

Masterarbeit

Mesophile aerobe Behandlung von Prozesswasser aus der hydrothermalen Karbonisierung von Klärschlamm

eingereicht am 18.08.2025

von

Elisa Deiß | Südring 7 | 18059 Rostock

Matrikel-Nr.: 220200598

Gutachter:

M. Sc. Tommy Ender

Universität Rostock

Justus-von-Liebig-Weg 6

18059 Rostock

Zweitgutachter:

M. Sc. Cinthya Lara

Universität Rostock

Justus-von-Liebig-Weg 6

18059 Rostock

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00005003

Fakultät für Agrar, Bau und Umwelt

Professur für Abfall- und Stoffstromwirtschaft



Dieses Werk ist lizenziert unter einer
Creative Commons Namensnennung - Keine Bearbeitungen 4.0
International Lizenz.

I. Danksagung

Ich möchte mich an dieser Stelle bei all denjenigen bedanken, die mich während der Anfertigung dieser Masterarbeit unterstützt und motiviert haben.

Dazu gehört an erster Stelle mein Betreuer Tommy Ender, welcher mich in die vielseitige Welt der hydrothermalen Karbonisierung eingeführt und das Prozesswasser zur Verfügung gestellt hat. Ich bedanke mich für die zahlreichen anregenden Gespräche zum Thema Klärschlammrecycling und die Unterstützung, die er mir im Rahmen des Tropfkörper-Systemaufbaus geleistet hat.

Des Weiteren gebührt mein Dank Herrn Ralf Scheffler von der „Wasser- und Abwasser GmbH – Boddenland –“, der mir bei der Beschaffung des Animpfmaterials zur Seite gestanden hat. Seine jahrzehntelange Erfahrung im Umgang mit Tropfkörperanlagen war mir Inspiration und Anleitung zugleich und daher möchte ich mich hier noch einmal ausführlich für sein fundiertes Fachwissen erkenntlich zeigen, welches er mit mir geteilt hat.

Mein weiterer Dank geht an meine Kolleginnen aus dem Abfall- und Bioenergietechnikum der AUF. Dazu gehört zum einen Frau Tschuluuna Sietz, welche mich an vielen Tagen bei der Beprobung und Analyse der CSB-Werte unterstützt und mir somit die Möglichkeit gegeben hat, kurzfristig auf Änderungen der Abbauleistungen zu reagieren. Zudem stand sie mir mit Rat und Tat bei den elementaren Untersuchungen der TK-Ablagerungen zur Seite. Des Weiteren möchte ich mich auch bei Frau Kersten Eckermann bedanken, die mich hinsichtlich des Arbeitsschutzes und der Machbarkeit einzelner technischer Ausführungen beraten und im Zweifelsfall ermahnt hat.

Abschließend gebührt mein Dank meinen Eltern Uta und Jörg Deiß, welche mir auch im Masterstudium stets zur Seite gestanden und mich auf meinem Weg unterstützt haben. Ihre Aufbauarbeit während der Verfassung dieser Arbeit – insbesondere nach den ersten beiden Havarien im Klimaschrank – haben mir sehr geholfen. Zudem möchte ich mich an dieser Stelle nochmals bei meiner Mutter für die spontane Anschaffung von Zeitschaltuhren und Aquariumpumpen über den Premium-Account eines großen Onlineversandhändlers bedanken. Ohne euch wäre diese Reise niemals möglich geworden!

Elisa Deiß

Rostock, 23.07.2025

II. Inhaltsverzeichnis

I.	Danksagung	3
II.	Inhaltsverzeichnis.....	5
III.	Abbildungsverzeichnis.....	7
IV.	Formelverzeichnis	11
V.	Tabellenverzeichnis.....	12
VI.	Abkürzungsverzeichnis	13
1.	Einleitung.....	15
1.1	Ausgangssituation	15
1.2	Zielsetzung	16
2.	Klärschlamm und seine Entsorgungsproblematik.....	18
2.1	Definition von Klärschlamm	18
2.2	Verwertungspfade in der Bundesrepublik Deutschland	18
2.3	Herausforderungen P-Recycling und THG-Emissionen	19
2.4	Klärschlammbehandlung mittels hydrothormaler Karbonisierung	20
3.	Grundlagen der HTC und Prozesswasserbehandlung.....	23
3.1	Hydrothermale Karbonisierung.....	23
3.1.1	Konversionsprinzip	23
3.1.2	Reaktionsmechanismen und -produkte	23
3.2	Prozesswasseraufbereitung	27
3.2.1	Eigenschaften von HTC-Prozesswasser	27
3.2.2	Rechtliche Grundlagen	28
4.	Stand der Wissenschaft und Technik.....	30
4.1	Aufbereitungskonzepte.....	30
4.2	Biofilmverfahren	34
4.2.1	Eigenschaften von Biofilmen	34
4.2.2	Einteilung nach Reaktortypen	36
4.3	Berieselte Festbettreaktoren / Tropfkörper	37
4.3.1	Ablauf des Reinigungsprozesses	38
4.3.2	Anforderungen an die Füllkörper	41
4.3.3	Bemessungsgrundlagen.....	42
4.3.4	Mesophiler Betrieb	44
5.	Versuche zum aeroben Abbau	46

5.1	Vorüberlegungen.....	46
5.2	Systemaufbau	46
5.3	Allgemeine Betriebsinformation.....	51
5.3.1	Ausgangsmaterialien und Versuchsprogramm.....	53
5.3.2	Probennahme und Analytik	55
5.3.3	Bestimmung von Abbauleistung und Raumbelastung	56
5.4	TK-Versuche	57
5.4.1	Animpfmaterial	57
5.4.2	Versuch 1	61
5.4.3	Versuch 2	73
5.4.4	Versuch 3	84
6.	Ergebnisse	91
7.	Diskussion	98
8.	Fazit.....	100
VII.	Literaturverzeichnis	103
VIII.	Anhang.....	107
9.	Eidesstattliche Erklärung	112

III. Abbildungsverzeichnis

<i>Abb. 1: Klärschlammabfuhrwege in Deutschland</i>	<i>19</i>
<i>Abb. 2: Prinzip des TerraNova@ultra-Verfahrens.....</i>	<i>21</i>
<i>Abb. 3: Reaktionswege der HTC von Klärschlamm</i>	<i>25</i>
<i>Abb. 4: Beispiel für eine typische HTC-Massenbilanz: Annahme einer Entwässerung auf 60 % TS, z. B. über Kammerfilterpresse bei 15 bar für 30 min</i>	<i>26</i>
<i>Abb. 5: Beispiel für eine HTC-Kohlenstoffbilanz.....</i>	<i>26</i>
<i>Abb. 6: Potenzielles Behandlungskonzept für die PW-Reinigung</i>	<i>33</i>
<i>Abb. 7: Schematische Darstellung eines Biofilms und des darin ablaufenden (Nähr-)Stofftransports.....</i>	<i>35</i>
<i>Abb. 8: Einteilung der Einflussfaktoren auf die Besiedlung durch Mikroorganismen.....</i>	<i>36</i>
<i>Abb. 9: Gliederung der Biofilmverfahren</i>	<i>37</i>
<i>Abb. 10: Verfahrensschema einer Tropfkörperanlage.....</i>	<i>39</i>
<i>Abb. 11: Schematischer Aufbau eines Tropfkörpers</i>	<i>39</i>
<i>Abb. 12: Kohlenstoffelimination und Nitrifikation im Tropfkörper</i>	<i>41</i>
<i>Abb. 13: Aufbau Tropfkörper (Bemaßung in cm).....</i>	<i>47</i>
<i>Abb. 14: Geschlossener Tropfkörper</i>	<i>47</i>
<i>Abb. 15: TK-Deckel von außen</i>	<i>47</i>
<i>Abb. 16: TK-Deckel von innen.....</i>	<i>47</i>
<i>Abb. 17: Gliederung der einzelnen TK-Bereiche</i>	<i>48</i>
<i>Abb. 18: Blick auf das Stützgitter</i>	<i>48</i>
<i>Abb. 19: Blick in den Sammelraum</i>	<i>48</i>
<i>Abb. 20: Abwasserablauf (links) und Luftzufuhr / Notablauf (rechts).....</i>	<i>49</i>
<i>Abb. 21: Feinmaterial bei Lieferung</i>	<i>49</i>
<i>Abb. 22: Grobmaterial bei Lieferung</i>	<i>49</i>
<i>Abb. 23: Waschen nach DIN 19557</i>	<i>50</i>
<i>Abb. 24: Organische Störstoffe</i>	<i>50</i>
<i>Abb. 25: Ursprünglicher Systemaufbau.....</i>	<i>51</i>
<i>Abb. 26: Fertiges TK-System im Klimaschrank.....</i>	<i>51</i>
<i>Abb. 27: Feed, Zwischenklärung und Tropfkörper (v. l. n. r.)</i>	<i>51</i>
<i>Abb. 28: Blick von oben auf das Passiergerät.....</i>	<i>51</i>
<i>Abb. 29: Wassereinstauung über den Sieböffnungen</i>	<i>53</i>

<i>Abb. 30: Spritzschutzabdeckung auf dem Sieb.....</i>	<i>53</i>
<i>Abb. 31: Lagerungsbedingte PW-Alterung nach Herstellung im Februar 2024.....</i>	<i>54</i>
<i>Abb. 32: Lagerungsbedingte PW-Alterung während der Versuchsphase.....</i>	<i>55</i>
<i>Abb. 33: Kläranlage „Dänschenburg - Möllerdamm“</i>	<i>58</i>
<i>Abb. 34: Blick in den TK ohne Rezirkulation</i>	<i>59</i>
<i>Abb. 35: Blick in den TK mit Rezirkulation</i>	<i>59</i>
<i>Abb. 36: Tropfkörper mit Rezirkulationsschacht (roter Pfeil)</i>	<i>60</i>
<i>Abb. 37: Animpfmaterialentnahme aus dem Rezirkulationsschacht.....</i>	<i>60</i>
<i>Abb. 38: Animpfmaterial für Versuch 1</i>	<i>61</i>
<i>Abb. 39: Systemaufbau V1</i>	<i>63</i>
<i>Abb. 40: T-Verlauf über V1.....</i>	<i>63</i>
<i>Abb. 41: Feed-Alterung bei 5 °C Umgebungstemperatur.....</i>	<i>66</i>
<i>Abb. 42: TK-System vor der Modifizierung.....</i>	<i>67</i>
<i>Abb. 43: TK-System nach der Modifizierung</i>	<i>67</i>
<i>Abb. 44: Befestigung von S1 und S4</i>	<i>68</i>
<i>Abb. 45: Konzentrationsreihe des CSB-NANOCOLOR- Rundküvettestes mit steigender CSB-Konzentration.....</i>	<i>70</i>
<i>Abb. 46: Blaufärbung indiziert CSB-Wert außerhalb des oberen Messbereichs</i>	<i>70</i>
<i>Abb. 47: Polymerisiertes PW im Rückstand der Zwischenklärung</i>	<i>70</i>
<i>Abb. 48: Ergebnisse der CSB-Beprobungen während Versuch 1</i>	<i>71</i>
<i>Abb. 49: Entwicklung der Abbauleistung von V1 bis vor der Havarie</i>	<i>72</i>
<i>Abb. 50: V. I. n. r.: Aufkonzentrierter und abgezogener Anteil des neuen Animpfmaterials.....</i>	<i>73</i>
<i>Abb. 51: Detailaufnahme Animpfmaterial V2</i>	<i>73</i>
<i>Abb. 52: Durchmischtes Animpfmaterial</i>	<i>74</i>
<i>Abb. 53: Bodensatz nach 15 min</i>	<i>74</i>
<i>Abb. 54: Systemaufbau V2</i>	<i>75</i>
<i>Abb. 55: T-Verlauf über V2.....</i>	<i>75</i>
<i>Abb. 56: Automatisiertes System</i>	<i>77</i>
<i>Abb. 57: Im Sieb zurückgehaltene Organik.....</i>	<i>79</i>

<i>Abb. 58: Große, aus dem Schlauch ausgespülte organische Ablagerung</i>	79
<i>Abb. 59: Ausgebauter Rezirkulationsschlauch</i>	81
<i>Abb. 60: Mit Ablagerungen zugesetzte Schlauchabschnitte</i>	81
<i>Abb. 61: Ergebnisse der CSB-Beprobungen während V2</i>	83
<i>Abb. 62: Entwicklung der Abbauleistung von V2</i>	83
<i>Abb. 63: Ausgeschwemmte TK-BM</i>	84
<i>Abb. 64: Optimierter Spritzschutz</i>	84
<i>Abb. 65: Schlammbelasteter Rezirkulationsschacht</i>	85
<i>Abb. 66: Überfüllter Schlammabzug</i>	85
<i>Abb. 67: Animpfmaterial für V3</i>	85
<i>Abb. 68: Zugabe von Feed</i>	85
<i>Abb. 69: Sedimentation</i>	85
<i>Abb. 70: T-Verlauf über V3</i>	86
<i>Abb. 71: Schlammflocken am Boden der ZK</i>	88
<i>Abb. 72: Abfiltrierter Schlamm</i>	88
<i>Abb. 73: Zugesetzte Pumptechnik</i>	88
<i>Abb. 74: Durch das Sieb gespülte Schlauchablagerungen</i>	88
<i>Abb. 75: In die ZK gespülte Schlauchablagerungen</i>	89
<i>Abb. 76: Vergleich des täglichen CSB-Abbaus in drei Temperaturbereichen</i>	92
<i>Abb. 77: Vergleich der täglichen Abbauleistung in drei Temperaturbereichen</i>	93
<i>Abb. 78: HTC-PW (CSB = 62,1 g/l)</i>	107
<i>Abb. 79: Frisch angesetzter PW-Feed (CSB = 967 mg/l)</i>	107
<i>Abb. 80: PW-Feed nach 5 Tagen (Lagerung bei 5 °C)</i>	107
<i>Abb. 81: PW-Feed nach 5 Tagen (Lagerung bei 22 °C, automatische Teilentnahme via Pumpe alle 8 h)</i>	107
<i>Abb. 82: Nicht ausgeschwemmter Bodensatz im Feed-Tank</i>	108
<i>Abb. 83: Nicht ausgeschwemmter Bodensatz im Feed-Tank, Nahaufnahme</i>	108
<i>Abb. 84: Abgestrichener Bodensatz aus dem Feed-Tank</i>	108
<i>Abb. 85: Abgestrichener Bodensatz aus dem Feed-Tank, Nahaufnahme</i>	108

<i>Abb. 86: Schlauchablagerung 1</i>	<i>109</i>
<i>Abb. 87: Schlauchablagerung 2</i>	<i>109</i>
<i>Abb. 88: Schlammrückstand 1 aus der ZK.....</i>	<i>110</i>
<i>Abb. 89: Schlammrückstand 2 aus der ZK.....</i>	<i>110</i>
<i>Abb. 90: Abfiltrierte Partikel aus dem PW-Feed.....</i>	<i>111</i>
<i>Abb. 91: Abgewischte Partikel vom Boden des PW-Feeds.....</i>	<i>111</i>

IV. Formelverzeichnis

<i>Formel 1: Oxidation von KHP mittels Kaliumdichromat.....</i>	<i>56</i>
<i>Formel 2: Oxidation von KHP mittels Sauerstoff.....</i>	<i>56</i>
<i>Formel 3: Bestimmung der Abbauleistung.....</i>	<i>56</i>
<i>Formel 4: Bestimmung des brockengefüllten TK-Volumens.....</i>	<i>57</i>
<i>Formel 5: Bestimmung der Raumbelastung.....</i>	<i>57</i>
<i>Formel 6: Bestimmung des Wirkungsgrades.....</i>	<i>57</i>
<i>Formel 7: Bestimmung der Mischungskonzentration.....</i>	<i>64</i>

V. Tabellenverzeichnis

<i>Tab. 1: Ergebnisse der SAmpSONS-Simulationen bzgl. der Klimaauswirkung unterschiedlicher Klärschlammbehandlungsverfahren</i>	<i>20</i>
<i>Tab. 2: Anforderungen an das Füllmaterial nach DIN 19557</i>	<i>42</i>
<i>Tab. 3: Versuchscharakteristik von V1</i>	<i>62</i>
<i>Tab. 4: Staffelung der Feedzugabe während V1</i>	<i>66</i>
<i>Tab. 5: Versuchscharakteristik von V2</i>	<i>74</i>
<i>Tab. 6: Versuchscharakteristik von V3</i>	<i>86</i>
<i>Tab. 7: Abbauergebnisse aus V2</i>	<i>91</i>

VI. Abkürzungsverzeichnis

%	Prozent
°C	Grad Celsius
5-HMF	5-Hydroxymethylfurfural
AbfKlärV	Klärschlammverordnung
AbwV	Abwasserverordnung
BM	Biomasse
BR	Raumbelastung
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf
C	Kohlenstoff
cm	Zentimeter
CO	Kohlenstoffmonoxid
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CO ₂ -eq	Kohlenstoffdioxid-Äquivalente
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
CSH	Calciumsilikathydrat
d	Tag
DBU	Deutsche Bundesstiftung Umwelt
DIN	Deutsches Institut für Normung
DOC	Dissolved Organic Carbon
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
EPS	Extrazelluläre polymere Substanzen
EW	Einwohnergleichwert
FM	Frischmasse
g	Gramm
h	Stunde
H	Wasserstoff
HTC	Hydrothermale Karbonisierung
K	Kelvin
KA	Kläranlage
KdöR	Körperschaft des öffentlichen Rechts
kg	Kilogramm
KHP	Kaliumhydrogenphthalat
KN	Kjeldahl-Stickstoff
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
l	Liter
m	Meter
m ²	Quadratmeter
m ³	Kubikmeter
MAP	Magnesium-Ammonium-Phosphat
Mas.-%	Massenprozent
MBR	Membran-Bioreaktor
min	Minute
ml	Milliliter
mm	Millimeter
NH ₄ ⁺ -N	Ammonium-Stickstoff
NK	Nachklärung
oTM	Organische Trockenmasse
P	Phosphor

PO ₄ -P	Ortho-Phosphat
PW	Prozesswasser
RGT-Regel	Reaktionsgeschwindigkeit-Temperatur-Regel
rpm	revolutions per minute (Umdrehungen pro Minute)
s	Sekunde
Si	Silizium
THG	Treibhausgas
TK	Tropfkörper
TM	Trockenmasse
TNb	Total bound Nitrogen
TOC	Total Organic Carbon
TP	Total Phosphor
TS	Trockensubstanz
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
V1	Versuch 1
V2	Versuch 2
V3	Versuch 3
V _R	Brockengefülltes TK-Volumen
Ṽ _{zu}	Zulaufvolumenstrom
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
ZK	Zwischenklärung

1. Einleitung

1.1 Ausgangssituation

Klärschlämme sind Abfälle im Sinne des Kreislaufwirtschaftsgesetzes (KrWG) und daher Stoffe, derer sich ihr Besitzer entledigt, entledigen will oder entledigen muss [1]. Sie müssen demnach einer Verwertung bzw. Beseitigung zugeführt werden, welche auf unterschiedlichen Wegen erfolgen kann.

Während ein Drittel der Klärschlamm Entsorgung in Deutschland noch bis vor wenigen Jahren bodenbezogen stattgefunden hat [2], wird seit der Novellierung der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) im Jahr 2017 mehr als die Hälfte der Abfälle thermisch verwertet [3]. Die thermische Behandlung bringt dabei viele Herausforderungen mit sich, da die Verbrennung des überwiegend nassen Materials mit hohen Energiekosten und der Emission von Treibhausgasen (THG) verbunden ist [4], [5]. Insbesondere die vorgeschaltete Trocknung des Klärschlammes verschlechtert die Treibhausgasbilanz (THG-Bilanz) maßgebend [6].

Hydrothermale Karbonisierung (HTC) bietet einen vielversprechenden Ansatz, Klärschlämme in feuchter Umgebung energieeffizient zu behandeln und gleichzeitig den „Abfall“ Klärschlamm in das „Produkt“ HTC-Kohle, umzuwandeln [7]. Das Verfahren zeichnet sich durch eine deutlich geringere THG-Bilanz gegenüber der Monoverbrennung aus und gilt zudem – je nach Szenario – unter bestimmten Umständen als THG-negativ [4].

Trotz jahrzehntelanger Forschungs- und Entwicklungsarbeit sind derzeit nur wenige großtechnische Anlagen weltweit im Einsatz [4], [8]. Ein Hauptgrund dafür ist das Fehlen eines hinreichenden Entsorgungskonzeptes für das während der Konversion anfallende Prozesswasser (PW) [4], [6], [9]. Dieses ist durch eine hohe organische Belastung sowie einen vorwiegend niedrigen pH-Wert charakterisiert [6], [10].

Vor dem Hintergrund einer PW-Aufbereitung bietet sich insbesondere bei der HTC von Klärschlamm die Direkteinleitung in die Vorklärung der Abwasserbehandlungsanlage an. Jedoch haben zahlreiche Studien bewiesen, dass dies nicht ohne eine vorgeschaltete Reinigung bzw. eine hundertfache Verdünnung des Substrates möglich ist [5], [11].

Um die Etablierung der HTC im großtechnischen Maßstab realisieren zu können, bedarf es daher eines möglichst kostengünstigen Aufbereitungsverfahrens [5],

[11]. Untersuchungen dazu wurden in den letzten 15 Jahren vorwiegend an physikalischen und biologischen Konzepten durchgeführt, wobei letztere stets im psychrophilen Temperaturbereich stattfanden (bis ca. 20 °C).

Da (bio-)chemische Reaktionen sich nach der RGT-Regel bei einer Temperaturerhöhung um 10 K in ihrer Reaktionsgeschwindigkeit verdoppeln bis sogar vervierfachen, stellt sich die Frage, inwiefern sich die PW-Reinigung in diesem Sinne verbessern lassen kann. Eine biologische Behandlung im mesophilen Bereich wäre als potenzielle Lösungsoption denkbar. Erkenntnisse zur aeroben Abwasserbehandlung mittels Tropfkörper (TK) in warmen Klimazonen liegen bereits vor [12]. Sie zeigen, dass sich in mesophiler Umgebung (bis 33 °C) im Vergleich zu Anlagen in der Bundesrepublik Deutschland deutlich größere Abbauleistungen und Raumbelastungen erreichen lassen [12]. Des Weiteren wurde die aerobe biologische Abbaubarkeit von HTC-PW bereits in mehreren Studien als durchführbar validiert [5], [13].

1.2 Zielsetzung

Da Tropfkörperanlagen sich innerhalb der biologischen Abwasseraufbereitung seit Jahrzehnten als eine robuste, einfach zu betreibende und kostengünstige Technologie auszeichnen [14], könnten sie für eine wirtschaftliche PW-Behandlung in Frage kommen. Die Bioreaktoren sind vorrangig auf die Elimination von Kohlenstoff (C) ausgelegt und bieten daher eine vielversprechende Möglichkeit, die organische Belastung des HTC-Prozesswassers zu reduzieren.

Ziel dieser Arbeit ist daher die Entwicklung eines an das Tropfkörperverfahren angelehnten PW-Behandlungskonzeptes unter mesophilen Bedingungen. Hierzu soll ein Tropfkörper (TK) im Labormaßstab mit Mikroorganismen aus einer realen TK-Anlage angeimpft und schrittweise an ein mesophiles Milieu (bis 40 °C) angepasst werden. Die Beschickung soll mit verdünntem PW aus der HTC von Klärschlamm erfolgen, der aerobe Abbau über die Analyse des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) nachgewiesen werden.

Es ist vorgesehen, den Verdünnungsfaktor während der Versuche schrittweise zu reduzieren, um die C-Belastung des Abwassers zu steigern und die Mikroorganismen an die erhöhte organische Belastung zu gewöhnen. Auf diese Weise soll deren tägliche Abbauleistung, quantifiziert als die verringerte Masse an CSB je Liter und Tag ($\text{mg CSB}/(\text{l} \cdot \text{d})$), verbessert werden.

Aufgrund von bereits vorliegenden Erkenntnissen [12] zum TK-Betrieb in warmen Klimazonen ist davon auszugehen, dass in mesophiler Umgebung ein maßgebend größerer C-Abbau aus dem PW geleistet werden kann, als bisher in der Literatur angegeben. Die Zielsetzung dieser Arbeit liegt demnach darin, das Verhalten von psychrophil lebenden TK-Mikroorganismen gegenüber erhöhten Umgebungstemperaturen und HTC-PW zu untersuchen und dieses so weit zu säubern, dass es hinsichtlich seiner organischen Fracht den Einleitbedingungen an eine Kläranlage entspricht.

2. Klärschlamm und seine Entsorgungsproblematik

2.1 Definition von Klärschlamm

Klärschlamm ist nach § 2 AbfKlärV „ein Abfall aus der abgeschlossenen Behandlung von Abwasser in Abwasserbehandlungsanlagen, der aus Wasser sowie organischen und mineralischen Stoffen, ausgenommen Rechen-, Sieb- und Sandfangrückständen besteht [...]“ [15]. Der Begriff umfasst dabei auch solchen Klärschlamm, welcher entwässert, getrocknet oder in Pflanzenbeeten bzw. sonstiger Form behandelt worden ist. Wird aus dem Schlamm ein Stoff gewonnen, der durch Behandlungsverfahren derartig verändert worden ist, dass er die für Klärschlamm typischen, stoffcharakteristischen Eigenschaften verliert, so ist dieser nicht mehr als solcher zu bezeichnen [15].

Aufgrund seiner Charakterisierung als Abfall ist Klärschlamm nach § 3 KrWG einer Entledigung in Form von Verwertung oder Beseitigung zuzuführen. Die Verwertung hat dabei laut AbfKlärV möglichst hochwertig zu erfolgen, soweit dies für den Erzeuger wirtschaftlich zumutbar ist [15]. Zudem ist eine Rückgewinnung von Phosphor (P) anzustreben, um diesen in den Wirtschaftskreislauf zurückzuführen.

2.2 Verwertungspfade in der Bundesrepublik Deutschland

Thermische und stoffliche Verwertung waren lange Zeit die maßgebende Entsorgungspfade für den in Deutschland anfallenden Klärschlamm [3]. Dabei erfolgte die stoffliche Nutzung primär in Form von Dünger auf landwirtschaftlichen Flächen. Dies änderte sich 2017 mit dem Inkrafttreten der novellierten AbfKlärV, nach welcher Kläranlagen mit über 100.000 bzw. 50.000 Einwohnerwerten Klärschlamm nur noch bis 2029 bzw. 2032 bodenbezogen verwerten dürfen [2]. Zudem führte die Novellierung eine Pflicht zur Phosphorrückgewinnung für nicht stofflich verwertete Klärschlämme bzw. Aschen aus der thermischen Behandlung von Klärschlämmen ein.

Mit der veränderten Gesetzeslage nahm die im Jahr 2015 noch mit einem Anteil von über einem Drittel vertretene stoffliche Verwertung kontinuierlich ab. Gleichzeitig kam es zu einer verstärkten Planungs- und Bautätigkeit im Bereich von Klärschlamm-Monoverbrennungsanlagen [16], [17]. Betrug der Anteil des in

Deutschland thermisch entsorgten Klärschlammes 2015 noch 63,7 %, waren es 2020 bereits 76,7 % und 2023 schließlich 81,0 % (vgl. Abb. 1) [3].

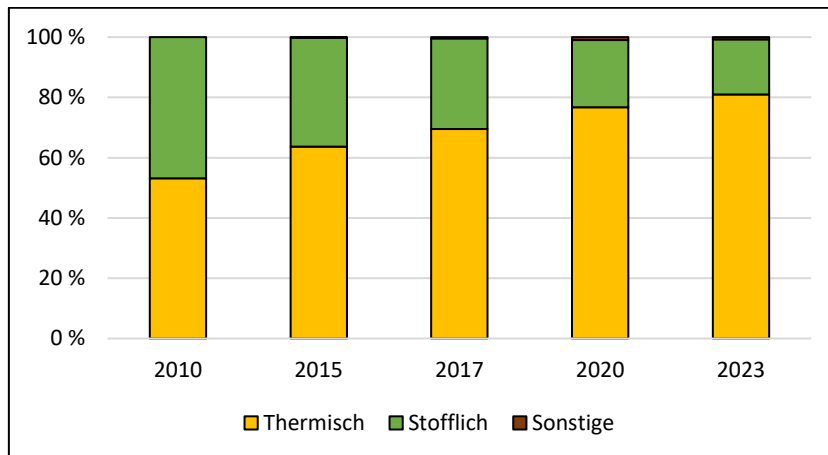


Abb. 1: Klärschlamm Entsorgungswege in Deutschland (Datengrundlage: [3])

2.3 Herausforderungen P-Recycling und THG-Emissionen

Zwar gilt die Monoverbrennung als etablierte Technologie, das nachgeschaltete P-Recycling aus der Klärschlammmasche hingegen nicht [4]. Zudem bedarf es eines hohen Energieaufwandes für die Feuerung sowie die vorangehende Trocknung des vorwiegend aus Wasser bestehenden Abfalls [5], [6]. Eine weitere kritische Größe ist die durch den Verbrennungsprozess ausgestoßene Menge an THG [4]. Man benötigt daher alternative Behandlungsverfahren, um gemäß der neuen AbfKlärV Phosphor in Zukunft möglichst nachhaltig aus dem Klärschlamm zu recyceln.

Der BUND Naturschutz in Bayern e. V. hat vor diesem Hintergrund 2023 eine Studie zu der Klimawirkung unterschiedlicher Klärschlammbehandlungsverfahren mit dem Ziel eines P-Recyclings durchführen lassen [4]. Der Fokus lag dabei auf der Behandlung von kommunalem Klärschlamm. Es wurden drei Szenarios miteinander verglichen: Monoverbrennung, Pyrolyse und hydrothermale Karbonisierung.

Die mit der Studie beauftragte Ingenieurgesellschaft „Björnsen Beratende Ingenieure GmbH“ untersuchte unter Nutzung der Simulationssoftware „SAMPSONS“ die THG-Auswirkungen in CO₂-eq (Kohlenstoffdioxid-Äquivalente) und glied diese mit der Literatur ab. Die Besonderheit hierbei war, dass sich die Betrachtung auf die gesamte Prozesskette, d. h. auch auf den Abwassertransport und

die Reinigung sowie die Errichtung und den Betrieb der Behandlungsanlagen, erstreckte.

Im Ergebnis war die Menge des recycelten Phosphors bei der HTC und der Pyrolyse deutlich höher als bei der Monoverbrennung und die THG-Emissionen um ein Vielfaches geringer (vgl. Tab. 1). Den größten Anteil an emittierten THG verursachte – mit Ausnahme der HTC – letztendlich die Trocknung des Klärschlammes [4]. Nach Angabe der Autoren hielten alle Szenarien unter den getroffenen Annahmen die Vorgaben der AbfKlärV ein.

Tab. 1: Ergebnisse der SAmPSONS-Simulationen bzgl. der Klimaauswirkung unterschiedlicher Klärschlammbehandlungsverfahren (entnommen aus [4])

Behandlungsverfahren	THG [kg CO ₂ -eq]	THG/kg P [kg CO ₂ -eq/kg P]
Monoverbrennung (AshDec-Verfahren)	2.866.719	99,34
Monoverbrennung (TetraPhos-Verfahren)	3.897.686	145,44
Pyrolyse	1.218.472	36,37
HTC	1.781.593	53,18

2.4 Klärschlammbehandlung mittels hydrothormaler Karbonisierung

Hinsichtlich des Szenarios der hydrothermalen Karbonisierung lag die Betrachtung der BUND-Studie auf dem „TerraNova@ultra-Verfahren“ [4]. Das Verfahrensschema ist in Abb. 2 dargestellt.

Hierbei wird entwässerter Klärschlamm (in der Studie ca. 20 Mas.-% TS bis 30 Mas.-% TS) hydrothermal behandelt (vgl. Kapitel 3.1.2). Es folgt eine Rücklösung des Phosphors aus dem hydrolysierten Schlamm mittels Säurezugabe (Phosphor-Laugung) und eine anschließende Abtrennung des Feststoffs [4], [18]. Darauf folgend wird dem P-haltigen Filtrat Calciumsilikathydrat (CSH) zugegeben, welches zu einer Adsorption des Mineralstoffes führt. Die dabei entstehenden Verbindungen (amorphe Phosphorverbindungen, Hydroxylapatit und Struvit) stellen das finale Düngeprodukt dar [4], [18]. Zuletzt wird das Filtrat in die Faulung der Kläranlage überführt, wo es zusammen mit dem frischen Klärschlamm einer anaeroben Behandlung unterzogen wird.

Nach Angaben der TerraNova Energy GmbH entspricht das resultierende Phosphorprodukt der aktuellen Deutschen und Europäischen Düngemittelverordnung

und besitzt eine hervorragende Düngereffizienz, wie unabhängige Untersuchungen nachgewiesen hätten [18].

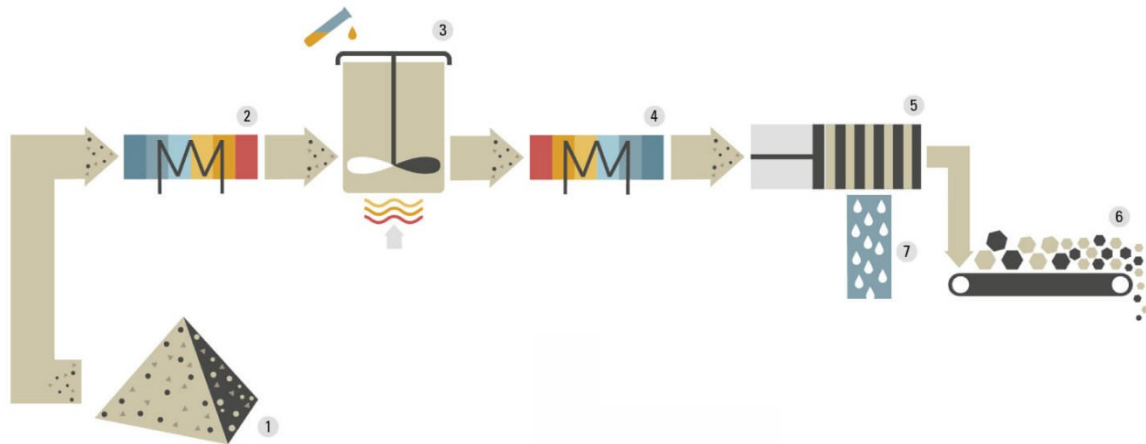


Abb. 2: Prinzip des TerraNova@ultra-Verfahrens

1. Entwässertes Klärschlamm
2. Wärmetauscher: Vorwärmung
3. Rührreaktor: HTC-Konversion
4. Austragswärmetauscher: Abkühlung
5. Kammerfilterpresse: Entwässerung
6. HTC-Kohle
7. HTC-Filtrat

(entnommen aus [18])

Die erste auf dem TerraNova@ultra-Verfahren basierende großtechnische Anlage wurde 2016 in Jining, China realisiert [19]. Dennoch hat sich die Anwendung in Deutschland bisher nicht durchsetzen können, u. a. weil das bei der Konversion anfallende Prozesswasser eine hohe organische Belastung und eine Vielzahl von schwer abbaubaren, teilweise toxischen, Verbindungen besitzt [4], [6]. Aufgrund dieser Problematik hat das Umweltbundesamt in seiner letzten Publikation [2] zur Klärschlamm Entsorgung in Deutschland (2018) noch nicht abschließend beurteilen können, inwieweit die HTC zur Herstellung eines aus rechtlicher und stofflicher Sicht zulässigen Düngerecyclats fähig ist. Mittlerweile ist der TerraNova® Phosphordünger laut Herstellerangaben nach 1.2.9 Deutsche Düngemittelverordnung, Tabelle 6.2.4 [20] unter der Herkunft „Phosphatfällung“ zugelassen und entspricht den Vorgaben der Europäischen Düngemittelverordnung 2019/1009 für die Produktgruppe CMC12 [21]. Das Abwasserproblem hat sich

allerdings noch nicht zufriedenstellend geklärt [4], [5], [11], weshalb das in Kapitel 5 vorgestellte Verfahren einen Ansatz zur Verringerung der organischen Belastung bieten könnte.

3. Grundlagen der HTC und Prozesswasserbehandlung

3.1 Hydrothermale Karbonisierung

3.1.1 Konversionsprinzip

Hydrothermale Karbonisierung bezeichnet einen thermochemischen Konversionsprozess von Biomasse (BM) mit dem Ziel, Produkte für die stoffliche oder energetische Nutzung zu erzeugen [22]. Das Verfahren ist eine technische Nachstellung des natürlichen Inkohlungsprozesses, die jedoch in deutlich kürzeren zeitlichen Dimensionen stattfindet [8], [23]. Während die natürliche Inkohlung Jahrtausende bis Jahrmillionen andauert, ist es durch die HTC möglich, bereits innerhalb weniger Stunden einen braunkohleähnlichen Energieträger herzustellen [23].

Die Bildung eines sogenannten Biomassekarbonisats findet bei unterkritischen Temperaturen (ca. 180 °C – 260 °C) und unter erhöhtem Druck (15 bar – 60 bar) in einem wässrigem Medium statt [22]. Wasser ist somit Reaktionsmedium und Reaktionspartner in einem [24]. Die HTC bietet sich somit insbesondere für die Umwandlung feuchter BM an, da die in anderen Verfahren notwendige Vortrocknung entfällt und dadurch Energie und Zeit eingespart werden [8]. Sie könnte sich daher als möglicher Verwertungspfad für stark wasserhaltige, d. h. einen geringen Trockensubstanzgehalt (TS-Gehalt) besitzende, organische Abfälle oder Klärschlamm etablieren [6], [8].

3.1.2 Reaktionsmechanismen und -produkte

Unter starker Vereinfachung lässt sich die HTC als Abspaltung von Wasser aus einem Kohlenhydrat beschreiben [22]. Damit einhergehend sinkt der Sauerstoffanteil im Reaktionsprodukt, wohingegen der Kohlenstoffgehalt steigt. Infolgedessen kommt es zu einer Steigerung des Energiegehaltes (Brennwert) der organischen Materie [22].

Die Reaktion lässt sich in Abhängigkeit von den einzelnen Umwandlungsmechanismen in drei Teilschritte [10], [22] untergliedern:

1. Hydrolyse

- Säurekatalysierter erstmaliger Aufschluss der Biomasse
- Aufspaltung der Bindungen innerhalb der organischen Matrix, dabei Zerstörung eines Großteils der physikalischen Struktur (Zerlegung der Biopolymere)

2. Folgereaktionen (Auswahl)

- Dehydratisierung: Abspaltung von Wasser
- Decarboxylierung: Abspaltung von CO₂
- Decarbonylierung: Abspaltung von CO

3. Bildung der Karbonisate

- Bildung von Vorprodukten über Polymerisations- / Kondensationsreaktionen
- Weitergehende Feststoffbildung über Polymerisation

Da die einzelnen Reaktionen oftmals parallel in einem Mehrphasensystem mit relativ langsamen Reaktionen ablaufen, ist es nicht möglich, diese in zeitlich und räumlich voneinander getrennte Schritte einzuteilen [23]. Dazu variieren die stattfindenden Prozesse je nach Zusammensetzung der vorliegenden Biomasse.

Hinsichtlich der hydrothermalen Karbonisierung von Klärschlamm ergibt sich nach Ender et al. [6] das nachfolgend abgebildete vereinfachte Reaktionsschema (Abb. 3). Es wird deutlich, dass neben dem eigentlichen Produkt „Biomassekarbonisat“ bzw. „HTC-Kohle“ [22] eine Vielzahl von Nebenprodukten in dem Reaktionsmedium Wasser entstehen, darunter organische Säuren und Stickstoffverbindungen [6].

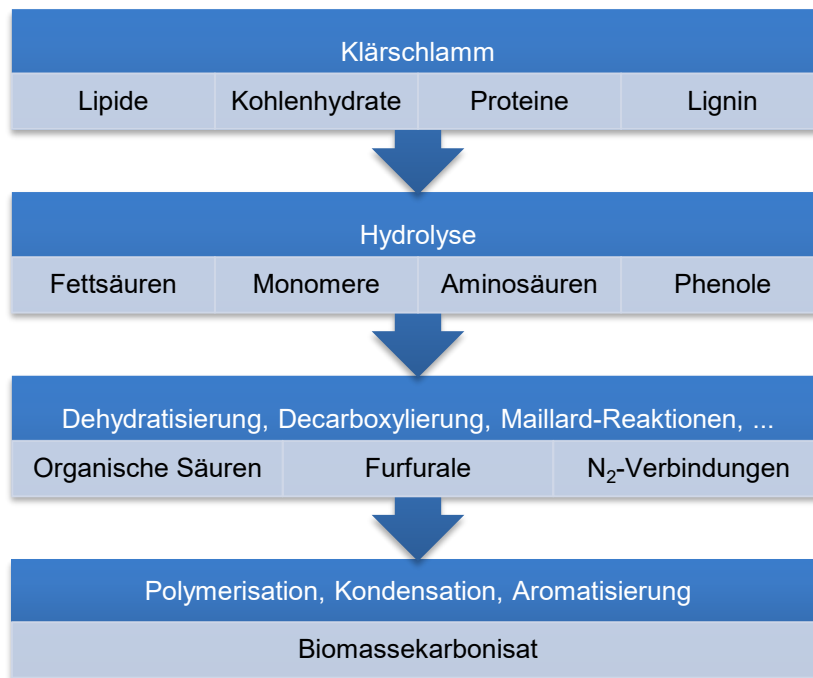


Abb. 3: Reaktionswege der HTC von Klärschlamm
(verändert nach [6])

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass während der HTC von Biomasse sowohl Feststoffe, Flüssigkeiten als auch Gase in unterschiedlichen Mengen anfallen (vgl. Abb. 4). Primäres Produkt ist das feste Biomassekarbonisat, die HTC-Kohle. Ihre Zuordnung zu den Biokohlen bzw. Biomassekarbonisaten verweist auf ihre Herkunft aus einem thermischen Verfahren, welches zu einer Erhöhung des relativen C-Anteils der ursprünglichen BM geführt hat [8], [22].

Die Ausbeuten an HTC-Kohle und Nebenprodukten variieren stark in Abhängigkeit von der Substratzusammensetzung und den Prozessbedingungen. Hauptinflussfaktoren sind hierbei der Wassergehalt, die Reaktionsintensität (insbes. die Reaktionstemperatur), die Biomassezusammensetzung und die Aufbereitung (Entwässerung) des Biomassekarbonisats [22].

Diese ist ein notwendiger Verarbeitungsschritt, da die HTC-Kohle innerhalb einer Suspension anfällt, weshalb sie bei den Angaben zur Produktausbeute mitbeachtet werden muss. Es besteht jedoch die Herausforderung, dass mit erhöhtem Entwässerungsgrad auch ein größerer Anteil gelöster Prozesswasserinhaltsstoffe mit dem Prozesswasser ausgetragen wird [22]. Als Folge steigt die organische und anorganische Belastung des PWs, weshalb dieses vor der Direkteinleitung in ein Gewässer zusätzlich aufbereitet werden muss, um den gesetzlichen Anforderungen zu genügen [6].

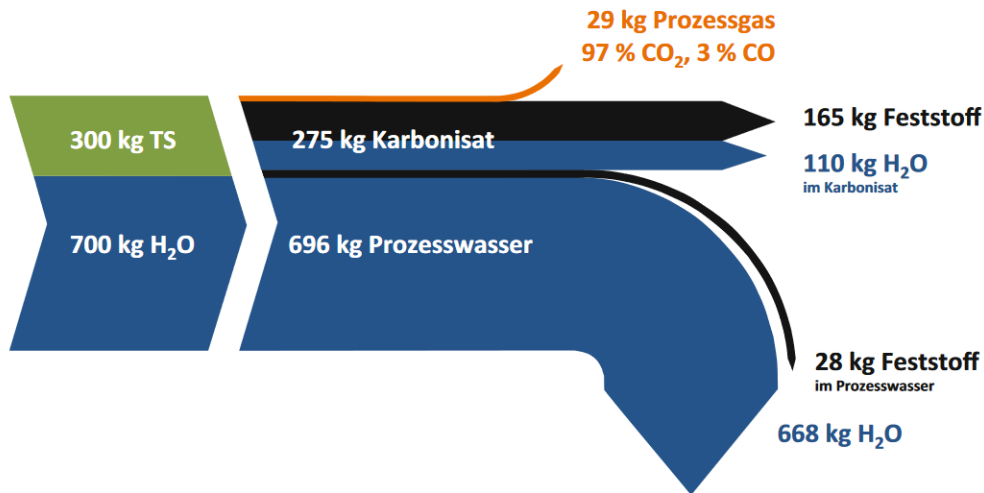


Abb. 4: Beispiel für eine typische HTC-Massenbilanz: Annahme einer Entwässerung auf 60 % TS, z. B. über Kammerfilterpresse bei 15 bar für 30 min (entnommen aus [22], verändert nach [10])

Ausgehend von der vorgestellten Massenbilanz in Abb. 4 wird ersichtlich, dass ein Großteil des in der Biomasse enthaltenen Kohlenstoffs im Biomassekarbonisat gebunden wird. Dennoch entfällt ein nicht zu vernachlässigender Anteil durch die Aufbereitung in das Prozesswasser. Dies spiegelt sich auch in der nachfolgend dargestellten C-Bilanz wider, ausgehend vom Gesamtanteil des in der Biomasse gebundenen Kohlenstoffs.

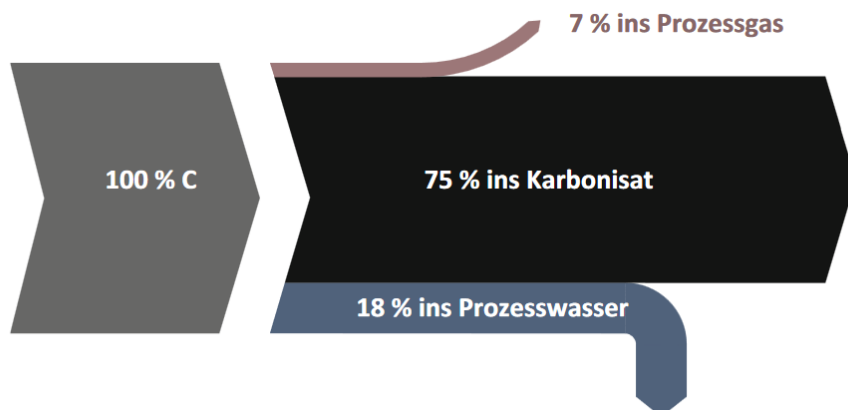


Abb. 5: Beispiel für eine HTC-Kohlenstoffbilanz (entnommen aus [22], verändert nach [10])

3.2 Prozesswasseraufbereitung

3.2.1 Eigenschaften von HTC-Prozesswasser

Wie im vorherigen Kapitel bereits dargestellt, verhalten sich die Ausbeuten von HTC-Kohle und Prozesswasser sehr variabel hinsichtlich der Substratzusammensetzung und den Prozessbedingungen. Dies erschwert eine globale Beschreibung des Prozesswassers und Definition der Inhaltsstoffe [22].

Nach [10] hängt der spezifische Prozesswasseranfall von mehreren Faktoren ab: Maßgeblichen Einfluss nehmen dabei der Wassergehalt der eingesetzten BM, das Ausmaß deren thermochemischen Umsetzung (insbes. der Dehydratisierung), der Entwässerungsgrad der HTC-Kohle sowie der Einsatz von zusätzlichen Wassermassen (Brauchwasser) zum Anmischen und / oder Aufheizen (z. B. mit direkter Wasser-Dampfbeheizung) [10].

Die stoffliche Zusammensetzung variiert je nach Art der eingesetzten BM und der Reaktionsparameter [6], [10], [22]. Dazu gehören Temperatur, Verweilzeit und Druck. Das PW lässt sich durch verschiedene analytische Parameter charakterisieren, darunter pH-Wert, chemischer Sauerstoffbedarf (CSB), biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB₅), gesamter organischer Kohlenstoff (Total Organic Carbon, TOC) und gelöster organischer Kohlenstoff (Dissolved Organic Carbon, DOC) [6]. Zusätzlich kann eine Charakterisierung über die Parameter Gesamtstickstoff (Total bound Nitrogen, TNb), Ammonium-Stickstoff (NH₄⁺-N), Gesamtphosphor (Total Phosphor, TP) und Ortho-Phosphat (PO₄-P) erfolgen [6]. Weitere Analysen können hinsichtlich des Gehalts an organischen Säuren (z. B. Fettsäuren, den VFA), Kohlenwasserstoffen, Fufuralen, 5-HMF, Phenolen und anderen Anionen wie Chloriden oder Sulfaten durchgeführt werden [6].

PW aus der HTC weisen üblicherweise einen hohen Anteil an TOC und TNb auf [6]. Zudem verfügen sie aufgrund der in der Konversion entstehenden organischen Säuren über einen sauren pH-Wert [6], [10]. Davon ausgenommen werden Prozesswässer aus der HTC von zuvor anaerob behandelten Substraten, wie bspw. Klärschlämme und Gärreste [25]. Diese können aufgrund ihrer Pufferkapazitäten teilweise pH-Werte im basischen Bereich erreichen [25].

Die PW-Belastung ist vorwiegend organisch bedingt [10], wobei der für den HTC-Prozess eingestellte TS-Gehalt der maßgeblich wirkende Parameter ist [22]. So führt eine höhere Biomassekonzentration zu einer steigenden Konzentration an

gelöstem organischen Kohlenstoff [22]. Wird das PW zusätzlich im Kreislauf gehalten, sorgt dies ebenfalls für eine Aufkonzentration der gelösten Stoffe [22]. Das Fahren im Kreislauf bietet den verfahrenstechnischen Vorteil, dass sich die Organikkonzentration im PW steigert, wodurch die Ausbeute an Biomassekarbonat steigt [26]. Im Gegenzug erhöht sich jedoch auch die organische Belastung des anfallenden Abwassers.

Optisch hat das HTC-Abwasser in seiner typischen Ausprägung eine bräunliche bis schwarze Färbung und einen aromatisch-erdigen Geruch [6].

3.2.2 Rechtliche Grundlagen

Wie bereits in 3.1.2 dargelegt, ist das im HTC-Verfahren anfallende Prozesswasser hoch belastet und muss gemäß den gesetzlichen Vorgaben, in Deutschland dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG), gereinigt werden [6]. Es handelt sich dabei um die nationale Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL). PW lässt sich gemäß WHG § 54 als Abwasser definieren, wodurch es der in § 56 beschriebenen Pflicht zur Abwasserbeseitigung unterliegt [6]. Nach § 55 WHG ist „Abwasser [...] so zu beseitigen, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird“, wobei dem Wohl der Allgemeinheit auch die Beseitigung von häuslichem Abwasser durch dezentrale Anlagen entsprechen kann [27].

Das PW kann demnach entweder so behandelt werden, dass es direkt in ein Gewässer einleitbar ist, oder indirekt über eine Abwasserreinigungsanlage aufbereitet werden, bis es die Einleitqualität erreicht [6]. Als Voraussetzung für das Einleiten sind gewisse Grenzwerte einzuhalten, wie sie in der Abwasserverordnung (AbwV) [28] vorgeschrieben sind.

Hinsichtlich der Quantifizierung der organischen Belastung wird der chemische Sauerstoffbedarf (CSB) als Grenzwert herangezogen: Dieser gibt die Masse an molekularem Sauerstoff an, die benötigt wird, um alle im Wasser enthaltenen organischen Verbindungen durch chemische Oxidation abzubauen [14]. Der Abbau erfolgt hierbei mittels eines Oxidationsmittels (meist Kaliumdichromat).

Per Definition ist der CSB folglich als diejenige Masse an molekularem Sauerstoff beschreibbar, welche äquivalent zu der Masse an Kaliumdichromat ist, die benötigt wird, um sämtliche in 1 Liter Abwasser enthaltenen organischen Inhaltsstoffe zu oxidieren [14].

Nach AbwV ist HTC-PW bei einer direkten Einleitung dem Anhang 27 „Behandlung von Abfällen durch chemische und physikalische Verfahren (CP-Anlagen) sowie Altölaufarbeitung“ zuordenbar [6]. Der Anhang gibt bzgl. des CSBs einen Maximalwert von 200 mg/l an der Einleitstelle vor [28].

Soll das HTC-Prozesswasser in einer kommunalen Kläranlage mitbehandelt werden, gelten die Einleitbedingungen nach Anhang 1 „Häusliches und kommunales Abwasser“ der AbwV. Diese legt je nach Größenklasse der Abwasserbehandlungsanlagen CSB-Grenzwerte von 75 (Klasse 5) bis 150 mg/l (Klasse 1) fest.

In beiden Fällen muss das Einhalten des Grenzwertes entweder durch eine qualifizierte Stichprobe oder eine 2-Stunden-Mischprobe nachgewiesen werden.

4. Stand der Wissenschaft und Technik

Um gemäß der Zielsetzung dieser Arbeit HTC-Prozesswasser in einer kommunalen Kläranlage mitbehandeln zu dürfen, muss die organische Fracht vor der Einleitung in die Abwasserstraße reduziert werden, um das mikrobielle Milieu nicht zu stark zu belasten [5].

Aufgrund der vielseitigen Zusammensetzung des HTC-PWs bedarf es entsprechender Reinigungskonzepte, die stabil und betriebssicher arbeiten und ökonomisch sowie ökologisch vertretbar sind [22]. Die biologische Abwasserreinigung gilt hierbei als etablierte Methode, um kohlenstoffhaltige Abwässer mittels biologischer Stoffumsetzung zu entfrachten [22]. Entsprechende Forschungsansätze zur PW-Aufbereitung liegen bereits vor und werden im Nachfolgenden vorgestellt.

4.1 Aufbereitungskonzepte

Zur Reduzierung der organischen Belastung eines HTC-PWs existieren schon seit über 15 Jahren entsprechende Konzepte. 2010 untersuchte ein von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördertes Projekt der Hochschule Ostwestfalen-Lippe die Verwertung des PWs aus der hydrothermalen Karbonisierung von organischen Abfällen, welches 2013 in einem Abschlussbericht vorgestellt wurde [29]. Ziel des Projektes war es, sämtliche Aspekte des Prozesswasseranfalls und seiner Behandlungsoptionen zu klären, um somit eine Voraussetzung für den Umgang im technischen Maßstab zu schaffen.

Hierzu wurden kontinuierliche anaerobe Abbauversuche mit einem UASB- und einem Festbettreaktor im Labormaßstab durchgeführt [29]. Anschließend erfolgte eine aerobe Nachbehandlung in Kombination mit physikalisch-chemischen Verfahren. Als Einsatzstoffe wurden Biertreber, Rübenschnitzel und Speisereste gewählt.

Zwar konnten in der anaeroben Stufe gute Eliminationsleistungen erreicht werden (bis zu 85 % bei einem Zulauf-CSB von 16,0 g/l und einer Verdünnung von 1:3,8 mit Leitungswasser), jedoch war ein stabiler anaerober Abbau von reinem PW nur bei Verwendung eines Festbettreaktors sowie verhältnismäßig geringen Raumbelastungen (max. 5,5 kg CSB/(m³·d)) möglich [29]. Die Raumbelastung in der aeroben Stufe war sogar noch niedriger, dort ließen sich nur bis zu

1,0 kg CSB/(m³·d) realisieren [29]. Die adsorptive Schlussreinigung mittels Aktivkohle konnte sich als geeignetes Verfahren nach der biologischen Reinigung bewähren [29]. Insgesamt ließen sich durch die dreistufige Verfahrenskombination (anaerober Abbau, aerobe Nachreinigung, adsorptive Schlussbehandlung mit körniger Aktivkohle) über 99 % der organischen Stoffe eliminieren [29].

In einem anschließend ebenfalls von der DBU geförderten Projekt (Laufzeit 2015 - 2017) folgte die Entwicklung eines auf dieser Kombination aufbauenden Verwertungs- und Entsorgungskonzeptes (siehe Abb. 6) [11]. Untersucht wurden PW aus der HTC von Biertreber, Feinmulch und Gärresten einer Biogasanlage. Das Konzept enthielt einige Verbesserungen, u. a. eine vorgeschaltete MAP-Fällung (MAP: Magnesium-Ammonium-Phosphat), um die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff abzutrennen, und eine zur Aktivkohle alternative Schlussbehandlung mit Ozon [11].

Zudem wurde der Einsatz eines leicht abbaubaren Co-Substrats untersucht, um die Raumbelastung der Reaktoren zu erhöhen. Zwar ließ sich anfangs ein stabiler Betrieb mit Abbaugraden von 55 % - 85 % realisieren, allerdings traten nach Laufzeiten von 50 bis 100 Tagen toxische Wirkungen auf die Biomasse auf, welche zu einem Abbruch der Versuche führten [11].

Als weitere Abwandlung zu den vorangegangenen Untersuchungen erfolgte die aerobe Nachbehandlung unter Zuhilfenahme eines Membran-Bioreaktors (MBR). Dieser ließ sich stabil mit mittleren Abbauleistungen von 58 % - 68 % betreiben, wobei es aber in einigen Fällen zu einer Hemmung der Nitrifikation kam [11]. Diese Problematik ließ sich abermals nur durch starke Verdünnung des PWs umgehen.

Zudem neigten die PW unter Belüftung zu einer starken Schaumbildung, was mehrfach zu einem Überschäumen des MBRs und einem Austrag von Biomasse führte. Damit einhergehend resultierte eine Abnahme des TS-Gehaltes im MBR, welcher durch das regelmäßige Ersetzen fehlender Schlamm-Menge ausgeglichen wurde [11]. Letztendlich musste ein biologisch abbaubarer Entschäumer zugesetzt werden. Es wurde geschlussfolgert, dass insbesondere die schmale Bauform der Versuchsanlage den Auftrieb des Schaum-Schlamm-Gemisches begünstigt hatte, weswegen eine runde Bauform mit größerer Oberfläche vorzuziehen wäre [11].

Als zusätzliche Erweiterung der im vorherigen Projekt bereits untersuchten Endreinigung mittels Adsorption an körniger Aktivkohle wurde ein Verfahren zur Oxidation mit Ozon etabliert [11]. Die Ergebnisse bzgl. der Abbaubarkeit schwankten jedoch sehr in Abhängigkeit vom eingesetzten Ausgangssubstrat: Während das PW aus der HTC von Biertreber eine CSB-Abnahme um 36 % verzeichnete, lag die des Feinmulch-PWs nur bei 16 % [11].

Generell wurde festgestellt, dass durch die Ozonung nur ein kleiner Teil der Organik mineralisiert werden konnte. Jedoch wiesen optische und analytische Veränderungen das Vorhandensein von Umwandlungsreaktionen nach [11]. So erfolgte während der Ozonisierung eine Verfärbung des PWs von braun über gelb bis durchsichtig. Zudem ließ sich eine Abnahme des CSB/BSB₃₀-Verhältnisses nachweisen. Folglich fanden Prozesse wie das Aufbrechen langkettiger organischer Verbindungen und die Veränderung chromophorer funktioneller Gruppen statt [11].

Aufgrund des hohen, für die Ozonerzeugung benötigten Energiebedarfes wurde aus Kostengründen darauf verwiesen, dass dieses Verfahren nur im Ausnahmefall, wie bei Feinmulch-PW, angewendet werden sollte. Dieses hatte sich als relativ schwach adsorbierbar herausgestellt und war demnach für den Einsatz von Aktivkohle nicht geeignet. Es wurde daher eine Ozonbehandlung mit nachfolgender Rückführung des ozonisierten Wassers in die Aerobstufe vorgeschlagen. Für die Behandlung von Biertreber-PW wurde eine der biologischen Reinigung nachgeschaltete Adsorption an Aktivkohle empfohlen.

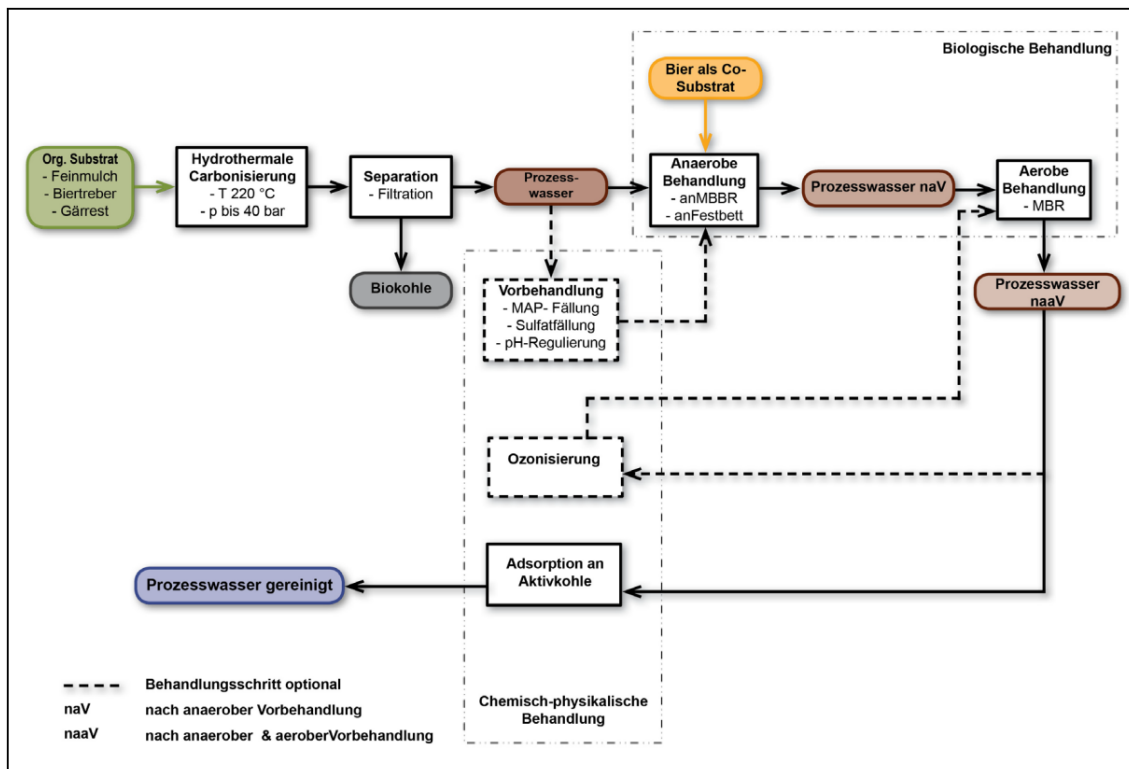


Abb. 6: Potenzielles Behandlungskonzept für die PW-Reinigung
(entnommen aus [11])

Zusammenfassend wurde mit Hinblick auf die Mitbehandlung von HTC-PW in kommunalen Kläranlagen festgestellt, dass diese mit einer Reihe gravierender (verfahrens- und kostentechnischer) Nachteile verbunden wäre [11]. Dazu gehören die bereits erwähnte Nitrifikationshemmung, die einen hohen Verdünnungsfaktor erfordert, die evtl. nicht ausreichende Denitrifikationskapazität der Kläranlage und die Erhöhung des refraktären CSBs im Kläranlagenablauf [11].

Zu diesem Ergebnis kamen auch andere Studien: So bestätigten Kühni et al. [5] bereits 2015, dass eine solche Mitbehandlung nur mit hundertfacher Verdünnung des PWs möglich wäre. Die Untersuchungen richteten sich auf den anaeroben und aeroben C-Abbau von PW aus der HTC von Klärschlamm. Dabei wurde neben dem ursprünglichen PW auch PW-Permeat geprüft [5]. Für dessen Gewinnung wurde das anfallende PW über eine semi-permeable Ultrafiltrationsmembran geleitet. Stoffe, die durch die Membran diffundierten, sammelten sich somit im Permeat an.

Die Versuche im Batchversuch ergaben in beiden Fällen eine mittlere bis sehr gute biologische Abbaubarkeit, sowohl aerob als auch anaerob [5]. In weiterge-

henden Untersuchungen zur Nitrifikation zeigte sich jedoch, dass nur eine Verdünnung von 1:100 eine solche erlaubte. Demnach seien in beiden Abwässern nitrifikationshemmende Stoffe enthalten [5]. Als Schlussfolgerung dürften diese beiden Teilströme nur dann in eine nitrifizierende Kläranlage eingeleitet werden, wenn sie vorher entsprechend verdünnt wurden [5].

Langone et al. [13] verwiesen ebenfalls auf die gute biologische Abbaubarkeit von HTC-PW und die Möglichkeit einer Mitbehandlung, jedoch bzgl. der Toxizität auch nur mit Verdünnungsfaktoren von mehr als 1:666. Des Weiteren müssten vor einer Einleitung in die KA-Wasserstraße weitere Erkenntnisse zur Langzeittoxizität und hemmenden Wirkung von PW auf die nitrifizierende und denitrifizierende Biomasse vorliegen [13].

4.2 Biofilmverfahren

Biofilmverfahren, wie bspw. Tropfkörperanlagen, werden der biologischen Abwasserreinigung zugeordnet [30]. Diese umfasst alle Aufbereitungsarten, bei denen die natürlich ablaufenden Prozesse der Selbstreinigung in Fließgewässern nachvollzogen werden [30]. Dabei erfolgt der Abbau der organischen Belastungen durch Bakterien und andere Mikroorganismen, die diese für ihre Stoffwechselprozesse zu nutzen.

Die Organismen leben in Lebensgemeinschaften zusammen, welche je nach Ausrichtung der biologischen Reinigung entweder in der Wasserphase suspendiert sind oder in Form von Biofilmen an Feststoffen haften [30]. Während die suspendierte Form in Belebtschlammverfahren realisiert wird, gelingt die Abwasserreinigung mittels Biofilmen über die sogenannten Biofilmsysteme. Sie bezeichnen alle Verfahren, bei denen auf Trägermaterial ein Biofilm angesiedelt wird [31]. Die Betriebsweise ist i. d. R. kontinuierlich, jedoch kann bei einigen Verfahren auch ein quasi-kontinuierlicher Batch-Betrieb realisiert werden [31].

4.2.1 Eigenschaften von Biofilmen

Es wird angenommen, dass lediglich ein sehr geringer Teil (< 10 %) der Bakterien in den natürlichen Ökosystemen in frei beweglicher Form, d. h. als planktonische Individuen, vorkommt [14]. Die hauptsächliche Existenzform ist die sessile, welche insbesondere im Lebensraum Biofilm bevorzugt wird. Biofilme bilden sich überall dort aus, wo genügend Wasser sowie organische und anorganische

Nährstoffe geboten werden [14]. Ihre Struktur besteht aus einer Vielzahl unterschiedlicher Bakterien, die sich als Zellverband an eine Oberfläche anheften und vollständig oder teilweise in einer Matrix aus extrazellulären polymeren Substanzen (EPS) eingebettet sind. Diese Matrix wird von ihnen selbst produziert und besteht hauptsächlich aus Polysacchariden und Proteinen.

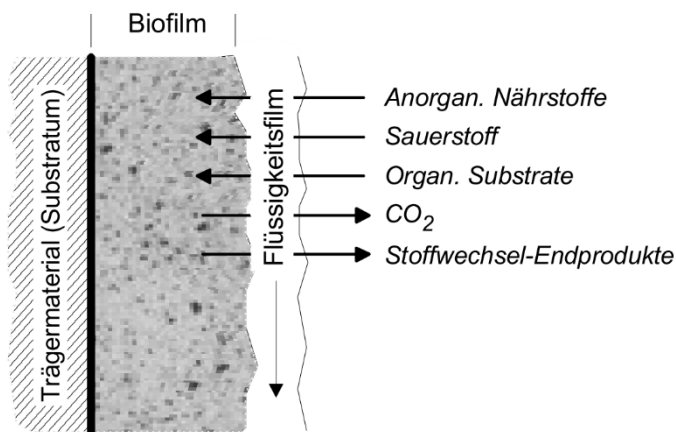


Abb. 7: Schematische Darstellung eines Biofilms und des darin ablaufenden (Nähr-)Stofftransports
(entnommen aus [14])

Biofilme zeichnen sich durch eine vielfältige Gestalt und äußere Erscheinungsform aus, welche von losen Flocken bis hin zu dichten Belägen reicht [14]. Sie können sowohl räumlich als auch zeitlich äußerst heterogen ausgebildet sein. Des Weiteren weisen sie eine mitunter sehr hohe mechanische Stabilität auf, die ihnen die Möglichkeit bietet, selbst starken Scherkräften zu widerstehen. Dieser kohäsive Zusammenhalt beruht nicht auf kovalenten Bindungen, sondern ist vielmehr auf physikalisch-chemische Wechselwirkungen zurückzuführen [14]. Dazu gehören u. a. elektrostatische Wechselwirkungen, Dispersionswechselwirkungen und Wasserstoffbrückenbindungen. Zwar sind diese Bindungen im Einzelnen relativ schwach, multiplizieren sich jedoch aufgrund der großen Anzahl möglicher Bindungsstellen in der EPS zu einer großen Gesamtbindungsenergie.

Ob und wie stark eine Oberfläche von Mikroorganismen besiedelt wird, hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab. Diese lassen sich hinsichtlich des Oberflächenmaterials, der Mikroorganismen und den Umgebungsfaktoren der Flüssigphase folgendermaßen differenzieren:

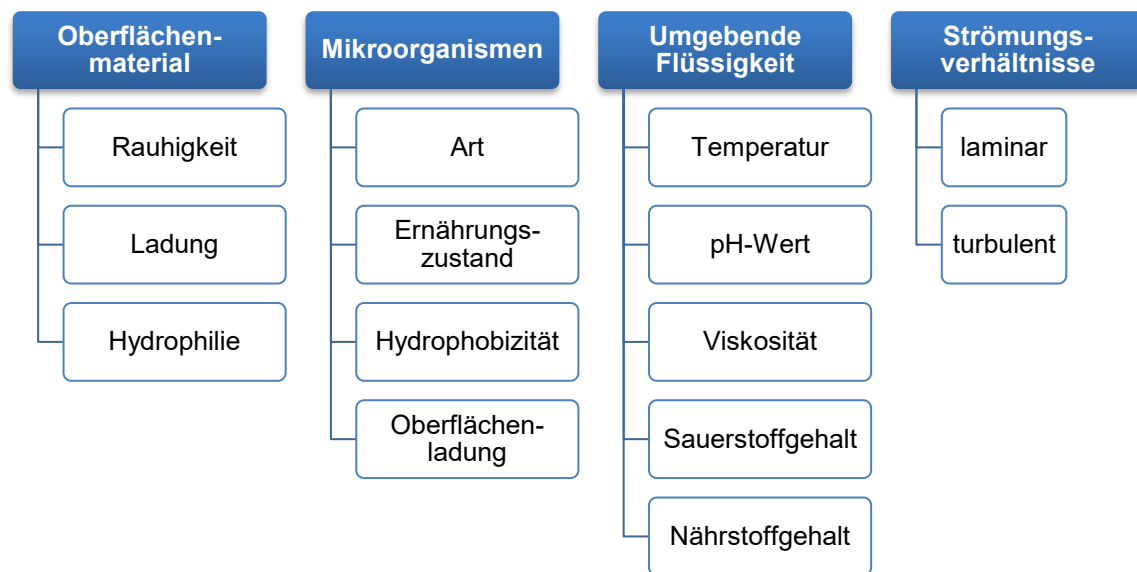


Abb. 8: Einteilung der Einflussfaktoren auf die Besiedlung durch Mikroorganismen
(nach [13])

In dem sich anschließend entwickelnden Biofilm führen die Stoffwechselaktivitäten der verschiedenen Mikroorganismen zu einer Ausbildung von Stoffgradienten auf engstem Raum [14]. Dies bewirkt die Entstehung von Mikrohabitaten innerhalb der gelartigen EPS-Matrix. Zudem wirkt die EPS als Nährstoffsенke, indem sie anorganische oder andere abiotische Substanzen aus dem Medium bindet [14].

Biofilme bilden folglich eine wichtige Nahrungsgrundlage für Protozoen und Nematoden innerhalb aquatischer Biotope, da durch sie die gelöste organische Substanz wieder in die Nahrungskette zurückgeführt wird [32].

4.2.2 Einteilung nach Reaktortypen

Gemäß der von der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) gegründeten Arbeitsgruppe IG-5.6, bezeichnen Biofilmverfahren diejenigen Verfahren der Abwasserreinigung, bei denen ein Biofilm auf einem Trägermaterial angesiedelt wird [31]. Diese Definition wurde in Anlehnung an die des Biofilmreaktors (fixed film reactor) nach DIN EN 1085 formuliert.

Die Arbeitsgruppe unterscheidet die Reaktoren in Festbettreaktoren, Rotations-tauchkörper, Verfahren mit frei beweglichen Aufwuchskörpern und kombinierte

Verfahren (vgl. Abb. 9). Im Nachfolgenden soll auf die Klasse der Festbettreaktoren, speziell der berieselten Festbettreaktoren (Tropfkörper), genauer eingegangen werden.

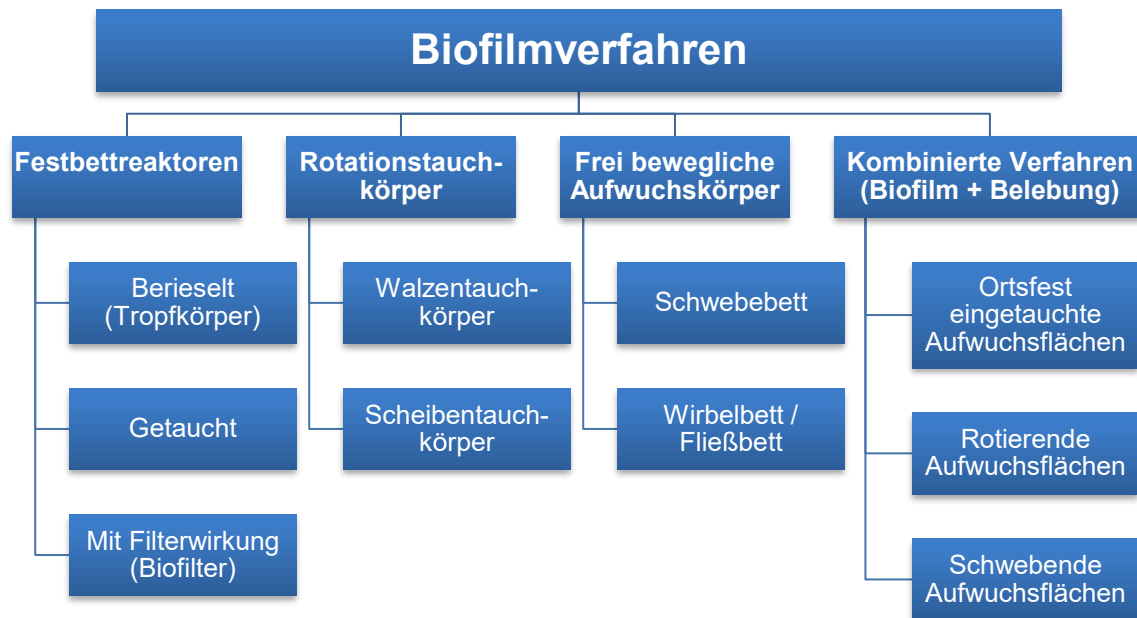


Abb. 9: Gliederung der Biofilmverfahren
(nach [31])

4.3 Berieselte Festbettreaktoren / Tropfkörper

Festbettreaktoren sind nach DIN 4045 Behälter mit eingebautem Trägermaterial, auf dem Mikroorganismen angesiedelt sind, welche biochemische Abbauprozesse bewirken [31]. Sie untergliedern sich in berieselte Festbettreaktoren (Tropfkörper, TK), getauchte Festbettreaktoren und Festbettreaktoren mit Filterwirkung (Biofilter / Biologische Filter).

In der Ausführung als Tropfkörper rieselt das Abwasser durch ein Festbett aus Füllkörpern, wobei es nach DIN EN 1085 durch natürliche oder künstliche Luftzufuhr belüftet wird [31]. Das Verfahren ist eines der ältesten in der technischen Abwasserreinigung und seit vielen Jahrzehnten im Einsatz [14]. Es basiert auf den guten Erfahrungen, welche in Zusammenhang mit der Verrieselung von Abwässern seit dem Ende des 19. Jahrhunderts gesammelt wurden [14].

Strömungstechnisch betrachtet ist ein TK ein von oben durchströmter Rohrreaktor in meist zylindrischer Form [14]. Er ist oberirdisch angeordnet und variiert in seiner Größe je nach Anwendungsfall.

In Deutschland sind typische TK-Anlagen im kommunalen Abwasserbereich zwischen 3 m und 5 m hoch und besitzen einen Durchmesser von 5 m bis zu 35 m [33]. In speziellen Fällen, wie z. B. dem Gebrauch als Turmreaktor, können aber auch Höhen von bis zu 10 m realisiert werden [14].

TK stellen aufgrund ihrer Robustheit eine einfache, bewährte, wartungsarme und relativ kostengünstige Technologie dar [31], für die anerkannte Bemessungsgrundlagen bestehen (bspw. nach DWA-A 281, siehe Kapitel 4.3.3). Des Weiteren können sie in fast allen Industriebereichen eingesetzt werden, sowohl als vollbiologische Behandlungsstufe mit und ohne Nitrifikation, als Nitrifikationsstufe, als Kühlstufe oder zur Denitrifikation [31].

4.3.1 Ablauf des Reinigungsprozesses

Der allgemeine Systemaufbau bei der Abwasserbehandlung mittels TK gliedert sich nach DWA-A 281 in eine mechanische Vorreinigung, die biologische Reinigung im Tropfkörper und eine Nachklärung (vgl. Abb. 10). Die mechanische Vorbehandlung ist erforderlich, wenn das zu behandelnde Abwasser gelöste Feststoffe enthält. Diese müssen, um Verstopfungen zu vermeiden, vor der Einleitung in den Bioreaktor entfernt werden. Die anschließende Verteilung des Abwassers über der TK-Oberfläche erfolgt dann mittels Drehsprenger (Abb. 11). Indem es im nachfolgenden Rieselvorgang die Füllschicht passiert, kommt es in Kontakt mit dem auf deren Oberfläche angesiedelten Biofilm.

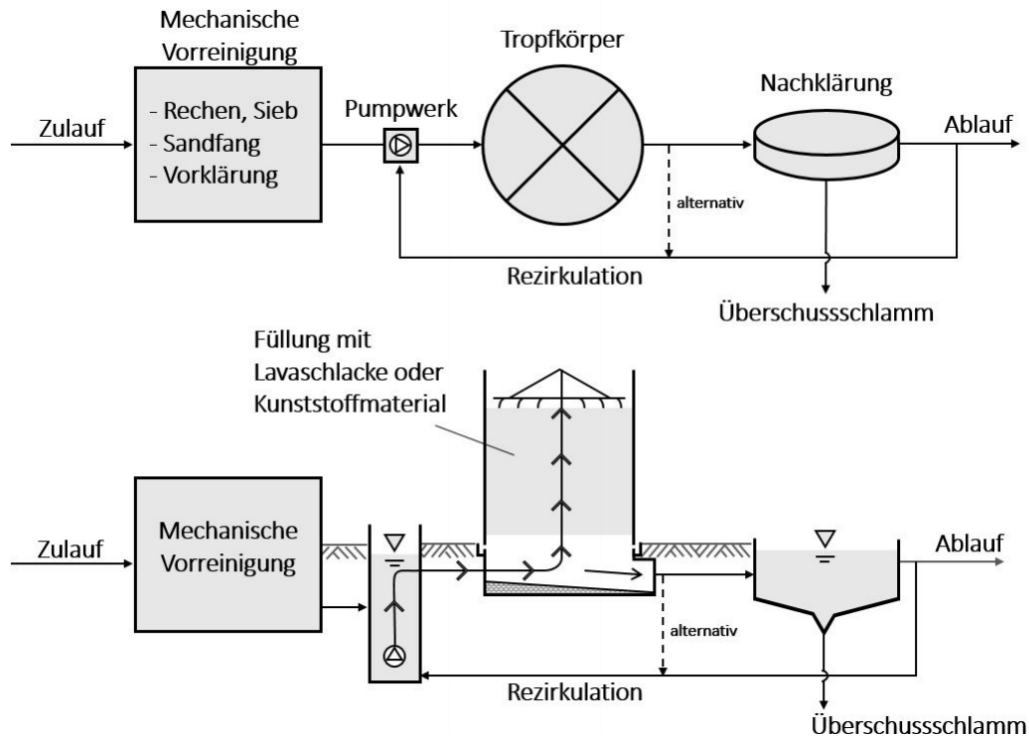


Abb. 10: Verfahrensschema einer Tropfkörperanlage
(entnommen aus [33])

Während der Durchtropf- bzw. Kontaktzeit werden die gelösten organischen Schmutzstoffe von den sessilen Mikroorganismen aufgenommen und abgebaut. Die Zeitspanne beträgt i. d. R. 20 bis 60 Minuten und ist abhängig von der Abwasserbelastung sowie der Füllkörperhöhe [14].

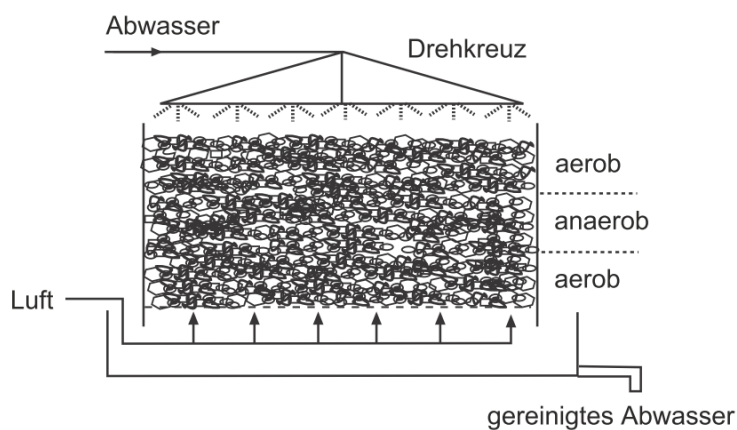


Abb. 11: Schematischer Aufbau eines Tropfkörpers
(entnommen aus [32])

Da das Verfahren unter aeroben Bedingungen stattfindet, müssen die Mikroorganismen mit ausreichend Sauerstoff versorgt werden. Dies wird dank einer Luftzufuhr über Öffnungen am Fuß der TK-Außenwand gewährleistet [14], [32]. Sie beruht auf natürlicher Konvektion infolge der Temperaturdifferenz zwischen Außenluft und der Luft innerhalb des TKs [14].

Da die Luft im TK die Abwassertemperatur annimmt, d. h. die Wärme aus den Stoffwechselprozessen der Mikroorganismen, ist sie im Sommer kälter und im Winter wärmer als die Außenluft. Dementsprechend wird der Reaktor saisonal abwärts bzw. aufwärts durchströmt (Schornsteineffekt) [32].

Voraussetzung für eine gute Durchlüftung ist ein ausreichendes Hohlraumvolumen im gesamten Körper, welches durch die Wahl eines geeigneten Füllkörpers realisiert wird [32]. Die Ansprüche an die eingesetzten Materialien werden in Kapitel 4.3.2 näher erläutert. Üblicherweise liegt die Menge der zugeführten Luft im Bereich von $18 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ [14].

Da die auf der Füllmaterialoberfläche ansässige Biomasse in Abhängigkeit vom Nährstoffangebot wächst und ein Teil der gelösten Abwasserschmutzstoffe bereits in den oberen Füllkörperschichten eliminiert wird, bildet sich innerhalb der Schüttung ein starkes Nährstoffgefälle von oben nach unten aus [14]. So lässt sich während der Durchströmung – idealisiert als Pfropfenströmung charakterisiert – ein fortschreitender Abbau der Substrate CSB und Ammonium-Stickstoff ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) bzw. Kjeldahl-Stickstoff (KN) in Fließrichtung nachweisen [33]. Dabei erfolgt in den oberen TK-Schichten unter der Voraussetzung hoher Organik-Konzentrationen zuerst eine Kohlenstoffelimination, bedingt durch die höhere Wachstumsrate der heterotrophen Mikroorganismen (vgl. Abb. 12). Eine Reduktion der $\text{NH}_4^+\text{-N}$ -Konzentration findet hingegen in diesem Bereich nur durch Inkorporation in die heterotrophe Biomasse statt. Die eigentliche Nitrifikation erfolgt erst nach weitgehendem Organik-Abbau in den unteren Tropfkörperschichten bei niedriger Raumbelastung [33].

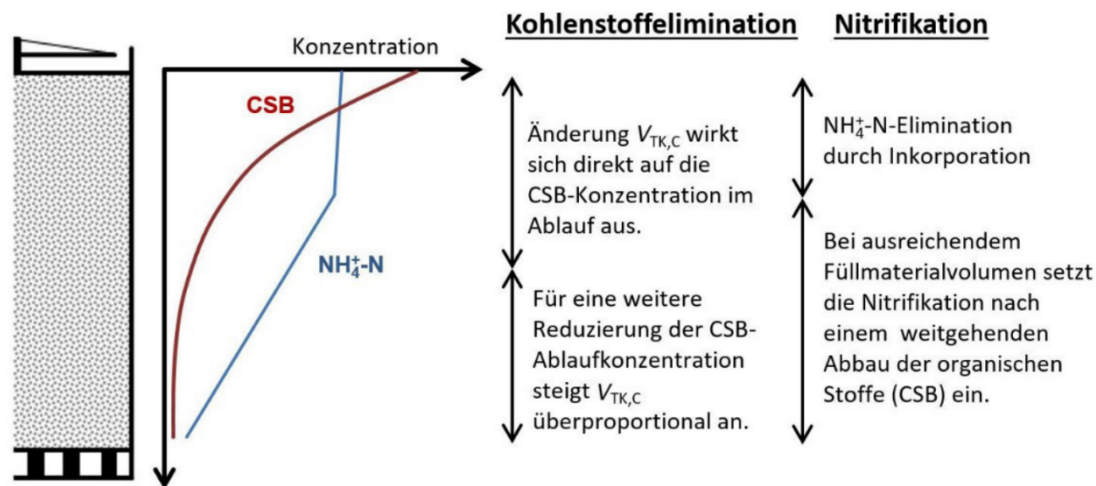


Abb. 12: Kohlenstoffelimination und Nitrifikation im Tropfkörper
(entnommen aus [33])

Da die einmalige Durchströmung in vielen Fällen nicht ausreicht, um die gewünschte Reinigungsqualität zu erzielen, wird das Abwasser in mehreren Rezirkulationsstufen durch den Tropfkörper geleitet [31]. Eine Rezirkulation bietet sich – je nach Anwendungsfall – entweder direkt nach dem Austritt aus dem TK-Ablauf oder nach der hinterhergeschalteten Nachklärung an (vgl. Abb. 10). Die Kreislaufführung ermöglicht dabei gleich mehrere Vorteile: Zum einen wird die Hydrodynamik verbessert, da auch bei schwankenden Mengen im Zulauf eine gleichmäßige hydraulische Beschickung eingestellt werden kann [31]. Zum anderen werden zu hohe Schadstoffkonzentrationen im Rohabwasser so verdünnt, dass sie biologisch abbaubar sind. Die kaskadenförmige Bauweise unterstützt somit die Abbauleistung sowie die Betriebssicherheit [31].

Da beim Austritt aus dem TK auch Teile der Biomasse, die sich von den Füllkörpern abgelöst haben, ausgeschwemmt werden, muss der sich daraus ergebene Überschussschlamm vor der Rezirkulation aus der Nachklärung entfernt werden [31] (siehe Abb. 10). Das Nachklärbecken hat hierbei keine verfahrenstechnische Funktion (wie bspw. die Biomasserückführung im Belebungsverfahren), sondern dient allein der Nachreinigung mittels Sedimentation der ausgespülten Feststoffe [14].

4.3.2 Anforderungen an die Füllkörper

Die TK-Füllschicht muss durchgängig offene Hohlräume zwischen den einzelnen Füllkörpern aufweisen, damit eine natürliche / künstliche Belüftung des Biofilms

gewährleistet werden kann [31]. Zudem muss sichergestellt werden, dass dieser überall in Kontakt mit dem verregneten Abwasser treten kann [33]. Gleichfalls muss die Abfuhr überschüssigen biologischen Schlammes zusammen mit dem gereinigten Abwasser ermöglicht werden, da eine Verstopfung die Reinigungsleistung des TKs einschränken bzw. sogar vollständig zum Erliegen bringen würde [33].

Übliche Trägermaterialien sind zum einen mineralische Füllstoffe wie Lavaschlacke, Kies und Kalkstein, zum anderen solche aus Kunststoff [14], [33]. Die Materialien müssen spezifische Anforderungen nach DIN 19557 erfüllen [33], welche in der nachfolgenden Tabelle (Tab. 2) zusammengefasst sind.

Zudem müssen Gütenachweise vorliegen, die durch Vorlage von Prüfzeugnissen einer anerkannten Materialprüfstelle zu erbringen sind. Hierbei sind folgende Versuche durchzuführen: Sieb-, Druck-, Abspülversuch und Bestimmung der Kornform [34].

Tab. 2: Anforderungen an das Füllmaterial nach DIN 19557

Eigenschaft	Anforderungen
Physikalisch	<ul style="list-style-type: none"> - Beibehaltung der Form (kein Absanden / Splittern) - Raue Oberfläche - Gleichmäßige Körnung - Nachweis der Widerstandsfähigkeit der Korngruppe 40/80 mm gegen Druck
Chemisch / Mineralogisch	<ul style="list-style-type: none"> - Keine Einschlüsse organischer Bestandteile - Keine Einschlüsse löslicher und aufwuchshemmender mineralischer Bestandteile - Keine Verunreinigungen (z. B. Sand, Schluff, Lehm, Ton, Mergel und Gesteinsmehl), solange diese nicht durch Waschen beseitigbar sind
Korngruppe	<ul style="list-style-type: none"> - Füllschicht: 16/40 mm bzw. 40/80 mm, Stützsicht: 80/150 mm - Max. 15 % Volumenanteil der Füllschicht mit Körnern, deren Verhältnis von Länge zu Dicke größer als 3:1 ist - Max. 0,5 % Gesamtvolumenanteil der abspülbaren Bestandteile

4.3.3 Bemessungsgrundlagen

Die Bemessung von Tropfkörpern in Deutschland beruht auf Grundlage des DWA-Arbeitsblattes A 281: „Bemessung von Tropfkörperanlagen, Anlagen mit

Rotationstauchkörpern und Anlagen mit getauchten Festbetten“ [33]. Es löste im März 2025 das bis dahin gültige ATV-DVWK-Regelwerk aus dem Jahr 2001 ab. Für die Dimensionierung werden gewisse Zahlenwerte vom Zulauf zur biologischen Stufe benötigt [33]. Dazu gehören bei der Belastung mit Abwässern:

- Maßgebende organische Fracht ($B_{d,CSB,ZB}$)
- Maßgebende Phosphorfracht ($B_{d,P,ZB}$)
- Mittlerer täglicher Abwasserzufluss ($Q_{T,aM}$) bei Trockenwetter
- Maßgebender täglicher Zufluss bei Trockenwetter ($Q_{T,d,85\%}$)
- Maximaler Zufluss bei Trockenwetter ($Q_{T,h,max}$)

Zudem sieht die DWA die Ermittlung folgender Belastungsdaten für die Abwasserreinigung mittels TK ohne Nitrifikation vor:

- Maßgebende Abwassertemperatur für die Bemessung (T_{Bem})
- Reinigungsziel Kohlenstoffelimination
- Reinigungsziel Nitrifikation
- Maßgebender Abfluss ($Q_{d,konz}$)

Die Datengewinnung hat hierbei nach Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 198 zu erfolgen [33]. Im Gegensatz zur alten Ausgabe (ATV-DVWK-A 281 [35]) nimmt in dem novellierten Regelwerk DWA-A 281 auch die Abwassertemperatur Einfluss auf die Bemessung. Diese manifestiert sich in mehreren Temperaturfaktoren, u. a. zur Berücksichtigung des Einflusses der Abwassertemperatur auf die CSB-Elimination [33]. Für die in Deutschland vorherrschenden Abwassertemperaturen (Jahresgang von ca. 8 °C bis 20 °C) ist die Bemessungstemperatur nach DWA in der Regel mit 12 °C anzusetzen. Sollte bei einigen Anlagen die Abwassertemperatur im Jahresverlauf konstant über 12 °C liegen, kann eine höhere Bemessungstemperatur angesetzt werden, jedoch nicht über 25 °C [33].

Mit den gegebenen Daten lassen sich anschließend das erforderliche Füllmaterialvolumen (V_{TK}), die erforderliche Spülkraft (S_K) und die Flächenbeschickung ($q_{A,TK}$) des TKs berechnen [33]. Zudem können Parameter für die Auslegung der Nachklärung einstufiger Tropfkörperanlagen festgelegt werden.

Das verwendete Füllmaterial muss, wie in Kapitel 4.3.2 bereits dargelegt, den Anforderungen der DIN 19557 genügen und nach diesen eingebaut werden [33].

4.3.4 Mesophiler Betrieb

Da die Abwassertemperatur in Deutschland jahreszeitenbedingt zwischen 8 °C im Winter und 20 °C im Sommer liegt [33], werden die Mikroorganismen innerhalb der Tropfkörperanlagen einem psychrophilen Umfeld ausgesetzt. Erkenntnisse aus dem mesophilen Bereich liegen bisher nur aus dem Ausland vor. Maßgebend dabei sind die Beobachtungen von Seeger [12], welcher einen CSB-basierten und temperatursensitiven Bemessungsansatz für Tropfkörper in warmen Klimazonen entwickelte. Dazu führte er Experimente an ein- und zweistufigen TK zur Kohlenstoffelimination und Nitrifikation an Kläranlagen in Nicaragua, Georgien und Dubai durch, die Abwassertemperaturen zwischen 22 °C und 33 °C aufwiesen [12].

Da zum Zeitpunkt seiner Veröffentlichung (2020) noch das alte ATV-DVWK-Regelwerk A 281 [35] zur Bemessung von Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern galt, lagen Angaben zur Korrektur der Bemessungsgrößen in Abhängigkeit von der Abwassertemperatur noch nicht vor (siehe Kapitel 4.3.3.). Seegers Ergebnisse zeigten jedoch, dass die Kohlenstoffelimination bei hohen Belastungen ($> 8 \text{ g BSB}_5/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$) deutlich über dem für gemäßigte Temperaturen (15 °C) angegebenen Leistungsbereich liegt [12]. Demnach wirken sich erhöhte Abwassertemperaturen positiv auf den Abbau organischer Substanz aus.

Seeger gehörte zudem der DWA-Arbeitsgruppe KA-6.3 „Biofilmverfahren“ an, welche seit 2021 an der Neufassung des Arbeitsblattes A 281 mitgewirkt hat, das den Temperatureinfluss des Abwassers nun mitberücksichtigt.

Neun Jahre zuvor untersuchten Simstich et al. [36] den thermophilen Betrieb (50 °C) eines getauchten MBR zur Prozesswasserreinigung in der Papierindustrie [36]. Sie führten Labor- und Pilotversuche mit realem Abwasser aus zwei Papierfabriken durch und erzielten dadurch eine CSB-Elimination von 83 % bei einer mittleren täglichen Schlammbelastung von 0,19 bis 0,5 kg CSB/kg TS. Die Autoren konnten im Vergleich zum Mesophilen eine beschleunigte Abbaukinetik, einen geringeren Überschussschlammanfall sowie eine höhere Prozessstabilität bei schwankender Abwasserzusammensetzung beobachten [36]. Als nachteilig

erwies sich bei der thermophilen Betriebsweise die verschlechterte Schlammabsetzbarkeit und das Fehlen von nitrifizierenden Mikroorganismen.

Die vorliegenden Erkenntnisse zur Steigerung der Abbauleistung bei erhöhter Umgebungstemperatur waren ausschlaggebend für die Wahl eines HTC-PW-Behandlungsverfahrens im mesophilen Bereich. Seegers Ergebnisse stellen einen vielversprechenden Ansatz dar, die organische Belastung des PWs zu reduzieren. Inwiefern sich die Ergebnisse von Simstich et al. auf den hier vorliegenden Forschungsansatz übertragen lassen (MBR vs. TK, Abwasser aus der Papierindustrie vs. Prozesswasser aus der HTC, Vergleich mesophil – thermophil vs. Vergleich psychrophil – mesophil) muss im Nachfolgenden untersucht werden.

5. Versuche zum aeroben Abbau

5.1 Vorüberlegungen

Der Fokus dieser Arbeit liegt auf der aeroben Behandlung von PW aus der HTC von Klärschlamm. Entgegen den in der Literatur beschriebenen Aufbereitungskonzepten, soll diese ohne vorherige anaerobe Vorbehandlung stattfinden. Gleichfalls wird auf eine Nachbehandlung verzichtet. Stattdessen soll die Abbauleistung durch die Gewährleistung einer mesophilen Umgebung gesteigert werden, wie von Seeger [12] beschrieben.

Mit Hinblick auf die technische Auslegung waren insbesondere die von [11] in Kapitel 4.1 gewonnenen Erkenntnisse bzgl. des kontinuierlich betriebenen aeroben MBR relevant, bei dem die PW zu einer starken Schaumbildung während der Belüftung neigten. Als Gegenmaßnahme wurde eine runde Bauform mit größerer Oberfläche empfohlen, welche bei der Realisierung des Reaktors mitberücksichtigt wurde.

Gemäß den Ergebnissen aus [5], [11], [29] sollte das PW nicht in seiner ursprünglichen Konzentration, sondern in Verdünnung dem Reaktor zugesetzt werden. Dies entspricht auch der Zielsetzung dieser Arbeit, wobei durch die Ansiedlung eines mesophilen Biofilms die Reinigungsleistung so erhöht werden soll, dass die Verdünnungen mit der Zeit reduziert werden können. Das Vorhaben setzt somit einen kontinuierlichen Betrieb und einen stufenweisen Aufbau einer robusten Bakterienkultur voraus.

Die Versuche wurden im Abfall- und Bioenergietechnikum der Professur für Abfall- und Stoffstromwirtschaft an der Fakultät für Agrar, Bau und Umwelt der Universität Rostock durchgeführt.

5.2 Systemaufbau

Der Versuchstropfkörper wurde in einem Maßstab von 1:20 entwickelt, ausgehend von Angaben zu gängigen TK-Maßen nach DWA-A 281 [33]. Er besaß eine Höhe von 25,5 cm und eine Breite von 21 cm. Der Innendurchmesser betrug 20 cm, die Wanddicke 0,5 cm (vgl. Abb. 13).

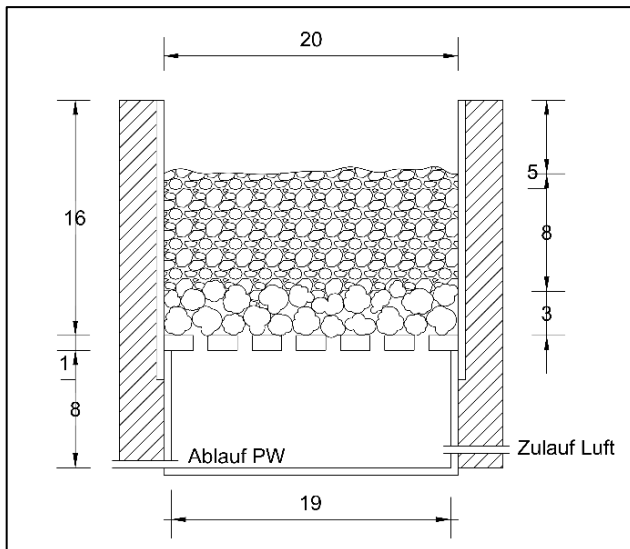


Abb. 13: Aufbau Tropfkörper (Bemaßung in cm)



Abb. 14: Geschlossener Tropfkörper

Der Reaktor wurde aus zwei zusammengesetzten PET-Rohren konstruiert und mit einer Schaumstoffdämmung versehen. Des Weiteren bestand die Möglichkeit, ihn mit einem Deckel zu verschließen. Dieser war an mehreren Stellen durchbohrt, um eventuelle Zuläufe nachfolgend installieren zu können. Zudem war er ebenfalls mit Schaumstoff ummantelt, für den Fall, dass anschließende Experimente außerhalb des Klimaschranks stattfinden sollten.

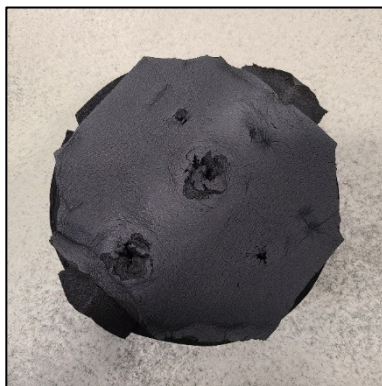


Abb. 15: TK-Deckel von außen



Abb. 16: TK-Deckel von innen

Im Inneren war der Laborreaktor nach seiner Befüllung mit Lavaschlacke in fünf Bereiche gegliedert: In den freien Sprühraum, die Füll- und Stützsicht, das Stützgitter und den Sammelraum für das durchgerieselte Abwasser.

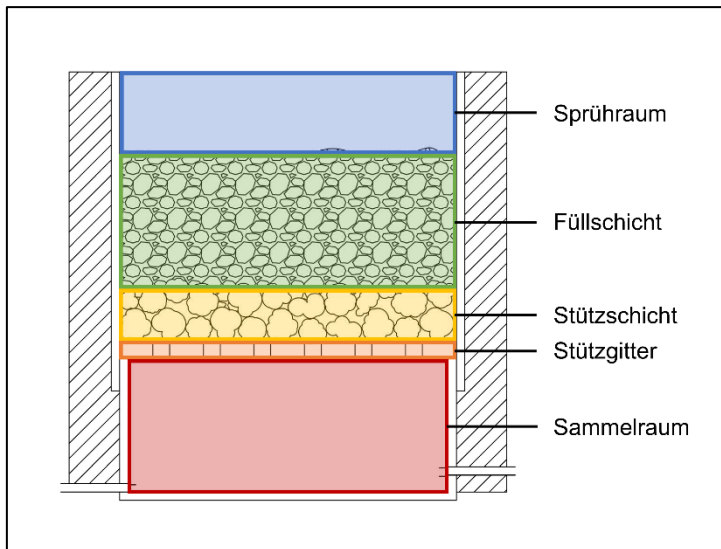


Abb. 17: Gliederung der einzelnen TK-Bereiche

Die Konstruktion besaß im Sammelraum zwei Kontaktstellen zur Umgebung: Einen Ablauf für das gereinigte Prozesswasser und eine weitere, als Zu- und Ablauf fungierende Kontaktstelle für Luft und überschüssiges Abwasser (vgl. Abb. 13 & Abb. 19). So war sichergestellt, dass zum einen nach dem Abpumpen des durchgerieselten Abwassers neue Luft in den TK nachströmen konnte. Zum anderen war für den Fall vorgesorgt, dass sich zu viel Flüssigkeit im unteren Bereich anstaut (z. B. aufgrund nicht funktionierenden Abpumpens). Dafür war ein ca. 5 cm langes, nach oben ausgerichtetes Stück Schlauch an der Kontaktstelle befestigt (Abb. 20). Stieg der Inhalt des durchgerieselten Abwassers auf über zwei Liter an, floss der überschüssige Teil automatisch über das Schlauchstück nach außen hin ab. So konnte sichergestellt werden, dass es zu keinem Aufschwemmen der aufliegenden Füllschicht kommen konnte.



Abb. 18: Blick auf das Stützgitter



Abb. 19: Blick in den Sammelraum

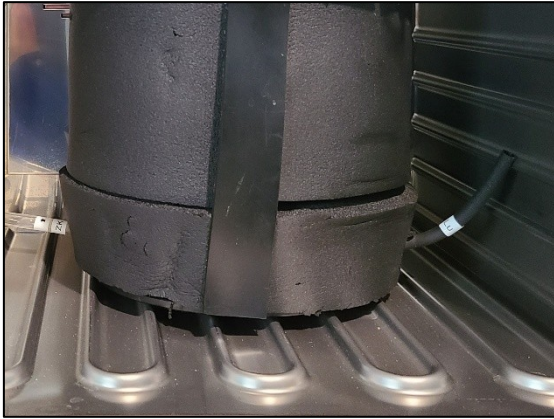


Abb. 20: Abwasserablauf (links) und Luftzufuhr / Notablauf (rechts)

Als Füllmaterial wurde Lavaschlacke aus dem Gartenbedarf verwendet (Abb. 21 & Abb. 22). Bezogen auf den Maßstab 1:20, hätte die Körnung der Füllschicht max. 4 mm und die der Stützschrift max. 7,5 mm betragen dürfen (ausgehend von DIN 19557 [34]). Da die Größe der einzelnen Wassertropfen jedoch unverändert zu denen in der realen Anwendung blieb, wurden größere Füllkörper gewählt mit den Körnungen 8/16 mm für die Füllung und 16/20 mm für die Stützschrift. Das Material wurde nach Vorgaben der DIN 19557 gewaschen, gesiebt und eingebaut. Die Auswahl der Füllkörper erfolgte per Hand: So konnten diejenigen, deren Verhältnis von Länge zu Dicke größer als 3:1 war, gleich aussortiert werden. Ebenso konnten organische Störstoffe wie Holzstücke oder Grashalme entfernt werden (Abb. 24).



Abb. 21: Feinmaterial bei Lieferung



Abb. 22: Grobmaterial bei Lieferung



Abb. 23: Waschen nach DIN 19557



Abb. 24: Organische Störstoffe

Die Anordnung des gesamten Systems entwickelte sich während der Versuche permanent weiter. Ursprüngliche Planungen, in denen die gesamte Installation in einem Klimaschrank untergebracht wurde, mussten aus Platzgründen verworfen werden. Aus diesem Grund wurde die Pumptechnik ausgelagert und nur die Kernkomponenten – anfangs bestehend aus Feed, Tropfkörper und Zwischenklärbecken (ZK) – im Klimaschrank installiert (vgl. Abb. 26). So konnte sichergestellt werden, dass Abwasser und Biofilm während der Experimente eine permanent konstante Temperatur aufweisen.

Die Pumptechnik bestand zu Beginn aus nur zwei Peristaltikpumpen des Typs „WT600S“ (Hersteller: Lead Fluid) und „Qdos 30“ (Hersteller: Watson Marlow). Zusätzliche Aquariumpumpen kamen während einer Systemverbesserung im zweiten Versuchsanlauf zum Einsatz (siehe Kapitel 5.4.3).

Die WT600S ist in Kombination mit dem Pumpkopf „DT15“ in der Lage, bis zu vier Schläuche gleichzeitig zu bedienen. Sie war daher für die Beschickung des TKs aus dem Feed sowie aus der ZK vorgesehen. Die Qdos 30 sollte für den Abzug des gereinigten PWs aus dem TK zur ZK sorgen. In der nachfolgenden Systemskizze ist die WT600S als zwei separate Pumpen dargestellt, da die beiden Schläuche sich (bei vorherigem Ausbau des jeweils anderen Schlauches) durch den vierteiligen Pumpkopf auch einzeln betreiben ließen.

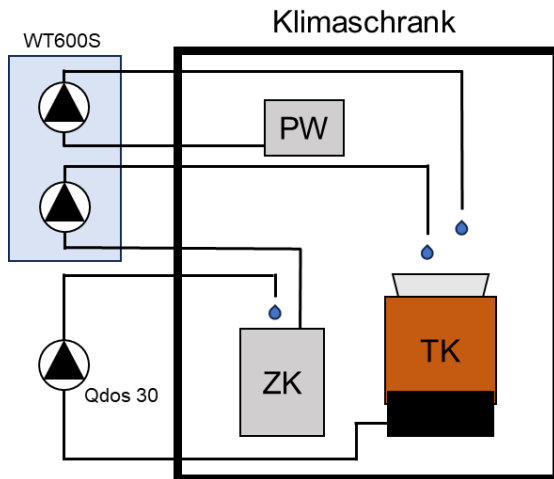


Abb. 25: Ursprünglicher Systemaufbau



Abb. 26: Fertiges TK-System im Klimaschrank

Um eine mögliche Verstopfung der Schläuche durch rezirkulierte Biomasse zu verhindern, wurde über dem TK-Einlass ein Passiergerät montiert (siehe Abb. 28). Dieses konnte bei Bedarf dazu genutzt werden, die Biomasse entweder zu zerkleinern oder mit Hilfe des eingebauten Siebes aus dem System zu entfernen. Zudem diente es der gleichmäßigen Abwasserverteilung über dem TK als Pendant zum in der Praxis verwendeten Drehsprenger.



Abb. 27: Feed, Zwischenklärung und Tropfkörper (v. l. n. r.)



Abb. 28: Blick von oben auf das Passiergerät

5.3 Allgemeine Betriebsinformation

Das Konzept des Laborsystems entsprach in seinem Aufbau dem eines echten Tropfkörpers: Abwasser (verdünntes PW) wird über einen Feed auf das Passiergerät gegeben, staut sich an und wird aufgrund der siebartigen Poren gleichmä-

ßig über der Füllschicht verteilt. Anschließend rieselt es durch Füll- und Stützschiicht und gelangt über die Öffnungen im Stützgitter in den Sammelraum. Von dort wird es in die Zwischenklärung gepumpt, wo es bis zur nächsten Rezirkulation verbleibt.

Bei der Dimensionierung der Rezirkulationen wurde sich an der in der Praxis gängigen Anzahl (ca. 4 Stück laut Ralf Scheffler von „Wasser- und Abwasser GmbH – Boddenland –“) und an dem Maßstabsverhältnis „Laborrektor zu realer Tropfkörper“ orientiert. Da der Fließweg im Labor-TK nur einem Zwanzigstel des wirklichen Fließweges entsprach, musste die Anzahl der Rezirkulationen dementsprechend auf den zwanzigfachen Wert von 80 Stück pro Tag angepasst werden. Dies ergab auf 24 Stunden bezogen jeweils einen Rezirkulationsdurchlauf alle 18 Minuten.

Um einen automatisierten Rezirkulationsbetrieb zu gewährleisten, wurden die beiden verwendeten Pumpen mittels Zeitschaltuhren gesteuert. Anhand mehrerer Testdurchläufe mit Wasser konnten für ein zu rezirkulierendes Volumen von 1,5 bis 2 Litern die idealen Betriebszeiten ermittelt werden.

Bzgl. des Pumpbetriebes wurde die für den Zulauf zuständige WT600S auf ihre höchste Leistung (600 rpm) eingestellt, um möglichst schnell viel Abwasser auf das Passiergerät zu geben. Ziel war eine Aufstauung des Abwassers auf dem Sieb, um ähnlich zu einer Dusche viele Tropfen gleichmäßig auf die Füllschicht rieseln zu lassen (siehe Abb. 29). Somit sollte die Funktion des Drehsprengers nachgebildet werden. Einer potenziellen Austragung von Abwasser durch Verspritzen wurde mit einem Plastikdeckel als Abdeckung vorgebeugt (Abb. 30). Dieser reduzierte zudem die Verdunstung aus dem TK.



Abb. 29: Wassereinstauung über den Sieböffnungen



Abb. 30: Spritzschutzabdeckung auf dem Sieb

Da mit dem Durchrieseln des Abwassers auch stets ein Teil des Biofilmes aus dem TK ausgespült wird, wurde der Abpumpvorgang schonender dimensioniert. Die Einstellung der Leistung der für diesen Vorgang zuständigen Qdos 30 wurde daher auf 500 ml/min gesetzt.

Um das vollständige Zu- bzw. Abpumpen der bis zu 2 Liter Abwasser alle 18 Minuten zu gewährleisten, wurden die Zeitschaltuhren folgendermaßen programmiert:

1. Einschalten der WT600S für 1 min, dann Ausschalten für 17 min
2. Einschalten der Qdos 30 für 4 min, dann Ausschalten für 14 min

Die aktiven Intervalle waren dabei absichtlich größer als für die Fördermengen notwendig ausgelegt, um den Transportweg über die Schläuche zu berücksichtigen. So konnten Abwasserrückstände im Schlauchsystem minimiert werden.

5.3.1 Ausgangsmaterialien und Versuchsprogramm

Der Laborreaktor wurde mit Mikroorganismen aus dem Rezirkulationsschacht eines Kläranlagen-Tropfkörpers angeimpft (vgl. Kapitel 5.4.1) und anschließend mit verdünntem Prozesswasser aus der HTC von Klärschlamm beschickt. Dieser stammte aus der kommunalen KA Kneese (18337 Marlow) und zeichnete sich durch folgende Eigenschaften aus:

- pH: 7,02
- TM: 16,8 % FM

- oTM: 82,1 % TM, entspricht 13,8 % FM
- Asche: 17,9 % oTM, entspricht 2,5 % FM

(TM = Trockenmasse, oTM = Organische Trockenmasse, FM = Frischmasse)

Der Schlamm wurde im Februar 2024 eine Stunde lang bei 200 °C hydrothermal behandelt, wobei ein Prozesswasser mit einem initialen CSB von 57,0 g/l anfiel. Dieses wurde bis zum Versuchsbeginn bei 5 °C in einem Kanister gelagert und seitdem nur ein weiteres Mal beprobt (Oktober 2024). Die Analyse verzeichnete dabei einen leichten CSB-Anstieg auf 58,5 g/l, welcher auf eine noch immer vorhandene Reaktivität schließen ließ (Abb. 31).

Mit Beginn der Versuche im April 2025 wurde dieser Effekt verstärkt: Der CSB stieg im Vergleich zur Datengrundlage aus 2024 deutlich schneller an (siehe Abb. 32). Eine mögliche Ursache dafür könnte die regelmäßige PW-Entnahme und die damit verbundene Durchmischung mit frischem Sauerstoff sein. So wurde der Kanister vor der Entnahme stets eine Minute lang geschüttelt, um polymerisierte Bodensätze zu lösen und ein homogenes Substrat zu erhalten. Bei diesem Vorgang neigte das PW zu starker Schaumbildung, welche womöglich durch den erhöhten Luftkontakt hervorgerufen wurde. Zudem strömte mit jeder PW-Entnahme gleichzeitig neue Luft in den Kanister ein, sodass sich das Verhältnis „PW zu Luft“ im Laufe der Versuche stetig erhöhte. Es ist daher davon auszugehen, dass im Zuge dieser Sauerstoffzufuhr das noch immer reaktive PW neue organische Verbindungen gebildet hat.

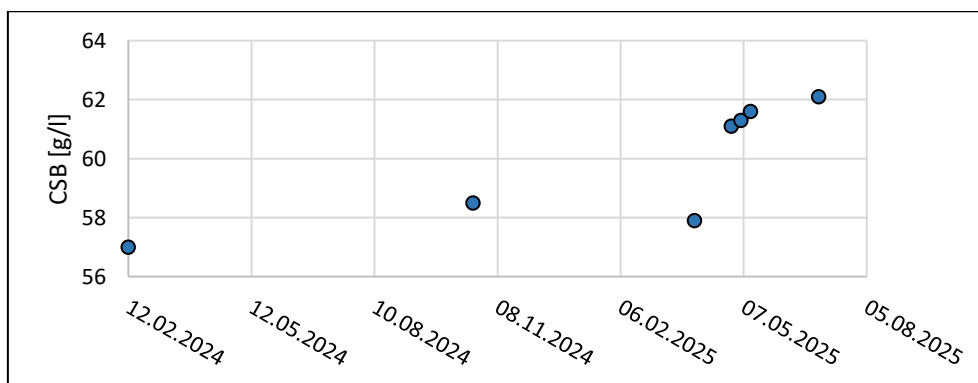


Abb. 31: Lagerungsbedingte PW-Alterung nach Herstellung im Februar 2024

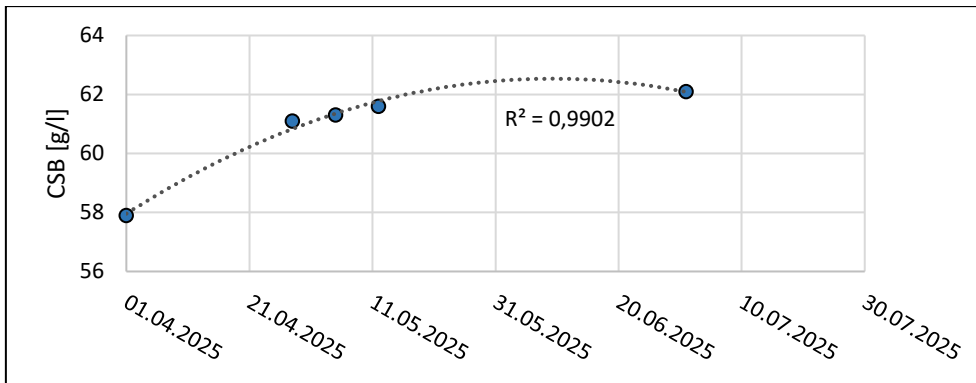


Abb. 32: Lagerungsbedingte PW-Alterung während der Versuchsphase

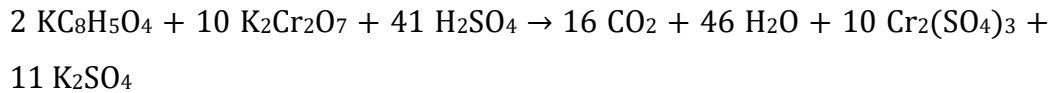
Das Versuchsprogramm beinhaltete ursprünglich einen einmaligen TK-Betrieb, musste allerdings aufgrund technischer Probleme und damit verbundenen Havarien zweimal abgebrochen und neu gestartet werden (inkl. Animpfen). Aus diesem Grund werden nachfolgend drei einzelne Versuchsprogramme beschrieben, die sich durch eine stetige Weiterentwicklung des TK-Systems und der Analytik auszeichnen (Kapitel 5.4.2 bis 5.4.4).

5.3.2 Probennahme und Analytik

Analog zu der Entwicklung des Systemaufbaus verbesserte sich das Verständnis für die notwendige Anzahl an CSB-Beprobungen und den zeitlichen Abstand zwischen den einzelnen Probennahmen.

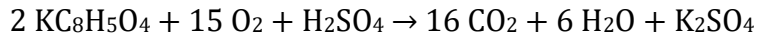
Für die CSB-Analyse kamen „NANOCOLOR CSB 1500“-Rundküvetten (Hersteller: MACHERY-NAGEL) als Schnelltests für Abwasserproben gemäß ISO 15705 zum Einsatz. Dabei wird der chemische Sauerstoffbedarf durch silberkatalysierte Oxidation mit Kaliumdichromat und Schwefelsäure (als Hilfsreagenzien) für 2 Stunden bei 148 °C bestimmt. Alternativ kann der Test auch bei 160 °C für 30 Minuten durchgeführt werden, eine Vorgehensweise, an der sich die hier beschriebene Analytik orientiert hat. Hilfsreagenzien wie Quecksilber- und Silbersulfat dienen der Ausfällung von evtl. vorhandenem Chlorid bzw. der Katalyse zur Erhöhung der Oxidierbarkeit von aliphatischen Substanzen.

Die Auswertung erfolgte photometrisch durch die Bestimmung der Konzentrationszunahme der in der Testlösung enthaltenen grünen Chrom(III)-Ionen. Die Hauptreaktion lässt sich mit Kaliumhydrogenphthalat (KHP) als Referenzsubstanz folgendermaßen beschreiben:



Formel 1: Oxidation von KHP mittels Kaliumdichromat

Vereinfacht lässt sich die Reaktion auch für Sauerstoff im Allgemeinen darstellen:



Formel 2: Oxidation von KHP mittels Sauerstoff

Der initiale Versuchsansatz sah vor, dreimal wöchentlich (Mo, Mi, Fr) um jeweils die gleiche Uhrzeit den TK zu beproben (Versuch 1, V1), ihn anschließend bei Bedarf mit zusätzlichem PW zu versorgen und danach den neuen CSB-Wert zu messen. Da das Zu- bzw. Abführen von PW jedoch erst nach Vorlage der Ergebnisse aus der analytischen Bestimmung möglich war, gab es zwischen den einzelnen Probennahmen zeitliche Differenzen von bis zu 2 Stunden. Die durchschnittliche tägliche Abbauleistung wurde allerdings anhand der Messwert- und einer angesetzten Zeitdifferenz von 2 bis 3 Tagen bestimmt, wodurch die stündlichen zeitlichen Abweichungen nicht mitberücksichtigt wurden. Um einer detaillierten Darstellung der Abbauleistung gerecht zu werden, wurde daher in den Versuchen 2 und 3 (V2 und V3) die genaue Uhrzeit der Probennahme dokumentiert und der durchschnittliche Abbau zuerst als stündlicher Wert bestimmt, bevor er auf eine tägliche Abbauleistung hochgerechnet wurde.

5.3.3 Bestimmung von Abbauleistung und Raumbelastung

Die Bestimmung der Abbauleistung erfolgte über die gemessene CSB-Differenz nach der Zugabe von neuem Feed zum Zeitpunkt 1 und der bis zur nächsten Beprobung verstrichenen Zeit zum Zeitpunkt 2. Sie wurde für die Versuche V2 und V3 als stündlicher Wert ermittelt und durch Multiplikation mit dem Faktor 24 in einen täglichen Abbau umgerechnet.

$$\text{Abbau} = \frac{\Delta \text{CSB}}{\Delta t} = \frac{\text{CSB}_{t_2} - \text{CSB}_{t_1}}{t_2 - t_1}$$

Formel 3: Bestimmung der Abbauleistung

Für die Raumbelastung (B_R) wurde die CSB-Belastung je Kubikmeter Füllmaterial angesetzt. Da für eine Brockengröße von 8/16 mm (Füllschicht) und 16/20 mm (Stützsicht) keine Bemessungswerte vorlagen, wurde hierfür das brockengefüllte Volumen (V_R) des Tropfkörpers angesetzt:

$$V_R = \pi * (10 \text{ cm})^2 * 11 \text{ cm} = 3455,8 \text{ cm}^3$$

$$V_R = 3,5 * 10^{-6} \text{ m}^3$$

Formel 4: Bestimmung des brockengefüllten TK-Volumens

Die Raumbelastung berechnete sich anschließend nach der allgemeinen gültigen Formel aus der täglich zugeführten organischen Fracht und dem brockengefüllten Volumen. Die Fracht ist hierbei als das Produkt aus Konzentration im Zulauf, CSB_{zu} [kg/m^3] und Zulaufvolumenstrom \dot{V}_{zu} [m^3/d] beschrieben.

$$B_R = \frac{CSB_{zu} * \dot{V}_{zu}}{V_R}$$

Formel 5: Bestimmung der Raumbelastung

Als zusätzlicher Parameter zur Einschätzung der Reinigungsleistung wurde der Wirkungsgrad nach Formel 6 ermittelt:

$$\eta = \frac{CSB_{zu} - CSB_{ab}}{CSB_{zu}} * 100 \%$$

Formel 6: Bestimmung des Wirkungsgrades

5.4 TK-Versuche

5.4.1 Animpfmaterial

Für das Animpfen wurden Mikroorganismen aus dem laufenden Betrieb eines Tropfkörpers der Kläranlage „Dänschenburg - Möllerdamm“ verwendet. Die KA befindet sich östlich von Rostock und ist zuständig für die Stadt Marlow, Ortsteil Dänschenburg. Die Körperschaft des öffentlichen Rechts (KdöR) liegt beim Abwasserzweckverband Marlow-Bad Sülze, der Betrieb bei der „Wasser und Abwasser GmbH – Boddenland –“.

Nachfolgende Abbildungen zeigen die Anlage zum Zeitpunkt der Animpfmateriale-
entnahme für den zweiten Versuchsanlauf Anfang Mai 2025.



Abb. 33: Kläranlage „Dänschenburg - Möllerdamm“

Mit einem Einwohnergleichwert (EW) von 213 ist die KA Dänschenburg - Möllerdamm nach AbwV eine Abwasserbehandlungsanlage der Größenklasse 1 [28]. Hierbei handelt es sich um die kleinste kategorisierte Größenklasse mit einem täglich anfallenden BSB₅ von weniger als 60 kg/d [28] bzw. einem EW kleiner als 1.000.

Die Anlage besitzt zwei Tropfkörper, von denen einer mit, der andere ohne Abwasserzirkulation betrieben wird (vgl. Abb. 34 und Abb. 35). Die beiden Bioreaktoren besitzen keine mineralische Schüttung, sondern sind mit 3 cm breiten PE-Bändern ausgestattet, die an Eichenbalken aufgehängt wurden. Der Fließweg beträgt jeweils 5 m, die Durchlaufzeit etwa 30 s. Die Raumbelastung liegt bei 0,25 kg/m³. Somit sind die beiden TK mittel bis schwachbelastet (Angaben nach Ralf Scheffler, siehe S. 59).



Abb. 34: Blick in den TK ohne Rezirkulation



Abb. 35: Blick in den TK mit Rezirkulation

Die für das Animpfen verwendeten Mikroorganismen wurden aus dem Rezirkulationsschacht des mit Rezirkulation betriebenen TKs entnommen. Die erste Entnahme fand am 01.04.2025 durch Herrn Ralf Schefler von der „Wasser- und Abwasser GmbH – Boddenland –“ statt (Versuch 1, siehe Kapitel 5.4.2). Zwei weitere wurden aufgrund von Havarien im Laborreaktor am 05.05.2025 und 02.07.2025 von Elisa Deiß und Ralf Schefler zusammen durchgeführt (Kapitel 5.4.3 und 5.4.4).

Während der drei Entnahmezeitpunkte Anfang April, Mai und Juli stieg die Abwassertemperatur im Rezirkulationsschacht von 6 °C auf 10 °C und 16 °C an. Weitere Unterschiede fanden sich in der Betriebsweise: So fuhr der Tropfkörper bei der ersten Materialentnahme noch im Winterbetrieb, wohingegen bei der zweiten bereits die Umstellung auf Sommerbetrieb stattgefunden hatte (Zitat Ralf Schefler). Das bedeutet, dass der während des Winters angewachsene Biomassemantel mit steigenden Umgebungstemperaturen schrittweise ausgespült wurde.

Diese Zunahme des Biomasseaufwuchses über die kalte Jahreszeit ist in den verlangsamten Abbauprozessen begründet. Aufgrund der niedrigen Umgebungstemperaturen wurde mehr Biomasse an den PE-Bändern adsorbiert, als die Mikroorganismen abbauen konnten. Diesem Prozess musste während des Winterbetriebes mit erhöhter Spülkraft entgegengewirkt werden, um ein vollständiges Zuwachsen der Zwischenräume zwischen den Lamellen zu verhindern.

Bei der dritten Entnahme befand sich der Tropfkörper in einem gestörten Zustand, da die Schlammabfuhr nicht rechtzeitig stattgefunden hatte und somit abgezogener Überschussschlamm wieder zurück in den TK gespült wurde (siehe Kapitel 5.4.4).



Abb. 36: Tropfkörper mit Rezirkulationsschacht (roter Pfeil)



Abb. 37: Animpfmateriale nnahme aus dem Rezirkulationsschacht

Das Animpfmateriale wurde dreimal aufkonzentriert, um möglichst viele Mikroorganismen zu erhalten. Dabei wurde aus dem entnommenen Liter Flüssigkeit nach einer einminütigen Standzeit für die Sedimentation die Hälfte abgeschöpft, sodass das klare Abwasser entfernt und das partikelhaltige beibehalten wurde. Anschließend wurde das Behältnis wieder bis zur 1-Liter-Marke aufgefüllt und der Prozess zweimal wiederholt.

5.4.2 Versuch 1

Animpfen

Die erste Inbetriebnahme des TK-Systems fand am 01.04.2025 mit 1 l frisch entnommenen, aufkonzentriertem Animpfmaterial und 500 ml verdünntem HTC-PW statt. Einen Tag zuvor wurde das Pumpsystem des Laborreaktors mit Wasser beschickt, um das Füllmaterial anzufeuchten.

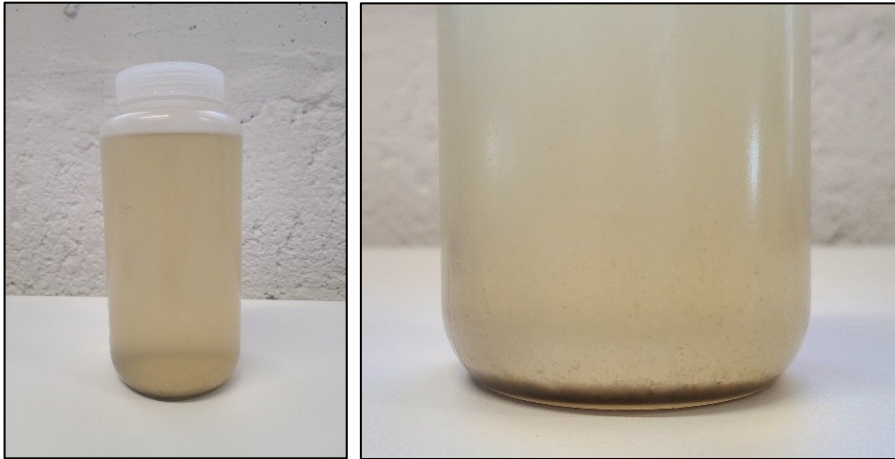


Abb. 38: Animpfmaterial für Versuch 1

Die Mikroorganismen waren zu diesem Zeitpunkt an eine Abwassertemperatur von 6 °C gewöhnt. Um sie langsam an mesophile Bedingungen heranzuführen, wurde das TK-System zu Versuchsbeginn bei nur 20 °C betrieben.

Das zugegebene „Futter“ (nachfolgend als „Feed“ bezeichnet) wurde am gleichen Tag aus HTC-PW und Leitungswasser angemischt. Der Vorrat betrug 5 l mit einem CSB von 500 mg/l. Aus ihm wurden in den darauffolgenden Tagen immer wieder Anteile entnommen, um bereits gereinigtes Abwasser zu ersetzen und somit die Nahrungsgrundlage der Mikroorganismen aufrecht zu erhalten.

Die Lagerung des Feeds erfolgte außerhalb des Klimaschranks in einem Kanister bei Zimmertemperatur.

Versuchscharakteristik

Der erste Versuchsanlauf (V1) des Labortropfkörpers ist als Probetrieb zu verstehen, bei dem viele vermeidbare Fehler gemacht wurden. Diese wurden dokumentiert, ausgewertet und im Zuge des Lernprozesses in darauffolgenden Experimenten berücksichtigt. Eine allgemeine Übersicht zu den Eckdaten von V1 bietet die nachfolgende Tab. 3.

Versuch 1 war geprägt von einer unzureichenden Anzahl an CSB-Analysen während der Animpfphase sowie unregelmäßigen Unterbrechungen der kontinuierlich geplanten Messungen, bedingt durch Feier- und Brückentage. So belastete der Umstand, dass das Bioenergietechnikum vom 18.04.2025 bis 21.04.2025 (Osterfeiertage) vollständig geschlossen war, sowohl die regelmäßige Datenerfassung als auch die Gewährleistung einer ausreichenden Versorgung der Mikroorganismen mit neuem Feed.

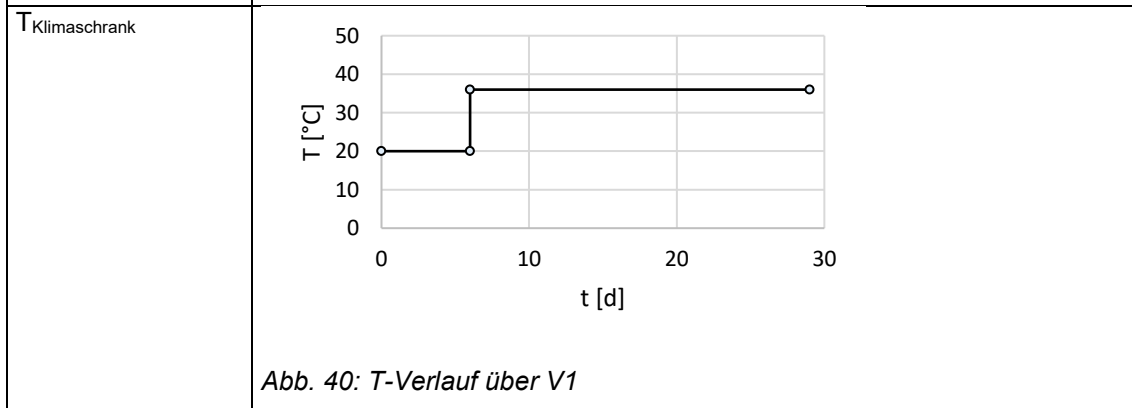
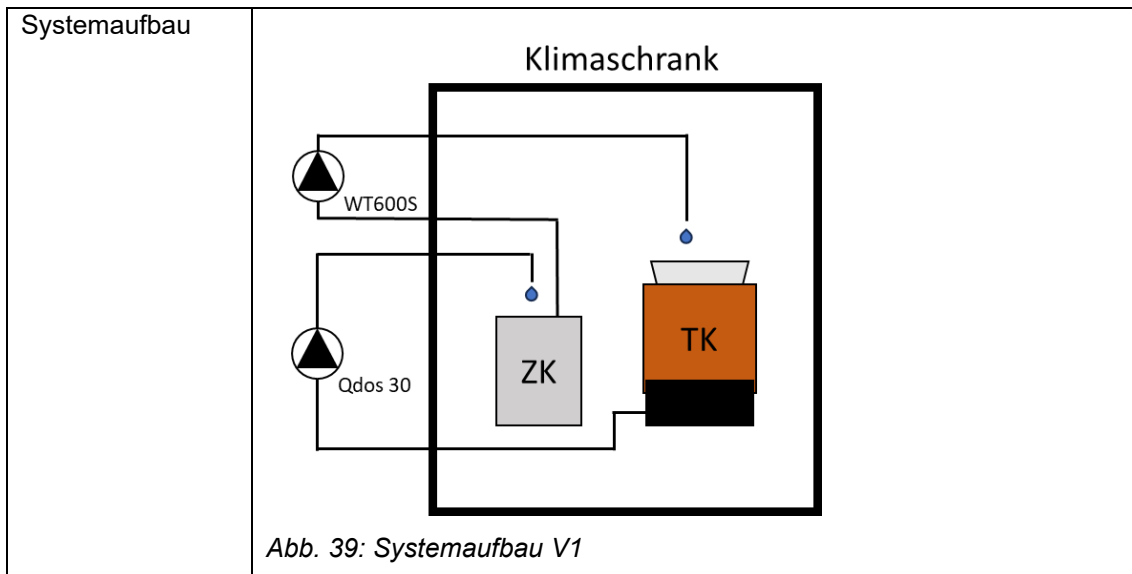
Zudem war es nicht möglich, während der Wochenenden das TK-System auf seine Funktionstüchtigkeit oder den CSB-Wert zu überprüfen, da die Forschungseinrichtung zu diesen Zeiten aus arbeitsschutzrechtlichen Gründen nicht betretbar war. Dieser Umstand ließ sich auch in fortschreitenden Versuchen nicht vermeiden und führte letztendlich zur später in Kapitel 5.4.3 dokumentierten Havarie in Versuch 2.

Des Weiteren waren die erfassten Daten unvollständig bzgl. des genauen Zeitpunktes der Probennahme und mussten teilweise nachträglich mittels Trendanalyse korrigiert werden. Sie werden daher im Nachfolgenden aufgeführt, aber in der späteren Auswertung nicht mitberücksichtigt.

Tab. 3: Versuchscharakteristik von V1

Kenndaten	
Versuchsstart	01.04.2025
Versuchsdauer	29 Tage
Abbruchgrund	Havarie durch Schlauchlösung
Animpfen	
$T_{\text{Animpfmaterial}}$	6 °C
$\text{CBS}_{\text{Animpfmaterial}}$	Nicht bestimmt
Animpfmischung	1.000 ml Animpfmaterial, 500 ml Feed
Feed	
CSB_{Feed}	497 mg/l bis 776 mg/l
Herstellung	Vorrätig auf 5 l an Tag 0 und Tag 16
Lagerort	Externer Kanister
T_{Lagerung}	Tag 0 bis 16: 22 °C Tag 16 bis 29: 5 °C
TK-Betrieb	
Betriebsart	Teilautomatisiert: Rezirkulation ohne Nachklärung, manueller Feed

Fortsetzung Tab. 3



Analytik	
Beprobung	Vor und nach dem Feed
Intervall	2 bis 3 Tage (Mo, Mi, Fr)
Ausfälle	Vom 18.04.2025 bis 21.04.2025 (Osterfeiertage)
Auswertung	
Abbauleistung	Ermittlung über CSB-Differenz als mittlerer täglicher Abbau
Max. Abbau	121,2 mg/l*d (ungenau Datengrundlage)

Beprobung und CSB-Analyse

Die Beprobung des rezirkulierenden Abwassers wurde während V1 so gering wie möglich gehalten, um Kosten zu sparen. Weder wurde der CSB des Animpfmaterials noch der fertigen Mischung aus Animpfmaterial und Feed bestimmt. Zudem fand die initiale Probennahme erst nach 3 Tagen laufendem TK-Betrieb statt. Eine kontinuierliche CSB-Beprobung startete ebenfalls verspätet 6 Tage nach Versuchsbeginn.

Des Weiteren wurde der Feed lediglich kurz nach seiner Herstellung auf den CSB analysiert. Es wurde die Annahme getroffen, dass der Wert konstant bleibt. Jedoch ergab eine 16 Tage später durchgeführte Analyse, dass das verdünnte PW während seiner Lagerung einer CSB-Abnahme unterlag: So sank der Wert innerhalb dieses Zeitraumes von ursprünglich 497 mg/l auf 342 mg/l.

Der Grund für die reduzierte Analytik lag neben den kostentechnischen Gedanken in der Annahme begründet, der gemessene CSB würde dem rechnerisch aus Mischungsgleichungen (Formel 7) ermittelten Wert ungefähr entsprechen. Wurde der aktuelle CSB im TK-System analytisch bestimmt und für zu niedrig befunden, wurde anhand des im System nach einer Teilentnahme verbliebenen Volumens und der zugegebenen Menge an Feed der CSB der neuen Mischung rechnerisch festgelegt, aber nicht analytisch überprüft.

$$c_{\text{mix}} = \frac{c_1 \cdot V_1 + c_2 \cdot V_2}{V_1 + V_2}$$

Formel 7: Bestimmung der Mischungskonzentration

Mit Beginn der dreimal wöchentlich durchgeführten Beprobung 6 Tage nach Versuchsbeginn stellte sich allerdings heraus, dass dies ein Irrtum war. Der Messwert lag stets unter dem rechnerisch vorausgesagten. Ein Beispiel sei hierbei das folgende:

Rechnerische Bestimmung

Gegeben:

$$V_{\text{TK}} = 1,5 \text{ l}$$

$$CSB_{\text{TK, gemessen}} = 99 \text{ mg/l}$$

$$CSB_{\text{Feed, theoretisch}} = 500 \text{ mg/l}$$

Gesucht:

$CSB_{\text{TK, neu}}$ bei Abzug von 500 ml aus dem System und Zugabe von 500 ml Feed

Rechnung:

$$c_{\text{mix}} = \frac{c_1 \cdot V_1 + c_2 \cdot V_2}{V_1 + V_2}$$

$$c_{\text{mix}} = \frac{CSB_{\text{TK, gemessen}} \cdot 1 \text{ l} + CSB_{\text{Feed, theoretisch}} \cdot 0,5 \text{ l}}{1 \text{ l} + 0,5 \text{ l}}$$

$$c_{\text{mix}} = CSB_{\text{TK, neu}} = 233 \text{ mg/l}$$

Analytische Bestimmung**Messwert:**

$$CSB_{analytisch} = 186 \text{ mg/l}$$

Fazit**Starke Abweichung zw. Mess- und Rechenwert:**

$$CSB_{analytisch} = 186 \text{ mg/l} < 233 \text{ mg/l} = CSB_{rechnerisch}$$

Da sich Mess- und Rechenwert grundlegend unterschieden, wurde als Schlussfolgerung dessen bei anschließenden Beprobungen der aktuelle CSB gemessen, danach ein Teil des sich im System befindlichen Abwasservolumens durch Feed ausgetauscht und der neue CSB analytisch festgestellt.

Bezüglich der an Tag 16 detektierten Feed-Änderung wurden ebenfalls messtechnische sowie lagerungsbezogene Maßnahmen unternommen: Neue Mischungen aus PW und Leitungswasser wurden ab diesem Zeitpunkt bei 5 °C gelagert und einmal wöchentlich beprobt. Zwar ließ sich die Verringerung organischer Fracht trotz Kühlung nicht verhindern, jedoch ergab das Wissen um den aktuell zugegebenen CSB ein besseres Verständnis über das Abbauverhalten im Tropfkörper.

Versuchsablauf

Da das TK-System vor Versuchsanlauf noch nie getestet wurde, lagen noch keine Informationen bzgl. der Adaptionszeiten der Mikroorganismen vor. Die ursprüngliche Überlegung war, den TK eine Woche lang bei 20 °C zu betreiben, die darauffolgende Woche bei 36 °C und anschließend bei 40 °C. Von dieser Planung musste jedoch feiertagsbedingt abgewichen werden: Anstatt am 14.04.2025 die Temperatur auf 40 °C zu erhöhen, wurde der Betrieb bei 36 °C aufrechterhalten, um die Schließung des Bioenergie Technikums vom 18.04.2025 bis 21.04.2025 zu überbrücken. Diese Entscheidung war darin begründet, dass sich eine Temperaturerhöhung direkt auf die Abbauleistung des Biofilms ausübt, wodurch eine regelmäßige CSB-Analyse gefordert wird. Diese war über die Osterfeiertage nicht gewährleistet.

Während der ersten 16 Tage nach Versuchsbeginn erfolgte die Feed-Zugabe jeweils am Montag, Mittwoch und Freitag aus dem angesetzten Reservoir (CSB: 500 mg/l). Dabei wurde das im TK-System rezirkulierende Abwasser

schrittweise durch neuen Feed ersetzt, um ein vollständiges Ausspülen der angesiedelten Mikroorganismen zu verhindern. Die Staffelung der unterschiedlichen Austauschmengen von Abwasser und Feed sind in Tab. 4 dargestellt.

Tab. 4: Staffelung der Feedzugabe während V1

Tag	Ausgetauschtes Volumen Abwasser - Feed
0 bis 5	200 ml, einmalig
6 bis 7	500 ml, einmalig
8 bis 9	1.000 ml, einmalig
10 bis 16	1.500 ml, alle 3 Tage
17 bis 20	0 ml (Osterfeiertage)
21	1.000 ml, einmalig

Nach Feststellung der Feed-Alterung an Tag 16 wurde dieser neu und mit erhöhtem CSB (776 mg/l) angesetzt. Um den Abbauvorgang zu verringern, wurde die Lagerung in eine gekühlte Umgebung bei 5 °C verlegt. Zudem erfolgten regelmäßige CSB-Analysen, um ein besseres Verständnis des Alterungsprozesses zu erlangen. Dieser ist in Abb. 41 dargestellt.

Die in das System einzuleitende Menge an Feed wurde daraufhin vor jedem Abwasseraustausch aus dem Reservoir entnommen und mindestens 30 Minuten lang in den Klimaschrank gestellt, um sie an die Temperatur des TK-Systems anzunähern. Somit sollte einer Störung der Mikroorganismen durch die hohe Temperaturdifferenz von 31 °C vorgebeugt werden.

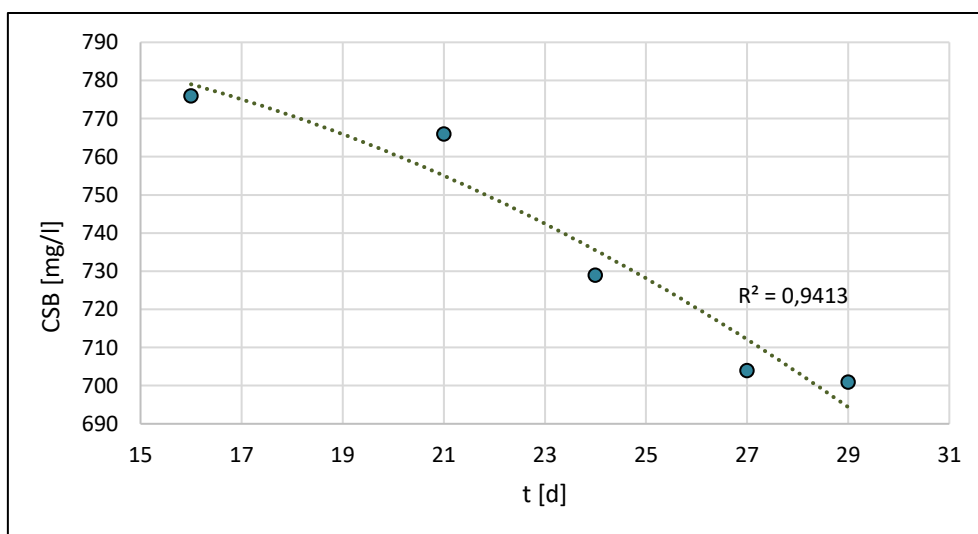


Abb. 41: Feed-Alterung bei 5 °C Umgebungstemperatur

Mit der Erhöhung der CSB-Konzentration sollte sichergestellt werden, dass die Mikroorganismen die feiertagsbedingte Aussetzung regelmäßiger Abwasseraustausche überstehen. Der Versuch wurde dementsprechend für 5 Tage im Batch-Betrieb gefahren. Anschließend sollte der TK für eine weitere Woche bei 36 °C betrieben werden, um eventuelle Nahrungsdefizite auszugleichen. Darauffolgend war der Einstieg in die mesophile Phase geplant, der jedoch aufgrund einer Havarie nicht mehr stattfand.

Systemmodifizierung und Havarie

Nach der Überbrückung im Batch-Betrieb wurden an Tag 21 (Dienstag) erneut Abwasser und Feed ausgetauscht. Zudem erfolgte eine leichte Modifizierung des TK-Systems.

Wie bereits in Kapitel 5.2 dargestellt, war die ursprüngliche Idee des TK-Systems, Feed aus einem im Klimaschrank integrierten Reservoir über die WT600S-Pumpe in den TK zu überführen (Abb. 42). Zwar konnte diese mit bis zu vier Schläuchen gleichzeitig arbeiten, sie aber nicht unabhängig betreiben. Die Folge wäre ein ständiger Ein- und Ausbau im Wechsel mit dem bereits installierten, von der ZK zum TK führenden Schlauch „S1“ gewesen. Somit wurde der vom geplanten Reservoir zum TK führende Schlauch „S4“ zwar vor Versuchsbeginn installiert, aber nie betrieben. Aus Platzgründen sollte er nun deshalb entfernt werden (Abb. 43).

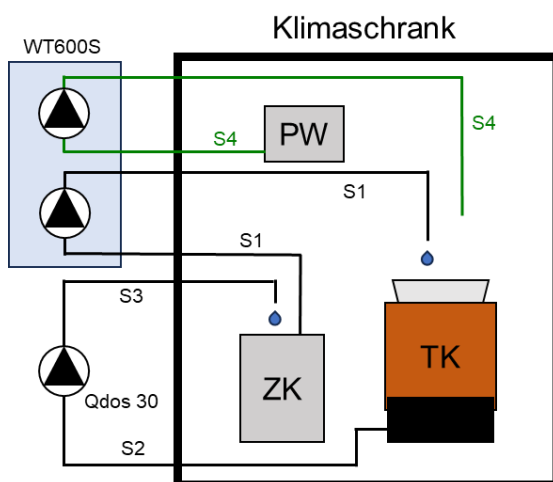


Abb. 42: TK-System vor der Modifizierung

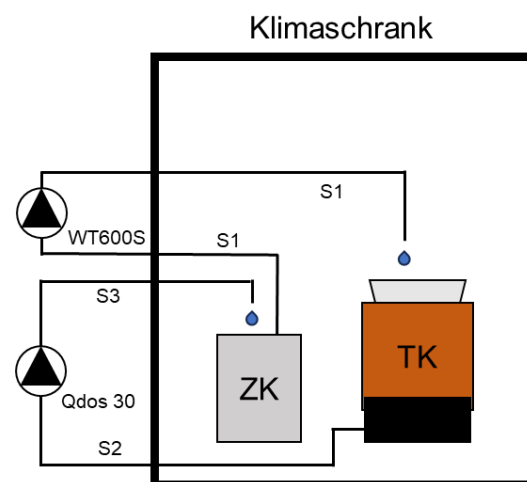


Abb. 43: TK-System nach der Modifizierung

Beide Schläuche waren mit Draht an dem auf dem TK positionierten Sieb befestigt, wodurch der Ausbau von S4 einfach zu bewerkstelligen war (siehe Abb. 44). Nach seiner Entfernung wurde der Draht so verborgen, dass S1 augenscheinlich fest verankert war. Die Rezirkulation über die WT600S fand wie üblich statt.

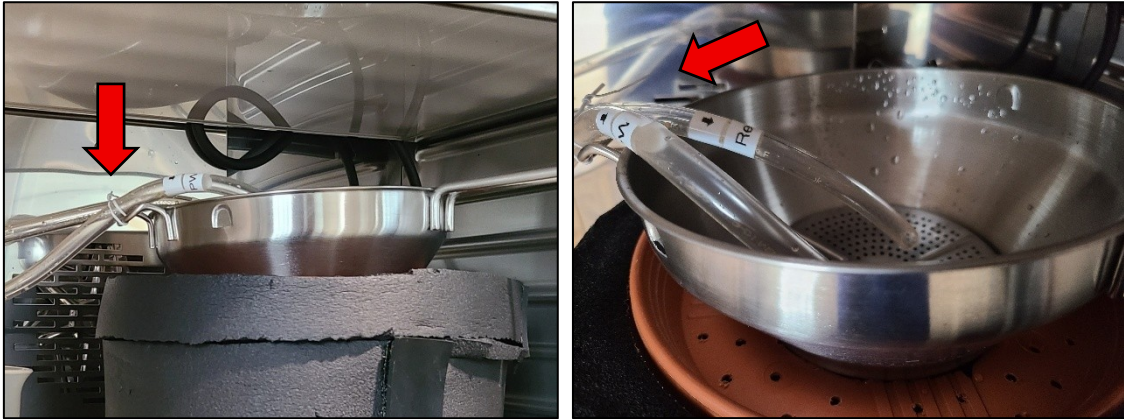


Abb. 44: Befestigung von S1 und S4

Um den Analyserhythmus (Mo, Mi, Fr) aufrecht zu erhalten, wurde sich dafür entschieden, die nächste Beprobung erst an Tag 24 (Freitag) durchzuführen. Dies erwies sich als Fehler, da es in der Zwischenzeit zu einer unbemerkten Havarie kam.

So muss sich zu einem unbekanntem Zeitpunkt S1 aus der Drahtbefestigung gelöst haben, wobei er durch die Kraft des durch ihn gepumpten Abwassers so gedreht wurde, dass er letztendlich nicht mehr nach unten in den TK, sondern nach oben zeigte. Eine mutmaßliche Ursache für diese Demontierung könnte die bei jedem Pumpvorgang auftretende Schlauchvibration gewesen sein. Normalerweise war es der Vibration unmöglich, weitreichenden Einfluss auf die Positionierung von S1 nehmen, da er zusammen mit S4 fest verdrahtet war. Durch die Entfernung von S4 hatte S1 jedoch plötzlich erweiterten Spielraum, der letztendlich ausreichend groß war, um ihn während des Pumpvorganges aus seiner Befestigung zu lösen.

Die dabei auftretenden Kräfte müssen zudem groß genug gewesen sein, um die Plastikabdeckung auf dem Sieb wegzustoßen. Diese sollte eigentlich verhindern, dass es bei erhöhten Umgebungstemperaturen zu verstärkter Verdunstung aus dem TK kommt (vgl. Abb. 30). Zudem diente sie als Spritzschutz bei der Beschickung.

Durch die Schlauchlösung sowie den Wegfall der Abdeckung wurde bei jeder Rezirkulation das verbliebene Abwasser auf die Decke des Klimaschranks gerichtet, an welcher es entweder verdunstete oder über die Seitenwände zum Boden lief. Das TK-System verlor somit immer mehr Abwasser, bis letztendlich nur noch ein geringer Rest (ca. 100 ml) in der ZK verblieb, der von S1 nicht mehr erreicht wurde. Die Mikroorganismen verloren somit sowohl ihr lebensnotwendiges, permanent feuchtes Biotop als auch ihre Nahrungsgrundlage.

Als der Klimaschrank an Tag 24 zur Beprobung geöffnet wurde, war die oberste Schicht Lavaschlacke im Inneren des TKs trotz der Havarie noch leicht angefeuchtet. Es wurde sofort der verbliebene Rest Abwasser aus der ZK entfernt, neuer Feed ohne vorherige Aufwärmung in das System gegeben und in drei Rezirkulationen ohne Unterbrechung gefahren, um eine vollständige Befeuchtung wieder sicherzustellen.

Das ausgetauschte Restabwasser enthielt viele bräunliche Partikel, welche sich in Form und Farbe stark von den üblicherweise aus dem TK ausgespülten Biofilmrückständen unterschieden. Eine Untersuchung mit dem Rundküvettest „NANOCOLOR CSB 1500“ zeigte, dass der CSB deutlich außerhalb des messbaren Bereichs (bis 1.500 mg/l) lag. Dieses Ergebnis manifestierte sich zudem in einer Blaufärbung der Analyseflüssigkeit, welche üblicherweise eine gelbe, bei Annäherung an die obere Messbereichsgrenze grüne bzw. blaue Farbe annimmt (vgl. Abb. 45 und Abb. 46).



Abb. 45: Konzentrationsreihe des CSB-NANO-COLOR-Rundküvettestes mit steigender CSB-Konzentration (entnommen aus [37])

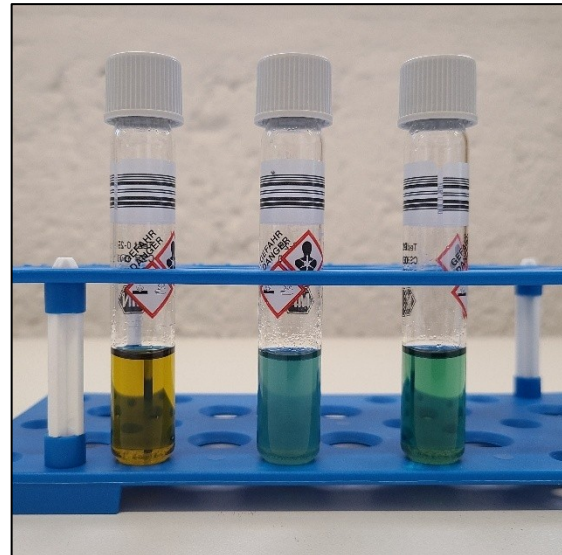


Abb. 46: Blaufärbung indiziert CSB-Wert außerhalb des oberen Messbereichs

Es ist anzunehmen, dass die mesophile Umgebungstemperatur im Zusammenhang mit dem fehlenden mikrobiellen Abbau zu verstärkten Polymerisationsreaktionen innerhalb des Prozesswassers geführt haben, wodurch sich partikelartige Strukturen gebildet haben. Diese Strukturen fanden sich auch im reinen, für die Feed-Herstellung verwendeten Prozesswasser in Form eines Bodensatzes.

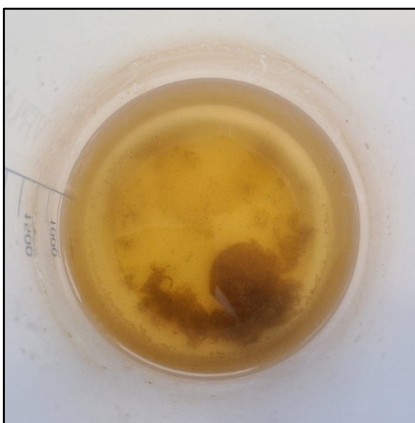


Abb. 47: Polymerisiertes PW im Rückstand der Zwischenklärung

Wie schon in Kapitel 5.3.1 beschrieben, verzeichnete das Ausgangssubstrat selbst über ein Jahr nach seiner Entstehung eine gewisse Reaktivität, indem es bei 5 °C Umgebungstemperatur und ausreichend vorhandenem Luftsauerstoff

seinen CSB erhöht (vgl. Abb. 31). Dieser Effekt schien sich in diesem Fall durch erhöhte Umgebungstemperatur und permanenten Luftkontakt nochmals verstärkt zu haben.

Nach Wiederherstellung der Funktionstüchtigkeit des TK-Systems deutete eine erste CSB-Überprüfung an Tag 27 (Montag) auf eine Erholung der Mikroorganismen hin: Der Wert war über das Wochenende von 729 mg/l (bedingt durch Feed-Alterung) auf 670 mg/l gesunken (siehe Abb. 48). Dem widersprach allerdings das Ergebnis der darauffolgenden Analyse an Tag 29: Sie belegte eine CSB-Erhöhung auf 931 mg/l. Zudem ließen sich abermals polymerisierte Partikel am Grund der Zwischenklärung nachweisen.

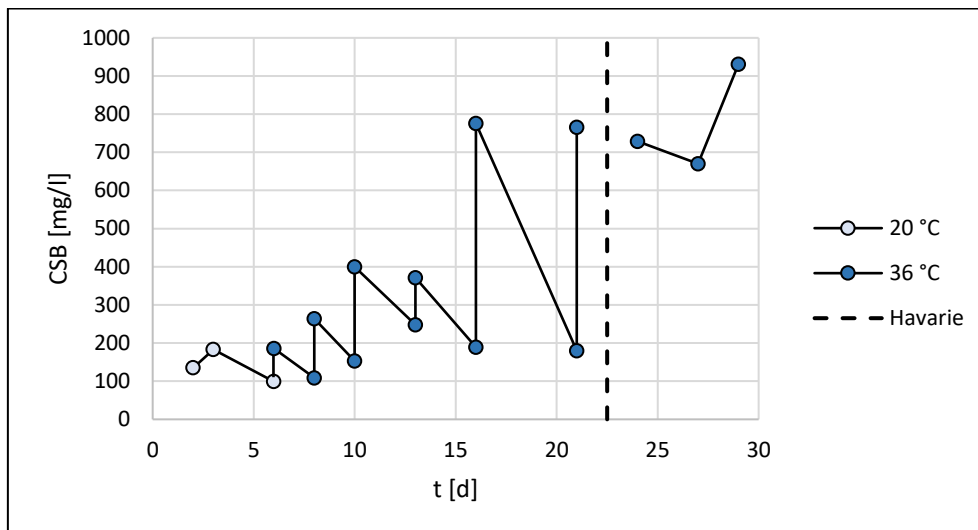


Abb. 48: Ergebnisse der CSB-Beprobungen während Versuch 1

Da eine Erhöhung des CSBs auf einen nicht stattfindenden Abbau und somit auf das Absterben des Biofilmes schließen ließ, wurde die Entscheidung getroffen, den Versuch abzubrechen und eine neue Adaption mit neuem Animpfmaterial durchzuführen.

Ergebnisse

Die in V1 ermittelten Werte zur Abbauleistung sind aufgrund der vielen Analysenstände nur geringfügig aussagekräftig. Zum einen musste eine nachträgliche Korrektur des Feed-CSBs für die Tage 2 bis 15 durchgeführt werden (basierend auf einer Trendanalyse), zum anderen wurde bei der Beprobung des neuen CSBs nach Feed-Zugabe die genaue Uhrzeit nicht notiert.

Da die Feed-Änderung erst im Rahmen einer Analyse an Tag 16 bemerkt wurde, lagen für den Zeitraum von Tag 0 bis Tag 16 nur zwei Messwerte vor. Es wurde daher rückwirkend anhand dieser beiden Messdaten eine lineare Trendanalyse für die Tage 2 bis 15 angesetzt, um die CSB-Abnahme während der Lagerung bei 20 °C annähernd darzustellen. Da der Feed nach Feststellung des Alterungsprozesses verworfen wurde, konnte eine nachträgliche, genauere Beschreibung des CSB-Rückganges mit mehr Messwerten nicht mehr durchgeführt werden.

Spätere Untersuchungen zur Feed-Änderung in V2 ließen auf einen polynomisch beschreibbaren Abbau rückschließen (Bestimmtheitsmaß: 0,94). Aufgrund der Entsorgung des Feeds und dem somit fehlenden dritten Messwert konnte diese Darstellung allerdings nicht mehr auf die vorliegenden Daten angewendet werden.

Wie in 5.3.2 zudem erwähnt, wurde der TK-Inhalt vor und nach einer Feed-Zugabe (mit Ausnahme der Tage 10 und 13) beprobt, die genaue Uhrzeit jedoch nicht notiert. In der Regel fand die zweite Probennahme ca. 2 Stunden nach der ersten um 8:30 Uhr statt. Diese Differenz wurde bei der Berechnung der Abbauleistung pauschal mitberücksichtigt (Abb. 49).

Unter Berücksichtigung der getroffenen Annahmen konnte während V1 eine maximale tägliche Abbauleistung von 121,2 mg/l erzielt werden (Tag 21, T = 36 °C).

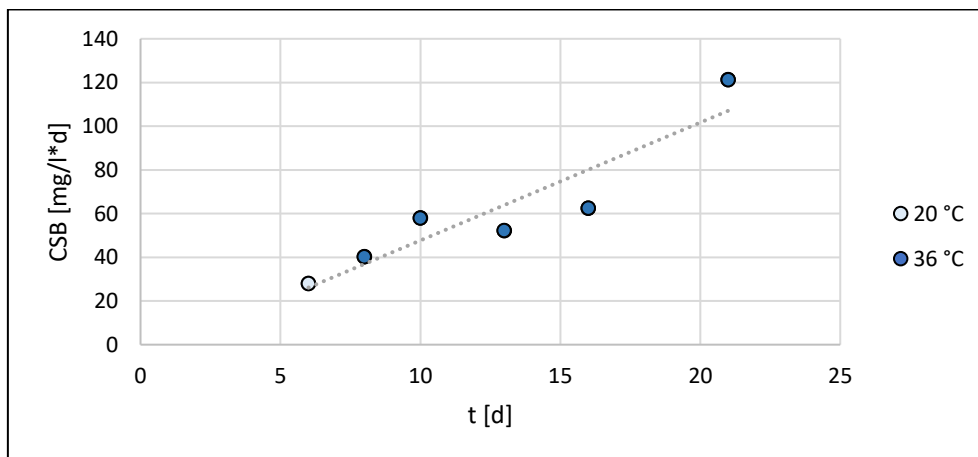


Abb. 49: Entwicklung der Abbauleistung von V1 bis vor der Havarie

(ungenauere Datengrundlage bzgl. Feed-Änderung und t zw. den Probennahmen)

5.4.3 Versuch 2

Animpfen

Der zweite Start des TK-Betriebs fand am 05.05.2025, mit neuem, von Elisa Deiß und Ralf Scheffler besorgten Animpfmaterial statt (siehe Kapitel 5.4.1). Aufgrund der gestiegenen Umgebungstemperaturen im Vergleich zum 01.04.2025 waren die entnommenen Mikroorganismen bereits an Abwassertemperaturen von 10 °C gewöhnt, 4 °C mehr als zu Beginn von Versuch 1.

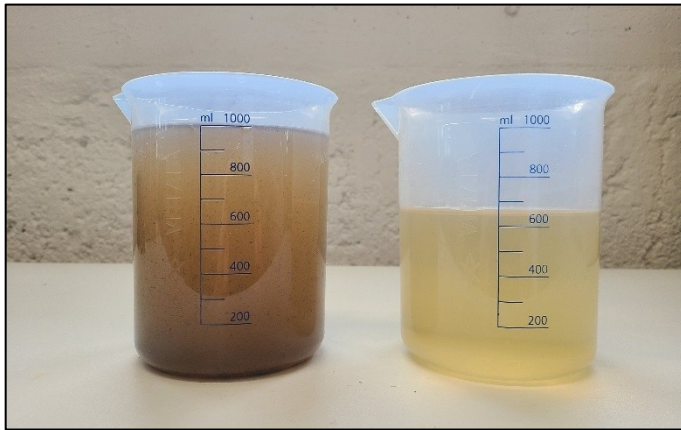


Abb. 50: V. l. n. r.: Aufkonzentrierter und abgezogener Anteil des neuen Animpfmaterials



Abb. 51: Detailaufnahme Animpfmaterial V2

Diesmal wurden ca. 1,65 anstelle von einem Liter aus dem Rezirkulationsschacht der Kläranlage entnommen, an Ort und Stelle dreimal aufkonzentriert und im Biotechnikum nochmals auf einen Liter reduziert. Das Animpfmaterial zeichnete sich daher im Vergleich zu demjenigen aus V1 durch einen höheren partikulären Anteil aus (vgl. Abb. 38 und Abb. 50). Dieser war gut absetzbar und sedimentierte bereits innerhalb von 15 Minuten (Abb. 53). Der CSB betrug 140 mg/l.

Analog zum vorherigen Versuch wurde dem Substrat 500 ml Feed (CSB: 509 mg/l) zugesetzt.

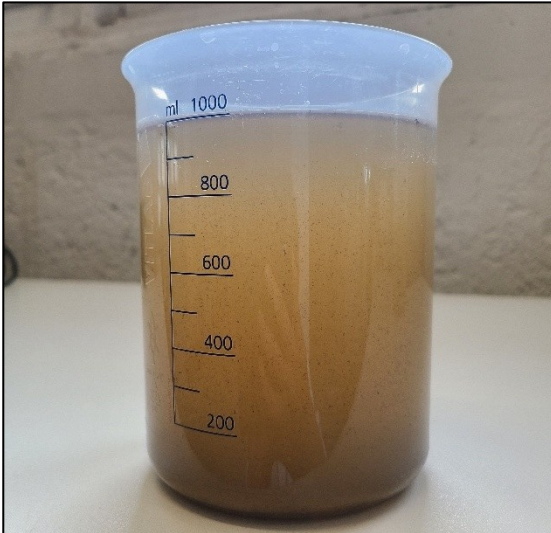


Abb. 52: Durchmischtes Animpfmaterial

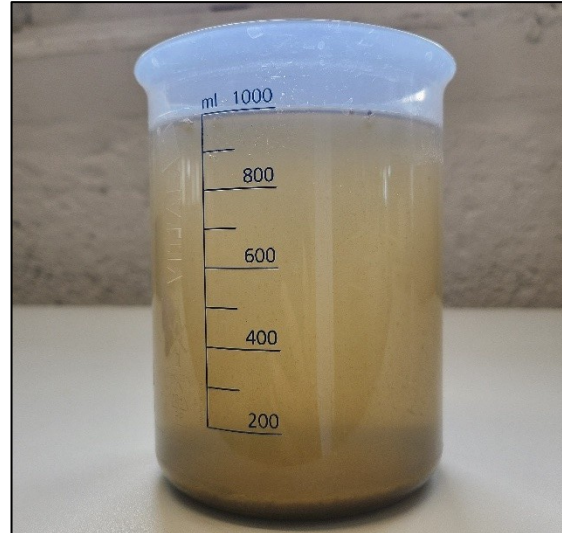


Abb. 53: Bodensatz nach 15 min

Versuchscharakteristik

In Versuch 2 wurden die Erkenntnisse bzgl. eines Optimierungsbedarfes aus V1 weitgehend umgesetzt: Es erfolgten deutlich mehr Beprobungen und CSB-Analysen, u. a. auch von dem reinen Animpfmaterial. Zudem wurde der Feed regelmäßig analysiert, um den Alterungsprozess in die Auswertung miteinzubeziehen. Da bei den Probennahmen diesmal auch der Zeitpunkt der Entnahme mit dokumentiert wurde, konnte die Abbauleistung auf einen stündlichen Wert bestimmt und auf einen mittleren täglichen Abbau hochgerechnet werden. Zudem wurde, um Störungen des Versuchsablaufs durch Feiertage oder anderweitige Schließungen des Bioenergietechnikums vorzubeugen, ein vollständig automatisierter Betrieb inklusive Nachklärung (NK) etabliert.

Tab. 5: Versuchscharakteristik von V2

Kenndaten	
Versuchsstart	05.05.2025
Versuchsdauer	23 Tage
Abbruchgrund	Abtötung der Mikroorganismen bei Temperaturerhöhung auf 50 °C
Animpfen	
$T_{\text{Animpfmaterial}}$	10 °C
$\text{CBS}_{\text{Animpfmaterial}}$	140 mg/l
Animpfmischung	1.000 ml Animpfmaterial, 500 ml Feed
Feed	
CSB_{Feed}	509 mg/l bis 900 mg/l
Herstellung	Zehnmal vorrätig auf 1 l bis 7 l

Weiterführung von Tab. 5

Lagerort	Externer Kanister
T _{Lagerung}	Tag 0 bis 10: 5 °C (manueller Feed) Tag 11 bis 23: 22 °C (automatisierter Feed)
TK-Betrieb	
Betriebsart	a) Teilautomatisiert: Rezirkulation ohne Nachklärung, manueller Feed (analog zu Tab. 3) b) Automatisiert: Rezirkulation mit Nachklärung, automatisierter Feed
Systemaufbau automatisiert	<p>Abb. 54: Systemaufbau V2</p>
T _{Klimaschrank}	<p>Abb. 55: T-Verlauf über V2</p>
Analytik	
Beprobung	Vor und nach dem Feed
Intervall	1 bis 3 Tage
Ausfälle	Keine
Auswertung	
Abbauleistung	Ermittlung über CSB-Differenz als mittlerer stündlicher Abbau, Hochrechnung auf mittleren täglichen Abbau
Max. Abbau	457,30 mg/l*d

Beprobung und CSB-Analyse

Die Beprobung der Zwischenklärung fand mit Ausnahme der Wochenenden täglich statt, da das Animpfmaterial sich durch eine im Vergleich zu V1 deutlich höhere Abbauleistung auszeichnete. Es war daher auch notwendig, nahezu jeden Tag neuen Feed in das System zuzugeben, was zu der Etablierung eines automatisierten Betriebes führte. Die Probennahme fand ähnlich zu V1 vor und nach der Feed-Zugabe statt, diesmal allerdings mit genauer Dokumentation des Entnahmezeitpunktes. Über diesen konnte eine minutengenaue zeitliche Differenz zw. den einzelnen Beprobungen ermittelt werden und in die Berechnung der Abbauleistung mit einfließen.

Versuchsablauf

Der Tropfkörper wurde innerhalb der ersten Woche bei 20 °C betrieben, um den Mikroorganismen genügend Zeit für eine Adaption zu geben. Es war ursprünglich vorgesehen, während dieser Zeit aus einem 5,5-Liter-Vorrat Feed zuzugeben und diesen bei 5 °C zu lagern, um einer vorschnellen Alterung vorzubeugen. Da sich die Mikroorganismen jedoch sehr CSB-zehrend verhielten, musste ab Tag 4 immer frischer Feed in bedarfsgerechter Menge (1.500 ml) angesetzt werden. Es wurden daher 500 ml von dem bereits gereinigten PW im TK-System belassen und mit neuem Feed auf 2 Liter aufgefüllt.

Die Erhöhung der Umgebungstemperatur auf 30 °C verlief planmäßig am siebten Tag nach der Inbetriebnahme. Das Temperaturniveau sollte noch eine weitere Woche gehalten werden, musste aber aus Zeitgründen (Schließung des Bioenergie-technikums über Himmelfahrt) auf zwei Tage verkürzt werden. So wurde das System bereits an Tag 9 auf 40 °C erhitzt.

Der Übergang aus dem psychrophilen in den mesophilen Temperaturbereich sorgte für eine Zunahme organischer Ablagerungen innerhalb des Schlauch-Systems. Ähnliches wurde bereits während der Temperaturerhöhung von 20 °C auf 36 °C während Versuch 1 beobachtet. Insbesondere an Stellen mit stehendem Abwasser wuchs der Biofilm sehr schnell an, jedoch ohne die Schlauchleitung maßgebend zu verstopfen. Es bestand daher zunächst kein Handlungsbedarf.

Automatisierung

Um die Fehleranfälligkeit der Abwasseraufbereitung während der Feiertage zu verringern, wurde ab Tag 10 ein automatischer Betrieb gestartet. Dafür wurde das TK-System um eine Nachklärung (NK), einen PW-Feed-Vorrat (PW) und zwei kleine Aquariumpumpen der Marke COKDEZ erweitert (siehe dazu Abb. 54, Abb. 56). Die Pumpen wurden analog zu dem bereits installierten Pumpsystem über Zeitschaltuhren gesteuert. Eine wurde in die Zwischenklärung (ZK) gesetzt, um gereinigtes Abwasser in die Nachklärung zu fördern. Der anderen oblag die Zugabe von frischem Feed aus dem neu angeschlossenen PW-Vorrat.

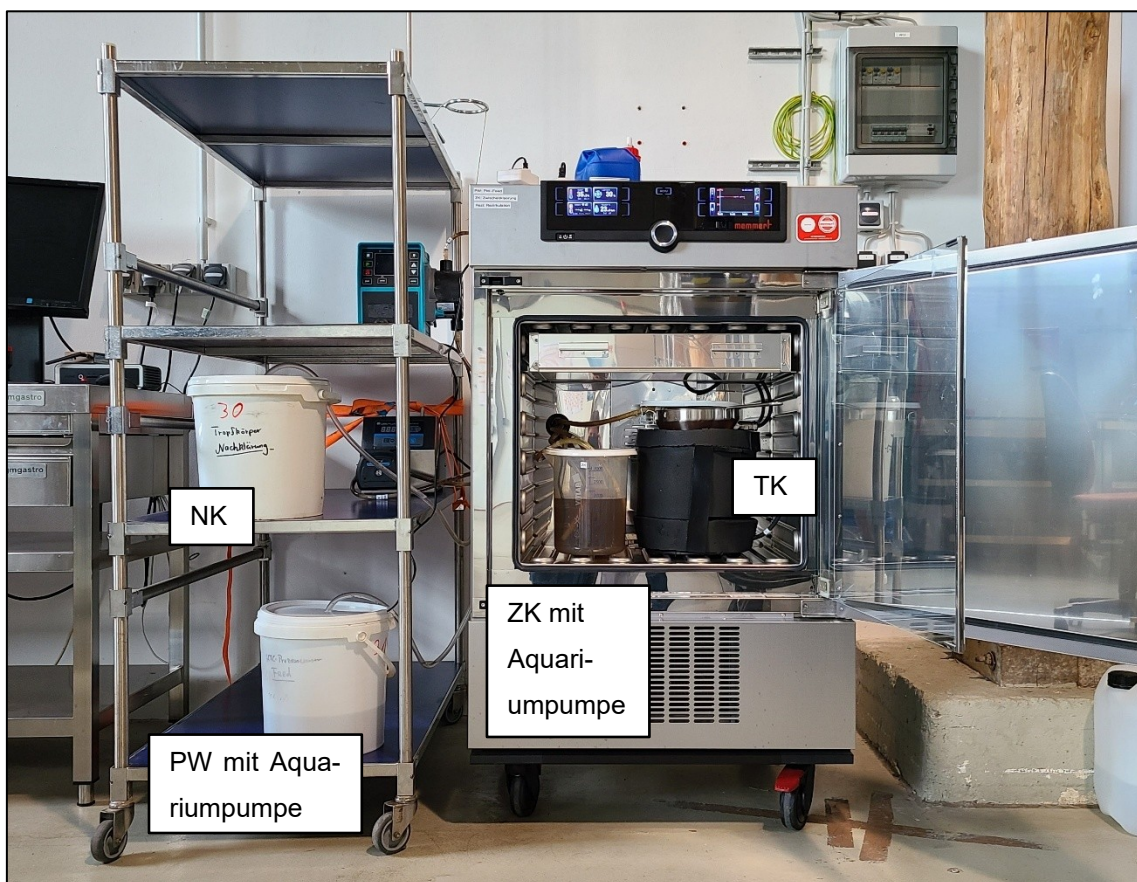


Abb. 56: Automatisiertes System

Die Zeitschaltuhren waren so programmiert, dass alle 8 Stunden 500 ml aus der ZK in die NK gepumpt und anschließend durch 500 ml Feed ersetzt wurden. Dafür wurde ein Vorrat von 7 Litern (CSB: 900 mg/l) angesetzt. Somit konnten täglich 1,5 Liter Abwasser gereinigt werden, was einer Raumbelastung von 385,7 kg/m³*d entsprach.

Havarie 2 - Schlauchverstopfung

Eine erste Überprüfung des automatischen Betriebes an Tag 14 (Montag) ließ auf eine erfolgreiche Versorgung über das Wochenende rückschließen: Im Feed-Tank befanden sich nur noch 2,5 von 7 Litern, zudem war das Nachklärbecken mit 4,25 Litern gefüllt. Theoretisch hätten es 2 Liter im Feed und 5 Liter in der NK sein müssen, doch dies wurde vorerst auf die allseits anfallenden Flüssigkeitsrückstände im Schlauchsystem zurückgeführt.

Allerdings zeigte sich zum Zeitpunkt der automatischen Feed-Zugabe ein Ungleichgewicht in den Druck- und Fließverhältnissen beim Abzug in die NK. Offensichtlich war der Abwasserstand in der NK mittlerweile so weit gestiegen, dass er Kontakt zum einmündenden Schlauch hatte. Die Flüssigkeiten in ZK und NK standen somit über Pumpwirkung und hydrostatischen Druck in Kontakt zueinander und verhielten sich wie kommunizierende Röhren: Pumpte die Aquariumpumpe Abwasser von der ZK in die NK, floss dieses sofort wieder zurück in die ZK.

Da die zweite Aquariumpumpe im PW-Feed stationiert war, ihr Schlauch bei 2 statt 1,5 Litern Füllstand in der ZK aber ebenfalls Kontakt zu der dort stehenden Flüssigkeit hatte, floss auch hier beim Pumpen der Feed nicht wie gewollt in die ZK, sondern wieder zurück.

Dieses unbeabsichtigte Phänomen ließ sich leicht durch eine Umplatzierung der einmündenden Schläuche korrigieren, indem diese höher, d. h. außerhalb der Kontaktflächen mit den Flüssigkeiten, fixiert wurden.

Jedoch machte sich kurz darauf mit dem automatischen Einschalten des Rezirkulationssystems eine weitere Störung bemerkbar: Die für den Abzug aus der Zwischenklärung zum Tropfkörper verantwortliche Lead-Fluid-Pumpe fing wie gewöhnlich an zu arbeiten, förderte aber kein Abwasser. Der Tropfkörper wurde somit nicht mit Flüssigkeit benetzt und das Abwasser verblieb in der Zwischenklärung. Als Folge pumpte die sich eine Minute später einschaltende Watson-Marlow-Pumpe auch kein durchgerieseltes Abwasser ab, sondern nur Luft.

Eine erste Untersuchung ergab, dass die Lead-Fluid-Pumpe an keiner technischen Störung litt. Vielmehr schien sich der von der ZK zum TK mündende Schlauch mit Biomasse zugesetzt zu haben. Die Bestätigung fand sich auf dem Sieb über dem TK-Einlass: Dort hatten sich viele, mittlerweile längst getrocknete,

organische Ablagerungen angesammelt, darunter auch ein 5 cm langes, schlauchförmiges Stück (siehe Abb. 57 und Abb. 58).



Abb. 57: Im Sieb zurückgehaltene Organik



Abb. 58: Große, aus dem Schlauch ausgespülte organische Ablagerung

Ähnliche kleinere Ablagerungen waren bereits in den Wochen zuvor sowie in Versuch 1 aufgetreten. Sie bildeten sich innerhalb der beiden für die Rezirkulation verantwortlichen Schläuche und wurden regelmäßig durch Pumpvorgänge losgelöst und ausgespült.

Stammten sie bspw. in dem vom TK-Auslass zur ZK führenden Schlauch „A“, gelangten sie nach der Loslösung in die ZK. Anschließend wurden sie von dem von der ZK zum TK-Einlass führenden Schlauch „B“ angesaugt und auf das Sieb gespült. Hatten die Ablagerungen ihren Ursprung in Schlauch B, wurden sie nach dem Ablösen analog auf das Sieb verfrachtet.

Derartige Rückstände sammelten sich somit über die Zeit im Sieb an und konnten bei den routinemäßigen Untersuchungen während der CSB-Beprobungen händisch entfernt werden.

In dem vorliegenden Fall schien sich ein großes Biomassestück aus Schlauch B gelöst zu haben. Die Ablagerung war dann innerhalb des Schlauches weiter verfrachtet worden, bis sie auf weitere, bereits bestehende Ablagerungen traf. Mit diesen musste sie sich anschließend derartig verkantet haben, dass die Durchströmung vollständig zum Erliegen kam.

Eine Überprüfung des TK-Inhaltes nach dem Entfernen des Siebes zeigte, dass dieser schon seit längerer Zeit trockengefallen war. Es ist daher davon auszugehen, dass sich entweder am Samstag oder am Sonntag das Schlauchsystem so stark zugesetzt hatte, dass kein Durchfluss mehr möglich war. Zusammen mit

der hohen Umgebungstemperatur von 40 °C und der damit einhergehenden hohen Verdunstung stellten sich somit abermals lebensbedrohliche Umstände für die angesiedelten Mikroorganismen ein (siehe Ende von Versuch 1).

Als erste Hilfsmaßnahme wurde ein Teil des sich im Rezirkulationsbecken befindlichen Abwassers entnommen und mit neuem Feed aufgefüllt. Eine CSB-Analyse dieses Gemisches ergab einen Wert von 629 mg/l. Anschließend wurde das Abwasser händisch mittels Messbecher in den TK geschüttet und anschließend über die Watson-Marlow-Pumpe wieder in die ZK gepumpt. Die Pumpe leistete dies, trotz des möglicherweise tagelangen Trockenbetriebes, ohne Fehlfunktionen. Die Prozedur wurde zweimal wiederholt.

Da sich die Rezirkulation mittels Messbecher als schwierig gestaltete, wurde die sich in der ZK befindende Aquariumpumpe zweckentfremdet: Anstatt in die Nachklärung zu entleeren, wurde der Schlauch in den TK-Einlass umgeleitet. Somit fiel der Umfüllungsschritt weg, allerdings musste die Aquariumpumpe manuell an- und ausgeschaltet werden, um ein Trockenfallen rechtzeitig zu verhindern.

Nach insgesamt 5 provisorischen Rezirkulationen wurde der zugesetzte Schlauch aus dem Pumpsystem ausgebaut: Er war an mehreren Stellen vollständig verstopft (vgl. Abb. 59 und Abb. 60). Spülungen mit Wasser konnten die Ablagerungspropfen nicht entfernen, daher musste ein neuer Schlauch verwendet werden.

Dabei fiel auf, dass der alte Schlauch überall dort, wo er lange Zeit mit dem Abwasser in Kontakt gestanden hatte, hart und porös geworden war. Dies zeigte sich insbesondere beim in die ZK eingetauchten Endstück und beim zum Sieb einmündenden Teil. Es besteht Grund zur Annahme, dass der Kunststoff durch das verdünnte PW chemisch verändert worden ist. Bei den verwendeten Schläuchen handelte es sich um Laborprodukte des Typs Tygon® E-3603, hergestellt aus thermoplastischem Elastomer. Eine Materialbeeinträchtigung durch die erhöhten Umgebungstemperaturen kann ausgeschlossen werden, da die Schläuche auf bis zu 73 °C ausgelegt waren.



Abb. 59: Ausgebauter Rezirkulationsschlauch



Abb. 60: Mit Ablagerungen zugesezte
Schlauchabschnitte

Während des Umbaus wurde die Temperatureinstellung im Klimaschrank auf 20 °C herabgesetzt, um die Verdunstung im vorübergehend unbeschickten TK zu reduzieren.

Der neu gestartete Betrieb über die Lead-Fluid-Pumpe verlief fehlerlos. Allerdings stellte sich heraus, dass die Pumpe in dem über die Zeitschaltuhr eingestellten 1-Minuten-Intervall plötzlich deutlich mehr Abwasser förderte, als sie es mit dem alten Schlauch getan hatte. Offensichtlich hatten kleinere Ablagerungen bereits in der Vergangenheit dazu geführt, dass weniger Abwasser durch den Schlauch transportiert werden konnte. Da sichergestellt werden musste, dass die Aquariumpumpe in der Zwischenklärung nicht trockenfällt, wurde das Zeitintervall so lange justiert, bis ca. 500 ml Abwasser in der ZK verblieben. Ein Optimum fand sich schließlich bei 32 s Betrieb sowie 17 min und 28 s Pause, um den 18-min-Zyklus aufrecht zu erhalten. An der Zeitsteuerung der Watson-Marlow-Pumpe musste nichts verändert werden, sie blieb bei 4 min Betrieb und 14 min Pause. Der automatische Feed sowie der Abzug in die Nachklärung wurden an diesem Tag ausgesetzt. Zuerst musste festgestellt werden, ob die Bakterien die Havarie überlebt hatten und wie stark deren Abbauleistung ist.

Die Temperatur im Klimaschrank wurde auf 30 °C eingestellt, um einen Kompromiss zwischen Temperaturstress (10 °C weniger als in den Tagen zuvor) und potenzieller Polymerisierung des PWs zu finden. Wie in Kapitel 5.4.2 bereits dargelegt, neigt das verdünnte HTC-PW bei mesophilen Verhältnissen (in Versuch 1 bei 36 °C) und geschwächtem Organik-Abbau zu einer Zunahme des CSBs (von 670 mg/l auf 931 mg/l in 2 Tagen).

Eine Überprüfung des CSBs 21 Stunden später ergab einen Wert von 324 mg/l. Einige Mikroorganismen hatten demnach den Trockenfall überlebt und durchschnittlich 14,55 mg/l*h bzw. 349,13 mg/l*d abgebaut. Die rezirkulierenden 2 Liter Abwasser wurden daraufhin zur Hälfte durch neu angesetzten Feed ausgetauscht (CSB_{mix} : 751 mg/l) und die Temperatur auf 35 °C erhöht.

In den darauffolgenden beiden Tagen wurden jeweils der CSB gemessen sowie 1 Liter aus der Rezirkulation durch 1 Liter Feed ersetzt. Gleichzeitig wurde die Temperatur im Klimaschrank wieder auf 40 °C erhöht. Die Messdaten dokumentierten eine Zunahme der Abbauleistung auf 16,10 mg/l*h bzw. 386,34 mg/l*d.

Übergang zum thermophilen Betrieb

Es ist der Ansatz dieser Masterarbeit, die aerobe Behandlung von PW im mesophilen Bereich zu untersuchen. Dennoch sollte auf Anfrage des Kläranlagenbetreibers, welcher das Animpfmaterial zur Verfügung gestellt hat, ebenfalls die thermophile Aufbereitung getestet werden.

Da eine weitere feiertagsbedingte Schließung des Bioenergie technikums bevorstand, wurde sich aus zeitlichen Gründen an Tag 17 dafür entschieden, den Bioreaktor auf 50 °C hochzufahren. Dies geschah, obwohl die Abbauleistungen (385,75 mg/l*d) noch nicht dem Maximalwert von vor der Havarie entsprachen (Tag 10: 457,30 mg/l*d).

Wie bereits in der Versuchscharakteristik von V1 erwähnt, erschwerten Feier- und Brückentage den kontinuierlich überwachten Betrieb des Tropfkörpers. Es war demnach nicht möglich, über Himmelfahrt (29.05. bis 01.06.2025, d. h. von Tag 24 bis 27) einen fehlerfreien Betrieb zu gewährleisten, insbesondere vor dem Hintergrund einer weiteren Havarie.

Der sprunghafte Temperaturanstieg von 40 °C auf 50 °C wirkte sich sehr negativ auf die Mikroorganismen aus: Ihre Abbauleistung sank innerhalb eines Tages um 209,03 mg/l*d (Tag 18). Als Schlussfolgerung dessen wurde der automatisierte Betrieb über das Wochenende an den verringerten CSB-Abbau angepasst. Anstatt wie ursprünglich vorgesehen alle 8 Stunden 500 ml aus der Rezirkulation abzuziehen und durch 500 ml Feed (CSB : 1000 mg/l) zu ersetzen, wurde das System auf einen Austausch alle 24 Stunden ausgelegt.

Eine Analyse am Montag (Tag 21) detektierte keinen nennenswerten CSB-Abbau (Abb. 61). Es wurde sich daher dafür entschieden, die Automatisierung abzubrechen und keinen neuen Feed in das TK-System hinzuzugeben. Darauffolgende

Untersuchungen an Tag 22 und 23 bestätigten das nahezu vollständige Absterben der ansässigen Mikroorganismen. Zwar ließen sich geringfügige Abbauleistungen nachweisen (bis zu 38,27 mg/l*d), allerdings lagen diese noch deutlich unter denjenigen Leistungen, die die Mikroorganismen aus dem Animpfmateri- al zu Beginn des Versuchs erbrachten. Aus diesem Grund fiel letztendlich die Ent- scheidung, den Versuch abermals vollständig abubrechen.

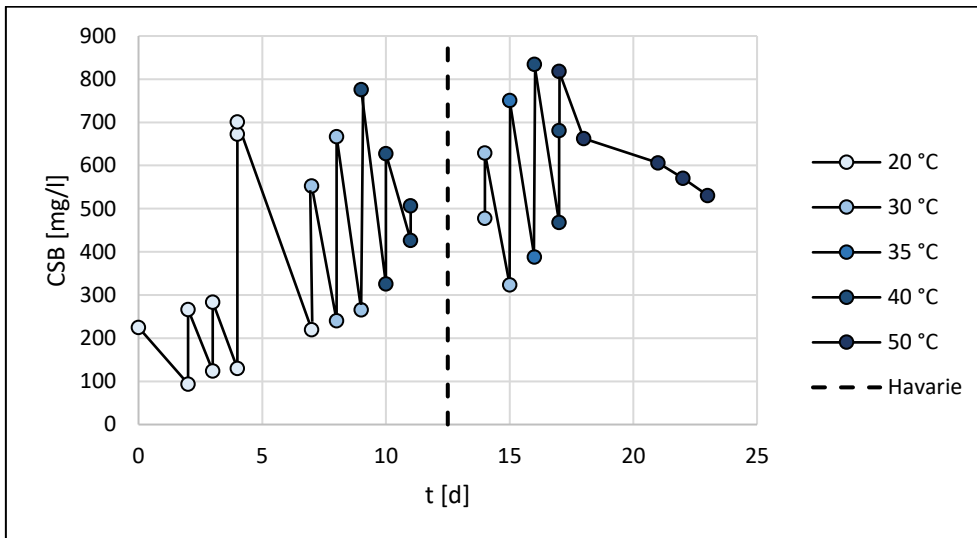


Abb. 61: Ergebnisse der CSB-Beprobungen während V2

Während V2 konnte ein maximaler Abbau von 457,30 mg/l*d bei einer Tempera- tur von 40 °C erzielt werden (Tag 10, $B_R = 434,06 \text{ kg/m}^3$). Inwiefern sich diese Abbauleistung verbessern lassen kann, sollte ein dritter und letzter Versuch zei- gen.

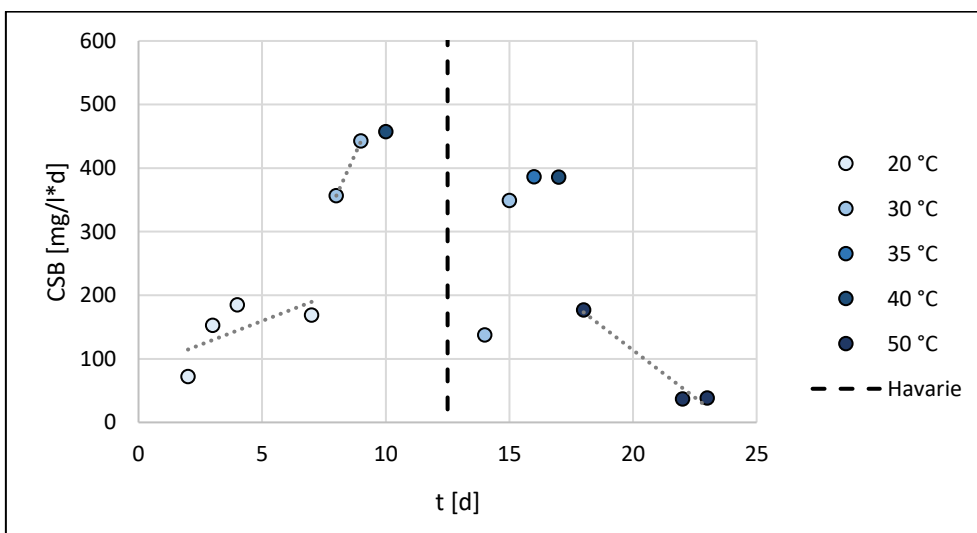


Abb. 62: Entwicklung der Abbauleistung von V2

5.4.4 Versuch 3

Nach Abbruch von Versuch 2 war es vorgesehen, den TK-Betrieb schnellstmöglich wieder mit frischem Animpfmaterial zu starten. Das Vorhaben ließ sich jedoch aufgrund von Umbauarbeiten innerhalb des Bioenergietechnikums erst fünf Wochen später realisieren. Während dieser Zeit wurde das System mehrmals mit Wasser gespült und vollständig entleert (siehe Abb. 63). Zudem erfolgte ein Austausch von mit Biofilm zugesetzten Schläuchen sowie die Optimierung der Spritzschutzabdeckung über dem TK-Einlass (Abb. 64). Bei den Schläuchen fiel abermals eine Veränderung der Materialeigenschaften in Bereichen mit viel PW-Kontakt auf (siehe auch Kapitel 5.4.3).

Die Rezirkulation wurde einen Tag vor dem Animpfen mit Leitungswasser gestartet, um die Aufwuchskörper im TK mit Feuchtigkeit zu benetzen.



Abb. 63: Ausgeschwemmte TK-BM



Abb. 64: Optimierter Spritzschutz

Animpfen

Das Animpfen erfolgte am 02.07.2025 abermals mit Material aus der KA Dän-schenburg - Möllerdamm. Das Abwasser war entgegen den Entnahmen im April

und Mai stark mit Überschussschlamm belastet, da die Schlammabfuhr nicht rechtzeitig stattgefunden hat. Dementsprechend war die Animpfmischung für V3 sehr partikelhaltig, zeichnete sich aber durch ein gutes Sedimentationsverhalten aus (siehe Abb. 67 und Abb. 69). Zudem war die Abwassertemperatur im Schacht im Vergleich zur letzten Entnahme angestiegen, von 10 °C auf 16 °C.



Abb. 65: Schlammbelasteter Rezirkulationsschacht



Abb. 66: Überfüllter Schlammabzug

Die Aufkonzentration des Animpfmaterials erfolgte analog zu der in V2, allerdings wurde bei der Herstellung der Animpfmischung ein Liter Feed (CSB: 507 mg/l) anstelle von 500 ml zugemischt (vgl. Abb. 68). Damit sollte einer zu schnellen CSB-Zehrung vorgebeugt werden, wie sie in V2 beobachtet wurde.



Abb. 67: Animpfmateriale für V3



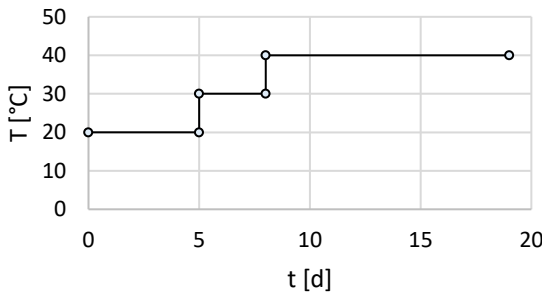
Abb. 68: Zugabe von Feed



Abb. 69: Sedimentation

Versuchscharakteristik

Tab. 6: Versuchscharakteristik von V3

Kenndaten	
Versuchsstart	02.07.2025
Versuchsdauer	19 Tage
Abbruchgrund	Schlammüberbelastung
Animpfen	
$T_{\text{Animpfmateri al}}$	16 °C
$\text{CBS}_{\text{Animpfmateri al}}$	264 mg/l
Animpfmischung	1.000 ml Animpfmateri al, 1.000 ml Feed
Feed	
CSB_{Feed}	507 mg/l bis 1.000 mg/l
Herstellung	Viermal vorrätig auf 1 l bis 7 l
Lagerort	Externer Kanister
T_{Lagerung}	22 °C
TK-Betrieb	
Betriebsart	Automatisiert: Rezirkulation mit Nachklärung, automatisierter Feed
Systemaufbau	Analog zu V2 (Tab. 5)
$T_{\text{Klimaschrank}}$	 <p>Abb. 70: T-Verlauf über V3</p>
Analytik	
Beprobung	NK, später ZK vor und nach dem Feed
Intervall	2 bis 3 Tage (Mo, Mi, Fr)
Ausfälle	Keine
Auswertung	
Abbauleistung	Ermittlung über CSB-Differenz als mittlerer stündlicher Abbau, Hochrechnung auf mittleren täglichen Abbau
Max. Abbau	379,81 mg/l*d (Tag 1)

Beprobung und CSB-Analyse

Während der ersten Versuche zum automatischen Feed in V2 wurde eine Differenz in den Analyseergebnissen zwischen Proben aus der ZK und der NK festgestellt. Aus diesem Grund wurde die Beprobung zu Beginn von V3 allein an der Nachklärung durchgeführt, um die Einflussnahme des automatisierten Abwasseraustauschs zu minimieren. Mit Abschaltung der Automatisierung (siehe Versuchsablauf) erfolgte die Probennahme ähnlich zu V1 und V2 wieder in der Zwischenklärung.

Versuchsablauf

Analog zu dem Vorgehen in V1 und V2 erfolgte der initiale TK-Betrieb bei 20 °C, um die neu angesiedelten Mikroorganismen schrittweise an mesophile Bedingungen heranzuführen. Dabei verzeichneten die Organismen bereits einen Tag nach dem Animpfen eine Abbauleistung von 379,8 mg/l*d (CSB_{Start}: 556 mg/l). Dieser Wert lag deutlich über demjenigen aus der Ansiedlung in V2 (CSB_{Start}: 225 mg/l, Abbauleistung: 72,1 mg/l*d), weswegen der automatische Feed an Tag 2 vorverschoben wurde. Dieser bewerkstelligte einen täglichen Austausch von 500 ml gereinigtem Abwasser durch neuen Feed (CSB: 507 mg/l).

Aufgrund der nachfolgend guten Abbauwerte wurde die Temperatur im TK-System ebenfalls verfrüht an Tag 5 auf 30 °C und an Tag 8 auf 40 °C angehoben. Zudem wurde an Tag 9 neuer Feed mit einem Ausgangs-CSB von 967 mg/l angesetzt, da der erste innerhalb kurzer Zeit stark gealtert war (CSB nach 6 Tagen Lagerung: 357 mg/l).

Mit der Zugabe des neuen Feeds wurde auch die Beschickung erhöht: Sie erfolgte nun alle 8 h anstelle alle 24 h mit 500 ml (B_R: 414,4 kg/m³*d).

Eine Kontrolle nach dem darauffolgenden Wochenende (Tag 12) deutete auf einen kaum stattgefundenen Abbau, weswegen die Automatisierung ab diesem Zeitpunkt ausgesetzt wurde. Es wurde davon ausgegangen, dass die Raumbelastung zu hoch eingestellt war: Grundlage für diese Annahme war der Umstand, dass das in die Nachklärung abgezogene Abwasser optisch sowie geruchlich die gleichen Eigenschaften wie der PW-Feed aufwies.

Als Konsequenz der Überbeschickung wurde der TK zeitweilig im Batch-Betrieb gefahren. Doch auch dort ließen sich kaum nennenswerten Abbauleistungen

nachweisen: So sank der CSB zum nächsten Tag um lediglich 10 mg/l, was einem Wirkungsgrad von 1,9 % entspricht (Δt : 21,5 h).

Eine grundlegende Systemuntersuchung an Tag 14 ergab eine TK-Überlastung durch Organik. Die Zwischenklärung sowie die Pumptechnik waren voller Schlammflocken, die Schläuche stark zugesetzt und ausgespülte Schlauchablagerungen sowohl auf dem Sieb, im TK als auch in der ZK zu finden (siehe Abb. 71 bis Abb. 75.).

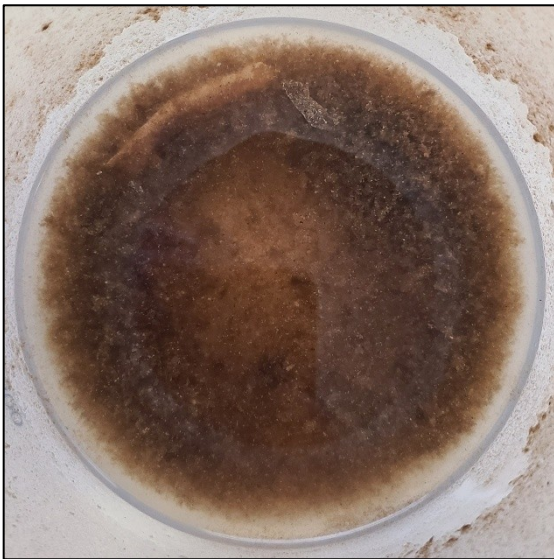


Abb. 71: Schlammflocken am Boden der ZK



Abb. 72: Abfiltrierter Schlamm



Abb. 73: Zugesetzte Pumptechnik



Abb. 74: Durch das Sieb gespülte Schlauchablagerungen



Abb. 75: In die ZK gespülte Schlauchablagerungen

Aufgrund der extremen Schlammbelastung wurde das System grundlegend gereinigt und das rezirkulierte Abwasser zur Hälfte durch neuen Feed ersetzt. Als Folge steigerte sich die Abbauleistung bereits einen Tag später von 11,2 mg/l*d auf 240,3 mg/l*d. Die Verbesserung hielt jedoch nicht lange an, der Abbau sank an Tag 16 auf 43,5 mg/l*d zurück. Ein letzter Austausch von 1 l rezirkuliertem Abwasser durch 1 l frischen Feed konnte das System ebenfalls nicht wieder herstellen, weswegen der Versuch an Tag 19 abgebrochen wurde.

Ob die Überbelastung auf eventuell nicht ausgespülte Biofilmrückstände aus V2 (siehe Abb. 63) zurückzuführen ist, kann nicht mit Sicherheit bestätigt werden. Es könnte ebenso an der Vorbelastung des Animpfmateriells liegen, am zu schnell erfolgten Temperaturanstieg von 30 °C auf 40 °C innerhalb von 3 Tagen oder an dem über die Aquariumpumpe nicht erfolgten Schlammabzug in die NK.

Untersuchungen zur elementaren Zusammensetzung der Ablagerungen

Während der Reinigung des TK-Systems wurde neben dem flockenartigen Bodensatz in der Zwischenklärung und den Ablagerungen im Schlauchsystem auch feste Rückstände im PW-Feed gefunden. Fotografien sind im Anhang ab Seite 107 einsehbar. Die verschiedenen Rückstände wurden mikroskopisch und mittels Lasertechnologie auf ihre elementare Zusammensetzung untersucht.

So bestanden die bei der Entnahme gelb-orangen Schlauchablagerungen hauptsächlich aus den Elementen C, O und H (siehe Anhang zu „Ablagerungen aus dem TK-System“). Nach einer Trocknung bei Zimmertemperatur änderten sich die Strukturen ins weiße (Abb. 86). Zudem ließen sich Verbindungen aus Organik und Carbid nachweisen.

Die Schlammflocken in der ZK wiesen ein heterogenes Erscheinungsbild auf, bestehend aus weißen, gelblichen und dunkelbraunen bis schwarzen Ansammlungen. Gelbliche und weiße Bereiche (Abb. 88) entsprachen in ihrer Zusammensetzung ähnlich derjenigen aus den Schlauchablagerungen. Dunkelbraun-schwärzliche Bereiche (Abb. 89) enthielten keinen elementaren Sauerstoff, dafür Kohlenstoff- und Siliziumverbindungen mit einem elementaren Si-Anteil von 15,7 % (Punktmessung).

Die Rückstände aus dem Feed, welche zum einen aus der Flüssigkeit abfiltriert (Abb. 81, Abb. 90), zum anderen vom fest anhaftenden Bodensatz abgestrichen wurden (Abb. 84, Abb. 91), bestanden wiederum aus O, C, H und Si. Dabei besaßen die abfiltrierten Partikel einen Si-Anteil von 3,5 %, der Bodensatz einen von 4 %.

6. Ergebnisse

Während der drei Abbau-Versuche wurden Daten hinsichtlich der CSB-Zehrung erfasst, wobei diejenigen aus Versuch 1 aufgrund der mangelhaften zeitlichen und qualitativen Erfassung nicht aussagekräftig sind. Sie werden deshalb im Nachfolgenden nicht mitbetrachtet.

Versuch 2

In V2 konnten Daten zum CSB über 5 verschiedene Temperaturniveaus erfasst werden. Dabei ergaben sich innerhalb der Betrachtungszeiträume die folgenden Abbauleistungen:

Tab. 7: Abbauergebnisse aus V2

(Beprobung der NK gelb hinterlegt, sonst Beprobung der ZK, Havarie orange hinterlegt)

Tag	T [°C]	CSB _{t1} [mg/l]	CSB _{t2} [mg/l]	Δt [h]	Abbau [mg/l*d]	η/d [%]	B _{R,t1} [kg/m ³ *d]
0 - 2	20	225	94,2	43,5	72,2	29,1	96,4
2 - 3	20	267	124	22,5	152,5	53,6	164,0
3 - 4	20	284	130	20,0	184,8	54,2	162,3
4 - 7	20	701	220	68,3	168,9	22,9	401,6
7 - 8	30	553	241	21,0	356,6	56,4	316,0
8 - 9	30	667	266	21,8	442,5	60,1	381,1
9 - 10	40	776	326	23,6	457,3	58,0	443,4
10 - 11	40	628	427	23,4	485,8	52,6	358,9
11 - 14	40	507	478	73,5	137,8	1,9	385,7
14 - 15	30	629	324	21,0	349,1	48,5	359,4
15 - 16	35	751	388	22,5	386,3	48,3	429,1
16 - 17	40	835	468	22,8	385,8	44,0	477,1
17 - 18	50	818	663	21,0	176,7	18,9	467,4
18 - 21	50	663	606	71,4	19,2	8,6	142,9
21 - 22	50	606	571	22,9	36,7	5,8	346,3
22 - 23	50	571	531	25,1	38,3	7,0	326,3

Während V2 konnte die Ausgangs-CSB-Konzentration im TK-System auf bis zu 835 mg/l (manueller Feed) bzw. 900 mg/l (Automatisierung) gesteigert werden. Die maximale Raumbelastung betrug 477,1 kg/m³*d (CSB: 835 mg/l, V_R: 2 l), wobei hinsichtlich des CSB-Abbaus ein Wirkungsgrad von 44,0 % erzielt wurde (Betrachtungszeitraum: 22,8 h).

Insgesamt konnte der höchste Wirkungsgrad (60,1 %) bei einer Temperatur von 30 °C, einem Ausgangs-CSB von 667 mg/l und einer Raumbelastung von 381,1 kg/m³*d beobachtet werden. Hinsichtlich größerer Raumbelastungen von mehr als 400 kg/m³*d lagen die Wirkungsgrade zwischen 22,9 % (T = 20 °C) und 58,0 % (T = 40 °C).

Die besten Abbauleistungen traten im Temperaturbereich 30 °C - 40 °C auf (Harvarie ausgenommen). Der maximale Abbau betrug 457,3 mg/l*d (Tag 10) bei einem Ausgangs-CSB von 776 mg/l bzw. einer Raumbelastung von 443,4 kg/m³*d. Insgesamt ließ sich mit der Temperaturerhöhung aus dem psychrophilen (20 °C) in den mesophilen (30 °C) Bereich mehr als eine Verdopplung der Abbauleistungen beobachten. Hingegen verzeichnete eine weitere Steigerung auf 40 °C keine maßgebende Verbesserung des CSB-Abbaus. Abb. 76 und Abb. 77 vergleichen hierzu die CSB-Zehrungen ausgehend von einer Anfangskonzentration um 700 mg/l exemplarisch für drei Temperaturbereiche.

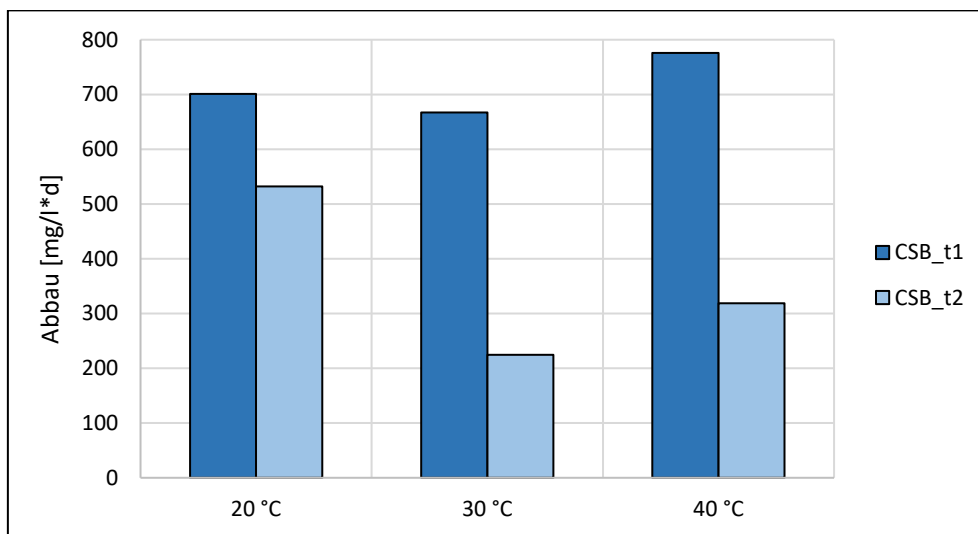


Abb. 76: Vergleich des täglichen CSB-Abbaus in drei Temperaturbereichen

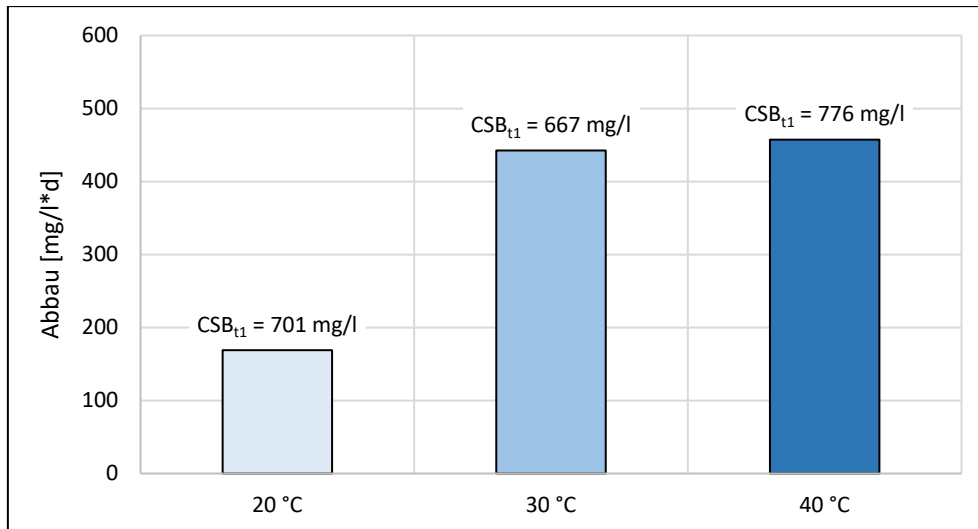


Abb. 77: Vergleich der täglichen Abbauleistung in drei Temperaturbereichen

Versuch 3

In V3 wurde die CSB-Beprobung zu Versuchsbeginn an der Nachklärung durchgeführt, später jedoch analog zu V1 und V2 wieder an der Zwischenklärung. Ausschlaggebend waren die großen Differenzen zwischen den CSB-Werten aus NK und ZK.

Abbauleistung und Wirkungsgrad lagen deutlich unterhalb der Ergebnisse aus V2, was auf das gestörte Animpfmaterial und – im späteren Versuchsverlauf – schlammbelastete System zurückzuführen ist.

Die höchste eingestellte Raumbelastung lag bei $414,4 \text{ kg/m}^3\text{d}$ (automatischer Feed), führte aber womöglich anteilig zu der Überbelastung der Mikroorganismen. Da der Versuch frühzeitig abgebrochen werden musste, ließen sich aufgrund der Systemstörung kaum aussagekräftige Daten gewinnen.

Anforderungen an ein mesophiles TK-System

Über die dreimonatige Laufzeit des Labor-Bioreaktors wurden viele Erkenntnisse hinsichtlich Auslegung und mesophilen Betrieb gesammelt. Dazu gehörten Systemstörungen wie die Loslösung und Verstopfung von Schläuchen, Abwasserhavarien und Schlammüberbelastungen.

Einen Tropfkörper im Maßstab 1:20 bei über 30 °C zu betreiben erscheint angesichts der zahlreichen aufgetretenen Störungen als nicht sinnvoll. So hätte das Zusetzen der Schlauchtechnik mit Biofilm durch die Wahl von Schläuchen mit größerem Durchmesser verhindert bzw. auf einen späteren Zeitpunkt verlagert werden können. Die während der Versuche verwendeten Schläuche hatten einen

Innendurchmesser von 6 mm und waren dementsprechend sehr anfällig für Verstopfungen. Zudem reagierte der im Reaktor angesiedelte Biofilm aufgrund seiner geringen Größe (3,5 dm³ brockengefülltes TK-Volumen) äußerst sensibel auf technische Störungen wie das Trockenfallen und konnte daher nach einer Abwasserhavarie nicht wiederbelebt werden.

Aufgrund der Empfindlichkeit des TK-Systems sind tägliche Anlagen- und CSB-Kontrollen unerlässlich und müssen auch über Wochenenden und Feiertage gewährleistet werden. Andernfalls ist bei einem Bioreaktor im Labormaßstab mit erheblichen Beeinträchtigungen zu rechnen, die sogar zum Versuchsabbruch führen können.

Das Ansiedeln gesunder Mikroorganismen ist gleichfalls maßgebende Voraussetzung für einen stabilen TK-Betrieb. Liegt innerhalb des Animpfmaterial spendenden TKs eine Störung vor (im Fall von V3: Schlammüberbelastung) ist eine nachfolgende Störung des Labor-TKs sehr wahrscheinlich.

Der Austausch der Animpfmischung, bestehend aus Animpfmaterial und Feed, sollte gestaffelt und nicht zu schnell erfolgen. Andernfalls besteht die Gefahr, dass sich nicht genügend Mikroorganismen ansiedeln können. Bewährt hat sich in V2 bei einer Ausgangsmenge von 1,5 l ein erstmaliger Austausch von 500 ml nach 2 Tagen. Die CSB-Konzentration des zugeführten Feeds sollte dabei auf die Abbauleistung der Mikroorganismen angepasst werden. Es ist sinnvoller, weniger Material auszutauschen und dafür einen höheren CSB anzusetzen, als viel Material durch Feed mit niedrigem CSB zu ersetzen. Die Raumbelastung bleibt in beiden Fällen rechnerisch die selbe.

Hinsichtlich der Temperatursteigerung in den mesophilen Bereich ist es empfehlenswert, diese schrittweise durchzuführen. Eine Erhöhung um 10 °C alle 7 Tage hat sich in V2 bewährt. Es wäre jedoch aufgrund der Systemempfindlichkeit im Maßstab 1:20 sicherer, die jeweilige Erhöhung auf 5 °C zu senken und die Adaptionszeit dafür auf 4 Tage zu reduzieren. Die Animpftemperatur sollte bei max. 20 °C liegen, um nicht zu stark von den psychrophilen Bedingungen im Spender-TK abzuweichen. Zudem sollte dieses Temperaturniveau während der Animpfphase für 7 Tage gehalten werden. Spätere Steigerungen ins Mesophile können entsprechend der Empfehlung dann verkürzt durchgeführt werden.

Anforderungen an den Feed

Wird ein Tropfkörper mit verdünntem Prozesswasser aus der HTC beschickt, ist es wichtig, den Feed stets frisch anzusetzen. Wird dieser auf Vorrat angemischt und bei Zimmertemperatur gelagert, ist er maximal 3 Tage lang nutzbar, bevor die CSB-Zehrung durch Alterungseffekte zu groß wird. Die Geschwindigkeit der CSB-Abnahme ist dabei neben der Feed-Menge auch von dem Angebot von Luft-sauerstoff und Ausgangs-CSB abhängig. Durch eine gekühlte Lagerung kann der Alterungsprozess verlangsamt, aber nicht verhindert werden. Untersuchungen aus V1 zu einer Lagerung im geschlossenen Kanister (wenig O₂-Zufuhr) bei 5 °C ergaben bei einem anfänglichen 5-Liter-Vorrat mit initialem CSB von 776 mg/l eine Senkung um 75 mg/l nach 13 Tagen (siehe auch Abb. 41). Hingegen betrug der Verlust bei einer Lagerung bei 22 °C bei einem Ausgangs-CSB von 497 mg/l ganze 155 mg/l nach 16 Tagen.

Mit zunehmender Lagerungsdauer kommt es zudem zur Ausbildung fester Partikel, insbesondere bei Umgebungstemperaturen über 22 °C. Die Reaktivität des PWs ist daher auch ein Jahr nach seiner Herstellung nicht zu vernachlässigen.

Anforderungen an ein automatisiertes System

Manuelle Zugaben von Feed haben den Vorteil, dass sie in Menge und Konzentration den aktuellen Bedürfnissen der Mikroorganismen entsprechen können. Jedoch sind sie mit erheblichem Mehraufwand verbunden. Ein automatisierter Abwasseraustausch gibt hinsichtlich der Zugabehäufigkeit die Realität stärker wieder, da in einem realen Tropfkörper mehrmals täglich neues Abwasser zugeführt wird. Zudem lässt sich die Raumbelastung durch eine definierte Menge (z. B. 500 ml alle 8 h ergibt 1,5 l täglich) besser bestimmen. Andererseits setzt eine Automatisierung einen Feed-Vorrat voraus, welcher den bereits besprochenen Alterungserscheinungen unterliegt. Während der Versuche in V2 und V3 wurde der Vorrat bei Zimmertemperatur gelagert, was schnell zu CSB-Zehrungen und einer Verringerung der Raumbelastung führte. Sollte daher eine automatische Zugabe aus einem Vorrat erfolgen, ist es empfehlenswert, diesen gekühlt zu lagern, z. B. in einem separaten Klima- / Kühlschranks. In diesem Fall besteht allerdings die Notwendigkeit, die zuzuführende Menge vor der eigentlichen Zugabe vorzuwärmen, um den Biofilm keinem Temperaturschock auszusetzen.

Während der manuellen Zufuhr gekühlten Feeds wurde die entsprechende Menge eine halbe Stunde lang im TK-Klimaschrank mitgelagert, bevor sie ins System eingebracht wurde. Ein ähnliches Vorgehen wäre auch bei einer Automatisierung erstrebenswert.

Bezüglich der Rezirkulationsrate von 80 Zyklen pro Tag konnte in allen drei Versuchen eine permanente Benetzung der oberen Füllkörperschichten mit Abwasser realisiert werden. Die Anzahl der Zyklen beruhte dabei auf der in der Praxis angewandten Menge von 4 Rezirkulationen multipliziert mit dem Maßstabsfaktor von 20, um den reduzierten Fließweg mitzuberücksichtigen. Da bereits empfohlen wurde, bei der Auslegung des Laborreaktors einen größeren Maßstab anzuwenden, müsste die Rezirkulationsanzahl dementsprechend angepasst werden.

Technische Anforderungen

Das vorgestellte Abwasserreinigungskonzept basierte auf einer Vielzahl unterschiedlicher Pumptypen, welche mit Zeitschaltuhren aufeinander abgestimmt waren. Da die Pumpen unterschiedliche Leistungen erbrachten und verschieden lange Schlauchabschnitte bedienten, mussten die aktiven Zeiträume sekunden genau eingestellt werden. Dies erforderte eine permanente Nachjustierung aufgrund des fortschreitenden Zusetzens der Schläuche mit Biofilm. Es empfiehlt sich daher, nur Pumpen gleichen Typs zu verwenden um zumindest den Einfluss unterschiedlicher Betriebsweisen auszuschließen. Peristaltikpumpen haben sich hierbei als vorteilhaft erwiesen. Die Nutzung von Kreiselpumpen aus dem Aquariumbedarf ist nicht zu empfehlen, da diese permanent unter Wasser gehalten werden müssen, um ordnungsgemäß ansaugen zu können. Dies erwies sich insbesondere bei der Installation in der Zwischenklärung als hinderlich, da diese somit nicht mehr vollständig während der Rezirkulationen entleerbar war.

Beim Absaugen des bereits gereinigten Abwassers in die Nachklärung ist darauf zu achten, dass auch der Bodensatz miterfasst wird. Andernfalls kann es schnell zu einer Schlammbelastung kommen. Während des manuellen Feeds in V2 wurde der Bodensatz mit jedem Abwasseraustausch mit ausgespült, bei der Automatisierung in V3 von der Aquariumpumpe hingegen nicht entfernt. Dies führte schließlich zu einer Ansammlung von Schlamm, welcher von der zum TK führenden Peristaltikpumpe anschließend auf die Füllkörper umgelagert wurde.

Bezüglich der Materialauswahl bei den Schläuchen ist zu berücksichtigen, dass thermophile Elastomere unter Umständen ihre elastischen Eigenschaften verlieren, wenn sie längere Zeit in Kontakt mit verdünntem PW stehen. Diese Erfahrung wurde während der Versuche mit Schläuchen des Typs Tygon® E-3603 gemacht.

7. Diskussion

Während der in dieser Masterarbeit vorgestellten Versuche wurde Prozesswasser aus der hydrothermalen Karbonisierung von kommunalem Klärschlamm aerob mesophil behandelt, was zu einer Verringerung der organischen Fracht führte. Dabei kamen PW-Verdünnungen zw. 1:122 und 1:69 zum Einsatz, ausgehend von einem CSB von 62,1 g/l.

Die generelle Durchführbarkeit eines aeroben Abbaus wurde bereits in vielen Studien, bspw. von Fettig et al. [11], Kühni et al. [5] und Langone et al. [13] bestätigt. HTC-PW lässt sich hinsichtlich seiner organischen Belastung mittel- bis sehr gut biologisch abbauen [5]. Jedoch wäre nach [11], [5] eine Mitbehandlung in kommunalen Kläranlagen hinsichtlich verschiedener nitrifikationshemmender Komponenten nur mit hundertfacher Verdünnung möglich (Ausgangs-CSB in [5]: 41,4 g/l).

Laut [13] ist eine aerobe Behandlung aufgrund der PW-Toxizität gleichfalls nur mit Verdünnungen größer 1:666 durchführbar (Ausgangs-CSB: 29,9 g/l).

Die hierbei in den Studien durchgeführten Untersuchungen fanden allesamt unter psychrophilen Bedingungen (bei Zimmertemperatur) statt. Die vorliegenden Ergebnisse aus dem Versuch 2 zeigen hingegen, dass im mesophilen Milieu bei Verdünnungen kleiner 1:100 durchaus Abbauleistungen zw. 50 % und 60 % innerhalb von 24 h erreichbar sind und dass diese – trotz potenzieller Toxizität – von den Mikroorganismen vertragen werden. Untersuchungen bzgl. der Nitrifikationshemmung wurden allerdings nicht durchgeführt.

Nach der Reaktionsgeschwindigkeit-Temperatur-Regel (RGT-Regel) bewirkt eine Temperaturerhöhung um 10 K eine Steigerung der Reaktionsgeschwindigkeit um das Doppelte bis Vierfache. Dieses Verhalten konnte hinsichtlich einer Temperaturerhöhung von 20 °C auf 30 °C bei den im TK angesiedelten Mikroorganismen nachgewiesen werden. Die tägliche Abbauleistung verbesserte sich dabei um den Faktor 2,6. Eine weitere Temperaturerhöhung auf 40 °C führte hingegen zu keiner signifikanten Reaktionsgeschwindigkeitssteigerung.

Die Experimente bestätigen die von Seeger [12] beschriebenen Ergebnisse, nach denen die Kohlenstoffelimination im Abwasser unter mesophilen Bedingungen deutlich über dem für gemäßigte Temperaturen (15 °C) angegebenen Leistungsbereich liegt. Abwassertemperaturen um 30 °C wirken sich folglich positiv

auf den Abbau organischer Substanz aus, selbst dann, wenn die in einem Tropfkörper angesiedelten Mikroorganismen ursprünglich nur Temperaturen um 5 °C bis 20 °C gewöhnt waren.

Eine Anpassung von psychrophil lebenden Organismen an thermophile Umgebungen ist hingegen auf Grundlage von Versuch 2 nicht durchführbar, solange der finale Temperatursprung direkt von 40 °C auf 50 °C erfolgt.

Die dazu von Simstich et al. [36] gewonnenen Erkenntnisse zum thermophilen Betrieb eines getauchten MBR in der Abwasserreinigung (Papierindustrie) konnten daher nur bedingt nachvollzogen werden. Tatsache ist jedoch, dass analog zum Übergang aus dem Mesophilen ins Thermophile auch beim Übergang aus dem Psychrophilen ins Mesophile eine beschleunigte Abbaukinetik und eine gewisse Prozessstabilität gegenüber CSB-Schwankungen zwischen 500 mg/l und 800 mg/l festgestellt werden konnte.

Zudem beanstandeten Simstich et al. die im thermophilen Betrieb verschlechterte Schlammabsetzbarkeit, verglichen mit derjenigen im mesophilen. Hinsichtlich der Beobachtungen zur Schlammüberbelastung aus Versuch 3 kann bestätigt werden, dass dieser zumindest in mesophiler Umgebung sehr gut absetzbar ist.

Des Weiteren ist zu beachten, dass sich bei einem TK-Betrieb im Labormaßstab ab einem Temperaturanstieg von 20 °C auf 30 °C auch in den Schlauchleitungen und der Pumptechnik Biofilme aufbauen, welche im Ernstfall zur vollständigen Systemverstopfung führen können. Es ist daher empfehlenswert, ähnliche Versuche nur in einem Maßstab größer 1:20 (verglichen mit realen Tropfkörperanlagen) durchzuführen.

8. Fazit

Hydrothermale Karbonisierung könnte sich als eine vielversprechende Zukunftstechnologie bei der Verwertung von Klärschlamm etablieren. Das Verfahren zeichnet sich im Vergleich zum Stand der Technik, derzeit der Monoverbrennung, durch einen geringeren Energieaufwand und eine bessere THG-Bilanz aus. Um allerdings im industriellen Maßstab eingesetzt werden zu können, bedarf es eines stabilen Aufbereitungskonzeptes für das während der thermochemischen Konversion anfallende Prozesswasser.

Eine Indirekteinleitung über die Abwasserstraße einer Kläranlage bietet sich aus kostentechnischen Gründen als naheliegend an, da das PW auch an diesem Standort anfällt. Jedoch muss zu diesem Zweck das PW entweder stark verdünnt oder vorgereinigt werden, um das mikrobielle Milieu der KA nicht zu überlasten. Die Vorreinigung hat dabei möglichst ökonomisch zu erfolgen, damit sich das HTC-Verfahren auch finanziell durchsetzen kann.

Biofilmverfahren, wie die aerobe Behandlung in Tropfkörperanlagen, zeichnen sich durch ihre Einfachheit, Robustheit und einen vergleichsweise geringen Kostenaufwand aus. Dazu wird der Prozess der natürlichen Selbstreinigung in Fließgewässern nachvollzogen: Organische Belastungen werden durch Mikroorganismen für Stoffwechselprozesse genutzt und somit biologisch abgebaut.

Hinsichtlich der C-Eliminierung konnte in mehreren Versuchen mit einem Labortropfkörper ein verstärkter Abbau in mesophiler Umgebung nachgewiesen werden. Hierzu wurden Mikroorganismen aus einer realen Tropfkörperanlage entnommen, bei 20 °C angesiedelt und schrittweise an Temperaturen bis zu 40 °C gewöhnt. Dieser Anpassungsprozess konnte innerhalb von 9 Tagen abgeschlossen werden und zu Wirkungsgraden von 50 % bis 60 % führen, bezogen auf einen Betrachtungszeitraum von 24 h und eine Raumbelastung um 400 kg CSB/m³*d.

Während der drei Versuchsanläufe, welche sich jeweils über ca. einen Monat erstreckten, konnten viele Erfahrungen im Umgang mit einem TK-System im Maßstab 1:20 gesammelt werden. Als essenzielle Voraussetzungen für einen stabilen Betrieb konnten dazu folgende Faktoren ermittelt werden:

- Gesundes Animpfmaterial
- Animpfen bei einer Starttemperatur von 20 °C
- Schrittweise Temperaturerhöhung um 10 °C alle 7 Tage oder um 5 °C alle 4 Tage
- Tägliche Anlagen- und CSB-Kontrolle
- Ggf. tägliche Zufuhr von neuem Feed (Abwasser), abhängig vom aktuellen Organik-Abbau
- Frisches Ansetzen von PW-Feed mit einer Benutzungsdauer von max. 3 Tagen (Grund: PW-Alterungseffekte)

Eine automatisierte Beschickung des Labor-TKs wurde zwar etabliert, erwies sich allerdings aufgrund der technischen Voraussetzungen als nicht durchsetzungsfähig. Insbesondere der kleine Maßstab des Abwasserreinigungssystems wurde mehrmals zum Verhängnis vor dem Hintergrund organischer Ablagerungen und der starken Empfindlichkeit des angesiedelten Biofilms. Für weiterführende Experimente sollte daher ein größerer Maßstab gewählt werden, um sowohl die Schlauchdurchmesser der Anlagentechnik als auch die Ansiedlungsfläche für den Biofilm zu erweitern.

Die vorliegenden Ergebnisse beziehen sich lediglich auf die Verringerung der hohen Organik-Belastung des HTC-PWs. Um jedoch das Abwasser in eine Kläranlage einleiten zu können, werden weite Untersuchungen hinsichtlich der Nitrifikationshemmung und toxischen Substanzen notwendig sein. Zudem war es aufgrund der frühzeitigen Abbrüche der einzelnen Versuche nicht möglich, das Verhalten des Biofilms gegenüber CSB-Belastungen größer 900 mg/l zu beobachten.

Jedoch wäre es möglich, auf der Grundlage der in dieser Arbeit gewonnenen Erfahrungen ein mesophiles TK-System in einem größeren labor- bis halbertechnischen Maßstab zu entwickeln, auf 40 °C anzupassen und nach einer stabilen Laufzeit mit höheren organischen Belastungen zu beschicken. Zusätzlich dazu könnten Untersuchungen zum Nitrifikationspotenzial des hierdurch vorgereinigten Abwassers vorgenommen werden, um das Potenzial einer Indirekteinleitung über eine KA zu ermitteln.

Bzgl. der PW-Toxizität gegenüber Mikroorganismen konnte in den stabil laufenden Phasen der drei TK-Versuche keine negativen Veränderungen festgestellt

werden. Störungen im Verhalten des Biofilms traten nur durch zeitweiliges Trockenfallen und Schlammüberbelastung auf, welche jedoch auch auf bereits gestörtes Animpfmaterial zurückzuführen war.

PW-Aufbereitung mittels mesophiler aerober Biofilmverfahren könnte dazu beitragen, das Verfahren der hydrothermalen Karbonisierung großtechnisch zu etablieren. Es bedarf allerdings noch weiterer Forschungsansätze, um ein endgültiges und ökonomisch vertretbares Abwasserreinigungskonzept vorlegen zu können. Die Notwendigkeit einer energieeffizienten und klimafreundlichen Verwertung von Klärschlamm wird in den kommenden Jahren an Bedeutung gewinnen und sollte daher in Politik und Wissenschaft weiterhin verfolgt werden.

VII. Literaturverzeichnis

- [1] BGBl, Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen - Kreislaufwirtschaftsgesetz. 2012. Zugegriffen: 17. Juni 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.gesetze-im-internet.de/krwg/index.html#BJNR021210012BJNE000101116>
- [2] A. Roskosch und P. Heidecke, „Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland“. Oktober 2018. Zugegriffen: 17. Juni 2025. [Online]. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/2018_10_08_uba_fb_klaerschamm_bf_low.pdf
- [3] Statistisches Bundesamt, „Entsorgungswege des Klärschlammes nach Bundesländern 2010, 2015 bis 2023“, Statistisches Bundesamt. Zugegriffen: 17. Juni 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Wasserwirtschaft/Tabellen/liste-klaerschammverwertungsart.html>
- [4] I. Wißmann und S. Metz, „Untersuchung der Klimawirkung unterschiedlicher Klärschlammbehandlungsverfahren mit dem Ziel eines Phosphorrecyclings aus kommunalem Klärschlamm“. Dezember 2022. Zugegriffen: 17. Juni 2025. [Online]. Verfügbar unter: https://www.bund-naturschutz.de/fileadmin/Bilder_und_Dokumente/Presse_und_Aktuelles/2023/Abfall/PM-115-23_Klaerschamm_Studie.pdf
- [5] M. Kühni, R. Wanner, U. Baier, und R. Krebs, „Behandlung des Prozesswassers aus hydrothermal karbonisiertem Klärschlamm vor der Einleitung in eine Abwasserreinigungsanlage“, Gwf - Wasser Abwasser, Bd. 156, Nr. 10, Okt. 2015.
- [6] T. Ender, V. S. Ekanthalu, H. Jalalipour, J. Sprafke, und M. Nelles, „Process Waters from Hydrothermal Carbonization of Waste Biomasses like Sewage Sludge: Challenges, Legal Aspects, and Opportunities in EU and Germany“, Water, Bd. 16, Nr. 1003, März 2024, doi: 10.3390/w16071003.
- [7] L. Wang, Y. Chang, und A. Li, „Hydrothermal carbonization for energy-efficient processing of sewage sludge: A review“, Renew. Sustain. Energy Rev., Bd. 108, S. 423–440, Juli 2019, doi: 10.1016/j.rser.2019.04.011.
- [8] S. A. Nicolae u. a., „Recent advances in hydrothermal carbonisation: from tailored carbon materials and biochemicals to applications and bioenergy“, Green Chem., Nr. 22, S. 4747–4800, 2020, doi: 10.1039/D0GC00998A.
- [9] M. Langone und D. Basso, „Process Waters from Hydrothermal Carbonization of Sludge: Characteristics and Possible Valorization Pathways“, Int. J. Environ. Res. Public Health, Bd. 17, Nr. 18, S. 6618, Sep. 2020, doi: 10.3390/ijerph17186618.
- [10] D. Blöhse, „Hydrothermale Karbonisierung“, Universität Duisburg-Essen, Essen, 2017. Zugegriffen: 24. September 2024. [Online]. Verfügbar unter: https://duepublico2.uni-due.de/servlets/MCRFileNodeServlet/duepublico_derivate_00044446/DissDennisBloehse.pdf
- [11] J. Fettig, H. Liebe, A. Busch, U. Austermann-Haun, und J.-F. Meier, „Entwicklung eines technischen Verwertungs- und Entsorgungskonzeptes für

HTC-Prozesswasser“, Hochschule Ostwestfalen-Lippe, Höxter / Detmold, DBU-Abschlussbericht 32122/01, Sep. 2017. Zugegriffen: 30. Oktober 2024. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-32122.pdf>

- [12] M. Seeger, „Entwicklung und Validierung eines CSB-basierten und temperatursensitiven Bemessungsansatzes für Tropfkörper - Untersuchungen an technischen und halbtechnischen Tropfkörpern in warmen Klimazonen“, Universität Stuttgart, Stuttgart, 2020. Zugegriffen: 8. Januar 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://elib.uni-stuttgart.de/server/api/core/bitstreams/90a22b9e-7487-478b-a4dd-9de6e6d17b38/content>
- [13] M. Langone, G. Sabia, L. Petta, L. Zanetti, P. Leoni, und D. Basso, „Evaluation of the aerobic biodegradability of process water produced by hydrothermal carbonization and inhibition effects on the heterotrophic biomass of an activated sludge system“, J. Environ. Manage., Bd. 299, S. 113561, Dez. 2021, doi: 10.1016/j.jenvman.2021.113561.
- [14] H. D. Janke, Umweltbiotechnik: Grundlagen und Verfahren, 2., Aktualisierte und erw. Aufl. in UTB Ökologie, Verfahrenstechnik, Umweltwissenschaften, no. 8380. Stuttgart: Ulmer, 2008. Zugegriffen: 18. Juni 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://elibrary.utb.de/doi/book/10.36198/9783838583808>
- [15] BGBl, AbfKlärV - Verordnung über die Verwertung von Klärschlamm, Klärschlammgemisch und Klärschlammkompost. 2017, S. 3465. Zugegriffen: 23. Februar 2025. [Online]. Verfügbar unter: https://www.gesetze-im-internet.de/abfkl_rv_2017/BJNR346510017.html
- [16] BUND Naturschutz in Bayern e. V., „Klärschlammverbrennung verursacht hohen CO₂-Ausstoß“, München, Pressemitteilung PM 115/23/LFGM, Okt. 2023. Zugegriffen: 19. Juni 2025. [Online]. Verfügbar unter: https://www.bund-naturschutz.de/fileadmin/Bilder_und_Dokumente/Presse_und_Aktuelles/2023/Abfall/PM-115-23-Klaerschlamm.pdf
- [17] P. Heidecke und A. Roskosch, „Klärschlamm: Klärschlammverwertung in Deutschland – Entwicklung und Tendenzen“, www.umweltwirtschaft.com, Bd. 10, Nr. 2019, Okt. 2019, Zugegriffen: 12. Juli 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.umweltwirtschaft.com/projekte-technologie/news/Klaerschlamm-Klaerschlammverwertung-in-Deutschland--Entwicklung-und-Tendenzen-18794>
- [18] TerraNova Energy GmbH, „TerraNova Energy - Technologie (HTC)“, TerraNova Energy GmbH. Zugegriffen: 23. Juni 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.terranova-energy.com/technologie/>
- [19] TerraNova Energy GmbH, „Successful continuous HTC operation on wastewater treatment plant ends years of controversy“, TerraNova Energy GmbH. Zugegriffen: 12. Juli 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.terranova-energy.com/en/successful-continuous-htc-operation-on-wastewater-treatment-plant-ends-years-of-controversy/>
- [20] BGBl, Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln 1 (Düngemittelverordnung - DüMV) - Anlage 2. Zugegriffen: 23. Juni 2025. [Online]. Verfügbar unter: https://www.gesetze-im-internet.de/d_mv_2012/anlage_2.html

- [21] TerraNova Energy GmbH, „TerraNova Energy - Anwendungen (Abwasser)“, TerraNova Energy GmbH. Zugegriffen: 23. Juni 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.terranova-energy.com/anwendungen/>
- [22] P. Quicker und K. Weber, Hrsg., Biokohle - Herstellung, Eigenschaften und Verwendung von Biomassekarbonisaten. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden, 2016. doi: 10.1007/978-3-658-03689-8_5.
- [23] A. Funke, „Hydrothermale Karbonisierung von Biomasse - Reaktionsmechanismen und Reaktionswärme“, Technische Universität Berlin, Berlin, 2012. Zugegriffen: 26. Februar 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://depositonce.tu-berlin.de/items/urn:nbn:de:kobv:83-opus-36313>
- [24] J. Stemann, „Hydrothermale Carbonisierung: Stoffliche und energetische Kreislauflührung“, Technische Universität Berlin, Berlin, 2013. Zugegriffen: 25. Februar 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://depositonce.tu-berlin.de/items/urn:nbn:de:kobv:83-opus-39442>
- [25] N. D. Berge, K. S. Ro, J. Mao, J. R. V. Flora, M. A. Chappell, und S. Bae, „Hydrothermal Carbonization of Municipal Waste Streams“, Environ. Sci. Technol., Bd. 45, Nr. 13, S. 5696–5703, Juli 2011, doi: 10.1021/es2004528.
- [26] D. Blöhse, H.-J. Lehmann, und H.-G. Ramke, „Forschungsbericht - Verbesserte energetische Nutzung organischer Industrieabfälle durch Hydrothermale Carbonisierung“, Hochschule Ostwestfalen-Lippe, FB Umweltingenieurwesen u. Angewandte Informatik, FG Abfallwirtschaft u. Deponietechnik [u.a.], Höxter, Apr. 2014. doi: 10.2314/GBV:824607538.
- [27] BGBl, Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG). 2009. Zugegriffen: 26. Februar 2025. [Online]. Verfügbar unter: https://www.gesetze-im-internet.de/whg_2009/
- [28] BGBl, Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer. 1997. Zugegriffen: 5. Juni 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.gesetze-im-internet.de/abww/BJNR056610997.html>
- [29] J. Fettig, H. Liebe, U. Austermann-Haun, und J.-F. Meier, „Verwertung des Prozesswassers aus der hydrothermalen Carbonisierung von organischen Abfällen“, Hochschule Ostwestfalen-Lippe, Höxter, DBU-Abschlussbericht 27760, Apr. 2013. Zugegriffen: 4. November 2024. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-27760.pdf>
- [30] Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU), „Verfahren der biologischen Abwasserbehandlung“, Bayerisches Landesamt für Umwelt. Zugegriffen: 23. Februar 2025. [Online]. Verfügbar unter: https://www.lfu.bayern.de/wasser/kommunale_klaeranlagen/verfahren_biologische_abwasserbehandlung/index.htm
- [31] DWA-Arbeitsgruppe IG-5.6, „Aerobe Biofilmverfahren in der Industrieabwasserreinigung - Definitionen, Verfahrenstechniken, Einsatzgebiete, Bemessungshinweise“, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., DWA-Arbeitsbericht 1, Feb. 2004.
- [32] W. Reineke und M. Schlömann, „Biologische Abwasserreinigung“, in Umweltmikrobiologie, 3. Aufl., Berlin, Heidelberg: Springer, 2020. doi: 10.1007/978-3-662-59655-5_14.

- [33] DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., DWA-A 281 - Bemessung von Tropfkörpern, Anlagen mit Rotations-tauchkörpern und Anlagen mit getauchten Festbetten, Arbeitsblatt 281, Hennef., März 2025.
- [34] DIN Deutsches Institut für Normung e. V., „DIN 19557: Kläranlagen - Mineralische Füllstoffe und Füllstoffe aus Kunststoff für Tropfkörper - Anforderungen, Prüfung, Lieferung, Einbringen“. Beuth Verlag GmbH, Januar 2004.
- [35] ATV-DVWK, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Arbeitsblatt ATV-DVWK-A 281 - Bemessung von Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern, Arbeitsblatt 281, Hennef., September 2001.
- [36] B. Simstich, C. Beimfohr, M. Lyko, und H. Horn, „Thermophiler Betrieb eines getauchten MBR bei 50 °C zur Prozesswasserreinigung in der Papierindustrie“, KA Korresp. Abwasser Abfall, Bd. 59, Nr. 5, S. 465–472, 2012.
- [37] MACHEREY-NAGEL GmbH & Co. KG, „Rundküvettest NANOCOLOR CSB 1500“, MACHEREY-NAGEL. Zugegriffen: 6. Juni 2025. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.mn-net.com/de/rundkuevettentest-nanocolor-csb-1500-985029>

VIII. Anhang

1. Feed-Alterung



Abb. 78: HTC-PW (CSB = 62,1 g/l)



Abb. 79: Frisch angesetzter PW-Feed
(CSB = 967 mg/l)

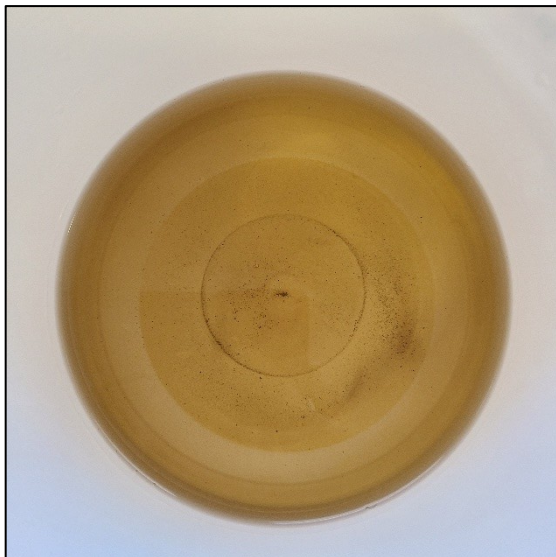


Abb. 80: PW-Feed nach 5 Tagen (Lagerung
bei 5 °C)



Abb. 81: PW-Feed nach 5 Tagen (Lagerung
bei 22 °C, automatische Teilent-
nahme via Pumpe alle 8 h)



Abb. 82: Nicht ausgeschwemmter Bodensatz im Feed-Tank



Abb. 83: Nicht ausgeschwemmter Bodensatz im Feed-Tank, Nahaufnahme

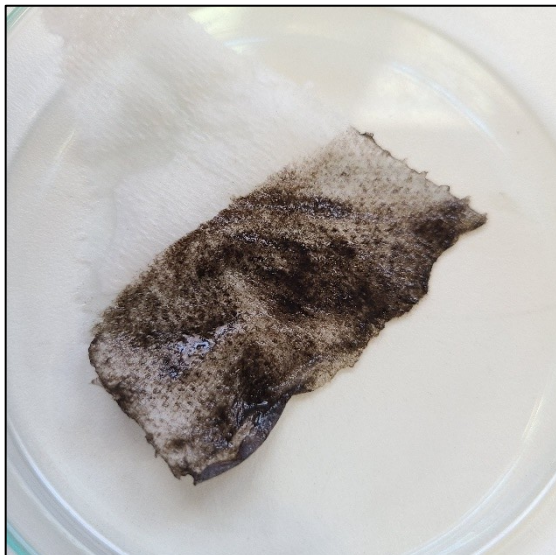


Abb. 84: Abgestrichener Bodensatz aus dem Feed-Tank

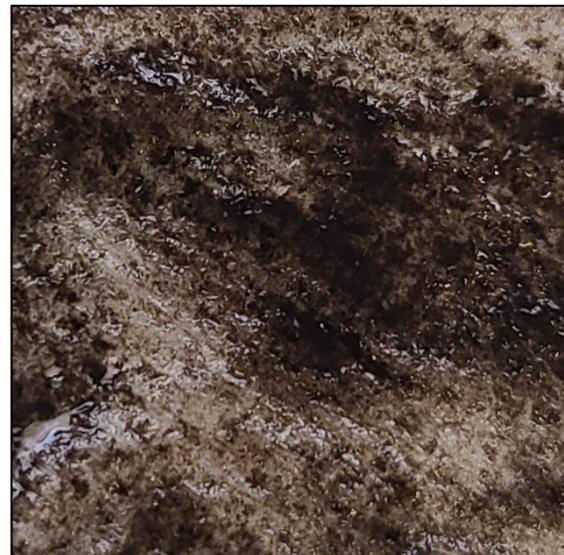


Abb. 85: Abgestrichener Bodensatz aus dem Feed-Tank, Nahaufnahme

2. Ablagerungen aus dem TK-System

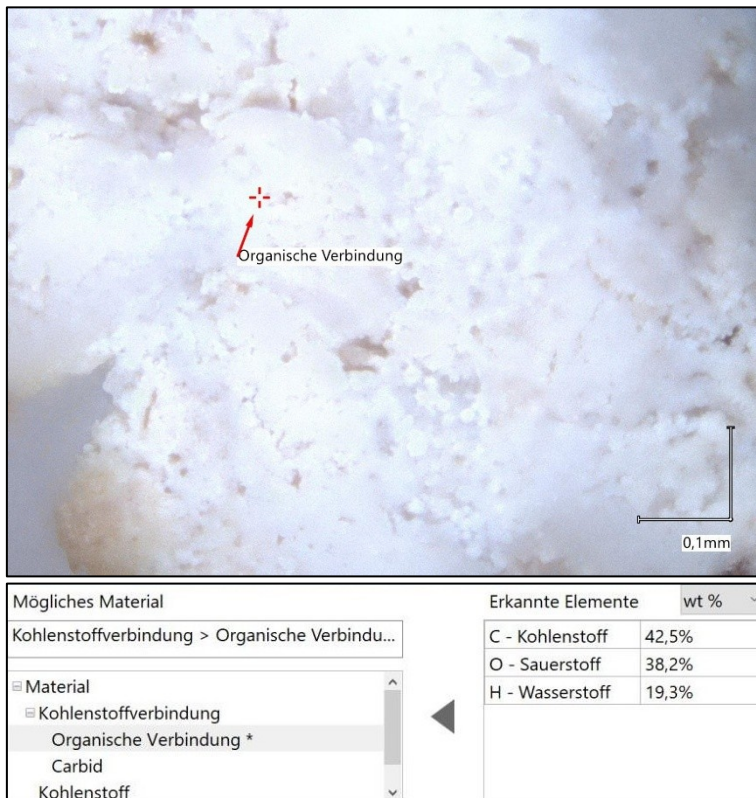


Abb. 86: Schlauchablagerung 1



Abb. 87: Schlauchablagerung 2

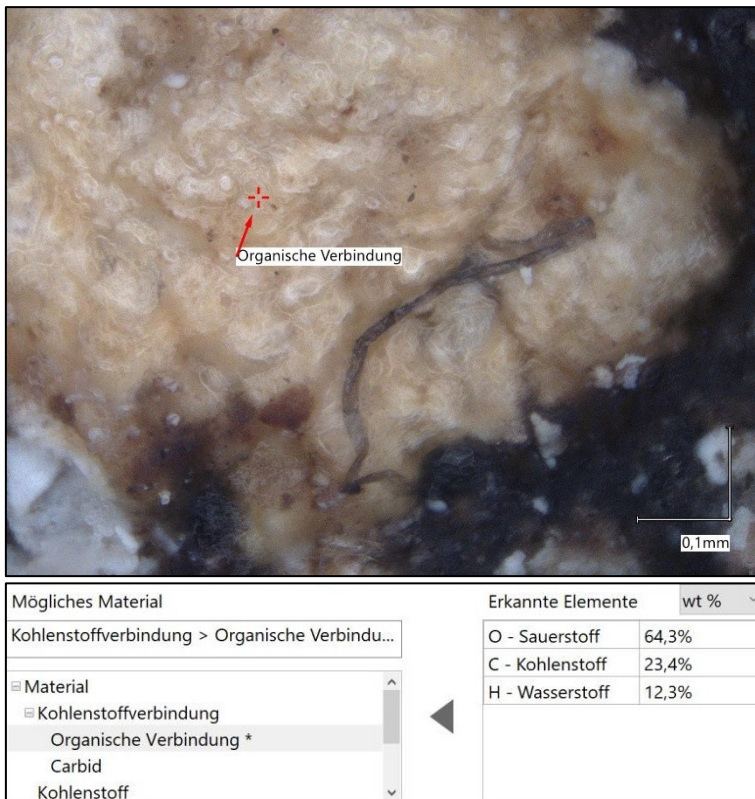


Abb. 88: Schlammrückstand 1 aus der ZK

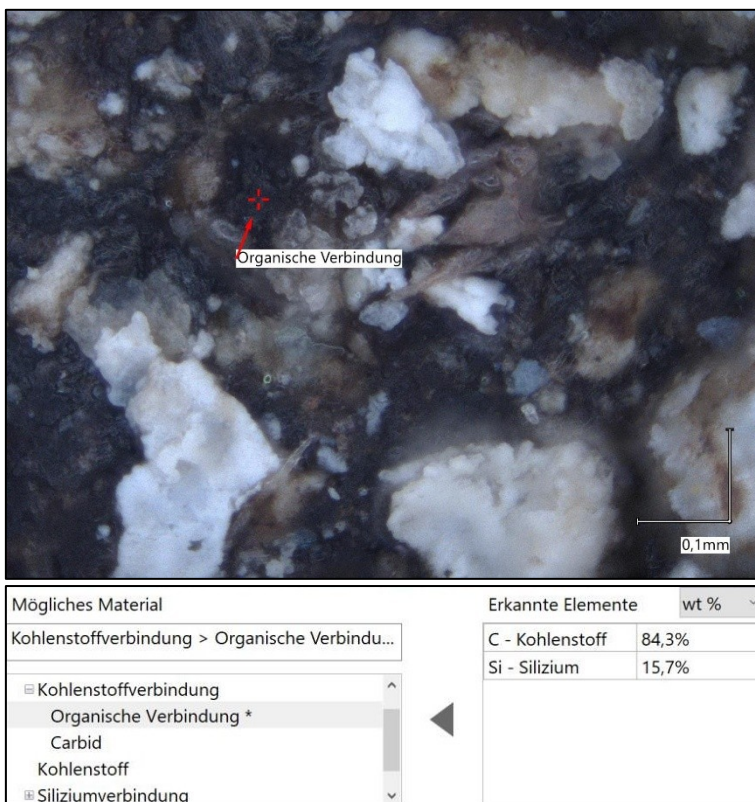


Abb. 89: Schlammrückstand 2 aus der ZK

Organische Verbindung

0,1mm

Mögliches Material	Erkannte Elemente	wt %
Kohlenstoffverbindung > Organische Verbindu...	O - Sauerstoff	59,3%
<input type="checkbox"/> Kohlenstoffverbindung <input checked="" type="checkbox"/> Organische Verbindung * <input type="checkbox"/> Carbid <input type="checkbox"/> Kohlenstoff	C - Kohlenstoff	25,9%
	H - Wasserstoff	11,3%
	Si - Silizium	3,5%

Abb. 90: Abfiltrierte Partikel aus dem PW-Feed

Wasser

0,1mm

Mögliches Material	Erkannte Elemente	wt %
Wasser	O - Sauerstoff	77,6%
<input checked="" type="checkbox"/> Sauerstoffverbindung <input checked="" type="checkbox"/> Kohlenstoffverbindung <input type="checkbox"/> Sauerstoff <input checked="" type="checkbox"/> Siliziumverbindung	H - Wasserstoff	18,4%
	Si - Silizium	4,0%

Abb. 91: Abgewischte Partikel vom Boden des PW-Feeds

9. Eidesstattliche Erklärung

Hiermit bestätige ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Hilfsmittel benutzt habe. Die Stellen der Arbeit, die dem Wortlaut oder dem Sinn nach anderen Werken entnommen sind, wurden unter Angabe der Quelle kenntlich gemacht.

Rostock, 23.07.2025

Elisa Deiß