{ h}} = 1,99 \frac{\text{kg}}{\text{h}}$.

Der Anteil des Sauerstoffes in der Luft, der in das Abwasser eingebracht werden kann, ist abhängig von der Einblastiefe und der Blasengröße. Die Anlage hat eine Höhe von rund 2 Meter und es wird eine mittlere Blasengröße angenommen, woraus sich gemäß Abbildung 9 eine Sauerstoffzufuhr von ca. 15 g O₂/ m_N³

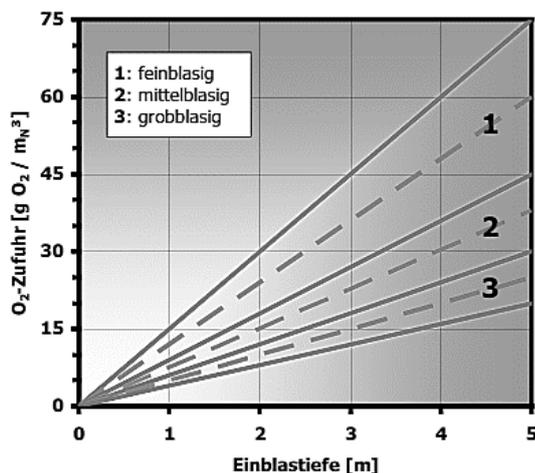


Abbildung 9: Einfluss der Einblastiefe auf die Sauerstoffzufuhr im Reinwasser [Triebel, 1997]

Somit ergibt sich eine erforderliche Luftzufuhr zur Biologie von

$$OC_{\text{Luft}} = \frac{1,99 \frac{\text{kg}}{\text{h}}}{0,015 \frac{\text{g O}_2}{\text{m}^3}} = 132,76 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}$$

Das verbaute Gebläse der Firma Elmo Ritsche hat einen maximalen Volumenstrom von $\dot{V}=320 \text{ m}^3/\text{h}$ und hat damit genügend Leistung, um die erforderliche Luftzufuhr zu gewährleisten.

Die Anlage wird zwar kontinuierlich beschickt, jedoch kommt es bedingt durch eine 12-Stundenschicht auf der Plattform zu einem wesentlich größeren Abwasseraufkommen in den Morgen- und Abendstunden.

Wird nun in der Nacht sehr wenig Abwasser produziert, haben die Mikroorganismen ein zu geringes Nahrungsangebot und es kommt zur endogenen Atmung, was einen negativen Effekt auf das System hat.

Um die Luftzufuhr dementsprechend zu steuern, ist die erneute Messung des Abwasseraufkommens und des BSB₅ zu den Spitzen- bzw. Tiefzeiten nötig, da die vorhandenen Messwerte zu den Stoßzeiten bereits von 2009 stammen. Somit könnte das System mit einem Tages- und Nachtwert belüftet werden und eine endogene Atmung der Mikroorganismen verhindert werden.

Vorschläge zur weiteren Vorgehensweise:

- Messung des BSB₅ im Zulauf der Anlage (tagsüber und nachts)
- Erneute Messung des Abwasseraufkommens zu Stoßzeiten
- Berechnung der erforderlichen Luftzufuhr
- Einstellung des Gebläses auf neue berechnete Werte

Anhand der vorliegenden Messwerte ist eine Optimierung der Luftzufuhr nicht durchzuführen, da zu viele Parameter nur angenommen werden können. Zur Überprüfung der Berechnungen sollten Messungen durchgeführt werden und die Anlage im Probetrieb gefahren werden.

5.2. Anwendbare Methoden zur Phosphorelimination

Um die erhöhten Phosphor-Werte zu verringern sind nur wenige Möglichkeiten realisierbar.

Eine erhöhte biologische Phosphorelimination durch den Wechsel von aeroben zu anaeroben Bedingungen innerhalb der biologischen Reinigungsstufe ist nicht realisierbar, da ein separates anaerob Becken von Nöten wäre. Die Abbildung 9 zeigt einen Ausschnitt der Übersicht des Unterdecks der Plattform, in dem der Bereich der Abwasseranlage dargestellt ist. Die Abwasseranlage befindet sich im Raum 1.05 und ist umgeben von Abwasser- und Frischwassertanks. Es ist ersichtlich, dass die Plattform im Bereich der Abwasseranlage nur sehr begrenzten Platz bietet und der Aufbau eines weiteren Beckens nicht möglich ist.

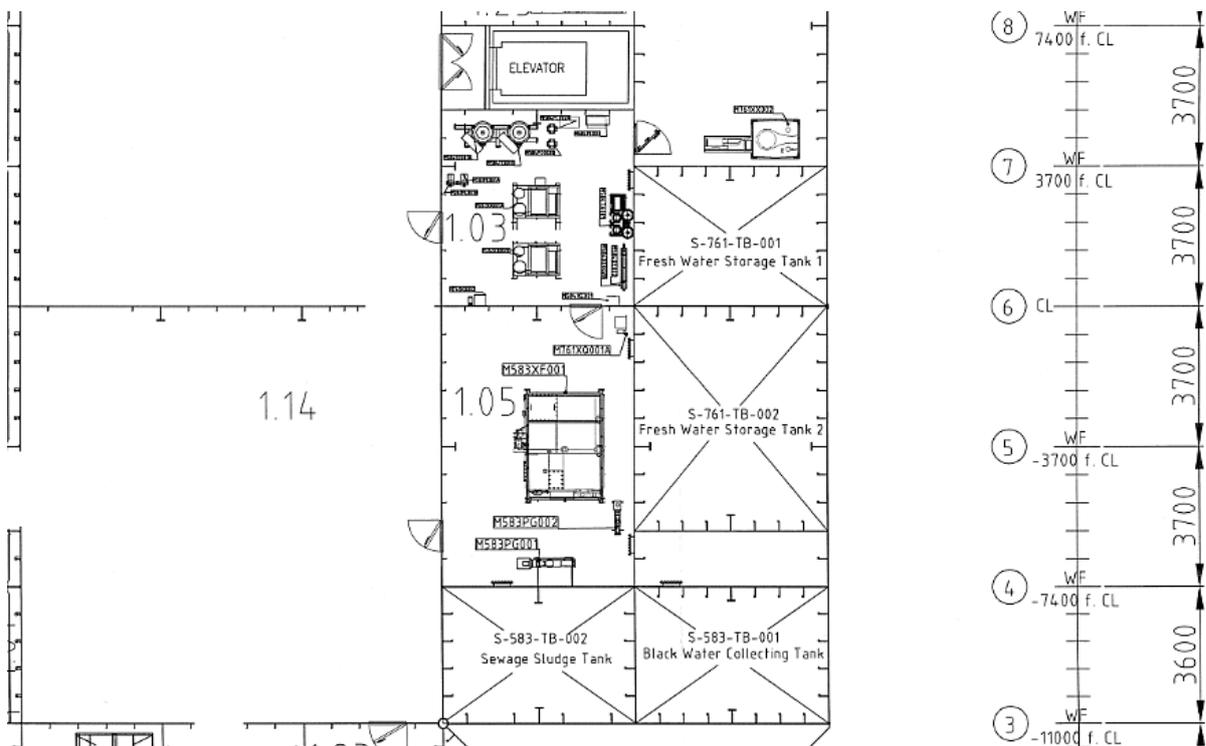


Abbildung 10: Ausschnitt der Übersicht des Unterdecks der Plattform. Zahlenangaben in mm.

Ein alternatives Verfahren zur Elimination des Phosphors ist die Zugabe von Fällmitteln. Im Folgenden soll diskutiert werden, welche Fällmittelzugabe-Punkte in der Abwasseranlage realisierbar wären und welche Parameter zur Berechnung für den Einsatz von Fällmittel vorhanden sind.

Fällmittelzugabe-Punkte:

Die Tabelle 2 in Kapitel 2.2.2 veranschaulicht die unterschiedlichen Dosierstellen der Fällungsverfahren. Die Nutzung einer Flockungsfiltration erreicht sehr niedrige Ablaufwerte, ist jedoch nicht durchführbar, da sie einen weiteren Filter benötigt und nach der Nachklärung stattfindet. Dasselbe gilt auch für eine Nachfällung, die ein separates Sedimentationsbecken oder Flotationsbecken benötigt.

Zur Durchführung einer Vorfällung ist die Dosierung des Fällmittels vor der biologischen Reinigungsstufe nötig. Dazu ist ein weiteres Fällungsbecken, in dem der Fällschlamm sedimentiert und abgezogen wird, zu errichten. Zwar besitzt die Plattform einen Abwassertank, in dem Abwasser gesammelt wird, jedoch ist durch das asymmetrische Abwasseraufkommen eine Sedimentation nicht gewährleistet.

Aus diesem Grund ist eine Simultanfällung die am besten umsetzbare chemische Phosphorelimination für die Abwasseranlage. Die Zugabe des Fällmittels bei der Simultanfällung kann vor, in oder nach der biologischen Reinigungsstufe erfolgen und die gebildeten Flocken werden im Nachklärbecken sedimentiert. Es wäre somit auch möglich den Abwassertank auf der Plattform als Zugabepunkt zu nutzen, da dieser leicht zugänglich ist und wenig bauliche Veränderungen an der Anlage vorgenommen werden müssten.

Fällmittel:

Die gängigsten und wirtschaftlichsten Fällmittel sind Eisen(III)-Chlorid, Eisen(II)-Sulfat (Grünsalz) und Aluminiumsulfat.

Eisen(III)-Chlorid wird durch Lösen von Eisenschrott in Salzsäure und Oxidation des Eisen(II)-Chlorids mit Chlorgas hergestellt. Durch die Nutzung von Eisenschrott bei der Herstellung kann es zu einer Schwermetallbelastung kommen und es können Dioxine und Furane enthalten sein [DWA, 2009]. Unter Berücksichtigung der „Zero-Emission-Politik“ des Windparks, das heißt möglich wenig bis keine Emissionen zu verursachen, ist die Verwendung von Eisen(III)-Chlorid als Fällmittel in Frage zu stellen.

Eisen(II)-Sulfat oder auch Grünsalz fällt als Abfallprodukt in der Stahlindustrie an und hat eine geringe Schwermetallbelastung. Es benötigt einen optimalen pH-Wert von 5, was in der biologischen Reinigungsstufe nicht gewährleistet werden kann und ist nitrifikationshemmend [DWA, 2009]. Das Fällmittel ist jedoch sehr kostengünstig und kann als trockenes Granulat gut und einfach gelagert werden.

Nachteilig an Grünsalz ist, dass es in einer Lösestation vorerst als gesättigte, wässrige Lösung aufbereitet werden muss [Gujer, 1999]. Die Größe und Einsetzbarkeit auf der Plattform wäre hierzu zu prüfen.

Aluminiumsulfat entsteht durch Aufschluss von Ton oder Bauxit mit Schwefelsäure und ist dadurch auch sehr gering belastet mit Schwermetallen. Hier liegt der optimale pH-Wert bei 6, was innerhalb des Grenzwertes für die Abwasseranlage liegt. Aluminiumsulfat kann als Lösung oder Granulat bezogen werden, was eine Lagerung und Dosierung einfach macht, ist aber ein vergleichsweise teures Fällungsmittel [DWA, 2009].

Zusammenfassende Auswahlkriterien zur Auswahl chemischer Fällmittel:

- Einfache Dosierstelle
- Nutzung der vorhandenen Becken erforderlich
- Möglichst geringe Emissionen
- Kostengünstiges Verfahren
- Einfache und sichere Lagerung des Fällmittels

Beachtet man die Auswahlkriterien für chemische Phosphorelimination durch Fällung, so ist eine Simultanfällung mit Grünsalz ein Verfahren, das in Betracht gezogen werden könnte. Es ist kaum mit Schwermetallen belastet und ist kostengünstig. Die Lagerung als Granulat ist einfach, es muss jedoch auf eine trockene Lagerung geachtet werden, damit keine Verhärtung des Salzes auftritt und eine Lösestation ist nötig.

Für die Dosierung des Fällmittels ist ein β -Wert von $\beta_{\text{Fäll}} = 1,5$ anzunehmen. Aus diesem Wert könnte ein Rückschluss auf die Menge an erforderlichem Fällmittel (Metall) gezogen werden.

Dazu stellt man die Formel $\beta_{\text{Fäll}} = \frac{\frac{X_{\text{Me}}}{A_{\text{Me}}}}{\frac{X_{\text{P, Fäll}}}{A_{\text{P}}}}$ nach X_{Me} um.

$$X_{\text{Me}} \frac{\text{mg Fe}}{\text{l}} = \frac{1,5 \cdot X_{\text{P, Fäll}} \frac{\text{mg P}}{\text{l}} \cdot 55,8 \frac{\text{mg}}{\text{mmol}}}{30,97 \frac{\text{mg}}{\text{mmol}}}$$

Mit: $AM_{\text{Fe}} = 55,8 \frac{\text{mg}}{\text{mmol}}$
 $AM_{\text{P}} = 30,97 \frac{\text{mg}}{\text{mmol}}$
 $\beta_{\text{Fäll}} = 1,5$

Um den Fällmittel-Bedarf zu errechnen ist die Menge zu fällender Phosphor im Abwasser nötig. Diese ergibt sich aus der Differenz der Menge Phosphor im Zulauf und der geforderten Menge Phosphor im Ablauf.

$$X_{\text{P, Fäll}} = X_{\text{P, Zulauf}} - X_{\text{P, Ablauf}}$$

Durch eine Fällung des Phosphors erhöht sich zwangsweise auch der Schlammanfall. Der Überschussschlammanfall lässt sich dabei auch berechnen, dazu ist allerdings auch der zu fällende Phosphor im Abwasser nötig.

Um den benötigten Fällmittel-Bedarf und die Lagerkapazität zu berechnen, ist es also nötig, dass eine Messung des Phosphors im Zulauf der Anlage durchgeführt wird. Anhand der Messwerte der vergangenen 4 Messungen ist zwar ersichtlich, dass der zu fällende Phosphor zwischen 7,2 – 10 mg/l liegt (vgl. Tabelle 9), jedoch spiegelt dieser Wert nicht den Phosphor-Wert im Zulauf wieder.

Nach dem Taschenbuch der Stadtentwässerung [Imhoff und Jardin, 2007] wird durch den Einsatz von Fällmitteln der Schlammanfall um 10 – 20 g TS/(E·d) erhöht. Dies würde für die Abwasseranlage mit der momentanen Personenanzahl einen zusätzlichen Trockensubstanzgehalt von 380 – 760 g/d bedeuten. Durch den entstehenden Fällschlamm, der gemeinsam mit dem Überschussschlamm der biologischen Reinigungsstufe anfällt, wird das Schlammalter verringert [DWA, 2009]. Durch den verkürzten Verbleib des Schlammes im System besteht die Gefahr, dass langsam ansiedelnde Mikroorganismen, wie Nitrifikanten, nicht ausreichend vorhanden sind und die biologische Reinigung gestört wird.

Deshalb sollte vorweg das Schlammalter der Anlage überprüft werden. Dieses wird berechnet aus dem Volumina der biologischen Reinigungsstufe ($V_{\text{BB}}[\text{m}^3]$), dem

Trockensubstanzgehalt im der biologischen Stufe ($TS_{BB} [\frac{\text{kg TS}}{\text{m}^3}]$) und der tägliche Schlammproduktion ($\dot{U}S_d [\frac{\text{kg TS}}{\text{d}}]$) [DWA, 2009a].

$$t_{TS} = \frac{V_{BB} \cdot TS_{BB}}{\dot{U}S_d}$$

Ein weiterer Ansatz, der jedoch nur zur Verringerung der Phosphor-Menge im Zulauf beiträgt, ist die Verwendung von möglichst phosphorfreien oder -armen Reinigungs- und Waschmitteln. Dies ist auf der Plattform gut steuerbar, da sie autark ist und der Verbrauch und die verwendeten Produkte nahezu komplett bekannt sind. Dadurch wird die Phosphorelimination in der Abwasseranlage zwar nicht verbessert, jedoch werden die Emissionen der Plattform verringert. In welchem Ausmaß sich dieser Ansatz auswirken würde, müsste separat begutachtet werden und ist nicht Rahmen dieser Bachelorarbeit.

5.3. Desinfektion des Abwasser

Das gereinigte Abwasser wird momentan durch die Zugabe von BerkePOOL CLF 35, eine wässrige Lösung mit 13% Natriumhypochlorit und 150 mg/g Aktivchlor (vgl. Anhang I), desinfiziert. Das Chlor hat einen abtötenden bzw. inaktivierenden Effekt auf Keime und Bakterien. Damit das verbleibende Chlor nicht in die Umwelt gelangt, wird im Ablauf das Produkt RWO LC 35, eine 39%ige Natriumhydrogensulfit Lösung, zugegeben. Da es bei diesem Verfahren zur ungewollten Bildung von chlororganischen Stoffen kommen kann, die als toxisch für Gewässer eingestuft werden, und Natriumhydrogensulfit bei einer nicht vollständigen Umsetzung nicht in der Umwelt abgebaut werden kann (vgl. Anhang II), sind alternative Verfahren zur Desinfektion des Abwassers wünschenswert.

Die Desinfektion muss in der Lage sein den Indikator E.Coli zu inaktivieren oder abzutöten, damit die geforderten Grenzwerte eingehalten werden können. Da eine alternative Methode zur Chlorung gesucht werden soll, bleiben von den drei vorgestellten Verfahren nur die Bestrahlung mit UV-Licht oder eine Membranfiltration des Abwassers als Alternative.

Membranfiltration

Bei der Verwendung einer Membranfiltration käme eine Mikrofiltration oder Ultrafiltration in Frage. Dabei können Bakterien, Viren und teils auch Ionen oder

Moleküle abgetrennt werden (vgl. Abbildung 6). Beide Verfahren werden der biologischen Reinigungsstufe nachgeschaltet.

Zur genaueren Bemessung einer Membranfiltration sollte zuerst die benötigte Membranfläche ermittelt werden. Dazu ist der Abwasserfluss zur Membran entscheidend. Das Abwasserwasseraufkommen der Plattform beträgt täglich bei 38 Personen zwischen 5,0 – 6,5 m³/d. Der maximale Zufluss lag in Messung von 2009 bei 450 l/h (vgl. Anhang IV) und wird als Grundlage zur Auslegung der Membranfläche genommen. Als Bemessungsfluss wird ein Wert von 28,75 l/(m²·h) angenommen. Zusätzlich sollte die Membranfläche mit 1% Sicherheit höher berechnet werden.

Somit ergibt sich eine erforderliche Membranfläche von

$$A_M = \frac{450 \text{ l/h}}{28,75 \text{ l/(m}^2\cdot\text{h)}} \cdot 1,01 = 15,81 \text{ m}^2.$$

Kompakte Ultra- und Mikrofiltrationen bietet eine externe MBR-Anlage (Membrane Bioreactor). Dabei wird ein externes Modul der biologischen Reinigungsstufe nachgeschaltet. Diese Module sind mit den verschiedensten Ultra- oder Mikromembranen ausgestattet und platzsparend aufgebaut. Ein Hersteller solcher MBR-Anlagen ist Orelis, der Module der Reihe Pleiade P2000 mit entsprechenden Membranflächen anbietet (vgl. Anhang III). Diese Module werden im Cross-Flow Betrieb durchströmt.

Der Reinigungszyklus der Membran wird vom Hersteller vorgegeben und wird mit Reinigungsmitteln oder durch Rückspülung durchgeführt. Im Laufe der Nutzung der Membran kommt es langfristig zu irreversibles Fouling, das heißt die Reinigungsleistung der Membran nimmt mit der Zeit ab und die einzelnen Membranen müssen ausgetauscht werden.

Vorteile einer Membranfiltration:

- Wenig Wartungsarbeiten nötig
- Lange Standzeiten
- Modulform beziehbar und platzsparend
- Ultra- oder Mikrofiltration möglich
- Abscheidung von Viren, Bakterien und Ionen
- Phosphorelimination bei Ultrafiltration möglich

Nachteilig für eine Membranfiltration sind höhere Investitionskosten, anfallende Reinigungszyklen und dadurch entstehendes Retentat. Zur Reinigung der Membranen werden Chemikalien eingesetzt, deren Einsatz mit dem Membran-Hersteller

abgesprochen werden sollte. Diese Reinigungskemikalien müssen ordnungsgemäß entsorgt werden, das heißt sie müssen aufgefangen werden und dürfen nicht dem Ablauf zugeführt werden, da unerwünschte chemische Nebenprodukte entstehen können. Es gibt Reinigungsmittel, die nach Nutzung der biologischen Stufe zugeführt werden können, dies ist jedoch zu prüfen. [Pinnekamp und Friedrich, 2003]. Die hierdurch entstehenden Mehrkosten für die Entsorgung des Retentates sind bei der Planung der Membranfiltration zu berücksichtigen. Der Energiebedarf wird bei Anlagen, die in Gebrauch sind, mit 0,5 – 0,9 kWh/m³ angegeben [Pinnekamp und Friedrich, 2003].

UV-Bestrahlung

Um eine UV-Bestrahlung des Abwassers zu ermöglichen, ist es nötig, dass das Abwasser möglichst frei von abfiltrierbaren Stoffen ist. Die Konzentration sollte nicht größer als 20 mg/l sein, ein optimaler Wert sind maximal 5 mg/l. Um den Betrieb einer UV-Anlage durchführen zu können, sollte der Transmissionsgrad über 50% liegen [DWA, 2009b]. Die verbaute Anlage hat im onshore Test einen Wert der abfiltrierbaren Stoffe von 12,6 mg/l erreicht (vgl. Tabelle 7), was zwar akzeptabel für eine UV-Anlage ist, jedoch nicht optimal ist, zumal der Messwert bereits sieben Jahre alt ist. Die erforderliche UV-Dosis, mit der das Abwasser bestrahlt werden muss, liegt bei 400 J/m² und ist das Produkt aus der Bestrahlungsstärke (W/m²) und der Dauer des Bestrahlungsvorganges. Um den Wert der abfiltrierbaren Stoffe zu senken, wäre es zu überlegen eine Sand- / Mehrschichtfiltration der Anlage vorzuschalten. Um eine Notwendigkeit zu beurteilen, sollte eine Messung der abfiltrierbaren Stoffe bzw. des Transmissionsgrads stattfinden. Aufgrund des geringen Abwasseraufkommens wäre eine UV-Anlage mit Hg-Niederdruckstrahlern möglich. Die Nutzungsdauer solcher Strahler liegt zwischen 8.000 – 15.000 h, was einen geringen Wartungsaufwand mit sich bringt. Eine Bemessung kann im Rahmen dieser Bachelorarbeit nicht durchgeführt werden, da keine Messwerte als Grundlage für eine Rechnung dienen können.

Grundsätzlich ist der Einsatz einer UV-Anlage anhand der Gegebenheiten auf der Plattform möglich, da sie platzsparend, schnell und einfach zu installieren und effektiv ist.

Der Vorteil einer UV-Anlage ist, dass sie eine kompakte Installationsgröße hat und mit sehr wenig Wartungsaufwand verbunden ist. Außerdem ist eine kurze Reaktionszeit

mit dem Abwasser ausreichend und es entstehen keine Reaktionsnebenprodukte, die schädlich für die Umwelt sein können.

6. Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Die Abwasseranlage auf der offshore Plattform unterliegt, bedingt durch das zuständige Bundesamt für Schifffahrt und Hydrologie und dem zur Verfügung stehenden Platz, anderen Anforderungen bezüglich der einzuhaltenden Ablaufwerte und der machbaren Optimierungsansätzen. Die Anlage zeigte in den letzten Messungen schlechte Ablaufwerte in den Parametern CSB, BSB₅, Schwebstoffgehalt, E.Coli, Stickstoff und Phosphor. Ein Hauptgrund dafür scheint die Biologie der Abwasseranlage zu sein, die in den maximalen Abwasserzulaufzeiten genügend Sauerstoff zugeführt bekommt, aber trotzdem keine zufriedenstellende Reinigungsleistung erzielt.

Aufgrund von fehlenden Daten ist die Bestimmung des Schlammalters nicht möglich, was mit ausschlaggebend für die biologische Reinigung der Anlage ist. Um eine konkrete Aussage tätigen zu können, sollte seitens GTI die Messung des BSB₅ im Zulauf, der Trockensubstanzgehalt in der biologischen Stufe und die tägliche Schlammproduktion durchgeführt werden.

Die Elimination des Phosphors ist durch die Biologie eher unwahrscheinlich, da keine anaeroben und aeroben Bedingungen im Wechsel geschaffen werden können. Deshalb ist eine chemische Phosphorelimination eine mögliche Lösung. Dazu ist die Bestimmung des zu fällenden Phosphors nötig, um die benötigte Menge an Fällmittel zu berechnen. Ist diese Menge sehr klein, so könnte der Ansatz verfolgt werden, die Phosphor-Quellen auf der Plattform zu minimieren, da dies sehr gut steuerbar und mit fast keinen Kosten verbunden ist. Dabei sollte ein Augenmerk auf die verwendeten Reinigungs- und Waschmittel gelegt werden.

Vor allem unter Berücksichtigung der „Zero-Emission-Politik“ von GTI und um eine umweltfreundliche Desinfektion des Abwassers zu gewährleisten, sollte die Überlegung getätigt werden, die Chlorung durch ein alternatives Verfahren zu ersetzen. Bei dem Einsatz von Chlor können ungewünschte chlororganische Stoffe und Halogene entstehen, die gewässerökologisch als bedenklich gelten [DWA, 2009]. Außerdem ist das eingesetzte Natriumhydrogensulfit zur Dechlorierung im Ablauf bei nicht vollständiger chemischer Umsetzung in der Umwelt nicht abbaubar (vgl. Anhang

II). Ein alternatives Verfahren stellt der Einbau einer UV-Anlage dar. Hierbei treten keine Reaktionsnebenprodukte auf, sie benötigt wenig Wartungsarbeiten und ist bei ausreichender Bestrahlungsstärke ein sicheres Desinfektionsverfahren.

Der Einbau einer Membranfiltration könnte auch in Betracht gezogen werden, da hierbei durch Verwendung von Ultrafiltration-Membranen auch eine Phosphorelimination möglich wäre. Es werden von unterschiedlichen Herstellern Module angeboten, die der biologischen Reinigungsstufe nachgeschaltet werden und platzsparend sind. Nachteilig sind höhere Investitionskosten und benötigte Reinigungszyklen, bei denen das Retentat aufgefangen und ordnungsgemäß entsorgt werden muss, was offshore mit erheblichen Kosten verbunden ist.

Zur Verfolgung der Optimierungsansätze sollten durch GTI folgende Parameter bestimmt werden, um eine bessere Datengrundlage zu erhalten und weitere Schritte planen zu können:

- BSB₅ im Zulauf zur Anlage
- Phosphorgehalt im Zulauf
- Schlammalter (mittels Trockensubstanzgehalt in der biologischen Stufe und täglicher Schlammproduktion)
- Transmissionsgrad des Abwassers im Ablauf

Im nächsten Schritt sollte die biologische Reinigungsstufe bezüglich des Schlammalters untersucht und optimiert werden. Gegebenenfalls könnten sich dadurch bereits einige Parameter wie Schwebstoffgehalt, BSB₅ oder Stickstoff im Ablauf der Anlage verbessern.

Bei der Verwendung eines alternativen Desinfektionsverfahrens sollte GTI eine Prüfung zur Realisierbarkeit einer UV-Anlage oder eines Membranverfahrens bzgl. des benötigten Platzes und anfallender Kosten durchführen.

7. Literaturangaben

AbwAG (2005): Abwasserabgabengesetz, Anlage zu §3

ATV-DVWK (2000): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Arbeitsblatt A 131

ATV-DVWK (2004): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Arbeitsblatt DVWK-A 2002, April 2004

ATV-FA 2.8 (1998): ATV-Merkblatt ATV-M 205. Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser, Hennef. Juni 1998

Bever et al. (2002): Weitergehende Abwasserreinigung, 4. Auflage, Oldenbourg Industrieverlag München, 2002, S. 51-55

BMLFUW (2015): Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Abteilung IV/3,
<https://www.bmlfuw.gv.at/wasser/wasserqualitaet/abwasserreinigung/masseinheiten.html>, 29.07.2015, letzter Aufruf 19.07.2017

DWA (2009): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Abwasserbehandlung, 2009, 3. überarbeitete Auflage, S. 125 – 137

DWA (2009a): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Abwasserbehandlung, 2009, 3. überarbeitete Auflage, S. 115 - 119

DWA (2009b): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Abwasserbehandlung, 2009, 3. überarbeitete Auflage, S. 204 – 207

DWA (2011): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Landesverband Bayern, Leitfaden Nr. 2-14, 02.2011

DWA (2012): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Vortrag zum Fortbildungsmodul der Kläranlagen-Nachbarschaften: Sauerstoffeintrag beim Belebungsverfahren, 09.2012

EEG (2017): Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien, Teil 1, §1 Abs. 1 und 2

GTI (2016): Global Tech I Offshore Wind GmbH, Leistungsfähige Kraftwerke auf hoher See – die Windenergieanlage M5000

- GTI intern (2017): Interne Dokumentation der Global Tech I Offshore Wind GmbH
- Gujer (1999): Prof. Dr. W. Gujer, Siedlungswasserwirtschaft, Springer Verlag Berlin Heidelberg, 1999, S. 341
- Hartmann, L. (1992): Biologische Abwasserreinigung, 3. Auflage, Springer Verlag Berlin, S. 140
- Imhoff und Jardin (2007): Taschenbuch der Stadtentwässerung, 30. Verbesserte Auflage, Oldenbourg Industrieverlag München, 2007, S. 178
- IUV (2017): Institut für Umweltverfahrenstechnik – Universität Bremen, chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW), <http://www.wasserwissen.de/abwasserlexikon/c/chlorierte Kohlenwasserstoffe.htm>, letzter Aufruf 13.06.2017
- Koppe u. Stozek (2005): Kommunales Abwasser, 4. Auflage, Vulkan Verlag Essen, 2005, S. 391
- Kronos (2012): KRONOS INTERNATIONAL Inc., Broschüre: Phosphateliminierung mit Eisensalzen, 2012
- LeChevallier und Au (2004): Water Treatment and Pathogen Control: Process Efficiency in Achieving Safe Drinking Water. IWA Publishing, London, Großbritannien
- Triebel (1997): Lehr- und Handbuch für Abwassertechnik, Biologisch-chemische und weitergehende Abwasserreinigung, 4. Auflage, Verlag für Architektur und technische Wissenschaften Ernst und Sohn Berlin, 1997
- LfU: Bayerisches Landesamt für Umwelt, *Technik der kommunalen Kläranlagen in Bayern - Verfahren der biologischen Abwasserreinigung*, 2013, S. 3-9
- Melin und Rautenbach (2007): Membranverfahren: Grundlagen der Modul- und Anlagenauslegung. Springer Verlag, Berlin.
- MEPC.159(55) (2006): Richtlinie für die Anwendung von Ausflussnormen und die Prüfung von Abwasser-Aufbereitungsanlagen, angenommen am 13.10.2006
- MSRL 2008/56/EG (2008): Meeresstrategie Rahmenrichtlinie 2008/56/EG, Präambel, Europäischer Rat
- Mudrack und Kunst: Biologie der Abwasserreinigung, 2010, 5. Auflage, S. 88 - 94

Müller et al. (2009): Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. KA Korrespondenz Abwasser, Abfall. 56(6).

Pinnekamp u. Friedrich, H. (2003): Membrantechnik für Abwasserreinigung, 2003, 2. Aktualisierte Auflage, FiW Verlag, S. 30 - 40

Rott und Schüler (2001): Untersuchungen über den Einfluss von suspendierten Stoffen und deren Partikelgrößenverteilung auf die Desinfektionswirkung einer UV-Anlage. Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart

RWO (2010): RWO GmbH, Installation, Operation and Maintenance Manual Sewage Treatment System WWT LC, Bremen, 10.08.2010

Sommer, R. (2006): Anforderungen an die UV-Desinfektion von Trinkwasser. Praxisseminar Wasser & Hygiene. Klinisches Institut für Hygiene und medizinische Mikrobiologie Medizinische Universität Wien

SRÜ (1994): Seerechtsübereinkommen der Vereinten Nationen, Art. 3, Abschnitt II – Grenzen des Küstenmeeres

Wricke et al. (2011): Wasseraufbereitung. In: Fritsch, P., Knaus, W., Merkl, G., Preininger, E., Rautenberg, J., Weiß, M. und Wricke, B. (Hrsg.) Taschenbuch der Wasserversorgung. Vieweg und Teubner Verlag, Wiesbaden.

Erklärung

Hiermit versichere ich, die vorliegende Arbeit selbständig angefertigt zu haben. Ich habe keine außer den angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet. Wörtliche wie inhaltliche Zitate habe ich vollständig als solche kenntlich gemacht.

■■■■■, den 25.07.2017

Ort, Datum

Unterschrift

8. Anhang

Anhang I

Auswertung 10 Tages Test WWT LC (03.11-12.11.2009), belegt durch offizielle Analysen

Datum	Zulauf				Ablauf						Verhältnisse CSB/BSB		Abbaugrad		
	Std.	CSB	BSB	TSS	CSB	BSB	AFS	pH	E.Coll	Restchlor	Zulauf	Ablauf	CSB	BSB	AFS
03.11.2009	3.	2080	675	1535	92	13	20	7,15	15	0,05	1:3,1	1:7	96%	98%	99%
	5.		1320		112	15	16	7,1	15	0,05		1:7	95%	98%	99%
	7.		1700		114	14	26	6,85	15	0,05	1:8	95%	98%	98%	
	9.		1036		117	14	11	6,9	15	0,07	1:8	94%	98%	99%	
04.11.2009	3.	1155	485	856	106	28	24	7	15	0,05	1:2,4	1:4	91%	94%	97%
	5.		820		98	18	13	7	15	0,13		1:5	92%	96%	98%
	7.		616		136	35	20	7,15	15	0,05	1:4	88%	93%	97%	
	9.		772		134	27	14	7,17	15	0,07	1:5	88%	94%	98%	
05.11.2009	3.	1664	620	612	127	32	15	6,97	15	0,05	1:2,7	1:4	92%	95%	98%
	5.		824		183	57	12	7,07	15	0,05		1:3	89%	91%	99%
	7.		688		129	36	25	7,1	15	0,05	1:4	92%	94%	96%	
	9.		684		121	37	10	7,1	15	0,05	1:3	93%	94%	99%	
06.11.2009	3.	838	325	460	75	10	21	7,6	15	0,05	1:2,6	1:8	91%	97%	95%
	5.		476		72	7	13	7,55	15	0,05		1:10	91%	98%	97%
	7.		664		66	6	13	7,13	15	0,05	1:11	92%	98%	98%	
	9.		736		67	7	8	7,07	15	0,05	1:10	92%	98%	99%	
07.11.2009	3.	1050	435	876	75	10	12	7,21	15	0,05	1:2,4	1:8	93%	98%	99%
	5.		732		75	12	6	7,07	15	0,05		1:6	93%	97%	99%
	7.		990		80	14	10	7,2	15	0,05	1:6	92%	97%	99%	
	9.		910		95	22	7	7,15	15	0,06	1:4	91%	95%	99%	
08.11.2009	3.	2250	1150	870	70	9	10	7,3	15	0,05	1:2,0	1:8	97%	99%	99%
	5.		700		95	29	8	7,25	15	0,05		1:3	96%	97%	99%
	7.		810		65	6	10	7,2	15	0,05	1:11	97%	99%	99%	
	9.		840		45	6	6	7,2	15	0,06	1:8	98%	99%	99%	
09.11.2009	3.	2705	1280	864	65	8	8	7,15	15	0,05	1:2,1	1:8	98%	99%	99%
	5.		740		61	7	8	7,15	15	0,05		1:9	98%	99%	99%
	7.		848		57	4	8	7,1	15	0,06	1:14	98%	100%	99%	
	9.		920		60	9	5	7,18	15	0,05	1:7	98%	99%	99%	
10.11.2009	3.	1790	735	800	83	15	10	7,15	15	0,05	1:2,4	1:6	95%	98%	99%
	5.		748		86	15	9	7,1	15	0,05		1:6	95%	98%	99%
	7.		812		46	15	12	7,15	15	0,05	1:3	97%	98%	99%	
	9.		920		35	11	7	7,2	15	0,05	1:3	98%	99%	99%	
11.11.2009	3.	1332	670	544	94	18	14	7,2	15	0,05	1:2,0	1:5	93%	97%	97%
	5.		588		92	20	9	7,2	15	0,05		1:5	93%	97%	98%
	7.		656		81	16	15	7,17	15	0,05	1:5	94%	98%	98%	
	9.		648		85	14	14	7,15	15	0,05	1:6	94%	98%	98%	
12.11.2009 (Schräglage)	3.	1350	550	630	148	20	50	7,3	15	0,06	1:2,5	1:7	89%	96%	92%
	5.		760		148	20	33	7,3	15	0,05		1:7	89%	96%	96%
	7.		770		165	74	30	7,7	15	0,05	1:2	88%	87%	96%	
	9.		840		145	33	15	7,7	15	0,05	1:4	89%	94%	98%	
Mfn		838	325	460	35	4	5	6,85	15	0,05			88%	87%	92%
Max		2705	1280	1700	183	74	50	7,7	15	0,13			98%	100%	99%
Ist		1527	640	787	88,9	15,3	12,6	7,2	15,0	0,1			93%	97%	98%
Soll		500	500	<125	<25	<35	6-8,5	<100	0,5						
Status		ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok	ok					

- Vollständige Analyse abgeschlossen
 - vorläufige Analyse / Klärungsbedarf

letzter Bearbeitungsstand 27.11.2009 / TK



BERKEFELD
ELGA
KRÜGER WABAG

Safety Data Sheet according to Regulation (EC)
No. 1907/2006 (REACH)
Printed 26.05.2010
Revision 06.11.2009 (GB) Version 1.1
BerkePOOL CLF 35

1. IDENTIFICATION OF THE SUBSTANCE/PREPARATION AND OF THE COMPANY/UNDERTAKING

Name of product	BerkePOOL CLF 35
Manufacturer/distributor	VWS Deutschland GmbH Lückenweg 5, D-29227 Celle Phone +49(0)5141-8030, Fax +49(0)5141-803100 E-Mail vws-deutschland@veoliawater.com Internet www.veoliawaterst.de
Advice	Labor Phone +49(0)5141-803117
Emergency advice	Giftinformationszentrum-Nord (GIZ-Nord) Göttingen Phone +49(0)551-19240
Recommended intended purpose(s)	disinfectant

2. HAZARDS IDENTIFICATION

Classification according to 67/548/EEC or 1999/45/EC

R31
C; R34

R-phrases

31 Contact with acids liberates toxic gas.
34 Causes burns.

3. COMPOSITION/INFORMATION ON INGREDIENTS

Description
watery solution of:

Hazardous ingredients

CAS No	EC No	Name	[% weight]	Classification according to 67/548/EEC
7681-52-9	231-668-3	sodium hypochlorite, solution ...% Cl active active chlorine 150 g/kg, acc. DIN/EN 901	13	C R34; R31; N R50

4. FIRST AID MEASURES

In case of inhalation

In case of inhalation remove the casualty into fresh air and seek medical advice.

In case of skin contact

In case of contact with skin wash off immediately with plenty of water.
Consult a doctor if skin irritation persists.

In case of eye contact

In case of contact with eyes rinsing with plenty of lukewarm water carefully and seek for medical treatment.

1. IDENTIFICATION OF THE SUBSTANCE/PREPARATION AND OF THE COMPANY/UNDERTAKING

Name of product	RWO LC 35
Manufacturer/distributor	VWS Deutschland GmbH Lückenweg 5, D-29227 Celle Phone +49(0)5141-8030, Fax +49(0)5141-803100 E-Mail vws-deutschland@veoliawater.com Internet www.veoliawater.de
Advice	Labor Phone +49(0)5141-803117
Emergency advice	Giftinformationszentrum-Nord (GIZ-Nord) Göttingen Phone +49(0)551-19240
Recommended intended purpose(s)	reduction compound

2. HAZARDS IDENTIFICATION

Classification according to 67/548/EEC or 1999/45/EC
Xn; R22

R-phrases

22 Harmful if swallowed.
31 Contact with acids liberates toxic gas.

3. COMPOSITION/INFORMATION ON INGREDIENTS

Description
watery solution

Hazardous ingredients

CAS No	EC No	Name	[% weight]	Classification according to 67/548/EEC
7631-90-5	231-548-0	sodium hydrogen sulphite 39 %	10 - 25	Xn R22; R31

4. FIRST AID MEASURES

In case of inhalation

Ensure of fresh air.
In the event of symptoms refer for medical treatment.

In case of skin contact

In case of contact with skin wash off immediately with soap and water.
Consult a doctor if skin irritation persists.

In case of eye contact

In case of contact with eyes rinsing with plenty of lukewarm water carefully and seek for medical treatment.

In case of ingestion

Do not induce vomiting.

11. TOXICOLOGICAL INFORMATION

Acute toxicity/Irritability/Sensitization

	Value/Validation	Species	Method	Remark
LD 50 acute oral	> 2000 mg/kg	rat		
LD 50 acute dermal	> 2000 mg/kg	rat		
Irritability skin	low irritant effect			
Irritability eye	low irritant			

12. ECOLOGICAL INFORMATION

Data on elimination (persistence and degradability)

	Elimination rate	Method of analysis	Method	Validation
Physico-chemical degradability	Inorganic product, cannot be eliminated from the water by biological purification processes.			

Ecotoxicological effects

	Value	Species	Method	Validation
Fish	LC50 > 150 mg/l (96 h)	rainbow trout		
Daphnia	EC50 116 mg/l (24 h)	Daphnia magna		
Bacteria	EC50 56 mg/l (17 h)	Pseudomonas putida	DIN 38412 T.8	

Behaviour in sewage plant

Product can cause severe chemical oxygen depletion in biological sewage treatment plants or surface waters, which can have an adverse effect on living organisms.

13. DISPOSAL CONSIDERATIONS

Recommendations for the product

Remove in accordance with local official regulations

Recommendations for packaging

Remove in accordance of official regulations.

14. TRANSPORT INFORMATION

Transport/further information

No hazardous material as defined by the prescriptions.



DATENBLATT

PLEIADE®

Trenngrenze

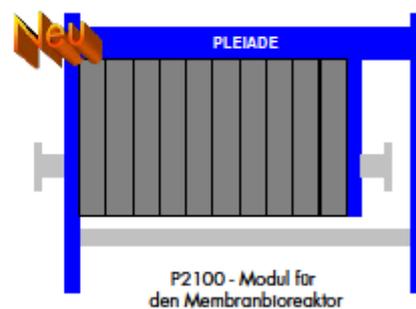
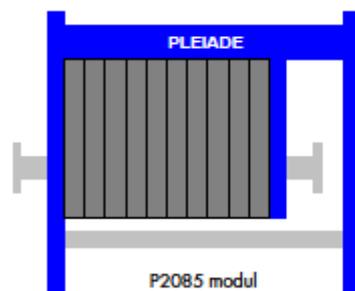
	PVDF	PAN	PES
Mikrofiltration			
0,25 µm	✓		
0,20 µm	✓		
0,15 µm	✓	✓	
0,10 µm	✓	✓	✓
Ultrafiltration			
50 nm	✓		✓
10 nm	✓		✓
10 kD			✓
5 kD			✓

Exclusivsortiment mit Gewebeträger
3038 (-) PAN 40 kD gepfropft
3042 (+) PAN 40 kD gepfropft
3050 (-) PAN 50 kD gepfropft

PVDF: Polyvinylidendifluorid - PAN: Polyacryl - PES: Polyethersulfon

Module

Labor - und Pilotmodule	Anzahl der Platten	Membranfläche [m²]
UFP 10	45 Platten	5
Rayflow	2 Platten	0.050
Modul PLEIADE P2000 mit 1.7 mm Plattenabstand		
P2030	78 Platten	27.3
P2060	168 Platten	58.8
P2085	252 Platten	88.2
Modul PLEIADE P2000 mit 3 mm Plattenabstand		
P2030	60 Platten	21
P2060	130 Platten	45.5
P2085	200 Platten	70
Neu module		
P2100	250 Platten	87.5



www.orelis.com

Anhang IV



Zufusscharakteristika

Datum 03.11.2009

Tag Dienstag

Stunde	Uhrzeit	MID-Werte		Durchflussmengen pro Stunde			Temperatur		Sauerstoffgehalt
		Zähler 1 [l]	Zähler 2 [l]	Ist [l/h]	Soll [l/h]	Differenz [l/h]	Bioreaktor	Umgebung	Bioreaktor [mg/l]
Start	04:00	0	0						
1	05:00	113,78	113,78	113,78	108	5,78			
2	06:00	220,78	220,78	107	108	-1			
3	07:00	655,48	655,48	434,7	432	2,7			
4	08:00	771,02	771,02	115,54	108	7,54			
5	09:00	887,25	887,25	116,23	108	8,23			
6	10:00	1001,88	1001,88	114,63	108	6,63			
7	11:00	1368,85	1368,85	366,97	324	42,97			
8	12:00	1477,29	1477,29	108,44	108	0,44			
9	13:00	1584,32	1584,32	107,03	108	-0,97			
10	14:00	1715	1715	130,68	108	22,68			
11	15:00	2096	2096	381	432	-51			
12	16:00	2199,46	2199,46	103,46	108	-4,54			
Summe				2199,5	2160	39,46			

Datum 04.11.2009

Tag Mittwoch

Stunde	Uhrzeit	MID-Werte		Durchflussmengen pro Stunde			Temperatur		Sauerstoffgehalt
		Zähler 1 [l]	Zähler 2 [l]	Ist [l/h]	Soll [l/h]	Differenz [l/h]	Bioreaktor	Umgebung	Bioreaktor [mg/l]
Start	04:00	2199,46	0						
1	05:00	2312,16	112,7	112,7	108	4,7			
2	06:00	2424,95	225,49	112,79	108	4,79		11,6	
3	07:00	2843,26	643,8	418,31	432	-13,69			
4	08:00	2974,76	775,3	131,5	108	23,5			
5	09:00	3100,76	901,3	126	108	18			
6	10:00	3208,76	1000,3	108	108	0	15	10,9	
7	11:00	3558,2	1358,74	349,44	324	25,44			
8	12:00	3670,05	1470,59	111,85	108	3,85		12	
9	13:00	3784,5	1585,04	114,45	108	6,45			
10	14:00	3898,04	1698,58	113,54	108	5,54			
11	15:00	4326,96	2127,5	428,92	432	-3,08			
12	16:00	4445,31	2245,85	118,35	108	10,35			
Summe				2245,9	2160	85,85			

pH Belebung 6,9-7,1

RWO GmbH
 WATER WATER TECHNOLOGY
 Thelenstraße 15A • D-28102 Bremen • Germany
 tel. +49 421 35050 • fax +49 421 5109410
 email: rwo@veoliawater.com • www.rwo.de

Managing Directors: Dr. Ina Schwarz,
 Wilfried Hasselmann, Dipl.-Ing. Helmut Werle
 Registered: Court Office Bremen, HRB 12001
 VAT-Reg.-No.: DE81755533
 Tax No.: 17/200/00140

