

# Abschlussbericht zum Vorprojekt

## Reinigung hochbelasteter HTC Prozesswässer durch Einsatz höherer aquatischer Pflanzen bei effizienter Produktion von Biomasse

**Kurztitel: AQUA-HTC**

Gefördert durch Deutsche Bundesstiftung Umwelt  
unter dem Az.: 31987/02

gefördert durch



Deutsche  
Bundesstiftung Umwelt

[www.dbu.de](http://www.dbu.de)

Laufzeit: 01.01.2016 – 31.12.2016

Antragssteller:

Technische Hochschule Mittelhessen  
Wiesenstraße 14, 35390 Gießen  
Kompetenzzentrum Energie- und Umweltsystemtechnik-ZEuUS



Kooperationspartner:

GRENOL GmbH  
Artzbergweg 6, 40882 Ratingen



Ingenieurbüro Klaus Serfass  
Auf dem Hohenborn 30, 27777 Ganderkesee

**Ingenieurbüro  
Klaus Serfass**

**April 2017**

**Projektkennblatt**  
der  
**Deutschen Bundesstiftung Umwelt**



Az	<b>31987/02</b>	Referat	<b>35/0</b>	Fördersumme	<b>100.000 €</b>
----	-----------------	---------	-------------	-------------	------------------

**Antragstitel**                      **Reinigung hochbelasteter HTC-Prozesswässer durch Einsatz höherer aquatischer Pflanzen bei effizienter Produktion von Biomasse (Aqua-HTC) – Vorprojekt –**

**Stichworte**

Laufzeit <b>12 Monate</b>	Projektbeginn <b>01.01.2016</b>	Projektende <b>31.12.2016</b>
------------------------------	------------------------------------	----------------------------------

Zwischenberichte

<b>Bewilligungsempfänger</b>	Technische Hochschule Mittelhessen Kompetenzzentrum Energie- und Umwelt- systemtechnik – ZEuUS Herr Prof. Dr. Ulf Theilen Wiesenstr. 14 35390 Gießen	Tel 0172 5118256 Fax 0641 309-2964
		Projektleitung Prof. Dr.-Ing. Ulf Theilen
		Bearbeiterin Regina Lenz

**Kooperationspartner**      GRENOL GmbH, H. Alfons Kuhles, Artzbergweg 6, 40882 Ratingen  
Ingenieurbüro Klaus Serfass, Auf dem Hohenborn 30, 27777 Ganderkesee

**Zielsetzung und Anlass des Vorhabens**

Das Ziel dieses Vorprojektes war die Ermittlung der grundsätzlichen Eignung des Einsatzes höherer aquatischer Pflanzen für die Reinigung von hoch belasteten HTC-Prozesswässern bei gleichzeitiger Biomassenproduktion und damit die Schaffung von Grundlagen für ein anschließendes Untersuchungs-programm zur Entwicklung eines großtechnisch umzusetzenden und zu vermarktenden Verfahrens.

Die derzeitig diskutierten gängigen Verfahrenskombinationen zur Reinigung von HTC-Abwasser erweisen sich als verfahrenstechnisch aufwendig und sehr kostspielig.

Dieses Vorhaben verfolgte den Ansatz, eine effektive Reinigung des HTC-Prozesswassers mit hoher Biomasseproduktion bei gleichzeitig geringem Energieverbrauch auf kleinem Raum zu realisieren.

**Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden**

Viele Pflanzen haben aufgrund Ihrer Standortbegrenzung Strategien entwickelt Schadstoffen zu tolerieren. Dies wird in der Botanik unter dem Begriff Phytoremediation (Phytosanierung) zusammengefasst. Durch diese Anpassungen der Pflanzen ist es möglich belastete Prozesswässer umweltverträglich zu reinigen. Im Vorhaben lag der Hauptschwerpunkt in der Betrachtung der Aufnahme der im Prozesswasser gelösten Inhaltstoffe über die Mechanismen der Phytoremediation durch die eingesetzten Pflanzen. Beim Einsatz von Wasserpflanzen zur Reinigung von Prozessabwasser kommt es zusätzlich zu einer CO<sub>2</sub>-Aufnahme aus der Atmosphäre und somit zu einer CO<sub>2</sub>-Senke durch die Bildung von Biomasse. Die Bewertung der produzierten Biomasse wurde in einem Nebenziel dieses Antrages untersucht.

Die wesentlichen Arbeitsschritte dieses Vorprojektes zur Behandlung von HTC-Prozesswässer waren:

1. den grundsätzlichen Nachweis zu führen, dass höhere Aquapflanzen in der Lage sind, Abwasser aus der HTC so zu behandeln, dass die gereinigten Abwässer entweder in öffentliche Gewässer oder indirekt in eine nachgeschaltete kommunale Kläranlage eingeleitet werden können,
2. die Reinigung des HTC-Prozesswassers möglichst energieeffizient durchzuführen,
3. eine erste Auswahl an geeigneten aquatischen Pflanzenarten oder -gemeinschaften zu treffen,
4. die erforderlichen Aufenthaltszeiten der Abwässer im System für eine gesicherte Reinigungsleistung zu ermitteln

## **Ergebnisse und Diskussion**

Die praktische Phase des Projektes begann Mitte März 2016 und endet Anfang November 2016. Es wurden drei Versuchsphasen mit unterschiedlichen Belastungen hinsichtlich der Zulaufkonzentration realisiert. In allen drei Phasen konnte eine Reduzierung der gemessenen Parameter im Vergleich zwischen Zu- und Ablauf festgestellt werden.

Das Brasilianische Tausendblatt (*Myriophyllum aquaticum*), die dickstielige Wasserhyazinthe (*Eichhornia crassipes*) und die echte Brunnenkresse (*Nasturtium officinale*) zeigten sich als sehr widerstandsfähig hinsichtlich der Verschmutzungen im Abwasser. In den ersten beiden Versuchsphasen mit einer CSB-Belastung von bis zu 2000 mg/l konnte keine Schädigung der Pflanzen festgestellt werden. Die Wasserlinse (*Lemna spec.*) zeigte sich als nicht sonderlich geeignet, da im Bereich von 2.000 mg/l CSB bereits Schädigungen an der Pflanze sichtbar waren. Da sich nicht nur die Abwasserinhaltsstoffe auf die Pflanzen auswirken wurden ebenso die für das Pflanzenwachstum wichtigen Parameter Temperatur und Lichteinstrahlung gemessen. Hierbei konnte in den lichtärmeren Monaten lediglich in den beiden oberen Becken der zwei Reihen eine zufriedene stellende Lichtintensität festgestellt werden. Alle weiteren Becken, besonders jene der Reihe 2, waren durch die Beschattung stark benachteiligt. Der platzsparende Aufbau der Versuchsanlage in die Höhe wirkte sich bei den Parametern Temperatur und Lichtverhältnisse negativ aus. Ein weiterer Störfaktor für das Pflanzenwachstum war ein Befall von Schädlingen (weiße Fliege, Blattläuse und Spinnmilbe). Dadurch ging der Bestand einiger eingesetzter Arten stark zurück und hatte sich bis zur letzten Versuchsphase nur geringfügig erholt.

Durch die vielen verschiedenen Einflussfaktoren im Hinblick auf das Pflanzenwachstum und die damit verbundene Schadstoffelimination im direkten Zusammenhang differenziert werden, welche Faktoren letztendlich für die im Laufe der Versuche immer geringer werdenden Entfernung der Schmutzstoffe verantwortlich sind. Es zeigt sich, dass mit zunehmender Zulaufkonzentration die Eliminationsleistung bei fast allen Parametern deutlich sinkt.

Weiterhin wurde im Verlauf des Projektes Vorversuche mit den technischen Verfahren Ozonierung und Aktivkohle durchgeführt. Hierbei zeigte sich, dass beide Verfahren im Hinblick auf die Elimination des CSB funktionierten, was nicht anders zu erwarten war. Jedoch war bei entsprechend hohen Eliminationsraten ein sehr hoher Einsatz an Aktivkohle bzw. Ozon nötig. Für eine Reduktion des CSB im Rohabwasser von ca. 4000 mg/l auf 800 mg/l mussten 24 g/l Aktivkohle zugesetzt werden. Durch Behandlung des Rohabwassers in der Aqua-HTC-Versuchsanlage konnte die Menge an benötigter Aktivkohle um die Hälfte auf ca. 12 g/l reduziert werden, bei gleichem Ergebnis. Bei dem Vorversuch zur Behandlung des HTC-Abwassers mit Ozon konnte ebenfalls eine Reduktion erzielt werden. Um eine CSB-Elimination von 25 % zu erreichen wurden 7,7 g O<sub>3</sub>/l HTC-Abwasser benötigt. Die dafür benötigte Verweilzeit bei der Behandlung mit Ozon betrug 2 h.

Die aufgewachsene Biomasse wurde in Laborfermentern anaerob behandelt. Aus der hierbei als Biogas entstehenden Energie konnten in den orientierenden Batch-Test ca. 3,7 kWh/kg oTR an Primärenergie gewonnen werden, dies entspricht einem Primärenergieertrag von rund 250 kWh / t Frischmasse.

## **Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation**

Die Ergebnisse dieses Vorprojekts sollen auf Symposien und Tagungen vorgestellt werden, z.B.:

IFAT-Industrieforum 2018

Biokohle-Symposium des ANS e.V. 2018

Veröffentlichungen sind geplant unter anderem in den Zeitschriften

Müll und Abfall, KA Korrespondenz Abwasser, Abfall

## **Fazit**

Nach Beendigung des Vorprojektes bleibt festzustellen, dass höhere aquatische Pflanzen bedingt in der Lage sind das HTC-Abwasser zu reinigen. Die Reinigungsleistung nimmt mit Steigerung der Zulaufkonzentration ab. Für eine Erhöhung der Abbauleistung müssen in erster Linie die Lebensbedingungen der Pflanzen optimiert werden. Durch eine neue Anordnung der Becken in die Fläche kann der Einfall der Lichtstrahlung und die Temperatur deutlich verbessert werden. Eine technische Be- und Entlüftung des Gewächshauses mit entsprechender Luftwechselrate verbessert zudem maßgeblich die Wachstumsbedingungen der Pflanzen. Weiterhin führt sie zu einer Erhöhung der Verdunstungsleistung und damit zu einer Volumenreduktion.

## Inhaltsverzeichnis

<b>Abkürzungsverzeichnis</b>	<b>iii</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>iv</b>
<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>v</b>
<b>1 Kurzdarstellung</b>	<b>1-1</b>
1.1 Aufgabenstellung	1-2
1.2 Planung und Ablauf des Vorhabens	1-2
<b>2 Material und Methoden</b>	<b>2-3</b>
2.1 Versuchsanlage	2-3
2.2 Charakterisierung des verwendeten HTC-Abwassers, Versuchsphasen	2-5
2.3 Aktivkohle Adsorption	2-7
2.4 Ozonierung	2-9
2.5 UV-Oxidation	2-10
2.6 Gärversuche (GB 21)	2-10
2.7 Eingesetzte Pflanzen	2-12
2.7.1 Das brasilianische Tausendblatt <i>Myriophyllum aquaticum</i> (Velloso) Verdcourt	2-12
2.7.2 Die dickstielige Wasserhyazinthe ( <i>Eichhornia crassipes</i> )	2-12
2.7.3 Die Wasserlinse ( <i>Lemna spec.</i> )	2-13
2.7.4 Die Echte Brunnenkresse ( <i>Nasturtium officinale</i> R. Br.)	2-14
2.8 Probenahme/Probenaufbereitung	2-15
2.9 Chemische Parameter	2-15
2.10 Physikalische Parameter	2-15
2.10.1 Verdunstung	2-15
2.10.2 Wassertemperatur	2-16
2.10.3 TR-Gehalt der Pflanzen / Abfiltrierbare Stoffe (AFS)	2-16
2.10.4 Temperatur / Luftfeuchte	2-16
<b>3 Versuchsdurchführung und Ergebnisse</b>	<b>3-18</b>
3.1 Versuchsphase 1	3-18

---

3.1.1	Physikalische Parameter	3-18
3.1.2	Chemische Parameter	3-23
3.1.3	Biotische Messungen der untersuchten Arten	3-29
3.2	Versuchsphase 2	3-33
3.2.1	Physikalische Parameter	3-34
3.2.2	Chemische Parameter	3-38
3.2.3	Biotische Messungen der untersuchten Arten	3-43
3.3	Versuchsphase 3	3-46
3.3.1	Physikalische Parameter	3-46
3.3.2	Chemische Parameter	3-50
3.3.3	Biotische Messungen der untersuchten Arten	3-54
3.4	Aktivkohle Test	3-55
3.5	Ozonierung	3-58
3.6	Biogasertrags-GB 21-Versuche	3-61
<b>4</b>	<b>Fazit</b>	<b>4-63</b>
<b>5</b>	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>5-66</b>

## Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung	Einheiten- beispiel
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf	mg/l
BSB <sub>5</sub>	Biochemischer Sauerstoffbedarf	mg/l
TNb	Gesamtstickstoff. Summe aus organisch und anorganisch gebundenem Stickstoff	mg/l
Pges	Gesamtphosphor, Summe aus organisch und anorganisch gebundenem Phosphor	mg/l
NH <sub>4</sub> -N	Stickstoffanteil von Ammonium	mg/l
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoff. TOC ist ein Summenparameter und gibt die Summe des gesamten organischen Kohlenstoffs in einer Wasserprobe an	mg/l
AOX	An Aktivkohle adsorbierbare organische Halogene. Summenparameter, Chlor-, Brom- und Iodverbindungen.	mg/l
HTC	Hydrothermale Carbonisierung	
PAR	Photosynthetically Active Radiation	μmol s <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup>
UV	Ultraviolette Strahlung	nm

## Tabellenverzeichnis

Tab. 2-1:	Abmessungen der Versuchsanlage sowie Aufenthaltszeiten je Reihe	2-5
Tab. 2-2:	Eingesetzte Sensoren in der Versuchsanlage	2-5
Tab. 2-3:	Analyse des für die Versuchsphasen 1 und 2 bei der Fa. GRENOL gelagerten HTC-Abwassers (unverdünnt)	2-5
Tab. 2-4:	Zulaufwerte in den Versuchsphasen V1 und V2	2-6
Tab. 2-5:	Analyse des unverdünnten HTC-Abwassers nach hydrothermalen Carbonisierung von Gärrest einer landwirtschaftlichen Biogasanlage	2-7
Tab. 2-6:	Zulauf in der Versuchsphase V3 mit verdünntem HTC-Abwasser	2-7
Tab. 2-7:	Übersicht - Analyseparameter und verwendete Methoden	2-15
Tab. 3-1:	Mittlere Zulaufkonzentrationen in Versuchsphase V1	3-18
Tab. 3-2:	Mittlere Zu- und Ablaufkonzentration während V1	3-28
Tab. 3-3:	Mittlere Zulaufkonzentrationen in Versuchsphase V2	3-34
Tab. 3-4:	Mittlere Zu- und Ablaufkonzentration während V2	3-43
Tab. 3-5:	Mittlere Zulaufkonzentrationen in Versuchsphase V3	3-46
Tab. 3-6:	Mittlere Zu- und Ablaufkonzentration während V3	3-54
Tab. 3-7:	Messwerte Ozonversuch	3-60
Tab. 3-8:	Zusammengefasste Ergebnisse der GB21-Versuche	3-62

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1:	Becken der Reihe 1 (links), Becken der Reihe 1 u. 2, teilweise gereinigt (rechts)	2-3
Abb. 2-2:	Schematische Darstellung der Versuchsanlage, Draufsicht (links) und Seitenansicht (rechts)	2-4
Abb. 2-3:	Zulauf Reihe 1 (links), erhöhte Vorlagen und Zuleitung (rechts)	2-4
Abb. 2-4:	Schüttelversuche, im Vordergrund nach 0,45 µm Filtration	2-8
Abb. 2-5:	Versuchsaufbau Ozonierung	2-10
Abb. 2-6:	Laborfermenter für Batch-Versuche (GB 21)	2-11
Abb. 2-7:	Brasilianisches Tausendblatt ( <i>Myriophyllum aquaticum</i> )	2-13
Abb. 2-8:	Dickstielige Wasserhyazinthe ( <i>Eichhornia crassipes</i> )	2-13
Abb. 2-9:	Wasserlinsen ( <i>Lemna spec.</i> )	2-14
Abb. 2-10:	Echte Brunnenkresse ( <i>Nasturtium officinale</i> )	2-14
Abb. 2-11:	Gewächshaus mit Lüftungsklappen, Eingang	2-16
Abb. 3-1:	PAR-Strahlungsmessungen innerhalb der Versuchsphase 1 in Kastengrafiken dargestellt, mittlere Linie stellt den Median der Messung dar (Lichtsättigung von Schattenpflanzen (blauer Balken) und von Sonnenpflanzen (grüner Balken))	3-19
Abb. 3-2:	Messungen des Sättigungsdefizites der Luft (VPD) im Tagesgang über V1	3-20
Abb. 3-3:	Wassertemperaturmessungen der Reihe 1 aller untersuchten Becken im Zeitraum der Versuchsphase 1	3-21
Abb. 3-4:	Wassertemperaturmessungen der Reihe 2 aller untersuchten Becken im Zeitraum der Versuchsphase 1	3-21
Abb. 3-5:	pH-Werte im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V1	3-22
Abb. 3-6:	Leitfähigkeit im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V1	3-23
Abb. 3-7:	Gesamtphosphor im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V1	3-23
Abb. 3-8:	Ammonium-Stickstoff im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V1	3-24
Abb. 3-9:	Gesamt-Stickstoff im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V1	3-25
Abb. 3-10:	Verlauf der Gesamt-Stickstoffkonzentration im Zu- und Ablauf während der Versuchsphase V1	3-25
Abb. 3-11:	CSB im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V1	3-26
Abb. 3-12:	Verlauf des CSB im Zu- und Ablauf während der Versuchsphase V1	3-26
Abb. 3-13:	TOC-Konzentration im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V1	3-27
Abb. 3-14:	Verlauf der TOC-Konzentration im Zu- und Ablauf während der Versuchsphase V1	3-28
Abb. 3-15:	Wuchslängen-Verhältnis von <i>Myriophyllum aquaticum</i> zwei Wochen (14.04.16) nach der Inkubationszeit dargestellt im Kastendiagramm	3-29



Abb. 3-16:	Wuchslängen-Verhältnis von <i>Myriophyllum aquaticum</i> zum Abschluss der Versuchsphase 1 (25.05.16), dargestellt im Kastendiagramm	3-30
Abb. 3-17:	Trockengewichte (TG) der geernteten Sprosse von <i>Myriophyllum aquaticum</i> zum Ende der Versuchsphase 1	3-30
Abb. 3-18:	Spross / Wurzelverhältnis über die V1 von <i>Myriophyllum aquaticum</i>	3-31
Abb. 3-19:	Anzahl der Wasserhyazinthen Pflanzen über den Zeitraum der Versuchsphase 1 in den Becken 5 & 6 der untersuchten Reihen	3-32
Abb. 3-20:	Wasserlinsen ( <i>Lemna spec.</i> ) Anzahl pro 100 cm <sup>2</sup> über den Versuchszeitraum 1 in den Becken 5 & 6 in den untersuchten Reihen hochgerechnet über den TG-Anteil	3-33
Abb. 3-21:	PAR-Strahlungsmessungen innerhalb der Versuchsphase 2 in Kastengrafiken dargestellt, mittlere Line stellt den Median der Messung dar (Lichtsättigung von Schattenpflanzen (blauer Balken) und von Sonnenpflanzen (grüner Balken)	3-34
Abb. 3-22:	Messungen des Sättigungsdefizites der Luft (VPD) im Tagesgang über den Versuchszeitraum 2	3-35
Abb. 3-23:	Wassertemperaturmessungen der Reihe 1 aller untersuchten Becken im Zeitraum der Versuchsphase 2	3-36
Abb. 3-24:	Wassertemperaturmessungen der Reihe 2 aller untersuchten Becken im Zeitraum der Versuchsphase 2	3-37
Abb. 3-25:	pH-Werte im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V2	3-37
Abb. 3-26:	Leitfähigkeit im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V2	3-38
Abb. 3-27:	Gesamtphosphor im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V2	3-39
Abb. 3-28:	Ammonium-Stickstoff im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V2	3-39
Abb. 3-29:	Gesamt-Stickstoff im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V2	3-40
Abb. 3-30:	Verlauf der Gesamt-Stickstoffkonzentration im Zu- und Ablauf während der Versuchsphase V2	3-40
Abb. 3-31:	CSB im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V2	3-41
Abb. 3-32:	Verlauf des CSB im Zu- und Ablauf während der Versuchsphase V2	3-41
Abb. 3-33:	TOC-Konzentration im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V2	3-42
Abb. 3-34:	Verlauf der TOC-Konzentration im Zu- und Ablauf während V2	3-42
Abb. 3-35:	Wuchslängen-Verhältnis von <i>Myriophyllum aquaticum</i> vier Wochen (19.07.16) nach der Inkubationszeit dargestellt im Kastendiagramm	3-44
Abb. 3-36:	Wuchslängen-Verhältnis von <i>Myriophyllum aquaticum</i> zum Ende der Versuchsphase 2 (30.08.16), dargestellt im Kastendiagramm	3-44
Abb. 3-37:	Anzahl der Wasserhyazinthen Pflanzen über den Zeitraum der Versuchsphase 2 in den Becken 5 & 6 der untersuchten Reihen	3-45
Abb. 3-38:	PAR-Strahlung in V3, mittlere Line stellt den Median dar (Lichtsättigung von Schattenpflanzen (blauer Balken) und von Sonnenpflanzen (grüner Balken)	3-46

Abb. 3-39:	Messungen des Sättigungsdefizites der Luft (VPD) im Tagesgang über den Versuchszeitraum 3	3-47
Abb. 3-40:	Wassertemperaturmessungen der Reihe 1 aller untersuchten Becken im Zeitraum der Versuchsphase 3	3-48
Abb. 3-41:	Wassertemperaturmessungen der Reihe 2 aller untersuchten Becken im Zeitraum der Versuchsphase 3	3-48
Abb. 3-42:	pH-Werte im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V3	3-49
Abb. 3-43:	Leitfähigkeit im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V3	3-49
Abb. 3-44:	Gesamtphosphat im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V3	3-50
Abb. 3-45:	Ammonium-Stickstoff im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V3	3-50
Abb. 3-46:	Gesamt-Stickstoff im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V3	3-51
Abb. 3-47:	Verlauf der Gesamt-Stickstoffkonzentration im Zu- und Ablauf , V3	3-51
Abb. 3-48:	CSB-Werte im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V3	3-52
Abb. 3-49:	Verlauf des CSB im Zu- und Ablauf während der Versuchsphase V3	3-52
Abb. 3-50:	TOC-Konzentration im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V3	3-53
Abb. 3-51:	Verlauf der TOC-Konzentration im Zu- und Ablauf während V3	3-53
Abb. 3-52:	<i>Myriophyllum aquaticum</i> Pflanzen nach Wiedereinsetzen und Adaptation am Ende der Versuchsphase 3	3-54
Abb. 3-53:	Anzahl der Wasserhyazinthen Pflanzen über den Zeitraum der Versuchsphase 2 in den Becken 5 & 6 der untersuchten Reihen 2	3-55
Abb. 3-54:	Versuch 1: CSB in Abhängigkeit der zudosierten Aktivkohlemenge mit unbehandeltem HTC-Abwasser aus V1, unfiltriert und filtriert	3-57
Abb. 3-55:	Versuch 1: CSB in Abhängigkeit der zudosierten Aktivkohlemenge mit unbehandeltem und in der AQUA-HTC-Anlage behandeltem HTC-Abwasser aus V1	3-57
Abb. 3-56:	CSB in Abhängigkeit der zudosierten Aktivkohlemenge mit HTC-Abwasser aus V3	3-58
Abb. 3-57:	Entfärbung über die Laufzeit des Ozonierungsversuches	3-59
Abb. 3-58:	CSB-Verlauf und Eliminationsrate bei der Ozonierung	3-59
Abb. 3-59:	Sauerstoffzehrung der BSB <sub>5</sub> -Bestimmung bei Proben mit unterschiedlicher Ozonierungsdauer	3-60
Abb. 3-60:	Gas- und Methansummenkurve (l <sub>N</sub> /kg oTR) des Substrates	3-62
Abb. 4-1:	Eliminationsleistung bei Reihe 1 im Vergleich zur Belastungssteigerung V1 bis V3	4-64
Abb. 4-2:	Eliminationsleistung bei Reihe 2 im Vergleich zur Belastungssteigerung V1 bis V3	4-64
Abb. 4-3:	Hochrechnung der Trockengewichte über die gesamte Länge der Becken 1-4 nach 6 Wochen Versuchsdauer	4-65

# 1 Kurzdarstellung

Das hier dargestellte Vorhaben hatte zum Ziel, im Rahmen eines Vorprojekts die grundsätzliche Eignung der Reinigung von stark CSB- und schadstoffbelasteten Prozessabwässern aus der hydrothermalen Carbonisierung (HTC) durch den Einsatz von Wasserpflanzen zu untersuchen.

Im HTC-Prozesswasser liegen neben der meist hohen CSB-Belastung oft auch hohe Konzentrationen an schwer abbaubaren organischen Säuren (z.B. Oxalsäure), monocyclischen Kohlenwasserstoffen (z.B. Phenole), Salzen und eventuell Schwermetallen (je nach Ausgangssubstrat) vor. Diese Inhaltstoffe lassen in den meisten Fällen eine Einleitung in eine öffentliche Abwasseranlage nicht zu. Die derzeitig diskutierten, gängigen Verfahrenskombinationen (z.B. konventionelle aerobe und anaerobe Verfahren mit nachgeschalteter Membranfiltration, Aktivkohlefiltration oder Chemische Oxidation) erweisen sich als verfahrenstechnisch aufwendig und sowohl in Hinblick auf die erforderlichen Investitionen als auch auf die Betriebskosten als sehr kostspielig.

In dem durchgeführten Vorprojekt wurde als neuer Ansatz ein Verfahren zur Reinigung belasteter HTC-Prozessabwasser mittels aquatischer Pflanzen grundsätzlich untersucht werden. Viele Pflanzen haben aufgrund Ihrer Standortbegrenzung Strategien entwickelt Schadstoffe zu tolerieren, dies wird in der Botanik unter dem Begriff Phytoremediation (Phytosanierung) zusammengefasst. Durch die Anpassungen der Pflanze kann es möglich sein, die belasteten Prozesswässer umweltverträglich zu reinigen. Im hier dargestellten Vorhaben lag der Hauptschwerpunkt der Entwicklung auf der Aufnahme und Umwandlung der im Prozesswasser gelösten Inhaltstoffe und der Reinigung über die Mechanismen der Phytoremediation der eingesetzten Pflanzen.

1983 hat Rufus Chaney (USA) erstmals die Idee formuliert, dass sich Pflanzen zur Sanierung von verschmutzten Böden einsetzen ließen. Grundlage für diese Idee war die Tatsache, dass es unter den Pflanzen einige Spezialisten gibt, die große Mengen an Schwermetallen in den Blättern speichern können. Der Begriff Phytosanierung umfasst eine Reihe von verschiedenen Methoden [Wenzel, 2003]:

## Phytoextraktion

- Entzug der Schadstoffe durch Aufnahme in die Pflanze und Speicherung in der oberirdischen Biomasse

## Phytodegradation

- Pflanzeninduzierte Abbau von organischen Schadstoffen im Boden

## Phytostabilisierung

- Fixierung von Schadstoffen im Boden

## Phytovolatilisierung

- Umwandlung der Schadstoffe in flüchtige Formen und anschließende Freisetzung in die Atmosphäre

## Rhizofiltration

- Entfernung von Schadstoffen aus Gewässern durch Fixierung in Pflanzenwurzeln

## 1.1 Aufgabenstellung

Das Ziel dieses Vorprojektes war es, die grundsätzliche Eignung des Einsatzes höherer aquatischer Pflanzen für die Reinigung von hoch verschmutzten HTC-Prozesswässern bei gleichzeitiger Biomassenproduktion zu ermitteln. Dieses Vorhaben verfolgte den Ansatz, eine effektive Reinigung des HTC-Prozesswassers bei geringem Energieverbrauch auf kleinem Raum zu realisieren.

Die wesentlichen Ziele dieses Vorprojektes zur Behandlung von HTC-Prozesswässern mit höheren Pflanzen / Pflanzengesellschaften waren:

1. den grundsätzlichen Nachweis zu führen, dass höhere Aquapflanzen in der Lage sind, Abwasser aus der Hydrothermalen Carbonisierung so zu behandeln, dass diese gereinigten Abwässer direkt in ein Gewässer oder indirekt in eine kommunale Kläranlage eingeleitet werden können,
2. die Reinigung des HTC-Prozesswassers energieeffizient durchzuführen,
3. eine erste Auswahl geeigneter aquatischer Pflanzenarten oder Pflanzengesellschaften zu treffen,
4. die erforderlichen Aufenthaltszeiten der Abwässer in dem Kaskadensystem für eine gesicherte und gewünschte Reinigungsleistung zu ermitteln,
5. eventuell erforderliche Verfahren zur Nachbehandlung orientierend zu untersuchen.

## 1.2 Planung und Ablauf des Vorhabens

Für die bewilligte Projektlaufzeit von einem Jahr wurden folgende Arbeitspakete aufgestellt und bearbeitet:

### Arbeitspaket 1: Startphase (Dauer: 1 Monat)

- Aufbau der Wasserbeschickung zu den einzelnen Becken der Versuchsanlage
- Instandsetzung der Einhausung
- Anbringen und Funktionsprüfung der Messtechnik
- Einrichtung der für den Versuchszeitraum benötigten Becken/Wannen

### Arbeitspaket 2: Inkubationsphase (Dauer: 1 Monat)

- Erstbesatz der Wannen mit den ausgewählten Pflanzen
- Betrieb mit Trinkwasser, anschließend Umstellen auf die Zuleitung von HTC-Prozesswasser
- Wasser- und Pflanzenprobenahme am Ende der Inkubationszeit

### Arbeitspaket 3: Versuche zur Prozesswasserbehandlung (Dauer: 9 Monate)

- Versuche zur Behandlung von Prozessabwasser mit verschiedenen Konzentrationen (Verdünnungsstufen)
- Probenahme und Analyse
- Versuche zur Nachbehandlung mittels Aktivkohle und Ozonierung

### Arbeitspaket 4: Bericht (Dauer: 1 Monat)

- Erstellung des Abschlussberichtes

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Versuchsanlage

Zur Behandlung des HTC-Prozesswassers wurden höhere aquatische Pflanzen eingesetzt, die in einem Gewächshaus in zwei parallel angeordneten Wannengestellen (Reihen R1 und R2) mit je sechs übereinander angeordneten Wannen (Becken) wachsen (Abb. 2-1). Es bestand die Möglichkeit zwei unterschiedliche Verdünnungen eines HTC-Prozessabwassers unabhängig voneinander zu behandeln und zu untersuchen. Um die erforderlichen Untersuchungen durchführen zu können, wurde die Anlage mit Einbauten und Sensoren ausgerüstet:

- 2 Vorratsbehälter (IBC) für jedes Wannengestell, je 1 m<sup>3</sup> Fassungsvermögen
- Zuleitungssystem im frei Gefälle zu den Becken
- Drosselventil zur Einstellung des gewünschten Durchflusses
- Ablauf- und Sammelsystem mit Auffangbehälter für jedes Wannengestell
- Sensoren und Datenlogger zur Erfassung der im Gewächshaus gemessenen Parameter

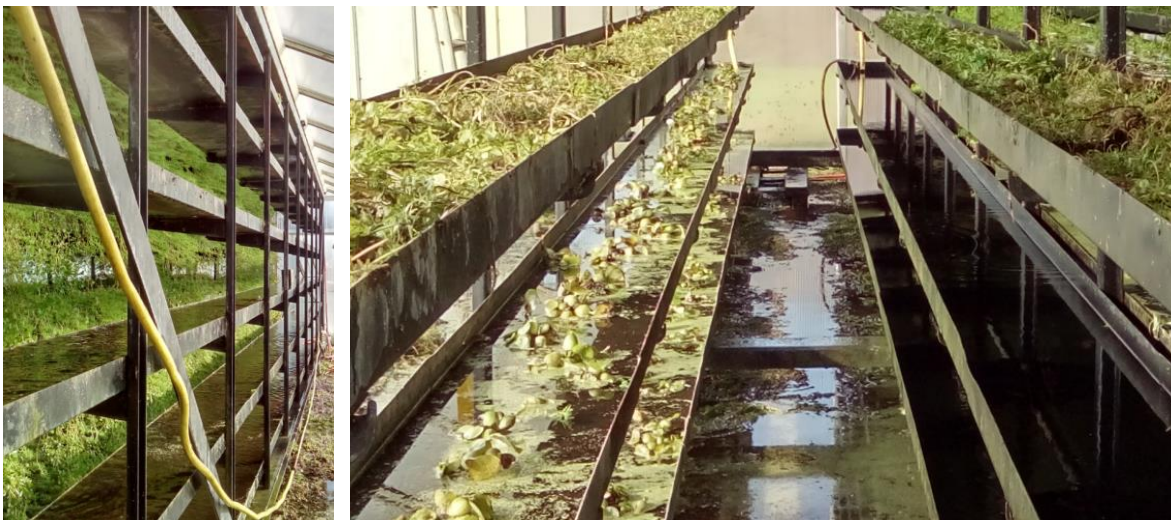


Abb. 2-1: Becken der Reihe 1 (links), Becken der Reihe 1 u. 2, teilweise gereinigt (rechts)

In der Abb. 2-2 ist der schematische Aufbau der Versuchsanordnung in Drauf- und Seitenansicht dargestellt. Jede Reihe (R1 und R2) bestand aus sechs übereinander angeordneten Becken (Nr. 1 oben; Nr. 6 unten). Der Zulauf des ungereinigten HTC-Abwassers erfolgte über eine 3/4-Zoll Kunststoffverrohrung und Drosselventil aus den erhöht stehenden Vorlagebehältern in das oberste Becken Nr.1 (Abb. 2-3). Die Vorlagebehälter waren mit je einer Tauchpumpe ausgestattet, welche den Inhalt kontinuierlich umwälzten und durchmischten. Somit war gewährleistet, dass sich keine Partikel absetzen. Danach durchströmte das Wasser die Becken mit dem Pflanzenbesatz in Längsrichtung. Am Ende des jeweiligen Beckens befand sich eine Ablaufvorrichtung, durch die das Wasser in das daruntergelegene Becken floss. Nach Passage von Becken Nr. 6 (unteres Becken der jeweiligen Reihe) wurde das Prozesswasser in einer Pumpvorlage gesammelt und mit Pegel-gesteuerten Tauchpumpen

zur Volumenbestimmung in die Auffangbehälter gefördert. In den nachfolgenden Tab. 2-1 und Tab. 2-2 sind die technischen Daten der Versuchsanlage aufgeführt.

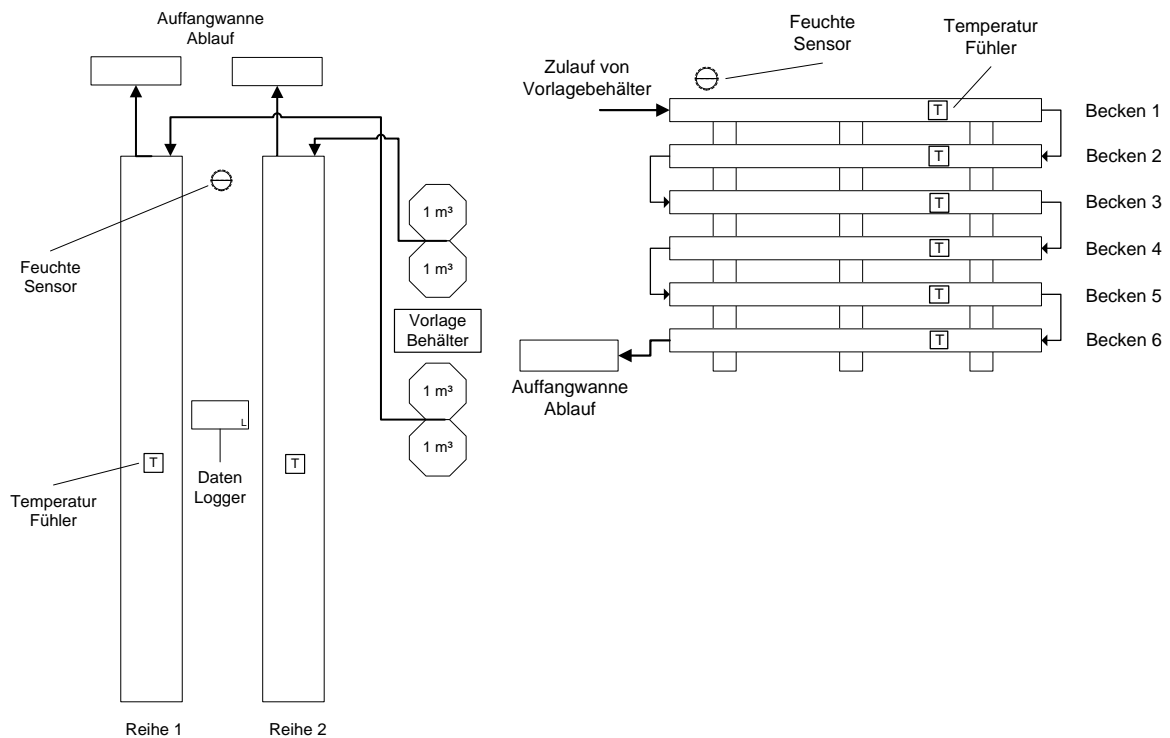


Abb. 2-2: Schematische Darstellung der Versuchsanlage, Draufsicht (links) und Seitenansicht (rechts)



Abb. 2-3: Zulauf Reihe 1 (links), erhöhte Vorlagen und Zuleitung (rechts)

Der Zulaufvolumenstrom pro Reihe wurde auf ca. 12 l/h eingestellt und wöchentlich kontrolliert. Aufgrund der im Abwasser enthaltenen Feststoffe sowie der damit sich ergebenden Ablagerungen am Drosselventil schwankte dieser allerdings zwischen 11 und 12 l/h bei einem mittleren Durchfluss von 11,3 l/h. Diese Schwankung konnte durch regelmäßiges Freispülen des Drosselventils bei der Durchflusskontrolle gedämpft werden.

Tab. 2-1: Abmessungen der Versuchsanlage sowie mittlere Aufenthaltszeiten je Reihe

Abmessungen		Volumen			Aufenthaltszeit
je Becken			je Becken	Gesamt	gesamt
Länge	12,00 m	bei Füllstand 7 cm	294 l	1,764 l	6,5 d
Breite	0,35 m	bei Füllstand 5 cm	210 l	1.260 l	4,6 d
Höhe	0,07 m	Bei Füllstand 3 cm	126 l	756 l	2,8 d

Tab. 2-2: Eingesetzte Sensoren in der Versuchsanlage

Parameter	Sensoren
PAR (Photosynthetically Active Radiation)	LI-COR LI-250, Quantum Q 15147
Luftfeuchte / Umgebungstemperatur	Rotronic HygroClip S
Temp.-Logger (Wassertemperatur)	PCE-T-1200 mit Fühler GTF 300

Die Sensoren für Luftfeuchte, Umgebungstemperatur und Wassertemperatur wurden dauerhaft in der Versuchsanlage verbaut. Der Messfühler Rotronic HygroClip S wurde zwischen den Reihen 1 und 2 im Bereich des Zulaufes (Becken 1) installiert. Die Ablesung der Messwerte von Luftfeuchtigkeit und Umgebungstemperatur erfolgte bei der wöchentlichen Betreuung der Versuchsanlage. Die Temperaturfühler für die Wassertemperatur wurden je Reihe in der Mitte der Becken 1 bis 6 angebracht. Die Wassertemperatur konnte dadurch in beiden Reihen zeitgleich erfasst und über den Datenlogger PCE-T-1200 kontinuierlich aufgezeichnet werden. Die Photosynthetically Active Radiation (PAR) wurde diskontinuierlich erfasst. Hierbei wurde der Sensor an wechselnden Orten innerhalb der Versuchsanlage angebracht. Im Kapitel 2.10 (Physikalische Parameter) finden sich hierzu weitere Informationen.

## 2.2 Charakterisierung des verwendeten HTC-Abwassers, Versuchsphasen

Die Versuche wurden zunächst mit bei der Firma GRENOL GmbH vorhandenem Abwasser aus Carbonisierungen mit verschiedenem Ausgangsmaterial durchgeführt, das in einem Tank auf dem Firmengelände gelagert war. Das Abwasser wurde auf die Parameter pH-Wert, Leitfähigkeit, TOC und auf die abwassertechnischen Parameter BSB<sub>5</sub>, CSB, NH<sub>4</sub>-N, N<sub>ges</sub> und P<sub>ges</sub> analysiert. Sonderparameter wie Phenole, flüchtige organische Säuren, AOX, sowie Metallionen wurden stichprobenartig durch das Chemische und mikrobiologische Institut UEG GmbH analytisch ausgewertet.

Das bei der Fa. GRENOL in einem Lagertank vorhandene Abwasser hatte folgende Zusammensetzung:

Tab. 2-3: Analyse des für die Versuchsphasen 1 und 2 bei der Fa. GRENOL gelagerten HTC-Abwassers (unverdünnt)

pH	LF	TOC hom.	CSB hom.	NH <sub>4</sub> -N filtr.	TN <sub>b</sub> hom.	P <sub>ges</sub> hom.
-	µS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
8,68	4.040	715	2.272	276	410	3,32

Im Vergleich mit in der Literatur angegebenen Konzentrationen von HTC-Abwasser weist dieses Abwasser deutlich geringere Konzentrationen auf. Untersuchungen der Hochschule Ostwestfalen-Lippe [Ramke, 2010] ergaben folgende Werte, die substrat- und prozessabhängig sind:

- CSB: 14.000 – 70.000 mg/l
- BSB<sub>5</sub> : 10.000 – 40.000 mg/l
- TOC: 1.000 – 36.000 mg/l

Mit diesem Abwasser wurden die Versuchsphasen 1 und 2 mit verschiedenen Verdünnungsreihen durchgeführt. Die Konzentrationen des verdünnten HTC-Abwassers in den einzelnen Versuchsphasen sind in der nachfolgenden Tab. 2-4 dargestellt.

#### Versuchsphase 1:

In der Versuchsphase V1 kamen die niedrigsten Zulaufkonzentrationen zum Einsatz. Die Konzentration wurde entsprechend von Vorversuchen festgelegt, um den Pflanzen eine Gewöhnung an die Inhaltsstoffe zu ermöglichen. Diese Phase wurde für 10 Wochen beibehalten. Hierfür wurde das vorhandene HTC-Abwasser (Tab. 2-3) mit Leitungswasser verdünnt. Daraus resultierte die Verdünnung 1:3 welche in der Versuchsphase 1 der Reihe 1 zugeleitet wurde und die Verdünnung 1:4 welche der Reihe 2 zugeleitet wurde. Die Verdünnungen wurden jeweils in den Vorlagebehältern der entsprechenden Reihe angesetzt.

#### Versuchsphase 2:

Nach Adaption der Pflanzen an das HTC-Abwasser wurde in der Versuchsphase V2 die Belastung gesteigert. Diese Phase wurde für 12 Wochen beibehalten. Hierfür wurde das vorhandene HTC-Abwasser (Tab. 2-3) der Reihe 1 unverdünnt zugeleitet. Die Reihe 2 wurde mit einer Verdünnung von 1:2 beschickt, welche durch Mischen des Rohabwassers mit Leitungswasser analog zur Versuchsphase V1 hergestellt wurde.

Tab. 2-4: Zulaufwerte in den Versuchsphasen V1 und V2

			pH	LF	TOC		CSB		NH <sub>4</sub> -N	TNb		P <sub>ges</sub>	
			[ - ]	[µS/cm]	hom.	filtr.	hom.	filtr.	filtr.	hom.	filtr.	hom.	filtr.
V1	Reihe 1	min	7,51	1.141	145	129	486	439	23	77	48	1,1	0,1
		max	8,21	1.979	262	231	855	740	144	171	158	2,2	0,9
		mittel	7,86	1.572	212	183	706	580	92	131	113	1,6	0,6
	Reihe 2	min	7,41	1.100	117	103	422	351	34	73	64	0,6	0,1
		max	8,09	1.692	206	166	808	541	104	145	126	2,0	1,1
		mittel	7,80	1.444	169	146	573	469	81	119	103	1,3	0,4
V2	Reihe 1	min	8,52	3.670	585	570	1.822	1.667	216	310	260	2,4	0,6
		max	8,84	4.150	705	636	2.312	2.106	358	420	391	8,1	2,7
		mittel	8,68	3.903	652	602	2.032	1.835	288	374	343	3,5	1,6
	Reihe 2	min	7,91	2.230	248	232	769	716	85	175	163	1,2	0,5
		max	8,60	2.360	328	645	1.013	906	174	219	214	2,7	1,9
		mittel	8,32	2.299	292	299	898	822	147	202	190	2,0	1,4



Versuchsphase 3:

Zur weiteren Belastungssteigerung wurde ein höher belastetes Abwasser durch Carbonisierung von Gärrest einer landwirtschaftlichen Biogasanlage erzeugt (Tab. 2-5). Hierfür wurde beim Projektpartner GRENOL die HTC-Anlage für 14 Tage in Betrieb genommen. Das aus dem HTC-Prozess anfallende hoch belastete Abwasser wurde der Versuchsanlage in zwei Verdünnungsstufen zugeführt. Diese Versuchsphase wurde für 10 Wochen beibehalten.

Tab. 2-5: Analyse des unverdünnten HTC-Abwassers nach hydrothormaler Carbonisierung von Gärrest einer landwirtschaftlichen Biogasanlage für Versuchsphase 3

pH	LF	TOC hom.	CSB hom.	NH <sub>4</sub> -N filtr.	TNb hom.	P <sub>ges</sub> hom.
-	μS/cm	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
9,21	9.895	4.800	25.975	1.415	2.445	216

In der Versuchsphase V3 kamen die höchsten Zulaufkonzentrationen während des Forschungsvorhabens zum Einsatz. Hierfür wurde das im August 2016 neu generierte HTC-Abwasser (Tab. 2-5) mit Leitungswasser verdünnt. Die Reihe 1 der Versuchsanlage wurde mit diesem Abwasser in der Verdünnung 1:5, die Reihe 2 in der Verdünnung 1:4 beschickt (siehe Tab. 2-6). Die Verdünnungen wurden jeweils in den Vorlagebehältern der entsprechenden Reihe angesetzt. Eine Belastung durch unverdünntes Abwasser mit einem CSB von 26.000 mg/l konnte in der Phase V3 nicht als zielführend angesehen werden, da die vorhandenen Pflanzen durch den vorangegangenen Versuche bereits geschädigt waren. Zudem waren die klimatischen Bedingungen im Zeitraum September bis November für die Pflanzen nicht optimal.

Tab. 2-6: Zulauf in der Versuchsphase V3 mit verdünntem HTC-Abwasser

			pH	LF	TOC		CSB		NH <sub>4</sub> -N	TNb		P <sub>ges</sub>	
			[ - ]	[μS/cm]	hom.	filtr.	hom.	filtr.	filtr.	hom.	filtr.	hom.	filtr.
					[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
V3	Reihe 1	min	8,20	3.560	1.370	1.110	4.010	3.195	296	445	397	13,0	7,3
		max	8,57	4.360	2.300	2.070	6.965	5.740	729	720	724	24,2	18,6
		mittel	8,38	3.920	1.650	1.412	4.828	4.065	381	503	489	17,4	12,7
	Reihe 2	min	8,11	3.510	1.310	1.040	3.655	2.810	286	439	360	12,7	6,2
		max	8,87	5.260	2.730	2.440	7.975	6.970	636	906	856	24,9	19,9
		mittel	8,50	4.406	1.903	1.629	5.592	4.762	410	611	549	18,7	12,8

## 2.3 Aktivkohle Adsorption

Zur Nachbehandlung des in der Versuchsanlage durch Pflanzen vorbehandelten Abwassers wurde Aktivkohle eingesetzt.

Die Kinetik der Adsorption beschreibt die Abhängigkeit der Adsorptionsgeschwindigkeit von den Vorgängen des äußeren Stofftransportes durch eine Grenzschicht zwischen flüssiger und fester Phase sowie im Porensystem des Adsorbens und der eigentlichen Adsorption an der inneren Oberfläche [KUNZ, 1992].

Die überwiegend hydrophobe Oberfläche der Aktivkohle wird von unpolaren Substanzen besetzt. Bei dem Transport der Substanzen durch Diffusion an die unmittelbare Nähe der Aktivkohleoberfläche werden folgende Transportschritte unterschieden:

- Modell der Filmdiffusion
- Modell der Korndiffusion

In Abhängigkeit von Stoffübergangswiderständen im Flüssigkeitsfilm an der Oberfläche der Aktivkohle werden polare Stoffe sehr langsam transportiert, und für sie ist die Filmdiffusion der geschwindigkeitsbestimmende Schritt. Bei unpolaren Substanzen wird die Anreicherung an der Aktivkohle, d. h. der Beladungsverlauf, nach kurzer Zeit durch die Korndiffusion bestimmt [Sontheimer, 1985].

Aktivkohle kann als Pulverkohle oder Kornkohleeingesetzt werden. Bei einer Pulverkohledosierung werden die durch Mahlen weitgehend zerkleinerten Kohlepartikel dem zu behandelnden Wasser als Suspension zugegeben. Nach erfolgter Adsorption müssen die Kohlepartikel und damit auch die adsorbierten Stoffe durch Flockung und Filtration aus dem Wasser wieder entfernt werden. Aktivkohle kann gleichzeitig als biologisch wirksames Filtermaterial, insbesondere bei Sauerstoffanwesenheit, zur Entfernung von organischen Wasserinhaltsstoffen und Ammonium dienen, da sich auf der Oberfläche der Körner ein Biofilm bildet [BGD, 2000].

#### Durchführung von Schüttelversuchen

Die Versuchsdurchführung erfolgte im Labormaßstab. Als Vorversuch wurde verdünntes und unverdünntes HTC-Abwasser mit Pulveraktivkohle versetzt. Hierfür wurden 350 ml HTC-Abwasser mit unterschiedlichen Mengen an Aktivkohle versetzt. Anschließend kamen die Versuchsansätze für 24 h auf die Schüttelbank. Nach Ablauf der Zeit wurden die Proben mit einem 0,45 µm Filter filtriert und der Restgehalt an CSB in der Klarpphase analytisch bestimmt (Abb. 2-4). Im zweiten Schritt wurden Zu- und Ablauf je einer Reihe aus der Versuchsanlage nach gleichem Vorgehen mit Aktivkohle versetzt und nach Ablauf der Schüttelzeit ebenfalls der Restgehalt an CSB bestimmt.

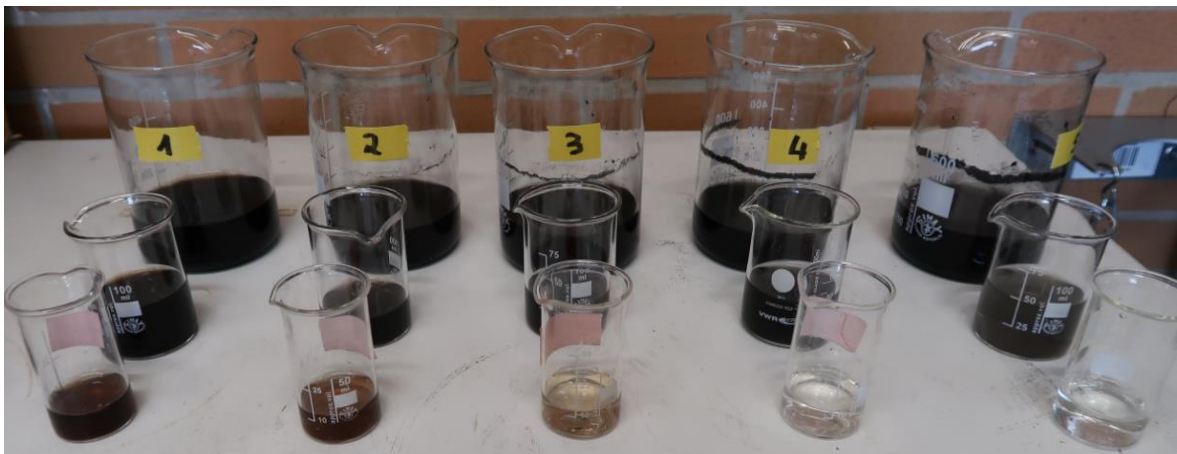


Abb. 2-4: Schüttelversuche, im Vordergrund nach 0,45 µm Filtration

## 2.4 Ozonierung

Alternativ zur Aktivkohle-Adsorption wurde zudem untersucht, ob die organischen Inhaltsstoffe des HTC-Abwassers durch nassoxidative Verfahren weiter reduziert werden konnten. Ziele der nassoxidativen Verfahren können entweder die weitestgehende Oxidation der organischen Schadstoffe oder das Cracken biorefraktärer Schadstoffe in biologisch abbaubare Substanzen.

Als Oxidationsmittel werden vorrangig Ozon  $O_3$  und Wasserstoffperoxid  $H_2O_2$  eingesetzt. Beide Oxidationsmittel zerfallen vergleichsweise schnell und bilden dabei hoch reaktive Sauerstoff- oder Hydroxylradikale. In diesem Vorhaben wurden orientierende Versuche unter Einsatz von Ozon durchgeführt.

Ozon wird unter Hochspannung aus molekularem Sauerstoff gebildet. Bei dem Zerfall des  $O_3$ -Moleküls entsteht ein atomares Radikal, welches die Oxidationswirkung entfaltet.

Ozonbildung:  $3 O_2 + \text{Energie} = 2 O_3$

Ozonzerfall:  $O_3 \rightarrow O_2 + O^\bullet$

Für die Abwasserbehandlung hat sich die Verwendung von technischem Sauerstoff zur Erzeugung von Ozon durchgesetzt. Nach der Erzeugung des Ozons wird das Gas über Belüftersysteme in Kontakt mit dem Abwasser gebracht. Ozon vermag:

- Anorganische Inhaltsstoffe in höhere Oxidationsstufen zu bringen
- biologisch schwer Abbaubare Stoffe zu spalten
- Bakterien abzutöten und
- Geruchs-, Geschmacks und Farbstoffe zu zerstören.

Die Ozonierung wird oftmals eingesetzt um die vorhandenen schwer abbaubaren Abwasser-Inhaltsstoffe einem biologischen Abbau zugänglich zu machen [Bank, 2006].

### Durchführung des Ozonierungsversuches

Der Versuchsaufbau erfolgte wie in Abb. 2-5 dargestellt. Zum Einsatz kam ein Ozongenerator Typ Fischer Modell 500 welcher mit Rein-Sauerstoff betrieben wurde. Das erzeugte Ozon wurde über Schlauchverbindungen und Regelventile zum Reaktionsgefäß geleitet. In diesem befanden sich 800 ml HTC-Abwasser. Durch die Verwendung einer Glasfritte wurde das Ozon in die Flüssigkeit ein gepert. Zusätzlich zur Gaseinpressung wurde mittels Magnetrührplatte das Abwasser durchmischt. Die Versuchsdauer betrug 3 h. Hierbei wurde bei einem Sauerstoffverbrauch von  $60 \text{ l } O_2/\text{h}$  eine Menge von  $3 \text{ g } O_3/\text{h}$  in das Abwasser eingetragen. Nach festgelegten Zeitabständen (15 bzw. 30 min.) wurde eine Probe entnommen und auf  $CSB$  und  $BSB_5$  analysiert.

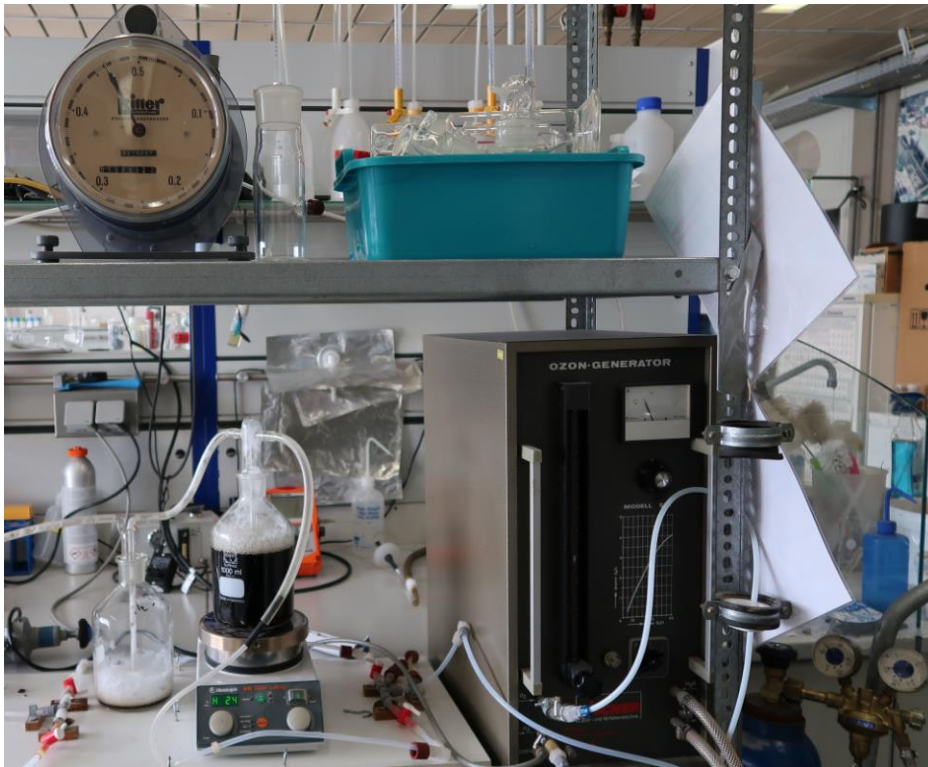


Abb. 2-5: Versuchsaufbau Ozonierung

## 2.5 UV-Oxidation

Ähnlich dem Wirkmechanismus der Ozonierung funktioniert der Einsatz von UV-Strahlung in der Abwasserbehandlung.

Treffen die energiereichen UV-Strahlen auf Wassermoleküle, so werden aus diesen hochreaktive Hydroxylradikale abgespalten. In einer Kettenreaktion lösen diese die Bildung weiterer Radikale aus. Treffen die Radikale auf organische Schadstoffe, werden diese in kleinere, biologisch abbaubare Verbindungen wie kurzkettige organische Säuren zerlegt [Chaumette, 2011].

Für den sinnvollen Einsatz der UV-Strahlung muss die Transmission des Abwassers hinreichend sein, um eine Radikalbildung zu erzeugen. Aufgrund der schlechten Transmission von HTC-Abwasser (stark braun/schwarze Einfärbung) wird die UV-Oxidation hierfür nicht angewendet und stattdessen die Na<sub>2</sub>Oxidation mittels Ozon eingesetzt.

## 2.6 Gärversuche (GB 21)

Zur Untersuchung und Feststellung des Gaspotenzials der aufgewachsenen Biomasse wurden Batchtests in Anlehnung an DIN EN ISO 11734: 1998-11 durchgeführt. Der grundsätzliche apparative Aufbau der Batch-Reaktoren ist in Abb. 2-6 dargestellt.

Bei der Durchführung von Batch-Tests gilt nach *ATV-DVWK IG-5.1 (2004)* generell: „Bei den Abbaubarkeitstests wird der anaerobe Schlamm mit der Testsubstanz als alleiniger C-Quelle inkubiert, so dass die resultierende Biogasproduktion fast ausschließlich aus dem Abbau dieser C-Quelle resultieren muss. Die Biogasproduktion aus dem Impfschlamm muss durch Blindwertansätze erfasst werden und in Abzug gebracht werden“.

Die zu untersuchenden Proben wurde bei konstanter Temperatur über 21 Tage inkubiert. Als Testtemperatur wurde die Temperatur gewählt, bei der die anaerobe Behandlung in der Praxis durchgeführt werden soll. Bei den Untersuchungen im Rahmen dieses Projektes wurde eine Temperatur von 35°C (mesophil) gewählt. Das bei den Batchversuchen entstandene Biogas wurde in Gassäcken aufgefangen und hinsichtlich Qualität und Quantität untersucht. Als Impfschlamm kam bei den Versuchen ausgefauter kommunaler Klärschlamm aus einem mesophil betriebenen Faulturm zu Einsatz.

Für die Durchführung dieser Versuche wurden 3 Rührkessel-Laborfermenter ( $V_{\text{Nutz}} = 8 \text{ l}$ ) aus Edelstahl mit Rührwerk nach Abb. 2-6 verwendet, wobei in den Fermentern 1 und 2 als Parallel-Ansatz eine Doppelbestimmung durchgeführt wurde.

Fermenter 1 u. 2: Ansatz mit je 1700 g Pflanzenbiomasse + 6300 g Impfschlamm

Fermenter 3: Nullansatz mit Impfschlamm ohne Substrat

Die drei Fermenter standen zur Temperierung im 35°C warmen Wasserbad, die Temperatur regelte ein Einhängethermostat. Über einen Stutzen an der Oberseite der Fermenter erfolgte die Substratzugabe. Die Durchmischung der Reaktoren erfolgte für jeweils 15 Minuten mittels eines Rührwerks mit anschließender Pause von 30 Minuten. Das Faulgas wurde über den Gasentnahmestutzen einem Gassack zugeführt. Die Versuchsdauer (Laufzeit) betrug 21 Tage.

Zur Charakterisierung der einzelnen Stoffströme, sowie des Faulgases wurden die entsprechenden Proben auf folgende Parameter hin untersucht:

Trockenrückstand	DIN EN 12880:2001-02
Glühverlust	DIN EN 15935:2012-11
Faulgasvolumen	Trommelgaszähler, Ritter, Größe 0.5, nasse Bauart
Faulgaszusammensetzung	Mehrkanal-Gasanalysator, Biogas 401, Fa. ADOS GmbH, Gaskomponenten: CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> , O <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> S, Mehrkanal-Gasanalysator, Multitec 540, Fa. Hermann Se- werin GmbH, Gaskomponenten: CH <sub>4</sub> , CO <sub>2</sub> , O <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> S,

Bei jeder Bestimmung des Gasvolumens wurden Temperatur und Luftdruck erfasst, um die Gasmengen auf Normzustand (1.013 hPa, 0°C) umrechnen zu können.

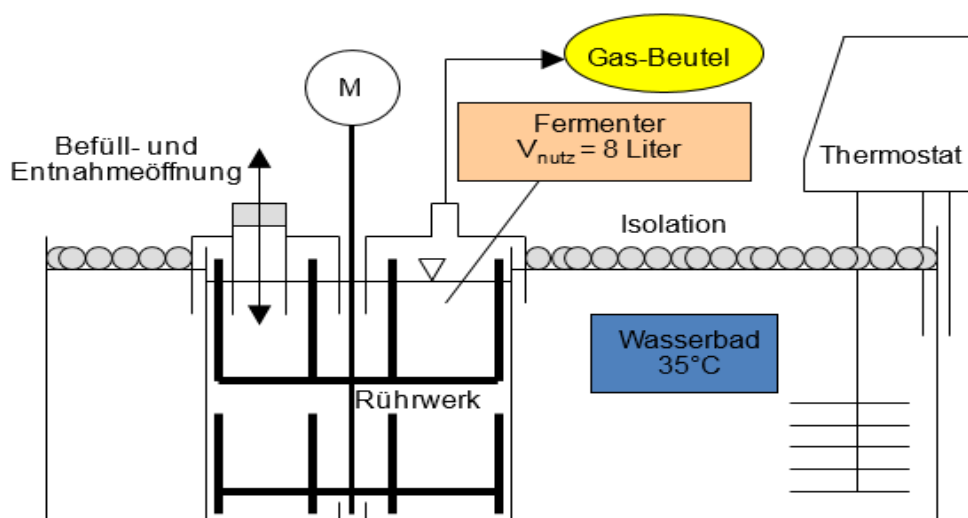


Abb. 2-6: Laborfermenter für Batch-Versuche (GB 21)

## 2.7 Eingesetzte Pflanzen

Alle hier im Projekt eingesetzten Pflanzenarten sind natürlichem Ursprungs, d.h. Umweltproben. Die neophytischen (gebietsfremden) Arten (*Myriophyllum aquaticum* und *Eichhornia crassipes*) wie auch die heimischen Arten (*Lemna spec.* und *Nasturtium officinale*) stammen aus einem nahe gelegenen Gewässer in NRW, welches aus den Sumpfungswässern des rheinischen Tagebaus gespeist wird. Die Wahl der zum Teil neophytischen Arten folgt der guten Anpassungsfähigkeit und deren guten Akkumulation von Nähr- und Schadstoffen. Grundlegende Entscheidungen wurden hinsichtlich der Phytoremediationseigenschaften der eingesetzten Pflanzen getroffen.

### 2.7.1 Das brasilianische Tausendblatt *Myriophyllum aquaticum* (Velloso) Verdcourt

(= *Myriophyllum brasiliense* Cambessedes, *Myriophyllum proserpinacoides* Gillies ex Hook. & Arn., *Enydra aquatica* Vellozo, Haloragacea)

Das aus der Familie der Haloragacea (Tausendblattgewächse) stammende Brasilianische Tausendblatt (Abb. 2-7) bildet sowohl submerse als auch emerse Blätter aus. Die Pflanze ist ein immergrüner Hygrophyt und erreicht Wuchslängen von bis zu 2 m. Die Blüten der Pflanzen sind entweder männlich oder weiblich angelegt, außerhalb des Ursprungsgebietes (Südamerika) konnten nur weibliche Blüten, der ansonsten zweihäusigen Art, nachgewiesen werden (ORCHARD 1979, 1981, 1985). Die Blüten befinden sich nicht in abgesetzten Blütenständen, sondern die 4-zähligen weiblichen Blüten sitzen auf einem 0,2-0,4 mm langen Stiel einzeln in den Blattachsen der Blätter. Die submersen und emersen Blätter unterscheiden sich farblich sehr stark. Die Blätter sitzen in 5-6 zähligen Wirteln an den 4-5 mm dicken Stängeln. Die Pflanzen bilden Rhizomausläufer aus denen neue Triebe emporwachsen. Im Winter geprägten Regionen ziehen sich die emersen Pflanzenteile unter die Wasseroberfläche und überwintern bis in den Frühling hinein unter Wasser (HUSSERN 2008).

#### Auswahlkriterien:

Das brasilianische Tausendblatt wurde aufgrund seines schnellen Wachstums- (bis zu 0,5 cm/d) und Verdunstungsraten (bis zu 10-15 l / (d\*m<sup>2</sup>)) ausgesucht. Weiterhin verfügen die Pflanzen über eine hohe Toleranz gegenüber Schadstoffen. Als Neophyt verfügt das Tausendblatt über eine hohe Anpassungsfähigkeit. Aus dem Rhizom-Geflecht wachsen selbst unter schlechten Bedingungen neue Sprosse empor. Durch Ausbildung eines kompakten Wurzelsystems kommt es in den Becken zu einer abiotischen Filtration des Wasserkörpers. Weiterhin passt sich *M. aquaticum* schnell seiner Umgebung an, die hier eingesetzten Pflanzen stammen aus Umweltproben des rheinischen Braunkohle-Tagebaus, aus sogenannten Sumpfungswässern, in denen sich die gebietsfremden Pflanzen schnell angepasst haben und auch strenge Winter außerhalb ihres natürlichen Lebensraums überleben können.

### 2.7.2 Die dickstielige Wasserhyazinthe (*Eichhornia crassipes*)

Die dickstielige Wasserhyazinthe (*Eichhornia crassipes*) gehört zu der Familie der Pontederiaceae, den Wasserhyazinthengewächsen. An der parallelnervigen Struktur der Blätter ist die Zugehörigkeit Ursprünglich beheimatet ist die dickstielige Wasserhyazinthe (Abb. 2-8) in den Ländern Südamerikas insbesondere Brasilien von wo aus sie nach Nordamerika

eingeschleppt worden ist. Als Neophyt ist sie hauptsächlich über den Handel als Zierpflanze für Teiche und Aquarien verbreitet worden. Nun ist sie weit verbreitet worden und besiedelt Wasserflächen in Australien, Japan, Indien und Afrika. Die dickstielige Wasserhyazinthe ist eine frei schwimmende und ausdauernde Wasserpflanze, die als schnellwachsendes „Unkraut“ ohne Fressfeinde z.B. in Afrika Binnensee massenhaft besiedelt.

#### Auswahlkriterium:

Die dickstielige Wasserhyazinthe ist bekannt dafür Giftstoffe z.B. Schwermetalle aus dem Wasserkörper aufzunehmen und zu akkumulieren. Diese Art wird in einigen Ländern wie z.B. Bangladesch und Indien dazu genutzt „kontrolliert“ Abwässer aus der Textilindustrie von Arsen und ähnlichen Schwermetallen zu reinigen. Dies fällt unter den Begriff Phytosanierung bzw. engl. Phytoremediation. Ebenfalls gibt es bereits Versuche in Malaysia kommunale Abwässer mittels *E. crassipes* die CSB-Gehalte und die Werte von Stickstoff, Phosphat und Ammonium zu Senken (S. KUTTY et.al 2009).



Abb. 2-7: Brasilianisches Tausendblatt (*Myriophyllum aquaticum*)

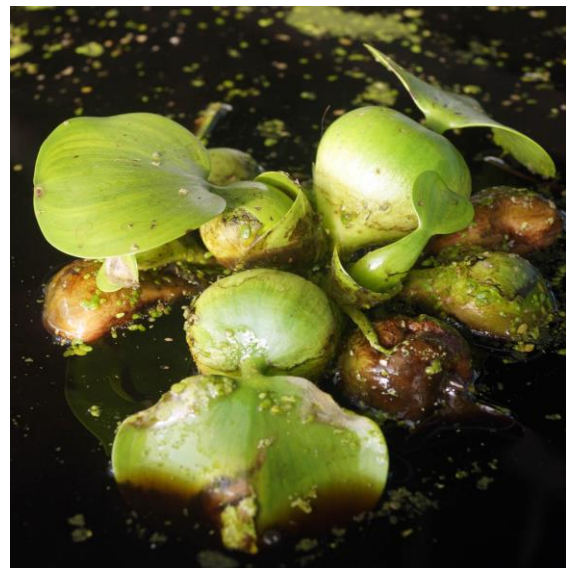


Abb. 2-8: Dickstielige Wasserhyazinthe (*Eichhornia crassipes*)

### 2.7.3 Die Wasserlinse (*Lemna spec.*)

Die in diesem Projekt genutzten Lemnoideae (Abb. 2-9), die so genannten Wasserlinsengewächse, einer Unterfamilie der Aronstabgewächse (Araceae) gehören die Arten der kleinen Wasserlinse (*Lemna minor* L.), sowie eine nicht weiter bestimmte Art (vermutlich *Lemna minuta*, eingeschleppt aus Amerika, Neophyt seit 1968) an. Alle eingesetzten Wasserlinsen sind Wasserschwaber, d.h. es sind frei flutende Wasserpflanzen. Die Schwimmfähigkeit wird durch ein Durchlüftungsgewebe (Aerenchym) gewährleistet. Der nur wenige mm große Vegetationskörper besteht aus blattartigen Gliedern, die sich durch Sprossung vermehren. Eine Blütenbildung ist selten, die Blüten sind stark reduziert und sehr klein. Die Wasserlinse vermehrt sich geschlechtlich durch Zufallsbestäubungen von Wasserläufern, Spinnen und Schnecken. Diese im Süßwasser vorkommenden Arten besitzen ihre Spaltöffnungen auf der Oberfläche der Glieder. Je Glied wächst eine Wurzel aus. Wasserlinsen

finden sich in stehenden oder kaum fließenden, eutrophen Gewässern. Bei Nährstoffüberfluss kommt es im Sommer zu einer starken Vermehrung (DÜLL & KUTZELNIGG 2005).

Auswahlkriterium:

Als Pflanze mit einer hohen vegetativen Reproduktionsrate, d.h. einer Verdopplung innerhalb von 24h bis zwei Tagen ist diese Gattung sehr geeignet für Wuchsexperimente unter schwierigen Bedingungen. Ebenso ist bekannt, dass *Lemna*-Arten durch ihre Anpassung an eine eutrophe Lebensweise für die Phytoremediation von Gewässern eingesetzt werden können (MKANDAWIRE & DUDEL 2007). Durch ihre Schwimmfähigkeit und Größe eignet sich die Kleine Wasserlinse weiterhin sehr gut offene Wasserflächen zwischen den anderen eingesetzten Arten zu schließen und durch die geschlossene Wasserdecke eventuelle Gerüche und Ausgasungen des HTC-Prozesswassers zu verhindern.

#### 2.7.4 Die Echte Brunnenkresse (*Nasturtium officinale* R. Br.)

Die Echte Brunnenkresse (Abb. 2-10) gehört zu der Familie der Brassicaceae, den Kreuzblütlern. Sie gehört zu den Sumpf- oder Wasserpflanzen (Wasserwurzler) mit den typischen Anpassungen: Stängel hohl, Blätter kahl und saftreich. Als Lebensraum bevorzugt sie fließende, nährstoffreiche Gewässer in sonniger bis halbschattiger Lage. Die vegetative Vermehrung findet durch Ableger, besonders durch abgerissene und mit dem fließenden Wasser transportierte Teile, sowie durch Blattknospen, d.h. sich am Ansatz von Blattfiedern entwickelnde Tochterpflanzen. Die Samen der Echten Brunnenkresse werden teilweise an Wasservögeln verschleppt (DÜLL & KUTZELNIGG 2005), ansonsten sind die Schoten Windstreuer.

Auswahlkriterium:

Ebenso wie *M. aquaticum* bildet die Echte Brunnenkresse ein dichtes Geflecht an Wurzeln aus, die als abiotische Filtration im zu reinigenden Wasserkörper dienen kann. Die Anpassung an nährstoffreiche Standorte ist ebenfalls ein Auswahlkriterium für die Nutzung von *N. officinale*. In der Literatur finden sich Artikel zur Bioakkumulation von Schwermetallen (Nickel, Chrom, Cadmium und Kobalt) in Wurzeln und Blättern und Phytoremediation bei der Echten Brunnenkresse (DUMAN 2009, DUMAN & OZTURK 2010).



Abb. 2-9: Wasserlinsen (*Lemna spec.*)



Abb. 2-10: Echte Brunnenkresse (*Nasturtium officinale*)



## 2.8 Probenahme/Probenaufbereitung

Die Probennahme der Abwasserproben erfolgte wöchentlich im Zu- und Ablauf der Reihen 1 und 2. Stichproben wurden in den beiden Reihen jeweils aus Becken 3 und 4 entnommen. Die Zulaufprobe wurde direkt nach dem Drosselventil und die Ablaufproben aus der Pumpenvorlage entnommen.

Im Labor für Siedlungswasserwirtschaft und anaerobe Verfahrenstechnik der Technischen Hochschule Mittelhessen THM wurden die Analysen durchgeführt. Hierfür wurde jede Probe homogenisiert und ein Teil davon über einen Filter mit der Porengröße 0,45 µm filtriert. Alle nasschemischen Parameter bis auf NH<sub>4</sub>-N wurden aus der homogenisierten sowie aus der filtrierten Probe bestimmt.

## 2.9 Chemische Parameter

Bei allen nasschemischen Analysen wurden Küvettentests der Firma Hach GmbH, Düsseldorf, verwendet. Diese sind in Tab. 2-7 aufgeführt. Für den Aufschluss wurde das Hochtemperaturthermostat HT 200 S der Firma Hach Lange GmbH, Düsseldorf, und für die photometrische Auswertung die Spektralphotometer DR 3800 der Firma Hach GmbH, Düsseldorf, verwendet.

Tab. 2-7: Übersicht - Analyseparameter und verwendete Methoden

Parameter	Hach GmbH Test / Gerätedaten
TOC	LCK 386; Messbereich: 30 bis 300 mg/l
Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB)	LCK 514; Messbereich: 100 bis 2.000 mg/l LCK 014; Messbereich: 1.000 bis 10.000 mg/l
Gesamt-Stickstoff (TN <sub>b</sub> )	LCK 338; Messbereich: 20 bis 100 mg/l
Ammonium-Stickstoff (NH <sub>4</sub> -N)	LCK 303; Messbereich: 2,0-47 mg/l
Gesamt-Phosphat-Phosphor (PO <sub>4</sub> -P)	LCK 348; Messbereich: 0,5 bis 5,0 mg/l LCK 349; Messbereich: 0,05 bis 1,50 mg/l
BSB	WTW Oxitop mit Controller OC110
pH-Wert	HQ 40d der Firma Hach GmbH
Leitfähigkeit	LF 197-S der Firma WTW GmbH

## 2.10 Physikalische Parameter

Die Bestimmung der nachfolgend aufgelisteten physikalischen Messwerte erfolgte mittels verschiedener Messsonden und nach DIN-Vorschriften. Die gewonnenen Werte fließen bei der Ergebnisbetrachtung der einzelnen Versuchsphasen mit ein.

### 2.10.1 Verdunstung

Das verwendete Gewächshaus verfügte über keine Wärmerückgewinnung und/oder eine automatische Lüftungseinrichtung. Zum Luftausgleich konnten zwei gegenüberliegende

Lüftungsklappen von etwa 1 m<sup>2</sup> geöffnet werden. Diese Lüftungsklappen standen über Versuchszeitraum immer offen. Ebenso war der Eingangsbereich während des Forschungszeitraums immer geöffnet (Abb. 2-11).



Abb. 2-11: Gewächshaus mit Lüftungsklappen, Eingang

### 2.10.2 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur wurde in 3 cm Wassertiefe von Thermistoren des Typ DT/PTFE-3.0 NiCr-Ni in jedem der 12 Becken über den Versuchszeitraum gemessen. Diese Daten wurden von einem 12-Kanal Temperatur Data-Logger T1200 (PCE Deutschland GmbH, Meschede, Deutschland) in 1 Minuten Abständen aufgezeichnet und anschließend für die Auswertung gemittelt.

### 2.10.3 TR-Gehalt der Pflanzen / Abfiltrierbare Stoffe (AFS)

Der Wassergehalt [%] und Trockenrückstand [%] der aus dem Wachstum der Pflanzen erzeugten Biomasse wird durch Wägung einer Biomassenprobe vor und nach dem Trocknen bei 105 °C bestimmt. Die erzeugte Probe wird in Porzellanschalen im Trockenschrank für 24 h getrocknet und anschließend nach der Abkühlung auf Raumtemperatur verwogen. Die Bestimmung erfolgte nach Vorgaben der DIN EN 13040.

Der Gehalt an Feststoffen (abfiltrierbare Stoffe AFS) in den HTC-Abwasserproben wurde in Anlehnung an der DIN 38409, Teil 2 bestimmt. Die zu analysierende Probe wurde über das gewaschene und getrocknete Filterpapier unter Verwendung einer Porzellannutsche abfiltriert. Der entstandene Filterkuchen wurde anschließend mit dem Filterpapier bei 105 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Unter Verwendung der bekannten Messgrößen Masse des Filterkuchens und dem filtrierten Probenvolumen konnte der AFS-Wert berechnet werden.

### 2.10.4 Temperatur / Luftfeuchte

Der Lebensraum und somit der Standort der Pflanze werden charakterisiert durch die ökologischen Bedingungen am Wuchs- bzw. Standort. Zu diesen Bedingungen gehören das Klima, die abiotischen Faktoren des Bodens bzw. Wassers und die Organismen, welche

mit der Pflanze in Koexistenz leben. Das Mikroklima stellt das Klima am Standort dar und kann vom Großklima abweichen, insbesondere in einem Gewächshaus.

Von Anfang März 2016 bis Ende Oktober 2016 wurden die Klimaparameter in unmittelbarer Nähe der Versuchspflanzen gemessen. Folgende Faktoren wurden erfasst: Wassertemperatur der Becken, Lufttemperatur, rel. Luftfeuchte und PAR-Strahlung.

Die photoaktive Strahlung (PAR: photo-active-radiation) bzw. die Photonenflussdichte (PPFD) wurde mit Hilfe eines LI-COR Light Meter Handgerät Model LI-250 und einem LI-COR Quantum-Sensor Q15147 (LI-COR, USA) gemessen. Es wurden wöchentlich Tagesgänge an allen Becken stichprobenartig vorgenommen. Die Messung der Lufttemperatur erfolgte durch einen strahlungsgeschützten Luftfeuchte/Temperaturmesser Rotronic/ Hydroclip-Sensor (Ettlingen, Deutschland) in 2,5 m Höhe über dem Erdboden, wodurch der Einfluss der Bodenwärme weitgehend ausgeschlossen wird.

Ein Maß für den Feuchtesättigungsgrad der Luft bei einer bestimmten Temperatur ist die relative Luftfeuchte. Sie ist definiert als der Quotient der absoluten und der maximalen Feuchte der Luft bei einer bestimmten Temperatur und wird in Prozent angegeben. Die relative Luftfeuchte wurde mit dem Luftfeuchte-/Temperaturmesser Rotronic/Hydroclip-Sensor (Ettlingen, Deutschland) ermittelt. Die Differenz zwischen maximaler und absoluter Feuchte ist das Sättigungsdefizit der Luft (VPD). Er gibt somit die zur Wasserdampfsättigung der Luft fehlende Menge des Wasserdampfes an. Bei gleicher relativer Luftfeuchte herrschen bei unterschiedlicher Lufttemperatur verschiedene absolute Luftfeuchten und somit auch verschiedene Luftfeuchtedefizite. Als Differenz von Wasserdampfpartialdrücken wird das VPD der Luft in Druckeinheiten gemessen. Das Sättigungsdefizit der Luft wurde nach der Formel 1.0 (STEUBING & FANGMEIER 1992) aus den Daten der relativen Luftfeuchte und der Lufttemperatur berechnet:

(1.0) Sättigungsdefizit der Luft (VPD – Vapor pressure deficit)

$$VPD = e_{sat} \cdot \left(1 - \frac{RL}{100}\right)$$

*RL*: relative Luftfeuchte

$$e_{sat} = 101,325 \cdot e^{(13,3185 \cdot t - 1,976 \cdot t^2 - 0,6445 \cdot t^3 - 0,1229 \cdot t^4)}$$

$$t = 1 - \left(\frac{T_s}{T_k}\right)$$

$T_s$ : Dampftemperatur bei Standarddruck = 373,15 K

$T_k$ : Lufttemperatur in Kelvin [K]

### 3 Versuchsdurchführung und Ergebnisse

Während des Betriebes der Anlage wurde die Reinigungswirkung der Pflanzen durch messen der Ablaufkonzentration festgestellt, analog zur Vorgehensweise auf den kommunalen Kläranlagen, welche die Konzentrationen im Zu- und Ablauf zur Anlage messen und die Differenz als Reinigungsleistung darstellen. Nachfolgen sind die überprüften Parameter für die Versuchsphase V1 bis V3 aufgeführt. Weiterhin wurde eine biologische Zustandsbewertung der Pflanzenkulturen durchgeführt.

#### 3.1 Versuchsphase 1

Zeitraum: 22.03.16 bis 31.05.16, Laufzeit 10 Wochen

In der Versuchsphase V1 wurde die Anlage mit den niedrigsten Zulaufkonzentrationen belastet, um den Pflanzen eine Anpassung an die Abwasserinhaltsstoffe zu ermöglichen. Das vorhandene HTC-Abwasser (Tab. 2-3) wurde mit Leitungswasser verdünnt. Die Verdünnung 1:3 wurde der Reihe 1 und die Verdünnung 1:4 der Reihe 2 zugeleitet. Daraus ergaben sich folgende mittlere Zulaufwerte (Tab. 3-1).

Tab. 3-1: Mittlere Zulaufkonzentrationen in Versuchsphase V1

	pH	LF	TOC		CSB		NH <sub>4</sub> -N	TNb		P <sub>ges</sub>	
			hom.	filtr.	hom.	filtr.		filtr.	hom.	filtr.	hom.
	[ - ]	[µS/cm]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
<b>Reihe 1</b>	7,86	1.572	212	183	706	580	92	131	113	1,6	0,6
<b>Reihe 2</b>	7,80	1.444	169	146	573	469	81	119	103	1,3	0,4

#### 3.1.1 Physikalische Parameter

##### Photosynthetische aktive Strahlung (PAR-Messung)

Während der Versuchsphasen wurde stichpunktartig mit einem Handmessgerät die photosynthetische aktive Strahlung (PAR) innerhalb der einzelnen Becken gemessen. Wie in dem Kasten-Diagramm (Box-Plot) in Abb. 3-1 zu sehen ist, wurde wie erwartet, die höchste Strahlungsintensität in den obersten Becken gemessen. Die mittlere Linie stellt den Median der Messung dar. Der blaue Balken gibt die Lichtsättigung von Schattenpflanzen und der grüne Balken die Lichtsättigung von Sonnenpflanzen wieder.

Von Becken 1 nach unten hin nimmt die Strahlungsintensität bereits ab Becken 2 rapide ab. Die Lichtabnahme wurde in der zweiten Reihe der untersuchten Becken bereits so stark, dass hier nur noch ausreichend Licht für Schattenpflanzen vorhanden oder bereits unterschritten war (eingefügter Balken Lichtsättigungsbereich für Schattenpflanzen (blau)). Dem zu Folge können in den unteren Becken insbesondere in der Reihe 2 nur Schattenpflanzen ausreichend Photosynthese betreiben. Die Reihe 1 ist bautechnisch bedingt Licht begünstigt, da hier durch die Seiteneinstrahlung (Abb. 2-11) mehr PAR-Strahlung auf die unteren Becken trifft. Höchstwerte im Median wurden zwischen 409 und 418 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> in den beiden oberen Becken gemessen. In den unteren Becken wurden Werte im Median zwischen 18-179 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> ermittelt.

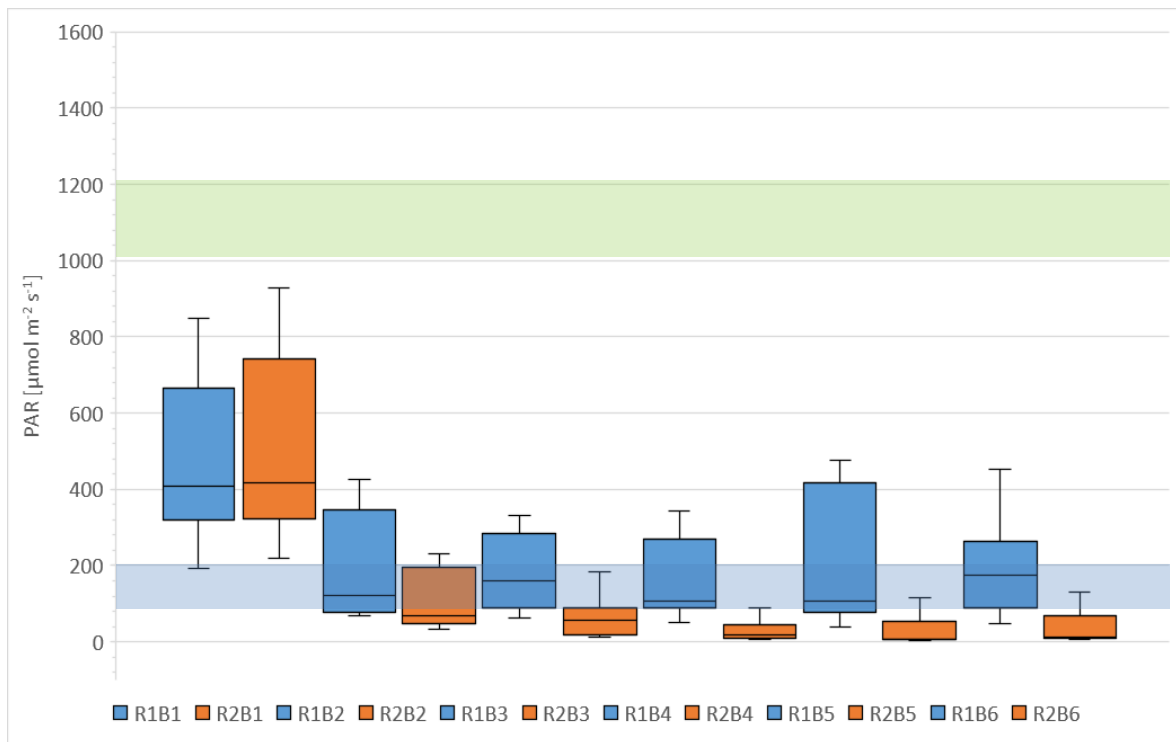


Abb. 3-1: PAR-Strahlungsmessungen innerhalb der Versuchsphase 1 in Kastengrafiken dargestellt, mittlere Linie stellt den Median der Messung dar (Lichtsättigung von Schattenpflanzen (blauer Balken) und von Sonnenpflanzen (grüner Balken))

#### VPD Sättigungsdefizit der Luft (Vapour pressure defizit)

In der folgenden Abb. 3-2 sind stichpunktartige Messungen zum Sättigung Defizit der Luft über den Zeitraum der Versuchsphase 1 dargestellt. Die Diagramme zeigen Tagesgangmessungen des VPD's der Luft im Gewächshaus bei gleichbleibend geöffneten Lüftungsclappen. Bei nahezu allen Messungen im Versuchszeitraum 1 ist ein Anstieg des VPD's zum Mittag hin festzustellen. Dies ist mit den steigenden und abfallenden Temperaturen zu begründen (siehe Abb. 3-3 u. 3-4). Das VPD liegt bei allen Messungen auf einem sehr hohen Niveau zwischen 2 bis 8 kPa. Durch die konstante Wasserversorgung der Pflanzen, ist es ihnen möglich trotz hoher Temperaturen weiter Wasser über die Spaltöffnungen abzugeben und somit konstant Mineralsalze aus dem Prozesswasser aufzunehmen.

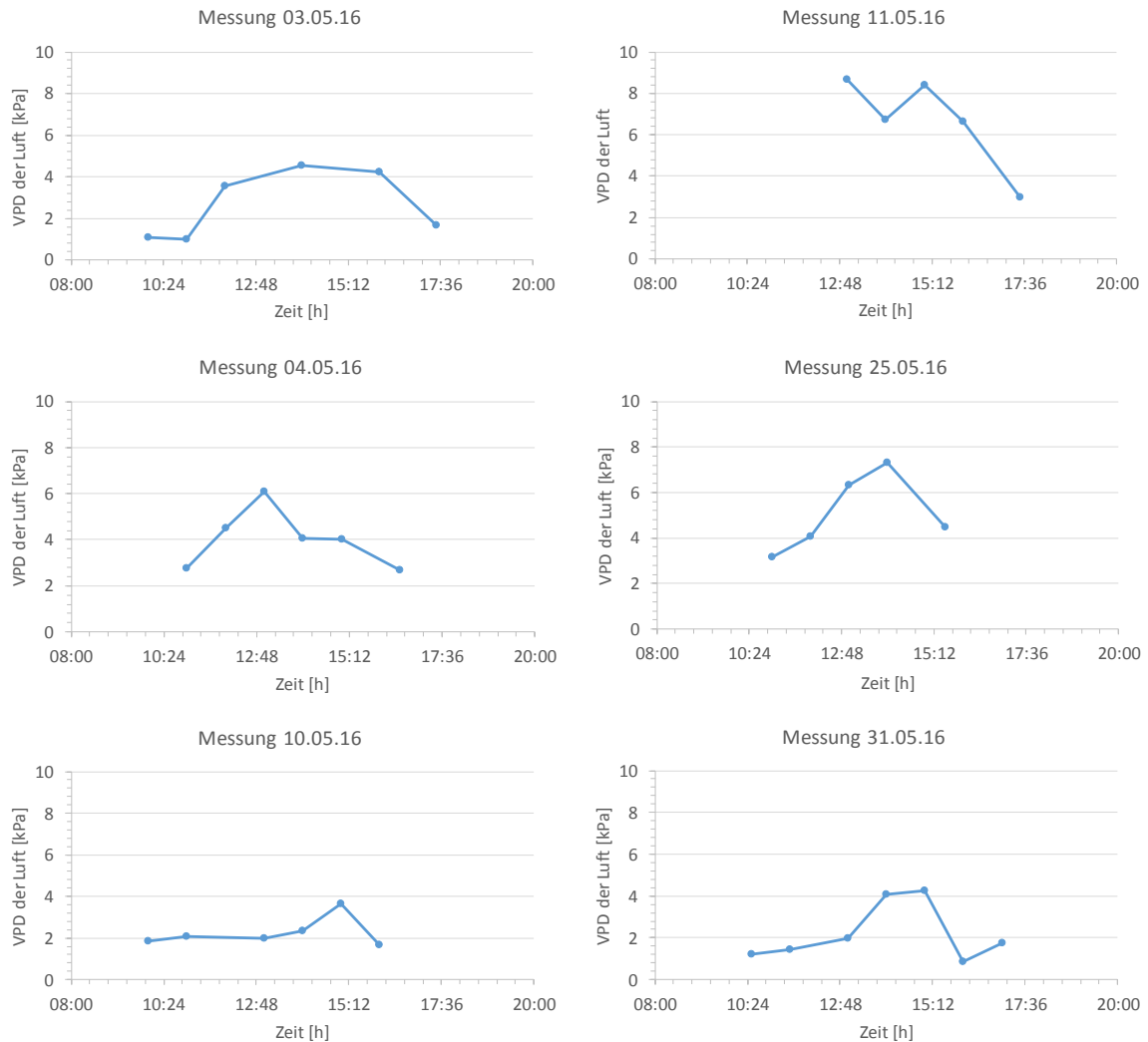


Abb. 3-2: Messungen des Sättigungsdefizites der Luft (VPD) im Tagesgang über V1

#### Wassertemperatur-Messungen:

Pro Reihe und Becken wurden die Wassertemperaturen über den Tagesverlauf gemessen. Die hierbei aufgezeichneten Werte sind größtenteils für den Versuchszeitraum 1 in den folgenden Abb. 3-3 und Abb. 3-4 dargestellt. Einem Ausfall des Datenloggers sind die fehlenden Daten zu zuschreiben. Die folgenden Diagramme zeigen die Tagesverläufe der Temperaturverteilung in den unterschiedlichen Reihen und Becken. Mit zunehmender Abschattung der Becken nach unten hin, nimmt die Temperatur ab. Wobei sich hier die Temperaturen in den ersten Reihen nur um wenige Grad unterschieden, wohingegen in der zweiten Reihe die Abschattung stärker ausfällt und es teilweise mehr als 5-10 °C Temperaturunterschied zwischen dem obersten und untersten Becken geben kann. Im Schnitt liegen die Temperaturen im unteren Optimum-Bereich der eingesetzten Pflanzen (z.B. *Myriophyllum aquaticum* Temperaturoptimum zwischen 25-35°C). Die Tageshöchstwerte liegen zwischen 17 und 31 °C, die Tagestiefstwerte dagegen bewegen sich zwischen 12 und 17 °C während des Untersuchungszeitraums.

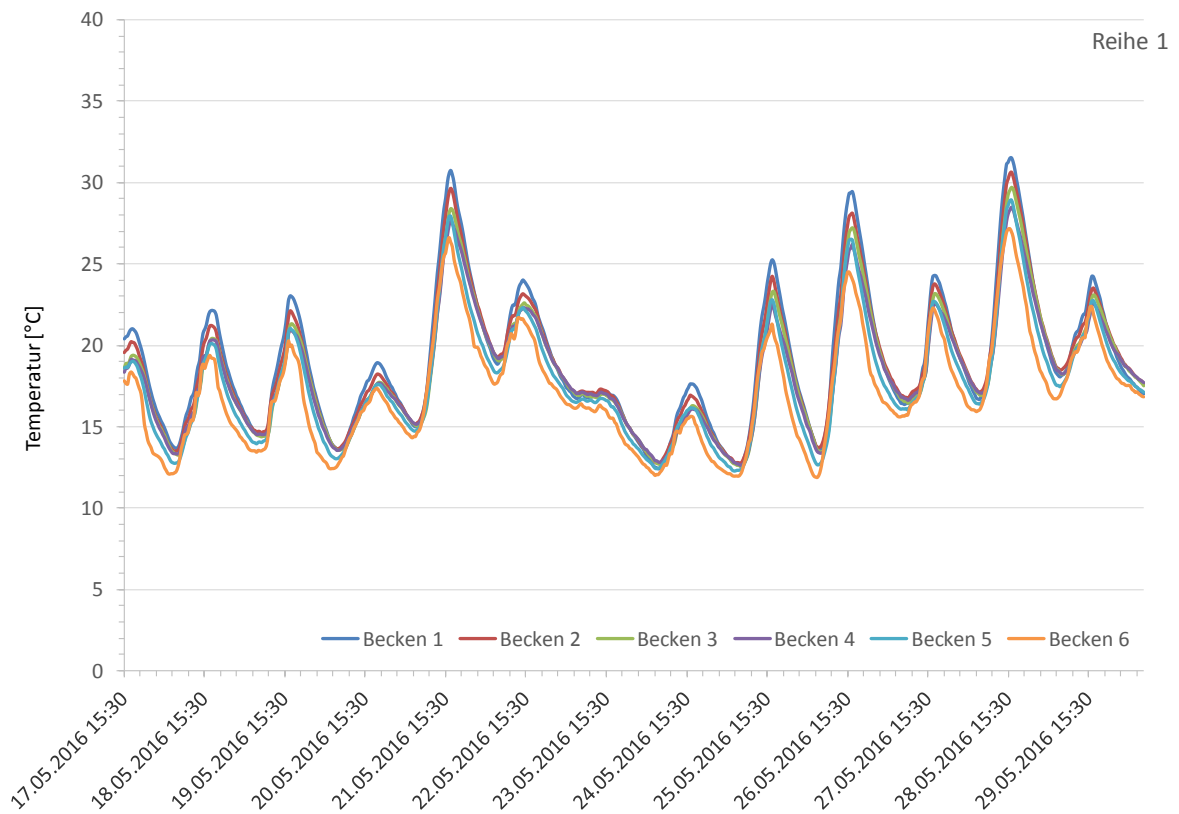


Abb. 3-3: Wassertemperaturmessungen der Reihe 1 aller untersuchten Becken im Zeitraum der Versuchsphase 1

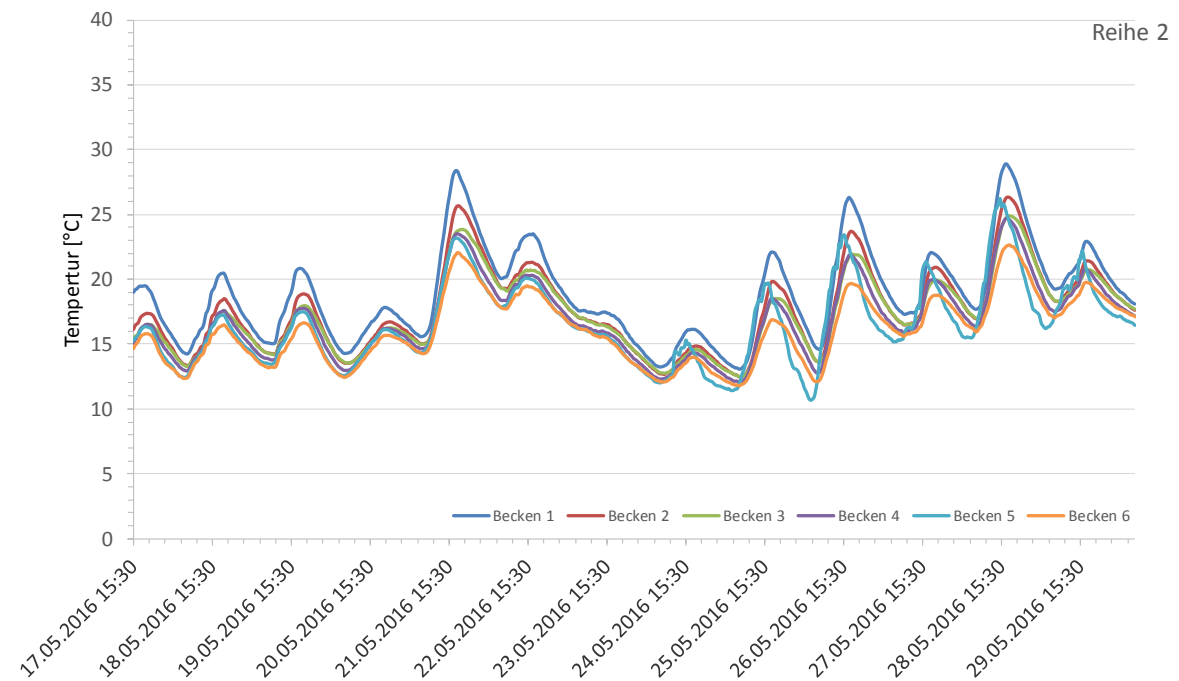


Abb. 3-4: Wassertemperaturmessungen der Reihe 2 aller untersuchten Becken im Zeitraum der Versuchsphase 1

### pH-Wert

Der mittlere pH-Wert im Zu- und Ablauf der Reihe 1 blieb während des Versuchszeitraumes nahezu konstant. Dieser änderte sich von i.M. 7,86 auf 7,92 und verschob sich damit um 0,06 in den basischen Bereich. Erwartungsgemäß lag der mittlere pH-Wert im Zulauf zur Reihe 2 mit 7,74 aufgrund der höheren Verdünnungsstufe niedriger als in Reihe 1. Der mittlere pH-Wert im Ablauf von Reihe 2 betrug 7,56 und ändert sich um 0,18 Richtung Neutrapunkt. Der Wertebereich zwischen Minimum und Maximum pH-Wert bei den Zu- und Abläufen zu den Reihen zeigt eine nahezu identische Spannbreite. Es kam während Versuchsphase 1 zu keinen gravierenden Änderungen im pH-Wert.

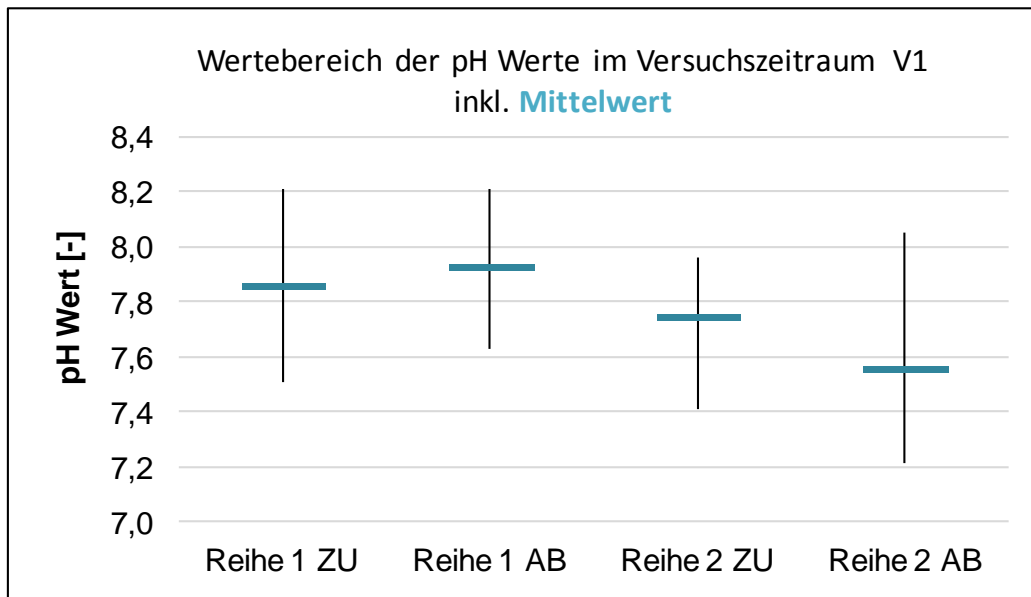


Abb. 3-5: pH-Werte im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V1

### Leitfähigkeit

In beiden Reihen der Versuchsanlage wurde die Leitfähigkeit nach Passage der Becken durch den Pflanzenbesatz deutlich reduziert. In Reihe 1 konnte der mittlere Zulaufwert von 1.572  $\mu\text{S}/\text{cm}$  um 446  $\mu\text{S}/\text{cm}$  auf 1.126  $\mu\text{S}/\text{cm}$  gesenkt werden. In Bezug auf den Eingangswert führte dies zu einer Reduktion der Leitfähigkeit um 28 %. Reihe 2 weist ebenfalls eine Reduktion der Leitfähigkeit von 28 % auf. Hier sank der Zulaufwert von 1.444  $\mu\text{S}/\text{cm}$  auf 1.042  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Durch die Aufnahme von im Abwasser enthaltenen Ionen über die Pflanzenwurzeln konnten diese aus der flüssigen Phase entfernt und in den Pflanzenkörper eingelagert werden.



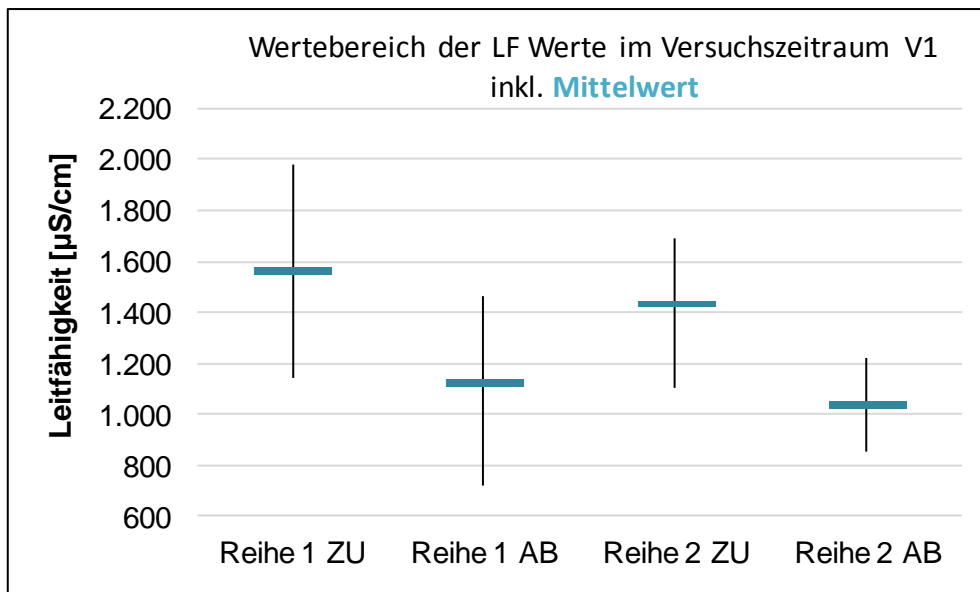


Abb. 3-6: Leitfähigkeit im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V1

### 3.1.2 Chemische Parameter

#### Gesamtphosphor

In beiden Reihen der Versuchsanlage konnte die  $P_{\text{ges}}$  Konzentration nach Passage der Becken durch den Pflanzenbesatz reduziert werden. In Reihe 1 wurde der mittlere Zulaufwert von 1,56 mg/l um 1,38 mg/l auf 0,18 mg/l im Ablauf gesenkt. In Bezug auf den Eingangswert führte dies zu einer Senkung der  $P_{\text{ges}}$ -Konzentration von 89 %. Reihe 2 weist ebenfalls eine Reduktion der Gesamtphosphat-Konzentration auf. Hier konnte eine Elimination von 64 % erreicht werden. Der mittlere Zulaufwert sank von 1,26 mg/l auf 0,45 mg/l im Ablauf. Die geringere Eliminationsleistung in Reihe 2 ist auf die ungünstigeren Lichtverhältnisse (Beschattung durch Reihe 1) zurückzuführen.

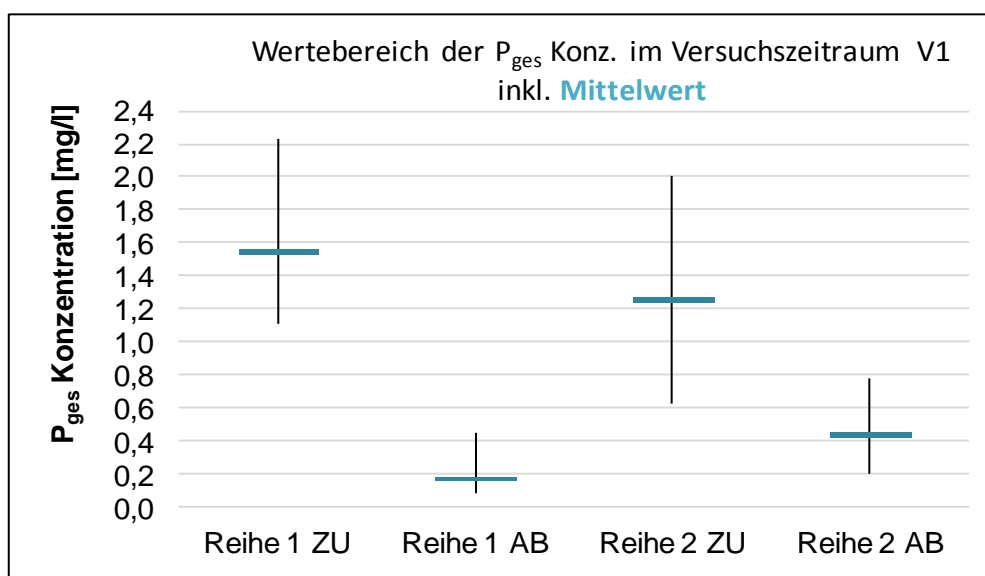


Abb. 3-7: Gesamtphosphor im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V1

### Ammonium-Stickstoff

In beiden Reihen der Versuchsanlage konnte die  $\text{NH}_4\text{-N}$  Konzentration nach Passage der Becken durch den Pflanzenbesatz erheblich reduziert werden. In Reihe 1 wurde der mittlere Zulaufwert von 115 mg/l um 71 mg/l auf 44 mg/l im Ablauf gesenkt. In Bezug auf den Eingangswert führte dies zu einer Senkung der Ammoniumkonzentration von 61 %. Reihe 2 weist eine noch höhere Reduktion der  $\text{NH}_4\text{-N}$  Konzentration auf. Hier konnte eine Elimination von 93 % erreicht werden. Der mittlere Zulaufwert sank von 94 mg/l auf 6 mg/l im Ablauf. Der im Abwasser enthaltene Ammonium-Stickstoff konnte durch die Pflanzen gut aufgenommen und damit aus der flüssigen Phase entfernt werden.

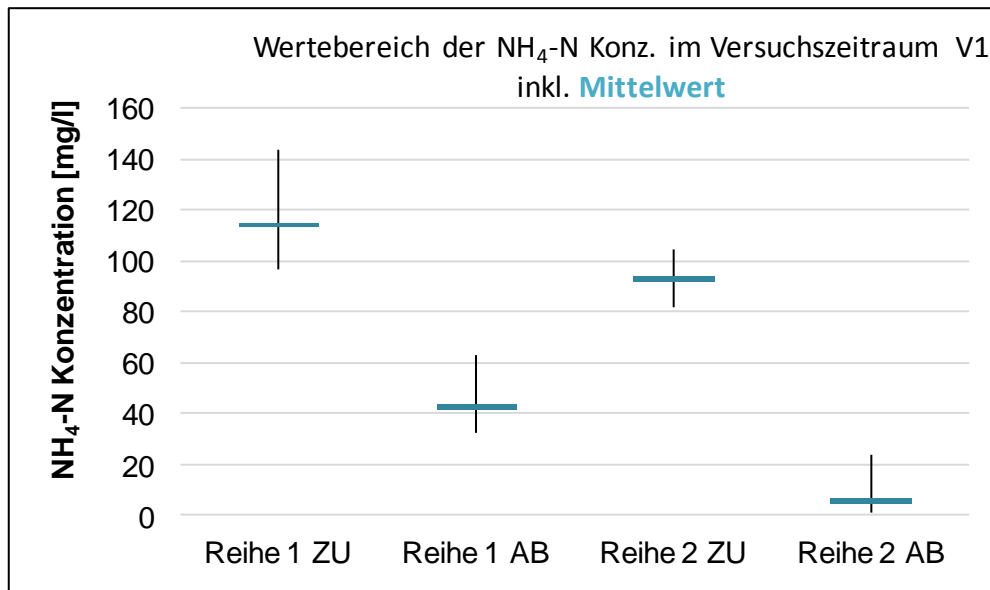


Abb. 3-8: Ammonium-Stickstoff im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V1

### Gesamt-Stickstoff

In beiden Reihen der Versuchsanlage konnte der Gesamt-Stickstoff Gehalt im Abwasser nach Passage der Becken durch den Pflanzenbesatz reduziert werden. In Reihe 1 wurde der mittlere Zulaufwert von 150 mg/l um 87 mg/l auf 63 mg/l im Ablauf gesenkt. In Bezug auf den Eingangswert führte dies zu einer Senkung der Stickstoffkonzentration von 58 %. Reihe 2 weist eine noch höhere Reduktion der Stickstoff-Konzentration auf. Hier konnte eine Elimination von 68 % erreicht werden. Der mittlere Zulaufwert sank von 124 mg/l auf 40 mg/l im Ablauf. Die Analysen zeigten auf, dass 76 % des Gesamt-Stickstoffes als Ammonium-Stickstoff vorlagen. Dies bestätigt ebenfalls die annähernd gleichen Eliminationsraten bei beiden Parametern.

In Abb. 3-10 ist der Verlauf der Stickstoffkonzentration über die 10-wöchige Laufzeit der Versuchsphase V1 dargestellt. Die Belastungssteigerung der beiden Reihen erfolgte innerhalb der ersten 3 Wochen wobei die gemessene Konzentration stetig anstieg. Anschließend konnte die Konzentration im Zulauf um den Mittelwert konstant gehalten werden. Für die Mittelwertbildung sowie die minimal und maximal Werte wurden die Messwerte während der Belastungssteigerung der ersten 3 Wochen nicht berücksichtigt. Die Ablaufkonzentration stabilisierte sich nach 6 Wochen Laufzeit.

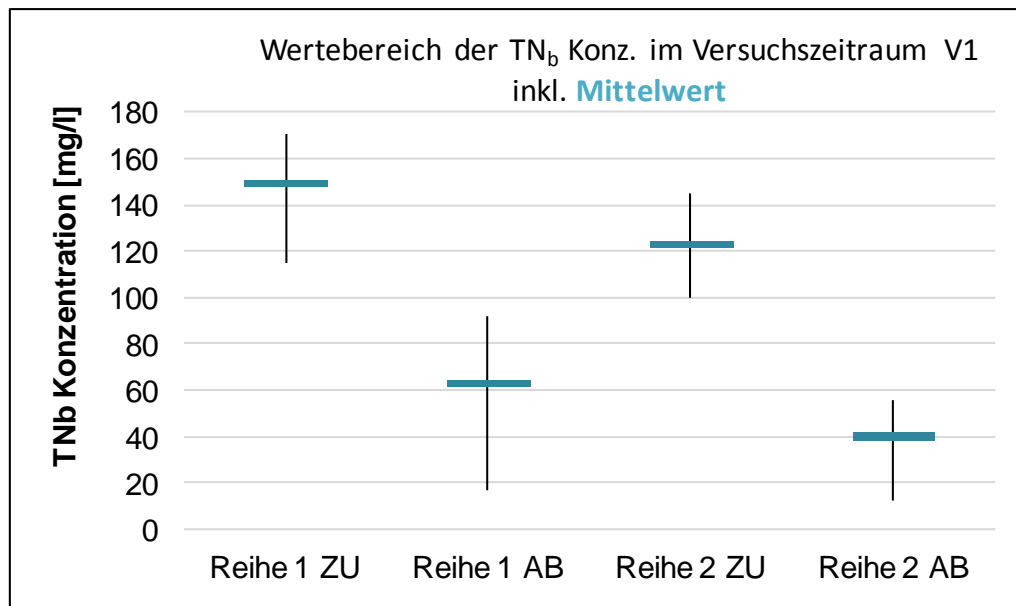


Abb. 3-9: Gesamt-Stickstoff im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V1

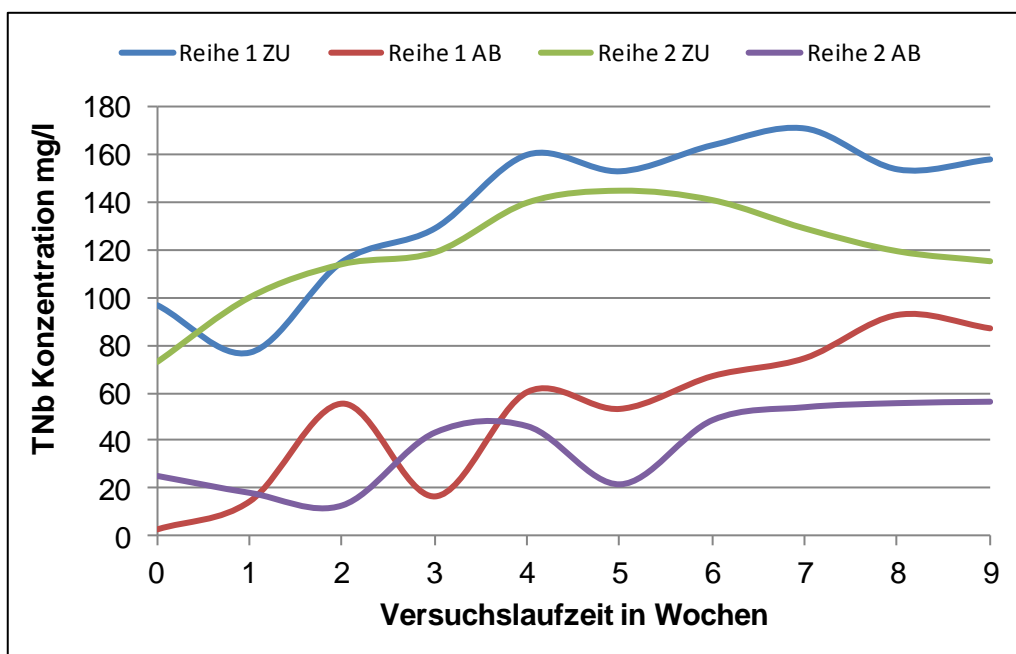


Abb. 3-10: Verlauf der Gesamt-Stickstoffkonzentration im Zu- und Ablauf während der Versuchsphase V1

### Chemischer Sauerstoffbedarf

In beiden Reihen der Versuchsanlage konnte der CSB im Abwasser nach Passage der Becken durch den Pflanzenbesatz reduziert werden. In Reihe 1 wurde der mittlere Zulaufwert von 755 mg/l auf 383 mg/l im Ablauf gesenkt. In Bezug auf den Eingangswert führte dies zu einer Senkung des CSB von 51 %. In Reihe 2 konnte eine Elimination von 32 % erreicht werden. Der mittlere Zulaufwert sank von 565 mg/l auf 387 mg/l im Ablauf.

In Abb. 3-12 ist der Verlauf des CSB über die 10-wöchige Laufzeit der Versuchsphase V1 dargestellt. Die Belastungssteigerung der beiden Reihen erfolgte innerhalb der ersten 3 Wochen wobei der gemessene CSB-Wert stetig anstieg. Anschließend konnte die Konzentration im Zulauf um den Mittelwert konstant gehalten werden. Für die Mittelwertbildung sowie die minimal und maximal Werte wurden die Messwerte während der Belastungssteigerung der ersten 3 Wochen nicht berücksichtigt. Die Ablaufkonzentration erreichte während der Laufzeit der Versuchsphase keinen stabilen Wert. Es lag ein kontinuierlicher Anstieg des CSB im Ablauf vor.

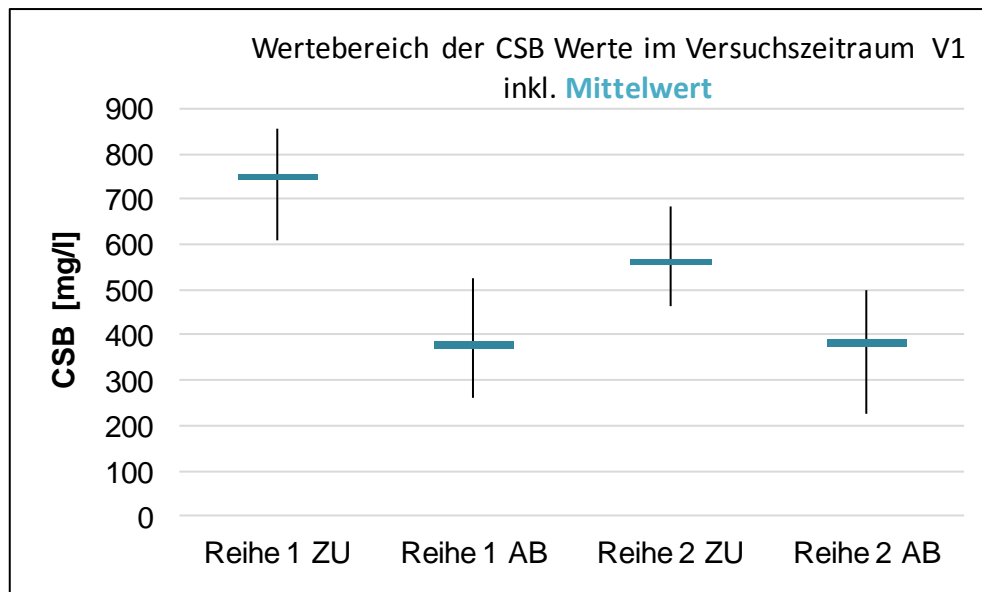


Abb. 3-11: CSB im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V1

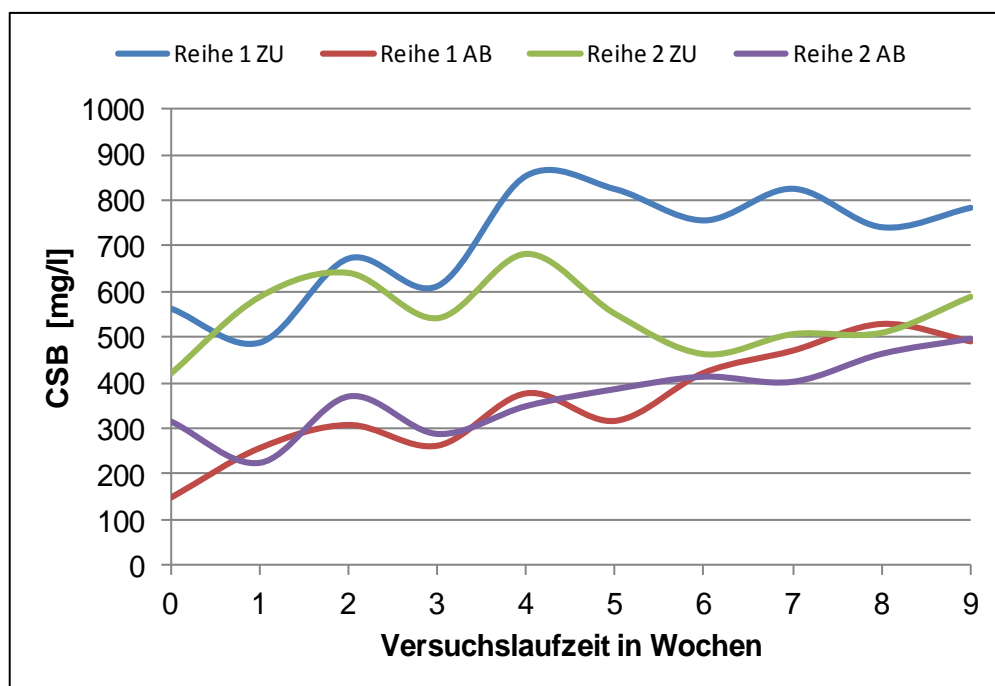


Abb. 3-12: Verlauf des CSB im Zu- und Ablauf während der Versuchsphase V1

### Gesamter organischer Kohlenstoff

In beiden Reihen der Versuchsanlage konnte die TOC Konzentration im Abwasser nach Passage der Becken durch den Pflanzenbesatz reduziert werden. In Reihe 1 wurde der mittlere Zulaufwert von 212 mg/l um 96 mg/l auf 116 mg/l im Ablauf gesenkt. In Bezug auf den Eingangswert führte dies zu einer Senkung der TOC-Konzentration von 45 %. In Reihe 2 konnte eine Elimination von 29 % erreicht werden. Der mittlere Zulaufwert sank von 169 mg/l auf 119 mg/l im Ablauf. Die Elimination durch die Pflanzen ist wie erwartet nahezu gleich wie bei dem vorangegangenen Parameter CSB.

In Abb. 3-14 ist der Verlauf der TOC-Konzentration über die 10-wöchige Laufzeit der Versuchsphase V1 dargestellt. Die Belastungssteigerung der beiden Reihen erfolgte innerhalb der ersten 3 Wochen wobei die gemessene Konzentration stetig anstieg. Anschließend konnte die Konzentration im Zulauf um den Mittelwert konstant gehalten werden. Für die Mittelwertbildung sowie die minimal und maximal Werte wurden die Messwerte während der Belastungssteigerung der ersten 3 Wochen nicht berücksichtigt. Die Messwerte von Reihe 2 zeigten zum Schluss der Versuchslaufzeit (ab Woche 7) keinen signifikanten Unterschied zwischen Zu- und Ablaufkonzentration auf. Die Reinigungsleistung ging gegen Null.

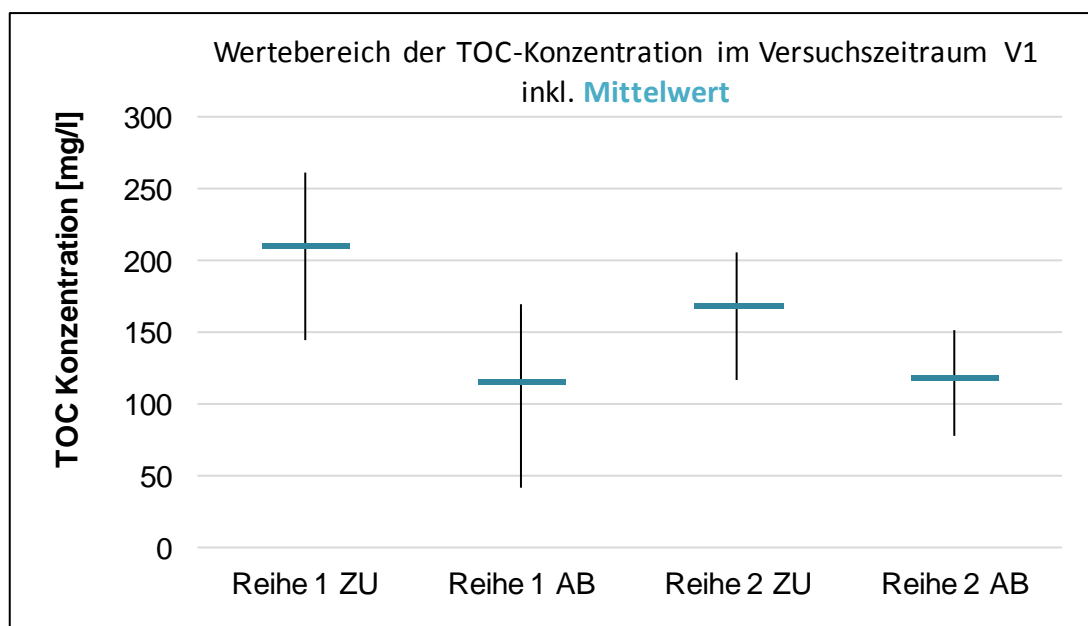


Abb. 3-13: TOC-Konzentration im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V1

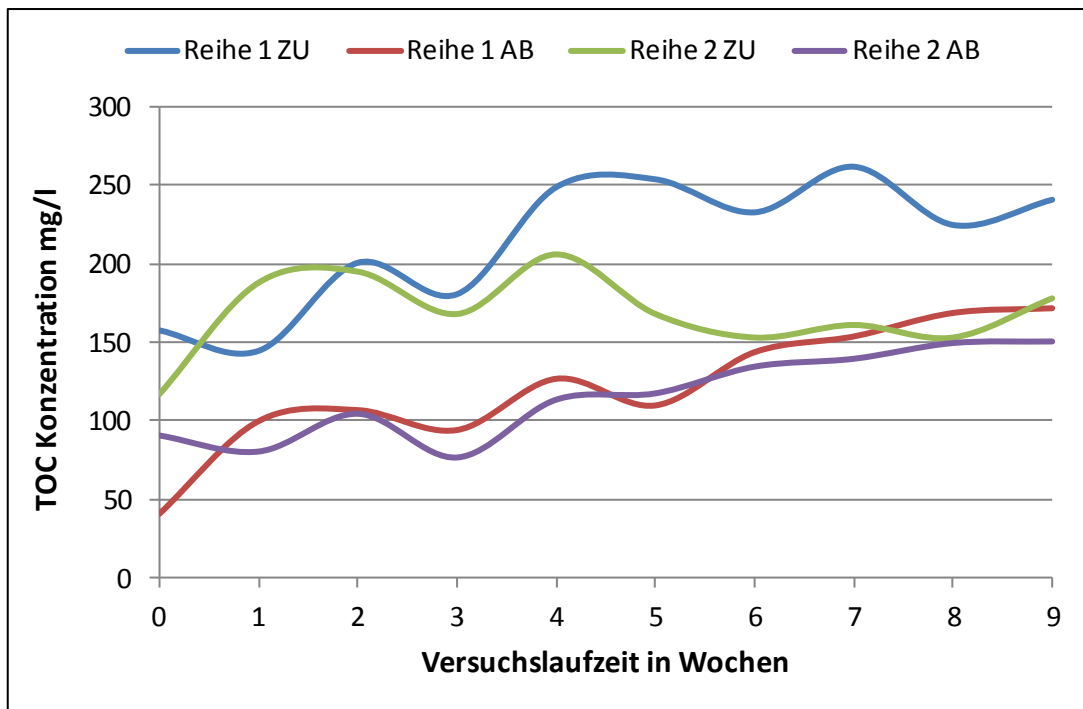


Abb. 3-14: Verlauf der TOC-Konzentration im Zu- und Ablauf während der Versuchsphase V1

#### Zusammenfassung Ergebnisse Versuchsphase 1

Nach Beendigung der Versuchsphase V1 konnten die in Tab. 3-2 aufgezeigten Reduktionen zwischen Zu- und Ablaufkonzentration erreicht werden. Die dargestellten Mittelwerte sind aus den Analysen der homogenisierten Proben gewonnen worden. Reihe 2 wies bei den Parametern TOC, CSB und  $P_{ges}$  eine ca. 15 % geringeren Reduktion der Ablaufkonzentration im Vergleich zu Reihe 1 auf. Im Gegensatz dazu steht die ca. 25 % höhere Elimination bei dem Parameter  $NH_4-N$ . Die Leitfähigkeit und der Gesamt-Stickstoff zeigten dagegen keinen bzw. geringen Unterschied auf. Trotz doppelter so hoher Konzentration im Zulauf, bei Reihe 1 konnten bis auf den Parameter  $NH_4-N$  eine höhere Reinigungsleistung erzielt werden.

Tab. 3-2: Mittlere Zu- und Ablaufkonzentration während V1

		LF [ $\mu S/cm$ ]	TOC [mg/l]	CSB [mg/l]	$NH_4-N$ [mg/l]	TNb [mg/l]	$P_{ges}$ [mg/l]
Reihe 1	mittlerer Zulauf	1.572	212	755	115	150	1,6
	mittlerer Ablauf	1.126	116	372	44	63	0,2
	<b>Reduktion [%]</b>	<b>28</b>	<b>45</b>	<b>51</b>	<b>62</b>	<b>58</b>	<b>89</b>
Reihe 2	mittlerer Zulauf	1.444	169	565	94	124	1,3
	mittlerer Ablauf	1.042	119	387	6	40	0,4
	<b>Reduktion [%]</b>	<b>28</b>	<b>29</b>	<b>32</b>	<b>93</b>	<b>68</b>	<b>64</b>

### 3.1.3 Biotische Messungen der untersuchten Arten

#### Längenzuwachsraten von *Myriophyllum aquaticum* in den Becken 1 – 4

Das in Abb. 3-15 dargestellte Kastendiagramm zeigt die Wuchslängenverteilung von *M. aquaticum* zwei Wochen nach der Inkubationszeit. Zu Beginn der Inkubationszeit wurden die unterschiedlichen Pflanzen in den Becken bis zur Ober-Kante der Becken zurückgeschnitten. Nach zwei Wochen zeigten alle eingesetzten Pflanzen einen durchschnittlichen Sprosszuwachs von 50 % bei Messergebnissen zwischen 2 bis 7 cm. Bis auf das Becken 3 Reihe 2 lag der Median bei 5 cm, R 2 B 3 erreichte geringfügig höhere Werte mit einem Median von 7,5 cm.

Zum Abschluss der Versuchsphase 1 wurden die Wuchslängen von *Myriophyllum aquaticum* erneut gemessen (Abb. 3-16). Hierbei stellte sich eine heterogene Wuchsverteilung der Sprosse heraus als zu Beginn der Messungen. Bis auf R 1 B 1, R 2 B 3 und R 2 B 4 lagen die mittleren Wuchslängen im Bereich zwischen 9 cm und 27,5 cm mit einem Median zwischen 12 cm und 24 cm. Die zwei Becken 3 und 4 in Reihe 2 zeigten höhere Wuchsraten der Sprosse von 26 cm bis 44 cm im mittleren Messbereich und einem Median zwischen 30,5 cm bis 33 cm. Den geringsten Längenzuwachs der Sprosse erfolgte in Becken 1 Reihe 1 mit mittleren Längen von 3,75 cm bis 14 cm und einem Median von 5 cm.

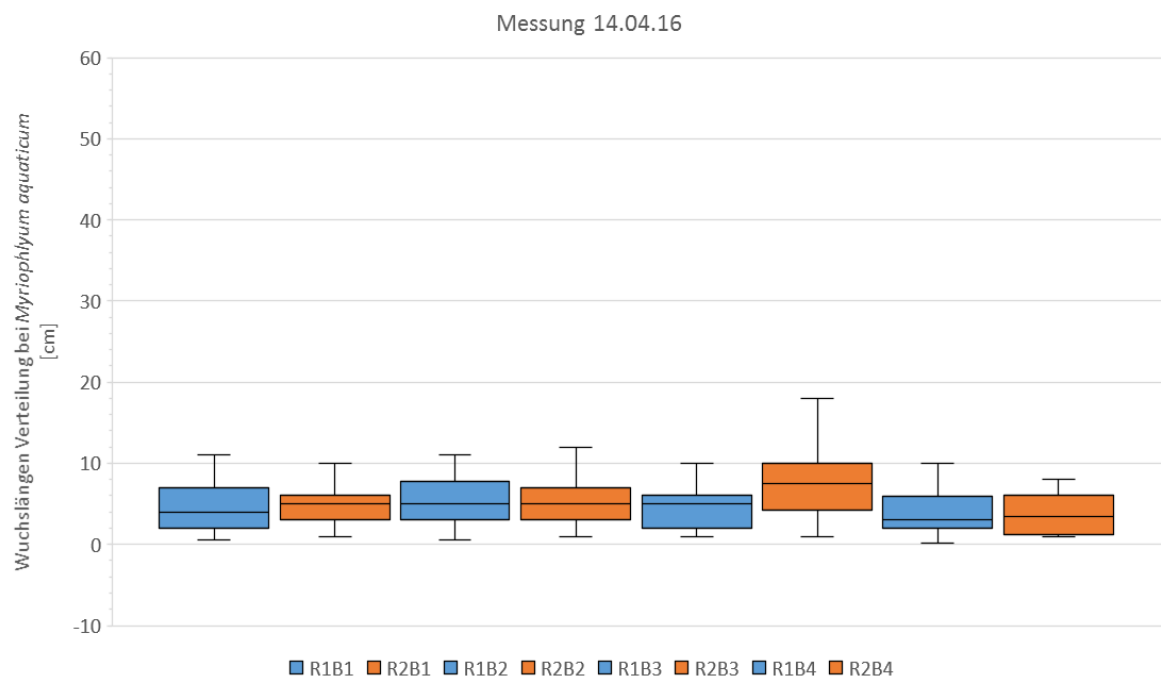


Abb. 3-15: Wuchslängen-Verhältnis von *Myriophyllum aquaticum* zwei Wochen (14.04.16) nach der Inkubationszeit dargestellt im Kastendiagramm

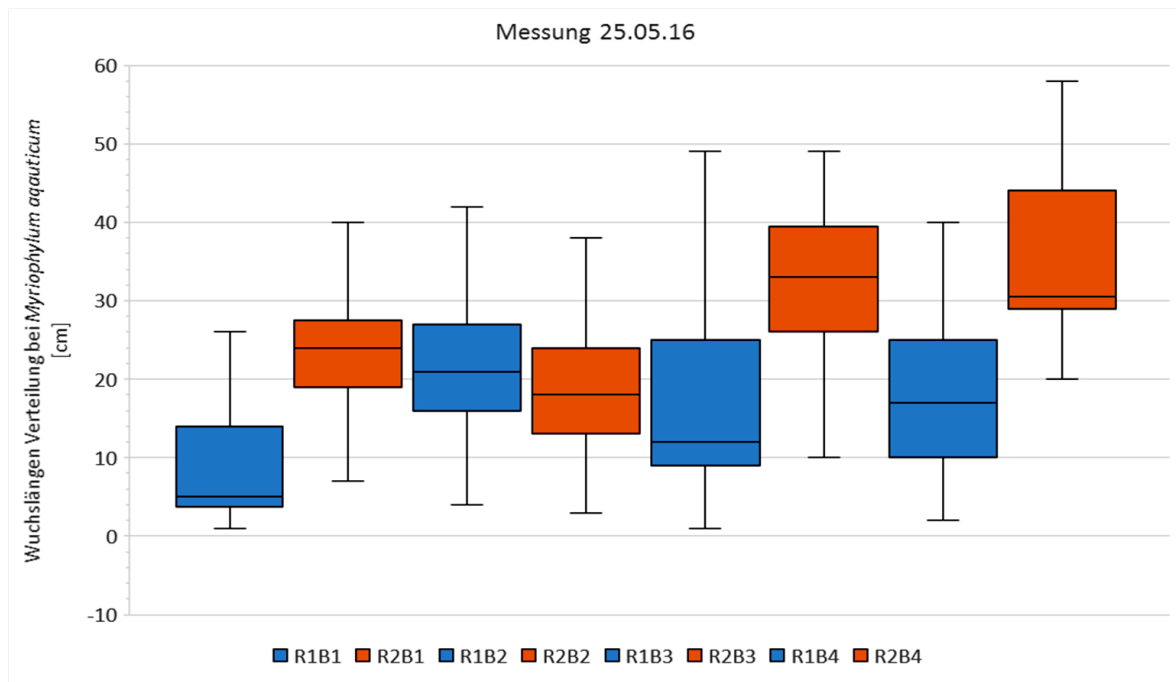


Abb. 3-16: Wuchslängen-Verhältnis von *Myriophyllum aquaticum* zum Abschluss der Versuchsphase 1 (25.05.16), dargestellt im Kastendiagramm

#### Trockengewichtsbestimmung der oberirdischen Sprosse von *Myriophyllum aquaticum* am Ende der Versuchsphase 1

Neben den Wuchslängenmessungen wurde zum Abschluss der Versuchsphase 1 die Sprosse geerntet, getrocknet und gewogen. In Abb. 3-17 sind die Trockengewichte der Sprosse von *Myriophyllum aquaticum* graphisch dargestellt.

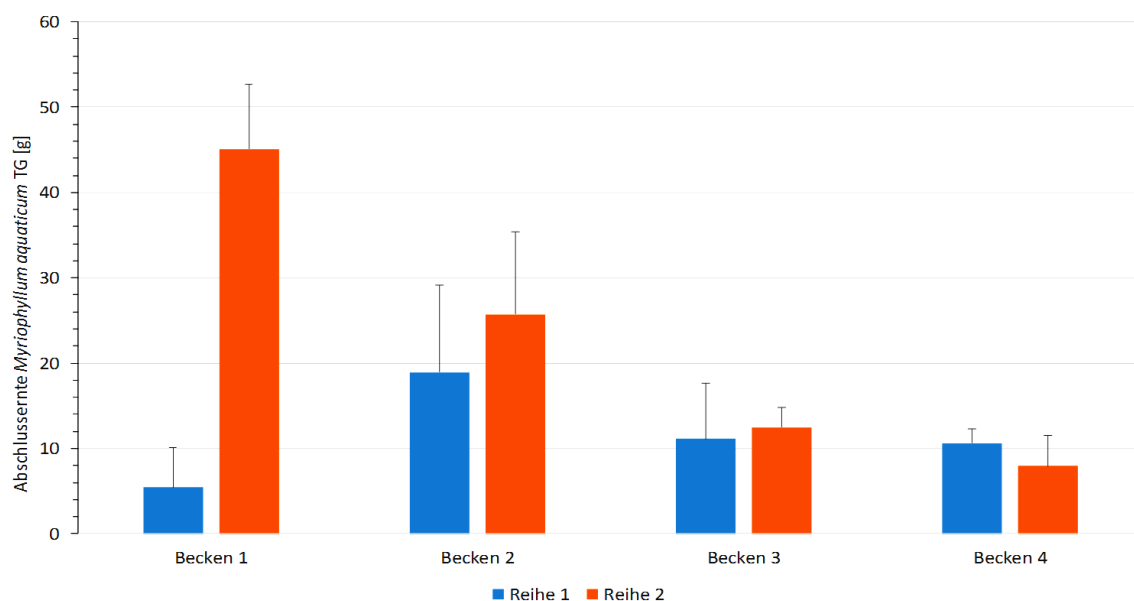


Abb. 3-17: Trockengewichte (TG) der geernteten Sprosse von *Myriophyllum aquaticum* zum Ende der Versuchsphase 1



Die meiste Biomasse wurde in R 2, B 1 über den Versuchszeitraum von den Sprossen des brasilianischen Tausendblatts mit 45,1 g Trockenmasse gebildet. Am wenigsten Trockenmasse wurde in Becken 1 der Reihe 1 mit 5,4 g produziert, dies deckt sich ebenfalls mit den niedrigen Längenzuwachsraten der Sprosse (Abb. 3-16) in R 1, B 1. Die Trockengewichte in Becken 2 der Reihen 1 & 2 zeigten mittlere Werte (zwischen 19 g - 24 g Trockenmasse), in einem ähnlichen Verhältnis, wie bei den Wachsraten in Abb. 3-16. Die Becken 3 und 4 weisen neben R 1, B 1 die niedrigsten Trockengewichte auf, dies steht im Widerspruch mit der Sprosslängenmessung. Pflanzen, insbesondere solche mit einem hohen Lichtanspruch, wachsen oft unter Lichtmangel zu langen und gestreckten Sprossen aus. Dieses Verhalten könnte die niedrigen Trockengewichte in Abb. 3-17 erklären.

### Spross/Wurzel Verhältnis *Myriophyllum aquaticum*

Da das Wurzelwachstum nicht isoliert vom Wachstum des Sprosses erfolgt, stehen diese beiden Systeme indirekt in dynamischer Wechselwirkung über die Beeinflussung von Stoffwechselfunktionen des jeweiligen andern Kompartiments. Die Wurzelentwicklung hängt vollständig von der Kohlehydrat – Zulieferung aus der Photosynthese und somit aus dem Sprossbereich ab. Der Spross hingegen ist abhängig von der Wasser- und Mineralsalzversorgung der Wurzeln. Somit kommt es im aufwärts wie auch abwärts Strom der Pflanze zu Verlagerungen von Stickstoffverbindungen und Phytohormonen. Eine günstige Entwicklung der gesamten Pflanze wird so von der Balance zwischen den unter- und oberirdischen Pflanzenorganen abhängen. Diese Balance wird als Quotient aus dem Spross- und Wurzelgewicht ausgedrückt und ist das Spross/Wurzelverhältnis (shoot/root ratio). Das Spross-Wurzelverhältnis nimmt bei abnehmender Stickstoffversorgung ab. Eutrophierung bzw. eine hohe Stickstofffracht eines Standortes führt im Gegensatz zu einer Erhöhung des Spross-Wurzelverhältnisses. In Abb. 3-18 ist das Spross-/Wurzelverhältnis im Versuchszeitraum 1 von *Myriophyllum aquaticum* aus beiden untersuchten Reihen dargestellt. Es wurden Proben aus einem 10x10 cm großen Quadrat randomisiert aus den Becken 1 und Becken 2 beider Reihen entnommen. Die Proben wurden in Spross und Wurzel sortiert und anschließend das Trockengewicht bestimmt.

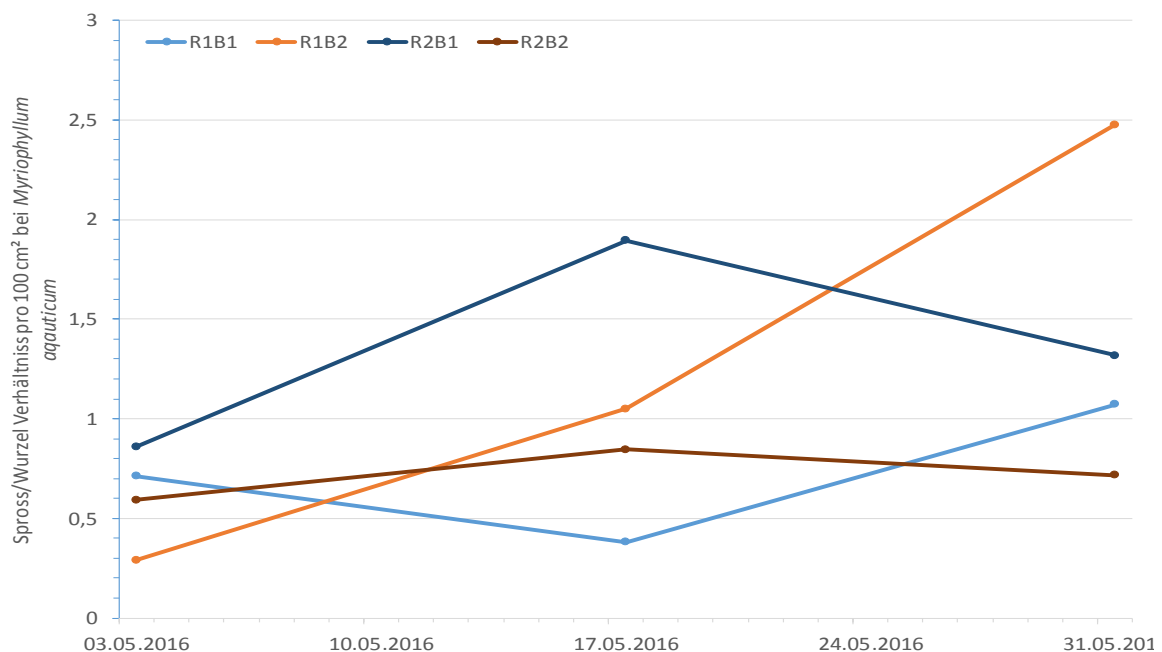


Abb. 3-18: Spross / Wurzelverhältnis über die V1 von *Myriophyllum aquaticum*

Zu Beginn der Untersuchungen verschiebt sich das Spross/Wurzel Verhältnis in Richtung Wurzel und zeigt eine Stickstoffunterversorgung in allen Reihen und Becken.

Nach 2 Wochen stieg im Becken 1 Reihe 2 in Richtung Spross, im Becken 2 der Reihe 2 kommt es wie in Reihe 1 Becken 2 zur Balance zwischen den ober- und unterirdischen Pflanzenorgane. Im Becken 1 Reihe 1 sinkt das Verhältnis weiter Richtung Wurzel.

Nach 4 Wochen Beprobung gab es in den Becken 1 beider untersuchter Reihen eine leichte Verschiebung zugunsten des Sprosses, ein sehr starker Anstieg zugunsten der oberirdischen Organe ist in Reihe 1 Becken 2 zu verzeichnen. Reihe 2 Becken 2 zeigte insgesamt den gleichmäßigsten Verlauf der Kurve mit leichter Tendenz zur Wurzel.

#### Wuchsversuche der dickstieligen Wasserhyazinthe (*Eichhornia crassipes*):

Über die Versuchsphase 1 wurde in den unteren beiden Becken 5 & 6 der Wasserhyazinthen Zuwachs bestimmt. In regelmäßigen Zählungen wurde die Anzahl an *E. crassipes* erfasst. Das Ergebnis ist im Balkendiagramm in der Abb. 3-19 abgebildet.

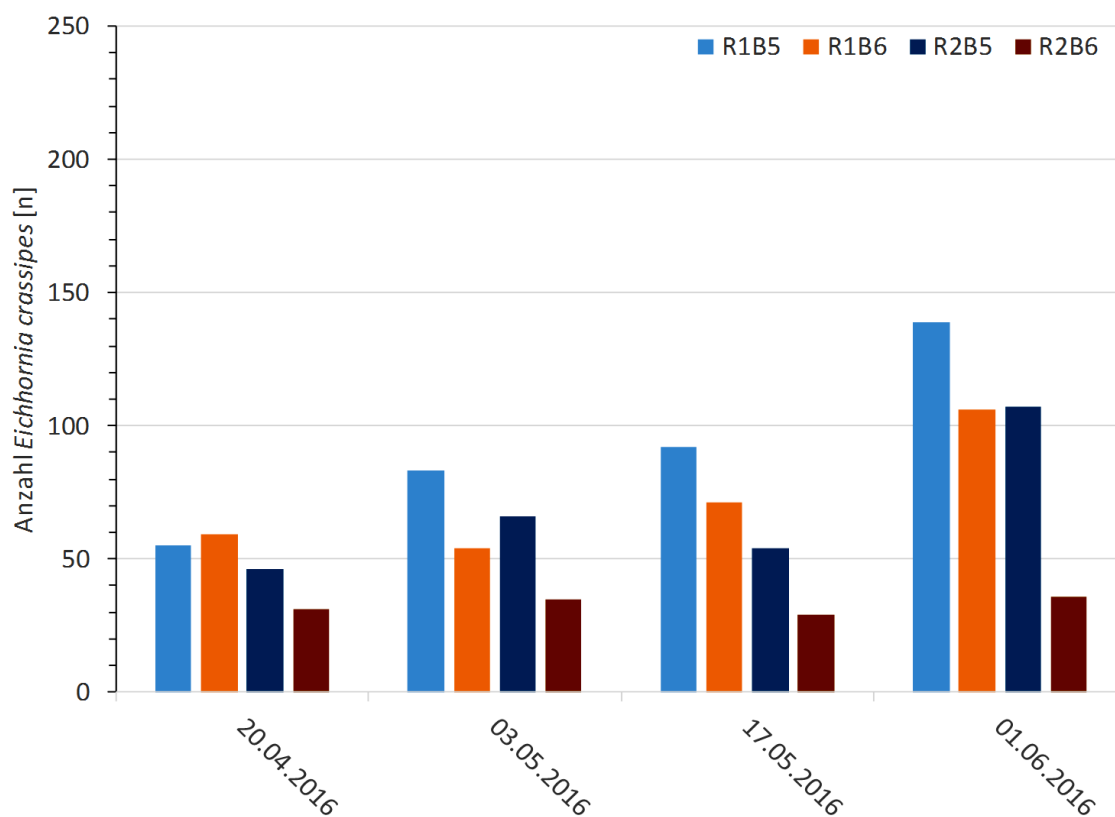


Abb. 3-19: Anzahl der Wasserhyazinthen Pflanzen über den Zeitraum der Versuchsphase 1 in den Becken 5 & 6 der untersuchten Reihen

Über den Versuchszeitraum hinweg nahm der Bestand der Wasserhyazinthen in allen Becken bis auf R 2, B 6 stetig zu. Der größte Zuwachs war in R 1, B 5 mit 139 Pflanzen zu verzeichnen, etwas weniger Pflanzen waren in R 1, B 6 und R 2, B 5 mit 106 und 107 Individuen am Ende des Versuch-Zeitraums zu finden. Die Pflanzenanzahl im Becken 6 der Reihe 2 blieb nahezu konstant mit 31 Pflanzen zu Beginn und 36 Pflanzen am Ende der Aufnahme. Bei den anderen Becken kam es von Beginn der Messung bis zum Ende zu einer Verdopplung der Individuenzahl.

Zuwachsversuche mit Wasserlinsen (*Lemna spec.*):

Das folgende Balkendiagramm (Abb. 3-20) zeigt die Anzahl an Wasserlinsen pro 100 cm<sup>2</sup> über den Zeitraum der Versuchsphase 1 hinweg ermittelt. Die Anzahl wurde über das TG der entnommenen Parallelproben in aus einem Quadrat mit den Abmessungen 10 x 10 cm entnommen, getrocknet und gewogen.

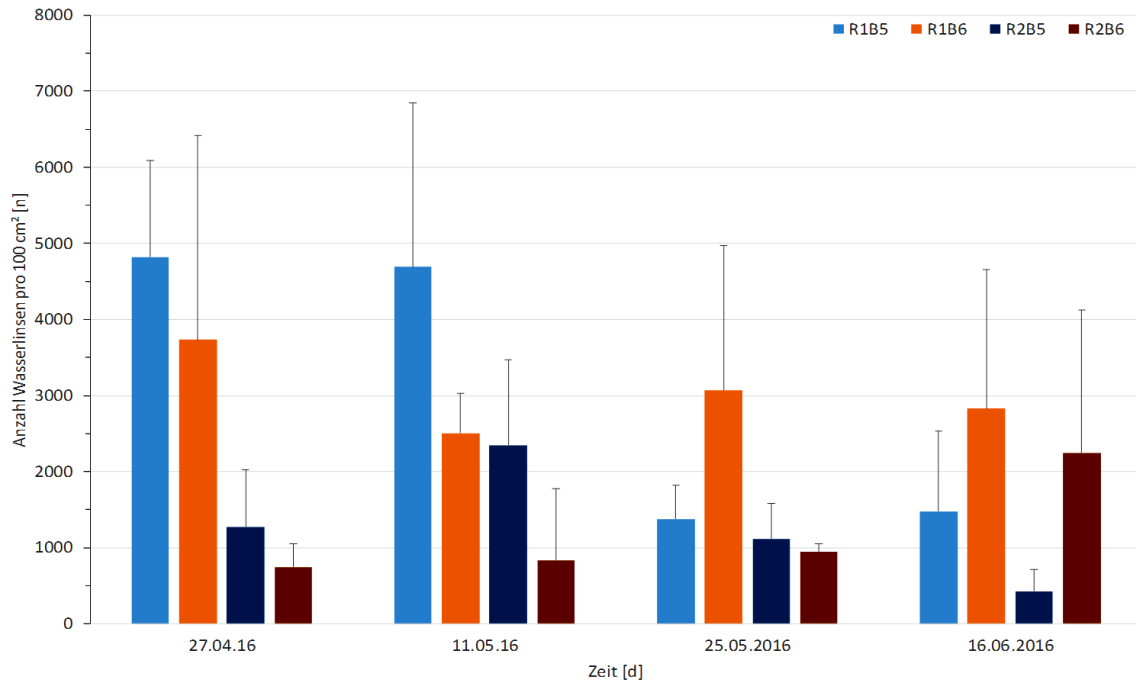


Abb. 3-20: Wasserlinsen (*Lemna spec.*) Anzahl pro 100 cm<sup>2</sup> über den Versuchszeitraum 1 in den Becken 5 & 6 in den untersuchten Reihen hochgerechnet über den TG-Anteil

In R 1, B 5 fand über den Versuchszeitraum eine Reduzierung von 4.819 auf 1.481 Wasserlinsen statt. Trotz starken Schwankungen in der Standardabweichung blieb die Anzahl der Individuen in R 1, B 6 relativ konstant, hier bewegen sich die Werte zwischen 3.720 bis 2.505 Wasserlinsen. Reihe 2 Becken 5 wies zuerst eine knappe Verdopplung der Individuen auf 2345 auf und im zweiten Abschnitt einen rapiden Rückgang der Anzahl auf 429 Pflanzen. Das letzte untersuchte Becken (R 2, B 6) wies einen erst leichten Anstieg bis zum dritten Messpunkt auf, in der letzten Messung kam es zu einer Individuen-Verdopplung von 940 auf 2245 Wasserlinsen.

### 3.2 Versuchsphase 2

Zeitraum: 15.06.16 bis 30.08.16, Laufzeit 12 Wochen

In der Versuchsphase V2 wurde die Belastung der Anlage gesteigert. Das vorhandene HTC-Abwasser (Tab. 2-3) wurde der Reihe 1 unverdünnt zugeleitet. Reihe 2 wurde mit einer Verdünnung von ca. 1:2 beschickt. Daraus ergaben sich folgende mittlere Zulaufwerte für die Phase 2 (Tab. 3-3).

Tab. 3-3: Mittlere Zulaufkonzentrationen in Versuchsphase V2

	pH	LF	TOC		CSB		NH <sub>4</sub> -N	TNb		P <sub>ges</sub>	
			hom.	filtr.	hom.	filtr.		hom.	filtr.	hom.	filtr.
	[ - ]	[µS/cm]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
<b>Reihe 1</b>	8,68	3.903	652	602	2.032	1.835	288	374	343	3,5	1,6
<b>Reihe 2</b>	8,10	2.295	339	307	1.113	970	149	202	178	2,5	0,9

### 3.2.1 Physikalische Parameter

#### PAR-Messung:

Während der zweiten Versuchsphase ist ebenfalls die photosynthetisch aktive Strahlung auf Höhe der Pflanzen unterhalb der Becken stichpunktartig in regelmäßigen Abständen gemessen worden. In der Abb. 3-21 ist diese Messung in Form einer Kastengrafik über den Versuchszeitraum 2 dargestellt. Ähnlich wie in Versuchsphase 1 ist zu erkennen, dass auf die obersten Becken der Reihen 1 & 2 erwartungsgemäß am meisten Strahlung auftrifft, danach nimmt die Strahlungsintensität ab. (eingefügter Balken: Lichtsättigungsbereich für Schattenpflanzen (blau) und für Sonnenpflanzen (grün))

Den höchsten Wert im Median erreichten die oberen beiden Becken mit 406 und 419 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>. Die mittleren Medianwerte liegen zwischen 164 und 314 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>, Die 3 untersten Becken in Reihe 2 weisen die niedrigsten Medianen mit Werten zwischen 28 und 34 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> auf.

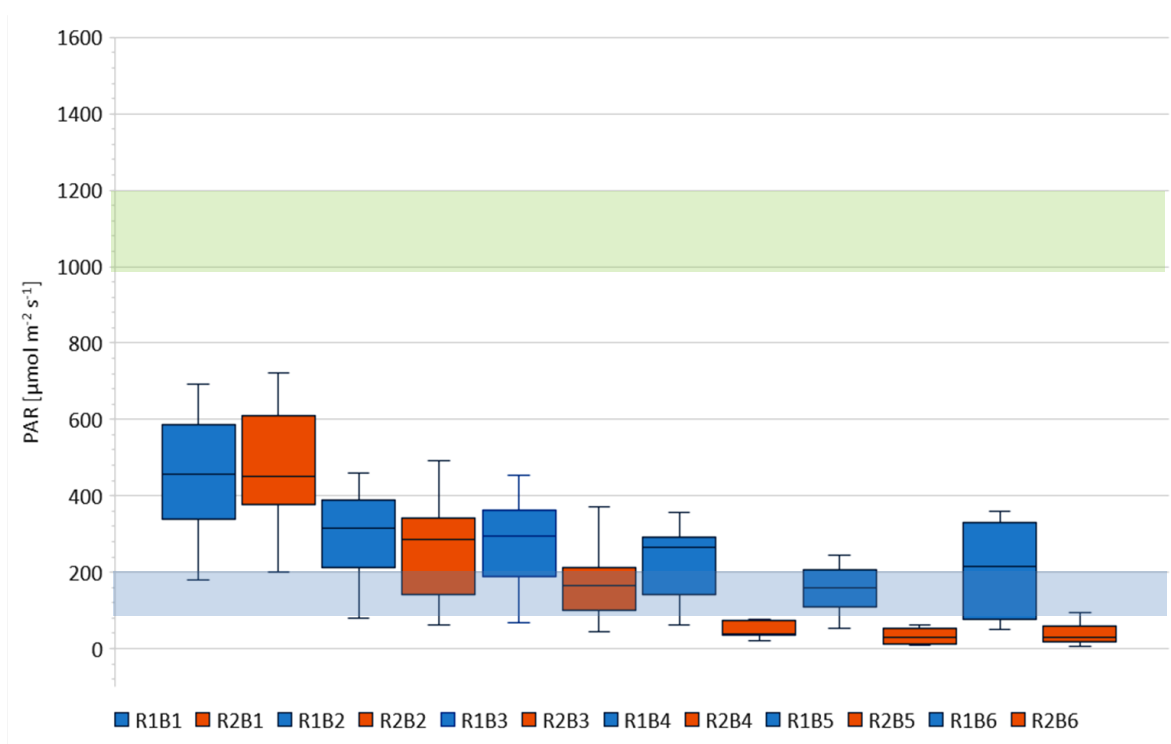


Abb. 3-21: PAR-Strahlungsmessungen innerhalb der Versuchsphase 2 in Kastengrafiken dargestellt, mittlere Linie stellt den Median der Messung dar (Lichtsättigung von Schattenpflanzen (blauer Balken) und von Sonnenpflanzen (grüner Balken))

VPD (Sättigungsdefizit der Luft):

Das Sättigungsdefizit der Luft ist in Versuchsphase 2 erneut ermittelt worden (Abb. 3-22).

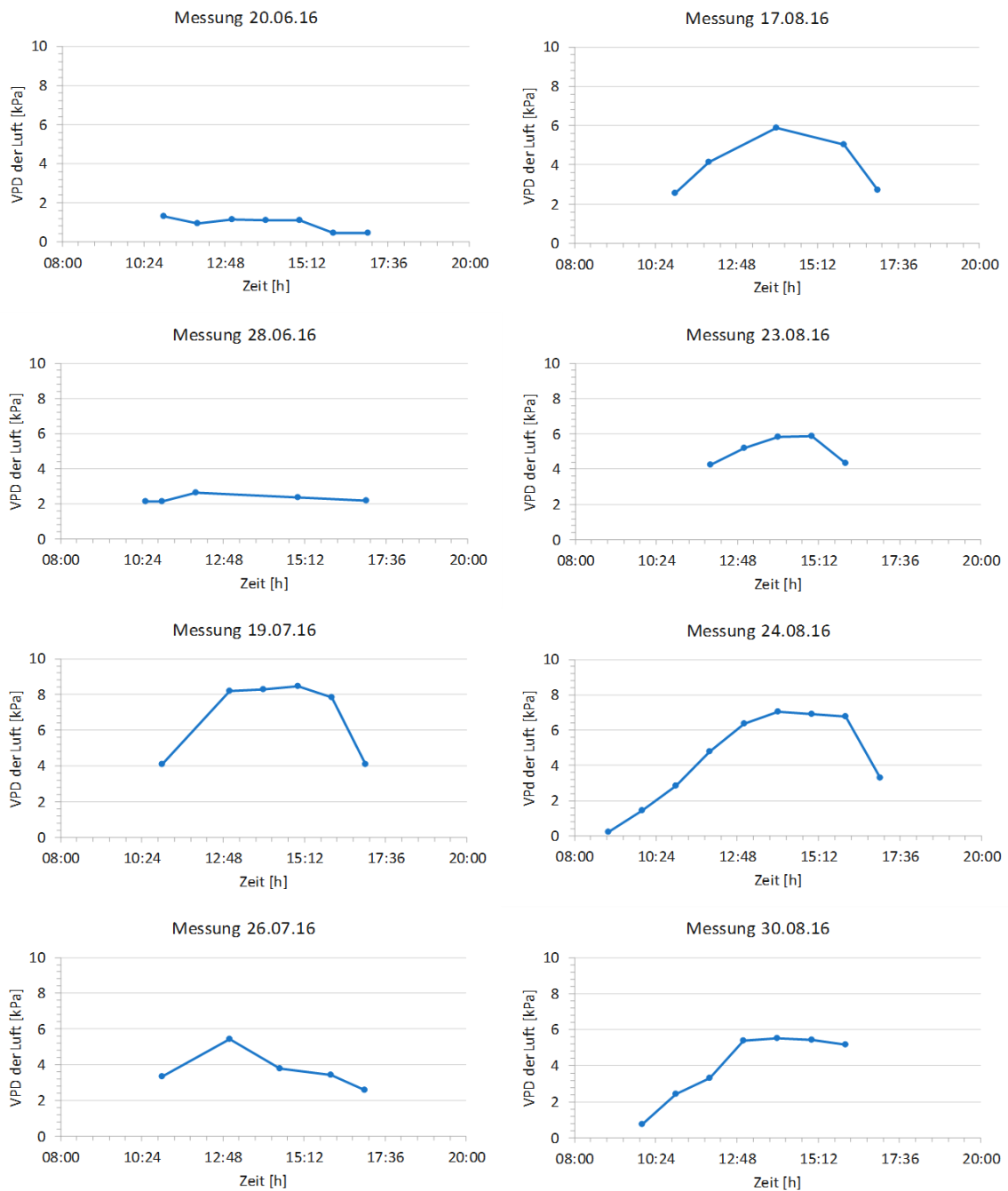


Abb. 3-22: Messungen des Sättigungsdefizites der Luft (VPD) im Tagesgang über den Versuchszeitraum 2

Auch in der zweiten Phase der Untersuchungen waren die Lüftungsklappen für eine konstante Luftzirkulation im Gewächshaus geöffnet. In der Abb. 3-22 sind Tagesgänge der VPD Messungen an verschiedenen Untersuchungstagen als Liniendiagramme dargestellt. Bis auf dem 20.06.16 und 28.06.16 werden wieder hohe VPD-Werte im Schnitt um 6 kPa

erreicht, was eine hohe Transpirationsrate, der gut wasserversorgten Pflanzen, an den Messtagen erwachen lässt. Die hohen VPD Werte lassen sich gut mit den hohen Becken- bzw. Tagestemperaturen vergleichen. Leider sind die Temperaturangaben für den Zeitraum 16.06-06.07.16 aufgrund eines Aufzeichnungsfehlers nicht verfügbar, somit auch die niedrigen Werte am 20.06 und 28.06. nur schwer nachvollziehbar. Am wahrscheinlichsten ist einen kühlere feuchte Wetterlage.

#### Wassertemperatur-Messung:

In der Versuchsphase 2 sind die Wassertemperaturen der einzelnen Becken in Reihe 1 und Reihe 2 im Tagesverlauf aufgezeichnet worden. Aufgrund eines Logger Defektes fehlen die Daten im Zeitraum vom 16.06.16 bis 06.07.16 und vom 12.07.16 bis zum 30.08.16. Ähnlich wie in Versuchsphase 1 wird wieder ein Temperaturoptimum von ca. 25-35 °C Wassertemperatur über Tag erreicht, was für *Myriophyllum aquaticum* ideale Wuchsbedingungen schafft.

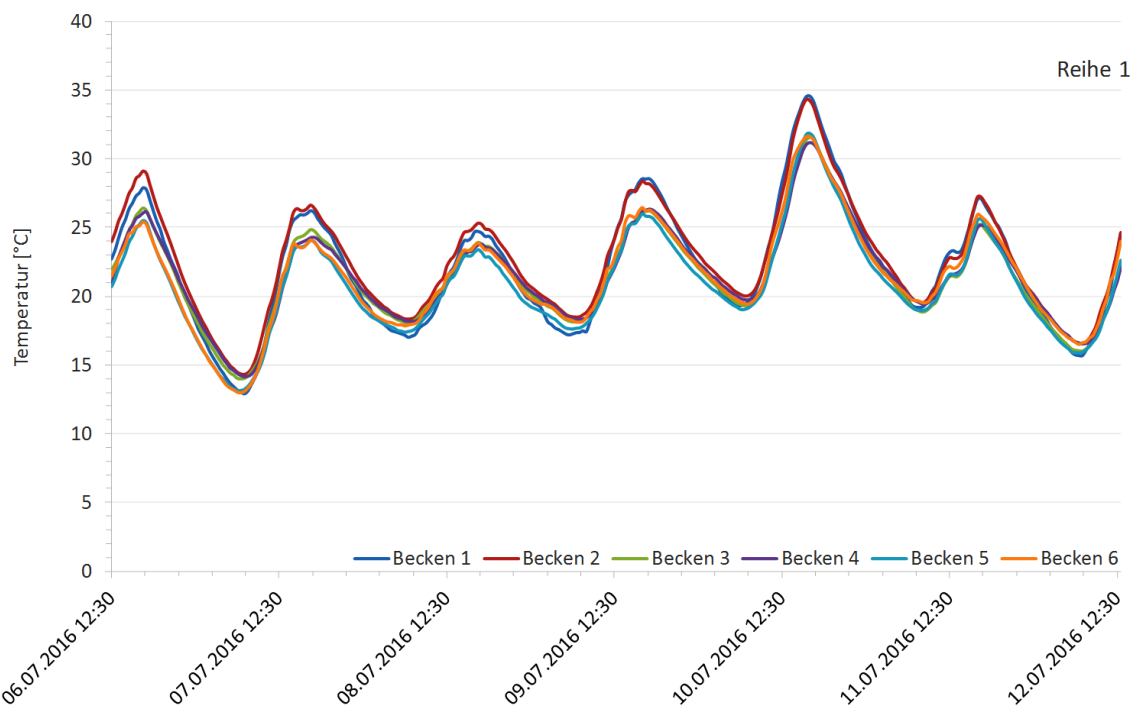


Abb. 3-23: Wassertemperaturmessungen der Reihe 1 aller untersuchten Becken im Zeitraum der Versuchsphase 2

Die Tageshöchstwerte liegen im Messzeitraum zwischen 26 und 34 °C, die Tagestieftemperaturen bewegen sich zwischen 13 und 19 °C während der Aufzeichnung.

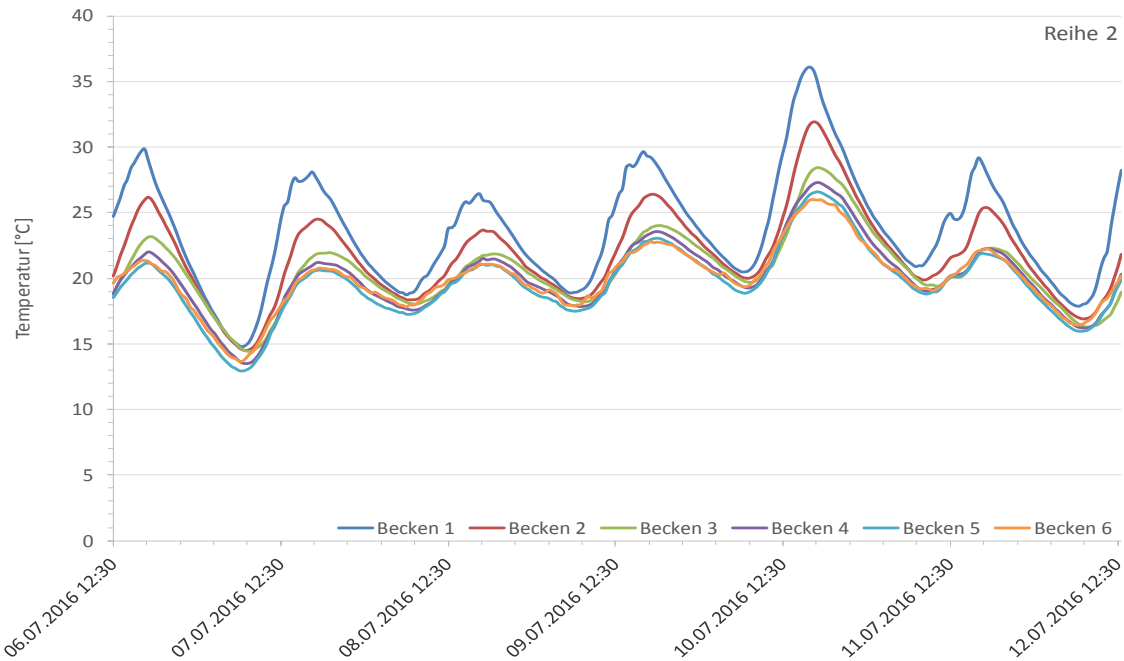


Abb. 3-24: Wassertemperaturmessungen der Reihe 2 aller untersuchten Becken im Zeitraum der Versuchsphase 2

### pH-Wert

Der mittlere pH-Wert im Zu- und Ablauf der Reihe 1 änderte sich von 8,68 auf 8,15 und verschob sich damit um 0,53 in Richtung Neutralpunkt. Erwartungsgemäß lag der mittlere pH-Wert im Zulauf zur Reihe 2 mit 8,32 aufgrund der Verdünnungsstufe niedriger als in Reihe 1. Der mittlere pH-Wert im Ablauf von Reihe 2 betrug 7,75 und ändert sich damit um 0,57 ebenfalls in Richtung Neutralpunkt. Der Wertebereich zwischen Minimum und Maximum pH-Wert bei den Zu- und Abläufen zu den Reihen zeigt eine nahezu identische Spannweite. Es kam während Versuchsphase 2 in beiden Reihen zu einer Verschiebung des pH-Wertes um ca. 0,5 in Richtung Neutralpunkt.

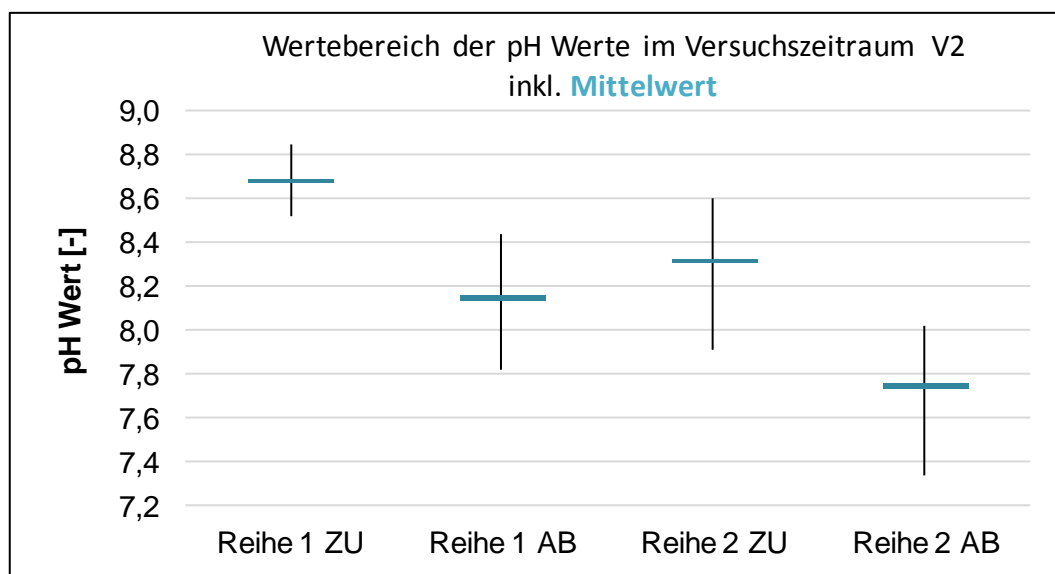


Abb. 3-25: pH-Werte im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V2

### Leitfähigkeit

In beiden Reihen der Versuchsanlage wurde die Leitfähigkeit nach Passage der Becken durch den Pflanzenbesatz reduziert. In Reihe 1 konnte der mittlere Zulaufwert von 3.903  $\mu\text{S}/\text{cm}$  um 940  $\mu\text{S}/\text{cm}$  auf 2.963  $\mu\text{S}/\text{cm}$  gesenkt werden. In Bezug auf den Eingangswert führte dies zu einer Reduktion der Leitfähigkeit um 24 %. Reihe 2 weist ebenfalls eine Reduktion der Leitfähigkeit von 26% auf. Hier sank der Zulaufwert von 2.300  $\mu\text{S}/\text{cm}$  auf 1.705  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Durch die Aufnahme von im Abwasser enthaltenen Ionen über die Pflanzenwurzeln konnten diese aus der flüssigen Phase entfernt und in den Pflanzenkörper eingelagert werden. Trotz der Belastungssteigerung zeigen sich nur unerheblich geringer Reduktionsraten im Vergleich zur Versuchsphase V1.

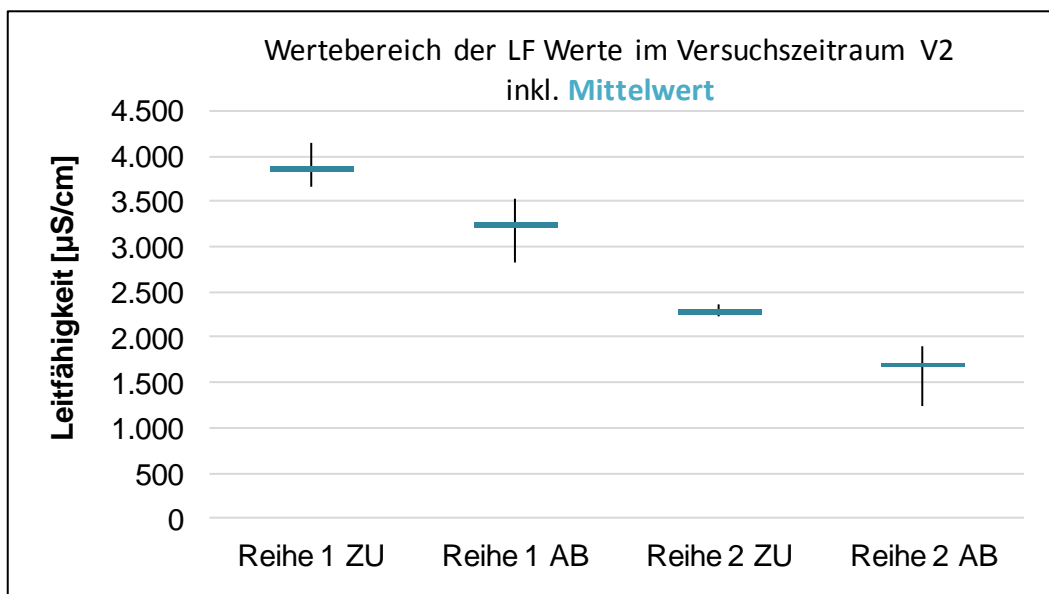


Abb. 3-26: Leitfähigkeit im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V2

### 3.2.2 Chemische Parameter

#### Gesamtphosphor

In Reihe 1 der Versuchsanlage konnte die  $P_{\text{ges}}$  Konzentration nach Passage der Becken durch den Pflanzenbesatz kaum reduziert werden. Der mittlere Zulaufwert von 3,27 mg/l wurde lediglich um 0,30 mg/l auf 2,97 mg/l im Ablauf gesenkt. In Bezug auf den Eingangswert führte dies zu einer Senkung der  $P_{\text{ges}}$ -Konzentration um 9 %. Reihe 2 weist eine 11 % höhere Reduktion der Gesamtphosphat-Konzentration auf. Hier konnte eine Elimination von 20 % erreicht werden. Der mittlere Zulaufwert sank von 1,96 mg/l auf 1,56 mg/l im Ablauf. Obwohl Reihe 2 in der Beschattung von Reihe 1 steht, liegt hier die Reduktion von  $P_{\text{ges}}$  doppelt so hoch wie bei Reihe 1. Beide Reihen zeigen eine deutlich geringere Eliminationsleistung als in Versuchsphase 1 auf.



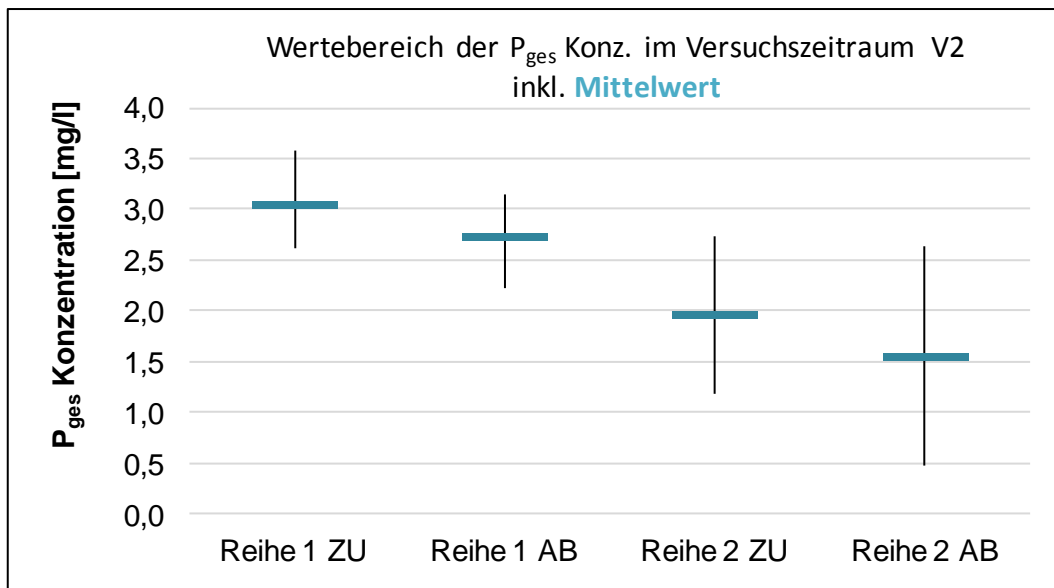


Abb. 3-27: Gesamtphosphor im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V2

#### Ammonium-Stickstoff

In beiden Reihen der Versuchsanlage konnte die  $NH_4-N$  Konzentration nach Passage der Becken durch den Pflanzenbesatz erheblich reduziert werden. In Reihe 1 wurde der mittlere Zulaufwert von 287 mg/l um 158 mg/l auf 129 mg/l im Ablauf gesenkt. In Bezug auf den Eingangswert führte dies zu einer Senkung der Ammoniumkonzentration von 55 %. Reihe 2 weist eine noch höhere Reduktion der  $NH_4-N$  Konzentration auf. Hier konnte eine Elimination von 78 % erreicht werden. Der mittlere Zulaufwert sank von 145 mg/l auf 32 mg/l im Ablauf. Der im Abwasser enthaltene Ammonium-Stickstoff konnte durch die Pflanzen gut aufgenommen und damit aus der flüssigen Phase entfernt werden. Hier konnte durch die Belastungssteigerung keine Auswirkungen auf die Reinigungsleistung erkannt werden.

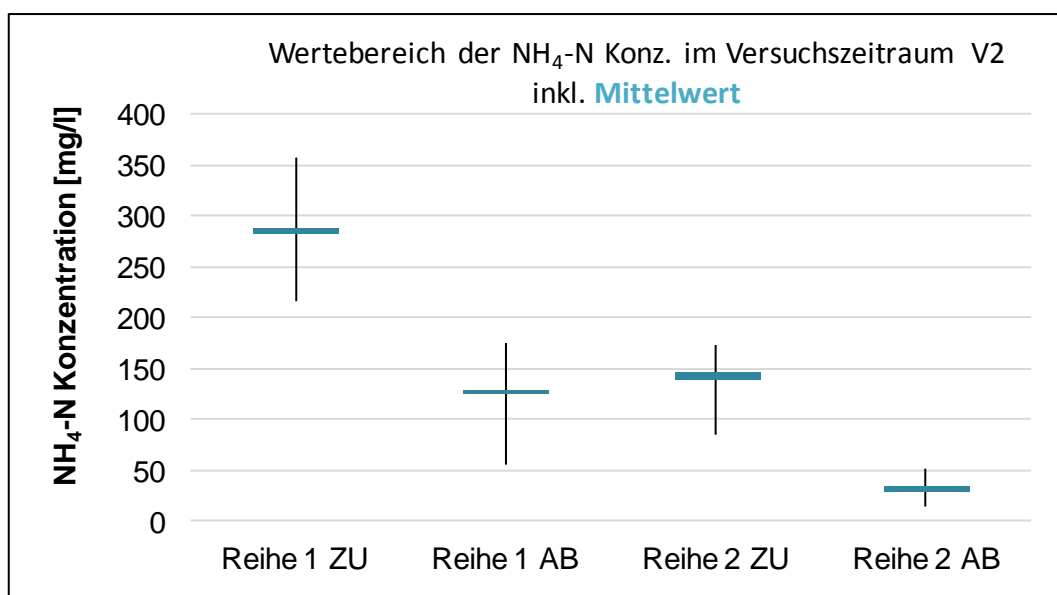


Abb. 3-28: Ammonium-Stickstoff im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V2

### Gesamt-Stickstoff

In beiden Reihen der Versuchsanlage konnte der Gesamt-Stickstoff Gehalt im Abwasser nach Passage der Becken durch den Pflanzenbesatz reduziert werden. In Reihe 1 wurde der mittlere Zulaufwert von 374 mg/l um 194 mg/l auf 180 mg/l im Ablauf gesenkt. In Bezug auf den Eingangswert führte dies zu einer Senkung der Stickstoffkonzentration von 48 %. Reihe 2 weist eine leicht höhere Reduktion der Stickstoff-Konzentration auf. Hier konnte eine Elimination von 54 % erreicht werden. Der mittlere Zulaufwert sank von 202 mg/l auf 93 mg/l im Ablauf. Die Analysen zeigten auf, dass in Versuchsphase 2 74 % des Gesamt-Stickstoffes als Ammonium-Stickstoff vorlagen. Dies bestätigt ebenfalls den annähernd gleichen Eliminationsraten der beiden Parameter. In Abb. 3-30 Abb. 3-29 ist der Verlauf der Stickstoffkonzentration über die 12-wöchige Laufzeit der Versuchsphase V2 dargestellt. Die Ablaufkonzentration stabilisierte sich nach ca. 4 Wochen Laufzeit. Im Verlauf ist zu erkennen, dass die Konzentrationsschwankungen im Zulauf mit geringem zeitlichem Versatz sich in gleicher Weise im Ablauf wiederfinden lassen. Die Eliminationsleistung, von in beide Reihen rund 50ig %, wurde von den Zulaufschwankungen nicht beeinflusst.

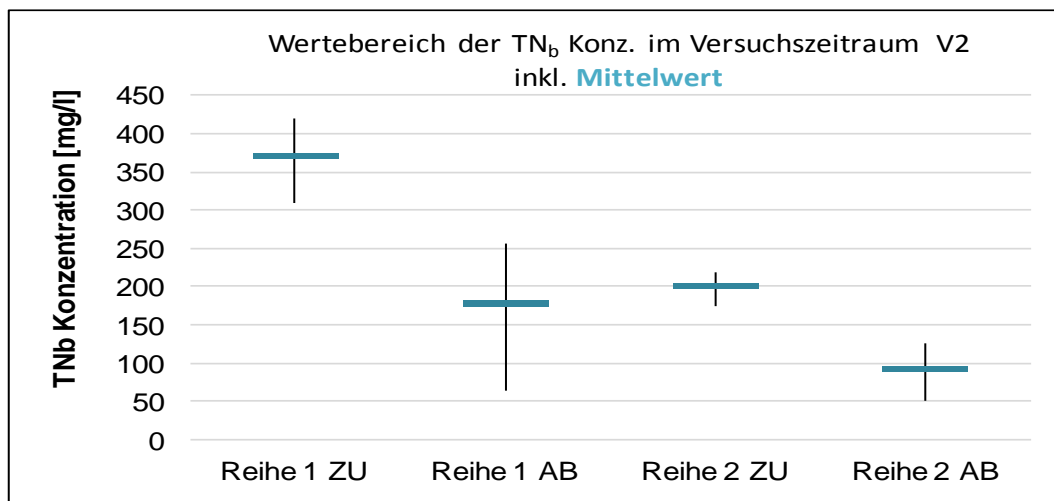


Abb. 3-29: Gesamt-Stickstoff im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V2

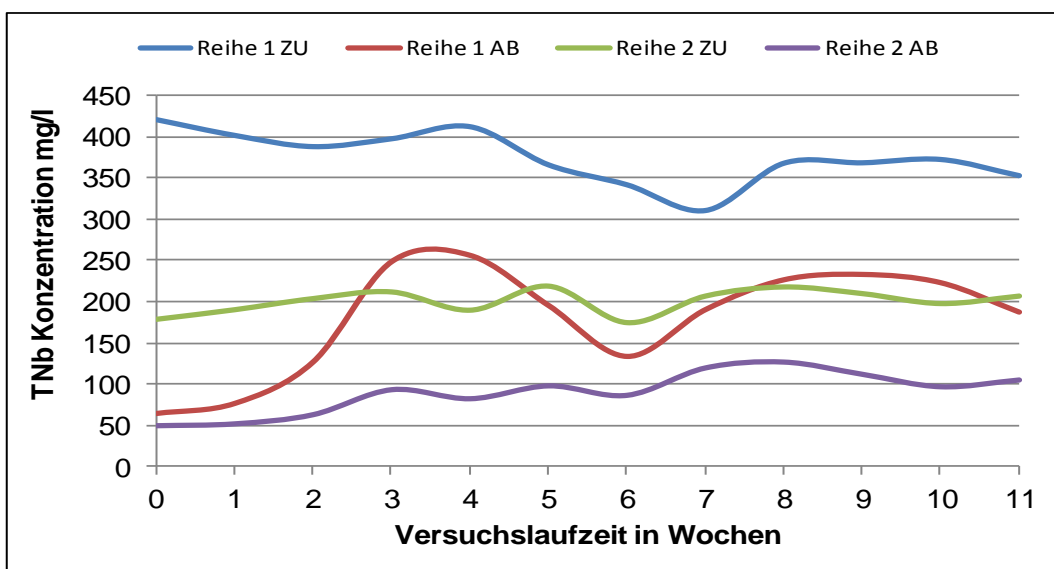


Abb. 3-30: Verlauf der Gesamt-Stickstoffkonzentration im Zu- und Ablauf während der Versuchsphase V2

### Chemischer Sauerstoffbedarf

In beiden Reihen der Versuchsanlage konnte der CSB im Abwasser nach Passage der Becken durch den Pflanzenbesatz reduziert werden. In Reihe 1 wurde der mittlere Zulaufwert von 1975 mg/l um 273 mg/l entspr. ca. 14 % auf 1702 mg/l im Ablauf gesenkt. In Reihe 2 konnte eine Elimination von 17 % erreicht werden. Der mittlere Zulaufwert sank von 898 mg/l auf 741 mg/l im Ablauf. Im Vergleich zur Versuchsphase V1 sank die Reduktionsleistung deutlich. In Abb. 3-32 ist der Verlauf des CSB über die 12-wöchige Laufzeit der Versuchsphase V2 dargestellt. Die Belastungssteigerung der beiden Reihen erfolgte innerhalb der ersten 3 Wochen wobei die gemessene Konzentration stetig anstieg. Anschließend konnte die Konzentration im Zulauf um den Mittelwert konstant gehalten werden. Für die Mittelwertbildung sowie die minimal und maximal Werte wurden die Messwerte während der Belastungssteigerung der ersten 3 Wochen nicht berücksichtigt. Die Ablaufkonzentration erreichte während der Laufzeit der Versuchsphase 2 mit unverdünntem Abwasser (Reihe 1) keinen stabilen Wert. Der CSB im Ablauf stieg kontinuierlich an. Auch in der Reihe 2, die mit verdünntem Abwasser beschickt wurde, konnte – im Gegensatz zur Versuchsphase 1, keine signifikante CSB-Elimination verzeichnet werden.

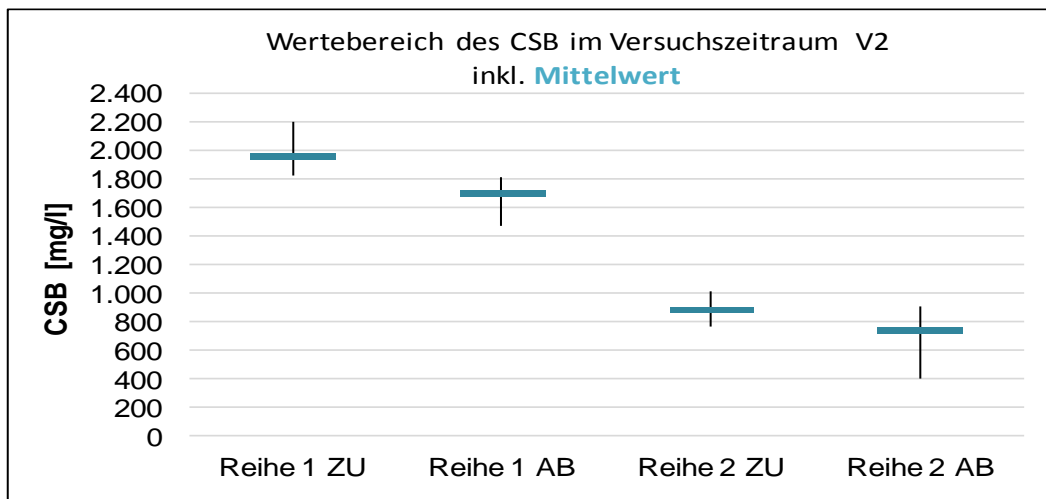


Abb. 3-31: CSB im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V2

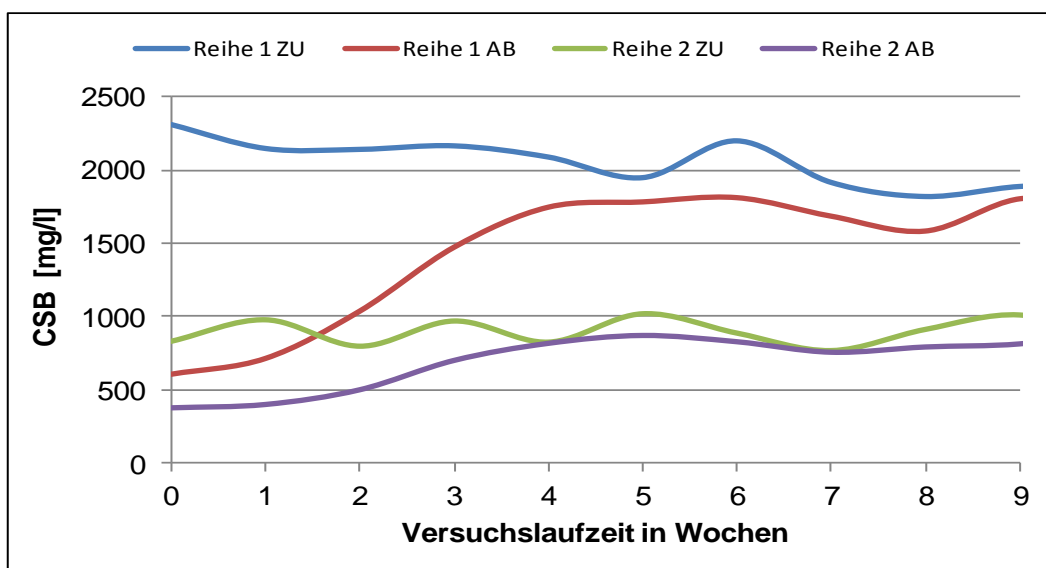


Abb. 3-32: Verlauf des CSB im Zu- und Ablauf während der Versuchsphase V2

### Gesamter organischer Kohlenstoff

In beiden Reihen der Versuchsanlage konnte die TOC Konzentration im Abwasser nach Passage der Becken durch den Pflanzenbesatz reduziert werden. In Reihe 1 wurde der mittlere Zulaufwert von 646 mg/l um 88 mg/l entspr. 14 % auf 558 mg/l im Ablauf gesenkt. In Reihe 2 konnte eine Elimination von 8 % erreicht werden. Der mittlere Zulaufwert sank von 292 mg/l auf 269 mg/l im Ablauf. Im Vergleich zur Versuchsphase V1 sank die Elimination deutlich. In Abb. 3-34 ist der Verlauf der TOC-Konzentration über die 12 wöchige Laufzeit der Versuchsphase V2 dargestellt. Die Belastungssteigerung der beiden Reihen erfolgte sprunghaft direkt zu Beginn der ersten Wochen. Die Konzentration im Zulauf konnte bei beiden Reihen mit Schwankungen um den Mittelwert konstant gehalten werden. Die Messwerte von Reihe 2 zeigten ab der Versuchslaufzeit von Woche 4 keinen signifikanten Unterschied zwischen Zu- und Ablaufkonzentration auf. Die Reinigungsleistung tendierte gegen Null.

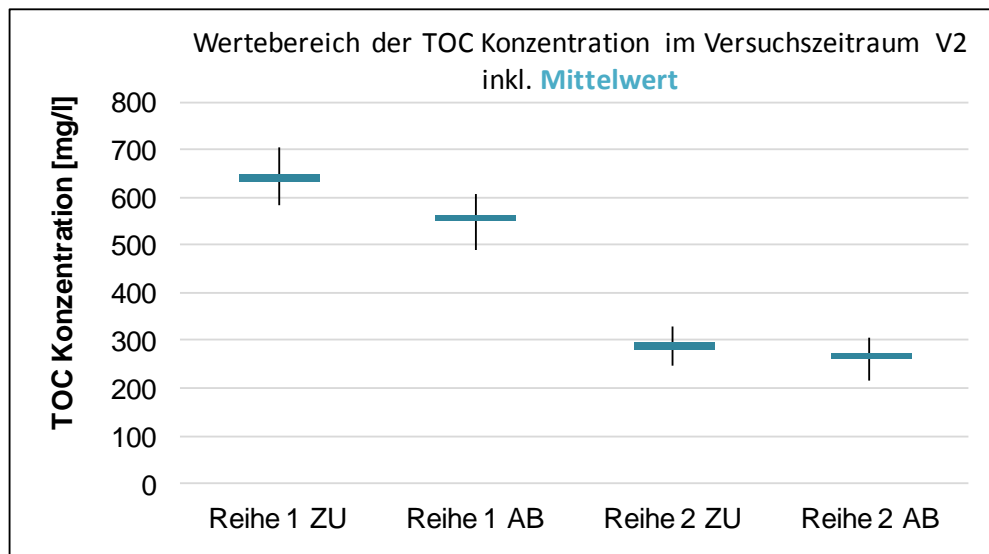


Abb. 3-33: TOC-Konzentration im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V2

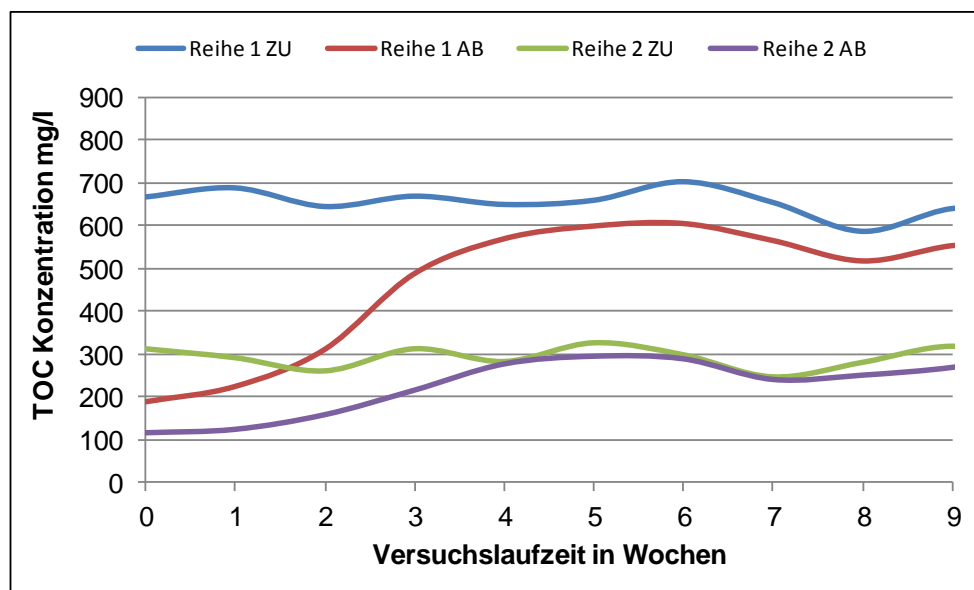


Abb. 3-34: Verlauf der TOC-Konzentration im Zu- und Ablauf während der Versuchsphase V2

Nach Beendigung der Versuchsphase V2 konnten die in Tab. 3-4 aufgezeigten Reduktionen zwischen Zu- und Ablaufkonzentration erreicht werden. Die dargestellten Mittelwerte sind aus den Analysen der homogenisierten Proben erzeugt worden. Die Leitfähigkeit zeigte hinsichtlich Eliminationsleistung keinen bzw. einen geringen Unterschied zwischen beiden Reihen auf. Reihe 2 weist bei den Parametern CSB, NH<sub>4</sub>-N, TN<sub>b</sub> und P<sub>ges</sub> eine höhere Reduktion der Ablaufkonzentration im Vergleich zu Reihe 1 auf. Im Gegensatz dazu steht die höhere Elimination bei dem Parameter TOC in Reihe 1. Die Erhöhung der Zulaufkonzentration hat sich negativ auf die Leistungsfähigkeit von Reihe 1 im Vergleich zu Reihe 2 ausgewirkt. Trotz besserer Lichtverhältnisse sank die Eliminationsleistung.

Tab. 3-4: Mittlere Zu- und Ablaufkonzentration während V2

		LF [µS/cm]	TOC [mg/l]	CSB [mg/l]	NH <sub>4</sub> -N [mg/l]	TN <sub>b</sub> [mg/l]	P <sub>ges</sub> [mg/l]
Reihe 1	mittlerer Zulauf	3.903	646	1.975	287	374	3,3
	mittlerer Ablauf	2.963	558	1.702	129	194	3,0
	<b>Reduktion [%]</b>	<b>24</b>	<b>14</b>	<b>14</b>	<b>55</b>	<b>48</b>	<b>9</b>
Reihe 2	mittlerer Zulauf	2.295	292	898	145	202	2,0
	mittlerer Ablauf	1.705	269	741	32	93	1,6
	<b>Reduktion [%]</b>	<b>26</b>	<b>8</b>	<b>17</b>	<b>78</b>	<b>54</b>	<b>20</b>

### 3.2.3 Biotische Messungen der untersuchten Arten

#### Längenzuwachs *Myriophyllum aquaticum* in den Becken 1 – 4 der untersuchten Reihen

Das in den Abb. 3-35 dargestellte Kastendiagramm zeigt Wuchslängenverteilung von *M. aquaticum* vier Wochen nach der Umstellung auf die neuen Wassergegebenheiten. Zu Beginn der Inkubationszeit wurden die Pflanzen der unterschiedlichen Becken bis zur Kante der Becken zurückgeschnitten.

Wie in Abb. 3-36 dargestellt kommt es nur zu einem sehr geringen Wachstum von *Myriophyllum aquaticum* nach vier Wochen der Eingewöhnungszeit unter den neuen Wasserbedingungen. Es werden nur Wuchslängen im Median von zwischen 2 cm bis 4 cm gemessen, wohingegen in der ersten Versuchsphase bereits nach zwei Wochen Zuwächse von 4-7,5 cm im Median zu verzeichnen waren.

Dieses Phänomen lässt sich auch noch am Ende der Versuchsphase 2 beobachten, wie in Abb. 3-36 zu sehen ist, kommt es bis auf R 2, B 3 (Median 7 cm) zu keinem nennenswerten Anstieg der Wuchslängen der oberirdischen Organe (Median 3-4 cm). Trotz der guten Wasserversorgung, einem hohen VPD und optimaler Beckentemperaturen über den Tagesverlauf hinweg, zeigen die Pflanzen ein eingeschränktes Wuchsverhalten. Dies kann zum einen mit der höheren Belastung des neuen Prozesswassers zusammenhängen oder zum anderen mit dem im Gewächshaus zu spät entdeckten Schädlingsbefall (Blattläuse, weiße Fliege und Spinnmilben), der vor allem dem brasilianischen Tausendblatt (*Myriophyllum aquaticum*) und der Echte Brunnenkresse (*Nasturtium officinale*) sehr zu schaffen machten.

Aufgrund des schlechten Wuchsverhaltens und dem Absterben der Pflanzen durch den Schädlingsbefall konnte keine Spross/Wurzel Verhältnismessung stattfinden und eine Ernte der oberirdischen Biomasse fiel ebenfalls aus.

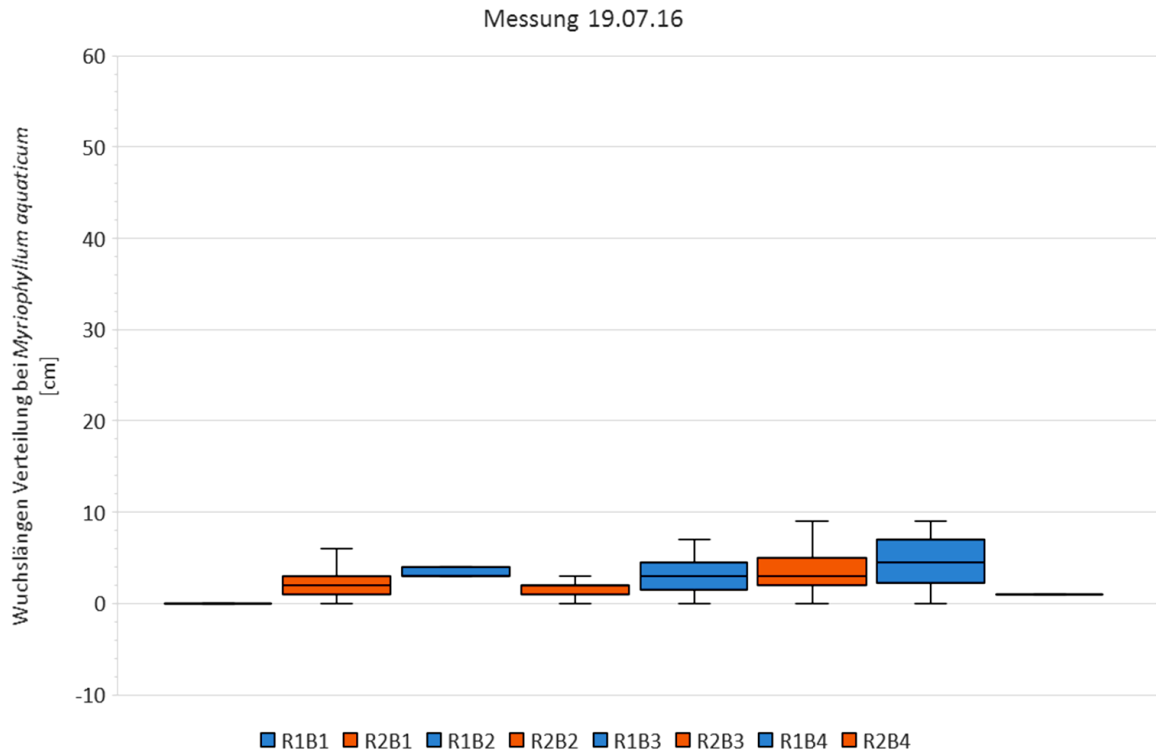


Abb. 3-35: Wuchslängen-Verhältnis von *Myriophyllum aquaticum* vier Wochen (19.07.16) nach der Inkubationszeit dargestellt im Kastendiagramm

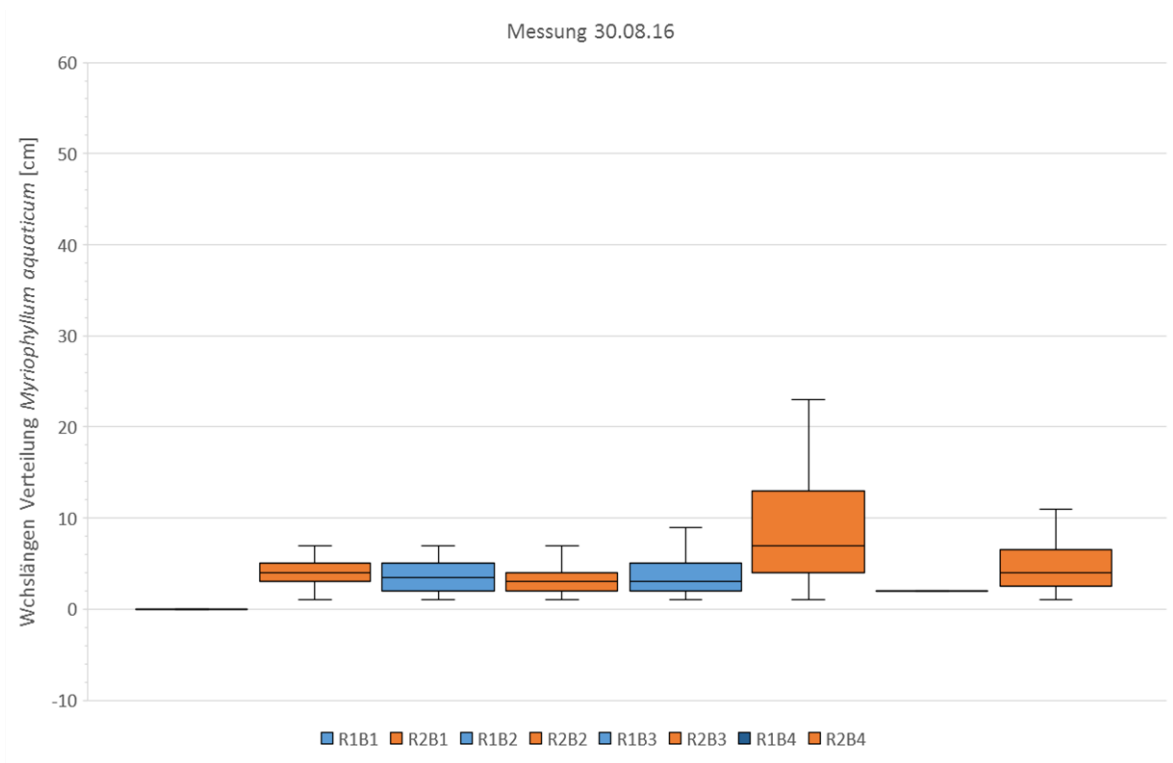


Abb. 3-36: Wuchslängen-Verhältnis von *Myriophyllum aquaticum* zum Ende der Versuchsphase 2 (30.08.16), dargestellt im Kastendiagramm

Wuchsversuche der dickstieligen Wasserhyazinthe (*Eichhornia crassipes*) in V2:

In der Versuchsphase 2 wurden das Wuchsverhalten von *Eichhornia crassipes* in den Becken 5 und 6 der untersuchten Reihen weiter beobachtet. Wie in Abb. 3-37 als Balkendiagramm dargestellt, sinkt die Anzahl der Wasserhyazinthen fünf Wochen nach Umstellung auf die neue Wasserqualität rapide. In R 1, B 5 kommt es zu einem Absterben der Pflanzen von 243 auf 43 Individuen, in R 1, B 6 von 179 auf 40 Pflanzen, in R 2, B 5 ist ein Absinken von 138 Pflanzen auf 16 Pflanzen zu verzeichnen und in R 2, B 6 fallen die Individuen Zahlen von 72 auf 16 Pflanzen. Nach weiteren zwei Wochen sind in den Becken der Reihe 1 sämtliche Wasserhyazinthen abgestorben und es kommt zu einem leichten Anstieg der Population in den Becken 5 und 6 der Reihe 2 auf knapp über 50 Pflanzen. Bis zum Ende der Versuchsphase 2 sinkt die Anzahl der Pflanzen in Reihe 2 auf 24 (Becken 5) und 12 Pflanzen (Becken 6) ab.

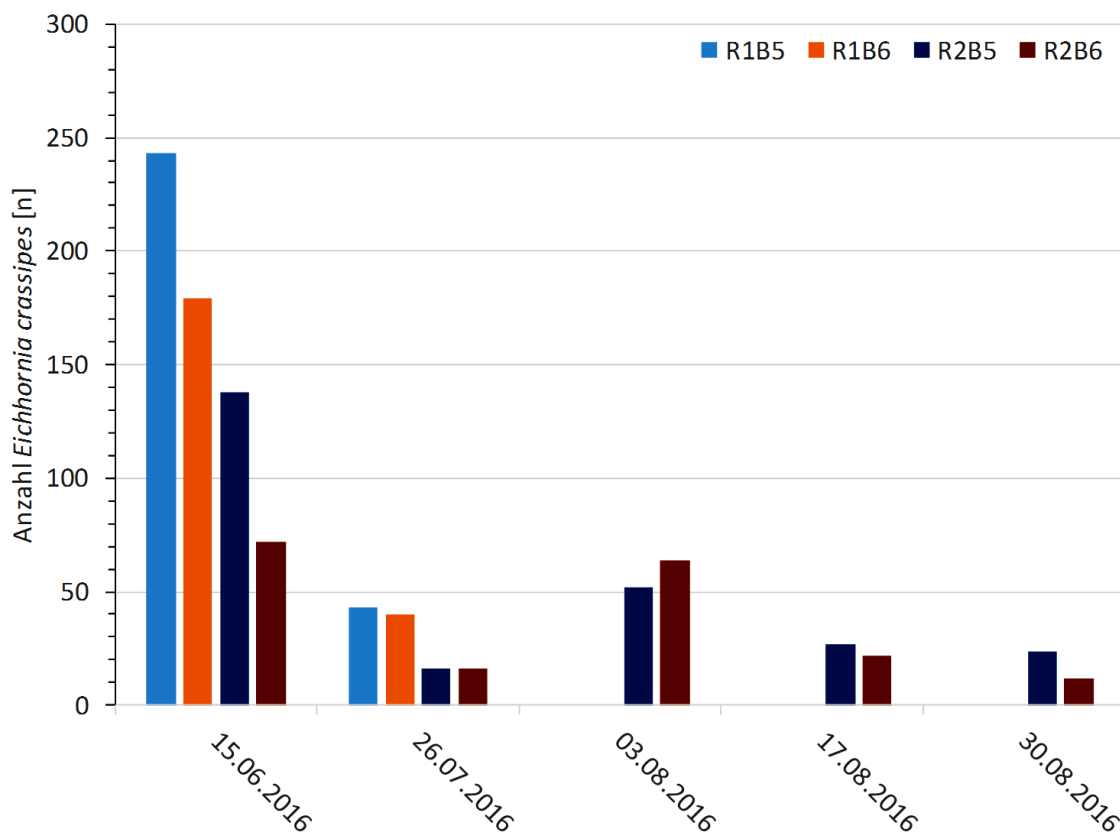


Abb. 3-37: Anzahl der Wasserhyazinthen Pflanzen über den Zeitraum der Versuchsphase 2 in den Becken 5 & 6 der untersuchten Reihen

Zuwachsversuche mit Wasserlinsen (*Lemna spec.*) in der Versuchsphase 2:

Nach der Umstellung mit den höheren Prozesswasser-Konzentrationen kam es zu einem flächenmäßigen Absterben der eingesetzten Wasserlinsen. Auch ein zeitnahe Neubesatz konnte ein wiederholtes Absterben nicht aufhalten. Somit konnte hiermit festgestellt werden, dass die *Lemna*-Arten, auch mit langsamer Adaption, nicht für die Reinigung von HTC-Prozesswasser in hohen Konzentrationen geeignet sind.

### 3.3 Versuchsphase 3

Zeitraum: 05.09.16 bis 09.11.16, Laufzeit 10 Wochen

In der Versuchsphase V3 wurde die Belastung der Anlage erneut gesteigert. Das hierfür benötigte HTC-Abwasser wurde im August 2016 neu aus Gärrest einer landwirtschaftlichen Biogasanlage erzeugt. Die Zusammensetzung des unverdünnten HTC-Abwassers für die Versuchsphase 3 ist der Tab. 2-5 zu entnehmen. Aufgrund der Erfahrungen in der Versuchsphase 2 mit vergleichsweise geringen CSB- und TOC-Eliminationen und schlechtem Wuchsergebnis wurde das hoch konzentrierte HTC-Abwasser für die Versuchsphase 3 zunächst deutlich verdünnt. Daraus resultierte die Verdünnung 1:5 welche in der Versuchsphase 3 der Reihe 1 zugeleitet wurde und die Verdünnung 1:4 welche der Reihe 2 zugeleitet wurde. Aufgrund des geschwächten Zustandes der Pflanzen in Reihe 1 wurde beschlossen, das höher konzentrierte Abwasser der Reihe 2 mit dem optisch besseren Pflanzenbesatz zu zuleiten. Daraus ergaben sich folgende mittlere Zulaufwerte für die Phase 2 (Tab. 3-5).

Tab. 3-5: Mittlere Zulaufkonzentrationen in Versuchsphase V3

	pH	LF	TOC		CSB		NH <sub>4</sub> -N	TNb		P <sub>ges</sub>	
			hom.	filtr.	hom.	filtr.	filtr.	hom.	filtr.	hom.	filtr.
	[ - ]	[µS/cm]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
Reihe 1	8,38	3920	1650	1412	4828	4065	381	503	489	17,4	12,7
Reihe 2	8,50	4406	1903	1629	5592	4762	410	611	549	18,7	12,8

#### 3.3.1 Physikalische Parameter

##### PAR-Messung:

Die PAR-Messungen wurden in der Versuchsphase 3 wiederholt. Auch hier zeigt sich ein ähnlicher Verlauf der Messungen wie in Versuchsphase 1 und 2. Im Unterschied zu den vorausgegangenen Erhebungen liegen die Werte hier enger beieinander.

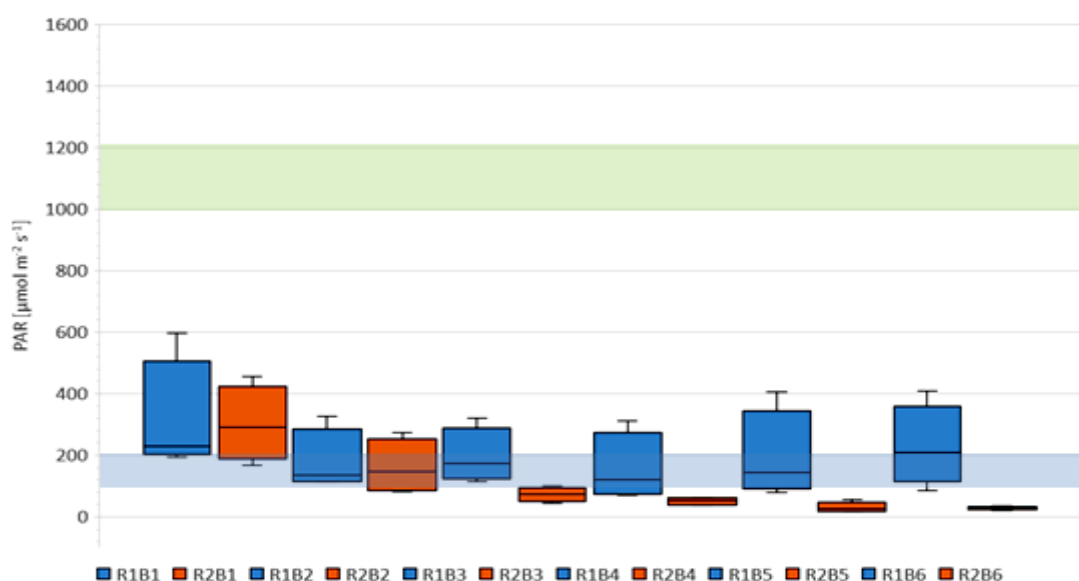


Abb. 3-38: PAR-Strahlung in V3, mittlere Linie stellt den Median dar (Lichtsättigung von Schattenpflanzen (blauer Balken) und von Sonnenpflanzen (grüner Balken))



Insgesamt ist die PAR-Strahlung in der letzten Versuchsphase geringe ausgefallen, die Mediane liegen zwischen 25 und 290  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  und der höchste gemessene Wert liegt bei nur 600  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ .

### VPD-Messung:

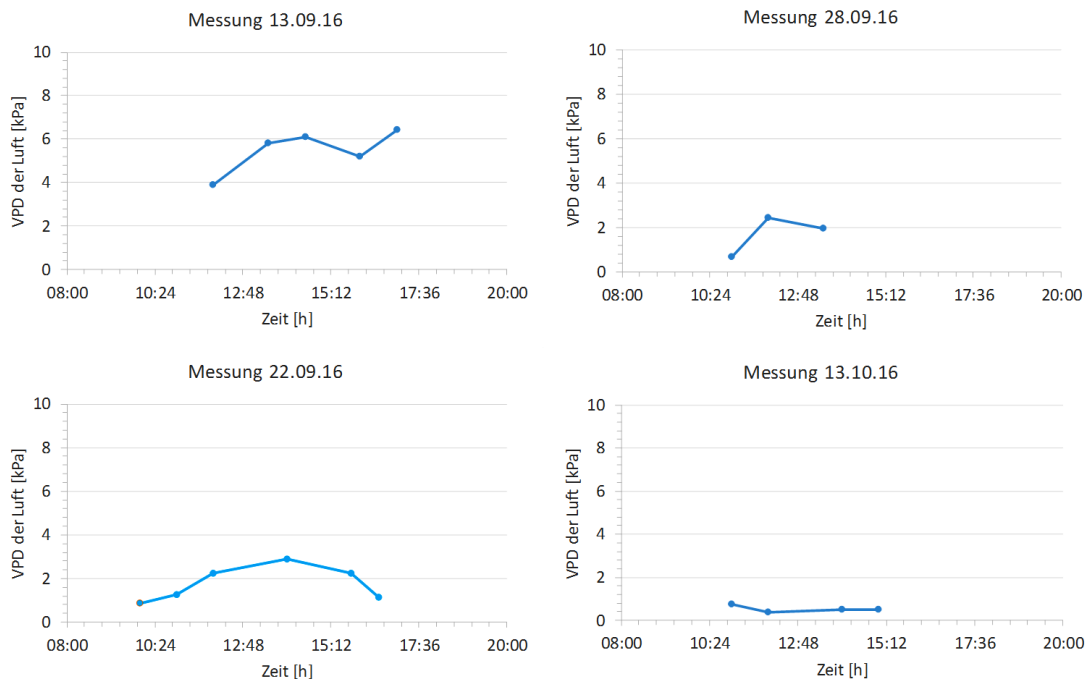


Abb. 3-39: Messungen des Sättigungsdefizites der Luft (VPD) im Tagesgang über den Versuchszeitraum 3

Wie in Abb. 3-39 dargestellt sind die Sättigungsdefizite der Luft während des Versuchszeitraums stichpunktartig über den Tagesverlauf aufgezeichnet worden. In der Versuchsphase 3 ist wie in den vorherigen Versuchsphasen darauf geachtet worden, dass die Luftzirkulation innerhalb des Gewächshauses gewährleistet war. Es werden fast immer noch VPD-Werte von bis zu 2 kPa oder auch höher erreicht. Die Messung am 13.10.16 zeigt über den gesamten Tagesverlauf Werte unter 1 kPa.

### Wassertemperatur-Messung Versuchsphase 3:

Die Wassertemperaturen Messung in allen Becken der untersuchten Becken erfolgte auch in der Versuchsphase 3. Die Abb. 3-40 und Abb. 3-41 zeigen die Temperaturverläufe der Reihen 1 und 2 über den Aufzeichnungszeitraum vom 11.09.-01.10.16, die Daten vom 05.09.-10.09.16 sind aufgrund von Logger-Problemen nicht vorhanden. Über den Messzeitraum werden Tageshöchsttemperaturen zwischen 18 und 37 °C erreicht. Tagestiefsttemperaturen liegen zwischen 11 und 18 °C, was immer noch im Temperaturoptimum der untersuchten Pflanzen liegt.

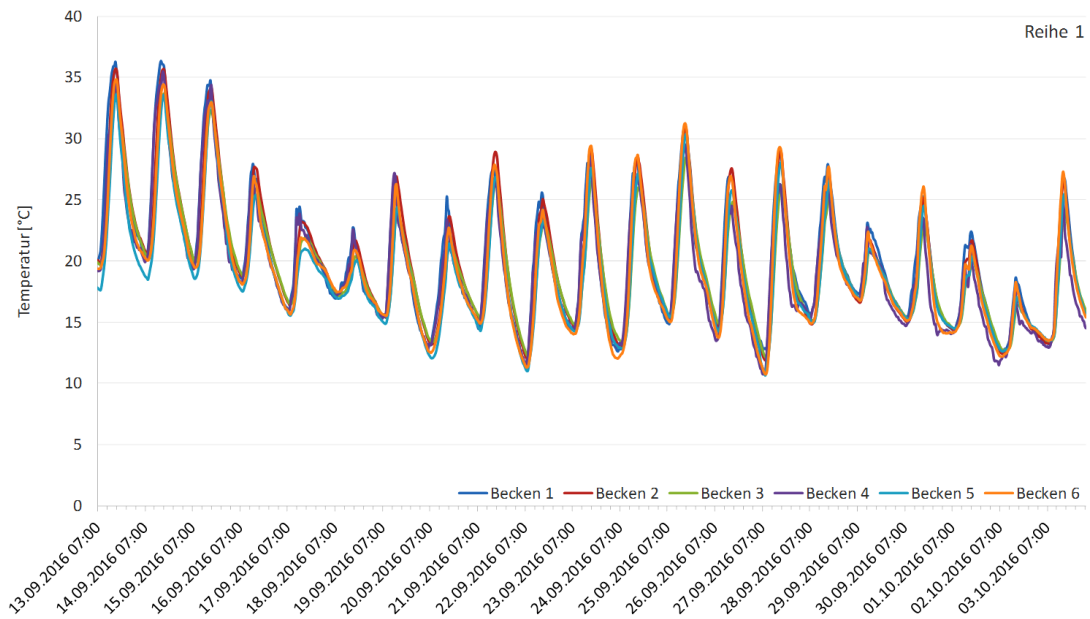


Abb. 3-40: Wassertemperaturmessungen der Reihe 1 aller untersuchten Becken im Zeitraum der Versuchsphase 3

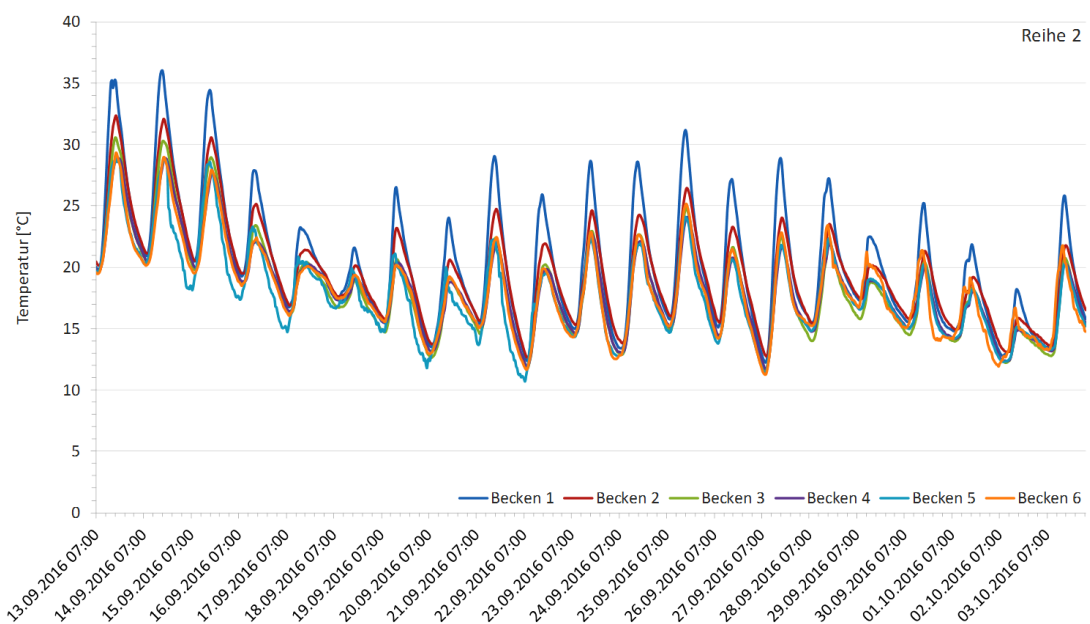


Abb. 3-41: Wassertemperaturmessungen der Reihe 2 aller untersuchten Becken im Zeitraum der Versuchsphase 3

### pH-Wert

Der mittlere pH-Wert im Zu- und Ablauf der Reihe 1 änderte sich von 8,40 auf 7,69 und verschob sich damit um 0,71 in Richtung Neutralpunkt. Erwartungsgemäß lag der mittlere

pH-Wert im Zulauf zur Reihe 2 mit 8,54 aufgrund der Verdünnungsstufe höher als in Reihe 1. Der mittlere pH-Wert im Ablauf von Reihe 2 betrug 7,85 und ändert sich damit um 0,68 ebenfalls in Richtung Neutralpunkt. Der Wertebereich zwischen Minimum und Maximum pH-Wert bei den Zu- und Abläufen zu den Reihen zeigt eine nahezu identische Spannweite. Es kam während Versuchsphase 3 in beiden Reihen zu einer Verschiebung des pH-Wertes um ca. 0,7 in Richtung Neutralpunkt.

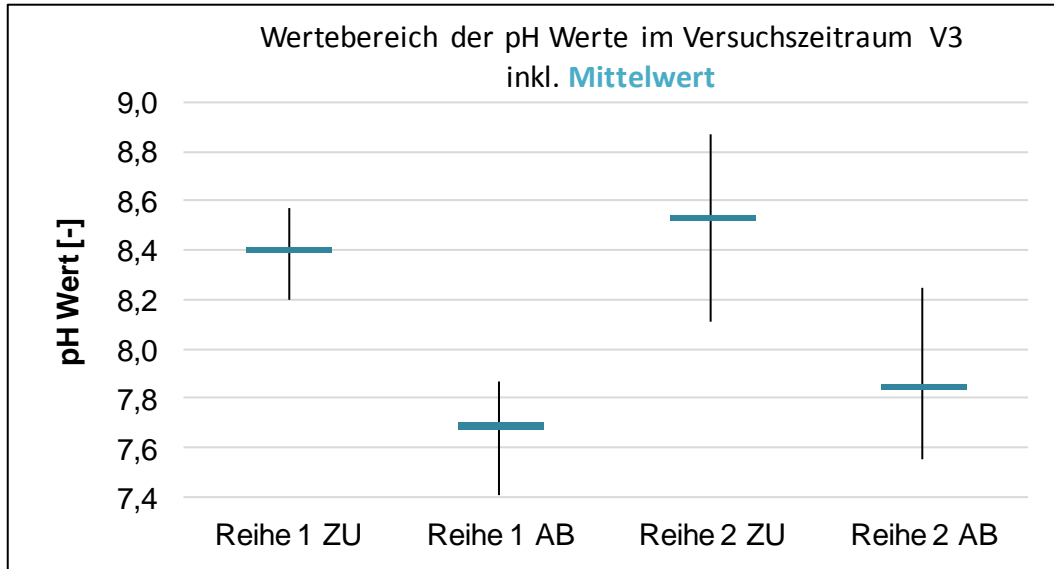


Abb. 3-42: pH-Werte im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V3

#### Leitfähigkeit

In beiden Reihen der Versuchsanlage wurde die Leitfähigkeit nach Passage der Becken durch den Pflanzenbesatz reduziert. In Reihe 1 konnte der mittlere Zulaufwert 3.886  $\mu\text{S}/\text{cm}$  um 416  $\mu\text{S}/\text{cm}$  entsprechend ca. 11 % auf 3.470  $\mu\text{S}/\text{cm}$  gesenkt werden. In Reihe 2 konnte lediglich eine sehr geringe Reduzierung von 4.394  $\mu\text{S}/\text{cm}$  auf 4.208  $\mu\text{S}/\text{cm}$  gemessen werden.

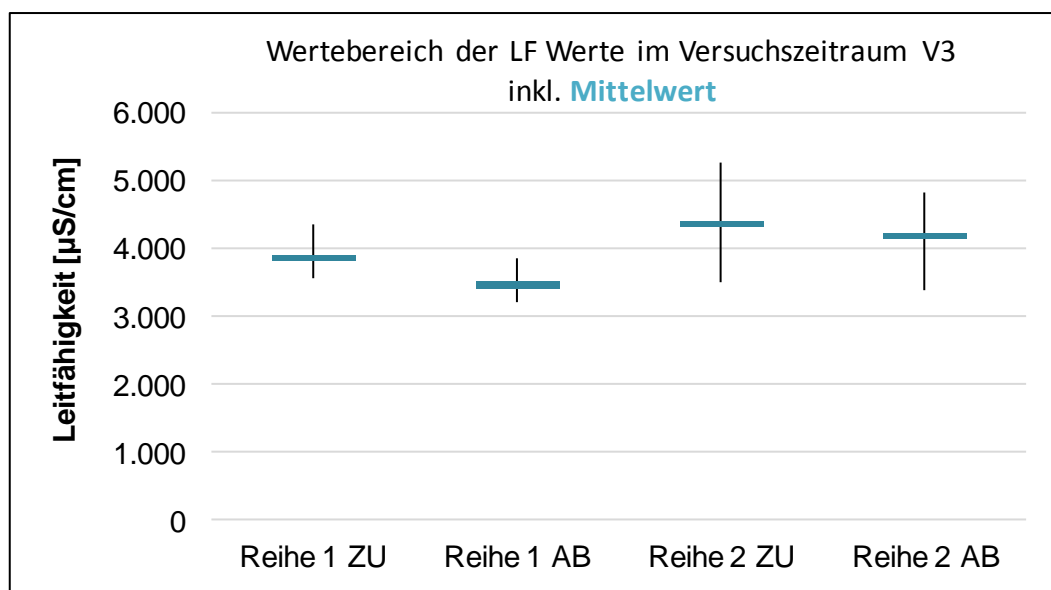


Abb. 3-43: Leitfähigkeit im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V3

### 3.3.2 Chemische Parameter

#### Gesamtphosphor

In Reihe 1 der Versuchsanlage konnte auch die  $P_{\text{ges}}$  Konzentration nach Passage der Becken durch den Pflanzenbesatz kaum reduziert werden. Der mittlere Zulaufwert von 15,9 mg/l wurde lediglich um 0,30 mg/l auf 14,7 mg/l im Ablauf gesenkt. Reihe 2 weist eine 11 % höhere Reduktion der Gesamtphosphat-Konzentration auf. Hier konnte eine Elimination von 15 % erreicht werden. Der mittlere Zulaufwert sank von 17,5 mg/l auf 15,0 mg/l im Ablauf. Beide Reihen zeigen eine deutlich geringere Eliminationsleistung als in den Versuchsphasen 1 und 2 auf.

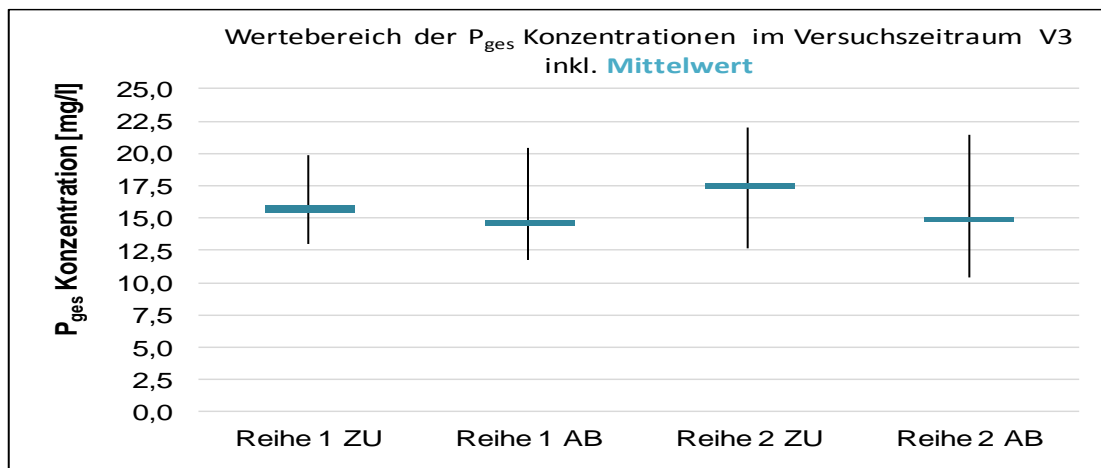


Abb. 3-44: Gesamtphosphat im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V3

#### Ammonium-Stickstoff

In beiden Reihen der Versuchsanlage konnte die  $NH_4\text{-N}$  Konzentration nach Passage der Becken durch den Pflanzenbesatz erheblich reduziert werden. In Reihe 1 wurde der mittlere Zulaufwert von 329 mg/l um 123 mg/l entsprechend ca. 37 % auf 206 mg/l im Ablauf gesenkt. Reihe 2 weist eine höhere Reduktion der  $NH_4\text{-N}$  Konzentration auf. Hier konnte eine Elimination von 32 % erreicht werden. Der mittlere Zulaufwert sank von 394 mg/l auf 267 mg/l im Ablauf. Der im Abwasser enthaltene Ammonium-Stickstoff konnte durch die Pflanzen zum Teil aufgenommen und damit aus der flüssigen Phase entfernt werden. Die maximale Belastungssteigerung wirkte sich negativ auf die Reinigungsleistung aus.

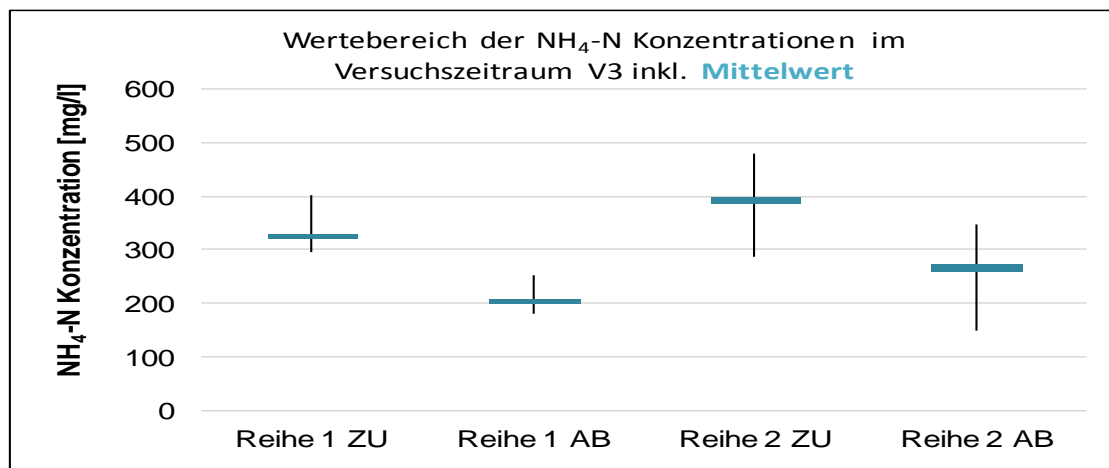


Abb. 3-45: Ammonium-Stickstoff im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V3

### Gesamt-Stickstoff

In beiden Reihen der Versuchsanlage konnte der Gesamt-Stickstoff Gehalt im Abwasser nach Passage der Becken durch den Pflanzenbesatz reduziert werden. In Reihe 1 wurde der mittlere Zulaufwert von 473 mg/l um 130 mg/l entsprechend 27 % auf 343 mg/l im Ablauf gesenkt. Reihe 2 weist eine geringere Reduktion der Stickstoff-Konzentration auf. Hier konnte eine Elimination lediglich von 20 % erreicht werden. Der mittlere Zulaufwert sank von 572 mg/l auf 460 mg/l im Ablauf. Die Analysen zeigten auf, dass in Versuchsphase 3 69 % des Gesamt-Stickstoffes als Ammonium-Stickstoff vorlagen. Dies bestätigt ebenfalls die annähernd gleichen Eliminationsraten der beiden Parameter.

In Abb. 3-47 ist der Verlauf der Stickstoffkonzentration über die 10-wöchige Laufzeit der Versuchsphase V3 dargestellt. Die Ablaufkonzentration in Reihe 1 stabilisierte sich zügig nach ca. 3 Wochen Laufzeit. Im Verlauf ist zu erkennen, dass die Konzentrationsschwankungen im Zulauf mit geringem zeitlichem Versatz sich in gleicher Weise im Ablauf wieder finden lässt. Die Eliminationsleistung von Reihe 1 wurde von den Zulaufschwankungen nicht beeinflusst. Bei Reihe 2 stellte sich keine stabile Ablaufkonzentration ein, ab Laufzeit-Woche 8 war kein Unterschied zwischen Zu- und Ablaufkonzentration mehr festzustellen.

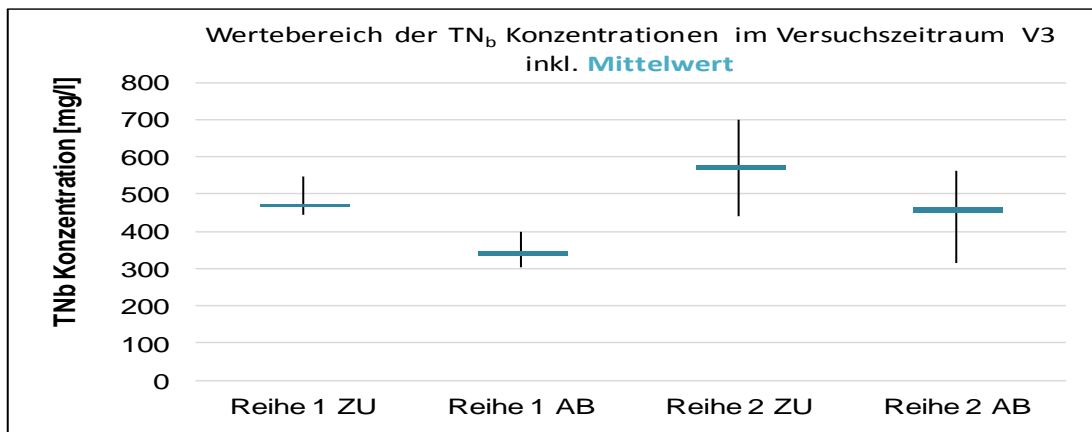


Abb. 3-46: Gesamt-Stickstoff im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V3

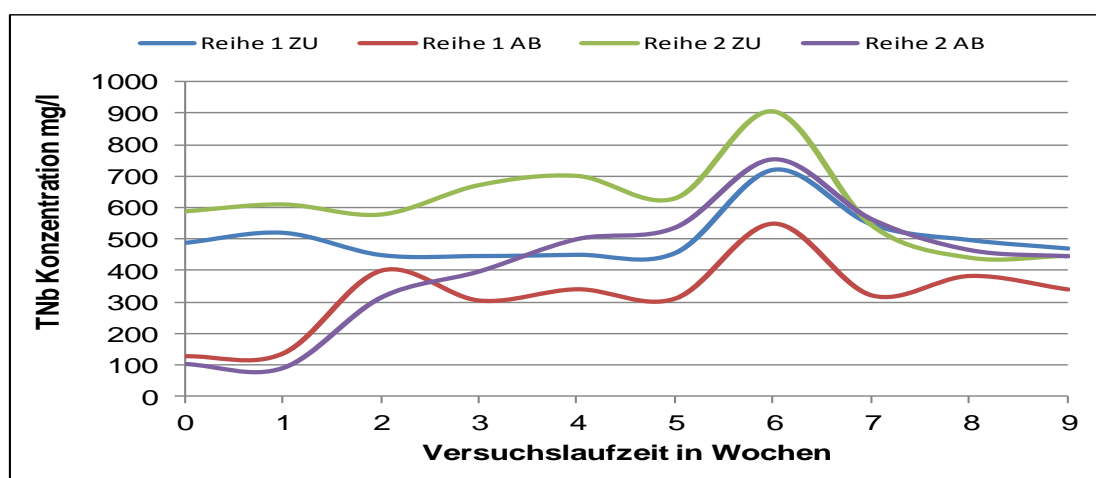


Abb. 3-47: Verlauf der Gesamt-Stickstoffkonzentration im Zu- und Ablauf während der Versuchsphase V3

### Chemischer Sauerstoffbedarf

In beiden Reihen der Versuchsanlage konnte die CSB Konzentration im Abwasser nach Passage der Becken durch den Pflanzenbesatz reduziert werden. In Reihe 1 wurde der mittlere Zulaufwert von 4.230 mg/l um 862 mg/l entsprechend ca. 20 % auf 3.369 mg/l im Ablauf gesenkt. In Reihe 2 mit höheren Zulaufkonzentrationen konnte lediglich eine Elimination von 13 % erreicht werden. Der mittlere Zulaufwert sank von 5.100 mg/l auf 4.418 mg/l im Ablauf. Im Vergleich zur Versuchsphase V1 und V2 sank die Reduktionsleistung erneut.

In Abb. 3-49 ist der Verlauf des CSB über die 10 wöchige Laufzeit der Versuchsphase V3 dargestellt. Die Belastungssteigerung der beiden Reihen erfolgte sprunghaft direkt zu Beginn der Versuchsreihe. Die Konzentration im Zulauf ließ sich nicht konstant halten und schwankte sehr stark. Die Ablaufkonzentration in Reihe 1 erreichte während der Laufzeit ab Woche 4 einen stabilen Wert. Bei Reihe 2 stellte sich keine stabile Ablaufkonzentration ein, ab Laufzeit-Woche 8 war kein Unterschied zwischen Zu- und Ablaufkonzentration mehr festzustellen, eine Reduzierung der organischen Inhaltsstoffe war kaum mehr messbar.

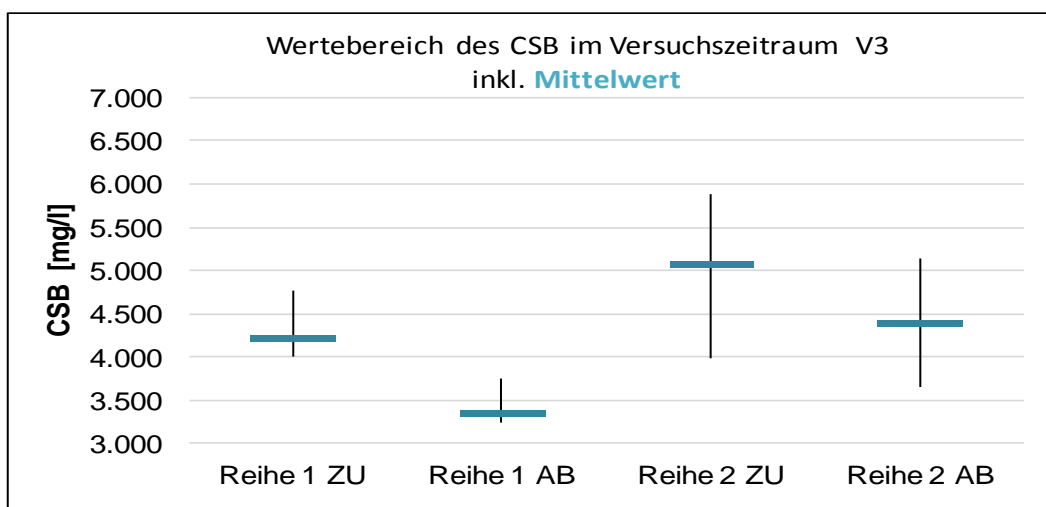


Abb. 3-48: CSB-Werte im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V3

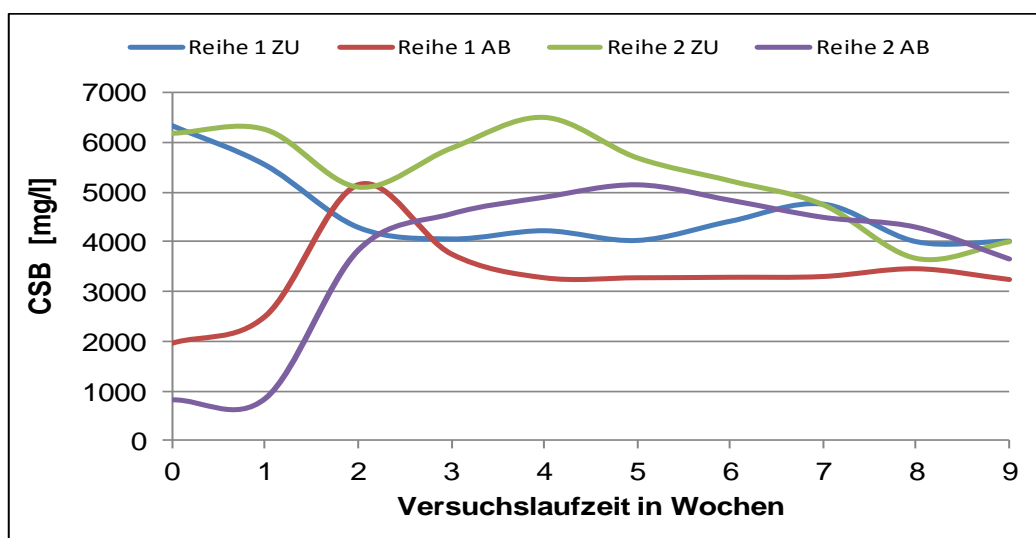


Abb. 3-49: Verlauf des CSB im Zu- und Ablauf während der Versuchsphase V3

### Gesamter organischer Kohlenstoff

In beiden Reihen der Versuchsanlage konnte die TOC Konzentration im Abwasser nach Passage der Becken durch den Pflanzenbesatz reduziert werden. In Reihe 1 wurde der mittlere Zulaufwert von 1.454 mg/l um 203 mg/l entsprechend 14 % auf 1.251 mg/l im Ablauf gesenkt. In Reihe 2 konnte eine Elimination von 12 % erreicht werden. Der mittlere Zulaufwert sank von 1.721 mg/l auf 1.512 mg/l im Ablauf. Im Vergleich zur Versuchsphase V2 sank die Reduktionsleistung gering.

In Abb. 3-51 ist der Verlauf der TOC-Konzentration über die 10-wöchige Laufzeit der Versuchsphase V3 dargestellt. Die Belastungssteigerung der beiden Reihen erfolgte sprunghaft direkt zu Beginn der ersten Wochen. Die Konzentration im Zulauf konnte bei beiden Reihen nicht konstant gehalten werden und schwankte zeitweise sehr stark. Die Messwerte von Reihe 2 zeigten ab der Versuchslaufzeit von Woche 4 keinen signifikanten Unterschied zwischen Zu- und Ablaufkonzentration auf. Die Reinigungsleistung tendierte analog zum CSB gegen Null.

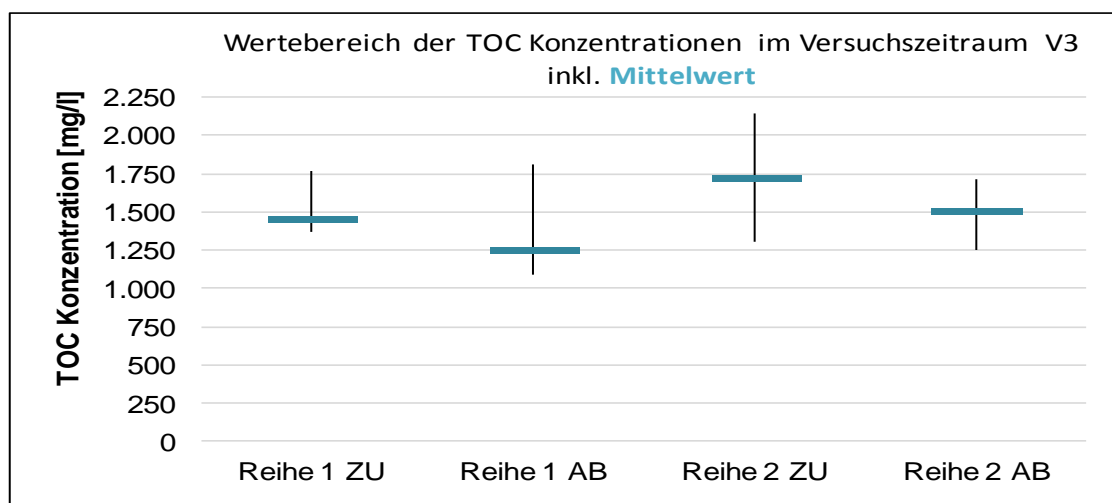


Abb. 3-50: TOC-Konzentration im Zu- und Ablauf zu den Reihen 1 und 2 in V3

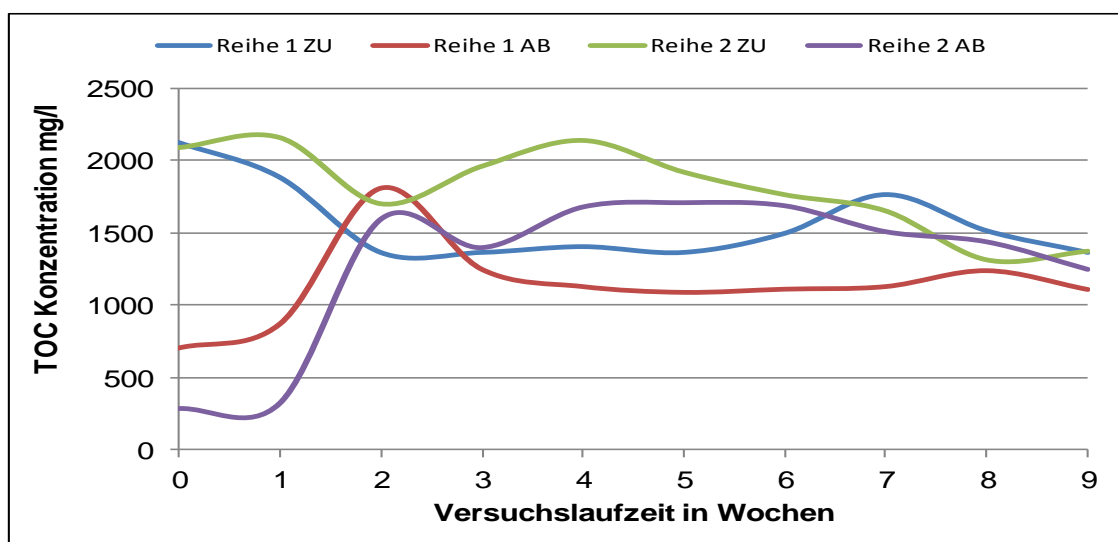


Abb. 3-51: Verlauf der TOC-Konzentration im Zu- und Ablauf während der Versuchsphase V3

In der Versuchsphase V3 konnten die in Tab. 3-6 aufgezeigten mittleren Reduktionen zwischen Zu- und Ablaufkonzentration erreicht werden. Die dargestellten Mittelwerte sind aus den Analysen der homogenisierten Proben erzeugt worden. Reihe 2 weist bei den Parametern  $\text{NH}_4\text{-N}$  und  $\text{P}_{\text{ges}}$  eine höhere Reduktion der Ablaufkonzentration im Vergleich zu Reihe 1 auf. Im Gegensatz dazu entstehen die höhere Elimination bei den Parametern LF, TOC, CSB und  $\text{TN}_b$  in Reihe 1. Die Erhöhung der Zulaufkonzentration hat sich negativ auf die Leistungsfähigkeit von Reihe 1 und Reihe 2 ausgewirkt.

Tab. 3-6: Mittlere Zu- und Ablaufkonzentration während der Versuchsphase V3

		LF [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]	TOC [mg/l]	CSB [mg/l]	$\text{NH}_4\text{-N}$ [mg/l]	$\text{TN}_b$ [mg/l]	$\text{P}_{\text{ges}}$ [mg/l]
Reihe 1	mittlerer Zulauf	3.886	1.454	4.230	329	473	15,9
	mittlerer Ablauf	3.470	1251	3.369	206	343	14,9
	Reduktion [%]	11	14	20	37	27	7
Reihe 2	mittlerer Zulauf	4.394	1.721	5.098	145	572	17,5
	mittlerer Ablauf	4.208	1.512	4.418	32	460	15,0
	Reduktion [%]	4	12	13	78	20	14

### 3.3.3 Biotische Messungen der untersuchten Arten

#### Längenzuwachsversuche mit *Myriophyllum aquaticum*:

Nach dem Schädlingsbefall in der zweiten Versuchsphase wurden die Becken 1-4 der Reihen 1 und 2 versuchsweise mit Pflanzen der Art Brasilianisches Tausendblatt (*Myriophyllum aquaticum*), wie zur Anfangsphase des Projektes, neu besetzt. Die Adaptation an die neue Prozesswasserqualität verlief nur sehr langsam, da die Pflanzen aus Freilandbedingungen stammten. Dennoch passte sich der Großteil der Pflanzen (60-70%) der neuen belastenden Wasserfracht an. Am Ende der Versuchsphase 3 waren so die adaptierten Pflanzen komplett an die neue Umgebung angepasst (siehe Abb. 3-52). Durch die langsame Anpassung und der nur geringen Biomasseproduktion, war es über den Zeitraum der Versuchsphase 3 nicht möglich die Wuchslängen, das Spross/Wurzelverhältnis oder die Trockengewichte der oberirdischen Sprosse zu bestimmen. Somit fallen die Ergebnisse für Versuchsphase 3 aus.



Abb. 3-52: *Myriophyllum aquaticum* Pflanzen nach Wiedereinsetzen und Adaptation am Ende der Versuchsphase 3



### Wuchsversuche Dickstielige Wasserhyazinthe (*Eichhornia crassipes*)

In Abb. 3-53 ist die Anzahl der gewachsenen Wasserhyazinthen in Becken 5 und 6 der untersuchten Reihen 2 als Balkendiagramm dargestellt.

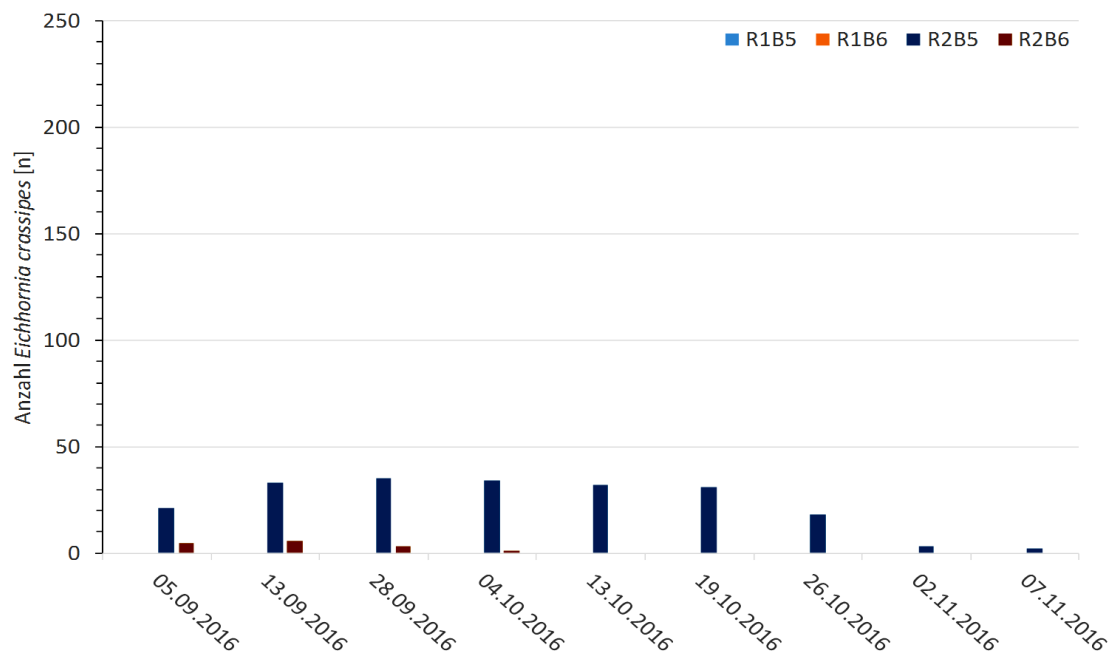


Abb. 3-53: Anzahl der Wasserhyazinthen Pflanzen über den Zeitraum der Versuchsphase 2 in den Becken 5 & 6 der untersuchten Reihen 2

Im Gegensatz zu den vorangegangenen Versuchsphasen ist die Anzahl der *Eichhornia*-Arten sehr niedrig geblieben. In der Abb. 3-53 werden nur noch die Becken der Reihe 2 betrachtet, da alle Pflanzen in Reihe 1 abgestorben sind. Zu Beginn der Versuchsphase kommt es in Becken 5 zu einem Anstieg von Wasserhyazinthen von 21 auf 35 Pflanzen in den kommenden Wochen sinkt die Individuen Zahl bis zum Ende der Versuchsphase auf 2 Pflanzen ab. Becken 6 beginnt mit 5 Pflanzen erreicht mit 6 Individuen den Höchststand und nach 1,5 Monaten sind die *Eichhornia*-Pflanzen in Becken 6 alle abgestorben.

### 3.4 Aktivkohle Test

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden gemäß Arbeitspaket 3 orientierende Versuche zur Reinigung des HTC-Abwassers mittels Aktivkohle-Behandlung durchgeführt.

Ziel sollte die Vorbehandlung des Abwassers sein, die es ermöglicht, ohne größeren Aufwand eine Indirekteinleitung in die öffentliche Abwasserentsorgung zu ermöglichen. Als Reinigungsziel wurde ein CSB-Wert von kleiner 600 mg/l angestrebt. Dieser Wert wird in den meisten Entwässerungssatzungen genannt, ab dem ein erheblich erhöhter Aufwand zur Abwasserreinigung abgenommen wird und demzufolge eine erhöhte Abwassergebühr festgesetzt werden kann.

Die Versuche wurden als Schüttelversuche unter Einsatz von Pulveraktivkohle durchgeführt. Hierfür wurde das zu behandelnde Abwasser mit einer verschiedenen Aktivkohlemengen von 1, 2, 6, 12 und 24 g/l versetzt, die Abwasser-Kohle-Suspension über 24 h geschüttelt und anschließend filtriert. (siehe Kap. 2.3) Das Filtrat wurde auf den Parameter CSB

analysiert. Zum Einsatz kam Pulveraktivkohle der Firma Chemviron Carbon GmbH, Typ: FLV ESORB B.

Es wurden folgende orientierende Versuche durchgeführt:

- Versuch 1: unbehandeltes HTC-Abwasser aus Versuchsphase 1, filtriert und unfiltriert
- Versuch 2: unbehandeltes und in der AQUA-HTC-Anlage biologisch vorbehandeltes HTC-Abwasser aus Versuchsphase 1
- Versuch 3: unbehandeltes und in der AQUA-HTC-Anlage biologisch vorbehandeltes HTC-Abwasser aus Versuchsphase 3

### Versuch 1

Der Versuch 1 wurde mit unbehandeltem HTC-Abwasser aus Versuchsphase V1 durchgeführt. Der Versuch sollte zeigen, ob eine Vorfiltration (hier Kerzenfilter 50 µm) und damit eine weitgehende Elimination von Schwebstoffen eine deutliche Reduzierung der erforderlichen Aktivkohlemenge ergibt. Die Versuche ergaben, dass mit einer Dosierung von ca. 4 g Aktivkohle pro Liter Abwasser bei einem Ausgangs CSB von ca. 1.800 mg/l ein CSB < 600 mg/l erreichbar ist. Die in Abb. 3-55 dargestellten Konzentrationsverläufe zeigen zwischen der filtrierten und unfiltrierten Probe keinen Unterschied, da kaum abfiltrierbare Stoffe (AFS = 48 mg/l) im Abwasser vorhanden waren, welche die Oberfläche der Aktivkohle hätten belegen können. Mit einer AktivkohleKonzentration von 6 g/l konnten 80 % des CSB aus dem Abwasser entfernt werden.

### Versuch 2:

Der Versuch 2 wurde mit unbehandeltem und in der AQUA-HTC-Anlage vorbehandeltem HTC-Abwasser aus Versuchsphase V1 durchgeführt (siehe Abb. 3-55). Durch die biologische Vorbehandlung in der AQUA-HTC-Anlage lag der Ausgangs-CSB für diesen Versuch bei ca, 1.000 mg/l. Der Zielwert von 600 mg/l konnte bei dem biologisch vorbehandelten HTC-Abwasser bereits mit einer Dosiermenge von 1,2 g/l Aktivkohle erreicht werden. Mit 3 g/l wurde ein CSB von 400 mg/l unterschritten.

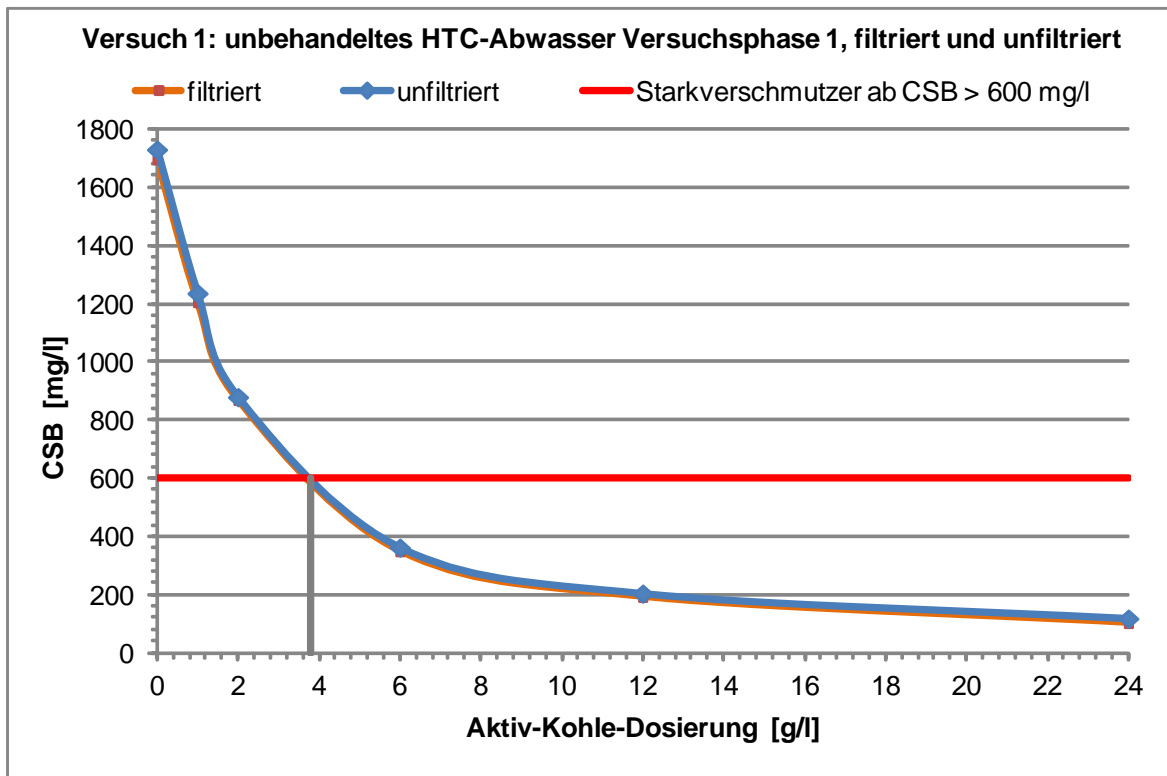


Abb. 3-54: Versuch 1: CSB in Abhängigkeit der zudosierten Aktivkohlemenge mit unbehandeltem HTC-Abwasser aus V1, unfiltriert und filtriert

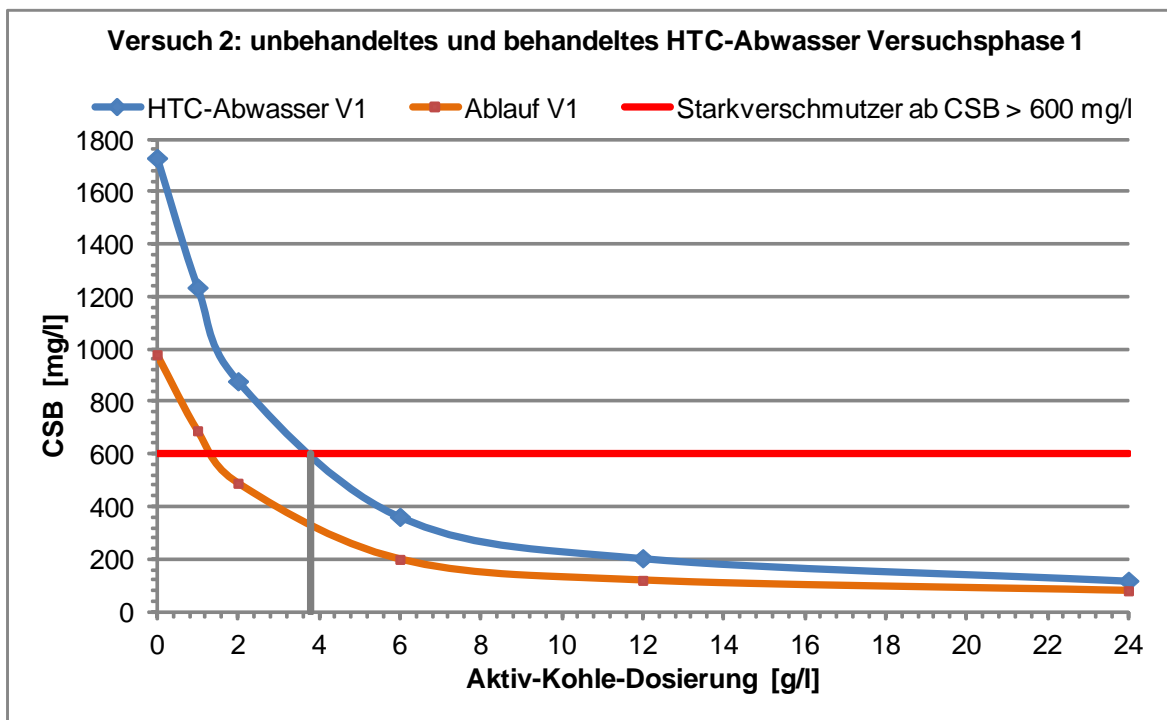


Abb. 3-55: Versuch 1: CSB in Abhängigkeit der zudosierten Aktivkohlemenge mit unbehandeltem und in der AQUA-HTC-Anlage behandeltem HTC-Abwasser aus V1

Versuch 3:

Der Versuch 3 wurde ebenfalls mit unbehandeltem und in der AQUA-HTC-Anlage vorbehandeltem HTC-Abwasser, allerdings aus der Versuchsphase V3 mit höheren Konzentrationen durchgeführt.

Das unbehandelte HTC-Abwasser mit einem CSB von ca. 4.000 mg/l konnte selbst mit einer Aktivkohledosierung von 24 g/l nicht so weit behandelt werden, dass ein CSB < 600 mg/l erreicht wurde. Nach einer biologischen Vorbehandlung in der AQUA-HTC-Anlage konnte der CSB auf ca. 2.000 mg/l reduziert werden. Der angestrebte CSB von < 600 mg/l wurde dann durch Dosierung von ca. 12 g/l Aktivkohle unterschritten, immer noch eine sehr hohe Dosierung.

Diese hohe Dosierung würde zu Betriebskosten nur für die Aktivkohle von 18 €/m<sup>3</sup> Abwasser bei einem spezifischen A-Kohlepreis von ca. 1,50 €/kg führen.

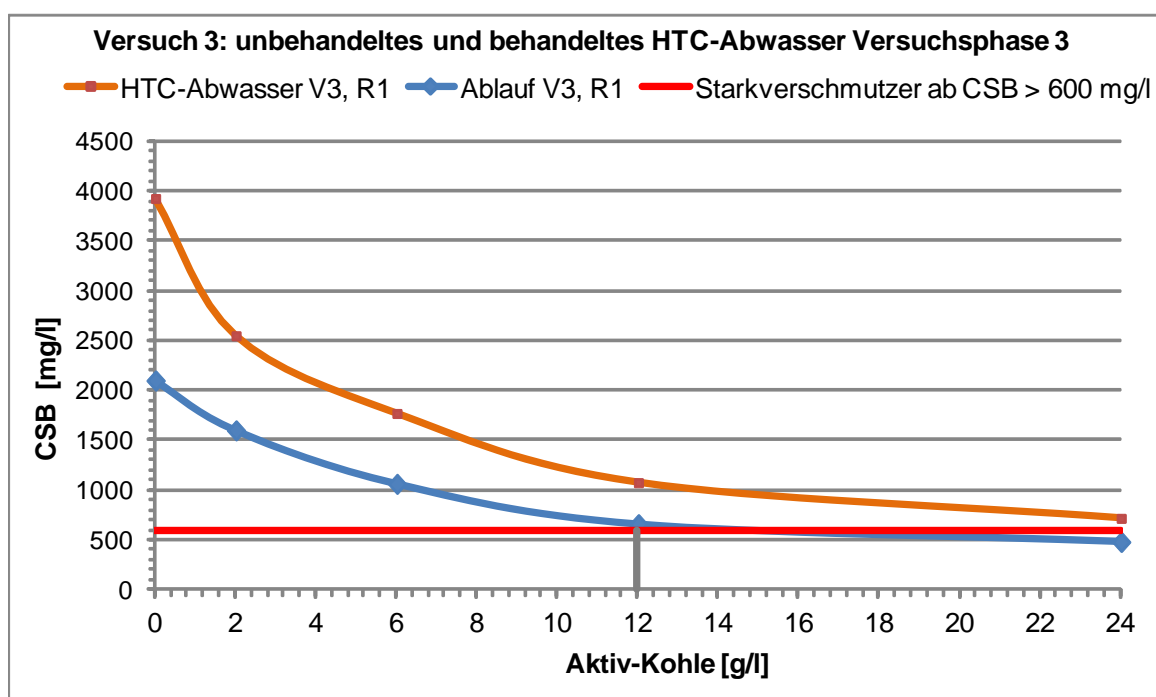


Abb. 3-56: CSB in Abhängigkeit der zudosierten Aktivkohlemenge mit HTC-Abwasser aus V3

### 3.5 Ozonierung

Um orientierende Aussagen zur möglichen Behandlung des HTC-Abwassers mit Ozon zu erhalten, wurde eine Abwasserprobe im Labor über einen Zeitraum von 3 h mit Ozon versetzt. Im Abstand von 15 bzw. 30 min. wurden über die Laufzeit mehrere Proben aus dem Reaktor gezogen und diese auf die Parameter CSB und BSB<sub>5</sub> analysiert. Die mit Ozon zu behandelnde Abwasserprobe wurde aus dem höher belasteten HTC-Abwasser der Versuchsphase 3 (Tab. 2-5), welches durch Carbonisierung von Gärrest einer landwirtschaftlichen Biogasanlage erzeugt wurde, generiert.

Bei der Durchführung des Ozonierungsversuches kam es zu Beginn zu einer erheblichen Schaumbildung. Diese dauerte gut 15 min. an und ließ anschließend abrupt nach. Die

Schaumentwicklung war zu Beginn so stark, dass eine Schaumfalle in den Versuchsaufbau integriert werden musste. Über den Versuchszeitraum von 3 h konnte eine deutliche Entfärbung des HTC-Abwassers festgestellt werden (Abb. 3-57).

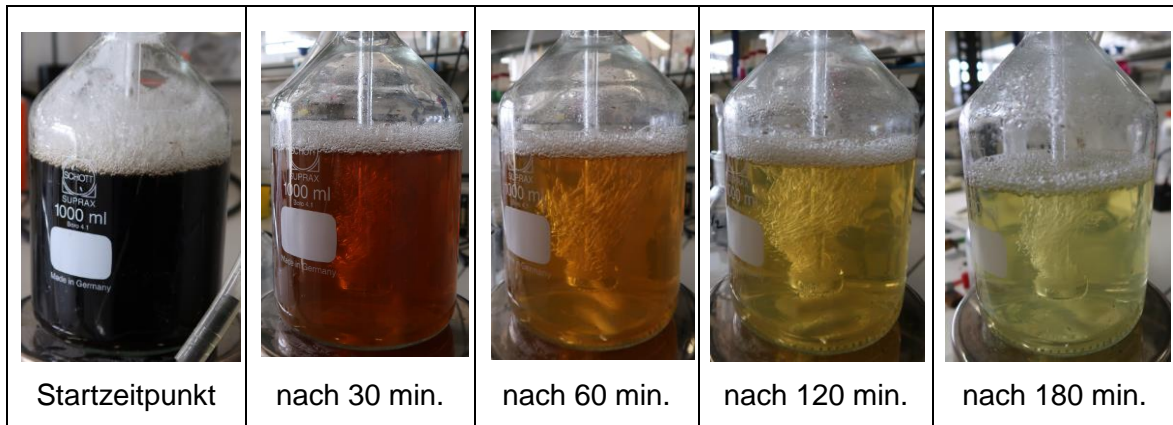


Abb. 3-57: Entfärbung über die Laufzeit des Ozonierungsversuches

Neben der Entfärbung konnte eine Reduzierung des CSB festgestellt werden. Der Anfangs-CSB lag bei diesem Versuch bei einem Wert von 6.021 mg/l. Über die Versuchsdauer von 3 Stunden sank dieser auf 4.433 mg/l. Dies entspricht einer Reduktion von 1.588 mg/l CSB entsprechend ca. 25 %. In Abb. 3-58 ist der Verlauf der CSB-Elimination dargestellt. In den ersten 90 min fand mit einer Reduktion von 1362 mg/l ein deutlicher CSB Abbau statt. Danach verlangsamte sich die Eliminationsrate. Nach 150 min. Versuchslaufzeit konnte so gut wie keine weitere Reduzierung des CSB-Wertes festgestellt werden (Tab. 3-7).

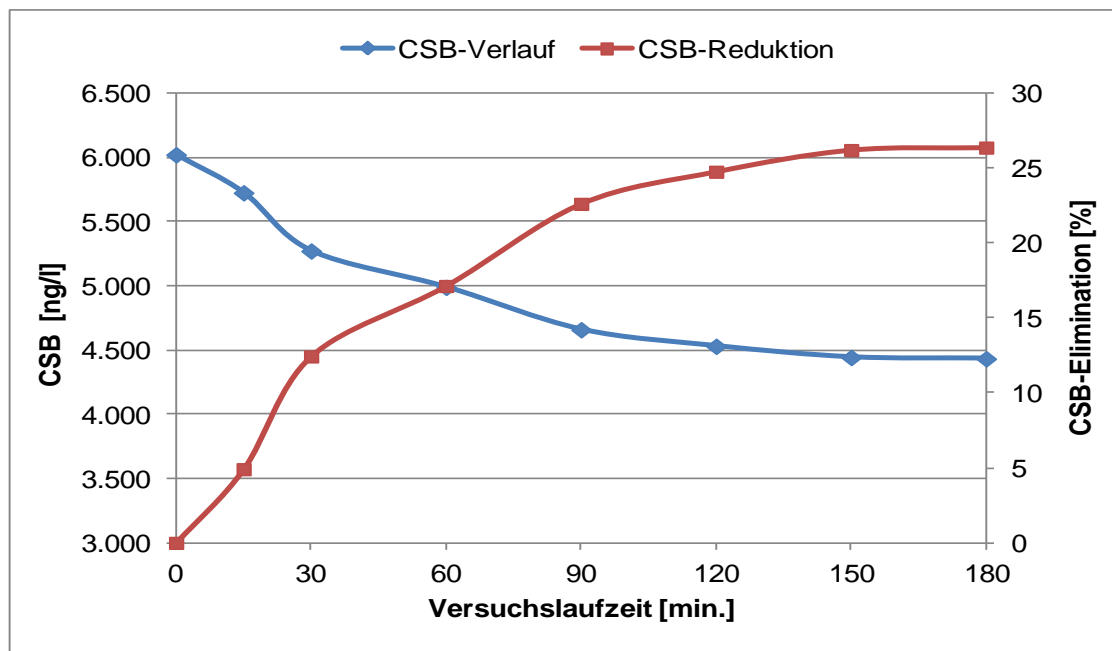


Abb. 3-58: CSB-Verlauf und Eliminationsrate bei der Ozonierung

Um eine CSB Reduktion von knapp 25 % (bei 120 min Laufzeit) zu erreichen, wurde eine Menge von 6,17 g an Ozon benötigt. Durch Optimierung bei der Einbringung des Ozons in

die Flüssigphase, kann der Verbrauch an Ozon noch verringert werden. Die alleinige Behandlung des HTC-Abwassers mit Ozon hat nicht den gewünschten Erfolg gebracht.

Nach der Behandlung mit Ozon hat sich der Transmissionswert des HTC-Abwassers deutlich verbessert, sodass nun der Einsatz von UV-Strahlung in Betracht gezogen werden kann. Die Kombination Ozon mit UV ist in der Abwassertechnik (z.B. Deponiesickerwasser) vielfach mit gutem Erfolg eingesetzt, um hochbelastete Abwässer für eine Indirekteinleitung in das kommunale Kanalnetz vorzubehandeln.

Tab. 3-7: Messwerte Ozonversuch

Zeit	O <sub>3</sub> -Dosierung	CSB	$\Delta$ CSB <sub>el</sub>	$\Sigma$ CSB <sub>el</sub>	O <sub>3</sub> / $\Sigma$ CSB <sub>el</sub>	$\eta_{CSB_{el}}$
[min]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]	[ - ]	[%]
0	0	6.021	0	0		0
15	772	5.725	296	296	2,61	4,9
30	1.543	5.272	453	749	2,06	12,4
60	3.086	4.989	283	1.032	2,99	17,1
90	4.629	4.659	330	1.362	3,40	22,6
120	6.172	4.530	129	1.491	4,14	24,8
150	7.715	4.443	87	1.578	4,89	26,2
180	9.258	4.433	10	1.588	5,83	26,4

Neben der CSB-Analytik wurde im Verlauf des Versuches drei Proben für die BSB<sub>5</sub> Messung gewonnen. Alle Proben wurden mit Zehrwasser (aktive Mikroorganismen) angereichert und gemäß den Bestimmungsvorschriften angesetzt. In der Abb. 3-59 ist die Sauerstoffzehrung über den zeitlichen Verlauf der BSB<sub>5</sub>-Bestimmung dargestellt. Die geringe Steigung der Kurven lässt die Vermutung zu, dass trotz Einsatz von Ozon die biologische Verfügbarkeit nicht gesteigert werden konnte. Die Verläufe der Sauerstoffzehrung unterscheiden sich hinsichtlich unbehandelter und mit Ozon behandelter Probe nur geringfügig.

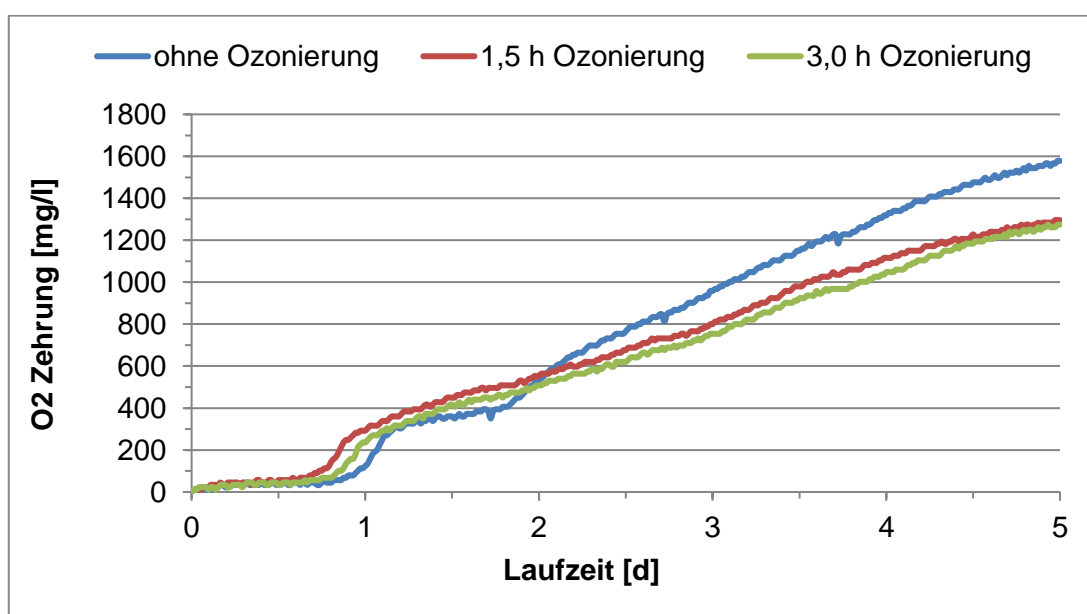


Abb. 3-59: Sauerstoffzehrung bei unterschiedlicher Ozonierungsdauer

Die Nullprobe (ohne Ozonierung) wies einen BSB<sub>5</sub> Wert von 1.578 mg/l auf. In der Probe nach einer O<sub>3</sub>-Begasungsdauer von 1,5 Stunden fiel der BSB<sub>5</sub> auf 1.296 mg/l. Nach weiteren 1,5 Stunden fiel der Wert auf 1.274 mg/l. Die Endwerte der BSB<sub>5</sub> Messungen (Abb. 3-59) zeigten, dass zwischen der Ozonierungsdauer von 1,5 h bis 3,0 h die Begasung mit Ozon kaum mehr einen Einfluss auf die biologische Abbaubarkeit hatte.

Ein Anracken biologisch schwer abbaubarer Inhaltsstoffe und damit ein Anstieg des BSB durch die Ozonierung (höhere Verfügbarkeit) konnte nicht beobachtet werden.

### 3.6 Biogasertrags-GB 21-Versuche

Ziel der Untersuchungen war es, den spezifischen Gasertrag der sich bildende Biomasse zu untersuchen und damit einen potentiellen Energieertrag aus der Behandlung des HTC-Abwassers zu ermitteln. Hierfür wurden Standard-Gasertragsversuche mit Substratproben aus der AQUA-HTC-Anlage in Anlehnung an DIN EN ISO 11734: 1998-11 durchgeführt (GB21-Versuche mit Inkubationszeit 21 Tage). Die Methodik ist in Kap. 2.6 erläutert.

Das zur Verfügung stehende Substrat war eine Mischung aus dem im Forschungsvorhaben eingesetzten Pflanzen aus den Becken 1 bis 4 aus beiden Reihen der Versuchsanlage. Zu Beginn der Gasertragsversuche wurde die Pflanzen-Frischmasse hinsichtlich der für die Auswertung notwendigen Parameter untersucht. Folgende Mittelwerte wurden analysiert:

TR = 7,5 %  
GV = 88,9 %TR  
oTR = 6,7 %

Das vorhandene Material war erwartungsgemäß sehr feucht, was sich mit dem gemessenen Trockenrückstand von 7,5 % bestätigt und bestand mit einem Glühverlust von knapp 90% weitestgehend aus Organik. Durch das vorgegebene Volumen der benutzten Labor-Fermenter konnte je Apparatur ca. 300 g Frischmasse als Substrat in den Fermenter gegeben werden, was zu einer Raumbelastung von ca. 2,5 kg oTR / (m<sup>3</sup>·d) führte. Anschließend wurde für 21 Tage bei einer Temperatur von 35 °C fermentiert. Während der Versuchslaufzeit wurde in regelmäßigen Abständen das anfallende Biogas hinsichtlich Zusammensetzung und Menge untersucht. Die zusammengefassten Ergebnisse lassen sich Tab. 3-8 entnehmen.

Nach Auswertung der Batch-Versuche unter Berücksichtigung der Ergebnisse des Blind-Fermenters konnte eine mittlere Biogasproduktion von 580 l<sub>N</sub> / kg oTR bestimmt werden. Bei einem durchschnittlichen Methangehalt von 64 % ergab sich eine Methanausbeute von 370 l<sub>N</sub> / kg oTR. Bezogen auf die im Versuch eingesetzte Frischmasse bedeutet dies eine Methanausbeute von 25 l<sub>N</sub> / kg FM. Die Gas- und Methansummenkurve in Abb. 3-60 zeigten eine eher zögerlichen Beginn der Biogasbildung. Weiterhin ist nach 21 d Faulzeit erkennbar, dass die Biogasproduktion noch nicht abgeschlossen ist. Eine längere Faulzeit würde zu einer weiteren Erhöhung der Biogasausbeute führen.

Die erzeugbare Menge von 580 l<sub>N</sub> / kg oTR an Biogas mit einem Methananteil von 64 % liegt in dem zu erwartenden Bereich von Geflügelkot (Faustzahlen Biogas, KTBL) Bei einem Energiegehalt von 9,97 kWh je m<sup>3</sup> Methan würde sich aus 1 kg oTR ca. 3,7 kWh an Primärenergie gewinnen lassen. Bezogen auf 1 Tonne Frischmasse entspricht das einem Primärenergieertrag von rund 250 kWh.

Tab. 3-8: Zusammengefasste Ergebnisse der GB21-Versuche

Parameter	Einheit	Ansatz 1	Ansatz 2	Mittel
Temperatur	°C	35	35	35
Raumbelastung, einmalig	kg oTR/(m <sup>3</sup> ,d)	2,49	2,44	2,47
Impfslammvolumen	Liter	7,70	7,70	7,70
Substratzugabe, einmalig	g	300	295	298
oTR zugeführt	g oTR	19,89	19,56	19,72
TR zugeführt	g TR	22,37	21,99	22,18
Gasproduktion	Norm Liter	13,44	9,41	11,42
Gasausbeute	m <sub>n</sub> <sup>3</sup> /kg oTR <sub>zu</sub>	0,676	0,481	0,578
Gasausbeute	m <sub>n</sub> <sup>3</sup> /kg TR <sub>zu</sub>	0,601	0,428	0,514
Gasausbeute	m <sub>n</sub> <sup>3</sup> /kg Substrat	0,045	0,032	0,038
Methankonzentration	Vol.-%	63,22	65,19	64,20
Methanproduktion	Norm Liter	8,49	6,13	7,31
Methanausbeute	m <sub>n</sub> <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg oTR <sub>zu</sub>	0,427	0,314	0,370
Methanausbeute	m <sub>n</sub> <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg TR <sub>zu</sub>	0,380	0,279	0,329
Methanausbeute	m <sub>n</sub> <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg Substrat	0,028	0,021	0,025
Schwefelwasserstoff	ppm	2,2	1,7	2,0

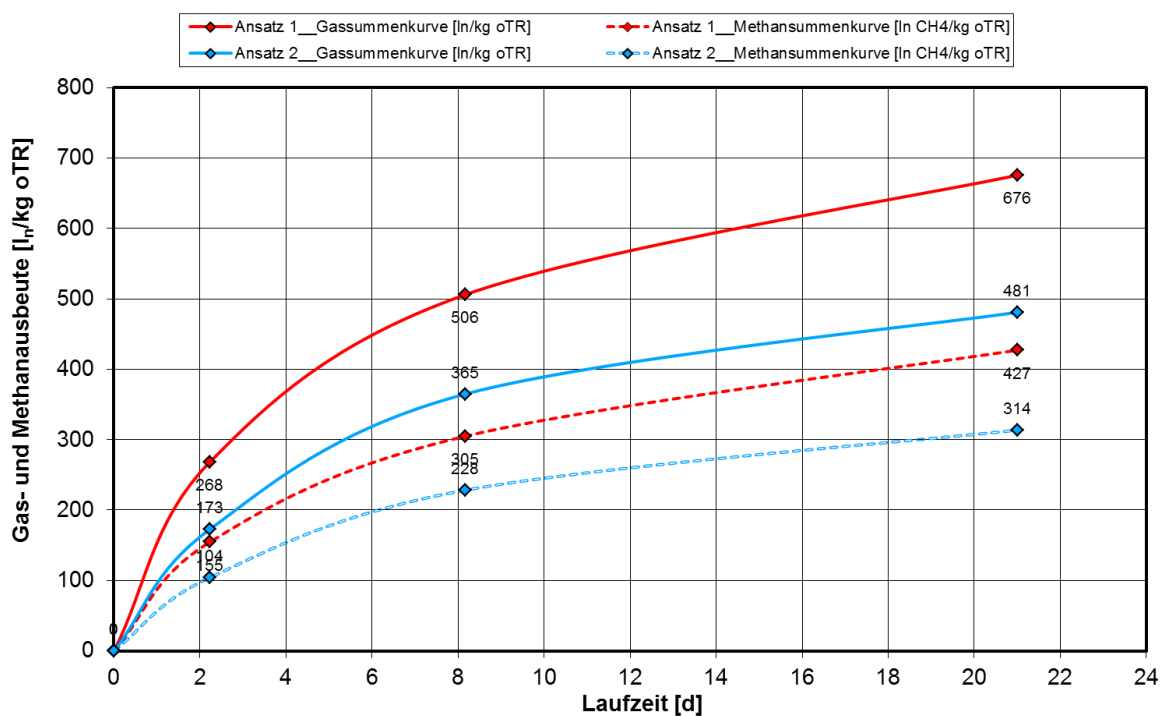


Abb. 3-60: Gas- und Methansummenkurve (ln/kg oTR) des eingesetzten Substrates



## 4 Fazit

Das Forschungsvorhaben „Reinigung hochbelasteter HTC Prozesswässer durch Einsatz höherer aquatischer Pflanzen bei effizienter Produktion von Biomasse (AQUA-HTC)“ war als einjähriges Vorprojekt ausgelegt, um die grundsätzliche Eignung der im Projekt genutzten Wasserpflanzen zur Aufnahme von den im Abwasser enthaltenen Inhaltsstoffe aufzuzeigen. Die praktische Phase des Projektes begann Mitte März 2016 und endet Anfang November 2016. Während dieses Zeitraums wurden drei Versuchsphasen mit unterschiedlichen Belastungen hinsichtlich der Zulaufkonzentration realisiert. In allen drei Phasen konnte eine Reduzierung der gemessenen Parameter im Vergleich zwischen Zu- und Ablauf festgestellt werden.

Von den eingesetzten Pflanzen zeigten sich das Brasilianische Tausendblatt (*Myriophyllum aquaticum*), die dickstielige Wasserhyazinthe (*Eichhornia crassipes*) und die echte Brunnenkresse (*Nasturtium officinale*) als sehr widerstandsfähig hinsichtlich der Verschmutzungen im Abwasser. In den ersten beiden Versuchsphasen mit einer CSB-Belastung von bis zu 2000 mg/l konnte keine Schädigung der Pflanzen festgestellt werden. Die Wasserlinse (*Lemna spec.*) zeigte sich im Gegensatz zu den zuvor genannten Pflanzenarten als nicht sonderlich geeignet, da schon im Bereich von 2.000 mg/l CSB Schädigungen an der Pflanze sichtbar waren. Da sich nicht nur die Abwasserinhaltsstoffe auf die Pflanzen auswirken wurden ebenso die für das Pflanzenwachstum wichtigen Parameter Temperatur und Lichteinstrahlung gemessen. Dabei konnte festgestellt werden, dass der Aufbau der Versuchsanlage (Wannengestelle in einem Gewächshaus) nicht optimal konstruiert war. Die Beschattungs-Effekte von den einzelnen Wannen werden in den Auswertungen der Messwerte (PAR-Strahlung und Temperatur) sehr deutlich. Hierbei konnte in den lichtärmeren Monaten lediglich in den beiden oberen Becken der zwei Reihen eine zufriedene stellende Lichtintensität festgestellt werden. Alle weiteren Becken, besonders jene der Reihe 2, waren durch die Beschattung stark benachteiligt. In den Licht-stärkeren Monaten wurden je Reihe die Becken 1 bis 3 gut mit Licht versorgt. Der platzsparende Aufbau der Versuchsanlage in die Höhe wirkte sich bei den Parametern Temperatur und Lichtverhältnisse negativ aus. Eine Neu-Planung und Konstruktion der Wannenkonstruktion ist erforderlich. Da im Gewächshaus keine aktive Lüftung installiert war, kam es zeitweise zum Hitzestau im Bereich der oberen Becken. Dadurch wurde nicht nur das Pflanzenwachstum, sondern auch die Verdunstung über die Pflanzen gestört.

Ein weiterer Störfaktor für das Pflanzenwachstum war ein zu spät bemerkter Befall von Schädlingen (weiße Fliege, Blattläuse und Spinnmilbe) im Gewächshaus ab Anfang Juni. Dadurch ging der Bestand einiger eingesetzter Arten stark zurück und hatte sich bis zur letzten Versuchsphase in Zusammenhang mit den steigenden Konzentrationen des Prozesswassers nur wieder schwerlich erholt.

Durch die vielen verschiedenen Einflussfaktoren im Hinblick auf das Pflanzenwachstum und die damit verbundene Schadstoffelimination aus dem Abwasser kann nicht im direkten Zusammenhang differenziert werden, welche Faktoren letztendlich für die im Laufe der Versuche immer geringer werdenden Entfernung der Schmutzstoffe verantwortlich sind. In den nachfolgenden Grafiken sind die Eliminationsleistung im Hinblick auf die Reduzierung der Konzentration Zwischen Zu- und Ablauf je Reihe dargestellt. Es zeigt sich, dass mit zunehmender Belastung (Erhöhung der Zulaufkonzentration) die Eliminationsleistung bei fast allen Parametern deutlich sinkt.

Bei Reihe 1 bildet der Parameter Ammonium eine Ausnahme. Hier konnte bei der höchsten Belastung eine signifikant höhere Elimination festgestellt werden. Diese Ausnahme konnte

bei den Eliminationsraten in Reihe 2 nicht festgestellt werden. Hier lagen bei Versuchsphase 3 alle Abbauleistungen bis auf die Parameter TOC und CSB am niedrigsten. Bei beiden Reihen wurden die besten Eliminationsraten bei der niedrigsten Belastung erzielt. Bis auf den Parameter Ammonium in Reihe 1 zeigte sich bei allen Versuchen eine annähernd gleiche Eliminationsrate.

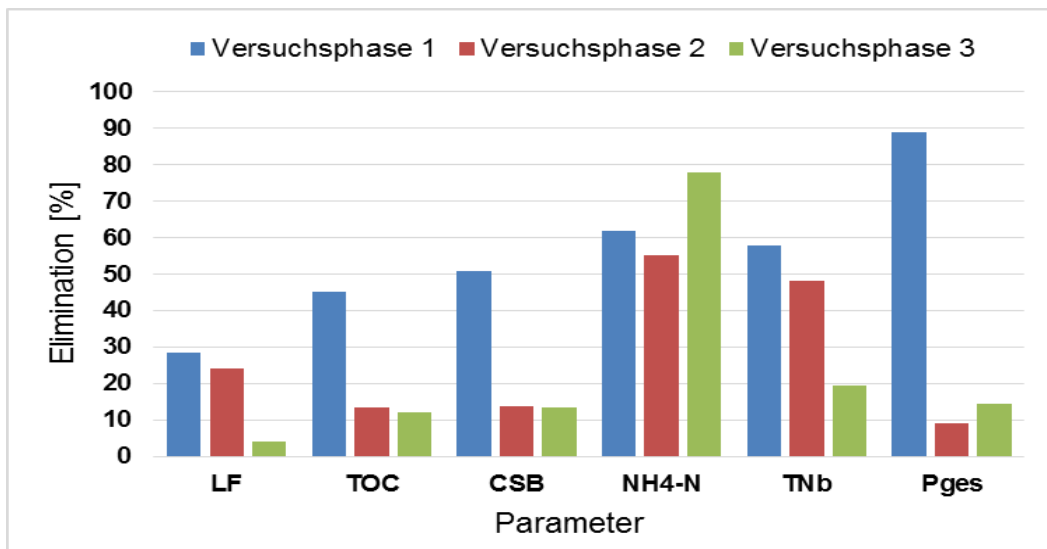


Abb. 4-1: Eliminationsleistung bei Reihe 1 im Vergleich zur Belastungssteigerung V1 bis V3

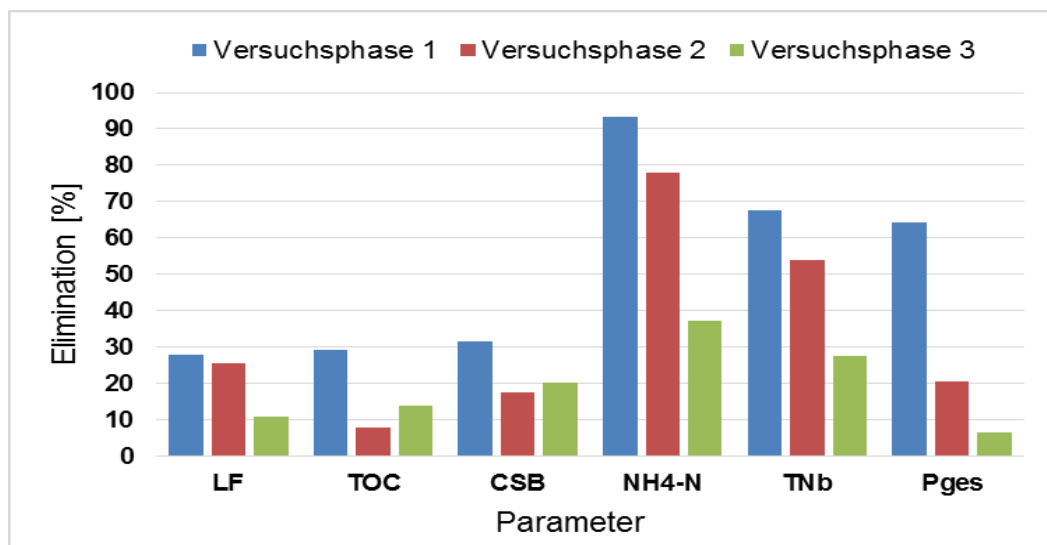


Abb. 4-2: Eliminationsleistung bei Reihe 2 im Vergleich zur Belastungssteigerung V1 bis V3

Weiterhin wurde im Verlauf des Projektes Vorversuche mit den technischen Verfahren Ozonierung und Aktivkohle durchgeführt. Hierbei zeigte sich, dass beide Verfahren im Hinblick auf die Elimination des CSB funktionierten, was nicht anders zu erwarten war. Jedoch war bei entsprechend hohen Eliminationsraten ein sehr hoher Einsatz an Aktivkohle bzw. Ozon nötig. Für eine Reduktion des CSB im Rohabwasser von ca. 4000 mg/l auf 800 mg/l mussten 24 g/l Aktivkohle zugesetzt werden. Durch Behandlung des Rohabwassers in der Aqua-

HTC-Versuchsanlage konnte die Menge an benötigter Aktivkohle um die Hälfte auf ca. 12 g/l reduziert werden, bei gleichem Ergebnis. Dies ist allerdings immer noch ein sehr hoher Einsatz an Aktivkohle und somit wirtschaftlich kaum umsetzbar.

Bei dem Vorversuch zur Behandlung des HTC-Abwassers mit Ozon konnte ebenfalls eine Reduktion erzielt werden. Um eine CSB-Elimination von 25 % zu erreichen wurden 7,7 g O<sub>3</sub>/l HTC-Abwasser benötigt. Die dafür benötigte Verweilzeit bei der Behandlung mit Ozon betrug 2 h. Eine weitere Reduktion durch eine längere Behandlungsdauer und vermehrtem Ozoneinsatz führte zu keiner weiteren Reduktion des CSB.

In Versuchsphase 1 konnte ein Zuwachs der Biomasse festgestellt werden. Wie in nachfolgender Abbildung 3 dargestellt, konnte bei *Myriophyllum aquaticum* innerhalb von 6 Wochen eine Steigerung des Trockengewichtes von 2,2 kg bis 4,4 kg erreicht werden. Dieser Zuwachs bedeutet gleichzeitig eine CO<sub>2</sub> Aufnahme von 3,6 bis 7,0 kg.

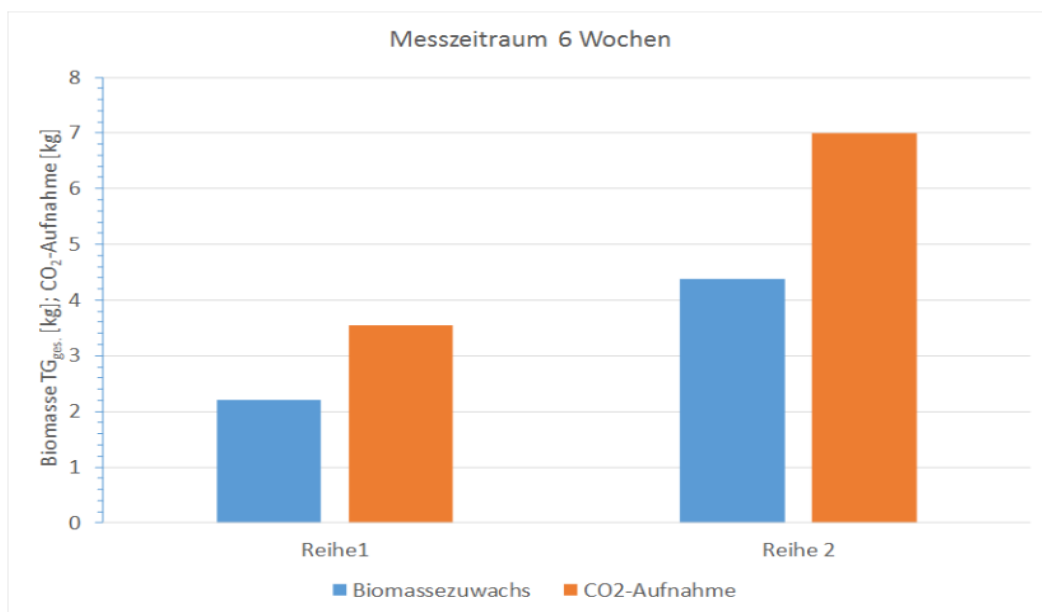


Abb. 4-3: Hochrechnung der Trockengewichte über die gesamte Länge der Becken 1-4 nach 6 Wochen Versuchsdauer

Die aufgewachsene Biomasse wurde in Laborfermentern anaerob behandelt. Aus der hierbei als Biogas entstehenden Energie konnten in den orientierenden Batch-Test ca. 3,7 kWh/kg oTR an Primärenergie gewinnen lassen. Bezogen auf 1 Tonne Frischmasse entsprach das einem Primärenergieertrag von rund 250 kWh.

Nach Beendigung des Vorprojektes bleibt festzustellen, dass höhere aquatische Pflanzen bedingt in der Lage sind das HTC-Abwasser zu reinigen. Die Reinigungsleistung nimmt mit Steigerung der Zulaufkonzentration rapide ab. Für eine Erhöhung der Abbauleistung müssen in erster Linie die Lebensbedingungen der Pflanzen optimiert werden. Durch eine neue Anordnung der Becken in die Fläche kann der Einfall der Lichtstrahlung und die Temperatur deutlich optimiert werden. Eine technische Be- und Entlüftung des Gewächshauses mit entsprechender Luftwechselrate verbessert zudem maßgeblich die Wachstumsbedingungen der Pflanzen. Weiterhin führt sie zu einer Erhöhung der Verdunstungsleistung und damit zu einer Volumenreduktion.

## 5 Literaturverzeichnis

- |  |      |  |
|--|------|--|
| ATV-DVWK IG-5.1  | 2004 | Anaerobe Testverfahren zu Abbaubarkeit, Hemmung und Aktivität : fünfter Arbeitsbericht der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe IG 5.1 "Anaerobe Verfahren zur Behandlung von Industrieabwässern"  |
| Bank, M.   | 2006 | Ozonisierung, Basiswissen Umwelttechnik, 5. Auflage, Vogel Business Media, ISBN: 3834330604  |
| BGD Boden- und Grundwasserlabor GmbH<br>Umweltbüro GmbH Vogtland | 2000 | Abschlussbericht zum FuE-Vorhaben „Laborative Untersuchungen zum Materialeinsatz bei hydraulischen reaktiven Wänden“ herausgegeben durch das Sächsische Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Rubrik: Forschungsberichte aus dem Bereich der systematischen Altlastenbehandlung |
| Chaumette, C.  | 2011 | „Light4CleanWater“ Fraunhofer-Institut für Grenzflächen- und Bioverfahrenstechnik IGB Stuttgart, Presseinformation vom 23.11.2011 herausgegeben durch die Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. Bad Hennef   |
| DIN 38409 :1987-03   | 1987 | Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H 2), Beuth-Verlag, Berlin   |
| DIN EN 12880: 2001-02  | 2001 | Charakterisierung von Schlämmen - Bestimmung des Trockenrückstandes und des Wassergehalts, Beuth-Verlag, Berlin  |
| DIN EN 13040: 2008-01  | 2008 | Bodenverbesserungsmittel und Kultursubstrate - Probenherstellung für chemische und physikalische Untersuchungen, Bestimmung des Trockenrückstands, des Feuchtigkeitsgehaltes und der Laborschüttdichte, Beuth-Verlag, Berlin   |
| DIN EN ISO 11734: 1998-11  | 1998 | Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der vollständigen anaeroben biologischen Abbaubarkeit organischer Verbindungen im Faulschlamm - Verfahren durch Messung der Biogasproduktion, Beuth-Verlag, Berlin   |
| Düll, R. & Kutzelnigg, H.  | 2005 | Taschenlexikon der Pflanzen Deutschlands. 6. Auflage. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim. 578 S.   |
| Duman, F & Ozturk, F.  | 2010 | Nickel accumulation and its effect on biomass, protein content and antioxidative enzymes in roots and leaves of watercress ( <i>Nasturtium officinale</i> R. Br.). Journal of Environmental Sciences Volume 22, Issue 4, pp 526-532  |

- Duman, F.; Leblebici, Z. & Aksoy, A. 2009 Growth and bioaccumulation characteristics of watercress (*Nasturtium officinale* R. BR.) exposed to cadmium, cobalt and chromium, *Chemical Speciation & Bioavailability*, 21:4, pp 257-265
- Hussner, A. 2008 Ökologische und ökophysiologische Charakteristika aquatischer Neophyten in Nordrhein-Westfalen. Dissertation, Heinrich-Heine-Universität Düsseldorf. 205 S.
- Kunz, P. 1992 Behandlung von Abwasser: emissionsarme Produktverfahren, mechanisch-physikalische, biologische, chemisch-physikalische Abwasserbehandlung, technische Realisierung, rechtliche Grundlagen. 3. Aufl. Vogel-Verlag Würzburg, ISBN: 3802302435
- Kutty, S. R. M.; Ngatenah, S. N. I.; Isa, M. H.; Malakhamad, A. 2009 Nutrients Removal from Municipal Wastewater Treatment Plant Effluent using *Eichhornia crassipes*. *World Academy of Science, Engineering & Technology*; Dec. 2009, Issue 36, p826
- Mkandawire, M. & Dudel, E. G. Are Lemna spp. effective phytoremediation agents? *Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability* 1, pp 56-71.
- Orchard, A. E. 1979 *Myriophyllum* (Haloragaceae) in Australasia. 1. New Zealand: A revision of the genus and a synopsis of the family. *Brunonia* 2, pp 247-287
- Orchard, A. E. 1981 A revision of South American *Myriophyllum* (Haloragaceae) and its Repercussion on some Australian and north American species. *Brunonia* 4: pp 27-65
- Orchard, A. E. 1985 *Myriophyllum* (Haloragaceae) in Australasia II. The Australian species. *Brunonia* 8: pp 173–291 + 58 pp microfiche
- Ramke, H.-G.; Blöhse, D. 2010 Analytik von Biokohle aus Hydrothormaler Carbonisierung von Bioabfällen in: Fachgespräch Feststoffuntersuchung 2010 – Neue Entwicklungen in der Abfall- und Altlastenuntersuchung BEW-MUNLV-Seminar, BEW Bildungsstätte Essen, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes NRW
- Sontheimer, H; Frick, B. R.; Fettig, J.; Hörner, G.; Hubbele, C.; Zimmer, G. 1985 Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung, DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH)
- Steubing, L. & Fangmeier, A. 1992 Pflanzenökologisches Praktikum. – UTB, Ulmer Stuttgart 1992, 205 S.

- Wenzel, W.W.;  
Puschenreiter, M.
- 2003 Pflanzen als Metall-Schlucker, online-Fachzeitschrift „Ländlicher Raum“ des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Wien, Österreich  
(aufgerufen im Oktober 2016  
[https://www.bmfwg.gv.at/land/laendl\\_entwicklung/Online-Fachzeitschrift-Laendlicher-Raum/archiv/2003/pusch.html](https://www.bmfwg.gv.at/land/laendl_entwicklung/Online-Fachzeitschrift-Laendlicher-Raum/archiv/2003/pusch.html))