



Gesellschaft zur Verwertung organischer Abfälle mbH & Co. KG
Pohlsche Heide 1
32479 Hille

Entwicklung eines integrierten Verfahrens zum Einsatz von Algen
zur Steigerung der Energiebereitstellung und –effizienz
und zur Verringerung der CO₂-Emissionen von Vergärungsanlagen

Abschlussbericht

gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt
AZ 28741

Verfasst von:

Bernd Büscher (GVoA)
Dr. Peter Harborth (Leichtweiß-Institut, TU Braunschweig)
Dr. Timo Thiel (Leichtweiß-Institut, TU Braunschweig)

Hille, am 11. Juli 2013

GVoA mbh & Co. KG
Pohlsche Heide 1
32479 Hille

Tel. 05703-9802-0
Fax 05703-9802-99

e-mail: info@GVoA.de
www.pohlsche-heide.de

TU Braunschweig
Leichtweiß-Institut
Abteilung Abfall- und Ressourcenwirtschaft
Beethovenstraße 51a
38106 Braunschweig

Abschlussbericht

DBU-Fördervorhaben

Entwicklung eines integrierten Verfahrens
zum Einsatz von Algen
zur Steigerung der Energiebereitstellung und –effizienz
und zur
Verringerung der CO₂-Emissionen von Vergärungsanlagen

Teil I: Allgemeines zum Projekt

Durchführung: GVoA mbH & Co. KG
Pohlsche Heide 1
32479 Hille
T. Kropp, B. Schulte (Leitung, Geschäftsführung)
Bearbeitung: B. Büscher u.a.

Technische Universität Braunschweig
Leichtweiß-Institut für Wasserbau
Abt. Abfall- und Ressourcenwirtschaft
Prof. Dr.-Ing. K. Fricke (Leitung)
Bearbeitung: Dr. T. Thiel
Dr. P. Harborth u.a.

Inhaltsverzeichnis

Verzeichnis von Bildern und GrafikenTabellen	I-2
Tabellenverzeichnis	I-6
Verzeichnis von Abkürzungen und Definitionen	I-7
Zusammenfassung	I-8
Einleitung	I-9
Hauptteil	
Abschlussbericht des Leichtweiß-Instituts der TU-Braunschweig	II-1
Abschlussbericht der GVoA über den Aufbau der Algenrinne im Entsorgungszentrum Pohlschen Heide	III-1
Fazit	IV-1
Literaturverzeichnis	IV-2

Verzeichnis von Bildern und Grafiken

Abb. I-1:	Das Entsorgungszentrum Pohlsche Heide	I-10
Abb. II-1:	Schema der Interaktion beim Algenwachstum (vgl. Becker, 1994).	II-6
Abb. II-2:	Parameter und Faktoren, welche die Betriebsweise eines Bioreaktors beeinflussen (aus Storhas, 1994).	II-8
Abb. II-3:	Experimentell bestimmte Wachstumskurve einer Satzkultur (mit x = Konzentrationen von Biomasse, s =Substrat und t =Zeit (aus Chmiel, 2008).	II-10
Abb. II-4:	Darstellung der verwendeten Lemna minor.	II-16
Abb. II-5:	Schema der Stoffwechselprozesse beim anaeroben Abbau durch verschiedene Bakteriengruppen (aus Förstner, 2008).	II-19
Abb. II-6:	Farbspektrum der Leuchtstoffröhren [nm].	II-19
Abb. II-7:	Technischer Aufbau der Versuchsanlage.	II-23
Abb. II-8:	Schematischer Aufbau eines Bioreaktors.	II-24
Abb. II-9:	Darstellung der Durchflussmesser (Q-Flow, Vögtlin, Lyss, S) im Versuchsaufbau.	II-24
Abb. II-10:	Versuchsreaktor für den kontinuierlichen Betrieb.	II-25
Abb. II-11:	Planungskonzept der Doppelgerinne-Anlage.	II-26
Abb. II-12:	Aufbau der Rinnen.	II-28
Abb. II-13:	Sieb aus Teichfolie und Kieselsteinen.	II-29
Abb. II-14:	Rinnen mit Beschattungsmatten/Beginnende Algenentwicklung.	II-29
Abb. II-15:	Zeitlicher Verlauf der optischen Dichte (Extinktion) bei unterschiedlichen Belüftungsraten und Luftzusammensetzung.	II-37
Abb. II-16:	Zeitlicher Verlauf der Nitratkonzentration [mg/l] im zellfreien Medium.	II-37
Abb. II-17:	Einfluss der Belüftung auf die zeitliche Entwicklung des pH-Wertes.	II-38
Abb. II-18:	Auswirkungen der unterschiedlichen Belüftungen und daraus resultierenden pH-Werte auf die Sedimentation der Algensuspension im Bioreaktor. ⁷	II-38
Abb. II-19:	Zeitlicher Verlauf der OD.	II-39

Abb. II-20:	Halblogarithmischer Wachstumskurve der OD mit der Zeit (oben) und Ermittlung der Wachstumsrate (unten)	II-40
Abb. II-21:	Entwicklung der Nitratkonzentrationen mit der Zeit.	II-41
Abb. II-22:	Entwicklung der Ammoniumkonzentrationen mit der Zeit.	II-42
Abb. II-23:	Zeitlicher Verlauf der TOC-Konzentrationen.	II-42
Abb. II-24:	Verlauf der pH-Werte in Abhängigkeit von der Zeit.	II-43
Abb. II-25:	Veränderungen der Leitfähigkeit während des Versuchszeitraumes durch die Zugabe von destilliertem Wasser.	II-46
Abb. II-26:	Zeitlicher Verlauf der OD bei Phosphatsubstitution.	II-47
Abb. II-27:	Zeitlicher Verlauf der pH-Werte.	II-47
Abb. II-28:	Zeitlicher Verlauf der Nitratkonzentrationen.	II-48
Abb. II-29:	Zeitlicher Verlauf der Phosphatkonzentrationen.	II-49
Abb. II-30:	Temperaturverlauf der Wachstumskurven.	II-51
Abb. II-31:	Verlauf des pH-Wertes im Wachstumsversuch.	II-51
Abb. II-32:	Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit im Wachstumsversuch.	II-52
Abb. II-33:	Wachstumskurven unter Idealbedingungen.	II-54
Abb. II-34:	Approximation der Wachstumskurve.	II-55
Abb. II-35:	Einfluss der Variablen auf die Hillfunktion.	II-56
Abb. II-36:	Verlauf des pH-Wertes beim Phosphatersatz mit Verdünnung.	II-61
Abb. II-37:	Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit beim Phosphatersatz mit Verdünnung.	II-61
Abb. II-38:	Optische Dichte beim Phosphatersatz mit Verdünnung.	II-62
Abb. II-39:	TOC-Konzentrationsverlauf beim Phosphatersatz mit Verdünnung.	II-64
Abb. II-40:	Nitratkonzentrationsverlauf beim Phosphatersatz mit Verdünnung.	II-65
Abb. II-41:	Phosphatkonzentration beim Phosphatersatz mit Verdünnung.	II-66
Abb. II-42:	Temperaturverlauf beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.	II-68
Abb. II-43:	Verlauf des pH-Wertes beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.	II-68

Abb. II-44:	Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.	II-69
Abb. II-45:	Optische Dichte beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.	II-70
Abb. II-46:	Lichtverfügbarkeit in den verschiedenen Nährmedien.	II-71
Abb. II-47:	TOC-Konzentrationsverlauf beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.	II-72
Abb. II-48:	Nitratkonzentrationsverlauf beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.	II-72
Abb. II-49:	Phosphatkonzentrationsverlauf beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.	II-73
Abb. II-50:	Grauer Niederschlag am Reaktor.	II-74
Abb. II-51:	Temperaturverlauf beim Stickstoffersatz.	II-76
Abb. II-52:	Optische Dichte beim Stickstoffersatz.	II-76
Abb. II-53:	Phosphatkonzentrationsverlauf beim Stickstoffersatz.	II-77
Abb. II-54:	Nitratkonzentration beim Stickstoffersatz.	II-78
Abb. II-55:	Ammoniumkonzentration beim Stickstoffersatz.	II-78
Abb. II-56:	Temperaturverlauf beim Wachstumsversuch in den Abwässern.	II-79
Abb. II-57:	Verlauf des pH-Wertes beim Wachstumsversuch in den Abwässern.	II-80
Abb. II-58:	Elektrische Leitfähigkeit beim Wachstumsversuch in den Abwässern.	II-80
Abb. II-59:	Optische Dichte bei Deponiesickerwasser und Fermenteroutput.	II-81
Abb. II-60:	TOC-Konzentration bei Deponiesickerwasser und Fermenteroutput.	II-82
Abb. II-61:	Phosphatkonzentration bei Deponiesickerwasser und Fermenteroutput.	II-82
Abb. II-62:	Nitratkonzentration bei Deponiesickerwasser und Fermenteroutput.	II-83
Abb. II-63:	Ammoniumkonzentration bei Deponiesickerwasser und Fermenteroutput.	II-84
Abb. II-64:	Ausgebauter Reaktor des ersten Ansatzes.	II-86

Abb. II-65:	Dissoziationsgleichgewicht von Ammoniak und Ammonium.	II-89
Abb. II-66:	Verhalten der Metallkonzentrationen (Cu, Zn, Mn) im Langzeitversuch.	II-92
Abb. II-67:	Massenentwicklung von Lemna minor im Laborreaktor.	II-92
Abb. II-68:	Verlauf der Nitratkonzentration.	II-93
Abb. II-69:	Verlauf der Ammoniumkonzentration.	II-94
Abb. II-70:	Verlauf der Phosphatkonzentration.	II-94
Abb. II-71:	Verlauf des pH-Wertes.	II-95
Abb. II-72:	Verlauf der Temperatur.	II-95
Abb. II-73:	Halblogarithmische Wachstumskurve.	II-96
Abb. II-74:	Vergleich des Sickerwassers nach (links) und vor der Reinigung (rechts).	II-97
Abb. III-1:	Kanalbildung in der Algenrinne im Labor des LWI	III-4
Abb. III-2:	Die Algenrinnen im Freigelände des LWI	III-5
Abb. III-3:	Die fertiggestellte Algenrinne auf der PoH	III-6
Abb. III-4:	Skizze des Querschnitts der Algenrinne	III-7
Abb. III-5:	Skizze des Längsschnitts der Algenrinne	III-7
Abb. III-6:	Schema Durchlaufreaktor	III-8
Abb. III-7:	Der Überlauf am Ablauf der Rinne	III-9
Abb. III-8:	Schema Umlaufreaktor	III-10
Abb. III-9:	Rinnenzulauf mit CO ₂ -Einspeisung und Solarmessgerät	III-10
Abb. III-10:	Frischer Bestand	III-11
Abb. III-11:	Bestand nach einer Woche	III-12
Abb. III-12:	Erste Besiedlung der Rinne mit Algen und Bakterien	III-12
Abb. III-13:	Schwimmschichten aus Algenmasse kurz vor der Ernte	III-12
Abb. III-14:	Frisch geerntete Algenmasse	III-13

Tabellenverzeichnis

Tab. II-1:	Vergleich der kontinuierlichen und diskontinuierlichen Betriebsweise (aus Storhas, 1994).	II-11
Tab. II-2:	Determining Growth Conditions and Optima for Nannochloropsis salina in Laboratory (aus Boussiba et al, 1987).	II-13
Tab. II-3:	Nährstoffzusammensetzung des Nährmediums.	II-14
Tab. II-4:	Zusammensetzung der Mikroelementlösung.	II-14
Tab. II-5:	"Biochemisch unabhängige" Sickerwasserinhaltsstoffe (Kruse, 1993).	II-20
Tab. II-6:	ESW nach Boussiba et al., 1987.	II-22
Tab. II-7:	Berechnete Sickerwasservolumina.	II-31
Tab. II-8:	Berechnete Sickerwasservolumina für anteiligen Phosphatersatz.	II-31
Tab. II-9:	Elektrische Leitfähigkeit verschiedener Wasserarten.	II-53
Tab. II-10:	Funktionsparameter der Hillfunktion.	II-56
Tab. II-11:	Berechnung der Generationszeit g.	II-58
Tab. II-12:	Zusammensetzung des 50 % und 75 % Phosphatersatzes.	II-60
Tab. II-13:	Einordnung der Schwermetallkonzentrationen.	II-63
Tab. II-14:	Zusammensetzung der Stickstofferstazmedien.	II-75
Tab. II-15:	Startwerte des ersten Ansatzes.	II-85
Tab. II-16:	Start- und Endwerte des zweiten Ansatzes in ASW.	II-87
Tab. II-17:	Start- und Endwerte mit Deponiesickerwasser.	II-88
Tab. II-18:	Start- und Endwerte mit Fermenteroutput.	II-89
Tab. II-19:	Wachstumsraten von Lemna minor im Versuchsreaktor.	II-96
Tab. III-1:	Gasausbeute von Algenmasse	III-13
Tab. III-2:	Analytik Algenmasse	III-14

Abkürzungen und Definitionen

ASW	Artificial Seawater
ATP	Adenosintriphosphat
Biogas	Gas mit einem durchschnittlichen Methananteil von ca. 50 %
Biomethan	aus Biogas gereinigtes Gas mit einem Methananteil > 96 % (auch Bioerdgas)
c	Konzentration [mg/l]
°C	Grad Celsius
CO ₂	Kohlendioxid
CH ₄	Methan
KTC	Kubischer Tankcontainer mit einem Nennvolumen von 1 m ³
l	Liter
LWI	Leichtweiß-Institut der Technischen Universität Braunschweig
MBA	mechanisch biologische Abfallbehandlung
mg/l	Milligramm pro Liter
ml	Milliliter
ml/h	Milliliter pro Stunde
mm	Millimeter
mS/cm	Millisiemens pro Zentimeter
nm	Nanometer
NADPH(H)	Nicotinamid-Adenin-Dinucleotid-Phosphat (reduzierte Form)
OD	optische Dichte
oTS	organische Trockensubstanz
PoH	Pohlsche Heide
SAG	Sammlung von Algenkulturen Göttingen
TOC	Total Organic Carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)
λ	Wellenlänge [nm]
μ	Wachstumsrate

Zusammenfassung

Dem vorliegenden Vorhaben liegt die Idee zu Grunde, die nährstoffreichen Abwässer eines Abfallentsorgungszentrums – im wesentlichen Deponiesickerwasser und sog. Fermenteroutput – zu nutzen, um mittels einer Massenanzucht von Algen zusätzliche Biomasse für die Vergärungsanlagen zu generieren. Zugleich soll damit auch eine Reinigung der Abwässer verbunden sein.

Daher besteht die vorrangige experimentelle Aufgabe zunächst darin, geeignete Algen zu finden und deren Eignung für ein ungehemmtes Wachstum in den hochgradig verschmutzten Abwässern zu überprüfen.

In einem nächsten Schritt sind die Lebensbedingungen für diese Algen zu optimieren um in einem weiteren Verfahrensschritt eine halbtechnische Anlage zu errichten, in der über längere Zeiträume Abbauraten für Biomasse bestimmt werden können und parallel dazu Abbauraten für den Grad der Belastung der eingeleiteten Abwässer bestimmt werden kann. Die Versuche im Labormaßstab haben die erforderlichen Parameter geliefert, um im Entsorgungszentrum Pohlsche Heide eine halbtechnische Anlage zu errichten, die die Anforderungen einer „low-cost“- Anlage erfüllt und trotzdem für Langzeitversuche eingerichtet ist.

Im LWI ist es gelungen für diverse Algen Optimierungsparameter zu definieren, Abbauraten zu bestimmen und die Erzeugung von Biomasse zu ermitteln. Diese Erfahrungen sind in die Errichtung der Algenrinne geflossen – wohl wissend, dass bisher nur Kurzzeitversuche durchgeführt worden sind.

Diese Versuche sind mit *Nanochloropsis Salina* durchgeführt worden, einer Algenart, die leicht im Labor zu kultivieren ist und die zudem in der Literatur als für Sickerwasser geeignet beschrieben worden ist. Versuche mit weiteren Algentypen stehen noch aus, wobei in der Algenrinne auf der Pohlschen Heide andere Algenarten gezüchtet werden. Diese Algen wurden aus der Ringdrainage der Deponie Pohlsche Heide entnommen. Es ist jedoch geplant, auch die *Nanochloropsis Salina* in der Algenrinne in Langzeitversuchen zu testen.

Langzeitversuche, die eine komplette Vegetationsperiode überdauern, sind überhaupt erst mit der Algenrinne möglich, da diese mit Heizung, Wetter- und Lichtmessung ausgestattet ist. Die ersten Ergebnisse aus der Algenrinne zeigen, dass bereits Biomasse aufgebaut wird. Auch haben die Versuche signifikante Ergebnisse zu der Überlebensfähigkeit von Algen geliefert. Die Bestimmung der überlebensfähigen Typen steht jedoch noch aus. Die Reinigung von Sickerwasser, sei es Fermenteroutput, Sickerwasser des Kompostwerkes oder Deponiesickerwasser ist ebenfalls nachgewiesen. So ist es gelungen, den Ammoniumgehalt des Deponiesickerwassers unter die Nachweisgrenze der im Labor eingesetzten Testmethoden zu drücken und damit einen entscheidenden limitierenden Parameter für den Aufbau von Biomasse und gleichzeitig den Reinigungseffekt nachzuweisen.

Einleitung

Das Entsorgungszentrum Pohlsche Heide liegt im nördlichsten Teil Nordrhein-Westfalens im Kreis Minden-Lübbecke. Hier werden die Abfälle der Bürger und Gewerbeabfälle der regionalen Industrie aufbereitet. Der Eigentümer der Pohlschen Heide, die Abfallgesellschaft Minden-Lübbecke (AML) hat die GVoA mit dem Betrieb des Entsorgungszentrums beauftragt.

Dieser Auftrag beinhaltet nicht nur die Aufbereitung selbst sondern auch die Optimierung und die Weiterentwicklung der eingesetzten Technologien. Letztendlich stellt das Entsorgungszentrum Pohlsche Heide eine der modernsten Recyclinganlagen Deutschlands dar und ist aus diesem Grund weit über die Kreis- und Landesgrenzen hinaus bekannt.

Das Entsorgungszentrum beinhaltet folgende Anlagenteile:

1. Eine Deponie der Klasse 2, auf der bis zum Jahr 2005 unbehandelter Hausmüll abgelagert wurde (Altbereich) und seit 2005 gemäß Technischer Anleitung Siedlungsabfall (TASI) behandelter Abfall abgelagert wird, der keine biologische Aktivität mehr aufweisen darf (neuer Deponiebereich). Das im Altbereich der Deponie entstehende Deponiegas wird in 2 Blockheizkraftwerken als Treibstoff zur Strom- und Wärmeerzeugung genutzt.
2. Eine mechanisch-biologische Abfallbehandlungsanlage (MBA) mit den Anlagenteilen Sortierung, Biogasanlage und Rotte, in der seit 2005 bis zu 100.000 t Siedlungsabfälle pro Jahr verarbeitet werden. Die Gärrückstände aus der Biogasanlage werden in der Rotte nachbehandelt und anschließend auf der Deponie abgelagert.
3. Ein Kompostwerk für die Behandlung von Bioabfällen mit den Anlagenteilen Biogasanlage und Rotte mit einer Jahreskapazität von bis zu 50.000 t. der Biogasanlage nachgeschaltet ist eine Gasaufbereitung, in der das erzeugte Biogas auf Erdgasqualität (Biomethan) gereinigt wird. Das so erzeugte Biomethan wird in das öffentliche Gasnetz eingespeist.

Aufgrund des großen Anlagenspektrums, das auf der Pohlschen Heide auf engem Raum vereint ist, bietet das Entsorgungszentrum eine hervorragende Plattform für die Vorstellung moderner Recyclingtechnik, die sowohl von der Industrie als auch von Universitäten gern genutzt wird. Letztendlich sind so enge Kooperationen zwischen der GVoA als Betreiber des Entsorgungszentrums und den an diesem Projekt beteiligten Kooperationspartnern entstanden. Neben dem Leichtweiß-Institut der TU-Braunschweig, das als Projektpartner einen großen Anteil an diesem Forschungsprojekt hat, haben auch die Abfallgesellschaft Minden-Lübbecke (AML) und die Fachhochschule Bielefeld, Campus Minden an dem Forschungsprojekt mitgewirkt.

Im Entsorgungszentrum PoH fallen verschiedene Abwässer, wie Deponiesickerwasser, Abwässer aus der Vergärung und der Kompostierung an, die alle gesammelt und letztendlich im Klärwerk der AML gereinigt werden müssen. Hierzu werden diese Abwässer alle vereinigt, aber es ist ohne weiteres möglich, diese Abwässer aus den unterschiedlichsten Quellen separat zu analysieren und sie auf ihre Fähigkeit zum Ersatz von Nährmedium für Algen zu untersuchen.



Abb. 1: Das Entsorgungszentrum Pohlsche Heide

Diese Abwässer werden durch ihre hohe Belastung mit Organik und Stickstoff charakterisiert. Sie beinhalten nur einen geringen Anteil an Schwermetallen und stellen in der Gesamtkomposition, wie dieses Projekt zeigt, eine gute Basis zur Erzeugung von Biomasse durch Algen dar.

Aber auch im Falle einer hohen Schwermetall-Kontamination des Sickerwassers bietet sich die Pohlsche Heide für solche Untersuchungen an. Die aus den Algen erzeugte Biomasse wird in der Biogasanlage der mechanisch-biologischen Aufbereitungsanlage (MBA) direkt vergoren und die Gärrückstände deponiert. Im Falle einer Assimilation der Schwermetalle in der Biomasse würden die Schwermetalle anschließend im Gärrückstand auftreten und somit wieder auf der Deponie umweltunschädlich eingebaut werden. Eine Verschleppung der Schwermetalle in die Umwelt ist so ausgeschlossen.

Ein weiterer Vorteil des Standortes Pohlsche Heide ist die Verfügbarkeit von CO₂. Algen wandeln CO₂ im Rahmen der Photosynthese wesentlich effektiver als Landpflanzen in Sauerstoff und Biomasse um. Auf der Pohlschen Heide stehen zwei CO₂-Quellen grundsätzlich zur Verfügung. Zum einen kann man Abgase aus 2 Blockheizkraftwerken nutzen. Zum anderen wird am Kompostwerk CO₂ in höchster Reinheit bei der Aufbereitung von Biogas zu Biomethan (Erdgasqualität) erzeugt, das zurzeit nicht weiter genutzt wird.

Zudem bietet die Pohlsche Heide ausreichend Platz, um ggf. Anlagen im Industriemaßstab zu installieren. Auch aus genehmigungsrechtlicher Sicht ist einfacher, solche Untersuchungen auf der Pohlschen Heide durchzuführen. Hier ist es sicherlich von Vorteil,

dass der Eigentümer des Entsorgungszentrums, die AML, große Erfahrungen mit Genehmigungsverfahren hat und diese auch in solche Projekte einbringt.

Die GVoA will mit diesem Projekt primär 2 Fragen klären:

1. Besteht die Möglichkeit, mit Hilfe von Algen aus dem auf der Pohlschen Heide anfallenden Abwasser Biomasse zu erzeugen, die anschließend in der Biogasanlage einen Beitrag zur Gas- und Stromversorgung der PoH leisten kann?
2. Kann mit Hilfe von Algen das Abwasser der Pohlschen Heide soweit gereinigt werden, dass es vielleicht in eine kommunale Kläranlage eingeleitet werden darf und so die Kostenbelastung für den Kreis und damit die Bürger gesenkt werden kann?

Weitere Fragestellungen für die Durchführung dieses Projektes ergeben sich aus den Kooperationen mit Wissenschaft und Industrie:

1. Welcher Algentypus ist in der Lage, in einem hoch organisch belasteten Sickerwasser zu überleben?
2. Bieten Algen die Möglichkeit, organisch belastete Abwässer in Schwellenländern und Ländern der 3. Welt zu reinigen?
3. Wie könnte eine Anlage aussehen, die sowohl kostengünstig zu betreiben ist, die robust ist und keine hohen Ansprüche an die Ausbildung des Bedienpersonals stellt?
4. Bieten organisch belastete Abwässer eine kostengünstige Alternative zur teuren Herstellung eines Nährmediums für die Produktion von qualitativ hochwertigen Algen für industrielle Anwendungen?
5. Welches sind inhibierende Faktoren für die Erzeugung von Biomasse aus Algen bzw. wo liegen die optimalen Wachstumsverhältnisse für Algen, die in Sickerwasser überlebensfähig sind?

Dieses Projekt soll Ergebnisse für eine „low-Cost“-Aufbereitung liefern, die robust und unanfällig gegen Störfaktoren ist. Zugleich soll diese Technik einfach zu bedienen und schnell zu installieren sein. Im Rahmen dieser Studie hat die GVoA gemeinsam mit dem Leichtweiß-Institut der TU-Braunschweig und den anderen Projektpartnern eine solche Technik entwickelt und eine halbtechnische Anlage im Entsorgungszentrum installiert, an der im Rahmen eines Folgeprojektes weitere Untersuchungen durchgeführt werden sollen.



Abschlussbericht

DBU Fördervorhaben

Entwicklung eines integrierten Verfahrens zum Einsatz von
Algen

zur Steigerung der Energiebereitstellung und-effizienz und zur
Verringerung der CO₂-Emissionen von Vergärungsanlagen

Teil II: Wissenschaftliche Grundlagen und Laborsimulation

Durchführung: Technische Universität Braunschweig
Leichtweiß-Institut für Wasserbau
Abt. Abfall- und Ressourcenwirtschaft
Prof. Dr.-Ing. K. Fricke (Leitung)

Unter Mitarbeit von:

B.Sc. Angela Cech, B.Sc. Andrea Pfeiffer, B.Sc. Thomas Fasig, B.Sc. Tobias Rohwer, B.Sc. Lena Salewski, B.Sc. Swetlana Matschnow, Dr.-Ing. T. Thiel, Dr. P. Harborth

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis

Tabellenverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis

1	Einleitung	II-1
2	Grundlagen	II-3
2.1	Algen	II-3
2.2	Photosynthese	II-4
2.3	Kultivierung von Mikroalgen in Bioreaktoren	II-6
2.4	Aufbau und Betriebsweisen eines Bioreaktors	II-8
3	Charakterisierung der Alge <i>Nannochloropsis salina</i> und der verwendeten Nährmedien	II-12
3.1	<i>Nannochloropsis salina</i>	II-12
3.2	Kultivierung von <i>Nannochloropsis salina</i>	II-13
3.3	Artificial Seawater	II-13
3.4	Herkunft des Abwassers (sog. Fermenteroutput)	II-15
4	Erste Untersuchungen zur Eignung einer alternativen Primärbiomasseproduzenten, die Schwimmpflanze <i>Lemna minor</i>	II-15
5	Entstehung und Inhaltsstoffe von Deponiesickerwasser	II-17
6	Material und Methoden	II-21
6.1	Organismus und Wachstumsmedium	II-21
6.2	Wachstumsbedingungen und Versuchsaufbau (Batchbetrieb)	II-23
6.3	Versuchsaufbau für den kontinuierlichen Betrieb	II-26
6.4	Entwicklung und Einrichtung eines halbtechnischen Versuchsstandes Typ „Offenes Gerinne“	II-27

6.5	Versuchsdurchführung (Laborversuche)	II-30
6.5.1	Versuch 1	II-30
6.5.2	Versuch 2	II-30
6.5.3	Versuch 3	II-31
6.6	Messmethoden	II-31
6.6.1	Temperatur, elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert	II-32
6.6.2	Probenahme und Aufbereitung	II-32
6.6.3	Optische Dichte	II-33
6.6.4	Nitrat	II-33
6.6.5	Ammonium	II-34
6.6.6	TOC	II-34
6.6.7	Phosphat	II-34
6.6.8	Atomadsorptionsspektroskopie	II-34
6.6.9	Königswasseraufschluss	II-35
7	Ergebnisse und Diskussion	II-36
7.1	Versuch 1 (CO ₂ -Dosierung)	II-36
7.2	Versuch 2 (N-Substitution)	II-39
7.3	Versuch 3 (P-Substitution)	II-45
7.4	Weitergehende Wachstumskurven im Batchreaktor mit unterschiedlichen Animpfmengen	II-50
7.5	Phosphatsubstitution durch Deponiesickerwasser mit Verdünnung	II-59
7.6	Phosphatsubstitution durch Deponiesickerwasser ohne Verdünnung	II-67
7.7	Stickstoffersatz durch Fermenteroutput	II-74
7.8	Wachstumsversuche in Deponiesickerwasser und Fermenteroutput	II-79
7.9	Eichung des kontinuierlichen Betriebes mit ASW-Nährmedium	II-84
7.10	Kontinuierliche Versuche mit Deponiesickerwasser und Fermenteroutput	II-87

7.11	Versuche zur Schwermetallabreicherung des Sickerwassers mit Hilfe der Mikroalge <i>Nannochloropsis salina</i>	II-91
7.12	Reinigung von Deponiesickerwasser durch die Wasserpflanze <i>Lemna minor</i> (Wasserlinsen)	II-92
8	Zusammenfassung	II-99
9	Ausblick	II-101
10	Literaturverzeichnis	II-102
11	Anhang	II-106

Abbildungsverzeichnis

Abbildung II-1: Schema der Interaktion beim Algenwachstum (vgl. Becker, 1994).	II-6
Abbildung II-2: Parameter und Faktoren, welche die Betriebsweise eines Bioreaktors beeinflussen (aus Storhas, 1994).	II-8
Abbildung II-3: Experimentell bestimmte Wachstumskurve einer Satzkultur (mit x = Konzentrationen von Biomasse, s =Substrat und t =Zeit (aus Chmiel, 2008)).	II-10
Abbildung II-4: Darstellung der verwendeten <i>Lemna minor</i> .	II-16
Abbildung II-5: Schema der Stoffwechselprozesse beim anaeroben Abbau durch verschiedene Bakteriengruppen (aus Förstner, 2008).	II-19
Abbildung II-6: Farbspektrum der Leuchtstoffröhren [nm].	II-23
Abbildung II-7: Technischer Aufbau der Versuchsanlage.	II-24
Abbildung II-8: Schematischer Aufbau eines Bioreaktors.	II-24
Abbildung II-9: Darstellung der Durchflussmesser (Q-Flow, Vögtlin, Lyss, S) im Versuchsaufbau.	II-25
Abbildung II-10: Versuchsreaktor für den kontinuierlichen Betrieb.	II-26
Abbildung II-11: Planungskonzept der Doppelgerinne-Anlage.	II-28
Abbildung II-12: Aufbau der Rinnen.	II-28
Abbildung II-13: Sieb aus Teichfolie und Kieselsteinen.	II-29
Abbildung II-14: Rinnen mit Beschattungsmatten/Beginnende Algenentwicklung.	II-29
Abbildung II-15: Zeitlicher Verlauf der optischen Dichte (Extinktion) bei unterschiedlichen Belüftungsraten und Luftzusammensetzung.	II-37
Abbildung II-16: Zeitlicher Verlauf der Nitratkonzentration [mg/l] im zellfreien Medium.	II-37
Abbildung II-17: Einfluss der Belüftung auf die zeitliche Entwicklung des pH-Wertes.	II-38
Abbildung II-18: Auswirkungen der unterschiedlichen Belüftungen und daraus resultierenden pH-Werte auf die Sedimentation der Algensuspension im Bioreaktor. ⁷	II-38
Abbildung II-19: Zeitlicher Verlauf der OD.	II-39
Abbildung II-20: Halblogarithmischer Wachstumskurve der OD mit der Zeit (oben) und Ermittlung der Wachstumsrate (unten)	II-40
Abbildung II-21: Entwicklung der Nitratkonzentrationen mit der Zeit.	II-41
Abbildung II-22: Entwicklung der Ammoniumkonzentrationen mit der Zeit.	II-42
Abbildung II-23: Zeitlicher Verlauf der TOC-Konzentrationen.	II-42

Abbildung II-24: Verlauf der pH-Werte in Abhängigkeit von der Zeit.	II-43
Abbildung II-25: Veränderungen der Leitfähigkeit während des Versuchszeitraumes durch die Zugabe von destilliertem Wasser.	II-46
Abbildung II-26: Zeitlicher Verlauf der OD bei Phosphatsubstitution.	II-47
Abbildung II-27: Zeitlicher Verlauf der pH-Werte.	II-47
Abbildung II-28: Zeitlicher Verlauf der Nitratkonzentrationen.	II-48
Abbildung II-29: Zeitlicher Verlauf der Phosphatkonzentrationen.	II-49
Abbildung II-30: Temperaturverlauf der Wachstumskurven.	II-51
Abbildung II-31: Verlauf des pH-Wertes im Wachstumsversuch.	II-51
Abbildung II-32: Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit im Wachstumsversuch.	II-52
Abbildung II-33: Wachstumskurven unter Idealbedingungen.	II-54
Abbildung II-34: Approximation der Wachstumskurve.	II-55
Abbildung II-35: Einfluss der Variablen auf die Hillfunktion.	II-56
Abbildung II-36: Verlauf des pH-Wertes beim Phosphatersatz mit Verdünnung.	II-61
Abbildung II-37: Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit beim Phosphatersatz mit Verdünnung.	II-61
Abbildung II-38: Optische Dichte beim Phosphatersatz mit Verdünnung.	II-62
Abbildung II-39: TOC-Konzentrationsverlauf beim Phosphatersatz mit Verdünnung.	II-64
Abbildung II-40: Nitratkonzentrationsverlauf beim Phosphatersatz mit Verdünnung.	II-65
Abbildung II-41: Phosphatkonzentration beim Phosphatersatz mit Verdünnung.	II-66
Abbildung II-42: Temperaturverlauf beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.	II-68
Abbildung II-43: Verlauf des pH-Wertes beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.	II-68
Abbildung II-44: Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.	II-69
Abbildung II-45: Optische Dichte beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.	II-70
Abbildung II-46: Lichtverfügbarkeit in den verschiedenen Nährmedien.	II-71
Abbildung II-47: TOC-Konzentrationsverlauf beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.	II-72
Abbildung II-48: Nitratkonzentrationsverlauf beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.	II-72
Abbildung II-49: Phosphatkonzentrationsverlauf beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.	II-73
Abbildung II-50: Grauer Niederschlag am Reaktor.	II-74
Abbildung II-51: Temperaturverlauf beim Stickstoffersatz.	II-76

Abbildung II-52: Optische Dichte beim Stickstoffersatz.	II-76
Abbildung II-53: Phosphatkonzentrationsverlauf beim Stickstoffersatz.	II-77
Abbildung II-54: Nitratkonzentration beim Stickstoffersatz.	II-78
Abbildung II-55: Ammoniumkonzentration beim Stickstoffersatz.	II-78
Abbildung II-56: Temperaturverlauf beim Wachstumsversuch in den Abwässern.	II-79
Abbildung II-57: Verlauf des pH-Wertes beim Wachstumsversuch in den Abwässern.	II-80
Abbildung II-58: Elektrische Leitfähigkeit beim Wachstumsversuch in den Abwässern.	II-80
Abbildung II-59: Optische Dichte bei Deponiesickerwasser und Fermenteroutput.	II-81
Abbildung II-60: TOC-Konzentration bei Deponiesickerwasser und Fermenteroutput.	II-82
Abbildung II-61: Phosphatkonzentration bei Deponiesickerwasser und Fermenteroutput.	II-82
Abbildung II-62: Nitratkonzentration bei Deponiesickerwasser und Fermenteroutput.	II-83
Abbildung II-63: Ammoniumkonzentration bei Deponiesickerwasser und Fermenteroutput.	II-84
Abbildung II-64: Ausgebauter Reaktor des ersten Ansatzes.	II-86
Abbildung II-65: Dissoziationsgleichgewicht von Ammoniak und Ammonium.	II-89
Abbildung II-66: Verhalten der Metallkonzentrationen (Cu, Zn, Mn) im Langzeitversuch.	II-92
Abbildung II-67: Massenentwicklung von <i>Lemna minor</i> im Laborreaktor.	II-92
Abbildung II-68: Verlauf der Nitratkonzentration.	II-93
Abbildung II-69: Verlauf der Ammoniumkonzentration.	II-94
Abbildung II-70: Verlauf der Phosphatkonzentration.	II-94
Abbildung II-71: Verlauf des pH-Wertes.	II-95
Abbildung II-72: Verlauf der Temperatur.	II-95
Abbildung II-73: Halblogarithmische Wachstumskurve.	II-96
Abbildung II-74: Vergleich des Sickerwassers nach (links) und vor der Reinigung (rechts).	II-97

Tabellenverzeichnis

Tabelle II-1: Vergleich der kontinuierlichen und diskontinuierlichen Betriebsweise (aus Storhas, 1994).	II-11
Tabelle II-2: Determining Growth Conditions and Optima for <i>Nannochloropsis salina</i> in Laboratory (aus Boussiba et al, 1987).	II-13
Tabelle II-3: Nährstoffzusammensetzung des Nährmediums.	II-14
Tabelle II-4: Zusammensetzung der Mikroelementelösung.	II-14
Tabelle II-5: "Biochemisch unabhängige" Sickerwasserinhaltsstoffe (Kruse, 1993).	II-20
Tabelle II-6: ESW nach Boussiba et al., 1987.	II-22
Tabelle II-7: Berechnete Sickerwasservolumina.	II-31
Tabelle II-8: Berechnete Sickerwasservolumina für anteiligen Phosphatersatz.	II-31
Tabelle II-9: Elektrische Leitfähigkeit verschiedener Wasserarten.	II-53
Tabelle II-10: Funktionsparameter der Hillfunktion.	II-56
Tabelle II-11: Berechnung der Generationszeit g .	II-58
Tabelle II-12: Zusammensetzung des 50 % und 75 % Phosphatersatzes.	II-60
Tabelle II-13: Einordnung der Schwermetallkonzentrationen.	II-63
Tabelle II-14: Zusammensetzung der Stickstoffersatzmedien.	II-75
Tabelle II-15: Startwerte des ersten Ansatzes.	II-85
Tabelle II-16: Start- und Endwerte des zweiten Ansatzes in ASW.	II-87
Tabelle II-17: Start- und Endwerte mit Deponiesickerwasser.	II-88
Tabelle II-18: Start- und Endwerte mit Fermenteroutput.	II-89
Tabelle II-19: Wachstumsraten von <i>Lemna minor</i> im Versuchsreaktor.	II-96

Abkürzungsverzeichnis

ASW	Artificial Seawater
ATP	Adenosintriphosphat
c	Konzentration [mg/l]
°C	Grad Celsius
l	Liter
MBA	mechanisch biologische Abfallbehandlung
mg/l	Milligramm pro Liter
ml	Milliliter
ml/h	Milliliter pro Stunde
mm	Millimeter
mS/cm	Millisiemens pro Zentimeter
nm	Nanometer
NADPH(H)	Nicotinamid-Adenin-Dinucleotid-Phosphat (reduzierte Form)
OD	optische Dichte
oTS	organische Trockensubstanz
SAG	Sammlung von Algenkulturen Göttingen
TOC	Total Organic Carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)
λ	Wellenlänge [nm]
μ	Wachstumsrate

1 Einleitung

Seit vielen Jahren sind Mikroalgen schon im Blickfeld von Biologen, doch seit einiger Zeit wächst das Interesse an diesen hoch spezialisierten photosynthetisch aktiven Organismen. Vor allem in den Bereichen der Kosmetik, Pharmaka und Nahrungsergänzungsmittel haben sich die Mikroalgen aufgrund ihrer besonderen Eigenschaften durchgesetzt. Doch auch in Sachen Klimaschutz finden Mikroalgen Anwendung. Wegen ihrer hohen Wachstumsrate können mit Hilfe der Mikroalgen enormen Mengen an Biomasse produziert werden. Diese eignet sich unter anderem zur CO₂-neutralen Herstellung von Biokraftstoffen oder Biogas. Firmen wie *RWE*, *Bio Fuel Systems* und *IGV GmbH* nutzen die besonderen Eigenschaften der Mikroalgen bereits und kultivieren diese in Bioreaktoren [RWE, 2011; IGV GmbH, 2011]. Jedoch wird für die Kultivierung von Mikroalgen eine Reihe von Nährstoffen benötigt, die zunächst chemisch hergestellt werden müssen. Um dieses Problem zu umgehen, bietet es sich an, nährstoffreiche Abwasserströme wie beispielsweise Deponiesickerwasser zu verwenden. Durch Auswaschungen und biochemische Reaktionen reichern sich für die Mikroalgenzucht notwendige Nährstoffe wie Ammonium und Phosphat im Sickerwasser an. Durch Verwendung des Deponiesickerwassers könnte die chemische und energieaufwändige Herstellung der Nährstoffe umgangen werden. Bei dieser Überlegung bleiben die spezifischen Wachstumsbedingungen der Mikroalgen allerdings unberücksichtigt und über die Eignung von Deponiesickerwasser zur Substitution der Nährstoffe kann bisher noch keine Aussage gemacht werden. Dies herauszuarbeiten ist Gegenstand dieser Arbeit.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde die Mikroalge *Nannochloropsis salina* ausgewählt. Diese Mikroalge wurde gewählt, da es sich hier um eine marine Mikroalge handelt und infolge der hohen Salzkonzentrationen geringere Ansprüche an die Steriltechnik bestehen. Weiterhin eignet sich *N. salina* zur Kultivierung im „batch“-Verfahren, welches in dieser Arbeit angewendet wurde. Bei diesem Verfahren wird ein Nährmedium mit einer gewissen Menge lebender Zellen angeimpft. Danach wird der Kultur, abgesehen von Gasen und eventuell kleinen Flüssigströmen zur pH-Korrektur, nichts mehr zugegeben oder abgezogen.

Das Ziel der ersten Vorversuche ist die Eignung von Deponiesickerwasser zur Substitution fossiler Nährstoffe zu ermitteln. Dafür wurden zunächst die optimalen Randbedingungen für die Algenproduktion ermittelt. Im Anschluss wurden Nitrat und Phosphat in unterschiedlichen prozentualen Anteilen durch den Einsatz von Deponiesickerwasser ersetzt.

Ein weiterer Gegenstand der Untersuchung waren der Abbau von im Sickerwasser enthaltenen Trübstoffen und des Total Organic Carbon (TOC).

2 Grundlagen

2.1 Algen

Algen gehören zu den Protisten, welche zusammen mit den Pflanzen, Pilzen und Tieren die Gruppe der Eukaryoten bilden. Man unterscheidet zwischen photoautotrophen und heteroautotrophen Algen.

Photoautotrophe Algen können mit Hilfe von Lichtenergie aus Kohlendioxid (CO_2), Wasser und anderen anorganischen Verbindungen ihre Baustoffe, die organische Verbindungen, synthetisieren. Dieser elementare Prozess wird Photosynthese genannt [Richter, 1998]. Heterotrophe Organismen haben nicht die Fähigkeit, organische Verbindungen aus anorganischem Material zu synthetisieren, sondern müssen das essentielle Substrat in Form komplexer organischer Verbindungen aufnehmen.

Der eukaryotische Zelltyp unterscheidet sich von dem der Prokaryoten durch einen von Membranen umschlossenen Zellkern und Zellorganellen (Mitochondrien und Plastiden) [Campbell et al., 2006/ Hoek et al., 1993]. Eine Erklärung für die Entstehung dieser komplexen Eukaryoten liefert die Endosymbiontenhypothese. Diese These besagt, dass eine einfach gebaute eukaryotische Zelle, mit einem Zellkern und innerem Membransystem, einen aeroben heterotrophen Prokaryoten aufnahm. Dieser Prokaryot wurde anschließend nach einer gescheiterten Verdauung als Mitochondrium in die Zelle inkorporiert [van Hoek, 1993]. Analog kann die Entstehung der Chloroplasten bei Algen und höheren Pflanzen erklärt werden. Hier wurden photoautotrophe Prokaryoten in die Wirtszelle aufgenommen. [Campbell et al., 2006]. Durch eine sekundäre oder auch tertiäre Endosymbiose konnten vielfältige Algengruppen entstehen, so auch die heterokonten Algen (sekundäre Endosymbiose). Bei dieser Algenart nahm ein heterotropher Protist eine Rotalge auf, welche bereits Plastiden enthielt [Campbell et al., 2006].

Zu der Gruppe der aquatisch lebenden Protisten gehören die Makroalgen genauso wie die Mikroalgen, jedoch soll im Weiteren auf die Besonderheiten der Mikroalgen eingegangen werden.

Mikroalgen zeichnen sich besonders durch ihre hohe Photosyntheseleistung aus. Sie können mithilfe ihrer sehr chlorophyllhaltigen Zellen fast 5-mal effektiver Photosynthese betreiben als Landpflanzen [Bley, 2009] und weisen somit die höchste CO_2 -Fixierung und O_2 -Produktion

auf. Die hohe Photosyntheseleistung kann unter anderem zur Luftreinhaltung genutzt werden, indem industrielle Abgase als CO₂-Quelle Verwendung finden. Dadurch erfolgt eine Verringerung der CO₂-Emissionen in die Atmosphäre. Ein weiterer Vorteil im Vergleich zu Landpflanzen ist die 5-10-mal höhere Biomasseproduktivität [Schmid-Staiger et al., 2009], welche vor allem bei der Herstellung von Biokraftstoffen relevant ist. Dabei bezeichnet Biomasseproduktivität die Menge an organischer Trockensubstanz, welche durch autotrophe Organismen eines Ökosystems in einem bestimmten Zeitraum durch die Nutzung von Lichtenergie neu gebildet wird [Campbell, 2006].

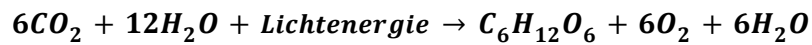
Um die Algen zu kultivieren, ist der Aufwand relativ gering. Es werden keine Ackerflächen benötigt, denn es können Randgebiete genutzt werden, wie zum Beispiel Wüsten- und Küstengebiete. So wird eine Konkurrenz mit der landwirtschaftlichen Nutzung vermieden. Abwasserströme können als Quelle für die anorganischen Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor genutzt werden. Die Produktion ist bei der Wahl eines geeigneten Standortes saisonunabhängig und eine kontinuierliche, tägliche Ernte ist realisierbar [Bley, 2009].

In vielen Bereichen findet die Algenzucht bereits Anwendung, so beispielsweise in der Kosmetikindustrie, bei der Nahrungsmittelergänzung und als Grundstoff für chemische und pharmazeutische Produkte. Weiterhin werden Mikroalgen bei der Reinigung von Abwässern und zur Biosorption von Schwermetallen eingesetzt [Bley, 2009]. Viele Firmen machen sich die Eigenschaften der Mikroalgen zunutze, so betreibt z.B. RWE seit 2008 eine Pilotanlage CO₂-Konversion in Industrieabgasen [RWE, 2011].

2.2 Photosynthese

Photosynthese bezeichnet die biologische Umwandlung von Kohlenstoff und Wasser in organische Substanzen bei der Licht als Energiequelle dient [Richter, 1998]. Die Chloroplasten einer Pflanze stellen mit ihren grünen Farbpigmenten, dem Chlorophyll, die Orte der Photosynthese dar. Diese lässt sich in zwei Reaktionsschritte unterteilen. Dabei findet in der ersten Phase, den Lichtreaktionen, eine Absorption der Lichtenergie statt, welche als chemische Energie in den zwei biologischen Schlüssel-molekülen ATP und NADPH gespeichert wird [Karp, 2005]. In den lichtunabhängigen Reaktionen der zweiten Phase („Dunkelreaktionen“) werden unter Nutzung der in ATP und NADPH gespeicherten Energie aus Phase 1 Kohlenhydrate synthetisiert. Folglich läuft die Photosynthese auch während der

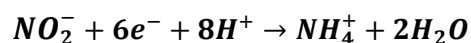
Dunkelphase bei einer Kultivierung ab. Die Reaktionsgleichung der Photosynthese liefert die folgende Formel [Campbell, 2006].



Die Reaktionsprodukte der Photosynthese sind Glucose, Reduktoren, ATP und molekularer Sauerstoff. Für die Synthese wichtiger Zellkomponenten wie Amino- und Nucleinsäuren werden jedoch noch weitere Elemente als Kohlenstoff, Wasser und Sauerstoff benötigt [Falkowski & Raven, 2007]. Bei Verwendung synthetisch hergestellter Nährstoffe müssen diese meist durch aufwendige Prozesse hergestellt werden. Für die Herstellung einer Tonne synthetischer produzierter Stickstoffverbindungen durch das Haber-Bosch-Verfahren werden 1,2 t Rohöl verbraucht [Finck, 2007].

Im Rahmen dieses Projektes soll erarbeitet werden, ob und in welchem Maße diese Elemente durch den Einsatz von Deponiesickerwasser ersetzt werden können.

Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-) werden von vielen Organismen als primäre Stickstoffquellen genutzt [Fernandez & Galvan, 2008]. Nitrat stellt die thermodynamisch stabilste Form in sauerstoffhaltigen Gewässern dar und kommt somit in aquatischen Gewässern am häufigsten vor. Jedoch ist Nitrat nicht die bevorzugte Stickstoffquelle, da nur Ammonium in das Kohlenstoffgerüst der Zellen eingelagert wird [Falkowski & Raven, 2007]. Bevor eine Nitratatmung des aquatischen, eukaryotischen Photoautotrophen stattfinden kann, muss eine Reduktion von Nitrat zu Ammonium stattfinden. Diese Reaktion verläuft in zwei Schritten unter Energieverbrauch ab. Die Katalysatoren der Reaktion sind die Enzyme Nitrat- und Nitrit-Reduktase.



Die Elektronen für diese Reduktion werden dem Wasser entnommen. Die für die Reduktion von NO_3^- zu NH_4^+ benötigte Energie beträgt 288 kJ/mol. Diese Energie wird durch den Prozess der Photosynthese in Form von ATP und NADPH bereitgestellt [Falkowski & Raven, 2007].

2.3 Kultivierung von Mikroalgen in Bioreaktoren

Die zu untersuchende Algenart wird in einem Kulturmedium als Monokultur kultiviert, sodass eine Veränderung der Wachstumsbedingungen durch andere Organismen nicht stattfinden kann. Somit werden definierte reproduzierbare Wachstumsbedingungen geschaffen. Das Wachstum der Kultivierung wird maßgeblich durch die Faktoren Licht, Temperatur, organische Verbindungen, pH-Wert und die Durchmischung beeinflusst. Vor allem Abweichungen des pH-Wertes haben starke Auswirkungen auf die Aktivität der Enzyme von Zellen [Chmiel, 2006]. Dieser ist ein Maß für die Protonenkonzentration und entspricht dem negativen dekadischen Logarithmus der $[H^+]$ -Konzentration in mol/l ($pH = -\log_{10}[H^+]$) [Jones, 2007]. Da schon geringe Veränderungen des pH-Wertes für die Zellen schädlich sind, müssen sogenannte Puffer im Kulturmedium enthalten sein. Puffer können Änderungen der H^+ - bzw. OH^- -Konzentration in einer Lösung minimieren, indem sie Protonen aufnehmen oder abgeben, wenn diese im Überschuss oder Mangel vorliegen [Campbell, 2006]. Ein Puffer, der zur pH-Stabilität beiträgt, ist das Säure-Base-Paar Ammoniak-Ammonium ($NH_3-NH_4^+$) [Jones, 2007]. Auch weitere gelöste Stoffe in marinen Systemen wie z.B. Phosphat weisen Pufferkapazitäten auf.

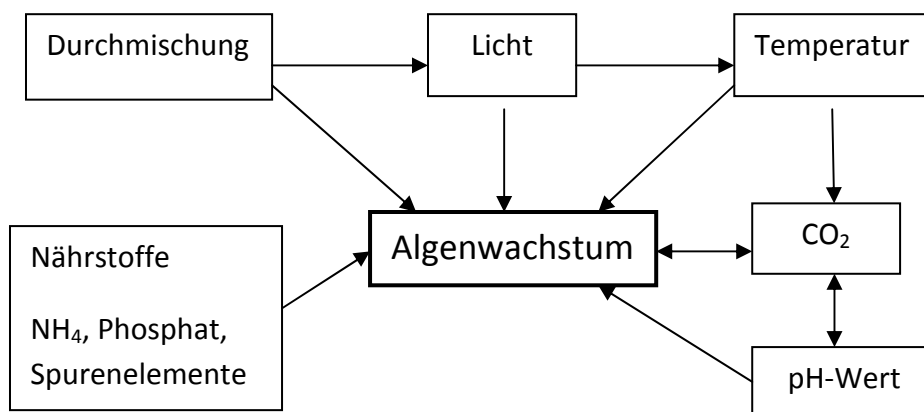


Abbildung II-1: Schema der Interaktion beim Algenwachstum (vgl. Becker, 1994).

Da es sich im Rahmen dieser Arbeit um eine Labor-Kultivierung handelt, bleiben Veränderungen durch Kontamination unberücksichtigt. Damit ein erfolgreiches Algenwachstum gewährleistet werden kann, müssen die spezifischen Anforderungen an die Umgebungsbedingungen und das Kulturmedium so weit wie möglich erfüllt werden. Darunter fallen physikalische Parameter wie Temperatur und Lichtverhältnisse sowie auch

die chemischen Roh Elemente für die Synthese [Becker, 1994]. Die Zusammenhänge werden in Abbildung II-1 dargestellt.

Es ist nicht möglich, einer Algengruppe ein einziges, richtiges Medium zuzuordnen. Die Grundelemente eines Mediums sind jedoch in der Regel gleich [Becker, 1994]. Kohlenstoff und Nitrat sind die wichtigsten Elemente eines Nährmediums, da ca. 50 % der Algenbiomasse aus Kohlenstoff und bis zu 10 % aus Stickstoff bestehen. Zu den Hauptbestandteilen jedes Mediums gehören neben Kohlenstoff und Stickstoff auch Phosphat, meist als H_2PO_4^- oder HPO_4^{2-} , Sulfat, Kalium und Magnesium. Eisen und Mangan werden nur in geringen Mengen benötigt. Mineralien wie Kobalt, Zink, Bor, Kupfer und Molybdän werden dem Nährmedium als Spurenelemente hinzugefügt.

Eine erfolgreiche Kultivierung kann nach Richmond/Vonshak [1986, zitiert in Becker, 1994] durch Beachtung folgender Punkte erreicht werden:

- Einhaltung der im ursprünglichen Habitat vorhandenen Salzkonzentration
- Vorhandensein einer ausreichend großen C-Quelle in Form vom CO_2 oder als Bikarbonat; für heterotrophe Organismen können Glucose oder Acetat als organische C-Quelle verwendet werden
- Wahl einer geeigneten und gleichzeitig ökonomischen Stickstoffquelle, bewährte Quellen sind Nitrat, Ammonium und Harnstoff, die Wahl der Stickstoffquelle hat Einfluss auf den Stoffwechselprozess (Kap. 2.2)
- Geeignete Konzentrationen der restlichen Hauptbestandteile
- Einhaltung eines geeigneten pH-Wertes (neutraler Bereich)
- Verwendung von Komplexbildnern wie EDTA zur Verbesserung der Löslichkeit der Spurenelemente
- Mögliche Zugabe von wachstumsfördernden Substanzen (Vitamine, Hormone)

Generell wird zwischen drei Formen von Nährmedien unterschieden. Zum einen gibt es komplett künstlich hergestellte Medien, mit Spurenstoffen angereicherte Medien basierend auf natürlichen Ausgangsstoffen (Meersalz) und Medien bestehend aus Abwasser wie beispielsweise Deponiesickerwasser. Bei der Wahl des Nährmediums muss zuvor auch entschieden werden, ob eine natürliche Umgebung nachgeahmt oder die für das Algenwachstum optimalen Verhältnisse hergestellt werden sollen [Becker, 1994].

2.4 Aufbau und Betriebsweisen eines Bioreaktors

Grundlegend kann zwischen den drei Varianten *geschlossenes*, *offenes* und *teilloffenes System* unterschieden werden. An diesem Kapitel sollen die Eigenschaften von offenen und geschlossenen Systemen näher erläutert werden.

Bei einem *geschlossenen System* wird ein geschlossenes Behältnis verwendet, in dem die Reaktionen ohne störende Umwelteinflüsse stattfinden können. Jedoch kann in der Regel keine vollkommene Abgeschlossenheit gewährleistet werden, da häufig die benötigten oder bei Stoffwechselprozessen entstehende Gase zu- bzw. abgeführt werden müssen [Chmiel, 2006].

Offene Systeme sind sowohl für die Gas- als auch für die Flüssigphase durchgehend offen. Es finden ein ständiger Zufluss von frischem Medium und ein Abfluss von durchwachsener Kulturflüssigkeit statt. Dabei wird das Volumen der Flüssigphase konstant gehalten.

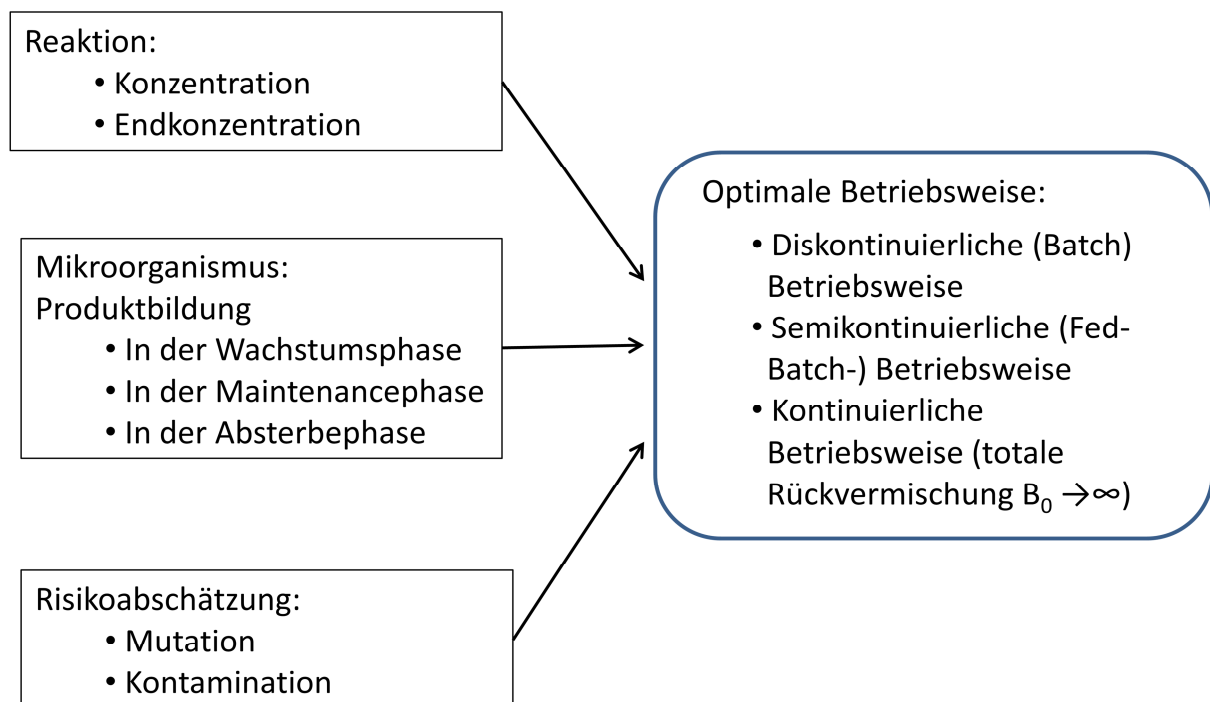


Abbildung II-2: Parameter und Faktoren, welche die Betriebsweise eines Bioreaktors beeinflussen (aus Storhas, 1994).

Geschlossene Systeme sind im Bezug auf die Massenbilanz vorteilhafter, da sie geringere CO₂- und Wasserverluste aufweisen. Weiterhin können die optimalen Kultivierungsbedingungen besser reguliert werden. Ein Kontaminationsrisiko durch

Umwelteinflüsse kann im Gegensatz zu offenen Systemen weitgehend ausgeschlossen werden [Bley, 2009].

In engem Zusammenhang mit den erläuterten Systemvarianten steht die Betriebsweise eines Bioreaktors. Die Wahl der Betriebsweise hängt von der Reaktion (Art und Weise der Produktbildung), den Mikroorganismen und dem Risiko einer Kontamination oder Mutation ab (Abbildung II-2). Dabei eröffnet sich eine Unterscheidung in die drei Betriebsweisen *diskontinuierliche-(Batch-)*, *semikontinuierliche-(Fed-Batch-)* und *kontinuierliche Betriebsweise* (mit totaler Rückvermischung bzw. ohne Rückvermischung) [Storhas, 1994].

Im Falle des *diskontinuierlichen* Satzbetriebes wird das Medium mit einer bestimmten Menge an lebenden Zellen angeimpft. Anschließend werden, abgesehen von Flüssigströmen zur Schaumbekämpfung oder pH-Korrektur und zur Gasversorgung, keine Volumenströme zugeführt. Ein Kennzeichen dieser Betriebsweise sind die sich mit der Zeit bzw. mit dem Zellwachstum ändernden Konzentrationen von Nährstoffen und Reaktionsprodukten. Zu Beginn der Kultivierung sind hohe Substratkonzentrationen und niedrige Produktkonzentrationen vorzufinden. Dieses Verhältnis wechselt im Verlauf der Kultivierung, sodass am Ende niedrige Eduktkonzentrationen und hohe Produktkonzentrationen vorzufinden sind [Chmiel, 2006/ Storhas, 1994]. Prozessgrößen wie Temperatur, pH-Wert und Gasvolumenstrom werden möglichst konstant gehalten.

Nach Chmiel (2006) durchläuft eine Kultur in einem Satzbetrieb (batch) mehrere charakteristische Wachstumsphasen. Seine Modellbeschreibung erweitert dabei das Monod-Modell, welches die Kinetik des Zellwachstums nur sehr stark vereinfacht darstellen kann. Die Wachstumskurve einer Satzkultur zeigt Abbildung II-3. Das Wachstum der Organismen beginnt mit der *Adaptions- oder „lag“-Phase (1)*, in der kaum Wachstum stattfindet, sogar negatives Wachstum möglich ist. Die Dauer der Adaptionsphase hängt von der Differenz zwischen neuer und alter Umgebung sowie von der Aktivität und Menge der Zellen im Impfgut ab. Es folgt schnelles Wachstum in der *exponentiellen Phase (2)*. Da es sich hier um ein geschlossenes System handelt, ist kein unbegrenztes Wachstum möglich, sodass in der kurzen *Übergangsphase (3)* eine essenzielle Nährstoffkomponente limitierend wirkt. Aufgrund dieser Limitierung folgt die *stationäre Phase (4)*, in welcher die Kultur die maximale Zellkonzentration aufweist. Daran schließt die *Absterbephase (5)* an. Die Zellkonzentration nimmt wieder ab [Chmiel, 2008]. Wird nun der Logarithmus der Zellmasse(-Konzentration) oder der Logarithmus der Zellzahl(-Konzentration) gegen die Zeit

aufgetragen, ergibt sich ein linearer Verlauf. Die Steigung der Geraden charakterisiert die spezifische Wachstums- (μ_{\max}) oder Teilungsrate (v_{\max}) [Chmiel, 2008]. Für die Darstellung der Zellmassenkonzentration können sowohl Trockengewicht als auch die Messung der optischen Dichte herangezogen werden.

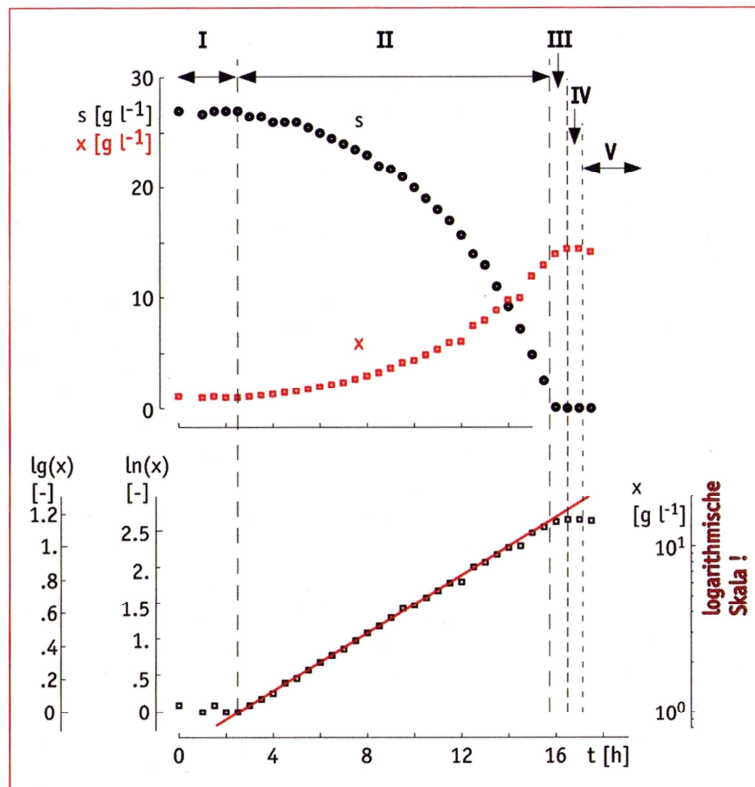


Abbildung II-3: Experimentell bestimmte Wachstumskurve einer Satzkultur (mit x = Konzentrationen von Biomasse, s = Substrat und t = Zeit (aus Chmiel, 2008).

Beim Vergleich der beiden Betriebsweisen ergeben sich häufig die Vorteile der kontinuierlichen Betriebsweise als Nachteil der diskontinuierlichen, bzw. umgekehrt. Der Satzbetrieb stellt eine einfache Verfahrensführung dar, da die Medien vor dem Prozess einmalig bereitgestellt werden müssen. Mutationen und Kontaminationen der Kultur können durch die häufige Reinigung und Sterilisation weitgehend verhindert werden. Gleichmaßen gewährleistet die Benutzung einer frischen Vorkultur ein gewisses Maß an genetischer Stabilität. Dieses Verfahren ist jedoch aufgrund von langen „lag“-Phasen sehr zeit- und damit auch kostenintensiv. Ein Großteil der Kosten entsteht durch das Personal, welches für die manuellen Phasen (Reinigungsphase) benötigt wird [Storhas, 1994].

Bei den kontinuierlichen Fahrweisen fallen dagegen keine Reinigungszeiten oder lag-Phasen an. Die Kosten können durch die Einstellung optimaler Bedingungen und damit verbundenen

kleineren Reaktorvolumina gesenkt werden. Jedoch besteht die Gefahr einer Akkumulation von Kontaminationen aufgrund fehlender Reinigung und Sterilisation [Storhas, 1994]. Die kontinuierliche Prozessführung ist insgesamt komplexer und erfordert somit ein weitreichendes technisches Fachwissen. Eine Zusammenstellung der Vor- und Nachteile der beiden Betriebsweisen liefert Tabelle II-1.

Tabelle II-1: Vergleich der kontinuierlichen und diskontinuierlichen Betriebsweise (aus Storhas, 1994).

diskontinuierlich	kontinuierlich
Kurze Sterilphase → nach jeder Charge Reinigung und Sterilisation	Fahren im Punkt höchster Raum-Zeit-Ausbeute
Einfache Verfahrensführung	Lag-Phasen sowie Reinigungszeiten entfallen →kleineres Reaktorvolumen
Frische Vorkultur gewährt genetische Stabilität	Vorfermenter entfallen (Einsatzstoffe)
Substratabbau bis $S \rightarrow 0$	Personaleinsparung durch automatisierten, stationären Betrieb
	Auswaschen von Kontaminanten möglich
Lag-Phasen, Reinigungen und Ansatzvorbereitung erfordern Zeit → großes Reaktorvolumen	Aufschaukeln von Kontaminationen möglich
Viel manuelle Tätigkeiten → personalaufwendig	Probleme mit genetischer Stabilität
Milieuveränderungen → reaktionskinetisches Optimum nicht einstellbar	Vollautomatischer Prozessablauf erfordert absolutes Prozess-Know-How

Unabhängig von der Betriebsweise haben vor allem Temperatur, pH-Wert und Substratkonzentrationen einen hohen Einfluss auf die Wachstumsgeschwindigkeit. Weitere Kultivierungsbedingungen hängen ebenfalls vom Organismus ab.

Halophile Algen zeichnen sich dadurch aus, dass sie in Medien mit hohen Salzkonzentrationen kultiviert werden. Aufgrund der hohen Salzkonzentrationen sind keine sterilen Bedingungen während der Kultivierung erforderlich. Bakterien und pathogene Keime, welche im Sickerwasser vorhanden sind, werden somit abgetötet bzw. in ihrem Wachstum verlangsamt.

Bei der Kultivierung von Mikroalgen sind geschlossene Systeme aus Glasplatten oder Röhren sinnvoll, welche durch künstliches Licht oder durch Sonnenlicht bestrahlt werden. Bei autotrophen Organismen eignet sich zur CO₂-Versorgung eine Begasung mit Luft [Storhas, 1994]. Diese wird in der Regel mit CO₂ angereichert, da der CO₂-Anteil in der atmosphärischen Luft etwas mehr als 0,038 Vol-% beträgt [Falkowski & Raven, 2007], jedoch häufig ein höherer Volumenanteil (1,5-2 Vol-%) notwendig ist, um optimale Wachstumsverhältnisse zu gewährleisten.

Die Bildung von Schaum sollte, wenn möglich, vermieden werden, da sich hier andere Milieubedingungen einstellen und sich Bakterien, trotz der hohen Salzkonzentrationen im Medium, ansammeln können [Chmiel, 2006].

3 Charakterisierung der Alge *Nannochloropsis salina* und der verwendeten Nährmedien

3.1 *Nannochloropsis salina*

Diese Alge wird systematisch zu der Klasse der Eustigmatophyceae gezählt, die wiederum in die Abteilung der Heterokontophyta gehört. Die wichtigsten Merkmale werden im Folgenden kurz dargestellt. *Nannochloropsis salina* ist ein Salzwasser Organismus, der Photosynthese betreibt. Auf Grund dieser Eigenschaft und der geringeren Größe von 2-4 µm spricht man auch von Nanoplankton (vgl. Linne von Berg, K.H. et al. S. 236). Die einzeln vorliegenden, oval bis runden Zellen, die nicht zu Verkettungen neigen, spielen als Primärproduzenten eine wesentliche Rolle im Ökosystem Meer. Wie auch die meisten anderen photosynthetischen Organismen, weist diese Alge eine satt grüne Farbe auf. Sie ist auf die Chloroplasten zurückzuführen, die in diesem Fall lediglich Chlorophyll a, ein grünblauer Farbstoff, enthalten. Die Lichtsammelfähigkeit wird durch das Pigment Violaxanthin, dieses ist orange, erweitert, um ein weites Spektrum abzudecken und sich den Umweltbedingungen flexibler anpassen zu können. Diese Eigenschaft ist besonders im Hinblick auf ihre Fortbewegung von Bedeutung. Zwar verfügen die Zellen über eine Geißel, bewegen sich dennoch nur antinektonisch. Das heißt, sie treiben mit der Strömung und können sich somit nur schwer an einem Platz, mit optimalen Wachstumsbedingungen, halten (vgl. Hoek van den, C. et al. 1993. S.102). Ihr Temperaturtoleranzbereich von 17 °C bis

32 °C ist ebenso wie der des pH-Wertes von 5,0 bis 10,5 sehr breit. Die Fortpflanzung geschieht ausschließlich asexuell durch Zellteilung.

Die Summe dieser Eigenschaften macht diese Mikroalge zu einer der robustesten. Vor allem aus diesem Grund, wurde sie für die Untersuchungen der Düngemittelsubstitution durch Abwässer, im Rahmen dieser Versuchsreihen, herangezogen.

3.2 Kultivierung von *Nannochloropsis salina*

Boussiba et al. [1987] untersuchten das Wachstumsverhalten von *N. salina* in Glasröhren. Als Medium wurde Enriched Sea Water (ESW) verwendet. Unter optimalen Wachstumsverhältnissen (Tabelle II-2) und einer Begasung mit 1,5 % CO₂ angereicherter Luft konnte eine maximale Wachstumsgeschwindigkeit von $\mu_{\max} = 0,744 \text{ d}^{-1}$ ermittelt werden. Das entspricht einer Verdopplungszeit von 23 h. Hoffmann (2010) erreichte unter einer kontinuierlichen Prozessführung (Kap. 2.4) bei *N. salina*-Kulturen eine maximale Wachstumsgeschwindigkeit von $\mu = 0,53 \text{ d}^{-1}$.

Tabelle II-2: Determining Growth Conditions and Optima for *Nannochloropsis salina* in Laboratory (aus Boussiba et al, 1987).

<i>Variable</i>	<i>Range permitting growth</i>	<i>Optimum^a</i>
Temperature	17–32°C	28°C
pH	5–10.5	7.5–8.0
NaCl	0.1–1.0M	0.6M
KNO ₃	3.0–100 mM	10 mM
NaHCO ₃	0–5 mM	0

3.3 Artificial Seawater

Hierbei handelt es sich um eine künstliche Nachahmung von Meerwasser, im Folgenden als ASW abgekürzt. Meerwasser weist durch die biologischen Abbauprozesse und die Umwelteinflüsse immer gewisse Schwankungen in der Zusammensetzung auf. Der direkte Vergleich mit anderen Nährstoffquellen würde durch diese unnötig erschwert. Aus diesem Grund findet die Rezeptur der Arbeit von Boussiba S. et al. 1987. S.38 Anwendung. Die Konzentrationen der entsprechenden chemischen Verbindungen sind in Tabelle II-3 und Tabelle II-4 aufgeführt. Hierbei ist zu beachten, dass die in Tabelle II-4 aufgeführten Verbindungen in Summe die Mikroelementelösung sind.

Tabelle II-3: Nährstoffzusammensetzung des Nährmediums.

27,000 g/l NaCl
6,600 g/l MgSO ₄ *7H ₂ O
1,500 g/l CaCl ₂ *2H ₂ O
0,014 g/l FeCl ₃ *6H ₂ O
1,000 g/l KNO ₃
0,070 g/l KH ₂ PO ₄
0,019 g/l Na ₂ EDTA
1 ml/l Mikroelementelösung

Tabelle II-4: Zusammensetzung der Mikroelementelösung.

40,0 mg/l ZnCl ₂
600 mg/l H ₃ BO ₃
1,5 mg/l CaCl ₂
40 mg/l CuCl ₂ *2H ₂ O
400 mg/l MnCl ₂
370 mg/l Mo ₇ O ₂₄ *4H ₂ O

Im Rahmen dieser Versuche wurde das Rezept im Hinblick auf NaCl, MgSO₄*7H₂O, CaCl*2H₂O und FeCl₃*6H₂O insofern abgewandelt, dass ein handelsübliches Meerwasseraquariumsalz von Tropic Marin stattdessen zur Bereitstellung der Spurenelemente eingesetzt wurde. Durch Umrechnungen ergibt sich, dass pro Liter ASW 32g dieses Salzes zugesetzt werden müssen.

3.4 Herkunft des Abwassers (sog. Fermenteroutput)

Das Abwasser für die Versuche wurde aus der MBA Göttingen bezogen. Hier wird der angelieferte Hausmüll zunächst mechanisch aufbereitet. Vor der eigentlichen biologischen Behandlung wird der Abfall im Verhältnis 1:4 mit Wasser zu einer pumpfähigen Flüssigkeit verarbeitet. In diesem Schritt lösen sich organische Bestandteile und werden somit für die Mikroorganismen verfügbar. Dann wird der Schlamm im zweistufig anaerob Verfahren ausgefault. Dies geschieht kontinuierlich im mesophilen Temperaturbereich um 37°C wobei die gesamte mittlere Verweilzeit etwa 24 Tage beträgt. Um den anaeroben Abbau zu stoppen wird in der anschließenden Aerobisierung der Schlamm für etwa 6 Tage belüftet. An die stabilisierenden Operationen schließt sich die Entwässerung, unter zu Hilfenahme von Konditionierungsmitteln und der Abtrennung in einem Dekanter statt. Hier werden zum einen die feste Phase und zum anderen das Prozesswasser entnommen. Dieses wird wiederum zur Herstellung der pumpfähigen Suspension genutzt. Genau dieses durch Nährstoffe angereichert Wasser, im Folgenden als Fermenteroutput bezeichnet, wurde für die nachstehenden Versuche verwendet. Die Nährstoffkonzentrationen für dieses Wasser betragen 746 mg/l NH_4 , 21,6 mg/l NO_3 und 53 mg/l PO_4 . Im Vergleich zum Deponiesickerwasser ist die Ammoniumkonzentration deutlich höher, die Phosphatkonzentration ist ebenfalls etwas höher und die Nitratkonzentrationen sind nahezu gleich.

4 Erste Untersuchungen zur Eignung einer alternativen Primärbiomasseproduzenten, die Schwimmpflanze *Lemna minor*

Bei *Lemna minor* handelt es sich um eine Wasserpflanze, deren Blätter frei auf der Wasseroberfläche schwimmen. Während der Wachstumsphase vermehren sich die Wasserlinsen exponentiell und sind damit die am schnellst wachsenden höheren Pflanzen. Sie vervielfachen sich hauptsächlich ungeschlechtlich (vegetativ) und selten durch eine Blütephase. Die Pflanzen sind sehr anspruchslos gegenüber Umwelteinflüsse, weshalb ihr Vorkommen auf der ganzen Welt beobachtet wird. Besonders in tropischen, temperierten Regionen kommt *Lemna minor* in einer hohen Population vor. Aber auch in deutschen Gewässern sind sie heimisch. Ihre Ausbreitung wird vor allem durch Wasservögel, Schiffe

und Hochwasser begünstigt. Ist ein Gewässer erst einmal mit *Lemna minor* „infiziert“, dauert es nicht lange bis sich eine schwimmende Pflanzendecke ausbildet. Bei optimalen Umweltbedingungen (je nach Art: Temperatur 4-10°C, pH-Wert 3,5-10), können die Pflanzen ihre Biomasse innerhalb von zwei bis vier Tagen verdoppeln. In nachstehender Abbildung II-4 sind die im Versuch verwendeten Wasserlinsen dargestellt.



Abbildung II-4: Darstellung der verwendeten *Lemna minor*.

Lemna minor ist ein Indikator für verschmutzte Gewässer, da sie neben den Flutenden Schwaden, die einzige Pflanze ist, die ihren Lebensraum auch in stark überdüngten beziehungsweise verschmutzten Gewässern hat. Je stärker die Gewässerbelastung, desto höher die Population der Pflanzen. Diese nehmen die überschüssigen Nährstoffe, wie zum Beispiel Nitrat und Phosphat, auf und wandeln sie in Biomasse um. Auf diese Weise wird das Wasser auf natürliche Art von der Belastung befreit. Sobald die Konzentration der Verschmutzung des Gewässers abnimmt, geht auch der Bestand der Pflanzen aufgrund mangelnder Nährstoffe zurück. Die Wasserlinsen sind außerdem ein beliebtes Nahrungsmittel von Wasservögeln, vor allem Enten, weshalb *Lemna minor* umgangssprachlich auch „Entengrütze“ genannt wird. Aufgrund des Fressverhaltens der

Tiere wird die Zahl der Pflanzen ebenfalls reduziert. Den Reinigungseffekt der Wasserlinsen machen sich Kläranlagebetreiber in Polen und Dänemark bereits zu Nutze und behandeln anfallendes Abwasser biologisch mit *Lemna minor*. Die belasteten Pflanzen können dann von der Wasseroberfläche entfernt und als Biomasse zur Produktion von Faulgas oder als Viehfutter verwendet werden.

Das robuste Wachstum dieser Pflanzen sowie das wirtschaftliche Abernten der pflanzlichen Biomasse durch einfaches Absieben waren letztlich ausschlaggebend für die Auswahl von *Lemna minor* als zweiten Modellorganismus für die geplante Biomasseproduktion.

5 Entstehung und Inhaltsstoffe von Deponiesickerwasser

Damit deutlich wird, warum sich Deponiesickerwasser zur Substitution von Nährstoffen eignet, werden in diesem Abschnitt zunächst die Grundlagen wie beispielsweise Herkunft und Inhaltsstoffe des Deponiesickerwassers erläutert.

Der Begriff Deponie bezeichnet eine Anlage zur Ablagerung und Beseitigung von Abfällen oberhalb und unterhalb der Erdoberfläche über einen unbegrenzten Zeitraum [Statistisches Bundesamt, 2008].

Die Behandlung und der Umgang von Deponien und Deponiesickerwasser werden maßgeblich durch die Deponieverordnung (DepV) vom 24. Juli 2002 geregelt. Das Grundprinzip besteht aus den drei Ebenen der Vermeidung, Verwertung und Beseitigung. An oberster Stelle steht das Prinzip der Vermeidung von Abfällen. Falls dies nicht möglich ist, sollten die Abfälle verwertet und nur im Grenzfall entsorgt werden. Diese Verordnung aus dem Jahr 2002 erweiterte die seit 1993 geltenden TA Siedlungsabfall (TASi) und die darin definierten Deponieklassen I (DK I) und II (DK II) um die Deponieklassen 0 (DK 0), III (DK III) und IV (DK IV) [Förstner, 2008]. Deponieklasse 0 bezeichnet eine oberirdische Deponie mit Inertabfällen (z.B. Bauschutt). Die Deponieklasse I steht für Deponien mit Abfällen, die einen geringen organischen Anteil enthalten und eine sehr geringe Schadstofffreisetzung aufweisen. Als Deponieklassen II und III werden die Deponien für Abfälle charakterisiert, die einen höheren organischen Anteil enthalten als die, die auf Deponien der vorangegangenen Klasse abgelagert werden dürfen [AbfAbIV, 2001; DepV, 2002]. Deponien der DK IV bezeichnen Untertagedeponien.

Obwohl die Ablagerung von Abfällen auf Deponien stark rückläufig ist, gab es bei der letzten Erfassung im Jahr 2008 durch das Statistische Bundesamt [2010] noch insgesamt 1.645 Deponien in Deutschland. Davon sind knapp 14 % als Deponien der Deponieklasse II und III zugeordnet. Im Rahmen dieser Arbeit sind nur Deponien der Deponieklassen I–III relevant.

Deponiesickerwasser bezeichnet eine Flüssigkeit, welche an der Deponiebasis oder an deren Grenzflächen anfällt, deren Menge insbesondere durch in den Deponiekörper eindringendes Niederschlagswasser, die Eigenfeuchte der Abfälle und durch chemische und biochemische Reaktionen im Deponiekörper beeinflusst wird [AEV Deponiesickerwasser,2011]. Durch den Kontakt mit den deponierten Abfällen innerhalb der Deponie muss die Flüssigkeit als kontaminiert betrachtet werden. Weitere Faktoren, welche die Menge des Sickerwassers beeinflussen, sind das (Wasser-)Speichervermögen des Deponiekörpers, Verdunstungsverluste sowie Oberflächenabfluss. Somit ergibt sich für den Wasserhaushalt einer Deponie die Bilanzgleichung nach Spillmann [1988, zitiert in Krümpelbeck, 1999]:

$$N - V_{akt} - S \pm R - A_b - A_o \pm W_b + W_k = 0$$

mit

N	=	Niederschlag
V_{akt}	=	aktuelle Verdunstung
S	=	Speicherung
R	=	Rückhalt
A_b	=	Sickerwasserabfluss an der Deponiebasis
A_o	=	Oberflächenabfluss
W_B	=	Wasserneubildung bzw. -verbrauch durch biochemische Prozesse
W_K	=	Wasserabgabe infolge von Konsolidationsprozessen

Von besonderem Interesse für die Menge des anfallenden Deponiesickerwassers ist die Oberflächenabdichtung/-Abdeckung und Zusammensetzung des Deponiekörpers. FÖRSTNER (2008) gibt für schwach verdichtete Deponien an, dass 20–40 % des Niederschlagswassers zu Sickerwasser werden. Bei stark verdichteten Deponien beträgt dieser Wert 10–25 %. Daraus resultiert eine Menge von 5 m³ Sickerwasser pro Hektar und Tag bei einem durchschnittlichen Niederschlag von 750 mm/a.

Der Deponiekörper kann als eine Art Bioreaktor angesehen werden. Christensen et al. [1989] unterteilen die Vorgänge in dem Deponiekörper in fünf Phasen, die zeitlich aufeinanderfolgen.

- | | | |
|-----------|-----------------------|------------------|
| 1. Phase: | Aerobe Phase | } anaerobe Phase |
| 2. Phase: | Versäuerungsphase | |
| 3. Phase: | Instabile Methanphase | |
| 4. Phase: | Stabile Methanphase | |
| 5. Phase: | Aerobe Endphase | |

Zunächst erfährt das Deponiegut eine Luftzufuhr und kann somit durch Bakterien aerob (*aerobe Phase*) abgebaut werden. Mit der Sauerstoffzehrung steigt gleichzeitig der Kohlendioxid-Gehalt. Durch die Überschüttung mit neuen Abfällen entsteht eine luftabschließende Schicht, wodurch unterhalb dieser Schicht anaerobe Milieubedingungen entstehen. Die Phasen des anaeroben Abbaus werden in Abbildung II-5 dargestellt.

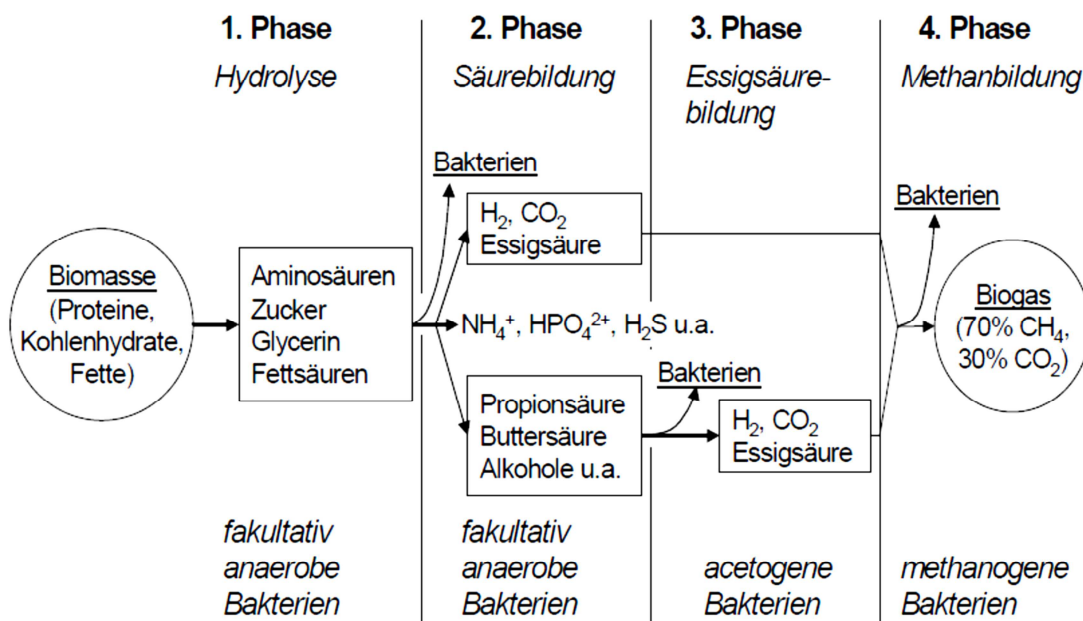


Abbildung II-5: Schema der Stoffwechselprozesse beim anaeroben Abbau durch verschiedene Bakteriengruppen (aus Föstner, 2008).

Dabei werden in der *Versäuerungsphase* durch die Aktivität von fermentativen und acetogenen Bakterien organische Säuren, Kohlendioxid und Wasserstoff gebildet [Kruse, 1994]. Durch die Absenkung des pH-Wertes nimmt die Löslichkeit von Schwermetallen zu, sodass diese verstärkt freigesetzt werden. Während der *instabilen Methanphase* folgt der anaerobe Abbau durch methanogene Bakterien, welche aus den Endprodukten der

Versäuerungsphase Methan und Kohlenstoff bilden. In der *stabilen Methanphase* stellt sich ein Verhältnis der Methan- und Kohlendioxid-Anteile von ungefähr 70 zu 30 % ein [Kruse, 1994]. Es verbleiben nur noch schwer abbaubare organische Substanzen im Abfall. Langfristig betrachtet können Stickstoff und Sauerstoff dann wieder mit der atmosphärischen Luft in den Deponiekörper eindringen (*aerobe Endphase*) [Förstner, 2008].

Durch die beschriebenen Vorgänge im Deponiekörper entstehen bräunliche bis schwarze Sickerwässer mit hohen Konzentrationen an organischen und anorganischen Inhaltsstoffen wie Chlorid, Sulfat und Ammonium. Die Emissionsqualitäten und Konzentrationen unterscheiden sich durch die Phase, in der sich der Deponiekörper zum Zeitpunkt der Sickerwasserentnahme befindet [Förstner, 2008]. Die Untersuchungen von KRUSE (1993) ergaben für biochemisch abhängige und unabhängige Sickerwasserinhaltsstoffe die in Tabelle II-5 dargestellten Werte.

Tabelle II-5: "Biochemisch unabhängige" Sickerwasserinhaltsstoffe (Kruse, 1993).

Parameter		Mittel
NH₄-N	mg/l	740
Ges. P	mg/l	6,8
K	mg/l	880

Um die Anforderung an das Einleiten von Sickerwasser zu erfüllen, gibt es unterschiedliche Möglichkeiten zur Reinigung. Eine sehr effektive Methode der Reinigung ist die Umkehrosmose. Bei dieser Methode wird das Sickerwasser durch die Verwendung einer selektiv permeablen Membran in zwei Teilströme aufgeteilt, wodurch ein gereinigtes Permeat und ein Restwasser bzw. Konzentrat entsteht [Lukas, 2000]. Weitere Möglichkeiten zur chemisch-physikalischen Reinigung sind Adsorption an Aktivkohle oder Ionenaustausch. Des Weiteren werden chemische (Nassoxidation) oder biochemische Methoden (Aerobe Behandlung/ Nitrifikation) angewandt. Häufig können diese Verfahren einzeln angewendet keine ausreichende Reinigung erzielen, so dass eine Kombination verschiedener Verfahren stattfinden muss [Förstner, 2008].

6 Material und Methoden

Dieses Kapitel widmet sich den einzelnen Arbeitsschritten, um Parameter zur Charakterisierung und Bewertung der durchgeführten Versuche zu erheben.

So wurden, für die Batchversuche täglich Temperatur, elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert und optische Dichte bestimmt. Zum anderen wurden alle drei Tage sowohl die organische Trockensubstanz als auch die Nährstoffe Nitrat, Ammonium, Phosphat und der gesamte organische Kohlenstoff, im Weiteren als TOC (Total Organic Carbon) abgekürzt, bestimmt.

Für die kontinuierlichen Versuche wurden diese Parameter, bis auf die optische Dichte, einmal zu Beginn und nochmals zum Abschluss des Versuches erhoben. Die optische Dichte wurde täglich ermittelt, sie dient im Hinblick auf die Volumenstromregulierung als direkter Indikator für die Prozessführung.

6.1 Organismus und Wachstumsmedium

Die marine Mikroalge *Nannochloropsis salina* gehört zur Abteilung der *Heterokontophyta* und wird innerhalb dieser der Abteilung *Eustigmatophyceae* zugeordnet [van Hoek et al., 1993; SAG Database, 2011]. Die Mikroalge wurde aus der SAG Datenbasis der Universität Göttingen (strain number 40.85) bestellt. Das zur Nährstoffsubstitution verwendete Deponiesickerwasser stammt aus dem Entsorgungszentrum GVoA Pohlsche Heide.

N. salina wurde in 6 Kulturgefäßen (1,5 l) mit einem Volumen von je 1 l Suspension diskontinuierlich kultiviert. Es handelt sich hierbei um geschlossene „batch“-Kulturen (für Gas-phase offen). Das Kulturmedium bestand aus künstlichem mit Nährstoffen angereichertem Seewasser (Tropic Marin[®], Tragis Tropical Marin). Es wurde ein Nährmedium nach Boussiba et al. (1987) verwendet (s. Tabelle II-6).

Die wichtigsten physiologischen Merkmale der Alge werden im Folgenden kurz dargestellt: *Nannochloropsis salina* ist ein Salzwasser-Organismus, der Photosynthese betreibt. Auf Grund dieser Eigenschaft und der geringen Größe von 2-4 µm spricht man auch von Nanoplankton (vgl. Linne von Berg, K.H. et al. S. 236). Die einzeln vorliegenden, oval bis runden Zellen, die nicht zu Verkettungen neigen, spielen als Primärproduzenten eine wesentliche Rolle im Ökosystem Meer. Wie auch die meisten anderen photosynthetischen Organismen, weist diese Alge eine satt grüne Farbe auf. Sie ist auf die Chloroplasten

Tabelle II-6: ESW nach Boussiba et al., 1987.

Lösungskomponente			
Tropic Marin		32	g
KNO₃	M1	1	g
KH₂PO₄	M2	0,07	g
FeCl₃·6H₂O	M3	0,014	g
Na₂EDTA		0,019	g
ZnCl₂		40	mg
H₃BO₃		600	mg
CaCl₂	Microelement	1,5	mg
CuCl₂·2H₂O	Solution	40	mg
MnCl₂		400	mg
(NH₄)₆MO₇O₂₄·4H₂O		370	mg
H₂O	ad.	1000	ml

zurückzuführen, die in diesem Fall lediglich Chlorophyll a, ein grünblauer Farbstoff, enthalten. Die Lichtsammelfähigkeit wird durch das Pigment Violaxanthin, dieses ist orange, erweitert, um ein weites Spektrum abzudecken und sich den Umweltbedingungen flexibler anpassen zu können. Diese Eigenschaft ist besonders im Hinblick auf ihre Fortbewegung von Bedeutung. Zwar verfügen die Zellen über eine Geißel, bewegen sich dennoch nur antinektonisch. Das heißt, sie treiben mit der Strömung und können sich somit nur schwer an einem Platz, mit optimalen Wachstumsbedingungen, halten (vgl. Hoek van den, C. et al. 1993. S.102). Ihr Temperaturtoleranzbereich von 17 °C bis 32 °C ist ebenso wie der des pH-Wertes von 5,0 bis 10,5 sehr breit. Die Fortpflanzung geschieht ausschließlich asexuell durch Zellteilung.

Die Summe dieser Eigenschaften macht diese Mikroalge zu einer der robustesten. Vor allem aus diesem Grund, wurde sie für die Untersuchungen der Düngemittelsubstitution durch Abwässer, im Rahmen dieser Versuchsreihen, herangezogen.

In der konventionellen Algenzucht haben sich, neben den Temperatur- und pH- Bereichen, nach Boussiba S. (1987. S. 40) zudem die folgenden Randbedingungen als optimal erwiesen. So wird bevorzugt in Glasröhren gearbeitet, die durch Leuchtstoffröhren zunächst für zehn Stunden beleuchtet werden. Danach folgt eine zweistündige Dunkelphase, hieran schließt

sich erneut eine Lichtphase und so weiter. Im Nährmedium sollte neben einer Temperatur von etwa 28 °C ein pH-Wert zwischen 7,5 und 8,0 herrschen. Des Weiteren ist eine explizite Begasung mit 1,5 % CO₂ wünschenswert. Die hieraus resultierende Wasserbewegung ist zumeist ausreichend eine hinreichende Durchmischung sicher zu stellen.

6.2 Wachstumsbedingungen und Versuchsaufbau (Batchbetrieb)

Der Batchbetrieb entspricht einer diskontinuierlichen beziehungsweise einer statischen Verfahrensart. Das ideale Verhalten für einen solchen Versuchsaufbau ist folgendermaßen charakterisiert. Die Durchmischung wird als perfekt angenommen. Dies hat zur Folge, dass unabhängig vom Ort und der Zeit, keine Gradienten in den Parametern Temperatur, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit auftreten. Eine Ausnahme stellen die am biologischen Wachstumsprozess beteiligten Nährstoffkonzentrationen dar. Sie nehmen einen über die Zeit entsprechend der Reaktionskinetik ab.

Diese Versuche werden in Glasröhrenreaktoren mit einer Höhe von etwa 50 cm und einem Durchmesser von 7,5 cm gefahren. Daraus ergibt sich ein Fassungsvermögen von ungefähr zwei Litern. Hier ist anzufügen, dass die Reaktoren jeweils nur mit einem Liter gefüllt wurden, um einen ausreichenden Freibord für eventuelle Schaumbildung bereit zu halten.

Die Apparatur wird durch fünf Leuchtstoffröhren der Firma Osram mit jeweils 28 Watt beleuchtet, die gleichzeitig als Wärmequelle dienen. Es sind Leuchtstoffröhren des Typs Lumilux Cool White mit einer Farbtemperatur von 4000 Kelvin. Abbildung II-6 zeigt das emittierte Farbspektrum (www.osram.de). Die beiden größten Peaks liegen bei etwa 540 nm (grünes Licht) und 610 nm (oranges Licht). Alle in den Versuchen erhobenen Daten dürfen

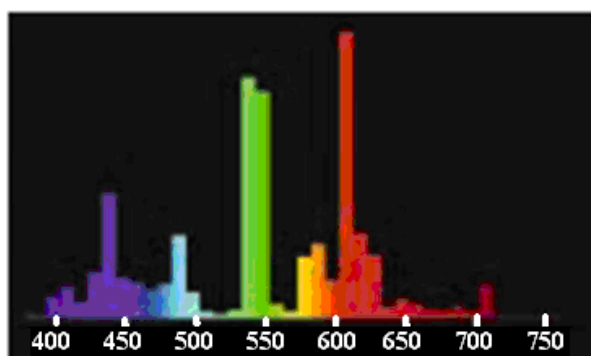


Abbildung II-6: Farbspektrum der Leuchtstoffröhren [nm].

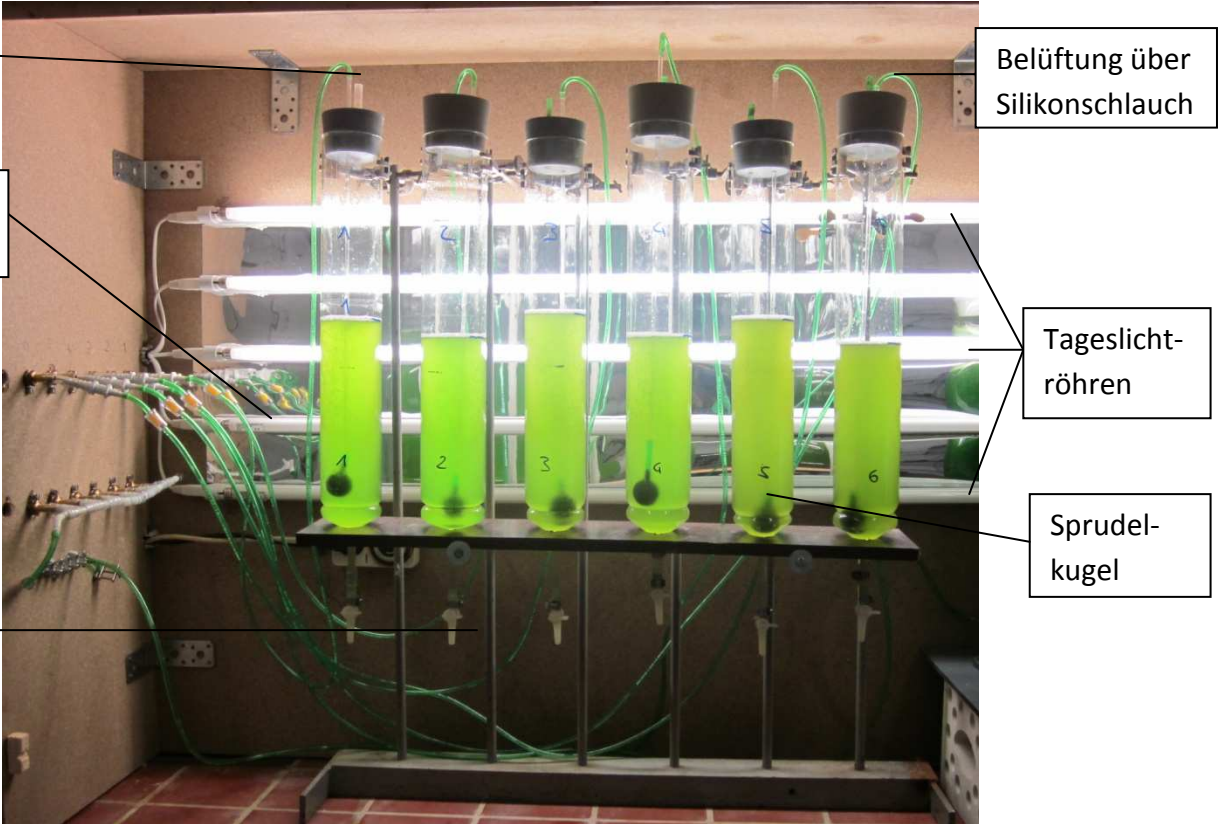


Abbildung II-7: Technischer Aufbau der Versuchsanlage.

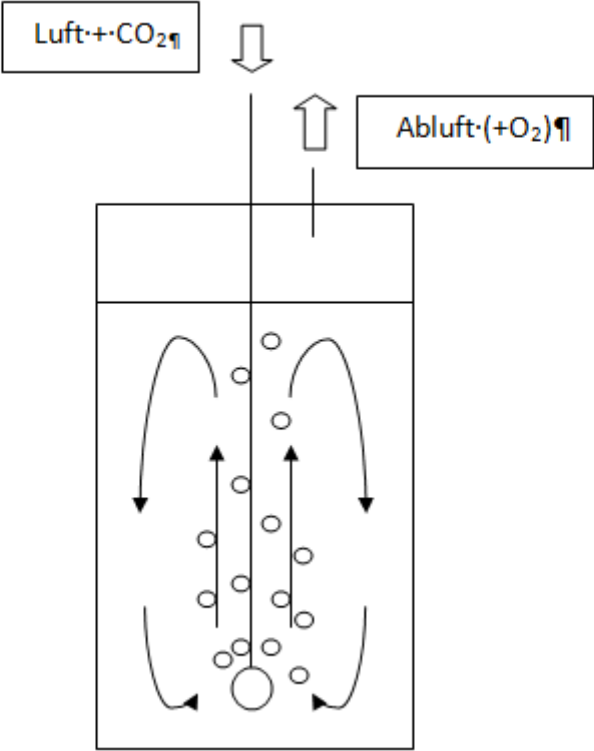


Abbildung II-8: Schematischer Aufbau eines Bioreaktors.

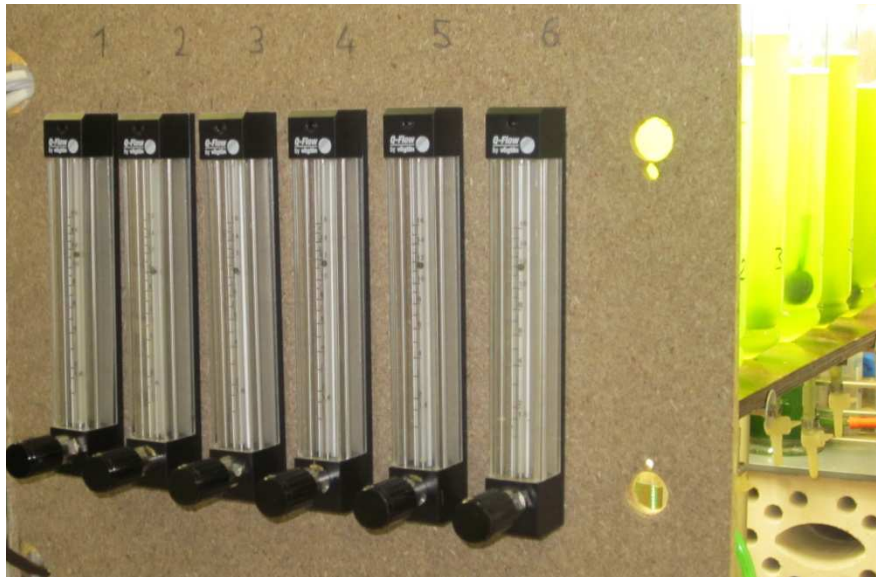


Abbildung II-9: Darstellung der Durchflussmesser (Q-Flow, Vögtlin, Lyss, S) im Versuchsaufbau.

nicht losgelöst von diesem Wellenlängenangebot betrachtet werden. Der phototrope Organismus zeigt bei anderen Intensitäten der Wellenlängen voraussichtlich ein völlig anderes Wachstumsverhalten. *Nannochloropsis salina* zeigen die größte Absorption jedoch bei 490 nm und 680 nm zeigen. Mit diesem Wissen lässt sich bereits ein nicht optimales Wachstumsverhalten vermuten. Des Weiteren wird das Medium konstant mit 1,5 % CO₂ begast.

Die Beleuchtung der Photobioreaktoren erfolgte mit einer Betriebsweise von 10 h Belichtung und 2 h Dunkelperiode (10:2h). Den Aufbau und die Funktionsweise einer Reaktorröhre zeigen Abbildung II-7 und Abbildung II-8.

Die Temperatur des Mediums wurde über den gesamten Versuchszeitraum konstant gehalten und ergab sich durch die Beleuchtungsphase mit durchschnittlich 27,5 °C. Durch sechs an der Außenseite angebrachte Durchflussmesser (Q-Flow, Vögtlin, Lyss, S, Abbildung II-9) konnte eine konstante Begasung über Silikonschläuche und Glasröhren bis zu 16 l/h gewährleistet werden.

Diesem Volumenstrom wurden anteilsgemäß 1,5 % CO₂ beigemischt. Eine möglichst gleichmäßige Durchmischung und Belüftung der Algensuspension wurde durch Sprudelkugeln erreicht. Rückschlagventile vor jedem Durchflussmesser verhindern ein Rückfließen der Algensuspension. Die Entnahme der Proben erfolgt über den Ablass der Röhren und der pH-Wert wurde über den CO₂-Volumenstrom auf den Bereich von 7-8 eingestellt. Die Dauer eines Kultivierungsprozesses betrug 9-10 Tage für die *Versuch 1* und 2

bzw. 24 Tage für *Versuch 3*. Die Verlängerung des Kultivierungsprozesses für *Versuch 3* ergab sich durch die starke Trübung infolge hoher Anteile an Deponiesickerwasser im Nährmedium.

6.3 Versuchsaufbau für den kontinuierlichen Betrieb

Bei dieser Verfahrensweise wird dem Reaktor permanent neues Substrat hinzugegeben, das den Reaktor zudem kontinuierlich mittels eines Überlaufes verlässt. Idealerweise wird hier ebenfalls von einer sofortigen perfekten Durchmischung des Feeds mit dem Reaktorinhalt ausgegangen. Auch die Randbedingungen sind über Zeit und Raum konstant. Jedoch wird die Eintrittskonzentration an Nährstoffen sofort auf die Austrittskonzentration verdünnt. Daraus resultiert ein konstanter Verlauf der Nährstoffkonzentration über der Zeit.

Nachstehende Abbildung II-10 zeigt die von uns verwendete Apparatur für die kontinuierlichen Versuche. Dieser Glasreaktor hat ein Fassungsvermögen von etwa einem Liter. Der untere Auslass hat für diese Betrachtungen keinerlei Bedeutung. Die oberen Anschlüsse wurden zum einen für die CO₂-Versorgung und zum andern für die Feed-Zuführung genutzt. Der am tiefsten liegende Anschluss wurde als Überlauf zusätzlich mit einem Schlauch verlängert, der in einen Auffangbehälter mündet. Auch hier wurden alle übrigen oberen Anschlüsse mit Pfropfen verschlossen, um eine übermäßige Verdunstung zu



Abbildung II-10: Versuchsreaktor für den kontinuierlichen Betrieb.

unterbinden.

Die Begasung und Beleuchtung ist analog zu der für die diskontinuierlichen Versuche (s. Kap. 6.2). Mit Hilfe einer Schlauchpumpe wird das Nährmedium in die jeweiligen Reaktoren gepumpt. Um eine ausreichende Vermischung des hinzu tropfenden Feeds zu gewährleisten, durchmischt man das System mittels eines Magnetrührers bei 100 Umdrehungen pro Minute.

Die letzten beiden Punkte besitzen das größte Potential für Fehlerquellen. Die Schlauchpumpe fördert das zutropfende Medium, welches im Folgenden als Vorlage bezeichnet wird. Die Förderschläuche haben einen sehr kleinen Durchmesser, was zu Verstopfungen führen kann. Bei einer unzureichenden Durchmischung des Reaktors kann es zu Kurzschlussströmung kommen. Das heißt, die Vorlage strömt direkt nach dem Eintritt in den Reaktor wieder heraus. Für die Überprüfung dieser Eigenschaften wurde ferner der Versuch 7.9 durchgeführt.

6.4 Entwicklung und Einrichtung eines halbtechnischen Versuchsstandes Typ „Offenes Gerinne“

Gegen Ende des Projektes wurde im Rahmen eines studentischen Praxisprojektes ein Freiland-Versuchsstand auf dem Außengelände des LWI eingerichtet mit dem Ziel, einen ersten Schritt in die verfahrenstechnische Umsetzung des Vorhabens zu erproben. Da bereits ein Laborversuch mit einer Rinne zu ersten Erfolgen in der Untersuchung von Algen, welche die Stickstoffverbindungen in Sickerwasser reduzieren sollen, durchgeführt wurde, basiert auch der Freilandversuch auf dem Aufbau von Rinnen. Um eine aussagekräftige Menge an Deponiesickerwasser untersuchen zu können, wurden zwei Rinnen mit je 10 m Länge und einem Füllvolumen von 250 Litern geplant (Abbildung II-11).

Die Rinnen konnten von der einen Seite manuell mit Sickerwasser befüllt werden. Innerhalb des ersten Meters beider Rinnen wurden Siebe befestigt, welche die zu schnelle Ausbreitung des Sickerwassers bei der Befüllung verhinderten. Auf diese Weise wurde ein zu starker Wellengang und eine damit einhergehende Durchmischung unterbunden. Desweiteren diente der durch das Sieb abgetrennte Bereich als Sedimentationsbecken für größere flockige Partikel. Am Ende der Rinnen wurde jeweils ein Auffangbehälter installiert, das überschüssiges Abwasser sammelt. Diese Sammlung wurde eingeleitet, sobald der Wasserstand den Überlauf am Ende der Rinnen erreicht hat.

Ein Beschattungssystem, dass bei starkem Sonneneinfall die thermische Belastung in Grenzen hält, wurde mit südlicher Ausrichtung an den Rinnen befestigt. Das gesamte System erhielt keinen Schutz vor Niederschlag oder Fremdorganismen.

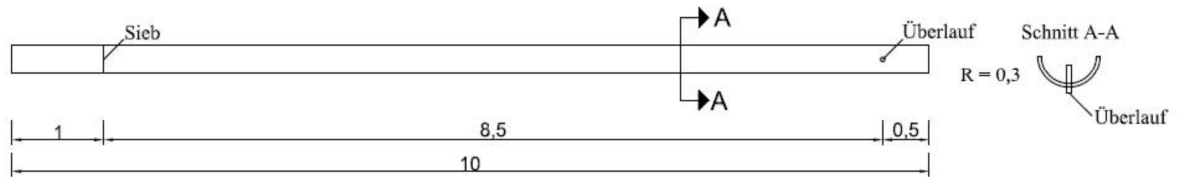


Abbildung II-11: Planungskonzept der Doppelgerinne-Anlage.

Durchführung:

Da das Gelände starken Bewuchs und Unebenheiten aufweist, wurde es zunächst vom Bewuchs befreit und ein Planum erstellt. Danach wurden die Rinnen errichtet (Abbildung II-12).



Abbildung II-12: Aufbau der Rinnen.



Abbildung II-13: Sieb aus Teichfolie und Kieselsteinen.



Abbildung II-14: Rinnen mit Beschattungsmatten/Beginnende Algenentwicklung.

Damit sie wasserdicht blieben, wurden sie mit Teichfolie ausgelegt, welche mit Hilfe von Klammern an den Rinnen befestigt wurden. Diese Teichfolie wurde zunächst zugeschnitten und durch einen Heißluftfön verschmolzen. Stabilisiert wurden die Rinnen, indem sie teilweise in den Untergrund eingelassen wurden (Abbildung II-13, Abbildung II-14).

6.5 Versuchsdurchführung (Laborversuche)

6.5.1 Versuch 1

Bei diesem Versuch wurden die Notwendigkeit einer Zumischung von CO₂ und die Auswirkungen unterschiedlich starker Belüftung überprüft. Die Belüftung in den Röhren 1-4 erfolgte durch CO₂-angereicherte Raumluft. Hierbei lag der Luftdurchfluss in Röhren 1-2 bei 16 l/h und bei 3-4 bei 8 l/h. Bei den Röhren 5-6 erfolgte die Belüftung ohne zusätzliches CO₂. Das Verhältnis von Algensuspension und angereichertem Seewasser betrug 1:5.

6.5.2 Versuch 2

Das Ziel dieser Versuche war zu überprüfen, in wie weit der Stickstoffgehalt des angereicherten Seewassers (ESW, siehe 6.1) durch Sickerwasser ersetzt werden kann. Dafür wurde zunächst der Anteil NH₄⁺ im Deponiesickerwasser überprüft. Die Analyse des Sickerwassers ergab eine Konzentration von 653,5 mg/l NH₄⁺. Bei diesem Wert sind die äquivalenten, im Sickerwasser enthaltenen, Nitratanteile bereits berücksichtigt. Anschließend wurde mit Hilfe der Molmassen die benötigte Menge NO₃⁻ [mg/l] in NH₄⁺-Äquivalente umgerechnet.

$$x_{NH_4^+} = \frac{x_{NO_3^-}}{M_{NO_3^-}} * M_{NH_4^+}$$

Es gilt:

$x_{NO_3^-}$	= Menge des zu ersetzenden Nitrats [mg/l]
$x_{NH_4^+}$	= Menge des notwendigen Ammoniums [mg/l]
$M_{NO_3^-}$	= Molmasse des Nitrats [kg/mol]
$M_{NH_4^+}$	= Molmasse des Ammoniums [kg/mol]

Der Stickstoff im ESW wurde zu 25 %, 50 % 75 % und 100 % durch das Nitrat und Ammonium im Sickerwasser ersetzt. Die notwendigen Mengen Sickerwasser wurden für jedes Mengenverhältnis wie folgt bestimmt:

$$V_{Sickerw.} = \frac{x_{NH_4^+}}{X_{NH_4^+ ges}}$$

Mit:

$x_{NH_4^+}$	= Menge des notwendigen Ammoniums [mg]
$X_{NH_4^+ ges}$	= Menge des gesamten im Sickerwasser vorhandenen Ammoniums [mg/l]
$V_{Sickerw.}$	= Volumen des benötigten Sickerwassers [ml]

Daraus ergaben sich folgende Werte:

Tabelle II-7: Berechnete Sickerwasservolumina.

Stickstoffersatz [%]	Sickerwasservolumen [ml/l]
25	204
50	272
75	408
100	544

Für das Nährmedium wurde zunächst die entsprechende Menge des Sickerwassers in die Schüttelflasche gegeben. Es folgte die Zugabe der einzelnen Nährstoffe (siehe Tabelle II-7) unter Berücksichtigung der Reduktion an Stickstoff und des Meersalzes. Die Flasche wurde mit destilliertem Wasser auf 1000 ml aufgefüllt. Die Reaktoren wurden bei einem Gehalt von 1 l mit 10 % Algensuspension angeimpft (900 ml ESW, 100ml Algensuspension).

6.5.3 Versuch 3

Im Rahmen dieses Versuches wurde der Ersatz von Phosphat durch Sickerwasser untersucht. Der Ablauf gleicht dem *Versuch 2*. Die Konzentration des PO_4^{3-} im Sickerwasser wurde bestimmt und es wurden 50 % und 75 % des Gesamtphosphats durch Sickerwasser ersetzt (Tabelle II-8). Da die Phosphatkonzentrationen im Sickerwasser zu gering waren, konnte eine Substitution von 100 % nicht realisiert werden. Bei einer Konzentration von 39,4 mg/l PO_4^{3-} im Sickerwasser ergibt sich:

Tabelle II-8: Berechnete Sickerwasservolumina für anteiligen Phosphatersatz.

Phosphatersatz [%]	Sickerwasservolumen [ml/l]
50	620
75	930

6.6 Messmethoden

Um weitreichende und aussagekräftige Ergebnisse zu erhalten, wurden die folgenden auf unterschiedlichen physikalischen und chemischen Eigenschaften beruhenden Methoden ausgewählt.

6.6.1 Temperatur, elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert

Die oben genannten Parameter werden mit Hilfe von Sonden aufgenommen. Die elektrische Leitfähigkeit mit dem Gerät Cond 315i der Firma WTW Wissenschaftlich-Technische Werkstätten. Der pH-Wert wurde mit dem Gerät GPRT 1400 AN von Greisinger Electronic gemessen. Beide Messinstrumente verfügen über einen Thermistor. Hierbei handelt es sich um einen elektrischen Widerstand, der temperaturabhängig ist. Durch gespeicherte Algorithmen ermittelt das Gerät automatisch die entsprechende Temperatur zu dem jeweiligen vorherrschenden Widerstand. Bei der Bestimmung der elektrischen Leitfähigkeit wird das zu vermessende Fluid auf einer definierten Strecke als Stromleiter verwendet. Die Elektrode wird unter eine konstante Spannung gesetzt. Eine zweite misst den Spannungsabfall und ermittelt die Leitfähigkeit des Mediums in mS/cm.

Das GPRT 1400 AN pH- Meter ist mit einer Glaselektrode ausgestattet, sie ist innen mit einer Pufferlösung gefüllt. Wird diese in eine Probe getaucht, entsteht an der Membran, welche die Probe und innere Pufferlösung räumlich voneinander trennt, ein Potential. Sowohl innen als auch außen dient eine Silber-Silberchlorid-Halbzelle als Referenz. Die Potentialdifferenz gibt direkt Auskunft über den im Fluid vorherrschenden pH-Wert (vgl. <http://www.chemgapedia.de>).

Alle Parameter werden durch direktes Eintauchen der jeweiligen Sonden in die Reaktoren aufgenommen. Um Messfehler zu vermeiden, ist beim Wechsel von einem Reaktor zum anderen die Sonde zuvor mit destilliertem Wasser zu spülen und etwas zu trocknen. Besonders bei der pH-Wert- und Temperaturbestimmung müssen die Sonden lange genug eingetaucht werden, bis sich der Wert wirklich auf ein Niveau eingependelt hat. Des Weiteren ist darauf zu achten, dass die Sonde nicht zu tief eintaucht werden, um eventuell Beschädigungen am Gerät zu verhindern.

6.6.2 Probenahme und Aufbereitung

Die Proben zur Bestimmung der optischen Dichte und der Nährstoffkonzentrationen werden bei den diskontinuierlichen Versuchen über den Bodenabzug der Glasröhrenreaktoren entnommen. Hierbei ist darauf zu achten, den Auslauf vor der Probenahme zunächst in ein Becherglas zu entleeren, und anschließend wieder in den Reaktor zurück zu führen. Da sich bevorzugt im Ablass kleine Partikel absetzen und somit nicht die Verhältnisse im Reaktor repräsentieren. Dieses Verhalten birgt die einzige Fehlerquelle bei der Probeentnahme.

Bei den kontinuierlichen Versuchen werden die Proben direkt aus dem Überlauf entnommen. Ein möglicher Messfehler kann aus der Verwendung eines bereits älteren Überlaufs entstehen. Denn die Stoffwechselprozesse der Algen werden im Auffangbehälter fortgeführt. Proben mit sehr hohem Alter würden zwangsläufig kein Abbild des Reaktorinneren darstellen.

Um die Konzentration der Nährstoffe in den Proben nachweisen zu können, müssen diese nach der Probenentnahme vorerst aufbereitet werden.

Dazu wurden jedem Reaktor 15-30 ml Mikroalgensuspension entnommen und anschließend 7-15 Minuten bei 9000 Umdrehungen pro Minute zentrifugiert (TJ-6, Beckmann, Krefeld, D), um die Algen vom Medium zu trennen. Es folgte eine Filtration durch einen Spritzenfilter (0,45µm, Minisart, Sartorius, Göttingen, D) bzw. aufgrund gesteigerter Flüssigkeitsmengen ein "Selecta"-Faltenfilter (Carl Schleicher und Schüll) verwendet, um restliche Schwebstoffe zu entfernen. Je nach Erwartungswert des Nährstoffgehaltes wurde die vorbereitete Probe mit destilliertem Wasser verdünnt [1:4].

Nach dieser Probenaufbereitung ist davon auszugehen, dass nur noch gelöste Nährstoffe in der Analyse detektiert werden.

Es folgt die Untersuchung mit einem Analysesystem der Firma Hach- Lange. Die auf Farbreaktionen, die im Photometer ausgewertet werden, basiert. Aus dem linearen Zusammenhang zwischen Extinktion und Konzentration wird mit Hilfe von elektronisch gespeicherten Kalibrierkurven die jeweilige Konzentration berechnet und in mg/l ausgegeben.

6.6.3 Optische Dichte

Zur Bestimmung der optische Dichte oder Extinktion einer Probe wurde ein Spectrophotometer (DR2800, Hach Lange, Düsseldorf, D) verwendet. Die Wellenlänge betrug 540nm (*Versuch 1*). Für *Versuch 2* und *Versuch 3* wurde aufgrund der Trübung durch Verwendung des Sickerwassers eine andere Wellenlänge verwendet. Diese konnte mit Hilfe des Spectrophotometers ermittelt werden und betrug 805nm.

6.6.4 Nitrat

Die Messung erfolgte über den entsprechenden Küvettentest mit dem Messbereich 1-60 mg/l NO_3^- bzw. 20-155 mg/l NO_3^- (LCK339/LCK340, Hach Lange] und des Spectrophotometers (DR2800, Hach Lange, Düsseldorf, D). Der Nitratgehalt, nach LCK 340, wird durch eine

Reaktion der Nitrationen mit 2,6 Dimethylphenol zu 4- Nitro-2,6 Dimethylphenol nachgewiesen. Die Reaktion erzeugt eine gelbe Verfärbung der Probe. Die Reaktionsküvetten werden mit 370 nm Wellenlänge im Photometer ausgewertet.

6.6.5 Ammonium

Der Nachweis von Ammoniumionen erfolgt, nach LCK 303 (Hach Lange; Düsseldorf; D), über einen Aufschluss mit Hypochloritionen. Nitroprussid-Natrium beschleunigt als Katalysator die Reaktion zu Indophenolblau, Die photometrische Auswertung erfolgt hier bei einer Wellenlänge von 694 nm. Dieser Test kann Konzentrationen in einem Bereich von 2,5 bis 60 mg/l NH_4^+ detektieren.

6.6.6 TOC

Zur Bestimmung des TOCs, nach LCK 386, wird zunächst der gesamte anorganische Kohlenstoff, TIC, mit Hilfe des TOC-X5 Rüttelgerätes aus der Probe ausgetrieben. Dann wird der TOC zu CO_2 oxidiert. Das Gas diffundiert in die Indikatorflüssigkeit und bewirkt hier einen Farbumschlag der bei 435nm vermessen wird.

6.6.7 Phosphat

Die Gesamtphosphatgehalte des Nährmediums über den Prozesszeitraum und des Deponie-sickerwassers wurden ebenfalls mit einem Küvettentest mit einem Messbereich von 0,5-5 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$ bzw. 1,5-15 mg/l PO_4 bestimmt (LCK348, Hach Lange, Düsseldorf, D). Die Probenvorbereitung erfolgte nach dem gleichen Verfahren wie bei der Nitratbestimmung (siehe 3.4.2). Der Küvettentest LCK 348 unterteilt sich in zwei Schritte. In dem ersten reagieren die Phosphationen mit Molybdät- und Antimonionen im sauren Milieu zu einem Übergangskomplex. Hierzu werden die Proben in dem LT 200 für eine Stunde bei 100°C gekocht. Im zweiten Schritt wird dieser Komplex mittels Ascorbinsäure reduziert und es entsteht Phosphormolybdänblau. Diese Küvetten werden bei einer Wellenlänge von 890 nm im Photometer ausgewertet.

6.6.8 Atomadsorptionsspektroskopie

Das verwendete Atomadsorptionsspektrometer (PU 92000, Phillips) wird zur quantitativen Analyse von Metallsalzen in Lösung eingesetzt. Bei diesem Verfahren wird die Resonanz-Absorption monochromatischer Strahlung des zu untersuchenden Metalls aufgenommen. Die Probe wird hierfür durch ein Zerstäubungssystem atomisiert. Da sich die Atome im

Grundzustand befinden, sind sie fähig diejenigen Resonanzstrahlen zu absorbieren, die sie im Anregungszustand selbst emittieren würden (Kirchhoff'sches Strahlungsgesetz). Die daraus resultierende Verminderung der Strahlungsintensität wird gemessen und ist direkt proportional zur Konzentration des Elements in der Gasphase. Absolutmessungen sind nicht möglich, weshalb die Messwerte über Eich- und Kalibrierungskurven ausgewertet und quantifiziert werden müssen.

Eine Hohlkathodenlampe, hergestellt aus dem zu untersuchenden Element, dient als Lichtquelle der Messung. Für jedes Metall wird folglich eine eigene Lichtquelle benötigt. Die Nachweisgrenze des verwendeten Gerätes liegt zwischen 0,1-1,0 mg/L. Es wurden ca. 10 mL Proben verwendet.

6.6.9 Königswasseraufschluss

Der Königswasseraufschluss wurde zur Bestimmung der in der Algenbiomasse enthaltenen Schwermetallmengen (Cu, MN, Zn) verwendet. Hierbei wird eine 50 mL Feuchtprobe mit 5 mL einer Salzsäure/Salpetersäure-Mischung (Königswasser) versetzt und aufgeschlossen. Nachfolgend werden 50 mL destilliertes Wasser hinzugefügt und die Lösung in einem 100 mL Kolben, versehen mit einem Rückflusskühler, zwei Stunden gekocht. Die entstehende Lösung wird über einen Filter gereinigt und die Metallgehalte des entstandenen Filtrats mit dem Atomabsorptionsspektrometer bestimmt. Zu beachten ist, dass die Reagenzien und die Apparatur ausreichende Reinheit haben, sodass signifikante Fehler vermieden werden.

7 Ergebnisse und Diskussion

Im Rahmen einer Bachelorarbeit wurden drei verschiedene Versuche durchgeführt. In *Versuch 1* wurde lediglich die Belüftung variiert. Im *2.Versuch* konnte das Sickerwasser im Hinblick auf die Stickstoffsubstitution eingesetzt werden. Um möglichst aussagekräftige Ergebnisse zu erzielen, wurden vier verschiedene Konzentrationen gewählt, so dass zwei Versuchsdurchgänge nötig waren. Der *3.Versuch* stellt die Untersuchung des Algenwachstums bei einer Phosphatsubstitution dar.

Temperatur und Leifähigkeit wurden lediglich als Kontrollparameter verwendet. Für die Auswertung wurden die Messergebnisse der jeweiligen Reaktoren mit dem gleichen Inhalt gemittelt. Die Ergebnisse der einzelnen Messungen finden sich im Anhang.

7.1 Versuch 1 (CO₂-Dosierung)

Versuch 1 wurde durchgeführt, um die Zusammenhänge zwischen Belüftung und Zellwachstum zu ermitteln. Dafür wurden drei unterschiedliche Belüftungsvarianten gewählt. Die Reaktoren der Gruppe A wurden mit 16 l/h, Gruppe B mit 8 l/h belüftet. Beide Gruppen erhielten Luft mit einem CO₂-Gehalt von 1,5 %. Die Belüftung der Gruppe C erfolgte durch Raumluft.

Die Erkenntnisse aus diesem Versuch wurden in den anschließenden Versuchen berücksichtigt, sodass die Wachstumsbedingungen optimiert werden konnten.

Die zeitlichen Verläufe der optischen Dichtemessung bei einer Wellenlänge von 540 nm sind in Abbildung II-15 über einen Zeitraum von 8 Tagen dargestellt. Die optische Dichte in Abhängigkeit von der Zeit verzeichnete bei allen drei Reaktorgruppen nach 6 Tagen den Übergang von der *exponentiellen Phase (II)* in die *Übergangsphase (III)* (siehe Kap. 2.4). Reaktoren A und B wiesen den gleichen zeitlichen Kurvenverlauf auf, wohingegen C eine deutlich geringere optische Dichte aufwies. So erreichten A und B am Ende der Kultivierung eine optische Dichte von 2,37 und C von 2,10.

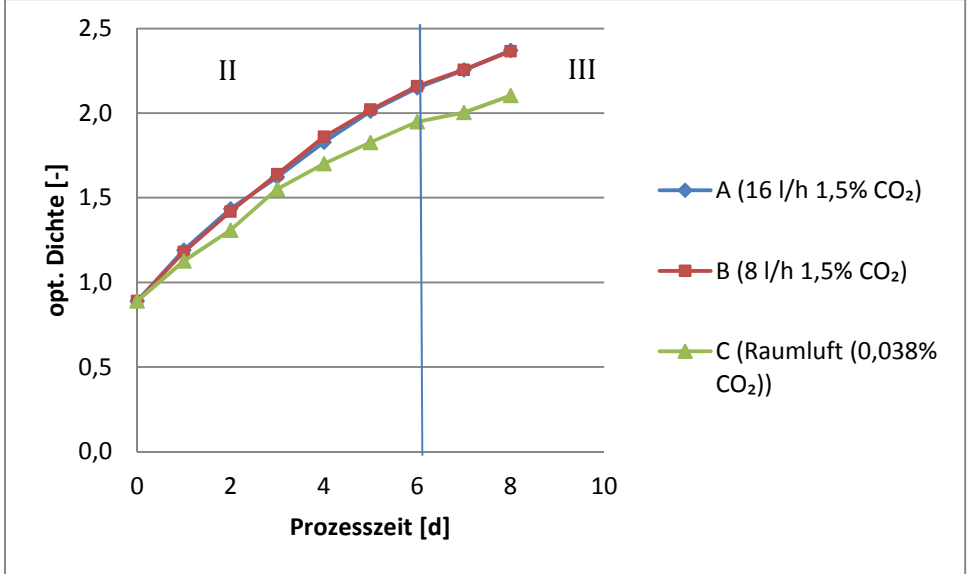


Abbildung II-15: Zeitlicher Verlauf der optischen Dichte (Extinktion) bei unterschiedlichen Belüftungsraten und Luftzusammensetzung.

Die in Abbildung II-16 dargestellte Abnahme der Nitratkonzentration ist ein Indiz für Nitratassimilation der Zellen und somit für das Zellwachstum. Auch hier zeigten sich deutliche Unterschiede in den Verläufen zwischen A bzw. B und C. Nach 6 Tagen befanden sich in dem Nährmedium der Gruppe A und B nur noch ca. 140 mg/l NO₃⁻, wohingegen sich im Medium des Reaktors C noch eine Konzentration von 215 mg/l NO₃⁻ vorlag. An Tag 8 betrug die Differenz der Nitratkonzentration von B und C über 120 mg/l.

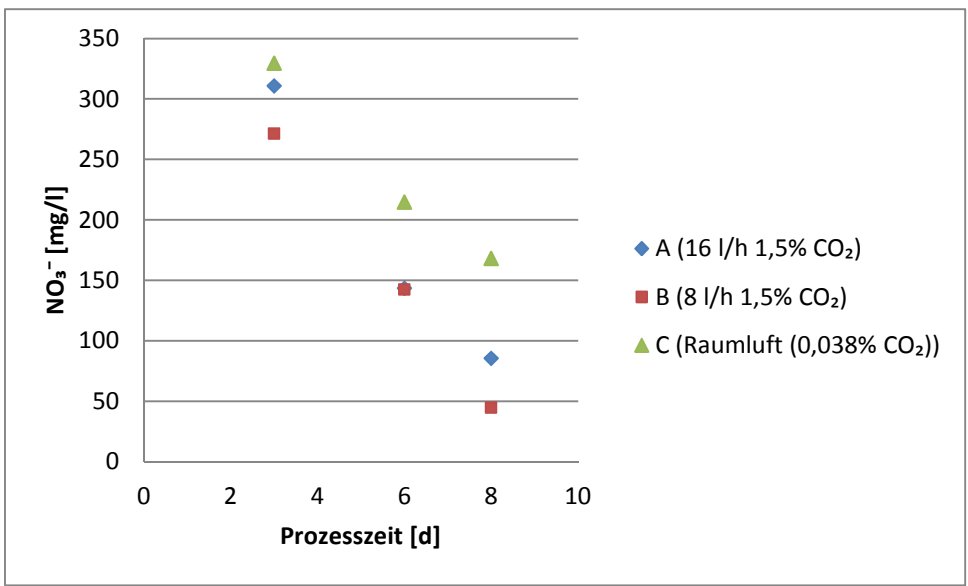


Abbildung II-16: Zeitlicher Verlauf der Nitratkonzentration [mg/l] im zellfreien Medium.

Die pH-Werte ergaben sich maßgebend durch den CO₂-Gehalt der zugeführten Luft und beeinflussten somit das Zellwachstum. Die zeitliche Entwicklung der pH-Werte kann Abbildung II-17 entnommen werden. Die pH-Werte in den Reaktoren A und B schwankten in den ersten 3 Tagen zwischen 7,1-7,6 und befanden sich ab Tag 6 konstant im optimalen Wachstumsbereich von 7,5-8 (siehe Kap. 3.2). Die pH-Werte von C dagegen unterschieden sich mit einem durchschnittlichen Wert von 9,12 sehr stark von A und B, denn das Optimum wurde während des gesamten Kultivierungsprozesses nicht erreicht.

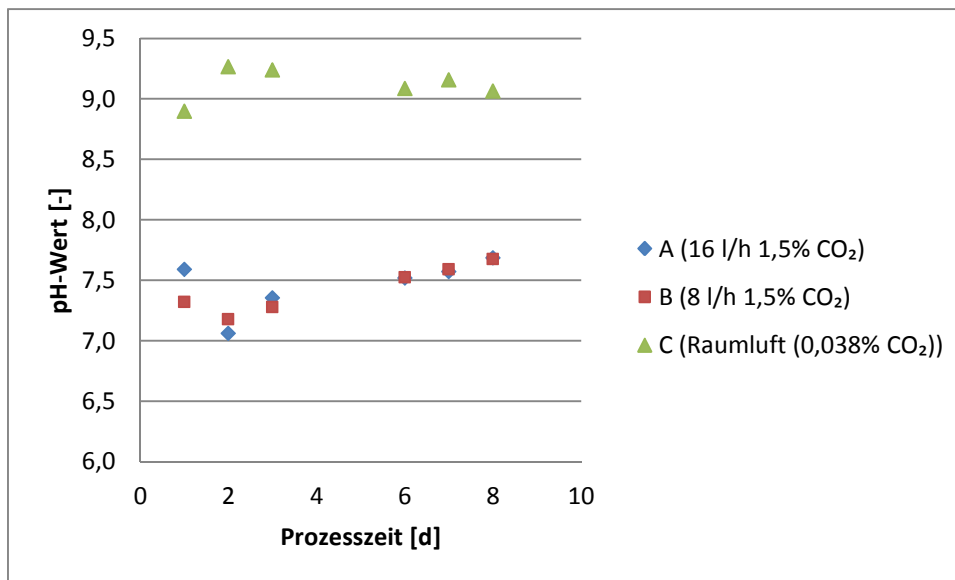


Abbildung II-17: Einfluss der Belüftung auf die zeitliche Entwicklung des pH-Wertes.

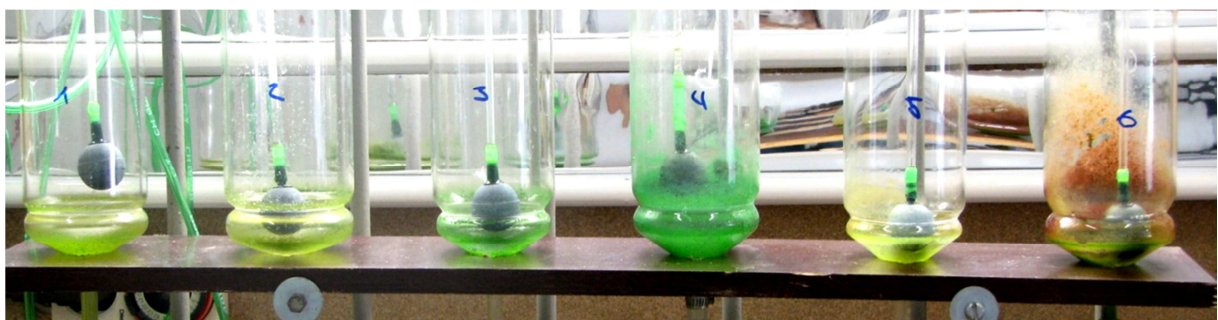


Abbildung II-18: Auswirkungen der unterschiedlichen Belüftungen und daraus resultierenden pH-Werte auf die Sedimentation der Algensuspension im Bioreaktor.7

Nach Beendigung der Kultivierung wiesen die Sedimentationen in den Reaktoren erhebliche Unterschiede auf wie Abbildung II-18 zeigt. Bräunlichen Sedimentationen in Reaktor 6 bzw. C wiesen auf suboptimale Milieubedingungen hin. Aus den Ergebnissen dieses Versuches

resultiert die Notwendigkeit der CO₂-Zugabe, um reproduzierbare Wachstumsbedingungen zu schaffen. Durch die unterschiedlichen Belüftungsraten von 8 l/h und 16 l/h ergaben sich ähnliche Ergebnisse. Sowohl Nitratkonzentrationen, pH-Wert, als auch der Verlauf der optischen Dichte waren annähernd gleich. Das Wachstum der Mikroalgen wird demzufolge ab einer Belüftungsrate von 8 l/h nicht durch die Belüftung beeinflusst.

7.2 Versuch 2 (N-Substitution)

In diesem Versuch wurde Stickstoff in unterschiedlichen Prozentualen Anteilen substituiert. Die gewählten Anteile waren 25 %, 50 %, 75 % und 100 %. Infolge einer begrenzten Reaktorverfügbarkeit wurden die Ergebnisse dieses Versuches anhand zwei nacheinander laufender Kultivierungsprozesse ermittelt.

Die Veränderungen der optischen Dichte (OD) mit der Zeit für die unterschiedlichen Versuchsbedingungen können Abbildung II-19 entnommen werden.

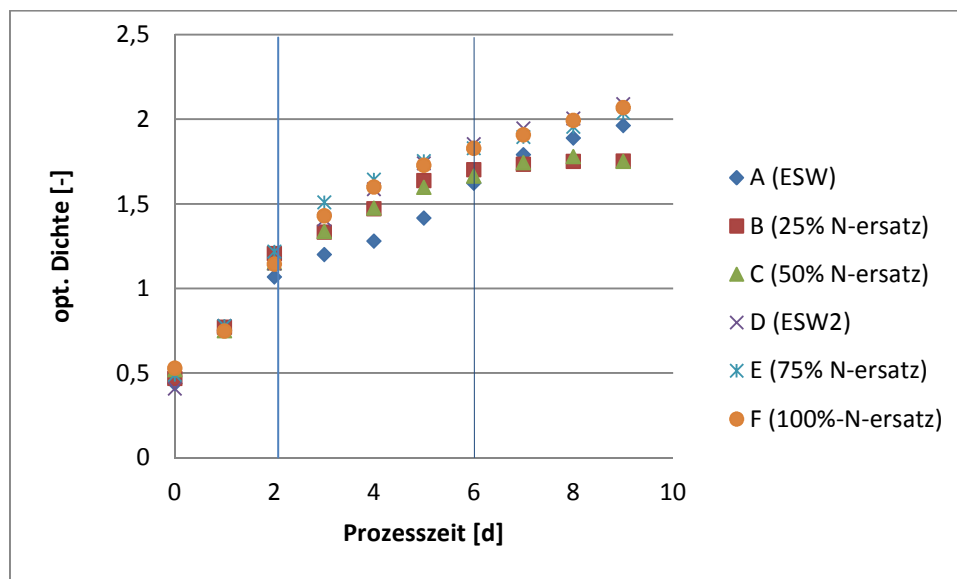


Abbildung II-19: Zeitlicher Verlauf der OD.

Die Tage 2 und 6 beschreiben markante Stellen beim Vergleich der Wachstumsverläufe. Die OD kennzeichnen durch ihren Verlauf die charakteristischen Wachstumsphasen (Kap. 2.4). In allen Reaktoren konnte in den ersten beiden Tagen ein exponentielles Wachstum (Phase II) verzeichnet werden. Nach der exponentiellen Phase setzte bei allen Reaktoren ab Tag 2 die Übergangsphase (III) ein. Diese Phase lief bei D, E und F bis zum Ende der Kultivierung und

erreichte an Tag 9 des Kultivierungsprozesses durchschnittlich 2,07. Die OD der Reaktoren B und C verzeichneten ab Tag 2 einen flacheren Kurvenverlauf, sodass an Tag 6 die stationäre Phase (IV) begann.

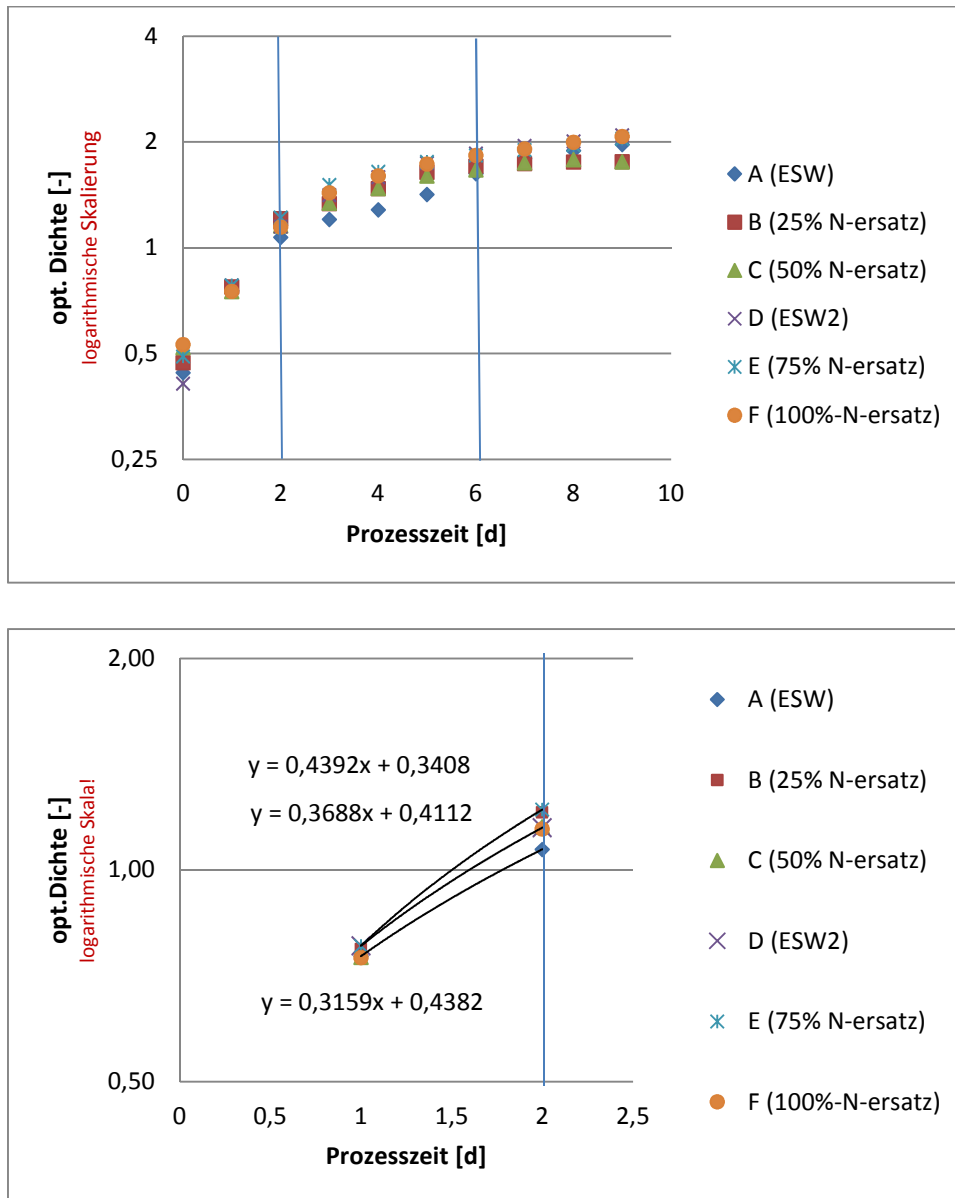


Abbildung II-20: Halblogarithmischer Wachstumskurve der OD mit der Zeit (oben) und Ermittlung der Wachstumsrate (unten)

Die Ermittlung der maximalen Wachstumsrate für *N. salina* wurde exemplarisch mit den Werten dieses Versuches bestimmt. Dazu wurden halblogarithmischen Wachstumskurven für die ermittelten optischen Dichten erstellt. Es zeigt sich in diesem Diagramm für die ersten beiden Tage ein linearer Anstieg der OD (Abbildung II-20). Dieser ist bei der logarithmierten

Auftragung signifikant für exponentielles Wachstum. Durch die Steigung der Geraden erhält man somit die maximale spezifische Wachstumsrate. B und E wiesen in der Zeit von Tag 1 zu Tag 2 mit $\mu_{\max} = 0,44 \text{ d}^{-1}$ die höchste Wachstumsrate auf. Das entspricht einer Verdopplungszeit von 37,8 h. A hatte mit $\mu_{\max} = 0,32 \text{ d}^{-1}$ die niedrigste Wachstumsrate.

In den stickstoffsubstituierten Reaktoren wurde das im Sickerwasser enthaltene Ammonium als Stickstoffquelle verwendet, sodass die Nitratkonzentration um den substituierten Anteil verringert vorzufinden war (Abbildung II-21). Die Nitrat- und Ammonium-Konzentrationen wurden über den Versuchszeitraum von 9 Tagen in allen Reaktoren geringer. Die dargestellte Entwicklung zeigt in den Reaktoren A und D eine kontinuierliche Abnahme der Nitratkonzentration über den gesamten Versuchszeitraum, wohingegen die Nitratassimilation in den stickstoffsubstituierten Reaktoren erst nach 2 Tagen einsetzte. Dieser Effekt korreliert mit der Größenordnung der Substitutionen, ist jedoch bei Reaktor B aufgrund von geringen Probenahmen nicht nachzuweisen. Da die Nitratkonzentration hier lediglich alle 3 Tage gemessen wurde, kann keine Aussage über den Beginn der Nitratassimilation für B gemacht werden.

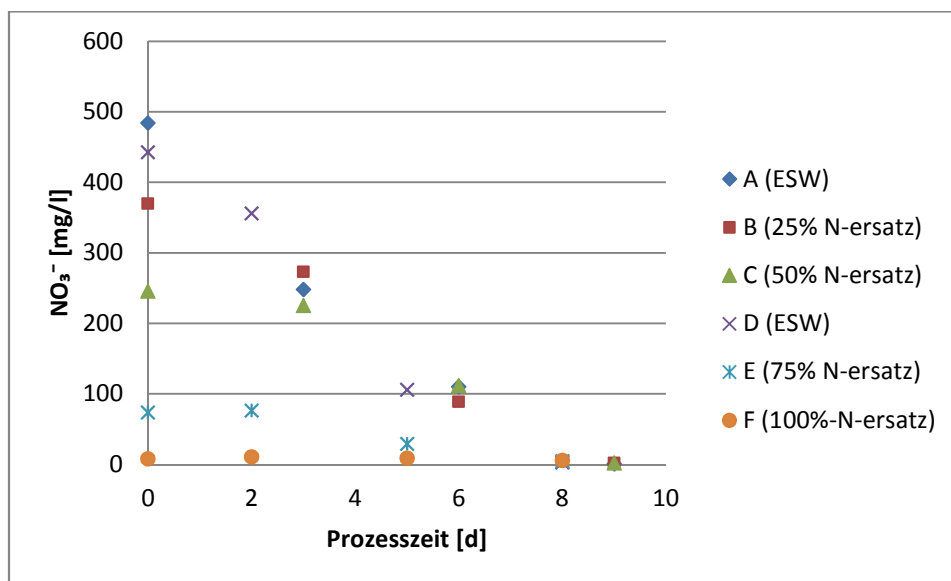


Abbildung II-21: Entwicklung der Nitratkonzentrationen mit der Zeit.

Die Ammoniumkonzentrationen, dargestellt in Abbildung II-22, verzeichneten eine Abnahme über die Zeit, so dass das Ammonium in E bei einem Startwert von 115 mg/l bereits nach 5 Tagen verbraucht wurde. In dem zu 100 % stickstoffsubstituierten Reaktor (F) war am Ende

des Kultivierungsprozesses (Tag 8) das im Nährmedium vorhandene Ammonium vollständig assimiliert.

Die Konzentrationsverläufe von Ammonium und Nitrat zeigen deutlich, dass zunächst das leicht verfügbare Ammonium assimiliert wurde und mit steigender Zellkonzentration zusätzlich der Verbrauch von Nitrat einsetzte.

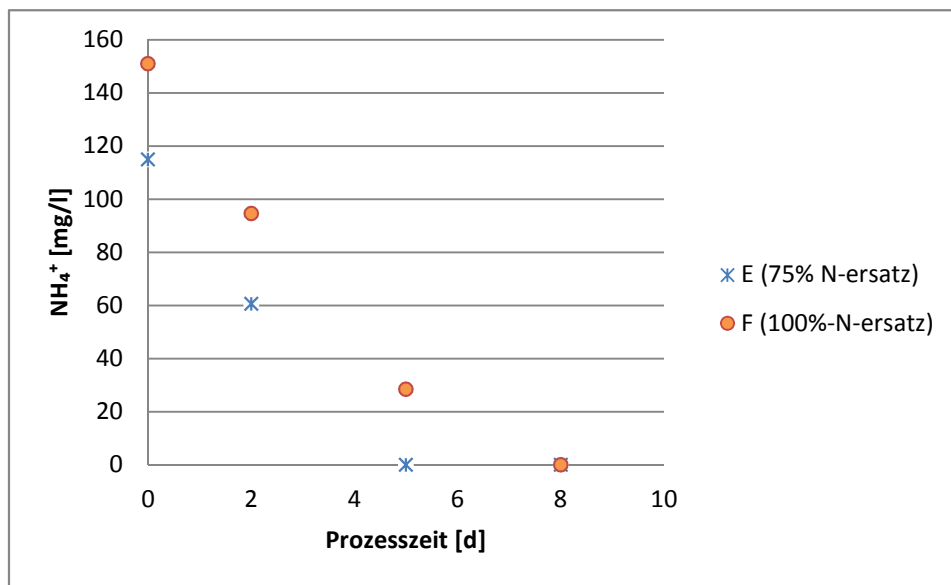


Abbildung II-22: Entwicklung der Ammoniumkonzentrationen mit der Zeit.

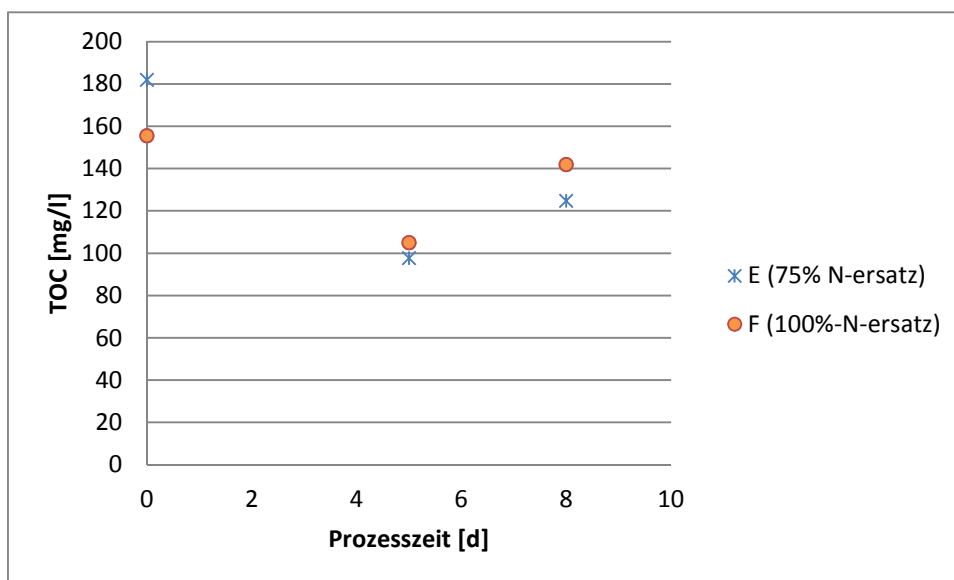


Abbildung II-23: Zeitlicher Verlauf der TOC-Konzentrationen.

Die Ergebnisse der TOC-Messungen werden in Abbildung II-23 dargestellt. Die TOC-Konzentration sank in den ersten 5 Tagen von 182 mg/l (E) bzw. 155 mg/l in beiden Reaktoren auf ca. 100 mg/l. Innerhalb der folgenden Tage stieg der TOC-Gehalt wieder an, sodass die Konzentration an Tag 8 durchschnittlich bei 124 mg/l für E und 142 mg/l für F lagen.

Abbildung II-24 zeigt die Veränderungen der pH-Werte im Verlauf der Kultivierung. Die großen Unterschiede, besonders zwischen der Referenzkulturen D und der Kultur F, ergaben sich ausschließlich durch die Sickerwasserzugabe. Die Messung der pH-Werte über die Zeit beschrieb bis Tag 4 Werte einen weiten Wertebereich von 6,9 bis 7,8. Mit weiterer Zeitzunahme stellten sich, den pH-Wert betreffend, bei einem Wertebereich von 7,3 bis 7,6 annähernd optimale Wachstumsbedingungen ein.

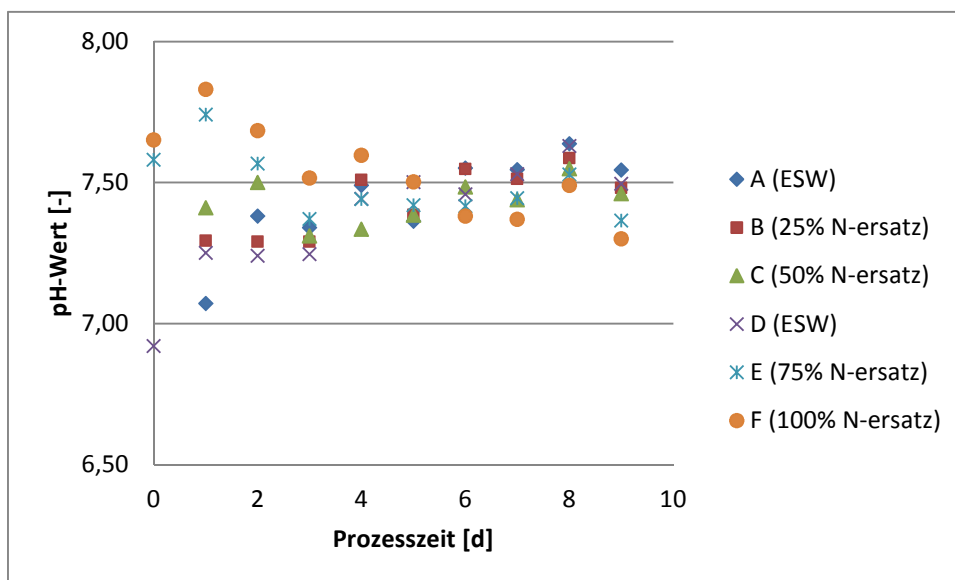


Abbildung II-24: Verlauf der pH-Werte in Abhängigkeit von der Zeit.

Die Kennzeichen eines Batch-Verfahrens sind die abnehmenden Nährstoffkonzentrationen, die einen limitierenden Faktor darstellen und somit nach Durchlaufen der Adaptions- und exponentiellen Phase ein Abflachen der Wachstumskurve hervorrufen.

Bei dem vorliegenden *Versuch 2* findet nur in den ersten beiden Tagen exponentielles Wachstum statt. Chmiel (2006) hingegen beschreibt eine 2-tägige Adaptionsphase und eine knapp 14 Tage lange exponentielle Phase. Das Fehlen der Adaptionsphase in *Versuch 2* lässt sich vermutlich auf die hohe Impfmenge von 10% des zu beimpfenden Volumens

zurückführen. Zudem entsprach das Nährstoffangebot der Vorkultur dem, welches in den Nährmedien der Versuche vorzufinden war. Dies ist im Bezug auf eine Biomassenproduktion positiv zu bewerten, da der Kultivierungsprozess um den Zeitraum der Adaptionsphase verkürzt werden kann und Kosten gespart werden können (vgl. Kap. 2.4).

Die Abweichungen zwischen den Reaktoren der Kultivierung 1 (A, B, C) und 2 (D, E, F) ergaben sich möglicherweise infolge des zeitlich versetzten Versuchsbeginns durch eine unterschiedliche Aktivität oder Zellkonzentration der Mikroalgen. Mit einer maximalen Wachstumsgeschwindigkeit von $\mu_{\max} = 0,44 \text{ d}^{-1}$ wurden nur 59 % der von Boussiba et al. (1986) ermittelten Wachstumsgeschwindigkeit erreicht. Daraus lässt sich schließen, dass der Versuchsaufbau durchaus optimierbar ist und sich gegebenenfalls eine kontinuierliche Betriebsweise hinsichtlich der maximalen Wachstumsgeschwindigkeit als geeignetere Betriebsweise zur Kultivierung von *N. salina* erweist. Zur Erhöhung der Lichtintensität eignet sich ein verringerter Röhrendurchmesser oder die Verwendung eines Plattenreaktors.

Da sich die pH-Werte von stark abweichenden Anfangswerten auf den optimalen Bereich einstellen, ist es eindeutig, dass im Reaktor ein gepuffertes System vorliegt [Campbell, 2006; Jones, 2007].

Anhand von Abbildung II-22 lässt sich deutlich erkennen, dass in den Stickstoffsubstituierten Reaktoren zunächst Ammonium als Stickstoffquelle genutzt wurde. Erst mit steigender Zellkonzentration beginnt parallel zum Ammoniumverbrauch die energieaufwändigere Nitratassimilation [Fernandez & Galvan, 2008].

Bei der Betrachtung von Abbildung II-23 fällt auf, dass die TOC-Konzentration von Reaktor E (75 % N-Ersatz) zu Beginn der Kultivierung eindeutig über dem Wert von Reaktor F (100 % N-Ersatz) liegt. Dieses Ergebnis beruht mit großer Wahrscheinlichkeit auf einem Messfehler. Der organisch gebundene Kohlenstoff (TOC) wurde ausschließlich durch die Zugabe von Sickerwasser in das zellfreie Nährmedium eingebracht. Der Anteil an Sickerwasser im Nährmedium F ist mit 93 % Sickerwasser pro Liter Nährmedium wesentlich höher als im Nährmedium E (63 %/l) und dementsprechend lag auch die TOC-Konzentration im Nährmedium F höher als bei E.

Die Ergebnisse dieses Versuches zeigen anschaulich, dass eine Stickstoffsubstitution durch den Einsatz von Sickerwasser möglich ist und sich nur geringe Veränderungen hinsichtlich der durch die OD gemessenen Zelldichte von *N. salina* ergeben.

In weiteren Versuchsreihen zur Untersuchung des Wachstumsverhaltens von *N. salina* sollte das Kulturmedium, um eine ausgeprägte exponentielle Wachstumskurve zu erhalten, mit einer geringeren Menge als 10 % der Vorkultur angeimpft werden. Um die optimale Menge an Impfgut im Rahmen der Nährstoffsubstitution durch Sickerwasser zu ermitteln, sind weitere Versuche notwendig. Bei einer kommerziellen Kultivierung ist es im Gegensatz dazu sinnvoll, den Kultivierungsprozess in der exponentiellen Phase zu beginnen, um die Zeit der Adaptionphase einzusparen.

7.3 Versuch 3 (P-Substitution)

Im Rahmen dieses Versuchs wurde 50 % und 75 % des im Nährmedium enthaltenen Phosphates ersetzt. Eine Phosphatsubstitution von 100 % konnte aufgrund der niedrigen Phosphat-Konzentrationen im Sickerwasser von 39,4 mg/l PO_4^{3-} nicht durchgeführt werden. Es ergaben sich entsprechend hohe Sickerwassergehalte im Nährmedium und eine stark bräunliche Färbung (siehe Kap. 6.5.3). Aufgrund der starken Trübung und somit verbundenen Lichtlimitierung fand in Reaktor C zunächst kein Wachstum statt. Mit fortschreitendem Wachstum war ein Abbau der Trübstoffe zu verzeichnen. Der Kultivierungszeitraum wurde aufgrund dieser Gegebenheiten auf 23 Tage erhöht.

Nach jeder Probenahme zur Messung der chemischen und physikalischen Parameter, d.h. etwa alle 3 Tage, wurden die Reaktoren mit 100 ml destilliertem Wasser aufgefüllt. Aus dieser Verdünnung resultierte eine lineare Abnahme der Leitfähigkeit von durchschnittlich 3,57 mS/cm pro Zugabe von 100 ml destilliertem Wasser (Abbildung II-25). Die daraus hervorgehende Veränderung der Wachstumsbedingungen hatte Einfluss auf die Kultivierungsergebnisse.

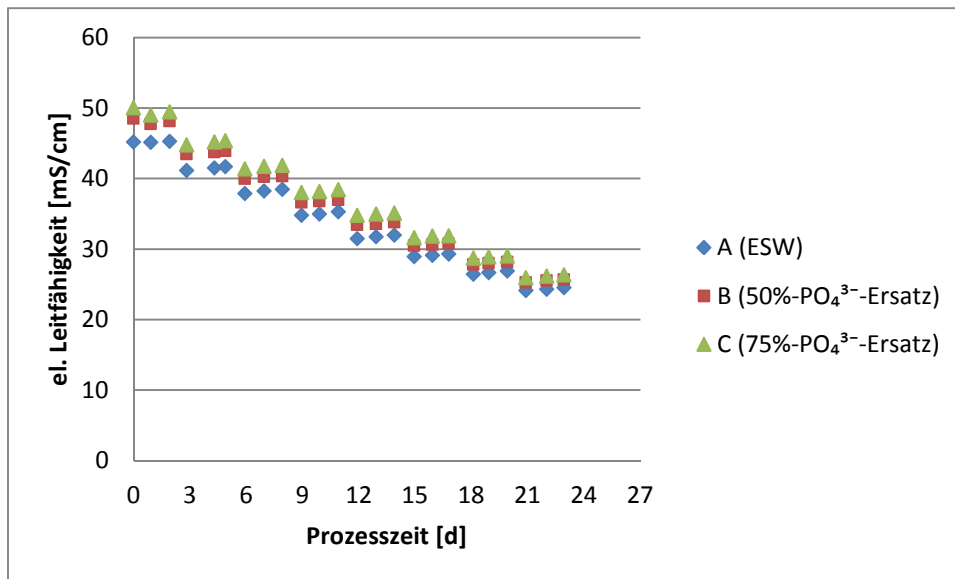


Abbildung II-25: Veränderungen der Leitfähigkeit während des Versuchszeitraumes durch die Zugabe von destilliertem Wasser.

Die Entwicklung der OD von A und B sind vergleichbar mit den Ergebnissen des 2. Versuches. Die OD der Referenzkultur A stieg bei einem Startwert von 0,59 innerhalb der ersten 6 Tage knapp auf das Vierfache und erreichte nach geringerer Zunahme an Tag 11 ein Maximum von 2,2 (Abbildung II-26). Ab Tag 15 nahm die OD von Reaktor A kontinuierlich ab, wobei diese korrelierend zur Leitfähigkeit jeweils drei Tage konstant blieb und danach um ca. 0,1 sank. Diese Abnahme stand in Wechselwirkung mit der Abnahme der Leitfähigkeit und somit auch mit der Verdünnung durch die Zugabe von destilliertem Wasser. Reaktor B wies einen ähnlichen Kurvenverlauf wie A auf und erreichte ab Tag 15 einen bis zum Prozessende konstanten Wert von 2. Die OD der Kultur C verzeichnete im Gegensatz zu A und B eine Abnahme von insgesamt 0,2 innerhalb der ersten 5 Tage. Ab diesem Zeitpunkt stieg die OD von C in den darauffolgenden Tagen deutlich bis auf 1,5. Ab diesem Zeitpunkt $t=14$ Tage verzeichnete die OD nur noch eine geringe Zunahme bis auf 1,8.

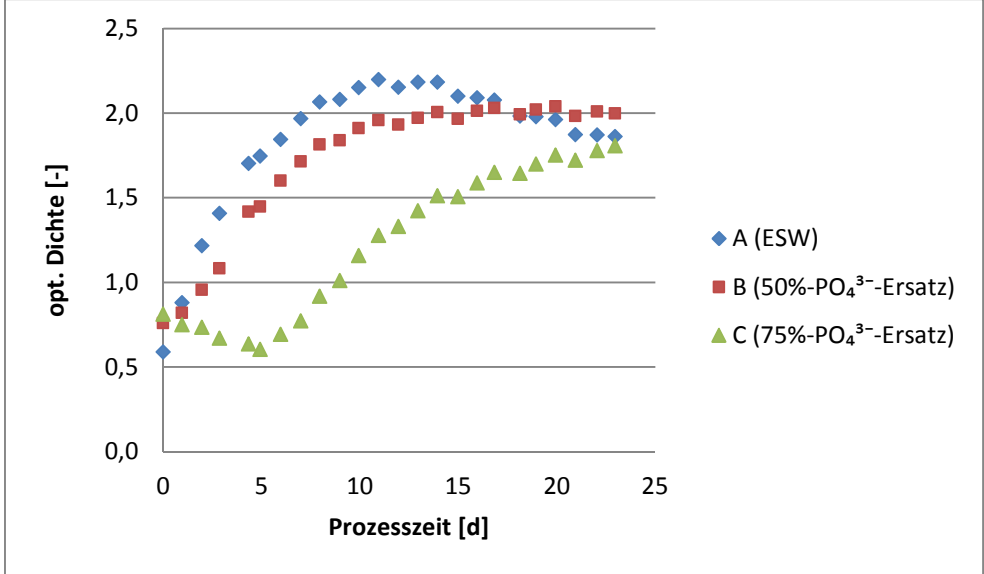


Abbildung II-26: Zeitlicher Verlauf der OD bei Phosphatsubstitution.

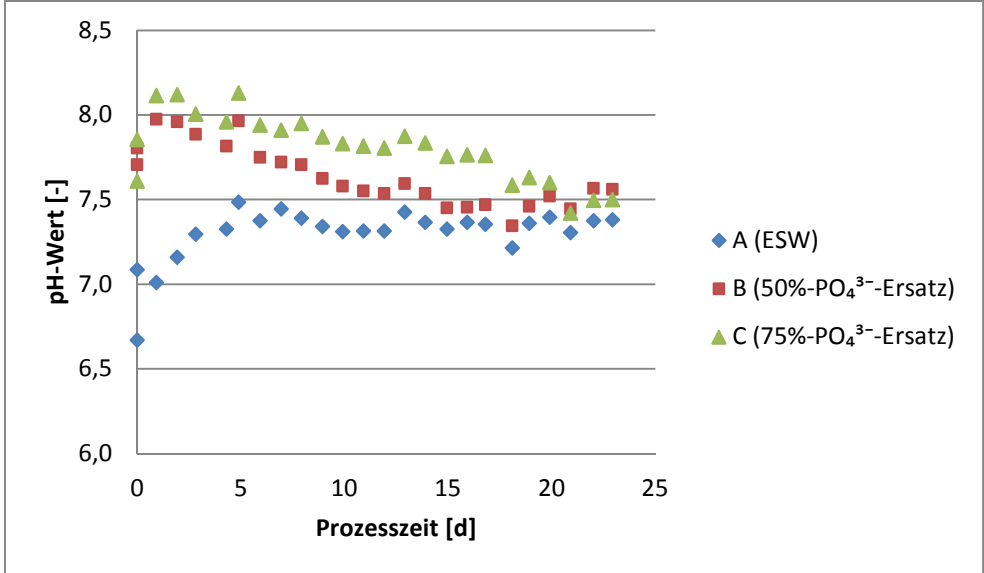


Abbildung II-27: Zeitlicher Verlauf der pH-Werte.

Die Veränderungen der pH-Werte mit der Zeit können Abbildung II-27 entnommen werden. Hier werden die Unterschiede der pH-Werte durch die Zugabe von Sickerwasser noch deutlicher als bei *Versuch 2*. In den Reaktoren B und C lag der pH-Wert anfänglich in einem Bereich von ungefähr 7,5-8 und damit deutlich höher als der pH-Wert von Reaktor A. Dieser erreichte zu keinem Zeitpunkt der Kultivierung einen Wert > 7,5. Innerhalb von 19 Prozesstagen näherten sich die pH-Werte in den Reaktoren trotz unterschiedlicher Zusammensetzung der Nährmedien in einem Wertebereich von 7,4-7,6. Dieser bleibt bis zum Kultivierungsende konstant.

Die Nitratkonzentration (s. Abbildung II-28) von A zeigte durch eine starke Anfangsdynamik einen umgekehrt proportionalen Verlauf zur Entwicklung der optischen Dichte. Von anfänglichen 452 mg/l NO_3^- sank die Nitratkonzentration bis zum 2. Tag mit 127 mg/l auf weniger als ein Drittel. Die Nitratkonzentrationen nahmen auch in den darauffolgenden Prozesstagen ab, sodass das Nitrat am 9. Prozesstag nahezu vollständig aufgenommen wurde.

Die Nitratkonzentrationen von B und C zeigten dagegen einen von der Referenzkultur A stark abweichenden Kurvenverlauf. Die Nitratkonzentrationen von B und C nahmen stark zu, bis sie an Tag 8 von anfänglichen 90 mg/l NO_3^- auf knapp 350 mg/l in B bzw. auf 300 mg/l in C angestiegen waren. In den darauffolgenden 9 Tagen sank die Nitratkonzentration in beiden Reaktorgruppen stetig. Es folgte bis Tag 17 eine ungleichmäßige Abnahme der Konzentrationen in beiden Kulturen auf ca. 130 mg/l. Nachdem die Nitratkonzentration nochmals auf knapp 180 mg/l in der Kultur B bzw. auf 300 mg/l in Kultur C angestiegen war, fiel diese auf den Ausgangswert von 90 mg/l NO_3^- .

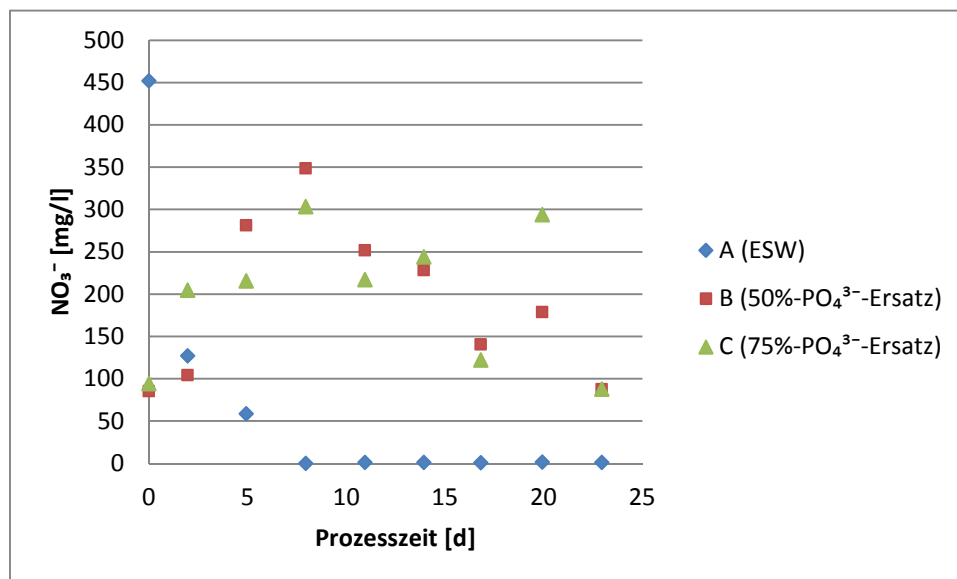


Abbildung II-28: Zeitlicher Verlauf der Nitratkonzentrationen.

In Abbildung II-29 ist zu erkennen, dass sich trotz Phosphatsubstitution vergleichbare Kurvenverläufe der Phosphatkonzentrationen ergeben. Nach einer stetigen Abnahme bis Tag 5 fand ein Wiederanstieg in den anschließenden 3 Versuchstagen von ca. 10-16 mg/l PO_4^{3-} statt. Das Phosphatangebot wurde dem Medium dann bis zum 11. Prozesstag vollständig entzogen.

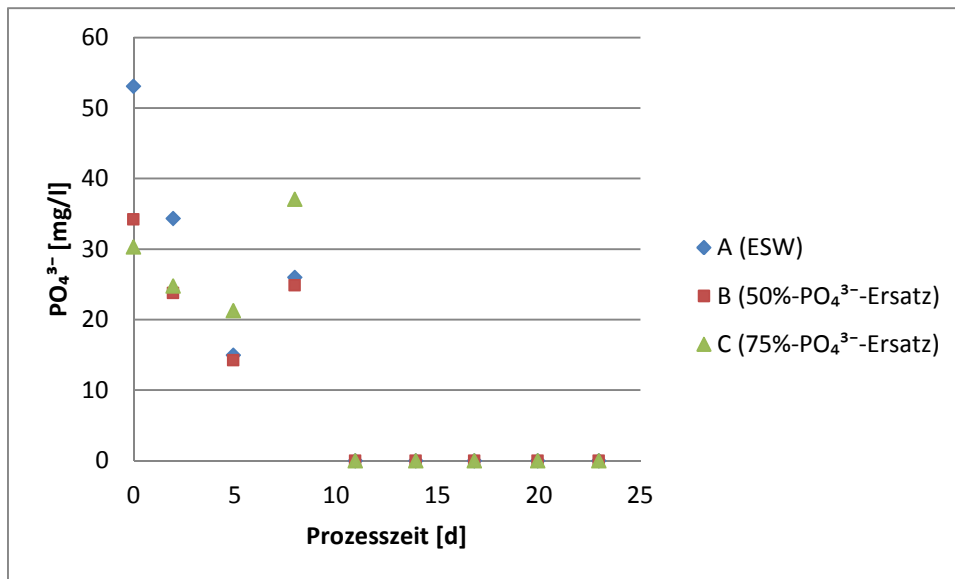


Abbildung II-29: Zeitlicher Verlauf der Phosphatkonzentrationen.

Neben Stickstoff ist Phosphat ein sehr wichtiger Nährstoff in aquatischen Systemen. Die zu 75 % phosphatsubstituierte Kultur (Abbildung II-26) zeigt im Vergleich zur Referenzkultur ein deutlich verzögertes Wachstum. Durch einen Sickerwasseranteil von 93% erhält das Kulturmedium eine starke Trübung, welche im Vergleich zur Referenzkultur eine verminderte Lichtverfügbarkeit hervorruft. Wie schon in Kap. 7.1 erarbeitet wurde, ist Licht ein limitierender Faktor. Die Mikroalgen verwenden offenbar die Trübstoffe mit der Zeit und bauen sie ab, sodass das Kulturmedium nach einigen Tagen merklich klarer wird. Das Abfallen der OD von A ist mit großer Wahrscheinlichkeit auf die stetige Verdünnung durch Wasserzugabe zurückzuführen. Diese hat nicht nur primären Einfluss auf die Zelldichte, sondern auch auf die Veränderung der Salinität und damit verbunden auf das Zellwachstum. Anhand der Kurvenverläufe der pH-Werte lässt sich auf eine Eigenregulation des pH-Wertes durch das System bei ausreichender Zelldichte der Mikroalgen schließen. Durch die spezifische Zusammensetzung des Nährmediums sind gewisse Pufferkapazitäten im Nährmedium vorhanden [Campbell, 2006; Jones, 2007]. Während des Kultivierungsprozesses wurden dem Reaktor abgesehen von CO₂ keine zusätzlichen Flüssig- oder Gasströme zur pH-Korrektur zugeführt.

Der Verlauf der Nitratkonzentrationen B und C zeigt hier ein stark abweichendes Bild von der Referenzkultur. Diese Tatsache ist darauf zurückzuführen, dass dem Nährmedium durch die Zugabe des Sickerwassers eine zusätzliche Stickstoffquelle in Form von Ammonium

zugeführt wurde. Das Kulturmedium wurde aber lediglich im Hinblick auf Phosphat substituiert und ansonsten mit den ursprünglichen Nährstoffkonzentrationen hergestellt. Es lagen demnach höhere Stickstoffkonzentrationen in den substituierten Kulturen vor als in den Referenzkulturen. Wie in Versuch 2 wird auch hier erst Ammonium als Stickstoffquelle genutzt, so dass nach 7 Tagen noch große Mengen Nitrat im Medium enthalten sind. Eine Erklärung für die starken Schwankungen im Konzentrationsverlauf des Nitrats liefern der hohe pH-Wert und die Zufuhr von CO_2 . Diese Bedingungen können dazu führen, dass Nitrat zunächst in andere Stickstoffverbindungen (NH_4^+ , NH_3 , NO_2^-) umgewandelt wird, welche in diesem Versuch nicht bestimmt wurden.

Nicht nur das Stickstoffangebot, sondern auch das Phosphatangebot hat einen signifikanten Einfluss auf ein optimales Wachstum. In den ersten Tagen findet starkes Zellwachstum statt. In den folgenden Tagen flacht die Wachstumskurve ab. Gleichzeitig kommt es zu einer Lyse von Algenzellen. Infolgedessen wird das zuvor durch die Zellen aufgenommene Phosphat freigesetzt und ist wieder als Nährstoff im Kulturmedium verfügbar.

Abschließend lässt sich festhalten, dass eine Phosphatsubstitution durch Deponiesickerwasser durchaus möglich ist, jedoch mit längeren Kultivierungszeiträumen verbunden ist.

7.4 Weitergehende Wachstumskurven im Batchreaktor mit unterschiedlichen Animpfmengen

Für diesen Wachstumsversuch gelten die Randbedingungen aus Kap. 6.2. Unter der Verwendung von ASW, als ideales Nährmedium, wurde eine Wachstumskurve aufgenommen. Für jeden Ansatz werden zwei Parallelreaktoren betrieben. Den 2 % Ansatz bilden je 980 ml ASW, angeimpft mit 20 ml Algenstammlösung. In den anderen zwei Reaktoren findet die Kultivierung des 5 % Ansatzes statt.

Die Algenstammlösung ist eine Kultur, die unter den gleichen Bedingungen, wie die diskontinuierlichen Versuche gezüchtet wird, mit dem Unterschied regelmäßiger Verjüngung. Der Grund hierfür ist, jederzeit unbelastete Algen für den Start des jeweiligen Versuchs vorzuhalten. Bei der Verjüngung wird etwa ein Viertel der Suspension wieder mit ASW aufgefüllt. Hieraus resultiert eine Düngung, die das stetige Wachstum dieser Kultur fördert.

Da der Wachstumsversuch in einer diskontinuierlichen Apparatur wächst, spricht man auch von einer statischen Kultur. Eine geringfügige Abweichung vom idealen Modell stellt die Probenentnahme zur Bestimmung der optischen Dichte dar. Dies ist jedoch auf Grund der sehr geringen Menge von etwa 2 ml vernachlässigbar.

Zunächst einmal zu den Prozessparametern, welche über die Zeit konstant gehalten wurden. Die nachstehenden Abbildung II-30, Abbildung II-31 und Abbildung II-32 zeigen die Parameter Temperatur, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit über den Versuchszeitraum.

Bei dem Diagramm des Temperaturverlaufes wurde die y-Achse mit dem Toleranzbereich skaliert. Die grüne Linie markiert die optimale Wachstumstemperatur. Die Werte der 2 % Algenzugabe sind als blaue Rauten und die der 5 % Algenzugabe als pinke Dreiecke dargestellt. Die Zweite Kurve beginnt erst an Tag vier, da diese Reaktoren auch erst an

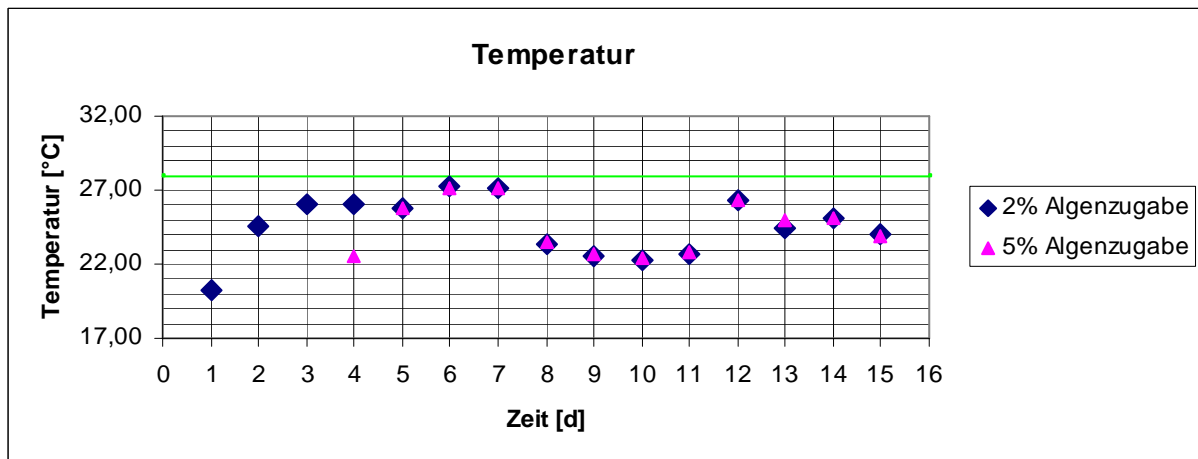


Abbildung II-30: Temperaturverlauf der Wachstumskurven.

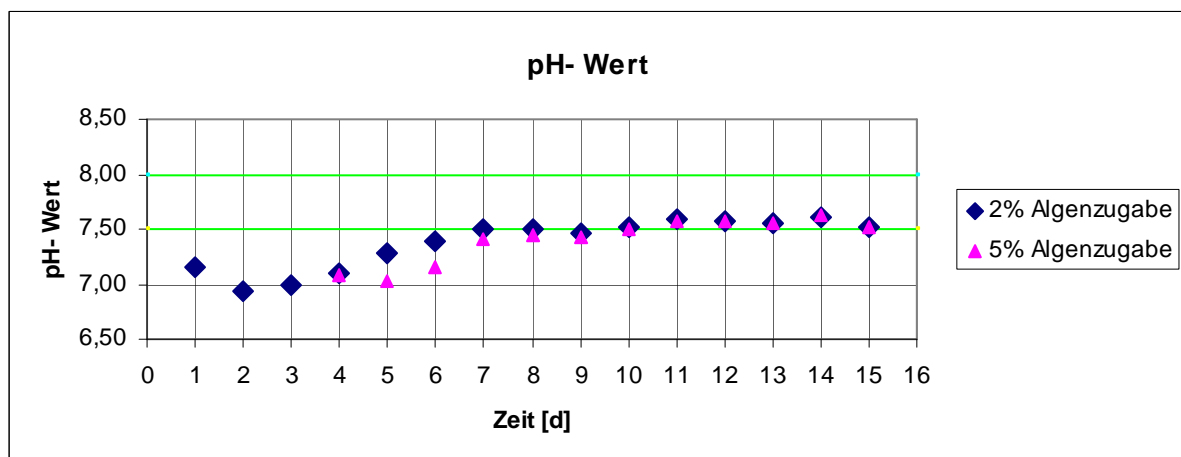


Abbildung II-31: Verlauf des pH-Wertes im Wachstumsversuch.

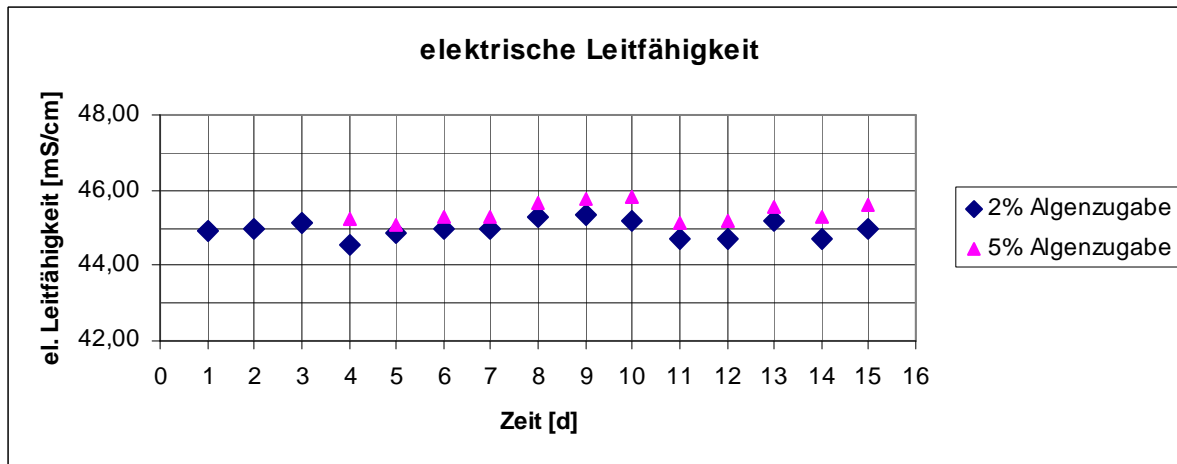


Abbildung II-32: Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit im Wachstumsversuch.

diesem Tag in Betrieb gegangen sind.

Alle Werte befinden sich somit innerhalb des Toleranzbereiches und sind zumeist etwa 3 °C unter dem Optimum. Zu dem Temperaturverlauf ist weiterhin zu sagen, dass er schwankungsbehaftet zu sein scheint. Jedoch haben die tiefen Temperaturen des jeweils ersten Wertes der Kurven ihren Ursprung in der Lagerung des ASW bei Zimmertemperatur, etwa 20 °C. An Tag acht bis elf wurden die Messungen zum Ende der Dunkelphase durchgeführt. In dieser Phase kühlen sich die Reaktoren etwas ab, da sie ausschließlich durch Abwärme der Beleuchtung beheizt werden. Da die Dunkelphase nur ein Fünftel so lang ist wie die Belichtungsphase ist der Einfluss, der gemessenen Dunkelphasentemperaturen, auf die gemittelte Durchschnittstemperatur eher gering. Mit diesem Wissen kann man von einem relativ konstanten Verlauf um die 25°C sprechen. Dieser Wert liegt mit 3°C bereits etwas unter der optimalen Temperatur, wodurch eine geringfügig verminderte Wachstumsgeschwindigkeit verursacht werden kann. Bei der Skalierung des Diagramms zum pH-Wert wurde bei der y- Achse ähnlich zu der beim Temperaturverlauf verfahren. So kennzeichnen die grünen Linien weiterhin den Optimalbereich. Von einer Darstellung des gesamten Toleranzbereiches wurde aus Gründen der Detailtreue verzichtet. Die Werte präsentieren sich nach einer anfänglichen Absenkung auf pH 6,9 zunehmend konstant. Diese Stabilisierung ist auf die Pufferwirkung des verwendeten Salzes zurückzuführen. Ab dem siebten Tag säumen die Werte sicher die untere Grenze des Optimalbereiches bei einem pH-Wert von 7,5. Demzufolge kann auch hier von einem konstanten Verlauf gesprochen werden. Des Weiteren ist mit einer nur kleinen Beeinträchtigung des Wachstums auf Grund

des pH-Wertes zu rechnen, da das Optimum immerhin im Randbereich sicher erreicht wurde. Mit einer aktiven pH-Regulierung könnte dieser Wert einerseits noch konstanter gehalten und andererseits definierter in den Optimalbereich gesteuert werden.

Die Abbildung II-32 zeigt die elektrische Leitfähigkeit des Nährmediums über der Zeit. Das Maximum der Ordinate wurde zu 48 mS/cm gewählt. Der Werte liegt leicht unterhalb einem Literaturwert von 50 mS/cm für Meerwasser (www.lenntech.de).

Dieser Graph setzt sich in sehr schwachen linearen Anstiegen um den Wert von 45 mS/cm fort. Der erste Anstieg endet an Tag drei. Daraufhin springt der Wert des vierten Tages etwas unter den Ausgangswert vom ersten Tag. Dieser Anstieg hält bis Tag sechs an, der Folgetag bleibt auf konstantem Niveau. Hiernach ist über die nächsten drei Tage ein erneuter Anstieg zu beobachten. Es folgt erneut ein Sprung nach unten, wie auch schon an Tag vier. Dieses Phänomen ist nach zwei weiteren Tagen nochmals zu erkennen. Diese geringfügige Dynamik ist darauf zurückzuführen, dass an Tag drei, sechs, zehn und 13 den Reaktoren etwas destilliertem Wasser hinzugegeben wurde. Um die Verdunstungsverluste auszugleichen und somit eine zunehmende Aufkonzentrierung des Salzgehaltes zu verhindern. Die Menge des Wassers wurde nicht abgemessen, sondern dynamisch bis auf den Füllstand vom ersten Tag hinzugegeben. Somit wurde auch dieser Parameter weitestgehend über den Versuchszeitraum konstant gehalten. Der Wert von 45 mS/cm liegt etwas unter dem des oben erwähnten Richtwerts, zählt aber immer noch deutlich zum Salzwasserbereich. Die Abgrenzung der verschiedenen Wasserarten nach Höhe der elektrischen Leitfähigkeit ist in nachstehender Tabelle II-9 aufgeführt. Einen Einfluss der etwas geringeren Leitfähigkeit auf das Wachstum ist bei diesen sehr robusten halotoleranten Organismen nicht zu erwarten.

Tabelle II-9: Elektrische Leitfähigkeit verschiedener Wasserarten.

Wasserart	elektrische Leitfähigkeit
Reinstwasser	$5,5 \cdot 10^{-5}$
Trinkwasser	0,05-0,5 mS/cm
Meerwasser	50 mS/cm

Abbildung II-33 stellt eine graphische Aufbereitung der optischen Dichte, gemessen als Extinktion über die Zeit, dar.

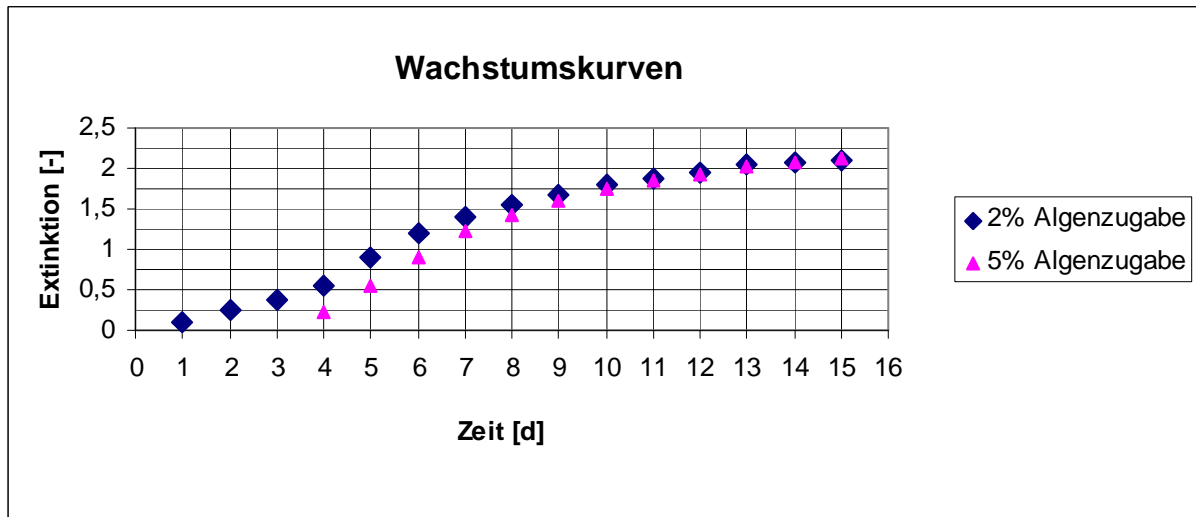


Abbildung II-33: Wachstumskurven unter Idealbedingungen.

Betrachtet man dieses Diagramm, so erkennt man, dass bei der 2 % Algenzugabe die ersten drei Tage einen annähernd linearen Verlauf aufweisen. Darauf folgt bis etwa zum zehnten Tag ein exponentieller Anstieg, der dann über die nächsten fünf Tage wieder auf ein konstantes Plateau abflacht. Bei der 5 % Algenzugabe, die erst drei Tage später angesetzt wurde, ist in der Form der Kurve kein linearer Beginn zu beobachten. Dieser Graph verhält sich vom vierten bis etwa elften Tag exponentiell und flacht dann ebenfalls auf ein konstantes Verhalten ab. Hieraus ist zu schließen, dass es sich um eine typische Wachstumskurve handeln könnte. Tag eins bis drei repräsentiert die Lag-Phase, in dieser Zeit gewöhnen sich die Organismen an die neuen Umgebungsbedingungen. Je jünger die Kultur ist, desto schneller geht dies von statten, da sich die Algen noch an keine bestimmten Bedingungen adaptiert haben und sich somit direkt auf die neue Situation einstellen können. Diese Tatsache ist jedoch keine Erklärung für den Wegfall dieser Phase bei den mit 5 % Algen angeimpften Reaktoren. Dies ist vielmehr darin begründet, dass bereits die Stammlösung für diese Kultur eine um 1,6 % höhere optische Dichte aufwies. Somit ist die absolute Anzahl der Organismen höher, und damit auch die der sofort Teilungsfähigen.

Als nächstes folgt die Log- Phase bis zum zehnten beziehungsweise elften Tag. Charakteristisch für dieses Stadium ist eine nahezu konstante Teilungsrate v . Im Anschluss ist die stationäre Phase erkennbar. Sie zeichnet sich durch ein Stagnieren der Wachstumsrate aus und ist hier bei beiden Kurven gut zu erkennen. Die Vierte, die Absterbephase, ist nicht zu beobachten, da der Versuch bereits vor dessen Eintreten abgebrochen wurde. In diesem Abschnitt würde die Dichte der Algen auf Grund von einer größeren Absterberate als Wachstumsrat abnehmen (vgl. Brauer, H. 1996 S.195ff).

In der weiteren Auswertung ist besonders der Verlauf der mit 2 % Algen angereicherten Reaktoren von Interesse, da sie die ersten drei der vier Wachstumsphasen widerspiegelt. Für diese Werte wurde eine Approximation mit Hilfe des Programms „Origin“ gemacht. Die beste Annäherung, mit einem Bestimmtheitsmaß von 99,7 %, wurde mit der Hill-Funktion erzielt. Die Hill-Funktion ist eine Weiterführung der Michaelis Menten Kinetik, die für diesen Fall in Hinblick auf die Parameter dieses Versuches angepasst wurden

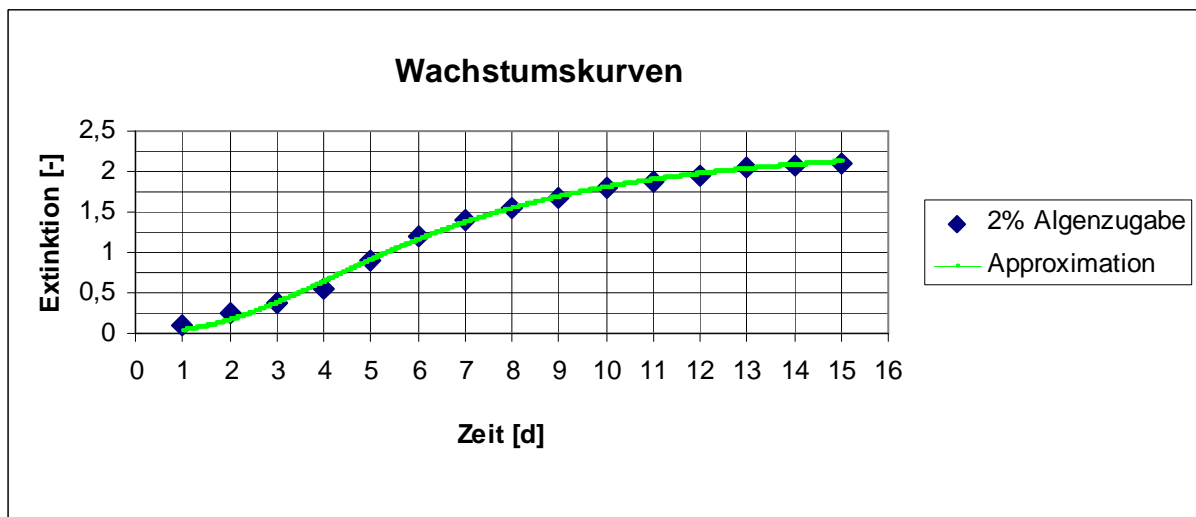


Abbildung II-34: Approximation der Wachstumskurve.

Hierzu hätte die Wachstumsgeschwindigkeit über die Substratkonzentration aufgetragen werden müssen und nicht die optische Dichte über den Versuchszeitraum. Die Abbildung II-34 zeigt die Messwerte der mit 2 % Algen angereicherten Reaktoren und die berechnete Approximation.

Die Gleichung der Hill- Funktion ist folgendermaßen:

$$y = V_{max} \frac{x^n}{x^n + k^n}$$

Die Parameter wurden zu den Werten (Tabelle II-10) ermittelt. Hierbei könnte man V_{\max} als obere Kapazitätsgrenze des Systems verstehen, die eine Extinktion von 2,39 aufweist. Der k -Wert gibt Auskunft darüber, wann die halbe Kapazitätsgrenze erreicht ist. Je kleiner dieser wird, desto schneller wachsen die Algen.

Tabelle II-10: Funktionsparameter der Hillfunktion.

Parameter	V_{\max}	K	n
Wert	2,39	6,17	2,33

Die Variable n ist ein unabhängiger Parameter, der eine Aussage über den Kurvenverlauf macht. In Abbildung II-35 sind exemplarisch einige Kurven für verschiedene n -Werte dargestellt. Bei $n=1$ wird der klassische Verlauf der Michaelis Menten Kinetik wiedergegeben. Von einem eindeutig sigmoidalen Verhalten wird ab einem Wert von $n=4$ gesprochen. Der Graph mit $n=2$ zeigt eine nicht eindeutige Mischform, die keine besondere Bezeichnung besitzt.

In Verbindung mit dem ermittelten Wert für n mit 2,33 ist ein typisch sigmoidaler Verlauf zwar zu erahnen, jedoch nicht deutlich erkennbar.

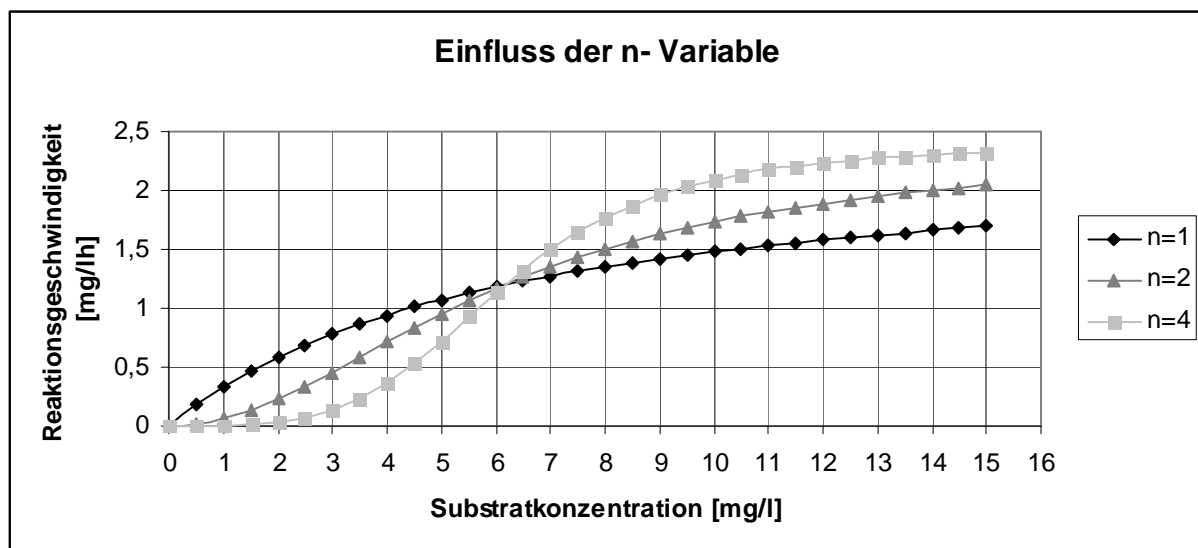


Abbildung II-35: Einfluss der Variablen auf die Hillfunktion.

Neben der Approximation des Graphen mit der Hill-Funktion wurde des Weiteren versucht aus den Messdaten eine Generationszeit g zu bestimmen. Da die Log- Phase durch eine konstante Teilungsrate v gekennzeichnet ist, kann hieraus die Generationszeit g ermittelt werden, die der Kehrwert der Teilungsrate ist. Diese Zeit gibt an, wie lange eine Verdopplung der Population dauert. Unter Verwendung der nachstehenden Formel wurde eine Berechnung in Excel durchgeführt. Die Ergebnisse sind wiederum in Tabelle II-11 aufgeführt.

$$n = \frac{\lg N - \lg N_0}{\lg 2}$$

$$\rightarrow v = \frac{n}{t}$$

$$\rightarrow g = \frac{1}{v} = \frac{t}{n}$$

Aus den rot markierten Werten wurde die Generationszeit g zu 37 Stunden gemittelt. Nach Boussiba S. 1987. S. 40 ergibt sich unter optimalen Laborbedingungen die Generationszeit zu 23 Stunden. Verglichen mit unserem Wert zeigt sich ein massiver Unterschied, was darauf hindeutet, dass unsere Prozessführung bei weitem nicht optimal ist.

Tabelle II-11: Berechnung der Generationszeit g .

Tag	N	z [-]	Δt [h]	v [1/h]	g [h]
1	0,0885				
2	0,2405	1,4423	19	0,07590987	13,2
3	0,3655	0,6038	25	0,02415338	41,4
4	0,5600	0,6156	21	0,02931216	34,1
5	0,8925	0,6724	24	0,02801772	35,7
6	1,1905	0,4156	24	0,01731848	57,7
7	1,4000	0,2339	29	0,00806411	124,0
8	1,5475	0,1445	21	0,00688155	145,3
9	1,6810	0,1194	24	0,00497418	201,0
10	1,7930	0,0931	24	0,00387732	257,9
11	1,8785	0,0672	24	0,00280023	357,1
12	1,9595	0,0609	22	0,00276838	361,2
13	2,0400	0,0581	26	0,00223398	447,6
14	2,0840	0,0308	25	0,00123145	812,1
15	2,1110	0,0186	23	0,00080745	1238,5
	Mittelwert=	0,6306		Mittelwert=	37,1

Offensichtliche Abweichungen stellen die im Mittel um 3 °C geringere Temperatur und auch der etwas kleinere pH-Wert von 7,5 dar. Des Weiteren muss eine unzureichende Durchmischung des nur von einer Seite beleuchteten Systems in Betracht gezogen werden. Als Folge sinkt für einen Großteil der Organismen die Verweilzeit in Nähe der Lichtquelle.

Zudem könnte es zu Verschattungseffekten, durch die lichtseitig intensiver grünen Organismen, kommen. Die Summe der Abweichungen macht es durchaus plausibel, dass sich die Generationszeit um das 1,5 fache verlängert.

7.5 Phosphatsubstitution durch Deponiesickerwasser mit Verdünnung

Die Realisierung des Versuches erfolgte ebenfalls im Batchverfahren. Zunächst berechnet man, wie viel Phosphat in 70 mg/l KH_2PO_4 enthalten ist. Der zweite Schritt ist die Ermittlung der theoretischen Deponiesickerwassermenge für einen 100 % Phosphatersatz. Die folgende Rechnung führt dies exemplarisch durch.

$$\frac{70 \frac{\text{mg}}{\text{l}} \text{KH}_2\text{PO}_4}{(39,1 + 2 * 1 + 31 + 4 * 16)} (31 + 4 * 16) = 48,86 \frac{\text{mg}}{\text{l}} \text{KH}_2\text{PO}_4 - \text{PO}_4$$

$$\frac{48,86 \frac{\text{mg}}{\text{l}} \text{KH}_2\text{PO}_4 - \text{PO}_4}{39,4 \frac{\text{mg}}{\text{l}} \text{PO}_4} = 1,24 \text{ l/l}$$

Aus der Berechnung folgt, dass für 100 % Phosphatersatz 1,24 l Deponiesickerwasser je Liter Nährmedium benötigt würden. In der praktischen Umsetzung müsste hierzu das Sickerwasser soweit eingedampft werden, bis es mindestens eine Konzentration von 48,86 mg/l PO_4 , wie auch das ASW, aufweist. Diese Methode findet hier keine Anwendung. Stattdessen beschränkt man sich auf den 50 % und den 75 % Phosphatersatz Versuch. Durch die Hinzugabe von einem Viertel beziehungsweise der Hälfte KH_2PO_4 , nach idealem Rezept, wurde allen Reaktoren gleich viel Phosphat zur Verfügung gestellt. Für jedes der drei Medien, ASW, 50 % Ersatz und 75 % Ersatz, wurden jeweils Parallelreaktoren angesetzt. Die Ansätze mit ASW dienen dem Vergleich mit den Ersatzmedien. Für diese ergibt sich eine Zusammensetzung entsprechend Tabelle II-12.

Im Anschluss wurde jeder Reaktor mit 900 ml Nährmedium gefüllt und für eine Stunde begast, gefolgt von der Zugabe von 100 ml Algenstammlösung.

Tabelle II-12: Zusammensetzung des 50 % und 75 % Phosphatersatzes.

Nährstoff	Nährmedium	
	50 % Phosphatersatz	75 % Phosphatersatz
Deponiesickerwasser	620 ml	930 ml
KH ₂ PO ₄	0,035 g	0,0175 g
KNO ₃	1,000 g	1,000 g
Na ₂ EDTA	0,019 g	0,019 g
Mikroelementelösung	1 ml	1 ml
Salz	32,0000 g	32,0000 g
destilliertes Wasser	367,5 ml	57,75 ml

Die nun insgesamt sechs Reaktoren wurden alle drei Tage mit jeweils 100 ml destilliertem Wasser aufgefüllt. Woraufhin sich der Füllstand von etwa einem Liter in Rahmen der Messgenauigkeit wieder einstellte.

Für die Auswertung des Experimentes werden erst einmal die Umgebungsbedingungen betrachtet. Für den Parameter Temperatur ist zu sagen, dass der Verlauf weitestgehend der Charakteristik aus dem vorherigen Wachstumsversuch (Abbildung II-30) entspricht.

Sie liegt nahezu konstant bei etwa 25,5 °C. Auf eine neuerliche Darstellung und Erläuterung wird an dieser Stelle verzichtet. In den folgenden Diagrammen ist die ASW-Vergleichslösung als Nullprobe durch blaue Rauten dargestellt. Die Kurve des 50 % Phosphatersatz ist durch pinke Dreiecke und der 75 % Phosphatersatz mit gelben Quadraten wiedergegeben. Auch der pH-Wert-Verlauf zeigt keine nennenswerten Abweichungen im Vergleich zum Wachstumsversuch. Bis auf die Besonderheit, dass an Tag eins zwei Messwerte pro Kurve aufgezeichnet wurden. Diese sind die Werte vor und nach der einstündigen Begasung. Während der Begasung mit CO₂ sinkt der pH-Wert zunächst ab, um über die nächsten Tage wieder anzusteigen. Des Weiteren ist anzumerken, dass vor allem der Bereich, von Tag sieben bis 15 deutlich im Optimalbereich liegt. Das trifft jedoch nur auf die Messpunkte mit Deponiewasserzugabe zu (Abbildung II-36). Bei den letzten sechs Werten ist einerseits ein

deutlicher Abfall und andererseits einen Annäherung der Messwerte der verschiedenen Kurven zu beobachten. Dieses Verhalten ist eine Folge der Verdünnung, welches bei der elektrischen Leitfähigkeit noch besser zu beobachten ist, und auch dort näher erläutert wird.

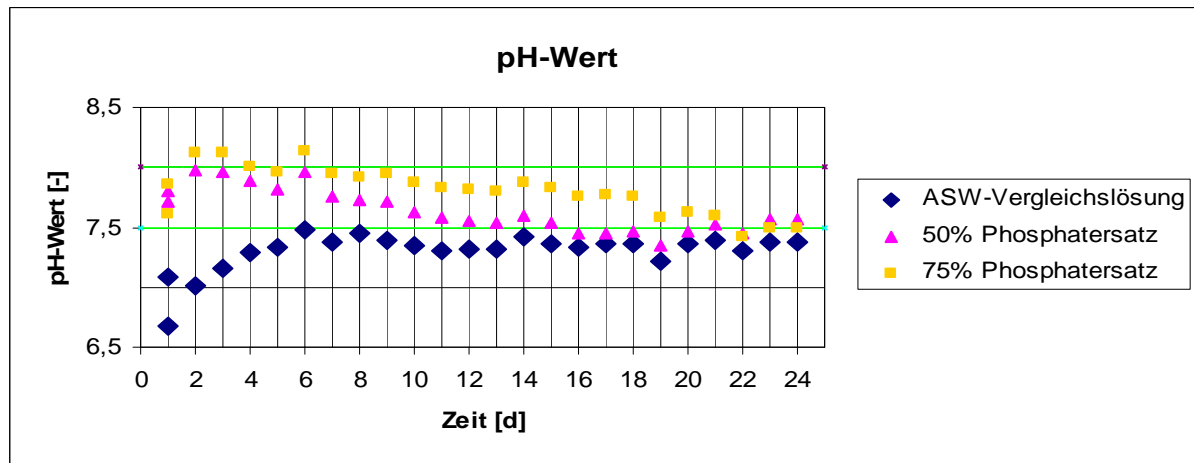


Abbildung II-36: Verlauf des pH-Wertes beim Phosphatersatz mit Verdünnung.

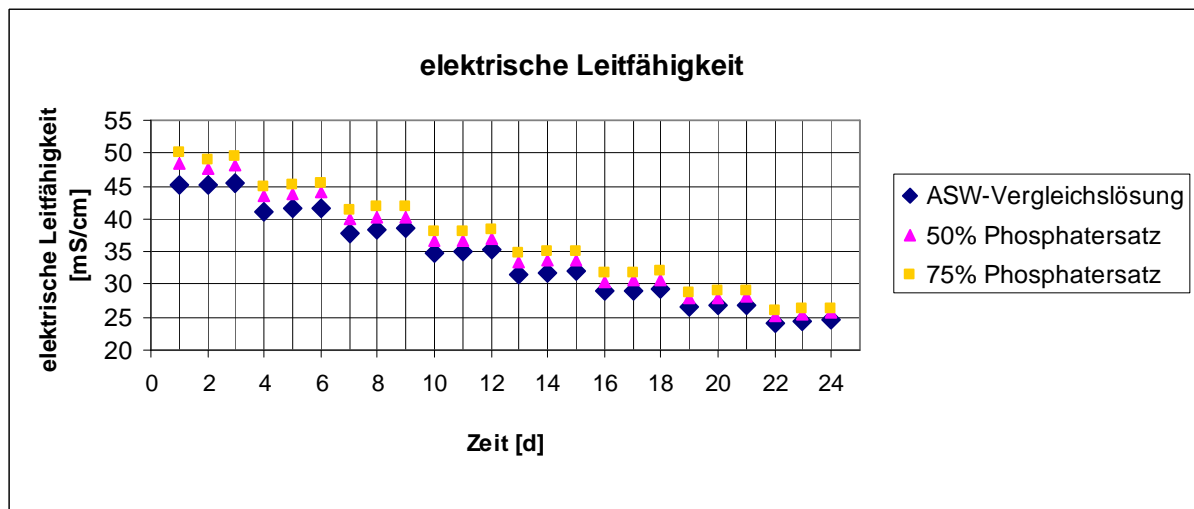


Abbildung II-37: Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit beim Phosphatersatz mit Verdünnung.

Die Abbildung II-37 zeigt die gemessenen Werte der elektrischen Leitfähigkeit über den Untersuchungszeitraum. Es ist eine deutliche Gliederung in Blöcke von jeweils drei Tagen zu erkennen. Diese Blöcke sind selbst konstant und nehmen stufenweise um drei bis vier mS/cm ab. Zu Beginn des Untersuchungszeitraums decken die Kurven einen Bereich von 50 mS/cm (75 % Phosphatersatz) bis 45 mS/cm (Vergleichslösung) ab. Bei genauerer

Betrachtung fällt des Weiteren auf, dass die Werte der verschiedenen Medien sich mit der Zeit immer weiter annähern, sodass sie schließlich alle nahe der 25 mS/cm liegen. Wie bereits beim pH-Wert zu beobachten war, sind auch hier die absoluten Wert mit Zunahme des Deponiesickerwasseranteils etwas höher. Dieses Verhalten liegt in der höheren Ionenkonzentration des Sickerwassers und der gleichzeitigen Aufsalzung aller Nährmedien mit 32 g/l Salz begründet. Die treppenstufenähnliche Abnahme ist durch die Verdünnung mit 100 ml destilliertem Wasser alle drei Tage zu erklären. Hieraus resultiert auch die Angleichung der verschiedenen Kurvenwerte.

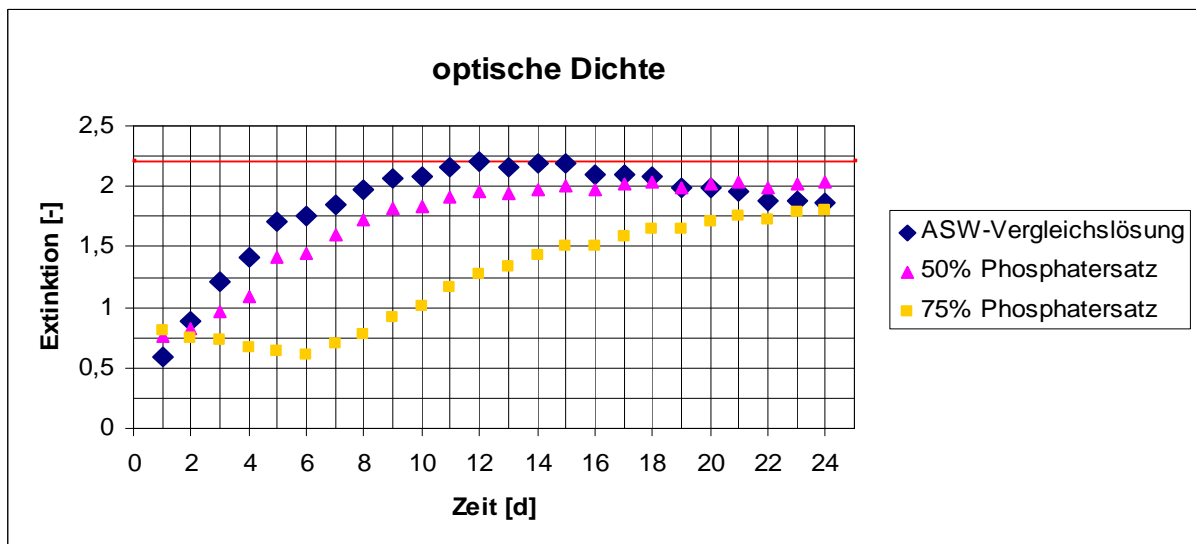


Abbildung II-38: Optische Dichte beim Phosphatersatz mit Verdünnung.

Betrachtet man nun den Verlauf der optischen Dichte in Abbildung II-38, so ist ein tendenziell ähnliches Verhalten der Kurven ASW-Vergleichslösung und 50 % Phosphatersatz zu erkennen. Sie steigen zunächst logarithmisch an und flachen dann auf ein konstantes Niveau ab. Hierbei ist anzumerken, dass die Vergleichslösung nach dem Erreichen der Kapazitätsgrenze an Tag 15 mit jeder weiteren Verdünnung abnimmt. Zur besseren Einordnung der Daten wurde in dem Diagramm mit einer roten Linie, die in Kap. 7.4 größte gemessene Extinktion von 2,2 eingezeichnet. Über die letzten neun Tage ist auch keine Steigung in den Blöcken mehr zu beobachten. Bei dem Nährmedium mit 50% Phosphatersatz ist weder ein Abfallen nach Erreichen der Kapazitätsgrenze noch ein konstanter Verlauf innerhalb der Blöcke über die letzten neun Tage abzulesen. Der Maximalwert liegt jedoch

geringfügig unter dem des reinen ASWs. Die Kurve mit 75 % Phosphatersatz verläuft grundsätzlich anders als die vorherigen. Bis zum sechsten Tag ist ein annähernd lineares Absinken der Extinktion zu entnehmen. Daraufhin ist auch bei diesem Graph eine Log-Phase zu beobachten. Die stationäre Phase könnte man auf die letzten beiden Tage beschränken. Diese Werte liegen wiederum unterhalb der Maxima der anderen beiden Kurven. Die letzten neun Tage der Vergleichslösung erzeugen den Eindruck das Wachstums- und Absterberate gleich sind. Dies könnte ein Anzeichen von Substratmangel sein, der durch die regelmäßige Verdünnung noch verstärkt wird. Die letzten neun Werte des 50 % Phosphatersatzmediums zeigen immer noch ein geringfügiges Wachstum, wodurch eine weiterhin ausreichende Nährstoffversorgung vermutet werden kann. Auf diesen Aspekt wird später bei der Auswertung der Nährstoffkonzentrationen eingegangen.

Mit steigendem Deponiesickerwasseranteil wird die Kapazitätsgrenze immer weiter herabgesetzt. Dieser Effekt deutet auf wachstumshemmende Stoffe wie beispielsweise Schwermetalle hin. Tabelle II-13 kann diese Vermutung jedoch teilweise entkräften. Die Auflistung zeigt sowohl die nachgewiesenen Konzentrationen der aufgeführten Schwermetalle als auch die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung.

Tabelle II-13: Einordnung der Schwermetallkonzentrationen.

Schwermetall	Konzentration im Deponiesickerwasser [mg/l]	Grenzwerte nach Trinkwasserverordnung [mg/l]
Eisen	0,85	0,20
Kupfer	0,08	2,00
Zink	0,03	2,00
Nickel	0,11	0,02
Blei	0,13	0,01

Beim Vergleich der Werte fällt auf, dass die nachgewiesenen Konzentrationen für Kupfer und Zink sogar die Anforderungen an Trinkwasser erfüllen (www.gesetze-im-internet.de). Die

Schermetalle Eisen, Nickel und Blei überschreiten jedoch die oberen Grenzwerte. Um die Auswirkung der verschiedenen Schwermetallkonzentrationen genauer zu verstehen, sind hier weiterführende Untersuchungen sinnvoll (s. Kap. 7.11).

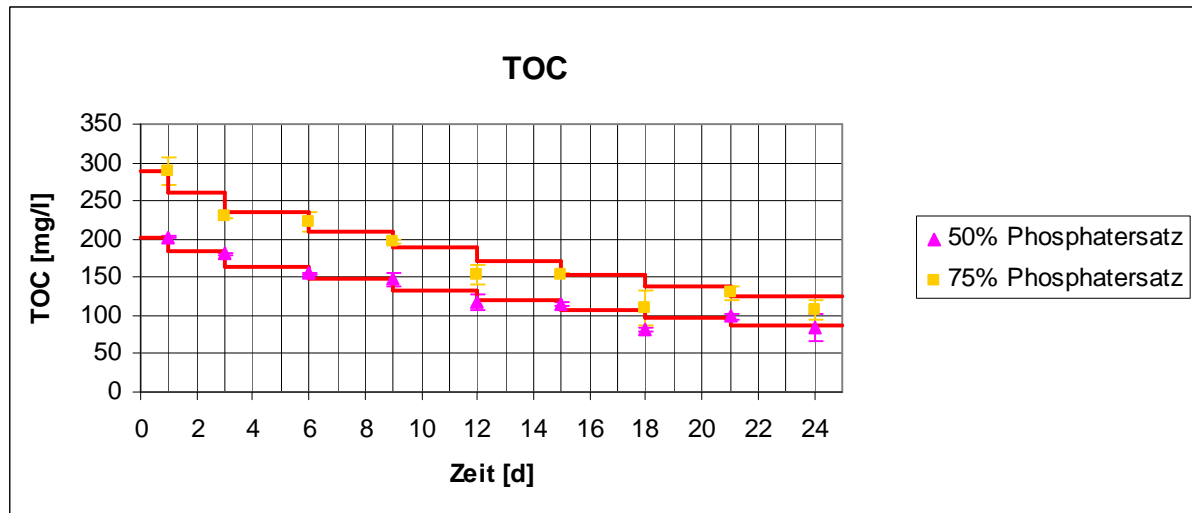


Abbildung II-39: TOC-Konzentrationsverlauf beim Phosphatersatz mit Verdünnung.

Der folgende Abschnitt widmet sich den Nährstoffkonzentrationen. Abbildung II-39 zeigt die TOC- Konzentration über den Versuchszeitraum. Eine ASW- Vergleichslösungskurve gibt es für diesen Parameter nicht, da das ASW keinen gelösten organischen Kohlenstoff enthält. Die Messdaten sind als Mittelwert mit Fehlerbalken dargestellt. Der Verlauf der Konzentrationen, die ausschließlich aus der Verdünnung resultieren, sind jeweils in Rot angegeben. Als Grundlage für diese Berechnung wurde jeweils der erste gemittelte Datenpunkt verwendet.

Erwartungsgemäß ist die Konzentration bei dem 75 % Ersatzes durchweg höher als beim 50 % Ersatz und die Werte nehmen mit der Zeit ab. Weiterhin liegen sie alle unter der Kurve der ausschließlichen Verdünnung. Sehr auffällig ist der Messwert von Tag 18, der deutlich kleiner ist, was auf einen Messfehler hindeutet. Ebenfalls nicht erwartungsgemäß ist der marginale Abbau von Tag zwölf zu 15. Bei genauer Betrachtung der Kurve mit 50 % Phosphatersatz sind ebenfalls diese beiden Bereiche in gleicher Verhaltensweise auffällig.

Die Tatsache, dass alle Werte unter der Verdünnungsvergleichskurve liegen, zeigt dass ein biologischer Abbau von Kohlenstoff vonstattengegangen ist.

Eine Ursache für den sehr geringen Unterschied zwischen Tag zwölf und 15 könnte die geringe Wachstumsrate bei bereits recht hoher Kapazitätsauslastung sein. An Tag 18 ist der Minderbefund vermutlich einem systematischen Fehler geschuldet, auch wenn die Standardabweichung beim 75 % Ersatz verhältnismäßig groß ist.

Neben Kohlenstoff ist Stickstoff ein gleichermaßen wichtiger Nährstoff für das Wachstum. In Abbildung II-40 ist der Nitratgehalt über die Zeit aufgetragen. Auch für diese Daten wurden die Werte der reinen Verdünnung berechnet. Diese Daten verglichen mit den nachgewiesenen Konzentrationen zeigen, dass die in den Proben vorliegenden Konzentrationen die Verdünnungskurve immer unterschreiten. Auch für die anderen Nährstoffkonzentrationen ist diese Beobachtung zu machen. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind diese Stufengraphen in den nachstehenden Diagrammen nicht mehr dargestellt.

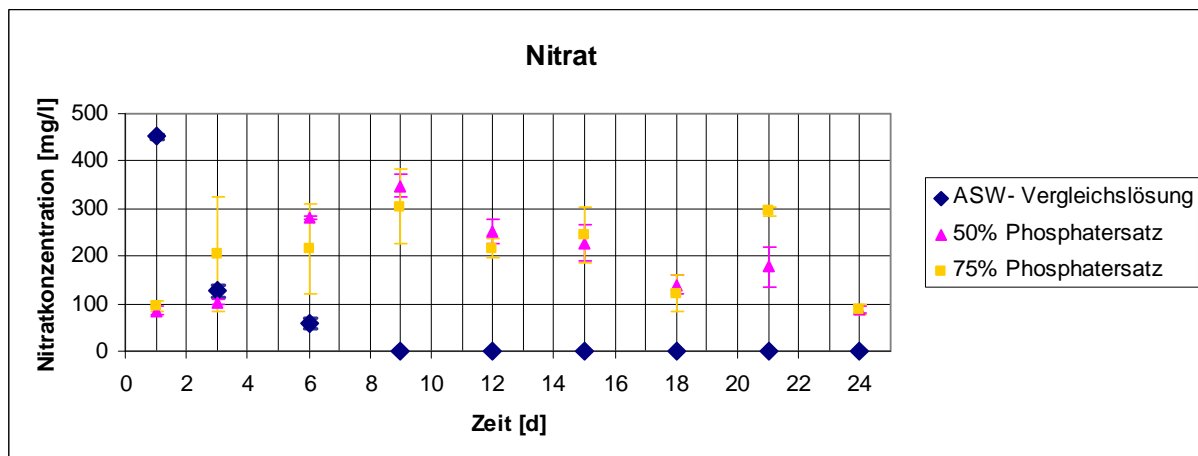


Abbildung II-40: Nitratkonzentrationsverlauf beim Phosphatersatz mit Verdünnung.

Die Konzentration im ASW-Vergleichsmedium verläuft exponentiell abfallend und weist nur sehr geringe Standardabweichungen auf. Die beiden Kurven mit Phosphatersatz zeigen einen Anstieg der Konzentration bis zum neunten Tag und fallen dann bis Tag 24 wieder auf den Anfangswert von knapp 100 mg/l ab. Eine Ausnahme zeigt hier Tag 21, an dem die Werte deutlich zu groß sind. An dieser Stelle ist von einem Messfehler auszugehen, weshalb diese Daten in der weiteren Auswertung nicht verwendet werden.

Der wellenförmige Verlauf der Graphen mit Phosphatersatz ist damit zu erklären, dass Nitrat nicht die einzige Stickstoffquelle ist, denn im System ist ebenfalls Ammonium enthalten. Mit

ständiger CO₂ Begasung wird sowohl das Ammonium zu Nitrat nitrifiziert, als auch von den Organismen abgebaut.

Phosphor stellt in den meisten Systemen den limitierenden Faktor dar. Für Pflanzen ist es am besten als Phosphat in gelöster Form verfügbar. Abbildung II-41 zeigt die Phosphatkonzentration ebenfalls im Zeitverlauf. Weiterhin ist die untere Nachweisgrenze des Testes (1,5 mg/l) in Form einer roten Linie eingezeichnet.

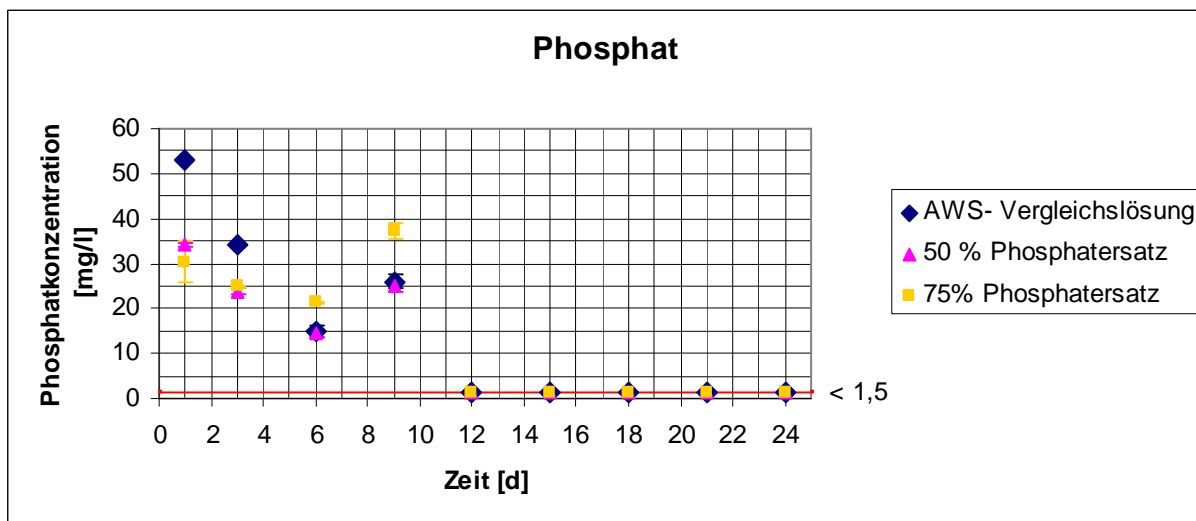


Abbildung II-41: Phosphatkonzentration beim Phosphatersatz mit Verdünnung.

Alle drei Kurven weisen einen annähernd exponentiell abnehmenden Verlauf auf. Sehr auffällig ist die Lage der drei Datenpunkte am ersten Tag. Indem die Konzentration des 50 % Ersatzes über der des 75 % Ersatz liegt, zumal nach Zusammenstellung der Medien drei alle dieselbe Phosphatkonzentration ausweisen müssten. Bemerkenswert sind ebenfalls die Konzentrationen von Tag neun. Sie sind deutlich höher als es der Gesamteindruck erwarten ließ. Ab dem zwölften Tag liegen die Konzentrationen durchweg unterhalb der Nachweisgrenze des Testes.

Die Streuung der Werte am ersten Tag kann durch ein Binden des KH₂PO₄ an die Partikel im Deponiesickerwasser begründet sein. Sieht man vom neunten Tag ab, so verhält sich die Phosphatkonzentration erwartungsgemäß. Sie fällt mit großer Geschwindigkeit bis auf sehr kleine Konzentrationen ab und spiegelt so die Eigenschaft des limitierenden Nährstoffes sehr gut wieder.

In Bezug auf die optische Dichte ist nach der Auswertung der Nährstoffkonzentrationsverläufe die Vermutung für die ASW- Reaktoren zu bestätigen. Etwa ab Tag neun liegen Nitrat und Phosphat nur noch in äußerst geringen Mengen vor. Dies und die zusätzliche Verdünnung erklärt den Abfall nach Erreichen der Kapazitätsgrenze auf Grund von Substratmangel sehr gut. Auch die These, dass die Phosphatersatzmedien von sich aus mehr Substrat zur Verfügung stellen ist besonders im Hinblick auf Nitrat zu bestätigen.

7.6 Phosphatsubstitution durch Deponiesickerwasser ohne Verdünnung

Der Versuchsaufbau aus Kap. 7.5 wurde mit einer kleinen Änderung in der Durchführung noch einmal wiederholt. Also zum einen eine 50 % Phosphatersatz- und zum anderen eine 75 % Phosphatersatznährlösung. Der Unterschied liegt im Verzicht auf die regelmäßige Verdünnung. Das Ersetzen der Verdunstungsverluste fand durch Auffüllen der Reaktoren mit destilliertem Wasser bis zum jeweiligen Füllstand statt und bewirkte auf der anderen Seite starke Schwankungen in der elektrischen Leitfähigkeit. Bei dieser Versuchsführung kommt es dazu, dass durch die regelmäßige Probenahme die Füllmenge mit der Zeit stark abnimmt.

Im Folgenden sind zunächst die aufgenommenen Daten der Randbedingungen dargestellt. Die Reaktoren werden jeweils so lange betrieben bis sich ein konstanter Zustand der optischen Dichte einstellt. Daher verfügt das Vergleichsmedium nur bis zum zehnten Tag über Datenpunkte. Die Reaktoren mit dem 50 % Phosphatersatz wurden nach Tag 14 abgebrochen, wohingegen die 75 % Ersatzreaktoren 25 Tage lang gelaufen sind.

In Abbildung II-42 ist der Temperaturverlauf eingezeichnet, der die aus bereits bekannten Gründen (vergleiche Kap. 7.5) niedrigen Startwerte aufweist. Im Weiteren ist der Verlauf aller drei Kurven, wie auch schon in den vorausgegangenen Versuchen, schwankend und liegt im Mittel wiederum bei etwa 25 °C. Abweichend hiervon zeigt sich lediglich der Bereich ab dem 17 Tag. Es ist ein deutlicher Sprung der Werte nach unten zu sehen.

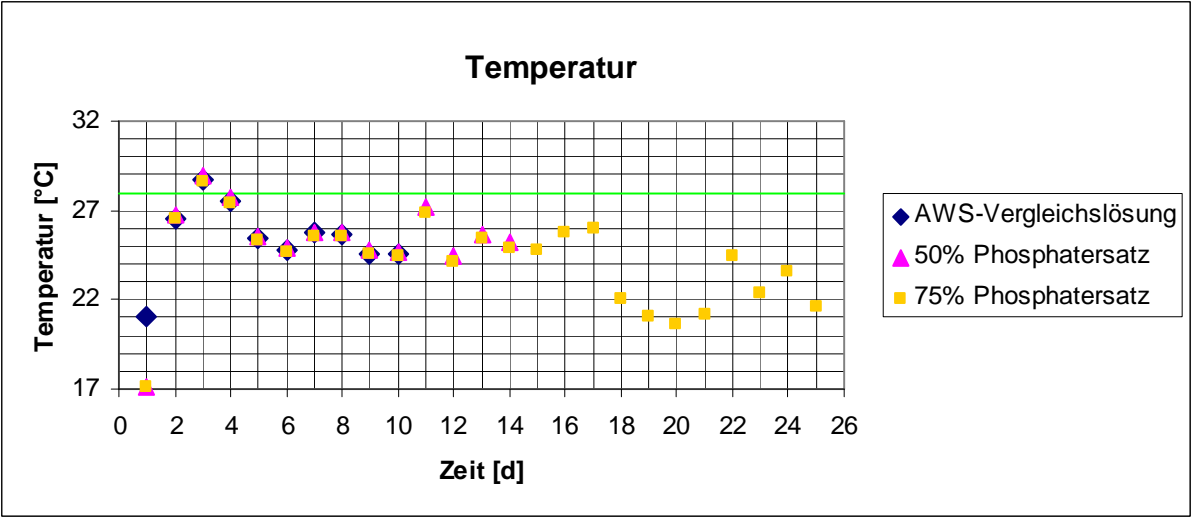


Abbildung II-42: Temperaturverlauf beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.

Die Temperaturschwankungen bleiben weiter zu beobachten. Das Verhalten bis zum Tag 17 wurde bereits in den vorangegangenen Versuchen erläutert. Der Sprung liegt am Erhebungszeitpunkt der Daten und zum anderen hat das immer kleiner werdende Volumen einen Einfluss auf die Speichereigenschaften.

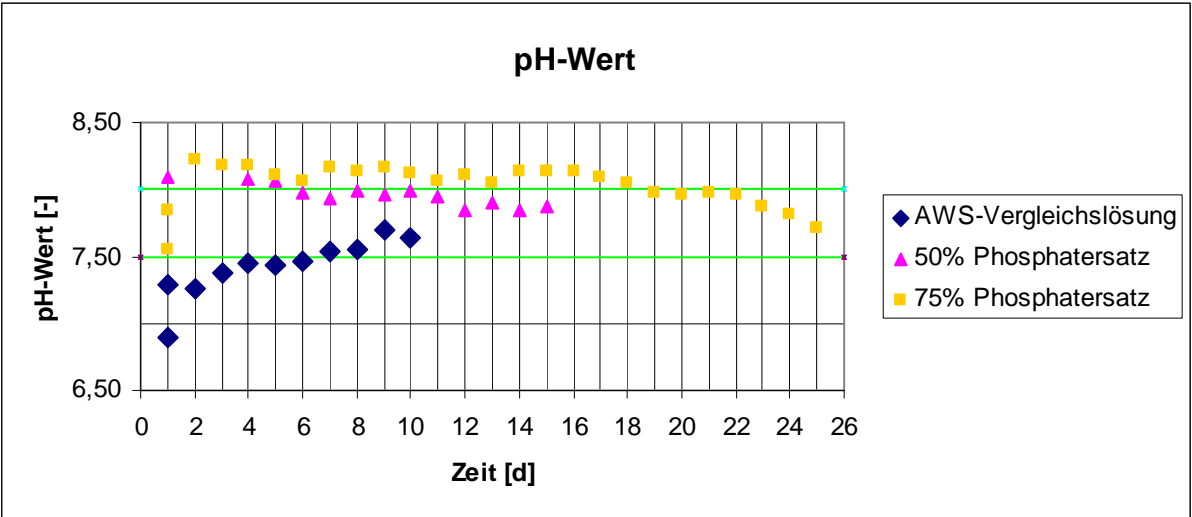


Abbildung II-43: Verlauf des pH-Wertes beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.

Abbildung II-43 zeigt den Verlauf des pH-Wertes. An Tag eins beschreibt der jeweils höhere Wert der Messreihe den pH-Wert vor der Begasung. Der übrige Verlauf ist analog zu dem vorherigen Versuch. Für die ASW- Vergleichslösung und den 50 % Ersatz liegen die Werte im Optimalbereich. Auffällig ist, dass der pH-Wert des 75 % Ersatzes über die letzten vier Tage

abnimmt. Dies kann ebenfalls auf die kleiner werdende Flüssigkeitsmenge im Reaktor zurückgeführt werden. Hieraus folgt eine zunehmend schlechtere Pufferwirkung gegenüber dem eingeleiteten CO₂.

Abbildung II-44 zeigt die elektrische Leitfähigkeit der verschiedenen Nährmedien. Diese Darstellung unterscheidet sich sehr stark von der aus dem Versuch mit Verdünnung. So verlaufen die Messpunkte nahezu konstant. Hiervon weicht lediglich der Zeitraum ab dem 18. Tag ab. Zunächst ist eine Erhöhung des Salzgehaltes zu beobachten, die an Tag 20 durch Zugabe von destilliertem Wasser abgefangen wurde. In den letzten fünf Tagen ist dieses Phänomen deutlich an den Werten der elektrischen Leitfähigkeit zu beobachten. Begründet ist dies wiederum in der sehr geringen Füllmenge der Reaktoren. Somit kann man sagen, dass die Parameter Temperatur, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit weitestgehend konstant gehalten werden können.

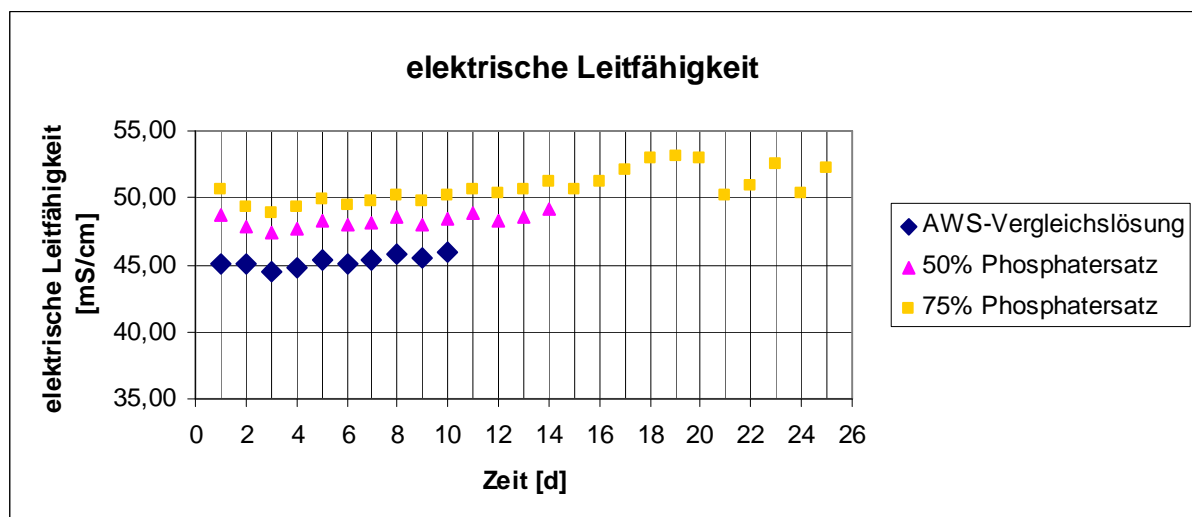


Abbildung II-44: Verlauf der elektrischen Leitfähigkeit beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.

Bei der Betrachtung der optischen Dichte in Abbildung II-45 bewegen sich die Werte der ASW-Vergleichslösung erwartungsgemäß und entsprechen der Log-Phase. Nach vier Tagen konstanten Verhaltens ist die Log-Phase auch bei den Reaktoren mit 50 % Phosphatersatz zu beobachten, bis die optische Dichte schließlich auf einem Niveau von 1,6 stagniert. Bei der 75 % Ersatzlösung ist wiederum das anfängliche Absinken auf knapp 0,5 zu sehen. Im Anschluss steigen die Werte ebenfalls an. Auffällig sind besonders die Werte ab Tag 18. Sie weichen stark von der Erwartung ab, bis schließlich ein Maximalwert von 1,8 erreicht wird.

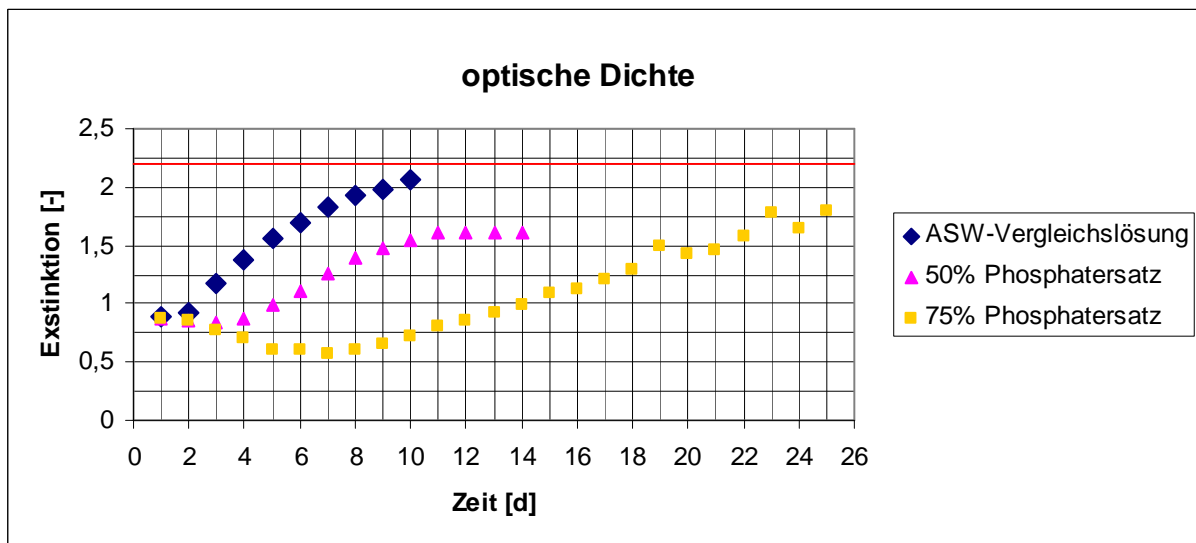


Abbildung II-45: Optische Dichte beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.

Auf Grund der Tatsache, dass die geringe Füllmenge bereits die beschriebenen Parameter beeinflusst hat, wird davon abgesehen, diese Werte in die Auswertung mit einzubeziehen.

Unter diesen Umständen betrachtet man den Wert von Tag 18 mit einer Extinktion von 1,2 als Maximum. Folglich ist das Wachstum des 50 % Ersatzes um etwa 30 % geringer als der ASW- Vergleich und der 75 % Ersatz ist sogar knapp 50 % geringer. Im Vergleich hierzu sind die Maxima aus Kap. 7.5 mit einer Extinktion um die 1,9 deutlich höher. Dies bestätigt die Vermutung, dass der Sickerwasseranteil eine Wachstumshemmung auslöst. Neben inhibierenden Stoffen kann Licht ebenfalls ein limitierender Faktor sein. Die Nährlösungen mit Phosphatersatz sind deutlich dunkler als das ASW. Demzufolge wird das Licht bereits durch die Phosphatersatzmedien an der Reaktormantelfläche stark absorbiert und erreicht nicht mehr die lichtquellenferneren Bereiche.

Zur Verdeutlichung zeigt die Abbildung II-46 die verschiedenen Nährlösungen während der Begasung ohne Algen (oben) und die Reaktoren mit Algenmasse (unten).

Mit dieser Abbildung kann auch die höhere Kapazitätsgrenze im Versuch 7.4 begründet werden. Mit steigender Verdünnung wird das Nährmedium immer lichtdurchlässiger und die Algen werden trotz steigender Organismendichte besser mit Licht versorgt.



Abbildung II-46: Lichtverfügbarkeit in den verschiedenen Nährmedien.

Nun werden die Nährstoffkonzentrationen analysiert. Abermals begonnen mit dem TOC Gehalt über den Untersuchungszeitraum (Abbildung II-47). Im Gegensatz zu dem Versuch mit Verdünnung ist bei diesen Konzentrationen kein eindeutiger Trend zu beobachten. Bei dem 50 % Ersatz schwanken die Werte von einem Bestimmungstag zum nächsten zwischen knapp 190 mg/l und 130 mg/l TOC. Bei genauerem Hinsehen ist eine leichte Verringerung der Amplitude sichtbar. Die Standardabweichung ist durchweg sehr klein.

Anders hierzu präsentieren sich die Messdaten aus dem 75 % Ersatz. Sie beginnen bei einer Konzentration von 280 mg/l TOC und zeigen dann bis Tag zehn eine fallende Tendenz bis etwa 210 mg/l TOC auf. Im weiteren Verlauf steigt der Wert zunächst bis Tag 19 an und sinkt anschließend wieder ab. Die letzten beiden Konzentrationen zeigen wieder einen minimalen Anstieg. Des Weiteren ist anzumerken, dass die Werte von Tag 19 und 25 einen recht großen Fehlerbalken tragen. Aus diesen Daten sind keine sicheren Aussagen zu tätigen.

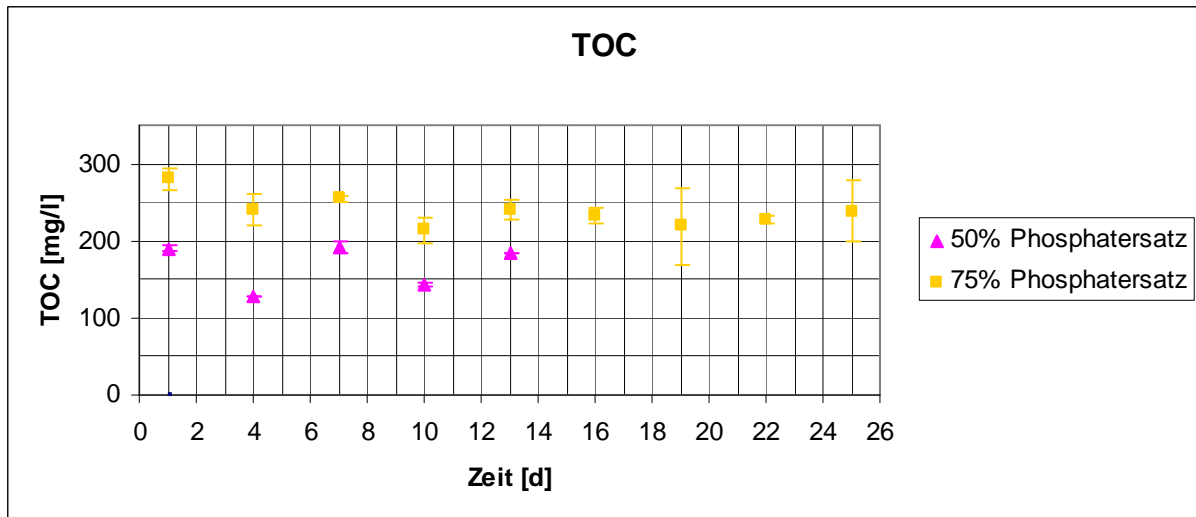


Abbildung II-47: TOC-Konzentrationsverlauf beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.

Aus diesem Diagramm ist abzulesen, dass die Algen unter diesen Bedingungen nur einen sehr geringen Abbau an organischem Kohlenstoff betreiben. Dies könnte Aufschluss über die Abbaubarkeit der vorliegenden Verbindungen geben.

Neben dem TOC Gehalt wurden auch noch die Nitrat- und Phosphatkonzentrationen ermittelt. Die Ergebnisse sind in den Diagrammen aus Abbildung II-48 und Abbildung II-49 dargestellt.

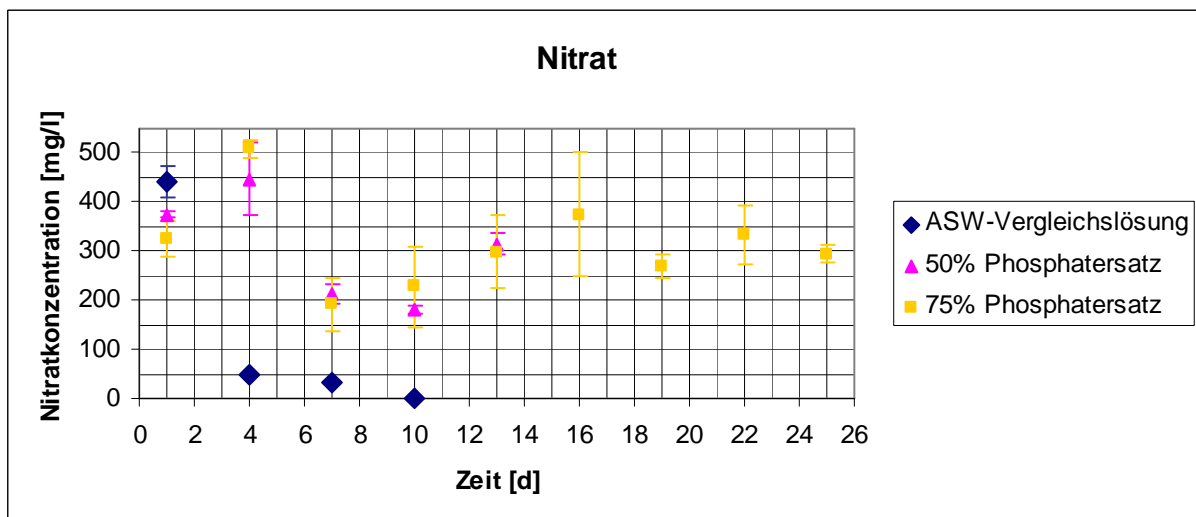


Abbildung II-48: Nitratkonzentrationsverlauf beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.

Der Verlauf der Nitratkonzentration des idealen Nährmediums zeigt ein typisch abfallendes Verhalten über die Zeit. Im Gegensatz hierzu weisen die beiden Phosphatersatzmedien den

bereits in Kap. 7.5 beschriebenen Berg auf. Am vierten Tag wird der Startwert der Vergleichslösung jeweils von den Phosphatersatzmedien überschritten. Über die Zeit nimmt die Konzentration bis Tag zehn beim 50 % Ersatz und Tag sieben beim 75 % Ersatz beider Kurven wieder ab. Jedoch liegen die Werte weiterhin deutlich über denen der Vergleichslösung. Nachfolgend entwickelt sich ein weiterer Berg, der aber ein geringeres Maximum aufweist als der Erste. Ab Tag 16 pendeln die Konzentrationen beim 75 % Ersatz wiederum um die 300 mg/l Nitrat.

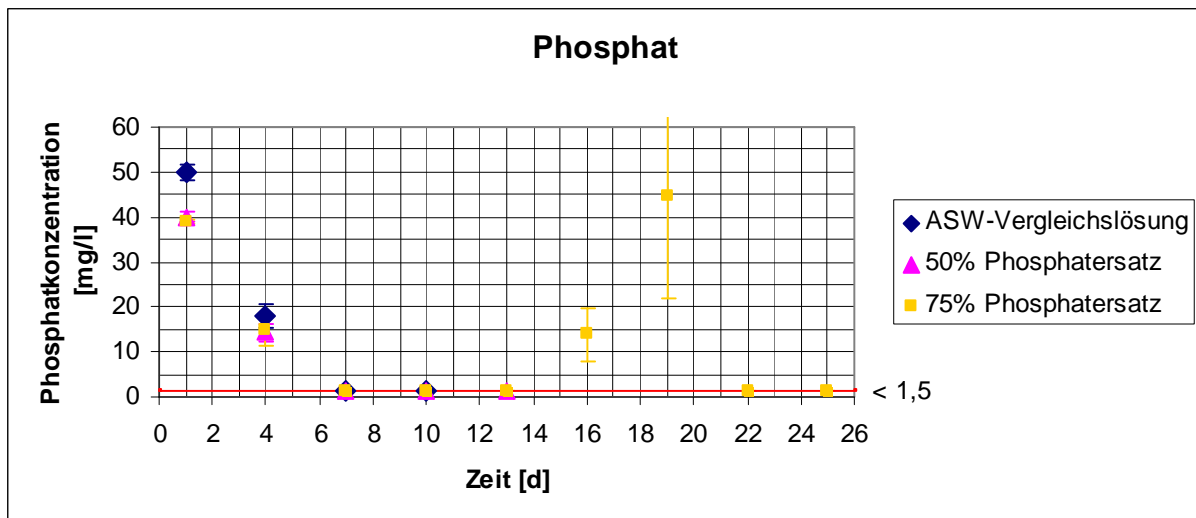


Abbildung II-49: Phosphatkonzentrationsverlauf beim Phosphatersatz ohne Verdünnung.

Bei der Betrachtung des Phosphatkonzentrationsverlaufs ist am ersten Tag besonders auffällig, dass der Wert der Vergleichslösung mit 50 mg/l deutlich über den Ersatzlösungskonzentrationen liegt. Diese liegen bei etwa 38 mg/l Phosphat. Ursachen hierfür sind, wie auch schon in Kap. 7.5, in einer Bindung des KH_2PO_4 an den Partikeln im Sickerwasser zu sehen. Eine weitere Möglichkeit die unterschiedlichen Phosphatstartkonzentrationen zu begründen, könnte eine chemische Reaktion sein, die das Phosphat als Niederschlag ausfallen lässt. In Abbildung II-50 ist ein Reaktor im Betrieb mit einem grauen Niederschlag abgebildet.



Abbildung II-50: Grauer Niederschlag am Reaktor.

Weitere Abweichungen liegen an Tag 16 und 19 vor. Ansonsten gleicht der Verlauf einem exponentiellen Abbau. Ab dem siebten Tag liegen die Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze des Testes. Die beiden Ausnahmetage haben bei der realistischen Betrachtung aller Daten mit 14 und 45 mg/l Phosphat einen deutlich zu hohen Wert. Dies könnte darauf zurückgeführt werden, dass beim Filtrieren der Proben Algenmasse mit in die aufbereitete Probe gelangt ist und somit das Ergebnis massiv beeinträchtigt wurde.

7.7 Stickstoffersatz durch Fermenteroutput

Für diesen Versuch wurde ebenfalls der Batchaufbau verwendet. Der Stickstoffgehalt des ASWs bestimmt sich analog zu der Berechnung in Kap. 7.5 und beträgt 138,6 mg/l. Beim Fermenteroutput gehen die Konzentrationen von Nitrat und Ammonium für die Ermittlung der Stickstoffkonzentration ein. Die genaue Rezeptur ist in Tabelle II-14 aufgeführt. In dieser Messreihe wird auf einen Ansatz mit ASW- Nährlösung verzichtet. Die übrigen Medien werden wieder in Parallelreaktoren untersucht.

In den folgenden Abbildungen sind jeweils die Mittelwerte der beiden Parallelreaktoren eingezeichnet. Hierbei wird der 50 % Stickstoffersatz mit blauen Rauten, der 75 % Ersatz mit pinken Dreiecken und der 100 % Ersatz mit gelben Quadraten symbolisiert.

Tabelle II-14: Zusammensetzung der Stickstoffersatzmedien.

Nährstoff	Nährmedium		
	50 % Stickstoffersatz	75 % Stickstoffersatz	100 % Stickstoffersatz
Fermenteroutput	110,00 ml	160 ml	220 ml
KH ₂ PO ₄	0,070 g	0,070 g	0,070 g
KNO ₃	0,500 g	0,250 g	-
Na ₂ EDTA	0,019 g	0,019 g	0,019 g
Mikroelementelösung	1,00 ml	1,00 ml	1,00 ml
Salz	32,000 g	32,000 g	32,000 g
destilliertes Wasser	886,75 ml	836,50 ml	777,00 ml

Zunächst einmal zu dem Temperaturverlauf über den Versuchszeitraum in Tagen. In Abbildung II-51 ist zu sehen, dass die Medien zu Beginn eine Temperatur von etwa 18 °C aufweisen und sich während der einstündigen Begasung auf 20 °C erwärmen. Im Weiteren sind die Werte wenig stabil. Die Schwankungsbreite der Messdaten erstreckt sich von 22 bis 26 °C. Als Begründung dieses Verhaltens sind abermals die verschiedenen Messzeiten zwischen Licht- und Dunkelphasen zu nennen. Der hohe Wert von 26 °C am zehnten Tag ist eine Kombination aus dem Messzeitpunkt und der geringer werdenden Füllmenge im Reaktor, die sich somit schneller und stärker erwärmt.

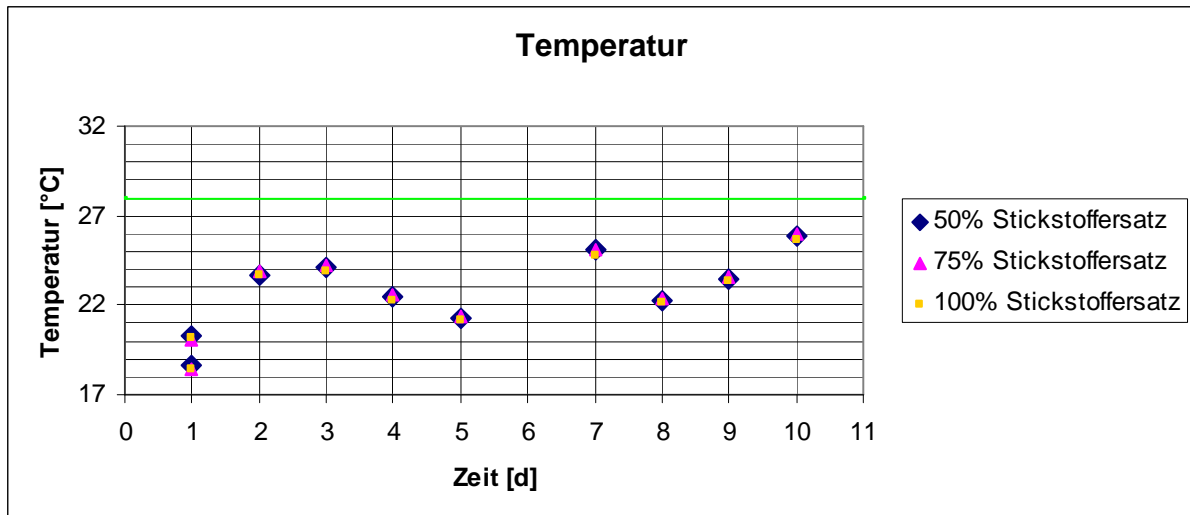


Abbildung II-51: Temperaturverlauf beim Stickstoffersatz.

Auf eine explizite Darstellung des pH-Wertes und der elektrischen Leitfähigkeit wird hier verzichtet, da sie keine besonderen Auffälligkeiten aufweisen. Die Werte aller sechs Reaktoren verlaufen konstant bei einem pH-Wert von 7,5, also dem unteren Optimalbereich. Die elektrische Leitfähigkeit hat für den Versuchszeitraum einen Wert von etwa 48 mS/cm. Die Abbildung II-52 zeigt die optische Dichte. Die Punkte der drei verschiedenen Nährmedien sind nahezu identisch und bilden in der zeitlichen Abfolge sowohl die Log-Phase als auch den Beginn der stationären Phase.

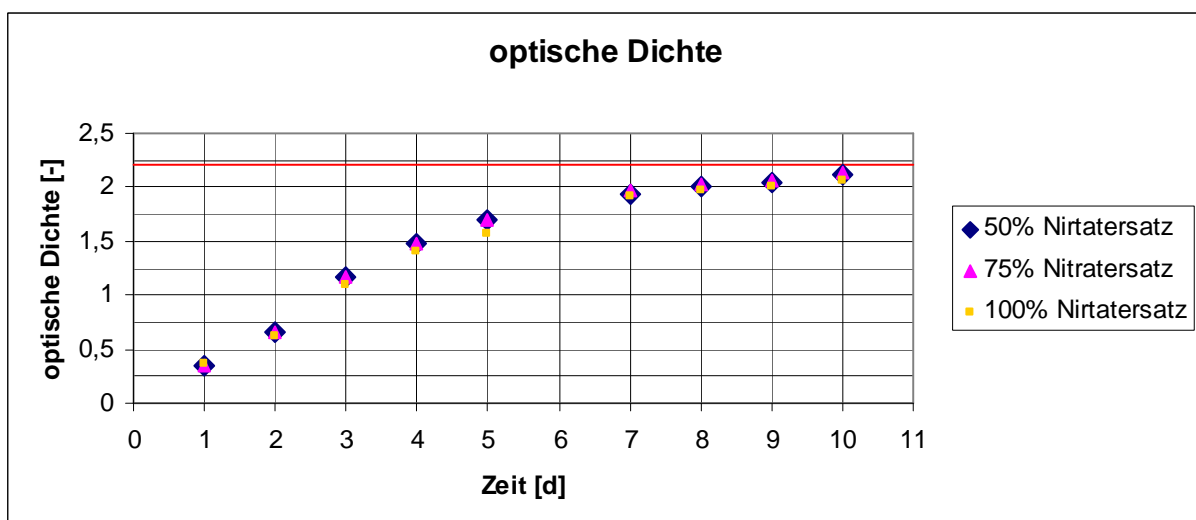


Abbildung II-52: Optische Dichte beim Stickstoffersatz.

Bemerkenswert ist, dass die Kapazitätsgrenze trotz Fermenteroutputzugabe in der kurzen Zeit von zehn Tagen erreicht wurde. Hieraus ist abzuleiten, dass bei 20 % Fermenteroutputzugabe noch keine kritischen Konzentrationen von wachstumshemmenden Stoffen vorliegen.

Von einer Auswertung des organischen Kohlenstoffes wird abgesehen, da hieraus keine weiteren Erkenntnisse gezogen werden können. Nachstehend sind die Nährstoffkonzentrationen veranschaulicht. So beginnen wir mit der Phosphatkonzentration in Abbildung II-53.

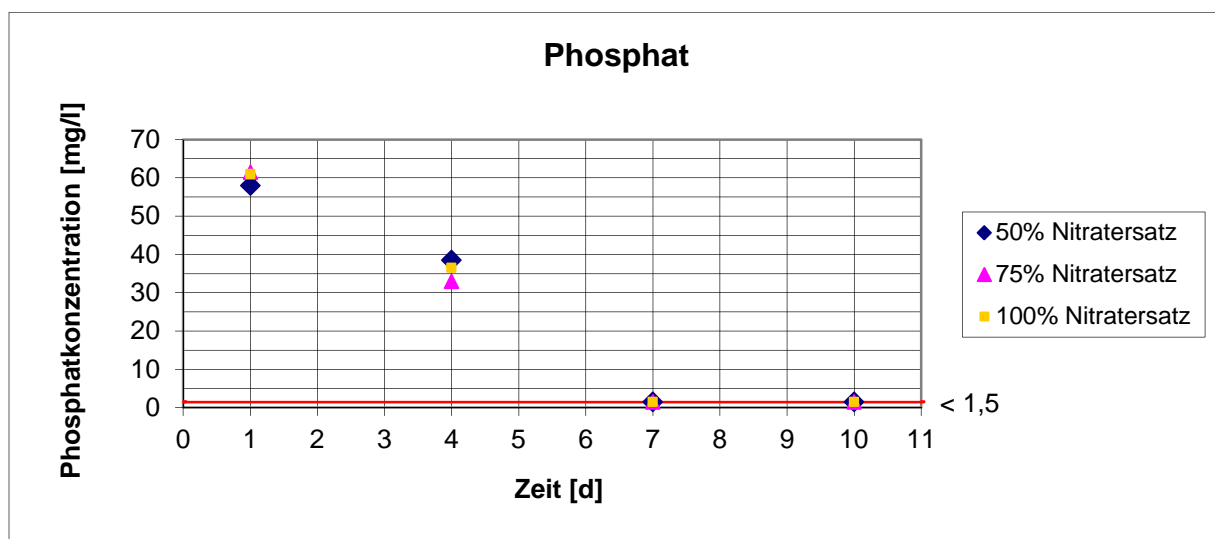


Abbildung II-53: Phosphatkonzentrationsverlauf beim Stickstoffersatz.

Alle Nährlösungen haben nahezu gleiche Konzentrationen. Der Startwert liegt bei etwa 60 mg/l. Bis zum vierten Tag fällt die Konzentration sehr schnell auf einen Wert von knapp 40 mg/l ab. Die beiden letzten Werte liegen bereits unterhalb der Nachweisgrenze von 1,5 mg/l. Dies verdeutlicht erneut die essentielle Bedeutung des Nährstoffs Phosphor für den Aufbau von Biomasse.

Die Abbildung II-54 zeigt die Nitratkonzentration dieser Versuchsreihe. Das Nährmedium mit 50 % Stickstoffersatz zeigt mit einem Wert von 325 mg/l die höchste Konzentration an Nitrat. Diese wird über die Zeit logarithmisch abgebaut. Der 75 % Ersatz hat den Startwert bei 75 mg/l, welcher über die Zeit eher linear abgebaut wird. Der Startwert von knapp 20 mg/l gehört zu dem 100 % Ersatz, welcher ebenfalls eher linear abnimmt. Am zehnten Tag treffen sich die drei Kurven bei einer Konzentration von etwa 5mg/l.

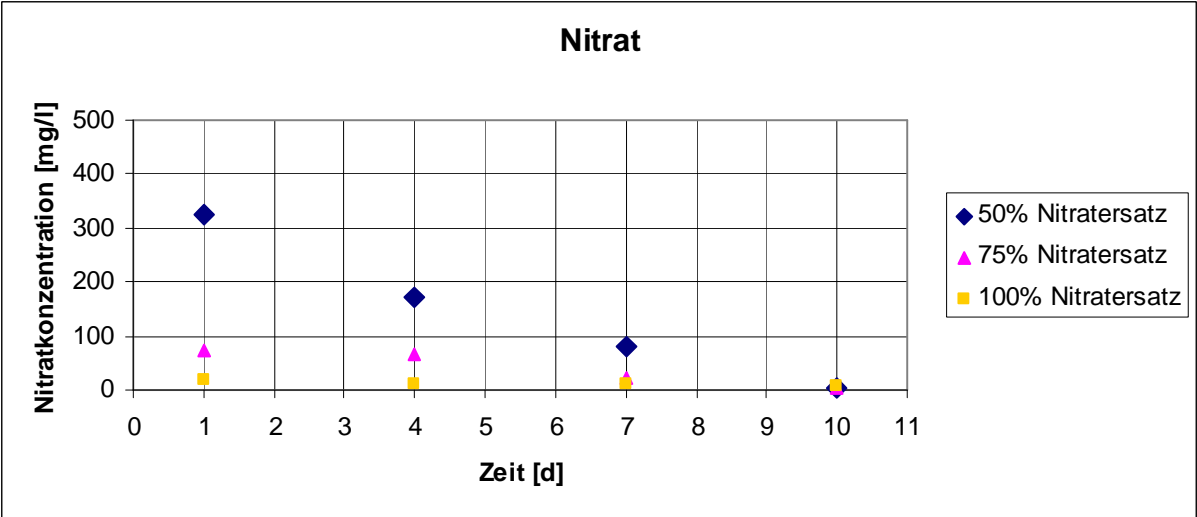


Abbildung II-54: Nitratkonzentration beim Stickstoffersatz.

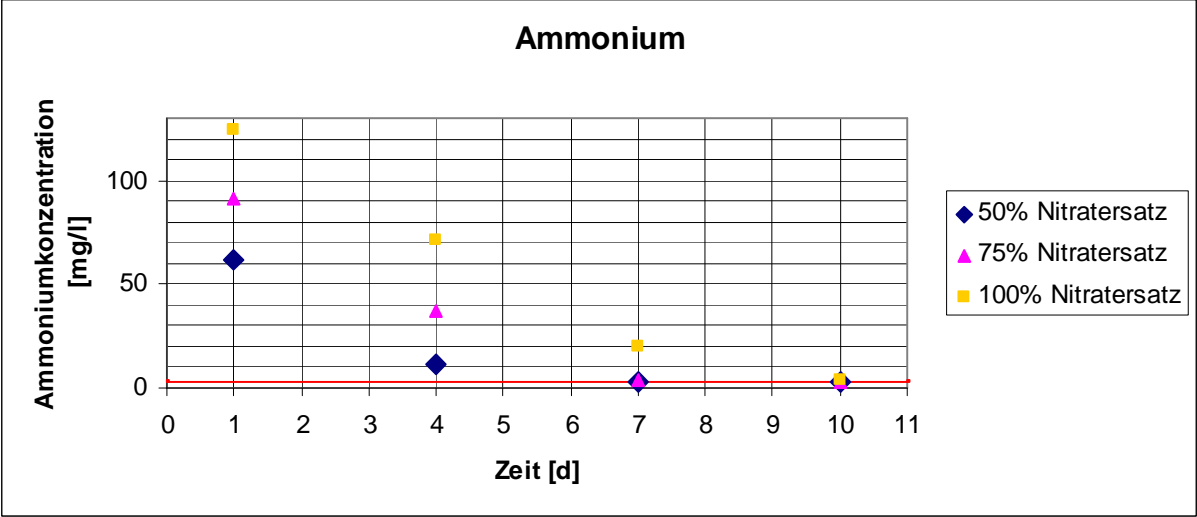


Abbildung II-55: Ammoniumkonzentration beim Stickstoffersatz.

Zu der Ammoniumkonzentration, veranschaulicht in Abbildung II-55, sind folgende Ausführungen anzumerken. Die jeweilige Höhe der Konzentrationen ist genau umgekehrt zu denen beim Nitrat. Des Weiteren weisen alle drei Kurven einen exponentiellen Abfall auf. Am Tag sieben sind bereits die Werte für den 50 % und 75 % Ersatz unterhalb der Nachweisgrenze. Am zehnten Tag tritt dieses auch für den 100 % Ersatz ein.

7.8 Wachstumsversuche in Deponiesickerwasser und Fermenteroutput

Nach der erfolgreichen Substitution von Phosphat mit Deponiesickerwasser und Stickstoff durch Fermenteroutput wurde in diesem Versuch untersucht, ob die Organismen auch in den reinen Medien wachsen. So werden 32 g des Salzes pro Liter Nährmedium hinzugefügt, um die entsprechende elektrische Leitfähigkeit für die halotoleranten Algen einzustellen. Die Untersuchung erfolgt in jeweils drei Parallelreaktoren. Durch die Entnahme der Proben zur Bestimmung der organischen Trockensubstanz und Nährstoffkonzentrationen sinkt der Füllstand über die Zeit.

Die folgenden Diagramme sind Darstellungen der jeweiligen Parameter über die Zeit. Die gemittelten Messwerte der Deponiesickerwasserreaktoren sind mit blauen Rauten eingezeichnet, wo hingegen der Fermenteroutput mit pinken Dreiecken gekennzeichnet ist. In Abbildung II-56 ist der Temperaturverlauf veranschaulicht. Wie bereits in den vorangegangenen Versuchen ist er um die 25 °C schwankend.

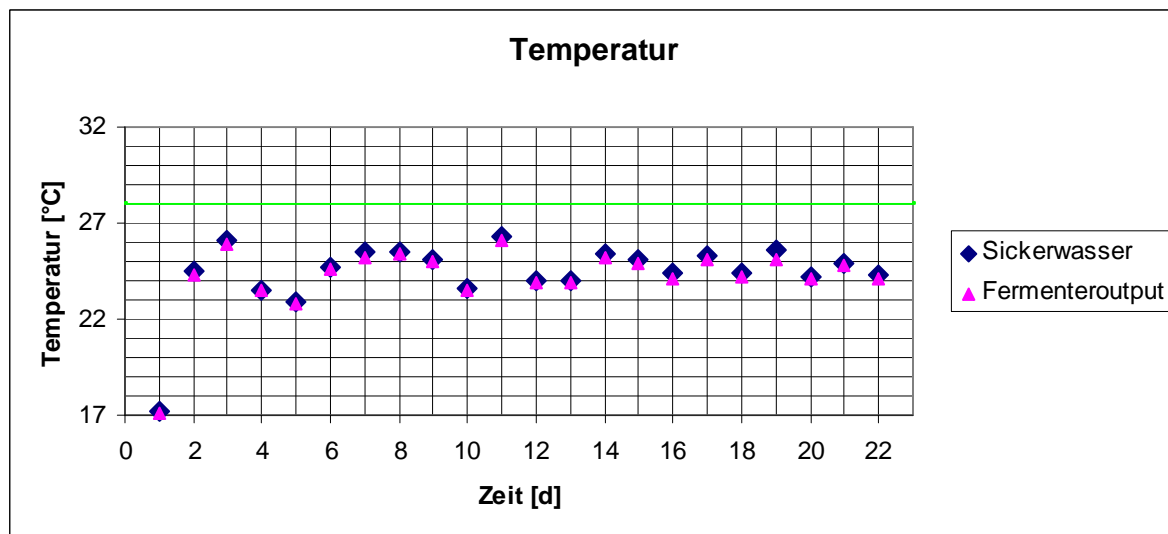


Abbildung II-56: Temperaturverlauf beim Wachstumsversuch in den Abwässern.

Der Verlauf des pH-Wertes (Abbildung II-57) zeichnet sich bis Tag 15 durch ein konstantes Verhalten aus. Hierbei ist anzumerken, dass das Deponiesickerwasser einen um etwa 0,15 geringeren pH-Wert als der Fermenteroutput mit einem pH-Wert von etwa 7,9 hat. Am Tag 16 ist beim Sickerwasser ein Sprung auf den pH-Wert 7,7 zu erkennen. Im weiteren Verlauf sinkt der pH-Wert bis Tag 22 auf 6,8 ab. Eine ähnliche, wenn auch nicht ganz so ausgeprägte

Charakteristik ist für den Fermenteroutput zu erkennen. Hier sinkt der pH-Wert über die letzten sechs Tags auf einen Wert von 7,1 ab. Abschließend ist zu sagen, das sich der jeweilige pH-Wert über die ersten 15 Tage konstant an der oberen Grenze des Optimums bewegen. Der drastische Abfall in der letzten Woche ist wiederum mit dem geringer werdenden Reaktorinhalt zu erklären.

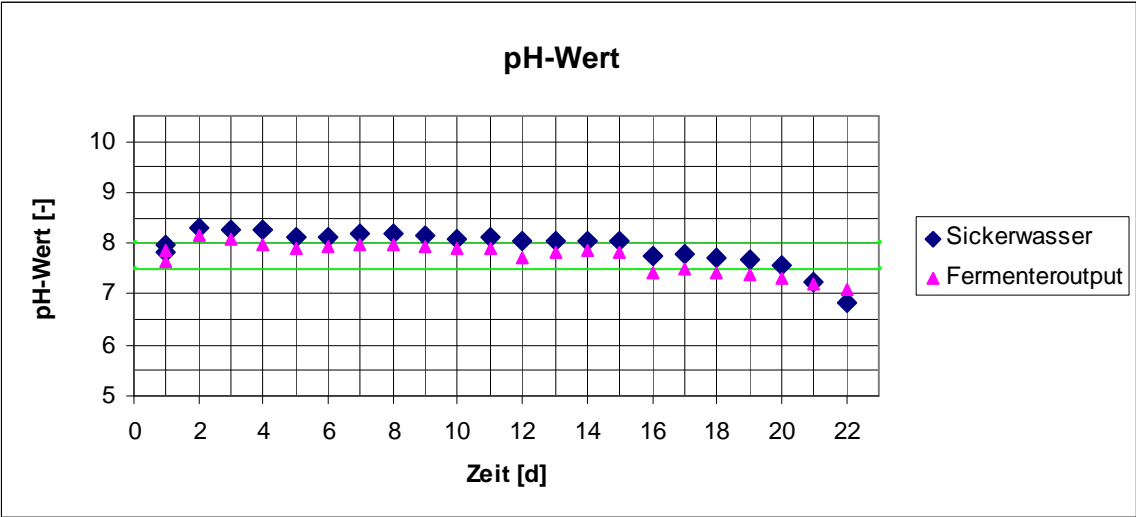


Abbildung II-57: Verlauf des pH-Wertes beim Wachstumsversuch in den Abwässern.

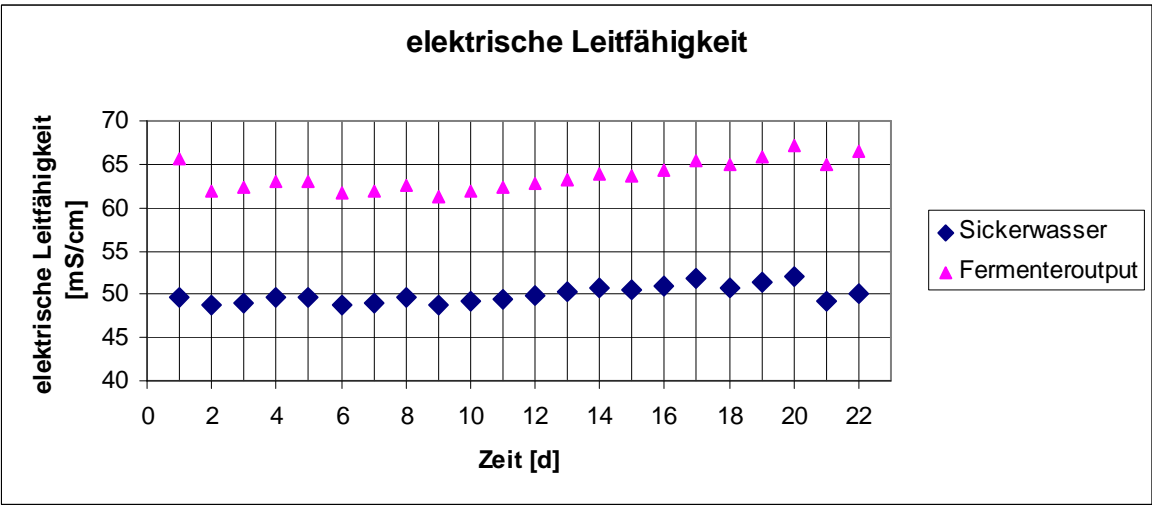


Abbildung II-58: Elektrische Leitfähigkeit beim Wachstumsversuch in den Abwässern.

Die elektrische Leitfähigkeit ist in Abbildung II-58 dargestellt. Beide Kurven verlaufen soweit es die Rahmenbedingungen zulassen konstant. Die elektrische Leitfähigkeit des

Deponiesickerwassers liegt um die 50 mS/cm, also in der Größenordnung von natürlichem Meerwasser. Einen Wert von etwa 64 mS/cm, also etwas höher als natürliches Meerwasser, weist der Fermenteroutput auf.

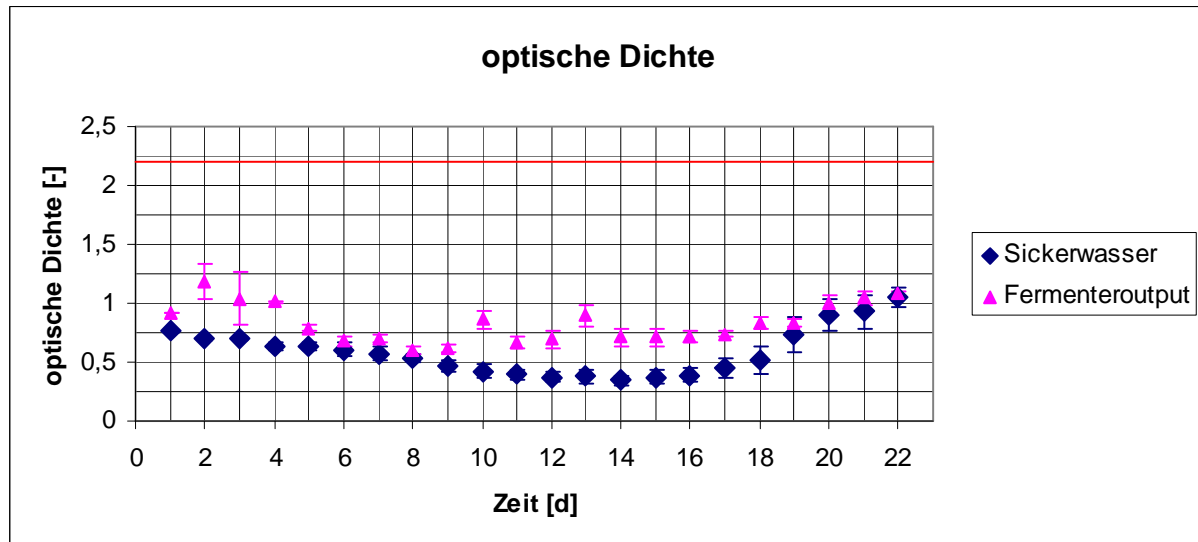


Abbildung II-59: Optische Dichte bei Deponiesickerwasser und Fermenteroutput.

Als Nächstes werden in Abbildung II-59 die aufgenommenen Daten zur optischen Dichte näher betrachtet. Es fällt auf, dass die Kapazitätsgrenze bei Weitem nicht erreicht wird. Für beide Kurven wurde hier zusätzlich die Standardabweichung visualisiert, da die Werte keinen typischen Verlauf wie in den vorherigen Versuchen aufweist. Hieraus ist abzulesen, dass die Werte beim Fermenteroutput wesentlich stärker schwanken. Tendenziell zeigen jedoch beide Verläufe zunächst ein Absinken der optischen Dichte bis Tag 14. Erst in der letzten Woche steigt diese wieder auf einen Wert von 1,1 an. Dieses entspricht genau der Hälfte der idealen Kapazitätsgrenze. Dementsprechend ist von einem Vorhandensein von wachstumshemmenden Stoffen, etwa gleicher Größenordnung, bei beiden Nährmedien auszugehen.

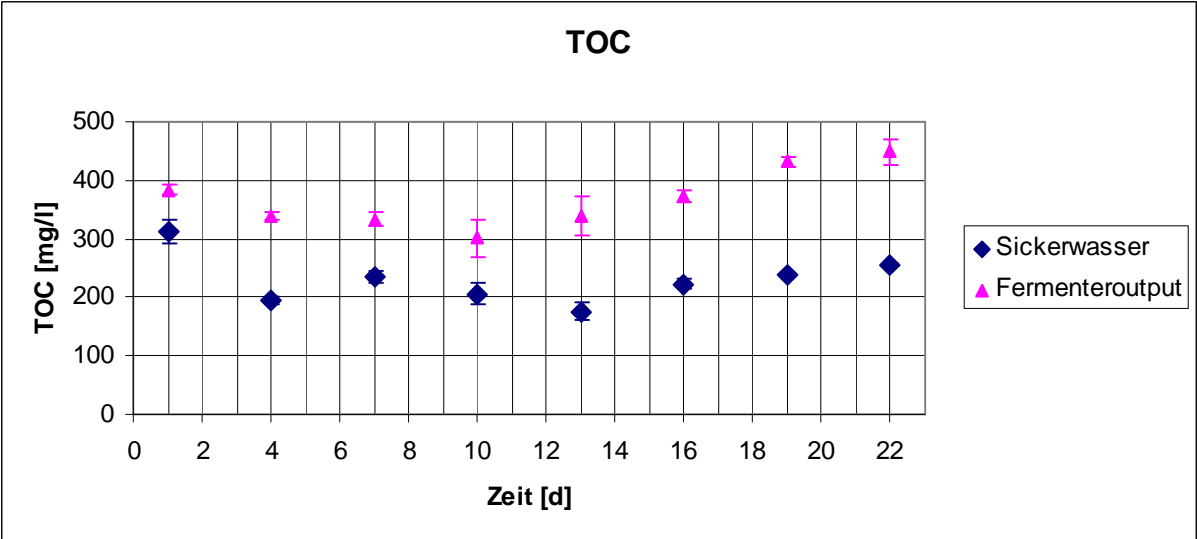


Abbildung II-60: TOC-Konzentration bei Deponiesickerwasser und Fermenteroutput.

Die Abbildung II-60 zeigt den Gehalt an organischem Kohlenstoff. Die Konzentration an TOC für das Sickerwasser liegt am ersten Tag bei 310 mg/l und fällt bis zum vierten Tag auf knapp 200 mg/l. Über die nächsten zwölf Tage pendelt sich die Konzentration um diesen Wert ein. Innerhalb der letzten sechs Tage steigt er erneut auf einen Wert von 250 mg/l. Beim Fermenteroutput ist vom Startwert, der bei 380 mg/l liegt, bis zum Tag zehn ein Absinken bis auf 300 mg/l zu beobachten. Innerhalb der nächsten zwölf Tage steigt die Konzentration mit linearem Verhalten wieder auf einen Wert von 480 mg/l.

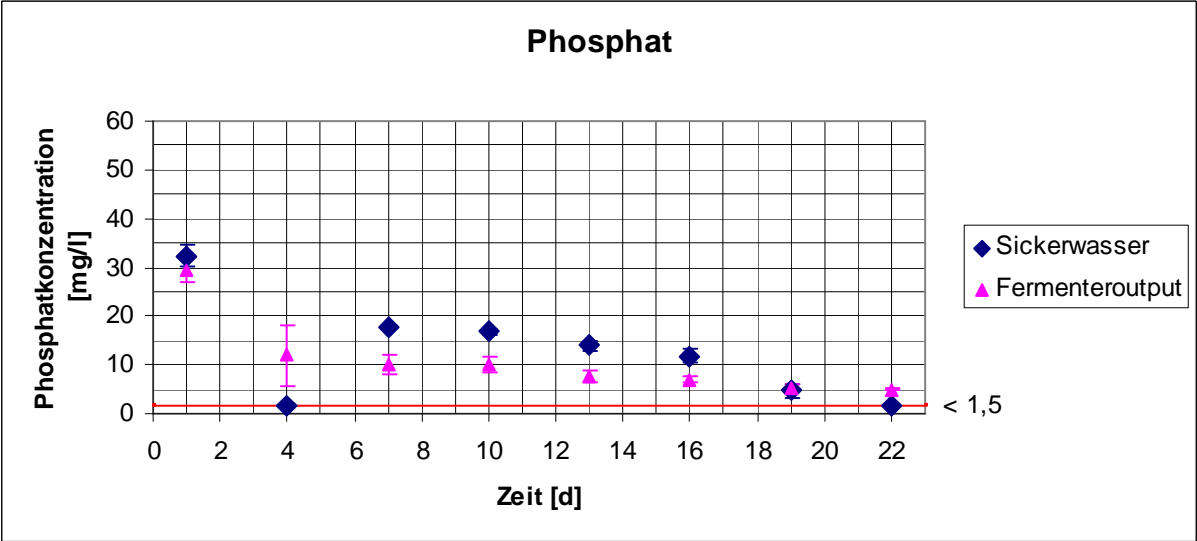


Abbildung II-61: Phosphatkonzentration bei Deponiesickerwasser und Fermenteroutput.

Der Anstieg der Konzentrationen nach dem ersten Absinken ist erneut durch die kleiner werdende Füllmenge und den gleichzeitigen relativen Anstieg an Partikeln zu begründen.

Die Phosphatkonzentration für das Deponiesickerwasser verhält sich, abgesehen von dem Wert an Tag vier, erwartungsgemäß. Sie fällt von 32 mg/l nahezu linear auf einen Wert unterhalb der Nachweisgrenze von 1,5. Die Werte des Fermenteroutputs, begonnen bei 29 mg/l, beschreiben einen flach exponentiellen Abbau bis auf 5 mg/l an Tag 22 (Abbildung II-61). Die schwache Steigung der Kurven weist auf eine sehr langsame Umsetzungsrate hin, wie sie auch schon bei der optischen Dichte zu vermuten war. Eine weitere Auffälligkeit liegt in den Startkonzentrationen, die nach der Analyse von Sickerwasser und Fermenteroutput zu 39 mg/l und 53 mg/l bestimmt wurden. Deswegen bleibt zu vermuten, dass die Phosphate Reaktionen eingehen und dann nicht mehr in gelöster Form vorliegen.

Im Folgenden wird die Auswertung der Nitrat- und Ammoniumkonzentration aus Abbildung II-62 und Abbildung II-63 gemeinsam durchgeführt. Die Nitratkonzentration des Sickerwassers ist über die ersten 13 Tage konstant bei 20 mg/l. Dann ist ein Anstieg auf 210 mg/l zu beobachten. Diese Werte haben jedoch eine sehr hohe Standardabweichung. Das ist bis zum 21. Tag zu sehen.

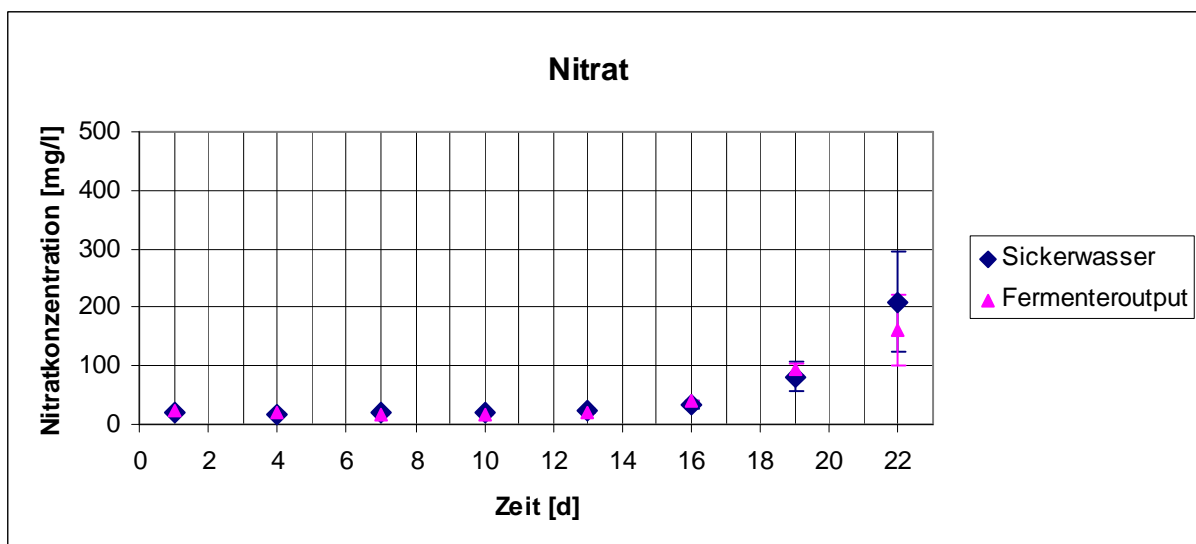


Abbildung II-62: Nitratkonzentration bei Deponiesickerwasser und Fermenteroutput.

Die Ammoniumkonzentration sinkt von 520 mg/l bis Tag vier auf 310 mg/l. Daraufhin folgt ein Anstieg auf 510 mg/l an Tag zehn. Über die letzten Tage sinkt der Wert auf letztlich 45

mg/l. Der Fermenteroutput zeigt ebenfalls in exponentielles Wachstum von anfänglich 23 mg/l auf letztlich 160 mg/l Nitrat. Im Gegensatz hierzu fällt die Ammoniumkonzentration innerhalb der ersten sieben Tage von 700 mg/l auf 550 mg/l. Bis Tag 18 folgt ein konstantes Plateau. Aus diesem Sachverhalt wird deutlich, dass die Organismen ihren Stickstoffbedarf bevorzugt aus Ammoniumverbindungen decken.

Im weiteren Verlauf ist ein erneutes Absinken bis auf 270 mg/l Ammonium zu erkennen.

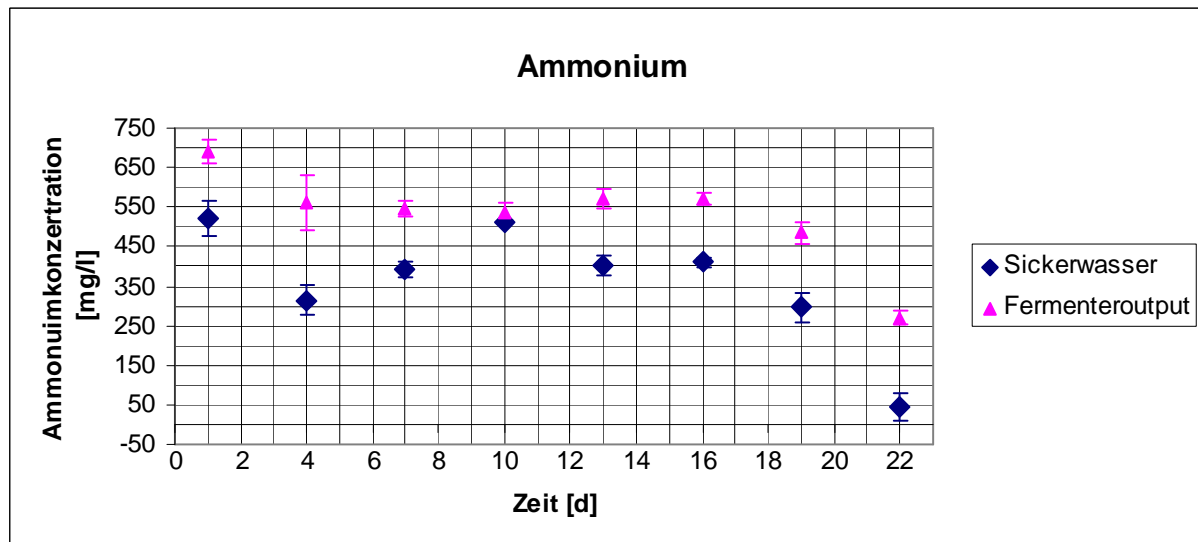


Abbildung II-63: Ammoniumkonzentration bei Deponiesickerwasser und Fermenteroutput.

Abschließend ist zu diesem Versuch zu sagen, dass es zwar grundsätzlich möglich ist *Nannochloropsis salina* sowohl in aufgesalzenem Deponiesickerwasser als auch in Fermenteroutput zu kultivieren, dass das Wachstum jedoch limitiert ist.

7.9 Eichung des kontinuierlichen Betriebes mit ASW-Nährmedium

Diese Messreihe wurde erhoben, um die Vergleichbarkeit der vier eingesetzten Reaktoren zu überprüfen, und zudem gegebenenfalls die maximale Generationszeit zu ermitteln. Für diesen Zweck wurden alle Reaktoren mit ungefähr einem Liter Startlösung gefüllt. Die Reaktoren weisen je nach Lage des Überlaufs ein geringfügig unterschiedliches Fassungsvermögen auf. Die Abweichung zum Mittelwert beträgt knapp 3 %. Die Startlösung besteht aus einem mit Algen angereicherten ASW-Nährmedium, welches eine optische Dichte mit der Extinktion von ungefähr 1 aufweist. Da die Batchversuche bereits eine gute Konstanz in den Parametern Temperatur, pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit gezeigt haben, wurden sie in diesem Aufbau nur zu Beginn und Ende des Versuchszeitraums

aufgenommen. Die optische Dichte wurde weiterhin täglich ermittelt und konstant gehalten, indem das erforderliche Verdünnungsvolumen aus der Vorlage nachdosiert wurde. Die Vorlage ist in diesem Fall reines ASW.

Bei der Betrachtung der für die jeweils vier Reaktoren erhobenen Werte je Parameter wurde eine starke Ähnlichkeit festgestellt. Aus diesem Grund werden im Folgenden die gemittelten Werte der vier Reaktoren diskutiert. Damit ist die Vergleichbarkeit der Reaktoren gegeben. Der erste Ansatz mit den Startwerten, die in Tabelle II-15 aufgelistet sind, wurde frühzeitig abgebrochen. Die Kulturen zeigten bei geringer werdendem Zufluss eine stetige Abnahme der optischen Dichte.

Tabelle II-15: Startwerte des ersten Ansatzes.

Parameter	Temperatur [°C]	pH-Wert [-]	el. Leitfähigkeit [mS/cm]	Extinktion [-]
Startwert	21,0	8,39	45,2	1,020
Vorlage ASW	20,3	7,25	45,0	-0,014

Beim Ausbau der Reaktoren (Abbildung II-64) wurde die Problematik der Abnahme deutlich sichtbar. Einige Algen haben sich an der Lichtseite des Reaktors an das Glas geheftet und sind dort sehr gut gewachsen. Durch die Anhaftung am Glas ging dieses Wachstum nicht mehr bei der Bestimmung der optischen Dichte mit ein. Des Weiteren haben diese Algen den restlichen Reaktor zunehmend verschattet und somit das Lichtangebot massiv beeinträchtigt.



Abbildung II-64: Ausgebauter Reaktor des ersten Ansatzes.

Aus diesem Problem wird ersichtlich, dass das Anhaften einzelner Organismen unbedingt vermieden werden muss. Da die Oberflächenbeschaffenheit nicht zu verändern ist, wurde zur Problembeseitigung die Drehzahl des Magnetrührers von 100 auf 250 Umdrehungen die Minute erhöht. Deswegen wurde ein neuer zweiter Ansatz analog zum Ersten, jedoch mit berichteter Drehzahl ausgeführt. Hierfür sind die Start- und Endwerte in Tabelle II-16 aufgelistet. Der Anstieg der Temperatur von 21,2 auf 28,3 °C ist dadurch zu begründen, dass die Temperatur der Startlösung und der Vorlage beim Ansetzen des Versuches gemessen wurden. Zu diesem Zeitpunkt wirkte noch keinerlei Heizwirkung durch die Beleuchtung ein. Der pH-Wert hat sich bei etwa sieben eingestellt und liegt somit 0,5 unter der unteren Grenze des Optimalbereiches. Da keine direkte pH-Wert Regulierung vorliegt, muss dieser Wert so hingenommen werden. Die elektrische Leitfähigkeit zeigt keine nennenswerte Veränderung. Bei einem Wert von 44,9 mS/cm der elektrischen Leitfähigkeit traten die Erwartungen vollkommen ein. Da dieser Wert geringfügig unterhalb der Startlösung und Vorlage liegt kann durch Messungenauigkeiten gerechtfertigt werden.

Tabelle II-16: Start- und Endwerte des zweiten Ansatzes in ASW.

Parameter	Temperatur [°C]	pH-Wert [-]	el. Leitfähigkeit [mS/cm]	Extinktion [-]
Startwerte	21,2	8,37	45,0	1,009
Vorlage	19,5	7,27	45,1	-0,014
Endwerte	28,3	7,05	44,9	1,065

Die Extinktion auf einem konstanten Niveau von 1,065 wurde bei einem Zufluss von 31,5 ml/h erreicht. Bei einem durchschnittlichen Füllvolumen von 960 ml entspricht dies einer effektiven Verweilzeit (gleichzeitig Generationszeit g) von 30,5 Stunden. Verglichen mit der ermittelten Generationszeit $g = 37$ h aus Kap. 7.4 liegt diese in einer realistischen Größenordnung.

Die Analyse der Nährstoffkonzentrationen ergab folgende Daten. Der Phosphatgehalt stellt sich zu 2,31 mg/l ein. Die Vorlage hat eine Konzentration von 48,86 mg/l. Dies entspricht einem Abbau von 46,55 mg/l PO_4 . Bei der Erstellung der Stickstoffbilanz wurde ein Umsatz von 76,62 mg/l N ermittelt.

Als Fazit dieser Messreihe stellt sich heraus, dass eine Rührerdrehzahl von 250 Umdrehungen die Minute ausreichend ist, um ein übermäßiges Anhaften der Organismen zu unterbinden. Diese Annahme bestätigte sich nochmals nach dem Ausbau der Reaktoren.

7.10 Kontinuierliche Versuche mit Deponiesickerwasser und Fermenteroutput

Nach Feststellung der Vergleichbarkeit der Reaktoren (Kap. 7.9) folgt nun ein Versuch mit Deponiesickerwasser und Fermenteroutput. Beide Medien werden mit 32 g/l Salz versetzt, um die elektrische Leitfähigkeit anzugleichen. Es erfolgt abermals der Parallelbetrieb von je zwei Reaktoren, die zum einen mit Deponiesickerwasser und zum anderen mit Fermenteroutput als Vorlage bestückt werden. Die Startlösung ist identisch zu der im vorherigen Experiment.

Zunächst wird die Auswertung für das Deponiesickerwasser vorgenommen. Bei einer Temperatur von 31,1 °C, einem pH-Wert von 8,13 und einer elektrischen Leitfähigkeit bei 53,93 stellt sich die optische Dichte von 1,089 auf einem konstanten Niveau ein (Tabelle II-17). Der Zufluss zu diesen Randbedingungen beträgt 5 ml/h.

Es erfolgte die Analyse der Nährstoffe. Der Phosphatgehalt hat die Nachweisgrenze unterschritten, das war auf Grund der deutlich geringeren Konzentration in der Vorlage von 39,4 mg/l zum ASW mit 48,90 mg/l bereits zu erwarten. Im Hinblick auf die Stickstoffbilanz wurde ein Abbau von 357,9 mg/l Stickstoff ermittelt. Dieser Wert ist um den Faktor 3,3 größer als beim ASW. Dieses könnte auf das große Angebot von Ammonium zurückgeführt werden, welches bevorzugt durch die Organismen verbraucht wird.

Tabelle II-17: Start- und Endwerte mit Deponiesickerwasser.

Parameter	Temperatur [°C]	pH-Wert [-]	el. Leitfähigkeit [mS/cm]	Extinktion [-]
Startwerte	16,0	7,50	45,81	1,001
Vorlage	16,6	7,63	49,50	0,221
Endwerte	31,1	8,13	53,95	1,089

Gleichzeitig wird beobachtet das ein Teil des Ammoniums zu Nitrat umgewandelt wird und durch den vorherrschenden pH-Wert von 8,13 ist auch der Ammoniakgehalt nicht zu vernachlässigen. Er stellt sich zu 30 mg/l Ammoniak, was 10% entspricht, ein. Dieser Wert wurde mit Hilfe des Dissoziationsgleichgewichts ermittelt, welches in Abbildung II-65: Dissoziationsgleichgewicht von Ammoniak und Ammonium. Abbildung II-65 nochmals dargestellt ist (www.aquacare.de).

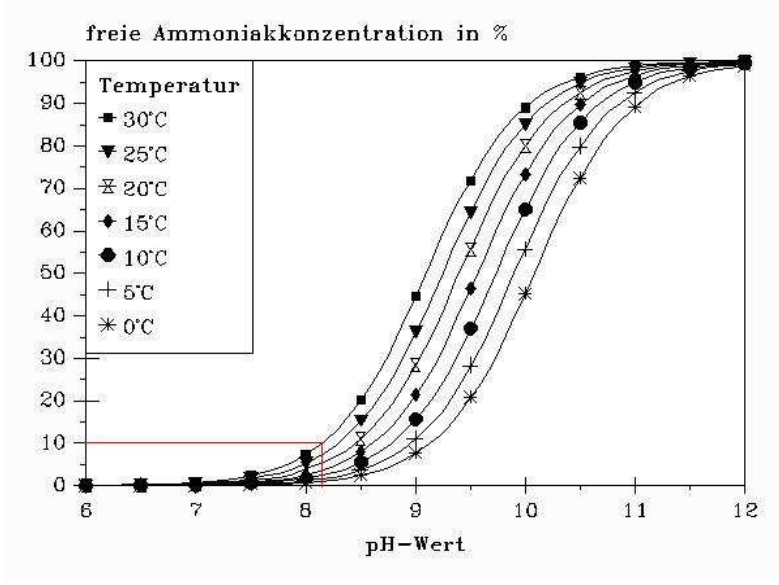


Abbildung II-65: Dissoziationsgleichgewicht von Ammoniak und Ammonium.

Die Tabelle II-18 zeigt die Start- und Endwerte der Reaktoren mit der Fermenteroutputvorlage. Die Temperatur entspricht etwa der der Deponiesickerwasservorlage. Der pH-Wert ist hingegen mit 6,88 deutlich geringer, hieraus folgt wiederum, dass für die Stickstoffbilanz der Ammoniakanteil vernachlässigt werden kann. Wie auch schon in den Batchversuchen zu beobachten war, ist die elektrische Leitfähigkeit mit 68,5 mS/cm etwas höher. Eine konstante optische Dichte wurde bei einem Zufluss von 11 ml/h erreicht. Dementsprechend folgt eine Generationszeit von 88,6 Stunden.

Tabelle II-18: Start- und Endwerte mit Fermenteroutput.

Parameter	Temperatur [°C]	pH-Wert [-]	el. Leitfähigkeit [mS/cm]	Extinktion [-]
Startwerte	16,0	7,50	45,81	1,001
Vorlage	16,1	7,30	65,10	0,461
Endwerte	30,0	6,88	68,50	0,999

Der Phosphatabbau mit 49,04 mg/l liegt in derselben Größenordnung wie bei dem ASW-Ansatz. Die Stickstoffbilanz weicht wieder deutlich ab, hier um den Faktor 3,2. Wie auch

schon beim Deponiesickerwasser ist die Nitrifikation von Ammonium zu Nitrat zu beobachten.

Zusammenfassend lässt sich aus den Versuchen mit Abwassereinsatz zur Düngung schließen, dass ein Ersatz der Nährstoffe Phosphat und Stickstoff durch Deponiesickerwasser oder Fermenteroutput bei *Nannochloropsis salina* tatsächlich möglich ist.

Dabei werden ganz ungewöhnlich hohe Phosphat-Mengen von den Algen assimiliert: trotz extremer Konzentrationen von über 50 mg/l können über 93% des Phosphats zurück gehalten und damit einem 2. Nutzungszyklus zugeführt werden (P-Rückgewinnung). Die Dimension dieses Effekts wird deutlich, wenn man bedenkt, dass kommunales Rohabwasser nur etwa 8-10 mg/l Phosphat enthält.

Bereits unterhalb von 48 mg/l Phosphat kann dieser Faktor limitierend für die Reinigung wirken, so dass eine Nachdüngung erforderlich wird.

Beim Stickstoffersatz sind bevorzugt ammoniumbelastete Abwässer zu verwenden. Diese Verbindung führt im Vergleich zu Nitrat als Stickstoffquelle zu einem schnelleren Wachstum der *Nannochloropsis salina*. Bei solchen Abwässern ist jedoch eine weitere Untersuchung im Hinblick auf ein Wachstumshemmnis, welches durch das im Dissoziationsgleichgewicht begründete Verhältnis zwischen Ammonium und Ammoniak begründet ist, unerlässlich.

Nach vielfältigen Versuchen mit Deponiesickerwasser und Fermenteroutput als Repräsentanten für Abwässer aus der Entsorgungswirtschaft hat sich der Fermenteroutput als verträglichere Nährstoffquelle für *Nannochloropsis salina* erwiesen. Es enthält offenbar weniger Hemmstoffe und erlaubt daher ein etwas schnelleres Wachstum. Der einzig große Unterschied bezogen auf die Nährstoffkonzentrationen ist die Phosphatkonzentration, welche beim Fermenteroutput rund ein Drittel höher als beim Deponiesickerwasser ist. In zukünftigen Untersuchungen sollte geprüft werden, ob ein Mischabwasser dieser beiden Quellen nicht zu einer weiteren Optimierung durch Unterdrückung dieser negativen Effekte führen könnte.

Für den Neustart einer Algenanlage wäre ein geringes Impfvolumen von 2% ausreichend. bei hoch belasteten Sickerwässern ist aber ein 5%iges Animpfen sicherer.

7.11 Versuche zur Schwermetallabreicherung des Sickerwassers mit Hilfe der Mikroalge *Nannochloropsis salina*

Im Rahmen einer weiteren Bachelorarbeit wurde die Schwermetallaufnahmefähigkeit der marinen Mikroalge *Nannochloropsis salina* über Biosorptions- und Bioakkumulationsprozesse in Kultivierungsversuchen untersucht. Hierzu wurden drei Versuchsreihen durchgeführt, in denen unterschiedliche Metalle mit variierenden Konzentrationen dem Nährmedium zugefügt wurden. Die Konzentrationsveränderungen wurden über den Kultivierungszyklus aufgezeichnet, um signifikante Abnahmen festzustellen. Aufgrund wiederkehrender Zinkerhöhungen wurde zur Erklärung eine vierte Versuchsreihe durchgeführt.

Vereinzelte Kupfer- und Cadmiumaufnahmen ließen auf eine mögliche Metallaufnahme durch Biosorption- und/oder Bioakkumulation schließen. Aufgrund des wechselhaften Verhaltens der Metallkonzentrationen in den Versuchsreihen kann jedoch abschließend keine gesicherte Aussage über die Biosorptions- bzw. Bioakkumulationsfähigkeit von *Nannochloropsis salina* getroffen werden. Als Beispiel sind in Abbildung II-66 die Verläufe der Metalle Zn, Cu und Mn wiedergegeben. Zwar nimmt Cu in diesem Langzeitversuch etwa um 50% ab, dagegen bleibt das Mn jedoch stabil und das Zn steigt sogar noch an.

Die Biosorption und Bioakkumulation durch Mikroalgen ist generell möglich, wobei aber dessen Effektivität für jede Algenart spezifisch untersucht werden muss, um eine ökonomische und ökologische Alternative zu herkömmlichen Reinigungsmechanismen bereitstellen zu können. Zur Aufreinigung schwermetallkontaminierter Abwässer sollte die untersuchte Mikroalge anhand der gewonnenen Ergebnisse vorerst nicht eingesetzt werden.

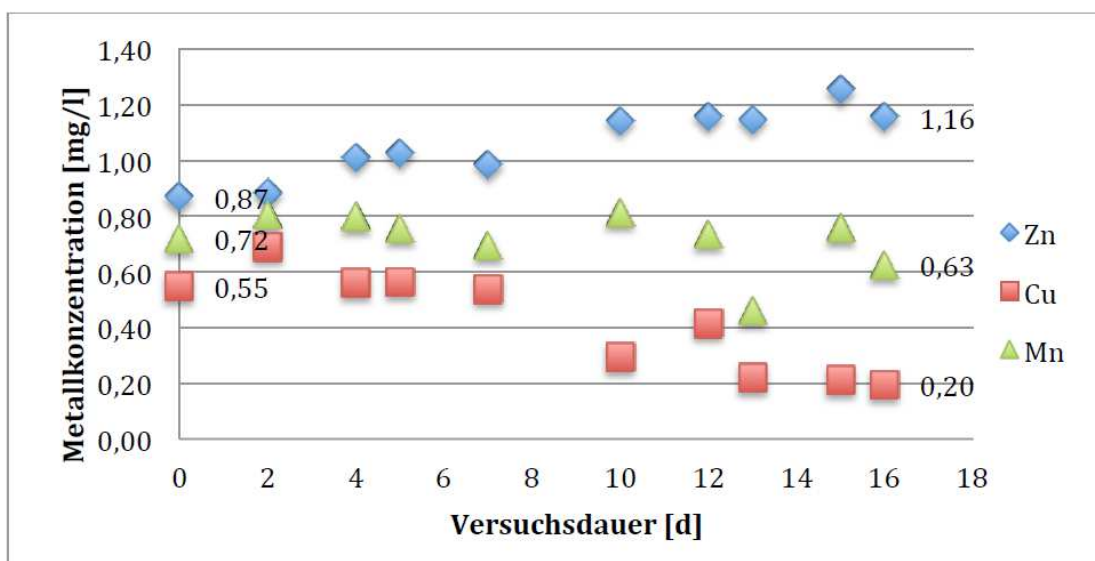


Abbildung II-66: Verhalten der Metallkonzentrationen (Cu, Zn, Mn) im Langzeitversuch.

Interessant könnte auf der anderen Seite dieser Effekt der Alge *Nannochloropsis salina* unter Umständen werden, wenn als Ziel der Biomasseproduktion höherwertige Produkte, wie z.B. Tierfutter, angestrebt werden. Unter diesen Bedingungen könnte wiederum eine fehlende Sorptionswirkung dieser Algen für Schwermetalle interessant sein.

7.12 Reinigung von Deponiesickerwasser durch die Wasserpflanze *Lemna minor* (Wasserlinsen)

Insgesamt wurden 6 Photobioreaktoren mit *Lemna*-Kulturen untersucht: 4 davon unter Freilandbedingungen (Ansätze A, B, C, und D). Dabei wurden 2 Varianten (C, D) mit Zugabe von CO₂-angereicherter Luft betrieben. Nach einer Anlaufzeit von 18 Tagen waren beide Reaktoren (C, D) vollgewachsen. Danach konnte in regelmäßigen Abständen eine Verdopplung der Biomasse festgestellt werden. Nach 42 Tagen war kein Wachstum mehr zu erkennen und die Blätter von *Lemna Minor L.* verkleinerten sich erheblich. Daraufhin wurden die Versuche beendet.

Zwei weitere Reaktoren (E und F) wurden unter Kunstlicht im Labor betrieben, einmal mit (F) und einmal ohne Zugabe (E) von CO₂-angereicherter Luft. Nach 16 Tagen konnte in Reaktor E der erste Vollbewuchs festgestellt werden. Der Versuchszeitraum lief über 39 Tage. Nach diesem Zeitpunkt wurde kein Wachstum mehr verzeichnet.



Abbildung II-67: Massenentwicklung von *Lemna minor* im Laborreaktor.

Aus Abbildung II-68 kann die zeitliche Veränderung der Nitratkonzentration bei den unterschiedlichen Aufbauten entnommen werden. Der Nitratgehalt steigt bei allen Versuchen in der Anlaufphase zunächst auf 200 bis 250 mg/L an. Ab den Tagen 16 und 18 nimmt die Konzentration kontinuierlich bis hin zu Werten von 30 bis auf 15 mg/L ab. In Reaktor C und D ist eine stärkere Abnahme des Nitratgehaltes als in Reaktor E zu erkennen. Dort nimmt die Konzentration annähernd linear ab.

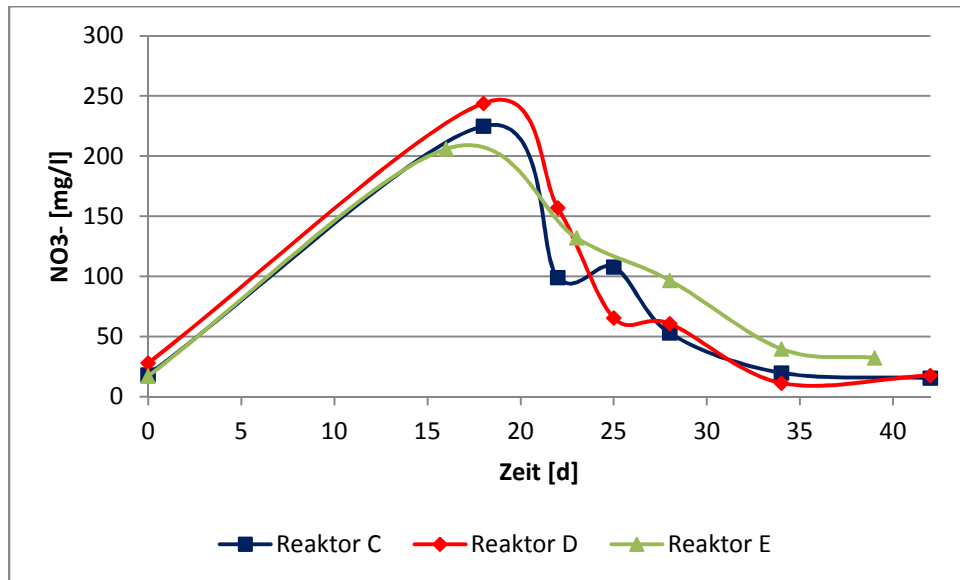


Abbildung II-68: Verlauf der Nitratkonzentration.

Die Ammoniumkonzentration nimmt wie in Abbildung II-69 abgebildet in den ersten Tagen der Versuche stark ab und nähert sich der Abszisse an. Der Phosphatgehalt (siehe Abbildung II-70) bleibt in Reaktor C und D bis Tag 18 beinahe konstant, nimmt aber ab diesem Zeitpunkt annähernd exponentiell ab. Im Gegensatz dazu ist in Reaktor E von Beginn an eine konstante Abnahme der Phosphatkonzentration zu erkennen. Zum Ende der Versuchszeit ist bei beiden Varianten kein Phosphat mehr im Sickerwasser erhalten.

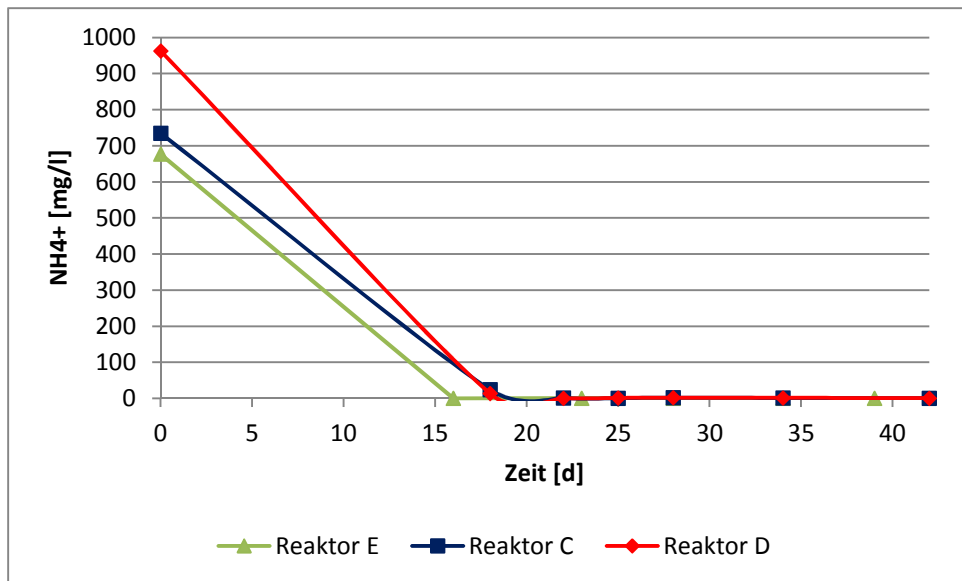


Abbildung II-69: Verlauf der Ammoniumkonzentration.

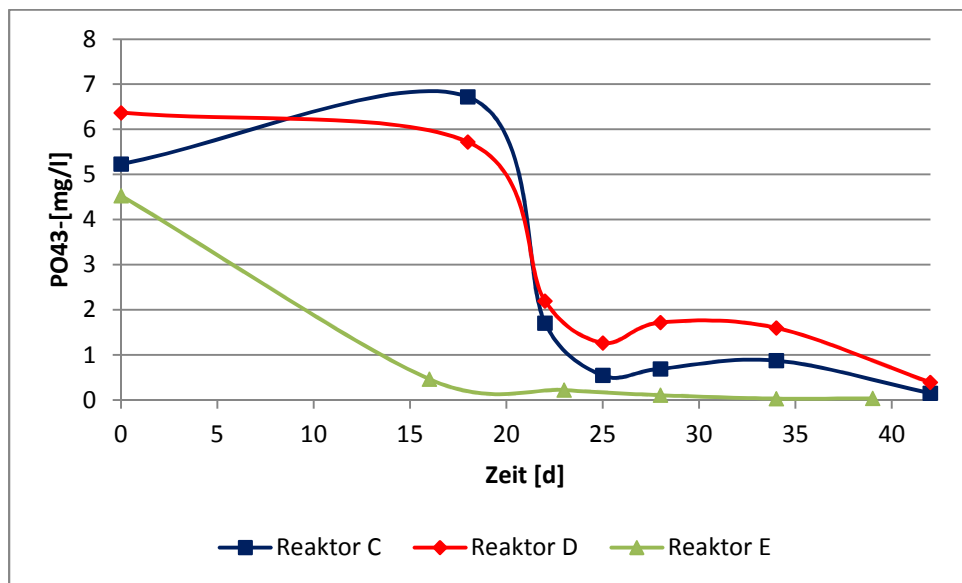


Abbildung II-70: Verlauf der Phosphatkonzentration.

Der in Abbildung II-71 dargestellte Verlauf des pH-Wertes zeigt in Reaktor C und D, mit Ausnahme der Messpunkte 3 und 5, eine konstante Abnahme von etwa 8,5 auf 6. In Reaktor E ist eine anfängliche Abnahme des pH-Wertes auf ca. 8 zu erkennen, ab Tag 16 steigt der Wert wieder an und bleibt bei ca. 9,5 konstant.

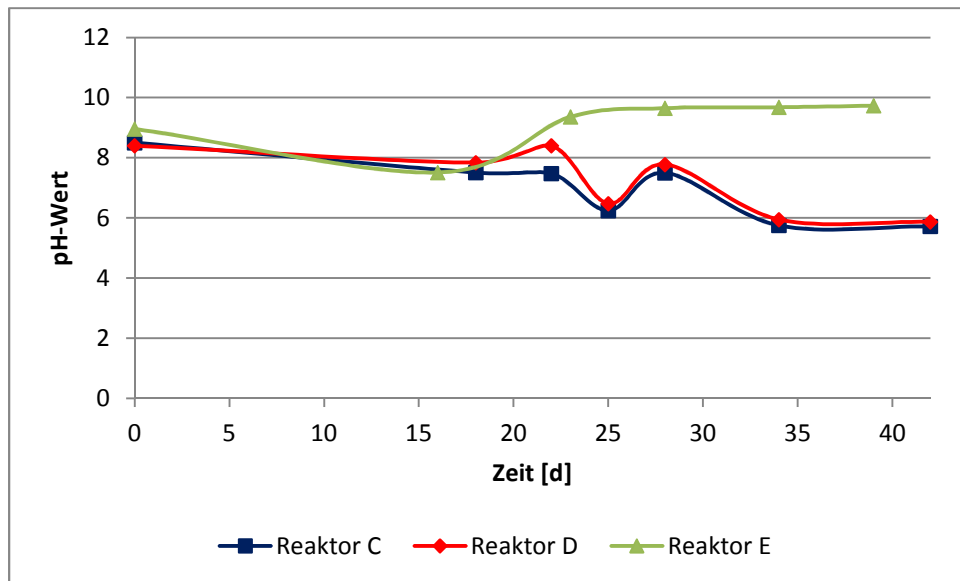


Abbildung II-71: Verlauf des pH-Wertes.

Die Temperatur verändert sich bei denen im Feldversuch befindlichen Reaktoren aufgrund der über den Versuchszeitraum veränderten Außentemperatur unregelmäßig (siehe Abbildung II-72). Die im Labor aufgebauten Bioreaktoren weisen eine konstante Temperatur von ca. 20 °C auf.

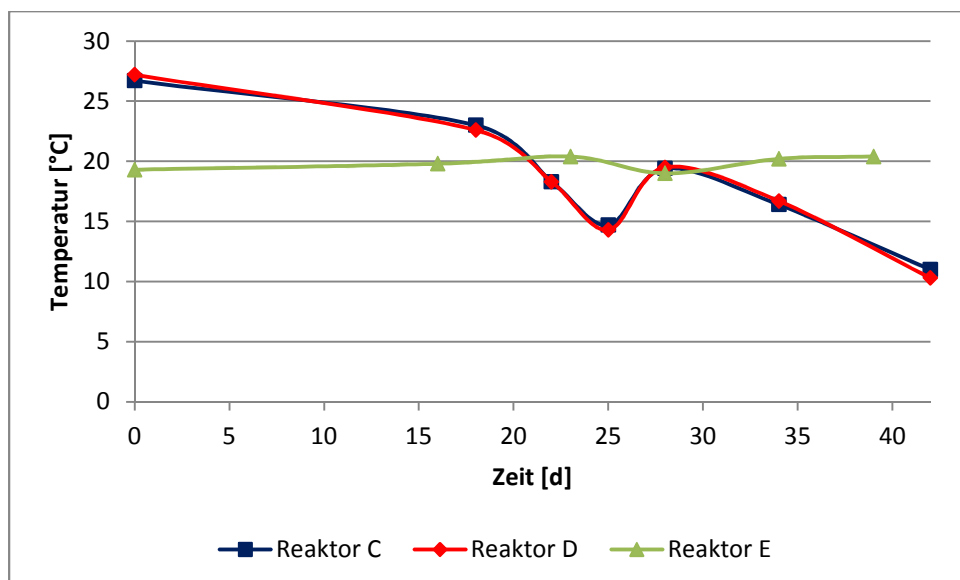


Abbildung II-72: Verlauf der Temperatur.

In alle Reaktoren wurden 30 g *Lemna Minor L.* zum Zeitpunkt t_0 hinzugegeben und bei jedem Vollbewuchs die Hälfte der Biomasse entfernt und gewogen. Die aus den Messergebnissen entstandene halblogarithmisch aufgetragene Wachstumskurve ist in Abbildung II-73 zu

sehen. Nach einer Anlaufzeit von 18 Tagen mit geringem Wachstum, zeigten die Wasserlinsen in Reaktor C und D zwischen den Versuchstagen 18 und 22 den steilsten Anstieg und somit das schnellste Wachstum. Es nimmt über den weiteren Versuchszeitraum, bis hin zur Stagnation an Tag 34, stetig ab. In Reaktor E hingegen ist schon zu Beginn ein sehr starker Anstieg im Wachstum zu erkennen, der dann stetig abnimmt. Ab dem 34. Tag kommt das Wachstum vollständig zum Erliegen.

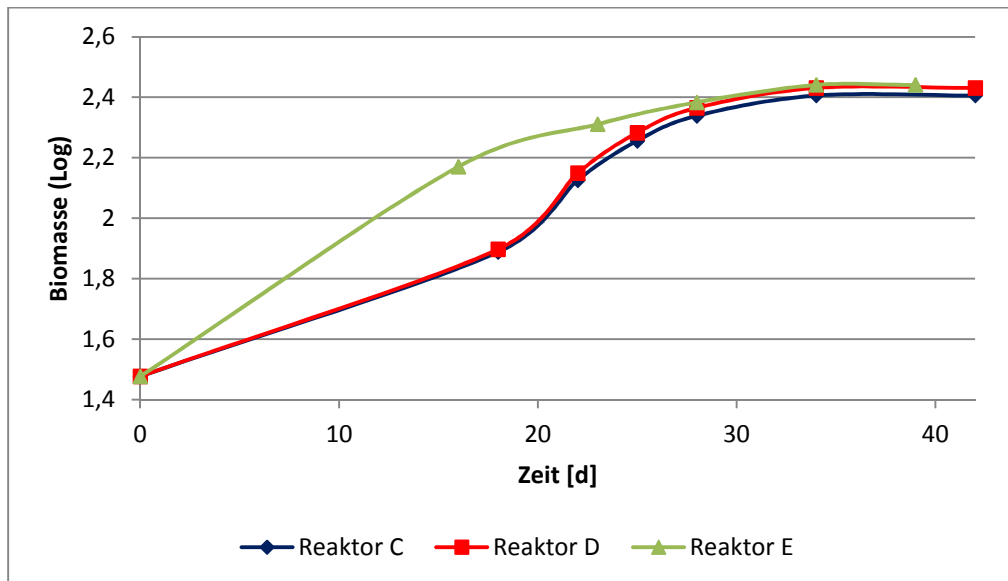


Abbildung II-73: Halblogarithmische Wachstumskurve.

Tabelle II-19: Wachstumsraten von *Lemna minor* im Versuchsreaktor.

t	Wachstumsrate μ Reaktor E [d^{-1}]
0-16	0,105
16-23	0,047
23-28	0,034
28-34	0,022
34-39	0,000

Dies ist auch bei den jeweiligen Wachstumsraten für die verschiedenen Zeiträume zu erkennen (siehe Tabelle II-19). Die größte Wachstumsrate und somit das größte Wachstum wiesen sowohl Reaktor C als auch D in der Zeit von Tag 18 bis Tag 22 auf. Die Wachstumsrate

beträgt in Reaktor C $\mu_{\max} = 0,54 \text{ d}^{-1}$ und in Reaktor D $\mu_{\max} = 0,55 \text{ d}^{-1}$. Mit $\mu_{\max} = 0,105 \text{ d}^{-1}$ erfolgte das größte Wachstum in Reaktor E zwischen den Tagen 0 und 16.

Die Wachstumsraten wurden mit der Formel berechnet.

$$\mu = \left(\frac{M(t_b)}{M(t_a)} \right)^{\frac{1}{N}} - 1 \quad 4.1$$

mit:

μ	Wachstumsrate
$M(t_a)$	Masse zum Zeitpunkt a
$M(t_b)$	Masse zum Zeitpunkt b
N	Δt

Das optische Ergebnis der Reinigung nach dem Versuchszeitraum ist in Abbildung II-74 zu sehen. Im linken Behälter befindet sich das Deponiesickerwasser nach der Reinigung durch die Wasserpflanzen und zum Vergleich befindet sich rechts das Unbehandelte. Es ist schon auf den ersten Blick deutlich zu erkennen, dass das gereinigte Sickerwasser klarer ist.



Abbildung II-74: Vergleich des Sickerwassers nach (links) und vor der Reinigung (rechts).

Im Abschließenden Versuch war das Untersuchungsziel, die abgeerntete Biomasse in den Reaktoren zu quantifizieren und damit ihr Potential zur Gewinnung von Biogas zu bestimmen. Das Gasbildungspotential von *Lemna Minor L.* erwies sich allerdings als sehr

gering. Aus einer Tonne Wasserlinsen (FS) erhält man 1,4 m³ und 2,9 m³ Biogas. Zermörstert man die Wasserlinsen vor dem Vergärungstest, so kann man eine um den Faktor 2 höhere Ausbeute (5,4 m³/kg) erzielen. Offensichtlich wirkt die robuste Zellwand der Wasserlinsen mit ihrer dicken Cutikula als Barriere. Dieser wachsartige Überzug von Pflanzen gehört zu der Gruppe der Fette, die eine geringere Hydrolyserate als Kohlenhydrate aufweisen (Bischofsberger, Dichtl, Rosenwinkel, Seyfried, & Bohnke, 2005). Sie werden somit langsamer abgebaut, und die Mikroorganismen kommen nicht direkt an die hinter der Cutikula liegenden, schnell abbaubaren Kohlenhydrate heran.

Obwohl das System *Lemna minor* durchaus einen reinigende Effekte auf das Deponiewasser gezeigt hat und auch günstige Eigenschaften in Bezug auf eine wirtschaftliche Aberntung der Biomasse besitzt, erscheint daher diese Pflanze für eine Strategie „Biogaserzeugung“ letztlich unwirtschaftlich. Das schließt allerdings nicht aus, dass *Lemna minor* Vorzüge bei anderen Biomassenutzungen bieten könnte (z.B. Verkokung oder Tierfutter).

8 Zusammenfassung

Dem vorliegenden Vorhaben liegt die Idee zu Grunde, die nährstoffreichen Abwässer eines Abfallentsorgungszentrums – im wesentlichen Deponiesickerwasser und sog. Fermenteroutput – zu nutzen, um mittels einer Massenzucht von Algen zusätzliche Biomasse für die Vergärungsanlagen zu generieren. Zugleich sollte damit auch eine Reinigung der Abwässer verbunden sein.

Daher bestand die vorrangige experimentelle Aufgabe zunächst darin, geeignete Algen zu finden und deren Eignung für ein ungehemmtes Wachstum in den hochgradig verschmutzten Abwässern zu überprüfen.

Als Modellorganismus für die Laborsimulationen wurde die Mikroalge *Nannochloropsis salina* ausgewählt. Der Organismus zeichnet sich durch folgende Vorteile aus:

- seine Wachstumsbedingungen sind besonders gut bekannt
- sein schnelles Wachstum, seine hohen Erträge und vor allem sein robuster Stoffwechsel prädestinieren ihn für einen Einsatz in hoch belasteten Abwässern
- limnische Fraßfeinde (Zooplankton) fehlen völlig

In der anschließenden halbtechnischen Phase wurden zusätzlich natürliche Mischbiozöosen (in erster Linie Fadenalgen) in die Untersuchungen mit einbezogen. Dabei stand die Frage nach einer kostengünstigen Biomasse-Rückhaltung im Vordergrund.

Im Rahmen von mehreren Versuchsreihen wurde im ersten Schritt eine Substitution der Hauptnährstoffe Phosphat und Stickstoff durch Deponiesickerwasser und Fermenteroutput experimentell untersucht.

So wurden zunächst Versuche teils im Batchbetrieb teils in kontinuierlicher Kultur durchgeführt. Als Vergleichsansatz wurde stets das Wachstum mit herkömmlicher Düngung in ASW (artificial seawater) beurteilt. Darauf folgten zwei Messreihen zur Phosphatsubstitution, wobei die eine mit und die andere ohne regelmäßige Verdünnung durch Zugabe von destilliertem Wasser erfolgte. Beide Aufbauten wurden mit Deponiesickerwasser beschickt.

Mit dem Einsatz von Fermenteroutput konnte ein Stickstoffersatz realisiert werden. Zum Abschluss der diskontinuierlichen Versuche wurde versucht, die Alge in ausschließlich mit Salz versetzten Deponiesickerwasser und Fermenteroutput zu kultivieren.

Im Einzelnen konnten folgende Ergebnisse erzielt werden:

1. Eine Massenentwicklung der Mikroalge *Nannochloropsis salina* ist sowohl in Deponiesickerwasser wie auch Fermenterinput möglich. Im Zuge dieser Algenentwicklung werden unter anderem die Nährstoffe Phosphat und Stickstoff vollständig in die Biomasse überführt.
2. Dabei kann der für das Wachstum erforderliche Stickstoff vollständig und das Phosphat bis zu 75 % durch Deponiesickerwasser substituiert werden.
3. Für ein optimales Massenwachstum der Mikroalgen ist eine CO₂-Begasung mit 1,5 % CO₂ erforderlich. In der Praxis kann dies mit Hilfe der Abgase aus der Biogasverstromung erreicht werden und damit ein zusätzlichen Beitrag zur Emissionsminderung bewirkt werden.
4. Als maximale Wachstumsgeschwindigkeit der Mikroalge *N. salina* konnte eine Generationszeit von $g = 37$ h gemessen werden, d.h. die Biomasse verdoppelt sich etwa alle 1,5 Tage unter Laborbedingungen. Theoretisch ist dieser Wert noch bis auf $g = 23$ h steigerungsfähig.
5. Die N-Elimination des Deponiesickerwassers erfolgt am schnellsten, wenn der Stickstoff als Ammonium vorliegt.
6. Die P-Elimination des Sickerwassers ist ebenfalls ganz außergewöhnlich hoch. Wenn man die nachgewiesenen Ausgangskonzentrationen von 39,4 mg/l PO₄³⁻ beispielsweise mit der Zulaufkonzentration von kommunalen Kläranlagen vergleicht (8-10 mg/l PO₄³⁻), lässt sich erkennen, dass *N. salina* etwa die 4-fache Menge aufnehmen muss.

Als einziger Hemmfaktor des Deponiesickerwassers hat sich der hohe Trübstoffanteil sowie die Eigenfärbung herausgestellt. Beide Faktoren führen zu deutlichen Lichtverlusten und bewirken, dass das Sickerwasser nicht unverdünnt als Substrat eingesetzt werden kann. Dieser Tatsache muss Rechnung getragen werden und könnte beispielsweise durch eine Reaktorform mit vollständiger Durchmischung begegnet werden.

9 Ausblick

Mikroalgen sind für eine energetische Nutzung als nachwachsende Rohstoffe besonders geeignet, weil sie über hohe Wachstumsraten, geringe Wachstumsansprüche und vor allem CO₂ als Kohlenstoffquelle nutzen können. Im Vergleich zu Landpflanzen ergeben Algen deutlich höhere Flächenerträge in der Biomasseproduktion (Energieertrag: 160–500 MWh/ha gegenüber 75–100 MWh/ha für Mais oder schnellwachsende Bäume; FNR, 2013).

Darüber hinaus beinhaltet das vorliegende Konzept einer Nutzung der Abwässer aus der Abfallwirtschaft eine Reihe weiterer Vorteile:

- Algen verdrängen nicht die Lebensmittelproduktion von Agrarflächen
- die Deponiefläche selbst kann als Produktionsfläche genutzt werden.
- hoch belastete Deponiesickerwässer können als „kostenlose“ Nährstoffquelle genutzt werden und können dabei gleichzeitig gereinigt werden.
- CO₂-Emissionen können weiter gesenkt werden.

Die generelle Eignung des Systems Mikroalge/Deponiesickerwasser konnte mit dem durchgeführten Projekt bereits nachgewiesen werden. In einer zweiten Phase sollten nunmehr die verfahrenstechnischen Bedingungen weiter optimiert und die technische Machbarkeit des Vorhabens verifiziert werden.

Folgende Punkte sollten dabei vorrangig untersucht werden:

1. Optimierung des flächenbezogenen Biomasseertrages.
2. Optimierung des flächenbezogenen Biogas- und Energieertrages.
3. Entwicklung eines ökonomischen Biomasserückhalte (-rückführungs) –systems.
4. Energetische und wirtschaftliche Bilanzierung der Algenbiomasseproduktion auf der Deponie Pohlsche Heide.
5. Bilanzierung der Emissionsminderung sowie Ressourceneffizienz

10 Literaturverzeichnis

- Abfallablagungsverordnung - AbfAbIV**, Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen, vom 20.02.2011. In: BGBl. I S. 305. Online verfügbar unter <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/abfablv/gesamt.pdf>, zuletzt geprüft am 08.10.2011.
- Deponieverordnung-DepV (24.07.2002)**: Verordnung über Deponien und Langzeitlager. In: BGB 1 2002, 2807, zuletzt geprüft am 16.07.2009.
- Becker, Eberhard W.** (1994): Microalgae. Biotechnology and microbiology. Cambridge: Cambridge Univ. Press (Cambridge studies in biotechnology, 10).
- Bischofsberger, W., Dichtl, N., Rosenwinkel, K.-H., Seyfried, C.F., & Bohnke, B.** (2005). Anaerobtechnik. Berlin Heidelberg Springer Verlag
- Bley, Thomas (Hg.)** (2009): Biotechnologische Energieumwandlung. Gegenwärtige Situation, Chancen und künftiger Forschungsbedarf (acatech DISKUTIERT). Unter Mitarbeit von Otto Pulz. 1. Aufl. s.l: Springer-Verlag.
- Boussiba, Sammy; Vonshak, Avigad; Cohen, Zvi; Avissar, Yael and Richmond, Amos**((Received 1986; revised version accepted 1987)): Lipid and Biomass Production by the Halotolerant Microalga *Nannochloropsis salina*. Algal Biotechnology Laboratory, The Jacob Blaustein Institute for Desert Research, S. 1–11.
- Boussiba, Sammy; Vonshak, Avigad; Cohen, Zvi; Avissar, Yael and Richmond, Amos.** (1987). Lipid and Biomass Production by the Halotolerant Microalga *Nannochloropsis Salina*. Elsevier Applied Science Publishers Ltd. England. Great Britain.
- Brauer; H.** (1996). Handbuch des Umweltschutze und der Umweltschutztechnik Band 4: Additiver Umweltschutz: Behandlung von Abwässern. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.
- Bundesamt, Statistisches:** Abfallentsorgung - Fachserie 19 Reihe 1 - 2008, S. 9; 50, zuletzt geprüft am 08.10.2011.
- Campbell, Neil A.; Reece, Jane B.; Held, Andreas; Markl, Jürgen** (2006): Biologie. 6., [aktualisierte] Aufl. München: Pearson Studium (bio - Biologie).

- Chmiel, Horst (Hrsg.)** (2006): Bioprozesstechnik. 2. Aufl. s.l: Spektrum Akademischer Verlag.
- Hoffmann, Maren** (2010): Physiologische Untersuchungen parameterinduzierter Adaptionsantworten von *Nannochloropsis salina* in turbidostatischen Prozessen und deren biotechnologischer Potentiale, Nr. 48, 190S, 22 Tab., 71 Abb.
- Falkowski, Paul G.; Raven, John A.** (2007): Aquatic photosynthesis. 2. Aufl. Princeton, NJ: Univ. Press (Biology-earth science).
- Fernandez, Emilio; Galvan, Aurora** (2008): Nitrate Assimilation in *Chlamydomonas* ∇ : American Society for Microbiology (ASM) (Eukaryotic Cell, 7 No. 4, p. 555-559).
- Finck, Arnold** (2007): Pflanzenernährung und Düngung in Stichworten. 6 voll. überarb. Berlin: Borntraeger (Hirt's Stichwortbücher).
- FNR (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.)** (2013): Algen. <http://energiepflanzen.fnr.de/pflanzen/algen/>
- Förstner, Ulrich** (2008): Umweltschutztechnik. [Online-Ausg. der] 7., vollst. bearb. und aktualisierten [gedr.] Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer.
- IGV GmbH (Hg.)**: Biotechnologie. „Mikroalgenbiotechnologie ist eine Schlüsseltechnologie und ein unerschöpfliches Potenzial für die Zukunft. Realisieren Sie mit uns Visionen.“. Unter Mitarbeit von Herr Prof. Dr. Dr. Otto Pulz. Online verfügbar unter <http://www.igv-gmbh.de/geschaeftsbereiche/biotechnologie/>, zuletzt geprüft am (02.11.2011).
- Janke, Hans D.** (2008): Umweltbiotechnik. Grundlagen und Verfahren. 1. Aufl. Stuttgart: UTB GmbH (UTB L).
- Jones, Peter G.** (2007): "Grundvorlesung" Allgemeine und Anorganische Chemie. für Haupt- und Nebenfach Chemie. Version 1: WS 2007/8. Institut für Anorganische und Analytische Chemie, TU Braunschweig. Braunschweig.
- Karp, Gerald** (2005): Molekulare Zellbiologie. Berlin: Springer.
- Krümpelbeck, Inge** (1999): Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponiense, zuletzt geprüft am 08.10.2011.
- Kruse, Klaus** (1994): Langfristiges Emissionsgeschehen von Siedlungsabfalldeponien.

- Linne von Berg, K.H.;** Hoef-Emden, K.; Marin, B. und Melkonian, M. Der Kosmos Algenführer, Kosmos.
- Lukas, Wolfgang (Hg.)** (2000): Abfall, Deponie-Sickerwasser, Deponie-Gas. Wirtschaftliche Alternativen und Perspektiven für die umweltgerechte Verwertung und Entsorgung. Essen: Vulkan-Verl.
- Richmond, Amos (Hg.)** (1986): CRC Handbook of microalgal mass culture. Laboratory techniques for cultivation of microalgae. Unter Mitarbeit von A. Vonshak. Boca Raton, Fla: CRC Press.
- Richter, Gerhard** (1998): Stoffwechselphysiologie der Pflanzen. Physiologie und Biochemie des Primär- und Sekundärstoffwechsels : mit 267 Formelschemata, 56 Boxen, 10 Tabellen. Stuttgart
- RWE:** Das RWE-Algenprojekt. Hg. v. RWE. Online verfügbar unter <http://www.rwe.com/web/cms/de/2652/rwe/innovationen/stromerzeugung/innovationszentrum-kohle/algenprojekt/>, zuletzt geprüft am (22.10.2011).
- Schachermayer, Elisabeth;** Lampert, Christoph (2010): Aufkommen und Behandlung von Deponiesickerwasser. Bestandsaufnahme an ausgewählten österreichischen Deponien. Wien: Umweltbundesamt (Report / Umweltbundesamt, N.F. 249).
- Spillmann, Peter** (1988): Wasserhaushalt von Deponien. Behandlung von Sickerwässern aus Abfalldeponien. Fachseminar, Veröffentlichungen des Zentrum für Abfallforschung der TU Braunschweig (3).
- Storhas, Winfried** (1994): Bioreaktoren und periphere Einrichtungen. Ein Leitfaden für die Hochschulausbildung, für Hersteller und Anwender. Braunschweig: Vieweg (Vieweg-Lehrbuch Biotechnologie).
- Schmid-Staiger, Ulrike (Hg.)** (2009): Chemie Ingenieur Technik. Kultivierung von Mikroalgen im Photobioraktor zur stofflichen und energetischen Nutzung. Unter Mitarbeit von Peter Marek und Walter Trösch Renate Preisner. Weinheim: Wiley- VCH Verlag GmbH & Co. KGaA (81, 11).
- Universität Göttingen (Hg.):** SAG Database. Sammlung von Algenkulturen. Unter Mitarbeit von Prof. Dr. Thomas. Albrecht-von-Haller-Institute for Plant Science. Online

verfügbar unter http://sagdb.uni-goettingen.de/detailedList.php?str_number=40.85,
zuletzt geprüft am (01.11.2011).

Van Hoek, Christiaan den; Jahns, Hans Martin; Mann, David G. (1993): Algen. 3. neuarb.
Stuttgart [etc.]: Thieme.

http://www.aquacare.de/info/veroeff/bak2_nf/bak2_nf.htm; Stand: 26.05.2012

http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/trinkwv_2001/gesamt.pdf;
Stand: 23.05.2012

<http://www.lenntech.de/anwendungen/reinstwasser/leitfaehigkeitsmessung/leitfahigkeit.htm>;
Stand: 29.04.2012

http://www.osram.de/media/resource/hires/333565/Light-can-be-white-en.pdf?search_result=%2fosram_de%2fsuche%2fadvanced_search.jsp%3faction%3dosearch%26inp_searchterm_1%3dlumilux%2bcool%2bwhite%2b840%26website_name%3dosram_de; Stand: 29.05.2012

<http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/meere/mikroalgen.htm>;
Stand: 27.05.2012

11Anhang

Anhang II-1: Temperatur- und pH-Wert Daten des Wachstumsversuches in ASW.

Tag	Temperatur [°C]				pH-Wert [-]			
	2 % Algenzugabe		5 % Algenzugabe		2 % Algenzugabe		5 % Algenzugabe	
	Mittelwert	Standardabweichung	Mittelwert	Standardabweichung	Mittelwert	Standardabweichung	Mittelwert	Standardabweichung
1	20,25	0,07	-	-	7,15	0,01	-	-
2	24,60	0,14	-	-	6,94	0,00	-	-
3	26,05	0,07	-	-	6,99	0,00	-	-
4	26,00	0,14	22,55	0,07	7,11	0,01	7,08	0,00
5	25,80	0,14	25,80	0,14	7,28	0,00	7,04	0,01
6	27,30	0,14	27,20	0,14	7,39	0,01	7,16	0,01
7	27,15	0,07	27,20	0,14	7,50	0,00	7,41	0,01
8	23,30	0,14	23,45	0,07	7,51	0,01	7,45	0,00
9	22,55	0,21	22,65	0,07	7,47	0,00	7,44	0,02
10	22,25	0,21	22,35	0,07	7,52	0,00	7,50	0,01
11	22,65	0,21	22,75	0,07	7,59	0,00	7,57	0,02
12	26,30	0,00	26,35	0,21	7,58	0,00	7,57	0,01
13	24,50	0,28	25,00	0,57	7,56	0,00	7,56	0,01
14	25,10	0,14	25,15	0,07	7,61	0,02	7,62	0,00
15	24,00	0,14	23,95	0,21	7,52	0,01	7,52	0,01

Anhang II-2: Elektrische Leitfähigkeit und optische Dichte Daten des Wachstumsversuches in ASW.

Tag	el. Leitfähigkeit [mS/cm]				optische Dichte [Extinktion]			
	2 % Algenzugabe		5 % Algenzugabe		2 % Algenzugabe		5 % Algenzugabe	
	Mittelwert	Standardabweichung	Mittelwert	Standardabweichung	Mittelwert	Standardabweichung	Mittelwert	Standardabweichung
1	44,90	0,00	-	-	0,09	0,00	-	-

2	44,95	0,07	-	-	0,24	0,00	-	-
3	45,15	0,07	-	-	0,37	0,01	-	-
4	44,55	0,07	45,25	0,07	0,56	0,01	0,22	0,01
5	44,85	0,07	45,10	0,00	0,89	0,02	0,55	0,01
6	44,95	0,07	45,30	0,00	1,19	0,03	0,91	0,01
7	44,95	0,07	45,30	0,00	1,40	0,03	1,22	0,04
8	45,30	0,14	45,65	0,07	1,55	0,01	1,43	0,04
9	45,35	0,07	45,75	0,07	1,68	0,01	1,61	0,03
10	45,20	0,14	45,80	0,14	1,79	0,00	1,74	0,03
11	44,70	0,00	45,15	0,21	1,88	0,01	1,84	0,03
12	44,70	0,14	45,20	0,28	1,96	0,01	1,93	0,03
13	45,20	0,14	45,55	0,21	2,04	0,01	2,02	0,02
14	44,70	0,00	45,30	0,28	2,08	0,01	2,08	0,03
15	45,00	0,00	45,60	0,28	2,11	0,00	2,14	0,04

Anhang II-3: Temperaturdaten des Phosphatersatzversuches mit Verdünnung.

Tag	Temperatur [°C]					
	ASW		50 % Phosphatersatz		75 % Phosphatersatz	
	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
1	21,35	0,07	16,95	0,92	16,60	0,00
1	21,35	0,07	19,80	0,57	18,90	0,14
2	27,75	0,35	28,10	0,00	27,85	0,21
3	25,60	0,14	25,75	0,07	25,40	0,14
4	27,15	0,21	27,40	0,14	27,00	0,28
5	28,20	0,14	28,35	0,21	27,95	0,35
6	27,00	0,14	27,10	0,14	26,65	0,35
7	26,30	0,14	26,35	0,07	26,05	0,21
8	25,30	0,42	25,55	0,07	25,30	0,14

9	26,60	0,28	26,85	0,07	26,55	0,21
10	26,35	0,21	26,50	0,00	26,25	0,21
11	27,50	0,28	27,60	0,00	27,20	0,28
12	26,45	0,21	26,50	0,14	26,10	0,28
13	26,40	0,28	26,45	0,07	26,05	0,21
14	26,50	0,28	26,55	0,07	26,15	0,21
15	27,15	0,21	27,20	0,14	26,75	0,35
16	25,05	0,21	25,10	0,00	24,85	0,21
17	26,05	0,21	25,95	0,07	25,65	0,21
18	27,50	0,14	27,60	0,14	27,10	0,28
19	26,85	0,21	27,05	0,21	26,60	0,28
20	25,90	0,14	25,90	0,14	25,50	0,28
21	26,40	0,28	26,40	0,14	26,00	0,28
22	26,30	0,28	26,40	0,14	26,00	0,28
23	25,10	0,14	25,20	0,14	24,95	0,21
24	25,90	0,14	26,00	0,14	25,50	0,28

Anhang II-4: pH-Wert Daten des Phosphatersatzversuches mit Verdünnung.

Tag	pH-Wert [-]					
	ASW		50 % Phosphatersatz		75 % Phosphatersatz	
	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
1	7,09	0,01	7,71	0,01	7,61	0,00
1	6,67	0,00	7,81	0,01	7,86	0,01
2	7,01	0,00	7,98	0,01	8,12	0,01
3	7,16	0,00	7,96	0,00	8,12	0,00
4	7,30	0,01	7,89	0,01	8,01	0,01
5	7,33	0,01	7,82	0,01	7,96	0,00
6	7,49	0,01	7,97	0,01	8,13	0,00

7	7,38	0,01	7,75	0,00	7,94	0,00
8	7,45	0,01	7,72	0,00	7,91	0,00
9	7,39	0,00	7,71	0,01	7,95	0,00
10	7,34	0,00	7,63	0,01	7,87	0,00
11	7,31	0,00	7,58	0,00	7,83	0,00
12	7,32	0,01	7,55	0,00	7,82	0,01
13	7,32	0,01	7,54	0,01	7,81	0,01
14	7,43	0,01	7,60	0,01	7,88	0,01
15	7,37	0,01	7,54	0,01	7,84	0,01
16	7,33	0,01	7,45	0,01	7,76	0,01
17	7,37	0,01	7,46	0,01	7,77	0,02
18	7,36	0,01	7,47	0,00	7,76	0,01
19	7,22	0,01	7,35	0,01	7,59	0,02
20	7,36	0,01	7,46	0,01	7,63	0,03
21	7,40	0,01	7,52	0,01	7,60	0,03
22	7,31	0,01	7,45	0,01	7,42	0,01
23	7,38	0,01	7,57	0,01	7,50	0,08
24	7,38	0,00	7,56	0,03	7,50	0,04

Anhang II-5: Elektrische Leitfähigkeit Daten des Phosphatersatzversuchtes mit Verdünnung.

Tag	el. Leitfähigkeit [mS/cm]					
	ASW		50 % Phosphatersatz		75 % Phosphatersatz	
	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
1	45,20	0,00	48,50	0,00	50,05	0,07
2	45,15	0,35	47,75	0,07	49,00	0,00
3	45,30	0,14	48,15	0,07	49,45	0,07
4	41,15	0,35	43,50	0,00	44,80	0,00

5	41,55	0,35	43,75	0,07	45,20	0,00
6	41,70	0,42	43,95	0,07	45,40	0,00
7	37,90	0,42	40,00	0,00	41,40	0,00
8	38,25	0,35	40,25	0,07	41,75	0,07
9	38,50	0,42	40,35	0,07	41,90	0,00
10	34,80	0,42	36,65	0,07	38,05	0,07
11	35,00	0,42	36,80	0,00	38,15	0,07
12	35,30	0,42	37,00	0,00	38,45	0,07
13	31,50	0,85	33,45	0,07	34,80	0,00
14	31,75	0,78	33,60	0,00	35,00	0,00
15	32,00	0,85	33,80	0,00	35,15	0,07
16	28,95	0,78	30,50	0,00	31,65	0,07
17	29,15	0,78	30,65	0,07	31,85	0,07
18	29,30	0,71	30,75	0,07	31,90	0,14
19	26,45	0,64	27,80	0,00	28,75	0,07
20	26,70	0,71	28,00	0,00	28,90	0,14
21	26,90	0,71	28,20	0,00	29,05	0,07
22	24,15	0,64	25,30	0,00	25,95	0,07
23	24,35	0,64	25,55	0,07	26,20	0,00
24	24,55	0,64	25,70	0,00	26,35	0,07

Anhang II-6: Optische Dichte Daten des Phosphatersatzversuches mit Verdünnung.

Tag	optische Dichte [Extinktion]					
	ASW		50 % Phosphatersatz		75 % Phosphatersatz	
	Mittelwert	Standard-abweichung	Mittelwert	Standard-abweichung	Mittelwert	Standard-abweichung
1	0,59	0,00	0,76	0,00	0,81	0,01
2	0,88	0,00	0,82	0,01	0,75	0,02
3	1,22	0,01	0,96	0,01	0,74	0,02

4	1,41	0,01	1,08	0,02	0,67	0,01
5	1,70	0,01	1,42	0,02	0,64	0,03
6	1,75	0,01	1,45	0,02	0,61	0,03
7	1,85	0,00	1,60	0,02	0,69	0,06
8	1,97	0,01	1,72	0,01	0,77	0,02
9	2,07	0,02	1,82	0,02	0,92	0,03
10	2,08	0,01	1,84	0,02	1,01	0,04
11	2,15	0,01	1,91	0,01	1,16	0,05
12	2,20	0,01	1,96	0,00	1,28	0,04
13	2,15	0,02	1,93	0,01	1,33	0,05
14	2,18	0,02	1,97	0,02	1,42	0,05
15	2,18	0,02	2,01	0,02	1,51	0,06
16	2,10	0,02	1,97	0,03	1,51	0,07
17	2,09	0,02	2,01	0,04	1,59	0,07
18	2,08	0,02	2,03	0,04	1,65	0,07
19	1,98	0,02	1,99	0,04	1,65	0,08
20	1,98	0,02	2,02	0,04	1,70	0,08
21	1,96	0,02	2,04	0,04	1,75	0,10
22	1,88	0,02	1,98	0,03	1,72	0,10
23	1,87	0,02	2,01	0,03	1,78	0,13
24	1,86	0,03	2,03	0,05	1,81	0,11

Anhang II-7: Organische Trockensubstanz Daten des Phosphatersatzversuches mit Verdünnung.

Tag	organische Trockensubstanz [%]					
	ASW		50 % Phosphatersatz		75 % Phosphatersatz	
	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
1	14,59	0,10	16,42	1,34	17,71	3,56
3	14,49	3,22	16,25	2,49	16,69	3,90

6	45,60	25,47	51,45	7,17	21,99	4,31
9	25,67	15,02	33,18	22,55	18,55	0,17
12	25,84	9,60	21,01	2,76	17,38	1,43
15	19,73	0,26	27,99	15,14	18,14	0,82
18	43,02	14,98	23,09	3,85	28,91	6,12
21	20,34	1,31	19,11	0,87	15,58	0,13
24	20,22	0,93	19,19	0,21	19,80	1,23

Anhang II-8: TOC- Daten des Phosphatersatzversuches mit Verdünnung.

Tag	TOC- Konzentration [mg/l]					
	ASW		50 % Phosphatersatz		75 % Phosphatersatz	
	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
1	-	-	203,00	1,41	289,00	18,38
3	-	-	181,00	1,41	231,00	4,24
6	-	-	155,00	1,41	223,00	12,73
9	-	-	147,50	9,19	196,50	3,54
12	-	-	117,10	9,76	154,20	12,73
15	-	-	115,00	1,41	154,00	1,41
18	-	-	81,60	1,70	109,90	23,90
21	-	-	98,60	3,39	129,50	9,19
24	-	-	83,70	17,39	107,20	13,86

Anhang II-9: Phosphatkonzentrationsmessdaten des Phosphatersatzversuches mit Verdünnung.

Tag	Phosphatkonzentration [mg/l]					
	ASW		50 % Phosphatersatz		75 % Phosphatersatz	
	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
1	53,10	0,42	34,20	0,57	30,30	4,67

3	34,35	0,21	23,80	0,57	24,80	0,28
6	15,00	1,41	14,25	0,64	21,30	0,14
9	26,00	1,56	24,85	1,06	37,10	1,84
12	<1,5	0,00	<1,5	0,00	<1,5	0,00
15	<1,5	0,00	<1,5	0,00	<1,5	0,00
18	<1,5	0,00	<1,5	0,00	<1,5	0,00
21	<1,5	0,00	<1,5	0,00	<1,5	0,00
24	<1,5	0,00	<1,5	0,00	<1,5	0,00

Anhang II-10: Nitratkonzentrationsmessdaten des Phosphatersatzversuches mit Verdünnung.

Tag	Nitratkonzentration [mg/l]					
	ASW		50 % Phosphatersatz		75 % Phosphatersatz	
	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
1	452,00	5,66	85,20	8,63	94,15	11,10
3	127,00	12,73	104,00	5,66	204,50	120,92
6	58,70	10,75	281,00	4,24	215,50	94,05
9	1,00	0,00	348,50	24,75	303,50	78,49
12	1,03	0,01	251,50	24,75	217,00	19,80
15	1,00	0,00	228,00	36,77	244,00	59,40
18	0,71	0,21	140,50	19,09	122,00	39,60
21	1,35	0,07	178,50	41,72	294,00	8,49
24	1,16	0,36	87,50	6,79	87,75	11,95

Anhang II-11: Temperaturdaten des Phosphatersatzversuches ohne Verdünnung.

Tag	Temperatur [°C]					
	ASW		50 % Phosphatersatz		75 % Phosphatersatz	
	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung

1	20,60	0,00	14,80	0,28	14,40	0,00
1	21,00	0,00	17,15	0,35	17,10	0,14
2	26,50	0,14	26,75	0,07	26,50	0,14
3	28,75	0,07	28,90	0,14	28,65	0,21
4	27,55	0,07	27,70	0,14	27,45	0,21
5	25,45	0,07	25,55	0,07	25,30	0,14
6	24,75	0,21	24,85	0,07	24,65	0,21
7	25,75	0,21	25,75	0,07	25,50	0,14
8	25,70	0,28	25,80	0,00	25,50	0,14
9	24,60	0,14	24,75	0,07	24,60	0,14
10	24,60	0,14	24,65	0,07	24,50	0,14
11	-	-	27,20	0,00	26,85	0,21
12	-	-	24,40	0,14	24,10	0,14
13	-	-	25,70	0,14	25,40	0,14
14	-	-	25,20	0,14	24,90	0,14
15	-	-	-	-	24,75	0,21
16	-	-	-	-	25,80	0,14
17	-	-	-	-	25,95	0,21
18	-	-	-	-	22,05	0,21
19	-	-	-	-	21,10	0,14
20	-	-	-	-	20,60	0,28
21	-	-	-	-	21,15	0,21
22	-	-	-	-	24,45	0,35
23	-	-	-	-	22,40	0,28
24	-	-	-	-	23,55	0,21
25	-	-	-	-	21,60	0,28

Anhang II-12: pH-Wert Daten des Phosphatersatzversuches ohne Verdünnung.

Tag	pH-Wert [-]					
	ASW		50 % Phosphatersatz		75 % Phosphatersatz	
	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
1	7,30	0,01	7,56	0,01	7,55	0,01
1	6,90	0,01	7,81	0,02	7,85	0,00
2	7,26	0,01	8,10	0,01	8,23	0,01
3	7,37	0,01	8,07	0,00	8,19	0,01
4	7,45	0,00	8,06	0,00	8,18	0,00
5	7,43	0,00	7,97	0,00	8,10	0,00
6	7,46	0,00	7,94	0,01	8,06	0,01
7	7,54	0,01	8,00	0,01	8,16	0,00
8	7,56	0,01	7,96	0,01	8,13	0,00
9	7,69	0,01	8,00	0,01	8,17	0,00
10	7,65	0,01	7,95	0,02	8,12	0,00
11	-	-	7,85	0,01	8,06	0,00
12	-	-	7,90	0,03	8,10	0,00
13	-	-	7,84	0,01	8,05	0,00
14	-	-	7,87	0,01	8,14	0,00
15	-	-	-	-	8,13	0,01
16	-	-	-	-	8,13	0,00
17	-	-	-	-	8,10	0,01
18	-	-	-	-	8,05	0,01
19	-	-	-	-	7,98	0,01
20	-	-	-	-	7,96	0,01
21	-	-	-	-	7,98	0,03
22	-	-	-	-	7,96	0,04
23	-	-	-	-	7,87	0,05

24	-	-	-	-	7,81	0,06
25	-	-	-	-	7,71	0,06

Anhang II-13: Elektrische Leitfähigkeit des Phosphatersatzversuches ohne Verdünnung.

Tag	el. Leitfähigkeit [mS/cm]					
	ASW		50 % Phosphatersatz		75 % Phosphatersatz	
	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
1	45,10	0,14	48,75	0,07	50,60	0,00
2	45,05	0,07	47,85	0,07	49,30	0,00
3	44,55	0,07	47,35	0,21	48,90	0,00
4	44,85	0,07	47,75	0,21	49,35	0,07
5	45,35	0,07	48,25	0,21	49,95	0,07
6	45,10	0,00	48,00	0,28	49,50	0,28
7	45,35	0,07	48,20	0,28	49,80	0,28
8	45,80	0,14	48,60	0,28	50,25	0,21
9	45,45	0,07	48,05	0,35	49,70	0,28
10	45,90	0,14	48,45	0,35	50,25	0,35
11	-	-	48,90	0,28	50,60	0,42
12	-	-	48,30	0,57	50,30	0,57
13	-	-	48,60	0,57	50,65	0,64
14	-	-	49,15	0,64	51,20	0,71
15	-	-	-	-	50,60	0,85
16	-	-	-	-	51,15	0,92
17	-	-	-	-	52,05	0,92
18	-	-	-	-	52,95	1,06
19	-	-	-	-	53,10	1,13
20	-	-	-	-	53,00	1,13
21	-	-	-	-	50,20	2,26

22	-	-	-	-	50,95	2,47
23	-	-	-	-	52,50	2,83
24	-	-	-	-	50,35	2,47
25	-	-	-	-	52,20	2,97

Anhang II-14: Optische Dichte Daten des Phosphatersatzversuches ohne Verdünnung.

Tag	optische Dichte [Extinktion]					
	ASW		50 % Phosphatersatz		75 % Phosphatersatz	
	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
1	-0,02	0,00	0,09	0,00	0,23	0,00
1	0,89	0,02	0,88	0,01	0,88	0,00
2	0,92	0,02	0,85	0,00	0,86	0,01
3	1,17	0,02	0,84	0,00	0,77	0,01
4	1,38	0,02	0,88	0,01	0,70	0,03
5	1,56	0,02	0,98	0,02	0,61	0,02
6	1,70	0,02	1,11	0,04	0,61	0,07
7	1,82	0,02	1,26	0,05	0,58	0,02
8	1,92	0,02	1,39	0,06	0,61	0,01
9	1,99	0,02	1,47	0,07	0,65	0,01
10	2,06	0,03	1,55	0,08	0,72	0,00
11	-	-	1,61	0,10	0,81	0,00
12	-	-	1,61	0,10	0,85	0,00
13	-	-	1,61	0,11	0,92	0,65
14	-	-	1,60	0,11	0,99	0,00
15	-	-	-	-	1,08	0,05
16	-	-	-	-	1,13	0,01
17	-	-	-	-	1,21	0,01
18	-	-	-	-	1,29	0,02

19	-	-	-	-	1,49	0,02
20	-	-	-	-	1,42	0,05
21	-	-	-	-	1,46	0,01
22	-	-	-	-	1,58	0,02
23	-	-	-	-	1,78	0,18
24	-	-	-	-	1,64	0,07
25	-	-	-	-	1,80	0,04

Anhang II-15: Organische Trockensubstanzmessdaten des Phosphatersatzversuches ohne Verdünnung.

Tag	organische Trockensubstanz [%]					
	ASW		50 % Phosphatersatz		75 % Phosphatersatz	
	Mittelwert	Standard-abweichung	Mittelwert	Standard-abweichung	Mittelwert	Standard-abweichung
1	15,29	1,26	30,91	24,47	20,92	0,79
4	54,41	7,48	50,58	13,50	33,84	4,28
7	14,90	0,34	16,45	0,17	16,68	0,17
10	15,66	1,08	17,15	0,91	17,70	2,66
13	-	-	23,83	13,89	31,76	13,85
16	-	-	-	-	33,31	13,64
19	-	-	-	-	24,34	5,39
22	-	-	-	-	16,41	2,53
25	-	-	-	-	16,64	0,03

Anhang II-16: TOC Daten des Phosphatersatzversuches ohne Verdünnung.

Tag	TOC- Konzentration [mg/l]					
	ASW		50 % Phosphatersatz		75 % Phosphatersatz	
	Mittelwert	Standard-abweichung	Mittelwert	Standard-abweichung	Mittelwert	Standard-abweichung
1	-	-	189,50	3,54	280,00	14,14

4	-	-	129,00	0,00	240,00	19,80
7	-	-	192,00	7,07	255,00	4,24
10	-	-	143,00	1,41	214,00	16,97
13	-	-	184,00	0,00	239,00	12,73
16	-	-	-	-	233,00	9,90
19	-	-	-	-	218,50	50,20
22	-	-	-	-	227,00	4,24
25	-	-	-	-	238,00	39,60

Anhang II-17: Phosphatkonzentrationsmessdaten des Phosphatersatzversuches ohne Verdünnung.

Tag	Phosphatkonzentration [mg/l]					
	ASW		50 % Phosphatersatz		75 % Phosphatersatz	
	Mittelwert	Standard-abweichung	Mittelwert	Standard-abweichung	Mittelwert	Standard-abweichung
1	49,80	1,70	40,00	0,99	38,85	0,49
4	17,90	2,69	14,30	2,12	14,80	3,25
7	1,50	0,00	1,50	0,00	1,50	0,00
10	1,50	0,00	1,50	0,00	1,50	0,00
13	-	-	1,50	0,00	1,50	0,00
16	-	-	-	-	13,80	5,94
19	-	-	-	-	44,75	22,70
22	-	-	-	-	1,50	0,00
25	-	-	-	-	1,50	0,00

Anhang II-18: Nitratkonzentrationsmessdaten des Phosphatersatzversuches ohne Verdünnung.

Tag	Nitratkonzentration [mg/l]					
	ASW		50 % Phosphatersatz		75 % Phosphatersatz	
	Mittelwert	Standard-abweichung	Mittelwert	Standard-abweichung	Mittelwert	Standard-abweichung

1	442,00	31,11	374,00	5,66	326,00	36,77
4	49,35	0,49	447,50	74,25	508,00	16,97
7	31,15	0,64	214,00	19,80	191,50	54,45
10	1,75	0,49	181,00	8,49	227,50	82,73
13	-	-	315,00	21,21	298,00	73,54
16	-	-	-	-	375,00	125,87
19	-	-	-	-	269,00	25,46
22	-	-	-	-	333,00	60,81
25	-	-	-	-	295,00	18,38

Anhang II-19: Temperatur Daten des Stickstoffersatzversuches.

Tag	Temperatur [°C]					
	50 % Stickstoffersatz		75 % Stickstoffersatz		100 % Stickstoffersatz	
	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
1	18,60	0,00	18,40	0,14	18,40	0,00
1	20,25	0,07	20,10	0,00	20,15	0,07
2	23,70	0,28	23,90	0,14	23,70	0,14
3	24,15	0,07	24,20	0,14	23,90	0,14
4	22,50	0,28	22,60	0,00	22,25	0,07
5	21,25	0,21	21,35	0,07	21,20	0,14
6	-	-	-	-	-	-
7	25,05	0,07	25,15	0,07	24,80	0,28
8	22,30	0,14	22,40	0,00	22,20	0,14
9	23,50	0,14	23,55	0,07	23,35	0,21
10	25,85	0,21	25,95	0,07	25,65	0,21

Anhang II-20: pH-Wert Daten des Stickstoffersatzversuches.

Tag	pH-Wert [-]
-----	-------------

	50 % Stickstoffersatz		75 % Stickstoffersatz		100 % Stickstoffersatz	
	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
1	7,63	0,01	7,66	0,01	7,58	0,01
1	7,39	0,00	7,51	0,01	7,62	0,01
2	7,41	0,00	7,55	0,01	7,65	0,01
3	7,29	0,02	7,42	0,01	7,56	0,01
4	7,09	0,01	7,25	0,01	7,42	0,03
5	7,16	0,01	7,31	0,01	7,49	0,02
6	-	-	-	-	-	-
7	7,36	0,01	7,38	0,01	7,47	0,03
8	7,45	0,01	7,45	0,02	7,48	0,03
9	7,42	0,00	7,40	0,00	7,41	0,02
10	7,42	0,00	7,41	0,01	7,50	0,01

Anhang II-21: Elektrische Leitfähigkeit Daten des Stickstoffersatzversuches.

Tag	el. Leitfähigkeit [mS/cm]					
	50 % Stickstoffersatz		75 % Stickstoffersatz		100 % Stickstoffersatz	
	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
1	47,30	0,00	48,40	0,00	48,60	0,00
2	47,15	0,21	47,95	0,07	48,10	0,00
3	46,95	0,07	47,80	0,00	48,10	0,00
4	47,40	0,00	48,10	0,00	48,35	0,07
5	47,60	0,14	48,35	0,07	48,60	0,14
6	-	-	-	-	-	-
7	47,15	0,21	47,70	0,14	47,90	0,42
8	47,60	0,14	48,20	0,14	48,30	0,42
9	46,20	0,14	46,95	0,07	47,35	0,07

10	46,55	0,21	47,25	0,07	47,65	0,07
----	-------	------	-------	------	-------	------

Anhang II-22: Optische Dichte Daten des Stickstoffersatzversuches.

Tag	optische Dichte [Extinktion]					
	50 % Stickstoffersatz		75 % Stickstoffersatz		100 % Stickstoffersatz	
	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
1	0,34	0,00	0,34	0,00	0,36	0,00
2	0,66	0,01	0,66	0,01	0,62	0,02
3	1,18	0,02	1,17	0,03	1,09	0,04
4	1,48	0,02	1,49	0,02	1,40	0,04
5	1,69	0,01	1,69	0,03	1,57	0,10
6	-	-	-	-	-	-
7	1,93	0,02	1,97	0,02	1,91	0,04
8	2,00	0,02	2,03	0,03	1,97	0,03
9	2,04	0,02	2,07	0,05	2,00	0,03
10	2,12	0,03	2,14	0,04	2,06	0,05

Anhang II-23: Organische Trockensubstanzmessdaten des Stickstoffersatzversuches.

Tag	organische Trockensubstanz [%]					
	50 % Stickstoffersatz		75 % Stickstoffersatz		100 % Stickstoffersatz	
	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
1	15,17	0,22	15,37	0,37	17,49	0,67
4	15,54	0,39	15,57	0,51	16,41	0,43
7	21,87	13,32	15,88	0,14	18,68	0,19
10	16,61	0,35	16,81	0,52	17,98	0,65

Anhang II-24: TOC-Messdaten des Stickstoffersatzversuches.

Tag	TOC- Konzentration [mg/l]					
	50 % Stickstoffersatz		75 % Stickstoffersatz		100 % Stickstoffersatz	
	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
1	102,50	2,12	113,50	7,78	140,50	12,02
4	100,50	0,71	118,50	9,19	157,00	18,38
7	123,50	33,23	157,00	14,14	183,00	26,87
10	105,50	4,95	147,50	20,51	162,00	12,73

Anhang II-25: Phosphatkonzentrationsmessdaten des Stickstoffersatzversuches.

Tag	Phosphatkonzentration [mg/l]					
	50 % Stickstoffersatz		75 % Stickstoffersatz		100 % Stickstoffersatz	
	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
1	334,00	0,00	352,00	5,66	352,00	8,49
4	38,50	9,19	33,00	1,41	36,50	12,02
7	< 1,50	-	< 1,50	0,00	< 1,50	-
10	< 1,50	-	< 1,50	0,00	< 1,50	-

Anhang II-26: Nitratkonzentrationsmessdaten des Stickstoffersatzversuches.

Tag	Nitratkonzentration [mg/l]					
	50 % Stickstoffersatz		75 % Stickstoffersatz		100 % Stickstoffersatz	
	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung	Mittelwert	Standard- abweichung
1	323,50	30,41	74,50	0,71	17,50	3,54
4	171,00	12,73	67,15	3,46	9,25	0,64
7	80,50	19,09	21,00	1,41	12,50	0,71
10	2,75	0,07	4,85	0,35	5,60	0,14

Anhang II-27: Ammoniumkonzentrationsdaten des Stickstoffersatzversuches.

Tag	Nitratkonzentration [mg/l]					
	50 % Stickstoffersatz		75 % Stickstoffersatz		100 % Stickstoffersatz	
	Mittelwert	Standard-abweichung	Mittelwert	Standard-abweichung	Mittelwert	Standard-abweichung
1	62,10	1,56	90,80	2,83	124,20	1,13
4	11,60	1,98	36,55	3,61	71,35	8,41
7	3,30	1,12	4,22	0,11	19,80	10,47
10	< 2,50	-	3,32	1,16	3,71	0,59

Anhang II-28: Temperatur- und pH-Wert Daten des Wachstumsversuches im Abwasser.

Tag	Temperatur [°C]				pH-Wert [-]			
	Deponiesickerwasser		Fermenteroutput		Deponiesickerwasser		Fermenteroutput	
	Mittelwert	Standard-abweichung	Mittelwert	Standard-abweichung	Mittelwert	Standard-abweichung	Mittelwert	Standard-abweichung
1	14,27	0,12	14,30	0,20	7,82	0,01	7,63	0,01
1	17,23	0,06	17,13	0,12	7,95	0,02	7,88	0,01
2	24,50	0,26	24,27	0,32	8,31	0,02	8,14	0,01
3	26,07	0,25	25,90	0,17	8,27	0,02	8,07	0,00
4	23,53	0,38	23,47	0,15	8,25	0,01	7,97	0,07
5	22,93	0,21	22,83	0,12	8,11	0,01	7,91	0,01
6	24,70	0,30	24,63	0,21	8,12	0,01	7,92	0,02
7	25,47	0,15	25,23	0,21	8,17	0,01	7,98	0,01
8	25,50	0,20	25,40	0,17	8,19	0,01	7,98	0,02
9	25,07	0,40	25,03	0,12	8,15	0,01	7,94	0,01
10	23,57	0,15	23,50	0,17	8,09	0,02	7,91	0,02
11	26,30	0,10	26,07	0,23	8,11	0,01	7,91	0,01
12	24,00	0,17	23,87	0,15	8,04	0,01	7,73	0,21
13	24,00	0,17	23,87	0,15	8,05	0,00	7,84	0,02

14	25,40	0,26	25,20	0,17	8,05	0,01	7,85	0,01
15	25,10	0,10	24,93	0,21	8,04	0,01	7,81	0,02
16	24,40	0,17	24,07	0,15	7,75	0,10	7,43	0,12
17	25,33	0,21	25,10	0,17	7,77	0,02	7,50	0,04
18	24,37	0,23	24,20	0,17	7,71	0,02	7,42	0,03
19	25,57	0,23	25,07	0,32	7,67	0,06	7,37	0,04
20	24,23	0,29	24,13	0,21	7,58	0,13	7,30	0,04
21	24,90	0,26	24,77	0,15	7,25	0,33	7,21	0,03
22	24,27	0,23	24,13	0,21	6,85	0,43	7,10	0,03

Anhang II-29: Elektrische Leitfähigkeit und optische Dichte Daten des Wachstumsversuches im Abwasser.

Tag	el. Leitfähigkeit [mS/cm]				optische Dichte [Extinktion]			
	Deponiesickerwasser		Fermenteroutput		Deponiesickerwasser		Fermenteroutput	
	Mittelwert	Standardabweichung	Mittelwert	Standardabweichung	Mittelwert	Standardabweichung	Mittelwert	Standardabweichung
1	49,73	0,15	65,63	0,21	0,76	0,00	0,91	0,00
2	48,77	0,06	61,97	0,31	0,69	0,00	1,18	0,15
3	49,07	0,21	62,27	0,31	0,70	0,01	1,04	0,22
4	49,70	0,17	62,93	0,35	0,64	0,03	1,01	0,01
5	49,67	0,06	63,07	0,31	0,63	0,03	0,79	0,02
6	48,80	0,26	61,67	0,45	0,61	0,05	0,68	0,04
7	49,03	0,25	61,93	0,47	0,57	0,06	0,70	0,03
8	49,57	0,31	62,57	0,51	0,53	0,04	0,60	0,03
9	48,70	0,79	61,33	0,50	0,47	0,05	0,62	0,04
10	49,17	0,57	61,87	0,61	0,42	0,05	0,86	0,07
11	49,43	0,61	62,30	0,66	0,39	0,04	0,66	0,05
12	49,80	0,61	62,77	0,68	0,37	0,04	0,69	0,07
13	50,23	0,49	63,23	0,91	0,38	0,06	0,90	0,09
14	50,73	0,67	63,90	0,87	0,35	0,04	0,71	0,08

15	50,53	0,59	63,70	0,82	0,37	0,06	0,71	0,08
16	51,03	0,58	64,40	0,98	0,39	0,06	0,72	0,05
17	51,77	0,64	65,40	1,15	0,45	0,09	0,74	0,03
18	50,77	0,12	65,07	0,59	0,51	0,11	0,83	0,05
19	51,37	0,21	65,90	0,62	0,73	0,15	0,83	0,03
20	52,03	0,25	67,13	0,81	0,90	0,13	1,00	0,08
21	49,27	0,50	65,03	0,98	0,93	0,14	1,04	0,06
22	50,17	0,35	66,50	1,22	1,05	0,09	1,08	0,02

Anhang II-30: Organische Trockensubstanz des Wachstumsversuches im Abwasser.

Tag	organische Trockensubstanz			
	Deponiesickerwasser		Fermenteroutput	
	Mittelwert	Standardabweichung	Mittelwert	Standardabweichung
1	18,06	1,61	18,79	0,70
4	15,69	0,29	17,59	0,98
7	16,45	0,60	22,09	7,52
10	16,09	1,50	18,64	1,23
13	15,91	0,29	17,56	0,72
16	16,14	1,23	16,81	1,08
19	15,81	1,10	17,56	1,19
22	15,14	0,29	14,84	1,62

Anhang II-31: TOC- und Phosphatkonzentrationsmessdaten des Wachstumsversuches im Abwasser.

Tag	TOC [mg/l]				Phosphat [mg/l]			
	Deponiesickerwasser		Fermenteroutput		Deponiesickerwasser		Fermenteroutput	
	Mittelwert	Standardabweichung	Mittelwert	Standardabweichung	Mittelwert	Standardabweichung	Mittelwert	Standardabweichung
1	311,33	19,22	383,33	9,02	32,33	2,31	29,33	2,31
4	194,00	6,00	338,67	6,43	1,67	0,29	11,97	6,30

7	234,67	9,87	333,33	12,06	17,87	0,12	10,07	2,19
10	206,33	18,82	300,67	32,02	16,77	0,64	9,97	1,51
13	175,67	15,50	339,33	32,33	13,97	1,00	7,67	1,11
16	222,67	7,57	372,00	11,14	11,80	1,42	6,93	0,55
19	236,67	3,06	432,00	8,72	4,73	1,46	5,20	0,70
22	256,00	2,00	448,00	21,63	< 1,50	-	4,97	0,29

Anhang II-32: Nitrat- und Ammoniumkonzentrationsmessdaten des Wachstumsversuches im Abwasser.

Tag	TOC [mg/l]				Phosphat [mg/l]			
	Deponiesickerwasser		Fermenteroutput		Deponiesickerwasser		Fermenteroutput	
	Mittelwert	Standardabweichung	Mittelwert	Standardabweichung	Mittelwert	Standardabweichung	Mittelwert	Standardabweichung
1	21,80	0,72	23,17	0,65	519,33	45,09	692,00	30,27
4	16,40	0,98	19,53	2,27	314,67	36,30	562,00	70,68
7	19,53	0,12	17,77	0,31	393,00	18,36	546,33	20,65
10	19,27	0,40	17,83	0,38	512,67	2,31	538,00	24,58
13	23,90	2,17	20,13	0,76	402,67	23,44	571,33	23,35
16	33,47	5,50	38,70	2,65	410,67	11,02	570,67	16,77
19	81,90	26,10	93,90	8,93	296,67	37,81	484,67	28,02
22	209,00	85,04	160,67	60,91	44,47	33,96	270,00	17,35

Anhang II-33: Messdaten des kontinuierlichen Versuches mit ASW.

Parameter	Startlösung	Vorlage	Endwerte	
			Mittelwert	Standardabweichung
optische Dichte	1,01	-0,01	1,06	0,02
el. Leitfähigkeit	45,20	45,10	44,93	0,10
Temperatur	20,60	19,50	28,30	0,18
pH-Wert	8,39	7,27	7,05	0,02
Volumen			923,75	34,00

Durchfluss			30,50	0,58
Verweilzeit			30,28	0,73
Phosphat	48,90	48,90	2,31	0,14
Nitrat	613,61	613,61	284,50	9,98
Ammonium	5,39	5,39	-	0,00
org. Trockensubstanz			9,10	0,36

Anhang II-34: Messdaten des kontinuierlichen Versuches mit Abwasser.

Parameter	Startlösung	Vorlage		Endwerte			
				Sickerwasser		Fermenteroutput	
		Sicker- wasser	Fermenter- output	Mittel- wert	Standard- abweichung	Mittel- wert	Standard- abweichung
optische Dichte	1,00	0,22	0,46	1,21	0,08	1,00	0,07
el. Leitfähigkeit	45,80	49,50	65,10	53,95	0,35	68,50	6,62
Temperatur	16,00	16,60	16,10	31,75	0,07	30,00	1,13
pH-Wert	7,50	7,63	7,30	8,13	0,03	6,88	0,11
TOC	-	566,00	-	482,00	33,94	448,00	2,83
Phosphat	48,90	39,40	53,00	-	0,00	3,97	0,56
Nitrat	613,61	27,01	21,61	66,80	5,09	157,00	72,12
Ammonium	5,39	760,11	746,00	270,00	21,21	373,75	19,45
oTS	11,16	0,30		11,83	0,54	16,95	3,16
Volumen				950,00	21,21	975,00	21,21
Durchfluss				5,00		30,00	
Verweilzeit	0,00			190,00	4,24	32,50	0,71

Abschlussbericht

DBU-Fördervorhaben

Entwicklung eines integrierten Verfahrens
zum Einsatz von Algen
zur Steigerung der Energiebereitstellung und –effizienz
und zur
Verringerung der CO₂-Emissionen von Vergärungsanlagen

Teil III: Aufbau einer halbtechnischen Anlage zur Produktion
von Algen-Biomasse und Reinigung von Deponiesickerwasser

Durchführung: GVoA
Gesellschaft zur Verwertung organischer Abfälle mbH & Co. KG
Pohlsche Heide 1
32479 Hille

Inhaltsverzeichnis:

1. Einleitung	S. III- 3
2. Aufgabe	S. III- 4
3. Technische Beschreibung	S. III- 6
4. Erste Versuche in der Algenrinne	S. III-11
5. Ergebnisse	S. III-15
6. Zusammenfassung und Ausblick	S. III-15
7. Bilder- und Grafikenverzeichnis	S. III-16
8. Tabellenverzeichnis	S. III-16

1. Einleitung

Im Rahmen des Projektes „Entwicklung eines integrierten Verfahrens zum Einsatz von Algen zur Steigerung der Energiebereitstellung und –effizienz und zur Verringerung der CO₂-Emissionen von Vergärungsanlagen“ sollten sowohl Deponiesickerwasser als auch Abwässer aus Vergärungsanlagen als Substitute für Nährlösungen zur Produktion von Biomasse aus Algen eingesetzt werden. Parallel dazu sollte untersucht werden, inwieweit die Organische Belastung dieser Abwässer durch Algen reduziert werden kann.

Am Leichtweiß-Institut für Wasserbau wurden im Rahmen dieses Projektes nach einer Reihe von Laborversuchen bereits Feldversuche an Rinnen durchgeführt. Hier galt es, grundsätzlich nachzuweisen, dass Algen, die über eine Rinne hin verteilt sind, Sickerwasser reinigen können und gleichzeitig Biomasse produziert wird. Diese Versuche haben gezeigt, dass es möglich ist, über eine relativ kurze Strecke Abbauraten zu erzielen und damit die grundsätzliche Funktionsfähigkeit einer solchen Technik nachgewiesen (S. Modellversuche zur Reinigung von Deponiesickerwasser mithilfe von Algen und Wasserlinsen in einem rinnenartigen Versuchsaufbau).

Gleichzeitig zeigten die Versuche auch Chancen und Probleme dieser Technik auf, so dass die am Leichtweißinstitut gemachten Erfahrungen in die Entwicklung einer größeren Algenrinne im Entsorgungszentrum Pohlsche Heide mit einfließen.

2. Aufgabe

Im Entsorgungszentrum Pohlsche Heide sollte eine Rinne zur weiteren Untersuchung der Reinigungsleistung von Algen an Deponiesickerwasser und zur Erzeugung von Biomasse errichtet werden. Dazu wurde auf Erfahrungen mit Rinnensystemen des Leichtweiß-Institutes der Technischen Universität Braunschweig zurückgegriffen.

Im Leichtweiß-Institut sind 2 Rinnensysteme aufgebaut worden. Das erste System besteht aus je 2 Rinnen mit einer Länge von 3 m, die nicht miteinander kommunizieren. Dieses System wurde im Labor installiert und kann künstlich beleuchtet werden. Die Einstrahlfläche beträgt pro Rinne ca. 0,3 m². An diesem System können Umwelteinflüsse wie Temperaturschwankungen oder Verunreinigungen durch Staub etc. weitestgehend vermieden werden.

In diesem Rinnensystem wurden zum ersten Mal Fadenalgen getestet; allerdings stellte man nach kurzer Zeit fest, dass sich innerhalb der Algenmasse Kanäle bildeten. Dadurch wird die Fließgeschwindigkeit des Sickerwassers erhöht und es findet kein Austausch mehr zwischen Algen und Sickerwasser statt.



Abb 1: Kanalbildung in der Algenrinne im Labor des LWI

Der Effekt der Kanalbildung dürfte bei entsprechender Dimensionierung der Rinne soweit reduziert werden, dass die Auswirkungen in Bezug auf Ausbeute an Biomasse und Reinigungseffekt vernachlässigbar sind.

Das zweite Rinnensystem ebenfalls bestehend aus 2 nicht miteinander kommunizierenden Rinnen mit jeweils einer Länge von 10 m wurde im Freigelände aufgebaut. Diese Rinnen bestehen aus aufgeschnittenen Kunststoffrohren, die mit schwarzer Folie ausgekleidet worden sind, um die Rinnen abzudichten. Die Lichteinstrahlfläche pro Rinne beträgt ca. 2 m². Da die Rinnen im Freigelände aufgebaut wurden, können äußere Faktoren wie Witterung und Umwelteinflüsse gut beobachtet werden. Allerdings kann diese Anlage während der Frostperiode nicht betrieben werden, da die Rinne zufriert. Außerdem heizt sich bei starker

Lichteinstrahlung die schwarze Folie derartig auf, dass sich das Wasser zu stark erwärmt. Dies führt zu einem Absterben der Algen (s. Modellversuche zur Reinigung von Deponiesickerwasser...). Daher sind Maßnahmen zur Beschattung ergriffen worden. Dies ist allerdings für das Algenwachstumsraten kontraproduktiv, da gerade Licht für das Algenwachstum ein unerlässlicher Parameter ist.



Abb 2: Die Algenrinnen im Freigelände des LWI

Aus den Erfahrungen mit den Rinnen am Leichtweiß-Institut ergeben sich für die Algenrinne auf der Pohlschen Heide folgende Anforderungen:

- 2.1. Fläche zur Sonneneinstrahlung wenigstens 10 m²
- 2.2. Ausreichende Länge, um quantitativ Abbauraten bestimmen zu können
- 2.3. CO₂-Einspeisung über die gesamte Strecke
- 2.4. Betrieb auch während der Wintermonate
- 2.5. Einrichtung sowohl für Batch-Betrieb als auch für kontinuierlichen Betrieb
- 2.6. Verhinderung von Kanalbildung innerhalb der Rinne
- 2.7. Einfache Probenahme und leichte Ernte von Biomasse

3. Technische Beschreibung



Abb. 3: Die fertiggestellte Algenrinne

Um die o.g. genannten Anforderungen erfüllen zu können ist die Rinne entsprechend groß zu dimensionieren. Aus der Forderung, eine Einstrahlfläche von wenigstens 10 m^2 zu erreichen ergeben sich folgende Ausmaße: 21 m lang und 0,5 m breit bei einem Gesamtvolumen von ca. $2,5 \text{ m}^3$.

Um Wartungsarbeiten und Probenahmen einfach durchführen zu können, ist die Rinne aufgeständert worden. Die Rinne wurde aus einfachem Flachstahl in der hauseigenen Werkstatt des Entsorgungszentrums geschweißt und anschließend mit Zweikomponentenlack weiß lackiert. Dabei wurden Einschubschächte für Schotten eingerichtet, um z.B. mehrere Batchversuche parallel durchführen zu können. In diese Schotten können aber auch verschieden groß dimensionierte Siebe eingebaut werden, um entweder Algen zu ernten oder weitere Ansiedelflächen für Algen zu schaffen. Die Rinne ist aus fabrikationstechnischen Gründen dreieckig ausgeführt.

Um sowohl für den Durchlauf- als auch für den Umlaufbetrieb eine definierte Messstrecke zu erhalten, wurden das erste und das letzte Schott als Überlauf ausgeführt. Auf diese Weise ist sichergestellt, dass innerhalb der Messstrecke immer der gleiche Füllstand und damit das gleiche Volumen an Wasser vorhanden ist. Die maximale Füllhöhe vom Grund bis zum Überlauf beträgt 35 cm. Die Strecke zwischen dem 1. und 2. Überlauf (Messstrecke) ist 19,5m lang.

Die Rinne selbst hat ein leichtes Gefälle von 0,5% zwischen Zulauf und Ablauf.

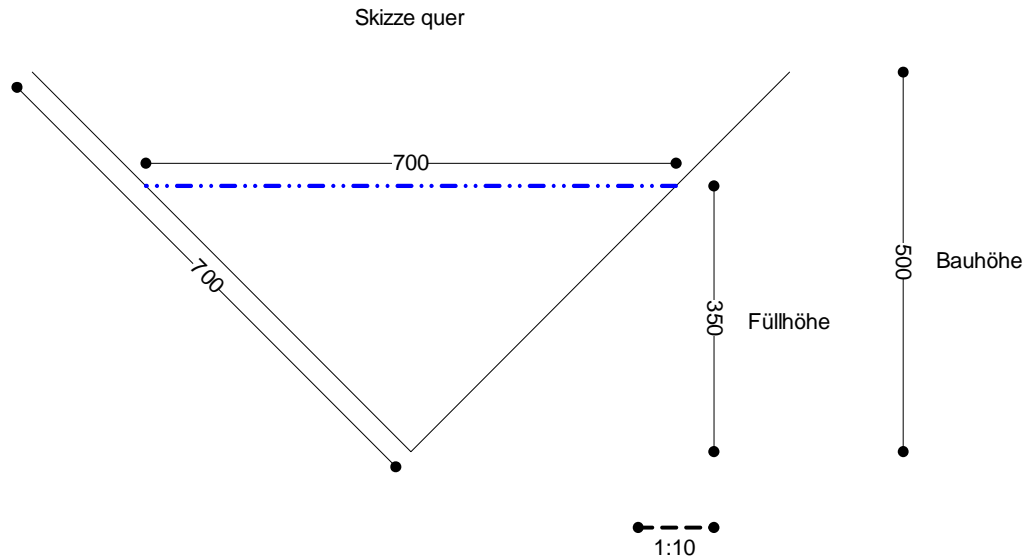


Abb. 4: Skizze des Querschnitts der Algenrinne

Die Rinne enthält 9 gleichgroße Segmente, die für Batchversuche mithilfe von Schotten abgetrennt werden können. Zudem enthält sie ein Zu- und ein Ablaufsegment, damit die durch Zu- und Ablauf von Wasser entstehenden Wellen sich nicht über die gesamte Rinne erstrecken und somit eine Messstrecke mit möglichst linearer Fließgeschwindigkeit entsteht.

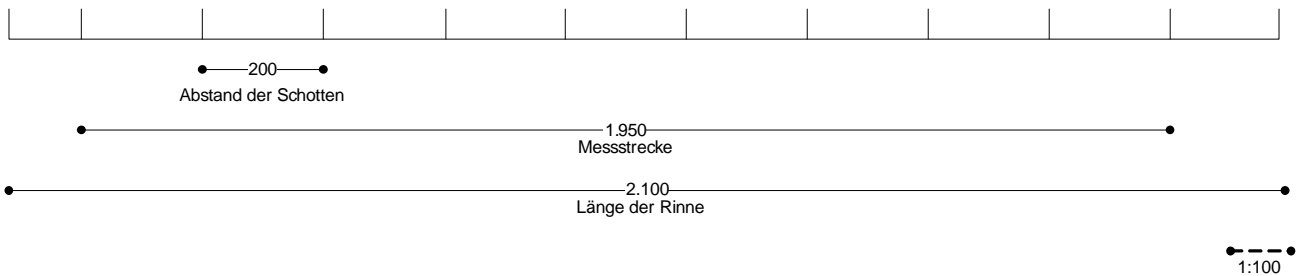


Abb 5: Skizze des Längsschnittes der Rinne

Für den Umlaufbetrieb ist die Installation einer Umwälzpumpe erforderlich. Über ein $\frac{3}{4}$ "-Rohr wird am Ablauf der Rinne das Wasser über eine kleine Umwälzpumpe wieder zum Zulauf gepumpt. Zum Schutz der Umwälzpumpe ist am Ablauf ein Feinsieb installiert, an dem auch Algenmasse geerntet werden kann.

Der Einbau einer Heizung sichert die Algenrinne gegen das Einfrieren ab und ermöglicht so einen Betrieb auch während der Wintermonate. Als Wärmespender dient die Abwärme der im Entsorgungszentrum installierten Blockheizkraftwerke an der Deponie. Zusätzlich wurden die Wände der Rinne noch isoliert.

Die CO₂-Einspeisung erfolgt über PE-Schläuche und Aquariumsteine, von denen über die gesamte Rinne hin 18 Stück verteilt sind. Das CO₂ wird aus einer Stahlflasche entnommen. In Zukunft soll aber auch Abgas aus den BHKW eingespeist werden.

Die Zuführung von Sickerwasser erfolgt über kubische Tankcontainer (KTC), die bei Bedarf jeweils frisch gefüllt werden können. Wenn die Rinne als Durchlaufreaktor betrieben wird, wird das gereinigte Sickerwasser in einen weiteren KTC abgefüllt und steht dann zur Beprobung bereit. Im Betrieb als Umlaufreaktor wird das Sickerwasser solange im Kreis gepumpt, bis die gewünschten Reinheitsgrade innerhalb der Rinne erreicht sind.

Wenn Batchversuche mit größeren Mengen Sickerwasser durchgeführt werden sollen, werden die Schotten eingesetzt und die Pumpe stillgelegt. Es stehen dann 9 Felder mit einem Fassungsvermögen von bis zu 250 l Sickerwasser und einer Einstrahlfläche von ca. 1 m² zur Verfügung, die auch jeweils mit CO₂ beaufschlagt werden können.

Um Verunreinigungen von außen zu vermeiden kann die Rinne mit durchsichtigen Plexiglasscheiben abgedeckt werden.

Parallel zu den Versuchen mit der Rinne selbst können im Rahmen von Batchversuchen sowohl Algen gezüchtet, als auch durch Algen und/oder Bakterien verursachte Reinigungseffekte beobachtet werden. Hierfür stehen in dem dazu gehörenden Gewächshaus 6 Plätze mit CO₂-Einspeisung zur Verfügung.

Die Rinne als Durchlaufreaktor:

Aus einem KTC wird kontinuierlich Sickerwasser in die Rinne abgelassen. Dabei wird anhand einer Skala an dem KTC die Menge an Sickerwasser pro Zeiteinheit bestimmt. Die gleiche Menge Wasser wird am Abfluss ebenfalls in einem KTC aufgefangen.

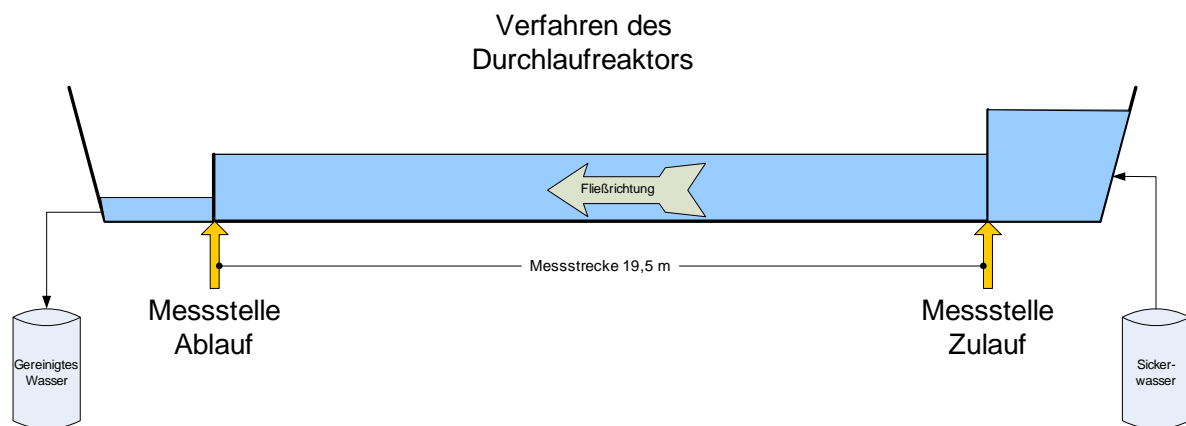


Abb. 6: Schema Durchlaufreaktor

Die Fließgeschwindigkeit ergibt sich zwangsläufig aus der zugegebenen Menge von Sickerwasser, weil diese Menge pro Zeiteinheit den ersten Überlauf passieren muss. Da die Breite des 2. Überlaufs am Ende der Rinne gleich groß dimensioniert wurde, gibt es in der gesamten Rinne eine gleichmäßige Strömungsgeschwindigkeit.

Sollte die Skalierung am KTC nicht genau genug sein, kann die durchgeflossene Wassermenge auch per Gewicht ermittelt werden.

Der Reinigungseffekt wird über einen Konzentrationsgradienten zwischen dem ersten und dem letzten Messpunkt bestimmt. Als Parameter können z.B. gemessen werden: CSB, NH_4^+ , Lichtdurchlässigkeit und Trübung.

Realistisch ist eine Durchflussmenge von 10 – 1000 l / Stunde. Es können also ohne größeren Aufwand Versuche gefahren werden von einer Gesamtdauer bis zu 100 Stunden. Für die Nutzung als Durchlaufreaktor ist die Rinne im Vorfeld mit einer Nährlösung zu füllen und eine entsprechende Algenpopulation aufzubauen.

Die Rinne als Umlaufreaktor:

Um die Rinne als Umlaufreaktor betreiben zu können ist ein Zwangsumlauf mit Pumpe zu installieren. Dabei wird das Sickerwasser solange im Kreis gepumpt, bis es den gewünschten Reinheitsgrad erreicht hat. Dabei wird die Zeit gemessen und dadurch der Reinigungsgradient je Zeiteinheit bestimmt.

Gleichzeitig werden in regelmäßigen Abständen Algen geerntet und so die Biomasseproduktion ermittelt. Diese Untersuchung sollte, da erst eine stabile Algenpopulation geschaffen werden muss und zudem auch jahreszeitlich bedingte Witterungseinflüsse bestimmt werden sollen, über einen kompletten Jahreszyklus betrieben werden.

Die Fließgeschwindigkeit innerhalb der Rinne wird über eine Pumpe gesteuert, die in 3 Stufen von 10 l – 30 l pro Minute einstellbar ist. Pro Stunde können damit 1.800 l umgewälzt werden.



Abb. 7: Der Überlauf am Ablauf der Rinne

(gut zu erkennen sind erste Algenbesiedlungen am Ende der Messstrecke und die Heizungsrohre in der Rinne)

Das Prinzip der Funktionsweise der Algenrinne als Umlaufreaktor wird mit dem folgenden Schema verdeutlicht:

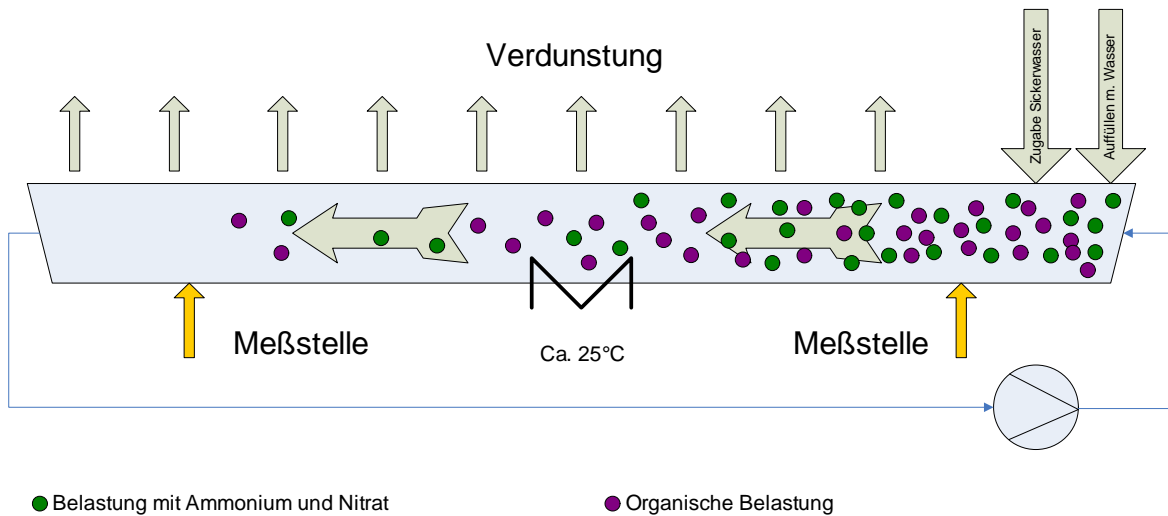


Abb. 8: Schema Umlaufreaktor

Für Probenahmen und eine erste Untersuchung wurde neben der Rinne ein Gewächshaus errichtet, in dem auch Batchversuche in kleinem Maßstab durchgeführt werden können.



Abb. 9: Rinnenzulauf mit CO₂-Einspeisung und Solarmessgerät

Zur Aufzeichnung der Wetterverhältnisse und Sonneneinstrahlung sind sowohl ein Solarmessgerät (MAC-Solar) als auch eine Wetterstation installiert.

4. Erste Versuche in der Algenrinne

Der Rinnenaufbau begann im August 2012. Fertiggestellt wurde die Rinne Anfang Oktober 2012 und wurde am 11.10.2012 zum ersten Mal mit einem Gemisch aus Frischwasser und Sickerwasser im Verhältnis 10:1 gefüllt.

Um die grundsätzliche Funktionsfähigkeit zu nachzuweisen, wurde die Rinne mit Wasserlinsen angeimpft, die bereits im Leichtweißinstitut getestet wurden. Um eine Population der Wasserlinsen über die gesamte Rinne zu erreichen wurde die Rinne zunächst im Umlaufbetrieb gefahren.

Bereits nach einer Woche zeigte sich die hohe Mortalität der eingesetzten Wasserlinsen. Aus der visuellen Auswertung ergab sich, dass ca. 50 % des Bestandes bereits innerhalb einer Woche abgestorben war.

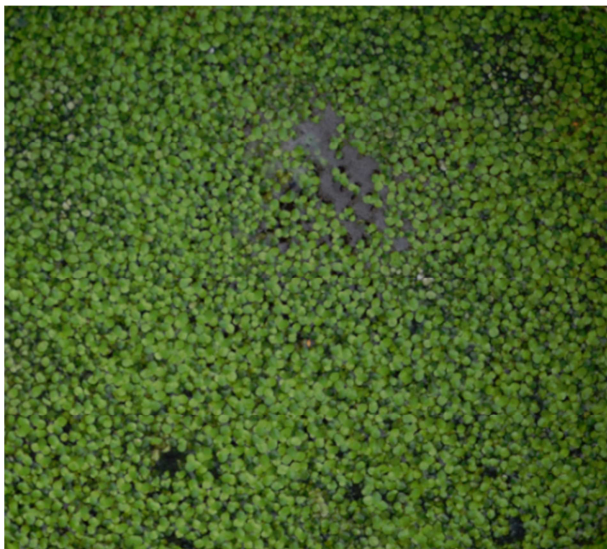


Abb. 10: Frischer Bestand



Abb. 11: Bestand nach einer Woche

Parallel dazu wurden Batchversuche mit Algen aus der Ringdrainage in Sickerwassergemischen mit verschiedenen Konzentrationen angesetzt, um die Mortalität dieser Algen zu untersuchen. Bei diesen Batchversuchen zeigte sich, dass die Algen zumindest bedingt sich der Qualität des Nährmediums auch in relativ kurzer Zeit anpassen können.

Mit Einsetzen der Frostperiode bereits im November stellte sich heraus, dass ein hoher Anteil an Wasser aufgrund der in der Rinne installierten Heizung verdunstete (Wassertemperatur ca. 22°C, Außentemperatur <0°C). Dieser Wasserverlust wird durch die Zugabe von Frischwasser ausgeglichen. Aufgrund der hohen Verdunstung kam es Ende November zu einem Trockenfallen im letzten Segment der Rinne und damit zu einem Aussetzen der Umwälzung. Dies führte zu einem Einfrieren der Umlaufleitung und damit zu einem Schaden in der Leitung, der ein Trockenlegen der Rinne erforderlich machte. Die Rinne wurde bis zum 22.12.2012 wieder instand gesetzt und durch weitere Isoliermaßnahmen geschützt.

Eine erneute Befüllung erfolgte zunächst mit Frischwasser, das mit Algen aus der Ringdrainage angeimpft wurde. Aufgrund der Erfahrungen aus den o.g. Batchversuchen wurde erst mit der Zugabe von Sickerwasser begonnen, nachdem eine einigermaßen gleichmäßige Besiedlung mit Algen erreicht wurde.

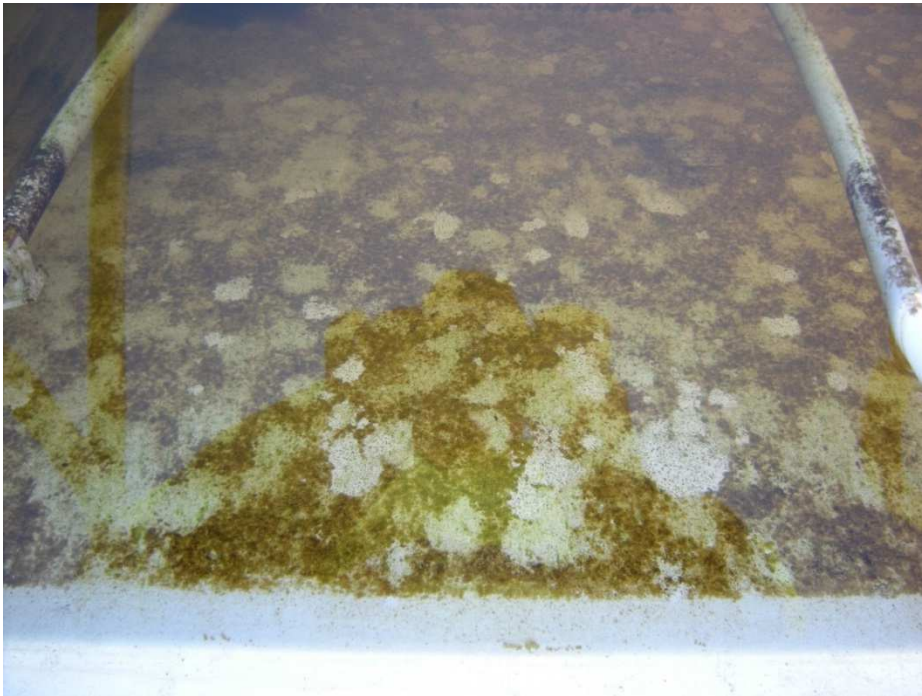


Abb.: 12 Erste Besiedlung der Rinne mit Algen (grün) und Bakterien (braun)

Die Zugabe von Sickerwasser erfolgte immer in Abhängigkeit von der Verdunstung. Es wurde also Frischwasser durch Sickerwasser ersetzt und dadurch die Konzentration in der Rinne erhöht. Die Zugabe erfolgte in Schritten von bis zu maximal 250 l.

Auf diese Weise wurde bis zum 30.04.2013 die Konzentration von Sickerwasser zu Frischwasser auf ein Verhältnis von 1:4 erhöht.



Abb.: 13 Schwimmschichten aus Algenmasse kurz vor der Ernte

Während des Betriebes der Rinne werden immer wieder Proben aus der Rinne sowohl am Zulauf als auch am Ablauf gezogen und auf den NH_4^+ -Gehalt und den CSB-Gehalt analysiert. Gleichzeitig wird immer wieder Algenmasse geerntet, die anschließend auf ihren Energieinhalt, Aschegehalt, Gasbildungsrate und Schwermetalle untersucht wird.



Abb. 14: Frisch geerntete Algenmasse

Aus der Bestimmung von Gasbildungsrate hat sich ergeben, dass die in der Rinne gezüchteten Algen bei einer Erzeugung von 10 – 18 $\text{m}^3_{\text{N}}/\text{Mg}$ FS Biogas zumindest einen Beitrag zur Energiegewinnung leisten können. Bei einem Durchschnittswert von 14,7 $\text{m}^3_{\text{N}}/\text{Mg}$ FS erreichen die Algen ca. 70 % der Biogasbildung Rindergülle mit 8 % TS (s. Tabelle).

Nr.	Probenbezeichnung	Einwaage	WG	Einwaage	pH-Wert	GB ₂₁ [NI/kg TS]	GB ₂₁ [$\text{m}^3_{\text{N}}/\text{Mg}$ FS]
1	Standard	1	0	1	6,75		
2	Standard	1	0	1	6,73		
3	Algen	50	79,9	10,05	7,15	80,48	16,176
4	Algen	50	79,9	10,05	7,12	52,85	10,623
5	Algen	50	79,9	10,05	7,07	89,90	18,071

Tab. 1: Gasausbeute von Algenmasse

Zum Vergleich: Schweinegülle (6% TS) = 20,4 m³_N/Mg FS, Rindergülle (8% TS) = 21 m³_N/Mg FS.

In der Literatur findet man Hinweise darauf, dass die Gasbildungsrate von Algen dadurch gehemmt ist, dass die Zellwände der Algen im Fermenter noch intakt sind und so die Gasproduktion inhibieren. Durch mechanische Behandlung wie Pressen oder Zerreiben werden die Zellwände zerstört und es können wesentlich höhere Gasraten erzielt werden. Hier sind weitere Untersuchungen erforderlich. Einen Hinweis auf den Energieinhalt der Algen ergibt sich aus dem Heizwert in Verbindung mit Glühverlust und Aschegehalt.

Die nachfolgende Analytik zeigt die Zusammensetzung der in der Rinne kultivierten Algen. Diese Analytik wurde aus der ersten Algenernte erstellt. Um repräsentative Analysedaten zu erhalten sind auch hier weitere Untersuchungen erforderlich und bereits in Arbeit.

interne Probenbezeichnung		1605	
Parameter	Einheit		Verfahren DIN :
Trockenrückstand	%	58,4	DIN 38414 S 2a, bei 105 °C
Glühverlust	%	65,9	DIN 38409 S3
pH- Wert		6,1	38404 C 5
Leitfähigkeit	mS/cm	2,6	EN 27888 (C 8)
Ammonium (N)	mg/l	89,3	CFA, DIN ISO 11732
Nitrit (N)	mg/l	0,08	CFA, ISO 11732
Nitrat(N)	mg/l	1,3	CFA, ISO 11732
TOC	mg/l	1487	(berechnet aus CSB Schnelltest MN = 4460 mg/l)
Blei	mg/l	<0,06	38406 E 6-2
Cadmium	mg/l	< 0,013	EN ISO 5961 (E 19)
Chrom, gesamt	mg/l	0,059	EN 1233 (E 10)
Kupfer	mg/l	0,091	38406 E 7-2
Nickel	mg/l	0,134	38406 E 7-2
Quecksilber	mg/l	<0,25	EN 1483 (E12)
Zink	mg/l	<0,5	38406 E 8-1
Ges-Phosphor als o-PO4	mg/l	5,91	38405 D 11 (MW-Aufschluss)

Tab. 2: Analytik Algenmasse

Die Analytik zeigt auch die geringe Assimilation von Schwermetallen und die hohe Assimilation von Ammonium auf. Ammonium ist einer der Bestandteile, die im Sickerwasser in hoher Konzentration vorhanden sind und demnach auch einen hohen Behandlungsaufwand erfordern. Daraus darf gefolgert werden, dass Algen durchaus auch einen Beitrag zur Reinigung des Sickerwassers leisten.

5. Ergebnisse

Die Wasserlinse hat sich als ungeeignet erwiesen, da sie bereits bei einer Konzentration von 10:1 (Frischwasser (FW) zu Sickerwasser (SW)) keinerlei Zuwachs erreichten und letztendlich abstarben.

Die Fadenalgen aus der Ringdrainage haben sich als besonders resistent gegenüber Sickerwasser erwiesen, was den Erwartungen entsprach. Die Fadenalgen haben Schwimmschichten gebildet, die leicht abzuernten sind und erste Untersuchungen im Labor der FH-Bielefeld in Minden haben gezeigt, dass auch eine Reduzierung der organischen Fracht und der Ammoniumgehalte im Sickerwasser stattfindet.

Trotz niedriger Außentemperaturen und grauer Witterung konnte man ein Wachstum der Fadenalgen beobachten. Bei Einsetzen von Sonnenschein (ca. 3 Sonnenstunden pro Tag) beobachtet man aber auch die Entwicklung von weiteren Algenarten, die keine Fäden ausbilden, die aber auch Schwimmschichten erzeugen und damit leicht zu ernten sind. Allerdings kann von diesen Algen nur schwer ein Abtropfgewicht ermittelt werden, da sie nur langsam in einem Filter ohne weitere Hilfsmittel entwässern.

Die Gasbildungsraten der bisher aus der Algenrinne geernteten Algen konnten aus zeitlichen Gründen bisher noch nicht ausreichend untersucht werden. Die bisher vorliegenden Ergebnisse basieren auf nur einer Messung, die ohne jedwede Probenvorbereitung erfolgt ist. Ebenfalls steht noch die Identifizierung der in der Algenrinne kultivierten Algen aus. Interessant dürfte sein, ob sich – abhängig von Temperatur und Sonnenstunden unterschiedliche Algentypen durchsetzen.

6. Zusammenfassung und Ausblick

Die ersten Versuche in der Algenrinne auf der Pohlschen Heide haben gezeigt, dass mit Algen signifikante Mengen an Biomasse für Biogasanlagen erzeugt werden kann. Ebenfalls kann bestätigt werden, dass Sickerwasser durch die Algen gereinigt wird. Insbesondere der Ammoniumgehalt wird reduziert. Sickerwasser bietet ein Nährmedium zur Algenzucht und in weiteren Untersuchungen ist festzustellen, inwieweit die Lebensbedingungen für diese Algen noch optimiert werden können.

Da die Algenrinne jedoch erst seit ca. 4 Monaten im Betrieb ist, fehlen quantitative Auswertungen, die erst nach Ablauf einer kompletten Vegetationsperiode erfolgen können. Jahreszeitliche Auswirkungen lassen sich erst nach einem kompletten Jahreszyklus darstellen. Diese Darstellung in Verbindung mit der Optimierung der Lebensbedingungen für die in der Rinne kultivierten Algen sollten im nächsten Schritt ermittelt werden. Hierfür ist die Algenrinne wenigstens 2 Jahre zu betreiben, um ersten die aktuellen Bedingungen für einen Jahreszyklus aufzuzeichnen und anschließend die Rinne unter für die Algen optimierten Bedingungen zu beobachten.

Aus diesen Untersuchungen ergeben sich dann die Parameter für ein Upscale auf eine Technikumsanlage, die dann auch auf unterschiedliche Standorte in verschiedenen Regionen dieser Erde adaptiert werden kann.

7. Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Kanalbildung der Algenrinne im Labor des LWI	III-4
Abb. 2:	Die Algenrinnen im Freigelände des LWI	III-5
Abb. 3:	Die fertiggestellte Algenrinne	III-6
Abb. 4:	Skizze des Querschnitts der Algenrinne	III-7
Abb. 5:	Skizze des Längsschnittes der Rinne	III-7
Abb. 6:	Schema Durchlaufreaktor	III-8
Abb. 7:	Der Überlauf am Ablauf der Rinne	III-9
Abb. 8:	Schema Umlaufreaktor	III-10
Abb. 9:	Rinnenzulauf mit CO ₂ -Einspeisung und Solarmessgerät	III-10
Abb. 10:	Frischer Bestand (Wasserlinsen)	III-11
Abb. 11:	Bestand nach einer Woche (Wasserlinsen)	III-11
Abb. 12:	Erste Besiedlung der Rinne mit Algen (grün) und Bakterien (braun)	III-12
Abb. 13:	Abb.: 13 Schwimmschichten aus Algenmasse kurz vor der Ernte	III-12
Abb. 14:	Frisch geerntete Algenmasse	III-13

8. Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Gasausbeute von Algenmasse	III-13
Tab. 2:	Analytik Algenmasse	III-14

Fazit

Mikroalgen sind für eine energetische Nutzung als nachwachsende Rohstoffe besonders geeignet, weil sie über hohe Wachstumsraten, geringe Wachstumsansprüche und vor allem CO₂ als Kohlenstoffquelle nutzen können. Im Vergleich zu Landpflanzen ergeben Algen deutlich höhere Flächenerträge in der Biomasseproduktion (Energieertrag: 160–500 MWh/ha gegenüber 75–100 MWh/ha für Mais oder schnellwachsende Bäume; FNR, 2013).

Darüber hinaus beinhaltet das vorliegende Konzept neben einer Nutzung der Abwässer aus der Abfallwirtschaft eine Reihe weiterer Vorteile:

- Algen verdrängen nicht die Lebensmittelproduktion von Agrarflächen
- die Deponiefläche selbst kann als Produktionsfläche genutzt werden.
- hoch belastete Deponiesickerwässer können als „kostenlose“ Nährstoffquelle genutzt werden und können dabei gleichzeitig gereinigt werden.
- CO₂-Emissionen können weiter gesenkt werden.

Die generelle Eignung des Systems Mikroalge/Deponiesickerwasser konnte mit dem durchgeführten Projekt bereits nachgewiesen werden. In einer zweiten Phase sollten nunmehr die verfahrenstechnischen Bedingungen weiter optimiert und die technische Machbarkeit des Vorhabens verifiziert werden.

Folgende Punkte sollten dabei vorrangig untersucht werden:

1. Optimierung des flächenbezogenen Biomasseertrages.
2. Optimierung des flächenbezogenen Biogas- und Energieertrages.
3. Entwicklung eines ökonomischen Biomasserückhalte (-rückführungs) –systems.
4. Energetische und wirtschaftliche Bilanzierung der Algenbiomasseproduktion auf der Deponie Pohlsche Heide.

Bilanzierung der Emissionsminderung sowie Ressourceneffizienz

Die ersten Versuche in der Algenrinne auf der Pohlschen Heide haben gezeigt, dass die o.g. Parameter untersucht werden können.

Da die Algenrinne jedoch erst seit ca. 4 Monaten im Betrieb ist, fehlen quantitative Auswertungen, die erst nach Ablauf einer kompletten Vegetationsperiode erfolgen können. Jahreszeitliche Auswirkungen lassen sich erst nach einem kompletten Jahreszyklus darstellen.

Diese Darstellung in Verbindung mit der Optimierung der Lebensbedingungen für die in der Rinne kultivierten Algen sollten im nächsten Schritt ermittelt werden. Hierfür ist die Algenrinne wenigstens 2 Jahre zu betreiben, um ersten die aktuellen Bedingungen für einen Jahreszyklus aufzuzeichnen und anschließend die Rinne unter für die Algen optimierten Bedingungen zu beobachten.

Aus diesen Untersuchungen ergeben sich dann die Parameter für ein Upscale auf eine Technikumsanlage, die dann auch auf unterschiedliche Standorte in verschiedenen Regionen dieser Erde adaptiert werden kann.

Letztendlich liefert dieses Projekt ein gutes Beispiel für eine funktionierende Kooperation zwischen Industrie und Universität, denn nur auf Basis einer vertrauensvollen Zusammenarbeit konnte die halbtechnische Anlage im Entsorgungszentrum Pohlsche Heide errichtet werden. Diese Zusammenarbeit sollte in jedem Fall fortgesetzt werden.

Literaturverzeichnis

- Abfallablagerungsverordnung - AbfAbIV**, Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen, vom 20.02.2011. In: BGBl. I S. 305. Online verfügbar unter <http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/abfablv/gesamt.pdf>, zuletzt geprüft am 08.10.2011.
- Deponieverordnung-DepV** (24.07.2002): Verordnung über Deponien und Langzeitlager. In: BGB 1 2002, 2807, zuletzt geprüft am 16.07.2009.
- Becker, Eberhard W.** (1994): Microalgae. Biotechnology and microbiology. Cambridge: Cambridge Univ. Press (Cambridge studies in biotechnology, 10).
- Bischofsberger, W.**, Dichtl, N., Rosenwinkel, K.-H., Seyfried, C.F., & Bohnke, B. (2005). Anaerobtechnik. Berlin Heidelberg Springer Verlag
- Bley, Thomas (Hg.)** (2009): Biotechnologische Energieumwandlung. Gegenwärtige Situation, Chancen und künftiger Forschungsbedarf (acatech DISKUTIERT). Unter Mitarbeit von Otto Pulz. 1. Aufl. s.l: Springer-Verlag.
- Boussiba, Sammy**; Vonshak, Avigad; Cohen, Zvi; Avissar, Yael and Richmond, Amos ((Received 1986; revised version accepted 1987)): Lipid and Biomass Production by the Halotolerant Microalga *Nannochloropsis salina*. Algal Biotechnology Laboratory, The Jacob Blaustein Institute for Desert Research, S. 1–11.
- Boussiba, Sammy**; Vonshak, Avigad; Cohen, Zvi; Avissar, Yael and Richmond, Amos. (1987). Lipid and Biomass Production by the Halotolerant Microalga *Nannochloropsis Salina*. Elsevier Applied Science Publishers Ltd. England. Great Britain.
- Brauer; H.** (1996). Handbuch des Umweltschutze und der Umweltschutztechnik Band 4: Additiver Umweltschutz: Behandlung von Abwässern. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg.
- Bundesamt, Statistisches:** Abfallentsorgung - Fachserie 19 Reihe 1 - 2008, S. 9; 50, zuletzt geprüft am 08.10.2011.

- Campbell, Neil A.;** Reece, Jane B.; Held, Andreas; Markl, Jürgen (2006): Biologie. 6., [aktualisierte] Aufl. München: Pearson Studium (bio - Biologie).
- Chmiel, Horst (Hrsg.)** (2006): Bioprozesstechnik. 2. Aufl. s.l: Spektrum Akademischer Verlag.
- Hoffmann, Maren** (2010): Physiologische Untersuchungen parameterinduzierter Adaptionsantworten von *Nannochloropsis salina* in turbidostatischen Prozessen und deren biotechnologischer Potentiale, Nr. 48, 190S, 22 Tab., 71 Abb.
- Falkowski, Paul G.; Raven, John A.** (2007): Aquatic photosynthesis. 2. Aufl. Princeton, NJ: Univ. Press (Biology-earth science).
- Fernandez, Emilio; Galvan, Aurora** (2008): Nitrate Assimilation in *Chlamydomonas* ▽ : American Society for Microbiology (ASM) (Eukaryotic Cell, 7 No. 4, p. 555-559).
- Finck, Arnold** (2007): Pflanzenernährung und Düngung in Stichworten. 6 voll. überarb. Berlin: Borntraeger (Hirt's Stichwortbücher).
- FNR (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.)** (2013): Algen.
<http://energiepflanzen.fnr.de/pflanzen/algen/>
- Förstner, Ulrich** (2008): Umweltschutztechnik. [Online-Ausg. der] 7., vollst. bearb. und aktualisierten [gedr.] Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer.
- IGV GmbH (Hg.):** Biotechnologie. „Mikroalgenbiotechnologie ist eine Schlüsseltechnologie und ein unerschöpfliches Potenzial für die Zukunft. Realisieren Sie mit uns Visionen.“. Unter Mitarbeit von Herr Prof. Dr. Dr. Otto Pulz. Online verfügbar unter <http://www.igv-gmbh.de/geschaeftsbereiche/biotechnologie/>, zuletzt geprüft am (02.11.2011).
- Janke, Hans D.** (2008): Umweltbiotechnik. Grundlagen und Verfahren. 1. Aufl. Stuttgart: UTB GmbH (UTB L).
- Jones, Peter G.** (2007): "Grundvorlesung" Allgemeine und Anorganische Chemie. für Haupt- und Nebenfach Chemie. Version 1: WS 2007/8. Institut für Anorganische und Analytische Chemie, TU Braunschweig. Braunschweig.
- Karp, Gerald** (2005): Molekulare Zellbiologie. Berlin: Springer.

- Krümpelbeck, Inge** (1999): Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponiense, zuletzt geprüft am 08.10.2011.
- Kruse, Klaus** (1994): Langfristiges Emissionsgeschehen von Siedlungsabfalldeponien.
- Linne von Berg, K.H.**; Hoef-Emden, K.; Marin, B. und Melkonian, M. Der Kosmos Algenführer, Kosmos.
- Lukas, Wolfgang (Hg.)** (2000): Abfall, Deponie-Sickerwasser, Deponie-Gas. Wirtschaftliche Alternativen und Perspektiven für die umweltgerechte Verwertung und Entsorgung. Essen: Vulkan-Verl.
- Richmond, Amos (Hg.)** (1986): CRC Handbook of microalgal mass culture. Laboratory techniques for cultivation of microalgae. Unter Mitarbeit von A. Vonshak. Boca Raton, Fla: CRC Press.
- Richter, Gerhard** (1998): Stoffwechselphysiologie der Pflanzen. Physiologie und Biochemie des Primär- und Sekundärstoffwechsels : mit 267 Formelschemata, 56 Boxen, 10 Tabellen. Stuttgart
- RWE**: Das RWE-Algenprojekt. Hg. v. RWE. Online verfügbar unter <http://www.rwe.com/web/cms/de/2652/rwe/innovationen/stromerzeugung/innovationszentrum-kohle/algenprojekt/>, zuletzt geprüft am (22.10.2011).
- Schachermayer, Elisabeth**; Lampert, Christoph (2010): Aufkommen und Behandlung von Deponiesickerwasser. Bestandsaufnahme an ausgewählten österreichischen Deponien. Wien: Umweltbundesamt (Report / Umweltbundesamt, N.F. 249).
- Spillmann, Peter** (1988): Wasserhaushalt von Deponien. Behandlung von Sickerwässern aus Abfalldeponien. Fachseminar, Veröffentlichungen des Zentrum für Abfallforschung der TU Braunschweig (3).
- Storhas, Winfried** (1994): Bioreaktoren und periphere Einrichtungen. Ein Leitfaden für die Hochschulausbildung, für Hersteller und Anwender. Braunschweig: Vieweg (Vieweg-Lehrbuch Biotechnologie).
- Schmid-Staiger, Ulrike (Hg.)** (2009): Chemie Ingenieur Technik. Kultivierung von Mikroalgen im Photobioraktor zur stofflichen und energetischen Nutzung. Unter Mitarbeit von

