

**Universität für Bodenkultur Wien**

University of Natural Resources and Life Sciences, Vienna



**Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt**

Institut für Siedlungswasserbau, Industrierewasserwirtschaft und Gewässerschutz



Leiter: Univ.-Prof. DI Dr. Thomas Ertl



# **Einfluss von Pflanzen auf die Entwässerung von Klärschlamm zur Steigerung der thermischen Verwertbarkeit**

**Masterarbeit  
zur Erlangung des akademischen Grades  
Diplomingenieur**

eingereicht von:

**Rüger, Theresa**

Betreuer: Langergraber, Günter, Priv.-Doz. Dipl.-Ing. Dr. nat. tech.

Mitbetreuer: Pucher, Bernhard, Dipl.-Ing.

## **Vorwort**

Die vorliegende Masterarbeit entstand im Rahmen meines Masterstudiums „Kulturtechnik und Wasserwirtschaft“ am Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz an der Universität für Bodenkultur Wien. Die Idee zu dieser Arbeit lieferte Gottfried Kollmann, der über mehrere Jahre im privaten Umfeld den Einfluss von Sonnenblumen auf die Entwässerung von Klärschlamm beobachtete. Mit seiner Vision die hohe Transpirationsleistung von Sonnenblumen und die Steigerung der thermischen Verwertbarkeit von Klärschlamm zu verknüpfen, trat er an das Institut für Siedlungswasserbau, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz heran. Unter Einsatz von Priv.-Doz. Dipl.-Ing. Dr. Günter Langergraber wurde die Thematik aufgegriffen und in Form dieser Masterarbeit erstmals wissenschaftlich untersucht.

An dieser Stelle möchte ich meinen beiden Betreuern Priv.-Doz. Dipl.-Ing. Dr. Günter Langergraber und Dipl.-Ing. Bernhard Pucher für die Betreuung dieser Arbeit, den wertvollen Input und die rasche Hilfe bei Unklarheiten oder Problemen danken. Außerdem danke ich Ing. Wolfgang Stach für die Einführung ins Labor, die mir ermöglichte die Beprobung und Analysen des Klärschlammes eigenständig durchzuführen.

Zuletzt möchte ich meiner Familie und all meinen Freunden danken, die mir stets mit Rat und Tat zur Seite stehen und mir viel Energie außerhalb meines Studiums geben.

Wien, Januar 2021

Theresa Rüger

# Inhaltsverzeichnis

<b>1. Einleitung</b>	<b>1</b>
<b>2. Zielsetzung, Aufgabenstellung und Gliederung</b>	<b>2</b>
<b>3. Allgemeine Grundlagen</b>	<b>4</b>
3.1 Charakteristik des Klärschlamm	4
3.1.1 Bestandteile des Klärschlamm – Ambivalenz zwischen Ressource und Schadstoffsенke	4
3.1.2 Wasser im Klärschlamm – Bindungskräfte als limitierender Faktor der Klärschlamm entwässerung	6
3.2 Thermische Verwertung von Klärschlamm	9
3.2.1 Möglichkeiten der thermischen Verwertung von Klärschlamm	9
3.2.2 Kennwerte und Anforderung in Bezug auf die Verbrennung von Klärschlamm	12
3.3 Einfluss von Pflanzen auf die Entwässerung von Klärschlamm	14
3.3.1 Anforderungen an Pflanzen für den Einsatz zur Entwässerung	14
3.3.2 Evapotranspiration – Nützliche Funktion zur Klärschlamm entwässerung und -trocknung	15
3.4 Naturnahe Entwässerungssysteme – Klärschlammvererdung mit Schilf	18
3.4.1 Bauweise eines Vererdungsbeetes	19
3.4.2 Betriebsweise, Randbedingungen und ablaufende Prozesse	21
3.4.3 Probleme im Betriebsablauf und unzureichende Entwässerungsergebnisse	24
3.4.4 Klärschlammvererdung mit Schilf - kostengünstige und nachhaltige Alternative zur maschinellen Entwässerung	26
3.5 Pilotversuche mit anderen Helophyten – Eigenschaften und Versuchsergebnisse	27
<b>4. Material und Methoden</b>	<b>30</b>
4.1 Charakteristik des Untersuchungsstandortes	30
4.2 Versuchsaufbau	30
4.2.1 Randbedingungen und Zielstellung des Versuches	30
4.2.2 Design des Versuches	31
4.3 Messmethodik	33
4.3.1 Erscheinungsbild der Pflanzen und Gewichtsveränderung der Proben	33
4.3.2 Trockenrückstand	33
4.3.3 Bestimmung Glührückstand und Glühverlust des Klärschlamm	34
<b>5. Ergebnisse und Diskussion</b>	<b>36</b>
5.1 Klimadaten der Sensoren vor Ort	36

5.2	Versuchsdurchführung ohne zusätzliche Substratschicht _____	37
5.3	Entwicklung der Vegetation _____	38
5.4	Entwässerung des Klärschlammes _____	42
5.4.1	Veränderung des Gewichtes der Proben _____	42
5.4.2	Veränderung des Trockenrückstandes über den Versuchszeitraum _____	45
5.4.3	Zusammenhang zwischen Vegetation und Trockenrückstand _____	48
5.5	Glührückstand und Glühverlust _____	49
<b>6.</b>	<b><i>Interpretation der Ergebnisse</i></b> _____	<b>51</b>
6.1	Einfluss des Versuchsdesign auf das Entwässerungsergebnis _____	51
6.1.1	Vergleich des Versuchsdesigns mit der Klärschlammvererdung mit Schilf _____	52
6.1.2	Scale-up der Ergebnisse _____	53
<b>7.</b>	<b><i>Schlussfolgerungen</i></b> _____	<b>54</b>
<b>8.</b>	<b><i>Zusammenfassung und Ausblick</i></b> _____	<b>56</b>
<b>9.</b>	<b><i>Literaturverzeichnis</i></b> _____	<b>58</b>
<b>10.</b>	<b><i>Abbildungsverzeichnis</i></b> _____	<b>65</b>
<b>11.</b>	<b><i>Tabellenverzeichnis</i></b> _____	<b>67</b>
<b>12.</b>	<b><i>Anhang</i></b> _____	<b>68</b>
12.1	Gewicht der Proben und Entwicklung der Sonnenblumen _____	68
12.2	Bestimmung des Trockenrückstandes der Proben _____	74
12.3	Bestimmung des Glührückstandes der Proben _____	76
<b>13.</b>	<b><i>Abkürzungs- und Symbolverzeichnis</i></b> _____	<b>78</b>
<b>14.</b>	<b><i>Lebenslauf</i></b> _____	<b>79</b>
<b>15.</b>	<b><i>Eidesstattliche Erklärung</i></b> _____	<b>80</b>

## Kurzfassung

Bei der Klärschlammvererdung mit Schilf wird Klärschlamm aufgrund von Evapotranspiration, Drainage und Mineralisation entwässert und mineralisiert. Die Systeme werden weltweit genutzt, um den Schlamm zu behandeln und in weiterer Folge als Kompost zu verwenden. Aufbauend auf diesen Erkenntnissen wird der Einfluss anderer Pflanzen neben Schilf (*Phragmites australis*), hier Sonnenblumen (*Helianthus annuus*), auf die Entwässerung von Faulschlamm untersucht. Dazu werden mit Schlamm befüllte Kunststoffeimer mit Sonnenblumen und Schilf bepflanzt und für unterschiedliche Versuchsanordnungen wie zusätzlicher Nährstoffzugabe oder Verdichtung vorbereitet. Über den Versuchszeitraum von rund zwei Monaten werden die Proben auf die Veränderung des Trockenrückstandes (TR) und des Glühverlustes (GV) hin untersucht sowie die Vitalität der Pflanzen anhand des Wachstumsfortschrittes beurteilt. Bei den mit Schilf bepflanzten Proben beginnt die Vegetation bereits nach kurzer Zeit zu vertrocknen. Dies ist auf eine unzureichende Wasserversorgung der Vegetation zurückzuführen. Bei den Proben mit zusätzlicher Nährstoffzugabe kam es zu starken Entwicklungsproblemen der Vegetation. Einige der Pflanzen keimten trotz mehrmaliger Aussaat nicht. Im Allgemeinen gab es in der Handhabung der Pflanzen teilweise Probleme. Außerdem bleibt die Steuerung der Wasserzugabe und der Anteil des pflanzenverfügbaren Wassers eine große Unsicherheit, da keine kontinuierliche Betrachtung des Wassergehaltes im Klärschlamm erfolgt. Nach knapp sechs Wochen kommt die Vegetation schließlich zum Erliegen. Zu diesem Zeitpunkt erreichen die mit Sonnenblumen bepflanzten Proben aber ähnlich hohe TR, wie die unbepflanzten Proben.

**Schlagwörter:** Klärschlammvererdung mit Schilf, Pflanzen, Entwässerung, Trockenrückstand, Evapotranspiration, Sonnenblume (*Helianthus annuus*), Schilf (*Phragmites australis*)

## **Abstract**

In Sludge Drying Reed Beds the sewage sludge is dewatered and mineralised due to evapotranspiration, water drainage and mineralisation. These systems are widely used around the world for sludge treatment and subsequently as compost. The aim of this study was to evaluate the influence of other plants besides reed (*Phragmites australis*) for the dewatering of anaerobically digested sewage sludge. Therefore, pots were filled with sludge and planted with sunflower (*Helianthus annuus*) and reed (*Phragmites australis*) and were prepared for different experimental setups like additional nutrients and further compression. Over a period of two months the total solid content and the ignition loss was investigated, and the growth and vitality of the plants was observed. Pots planted with reed dried out after a few weeks of operation because of water shortage. Moreover, the pots with nutrients showed severe development issues. The seedlings did not begin to shoot although they were sowed a few times. There were some difficulties with the handling of the plants in general. Managing the addition of water and the share of plant available water stayed an enormous insecurity because there was no continuous observation of the water content in the sludge. After six weeks of operation the vegetation dried out. Nevertheless, the total solid contents of the pots planted with sunflower were as high as the unplanted ones at this time.

**Key words:** Sludge Drying Reed Beds, Sludge Treatment Wetlands, plants, dewatering, total solids, evapotranspiration, sunflower (*Helianthus annuus*), reed (*Phragmites australis*)

## 1. Einleitung

Über 95 % der Haushalte in Österreich sind an das öffentliche Kanalnetz angeschlossen. Durch den Abwasserreinigungsprozess fallen jährlich rund 250.000 t Trockensubstanz (TS) Klärschlamm an, der in weiterer Folge behandelt und verwertet oder entsorgt werden muss. Ein Großteil der anfallenden Klärschlammmenge in Österreich, etwa 53 %, wird der thermischen Verwertung zugeführt. Der zweithäufigste Entsorgungsweg mit rund 20 %, ist die landwirtschaftliche Verbringung des Schlammes, gefolgt von Kompostierung, Vererdung und mechanisch-biologischer Abfallbehandlung. Da der Anteil der thermischen Verwertung im Gegensatz zur landwirtschaftlichen Verwertung seit 1995 mit ehemals 34 % bis heute stetig angestiegen ist, wird dieser Entsorgungsweg immer relevanter (BMNT, 2018).

Für den Weg der thermischen Verwertung ist es wichtig, möglichst viel Wasser von den festen Schlammpartikeln zu entfernen. So kann der Brennwert des Klärschlammes erhöht und das Volumen erheblich reduziert werden. Der Prozessschritt der Schlammmentwässerung kann dabei bis zu 40 – 50 % der Betriebskosten der Kläranlage ausmachen (LANGERGRABER et al., 2019, S. 35). Dabei nehmen die spezifischen Kosten der Schlammbehandlung zu, je kleiner die Ausbaugröße der Anlage ist (ÖWAV, 2001). Demnach ist es vor allem für kleinere Anlagen von Relevanz die Kosten der Entwässerung und der Schlammbehandlung möglichst gering zu halten, um die Anlagen wirtschaftlich betreiben zu können.

Im Hinblick auf die Reduktion der Betriebskosten für die Schlammmentwässerung, können Pflanzen einen wichtigen Beitrag leisten (NIELSEN, 2008). Die Pflanzen erfüllen eine Vielzahl an nützlichen Funktionen, die für die Schlammstabilisierung und -entwässerung wichtig sind. So können diese durch den natürlichen Prozess der Transpiration zur Entwässerung beitragen und die Mineralisierung des Schlammes unterstützen. Die Klärschlammvererdung mit Schilf stellt in diesem Zusammenhang ein bereits seit über 20 Jahren erfolgreich genutztes Verfahren dar (NIELSEN & BRUUN, 2015).

Da jedoch bisher kaum Studien bezüglich des Einsatzes anderer Pflanzen neben Schilf (*Phragmites australis*) zur Entwässerung von Klärschlamm existieren, besteht hier weiterer Forschungsbedarf. Mit dieser Arbeit soll ein Beitrag dazu geleistet werden und im Zuge dessen der Einfluss von Sonnenblumen (*Helianthus annuus*) auf die Entwässerung von Klärschlamm und damit die Steigerung der thermischen Verwertbarkeit untersucht werden. Die Arbeit wurde im Zeitraum von April 2020 – Dezember 2020 bearbeitet.

## 2. Zielsetzung, Aufgabenstellung und Gliederung

Der erste Teil der Arbeit umfasst das 3. Kapitel, das eine Literaturstudie mit den Schwerpunkten Charakteristik von Klärschlamm, thermische Verwertung und naturnahe Entwässerungssysteme enthält. Dabei wird unter Kapitel 3.1 die Ambivalenz der Inhaltsstoffe des Klärschlammes in Bezug auf die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor, zu den hohen Schwermetallgehalten und Schadstoffen sowie der damit einhergehender Umweltproblematik erläutert. Außerdem werden die Bindungsformen des Wassers in den Schlammflocken und damit verbundene Grenzen in Bezug auf die Entwässerung des Schlammes genannt. Daran anknüpfend, in Kapitel 3.2 werden entscheidende Parameter und Randbedingungen angeführt, welche die Anwendbarkeit und den Nutzen für die thermische Verwertung sowie das Entwässerungsergebnis definieren. Als etabliertes Schlammmentwässerungsverfahren werden in Kapitel 3.4 die Prinzipien der Klärschlammvererdung mit Schilf erläutert sowie die Betriebsweise des Systems und etwaige Probleme, die dabei auftreten können, aufgeführt. Da der Vegetation in diesem Prozess eine wichtige Rolle zukommt, werden die Funktionen der Pflanzen und die Evapotranspiration, einer der maßgeblichen Entwässerungsprozesse, im vorherigen Kapitel 3.3 thematisiert. Die Literaturstudie schließt mit Kapitel 3.5 ab, in dem einige Studien präsentiert werden, die anstelle von Schilf andere Pflanzen für die Entwässerung von Klärschlamm untersuchen.

Der zweite Teil der Arbeit beginnt mit dem 4. Kapitel und knüpft an den Forschungsbedarf zur weitergehenden Klärschlammmentwässerung mit Pflanzen an. Dazu soll im Zuge eines Feldversuches untersucht werden, ob Sonnenblumen (*Helianthus annuus*) dafür geeignet sind und welchen Einfluss sie auf die Steigerung der thermischen Verwertbarkeit ausüben. Die zugehörige Versuchsgrundlagen, wie Standortcharakteristik, Versuchsaufbau und Messmethodik werden in Kapitel 4.1 bis 4.3 näher erläutert. Eine Bepflanzung mit Sonnenblumen wird gewählt, da diese eine hohe Transpirationsleistung besitzen und sich für den Anbau dieser Breitengrade eignen. Außerdem bewährte sich ihr Einsatz in einer ersten Voruntersuchung. Während des Versuches wurden die Vitalität und das Wachstum der Pflanzen beobachtet sowie die erzielten Trockenrückstände bis zum Ende der Versuchsperiode bestimmt. Die Ergebnisse, Schwächen und etwaige auftretende Probleme im Versuchsaufbau werden schließlich im Kapitel 5 diskutiert und der Nutzen in Bezug auf die thermische Verwertung des entwässerten Schlammes abschließend in Kapitel 6 bewertet.

In Kapitel 7 werden wichtige Schlussfolgerungen aus den vorangegangenen Kapiteln gezogen. Die Arbeit wird schließlich mit dem 8. Kapitel abgerundet, in dem die Ergebnisse noch einmal prägnant zusammengefasst werden und ein Ausblick gegeben wird.

Im Zuge dieser Arbeit sollen somit folgende Forschungsfragen beantwortet werden:

1. Wodurch wird der Prozessschritt der Entwässerung des Klärschlammes limitiert? Welche Anforderungen stellt die thermische Verwertung an den entwässerten Klärschlamm? Welche Funktion erfüllen Pflanzen bei der Entwässerung von Klärschlamm?
2. Wie ist der Nutzen der Sonnenblumen mit Hinblick auf die thermische Verwertbarkeit des Klärschlammes zu beurteilen? Wie wirken sich Adaptionen im Versuchsablauf auf das Entwässerungsergebnis aus?

## 3. Allgemeine Grundlagen

### 3.1 Charakteristik des Klärschlammes

#### 3.1.1 Bestandteile des Klärschlammes – Ambivalenz zwischen Ressource und Schadstoffsенke

Klärschlamm ist ein Restprodukt auf Abwasserreinigungsanlagen, das sowohl in den Prozessstufen der Vorklärung und der Phosphorfällung als auch in der biologischen Abwasserreinigung anfällt. Dem Abwasser werden dabei durch verschiedene physikalische, chemische oder biologische Prozesse alle Substanzen entzogen, die nicht (vollständig) durch Mikroorganismen mineralisiert werden oder in gasförmiger Form in die Atmosphäre entweichen können. Die verbleibenden Stoffe liegen daher neben Wasser, in konzentrierter Form in den Schlammflocken, im sogenannten Klärschlamm vor. Je nach Belastung des Abwassers variiert die Zusammensetzung und die anfallende Menge des Klärschlammes (GUJER, 2007, S. 67; OLIVA et al., 2009). Als Richtwert dient eine jährlich anfallende Klärschlammmenge von rund 10 - 30 kg TS pro Einwohnergleichwert (EW) (ZESSNER, 2002, S. 125).

Die Bezeichnung von Klärschlamm unterscheidet sich in Abhängigkeit des Anfallortes auf der Kläranlage und dessen Beschaffenheit. Der Schlamm der Vorklärung, bei dem durch mechanisch-physikalische Prozesse leicht sedimentierbare Stoffe entfernt werden, wird als Primärschlamm bezeichnet (GUJER, 2007, 308; 405). Im Primärschlamm sind leicht erkennbare Bestandteile, wie beispielsweise Kot oder Essensreste enthalten. Er ist meist grau-braun bis gelblich (LESCHBER & LOLL, 1996, S. 86). Die Biomasse der Bakterien sowie adsorbierte, geflockte oder chemisch gefällte Stoffe aggregieren im Belebungsbecken während der biologischen Abwasserreinigung zum sogenannten Belebtschlamm. Belebtschlamm ist aufgrund des enthaltenen Sauerstoffs eher braun. Faulschlamm bezeichnet anaerob stabilisierten Klärschlamm und ist aufgrund des geringen Sauerstoffgehaltes meist schwarz (GUJER, 2007, S. 308–311). Da Primär- und Belebtschlämme oft gemeinsam behandelt werden, ist deren Unterscheidung weniger wichtiger als die Abgrenzung zu Faulschlämmen. Primär- und Belebtschlämme lassen sich unter dem Begriff Rohschlämmen zusammenfassen. Beim Faulungsprozess wird unter Luftabschluss organische Substanz von anaeroben Bakterien abgebaut, wodurch diese Schlämme einen geringeren Kohlenstoffgehalt und einen niedrigeren Heizwert besitzen (SCHNELL et al., S. 133). Für weitere Details bezüglich des Heizwertes von Klärschlämmen wird auf *Kapitel 3.2.2* verwiesen.

Klärschlämme werden auch als Suspension von Feststoffen in Wasser bezeichnet und können partikuläre Feststoffe aber auch gelöste Salze und emulgierte oder kolloidal dispergierte Stoffe

enthalten (DWA, 2019). Charakteristisch für alle Arten von Klärschlämmen ist die Ambivalenz zwischen wertvollen, wie Nährstoffe zu schädlichen Inhaltsstoffen, beispielsweise Schwermetalle oder pathogene Keime. Die Nährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium sowie organische Verbindungen liegen in relativ hohen Konzentrationen vor. Der Anteil an Stickstoff in österreichischen Kläranlagen liegt, wie in *Tabelle 1* zusammengefasst, je nach Anlagengröße zwischen 35 – 41 g N/kg TS. Die enthaltene Phosphorkonzentrationen liegen in einer ähnlichen Größenordnung zwischen 31 - 69 g P/kg TS.

Tabelle 1: Nährstoffe im Klärschlamm nach Anlagengröße in Österreich (KÜGLER et al., 2004)

<b>Nährstoff</b> <b>[g/ kg TS]</b>	<b>&lt;2.000 EW</b>	<b>15.000-50.000</b>	<b>&gt;150.000</b>
Stickstoff (N)	41	23	35
Kalium (K)	3	2	2
Phosphor (P)	32	31	69

Studien zufolge könnte mit dieser Nährstoffmenge rund 40 % des mineralischen Düngemittelbedarfs der Kulturpflanzen in Österreich substituiert werden (EGLE et al., 2014). Aufgrund der enthaltenen organischen Substanz kann durch den Einsatz von Klärschlamm zudem die Humusbilanz des Bodens verbessert werden. Aus diesem Grund wird der Klärschlamm nach der Behandlung in der Abwasserreinigungsanlage teilweise landwirtschaftlich verbracht. Dieser Verwertungsweg ist die verfahrenstechnisch einfachste Möglichkeit den Schlamm zu entsorgen und gleichzeitig stofflich zu verwerten. Den Pflanzen können so die Nährstoffe zu geführt werden und die Stoffkreisläufe geschlossen werden (WIECHMANN et al., 2013).

Dies ist jedoch nicht unumstritten, da im Klärschlamm neben Nährstoffen auch problematischere Substanzen enthalten sind. Dazu zählen Schwermetalle, anorganische Schadstoffe, Mikroschadstoffe, Mikroplastik, pathogene Keime und Parasiteneier sowie endokrine Substanzen. Schwermetalle kommen im häuslichen Abwasser weniger vor und gelangen in das Abwasser durch Belastungen aus der Industrie (ANDREOLI et al., 2007, S. 31–32). In österreichischen Kläranlagen sind insbesondere die Schwermetalle Zink, Mangan, Kupfer und Blei im Klärschlamm zu finden. Der Anteil ist jedoch in den letzten Jahren rückläufig. (OLIVA et al., 2009). Nichtsdestotrotz kann der Schwermetallgehalt des Klärschlammes den weiteren Entsorgungsweg bedingen. Für den landwirtschaftlichen Verwertungsweg gibt es Schwermetallgrenzwerte, die schädlichen Auswirkungen des Klärschlammes minimieren sollen.

### 3.1.2 Wasser im Klärschlamm – Bindungskräfte als limitierender Faktor der Klärschlammmentwässerung

Neben den beschriebenen Feststoffen nimmt Wasser einen bedeutsamen Volumenanteil im Klärschlamm ein. Eine quantitative Aussage über die Anteile von Wasser und Feststoffen im Schlamm lässt sich über die Trockensubstanz (TS) bzw. den Trockenrückstand (TR) treffen. Je höher dieser Wert, desto weniger Wasser ist im Klärschlamm enthalten. Die Trockensubstanz TS bzw. der Trockenrückstand TR wird in Gewichtsprozenten angegeben und quantifiziert den Anteil von Feststoffen im Verhältnis zur Menge der Gesamtprobe. Die Summe aus Wassergehalt und TS bzw. TR bilden die Gesamtprobe.

$$\text{Gesamtprobe [100 \%]} = TR + WG \quad \text{Formel 1}$$

TR	[%]	Trockenrückstand der Schlammprobe
WG	[%]	Wassergehalt

Der Unterschied zwischen Trockenrückstand und Trockensubstanz liegt in der Berücksichtigung der gelösten Stoffe. Bei der Bestimmung der Trockensubstanz wird der Schlamm filtriert und die erhaltenen Feststoffe getrocknet. Somit werden die gelösten Stoffe im Gegensatz zur Bestimmung des Trockenrückstands, bei welchem keine Filtration erfolgt, nicht miterfasst. Die Trockensubstanz ist daher in der Regel etwas niedriger als der Trockenrückstand (GUJER, 2007, S. 65–69).

Aufgrund des hohen Wasserbindevermögens von Schlämmen, liegt der Wassergehalt bei Rohschlämmen vor dem Prozess der Entwässerung bei 90 – 99,5 % (DWA, 2013). Daher ist der Prozess der Schlammmentwässerung ein wichtiger Verfahrensschritt auf der Kläranlage. Unabhängig des nachfolgenden Entsorgungsweges ist es aus ökonomischen Gründen naheliegend möglichst viel Wasser zu entfernen. Durch Reduktion des Wasseranteils im Schlamm verringert sich, wie in *Abbildung 1* dargestellt, das Schlammvolumen signifikant. Dabei besteht ein exponentiell abfallender Zusammenhang zwischen Volumenabnahme und Zunahme des Trockensubstanz-/ des Trockenrückstandanteils. Je höher der Anteil an Trockenrückstand, desto geringer wirkt sich die Änderung des Wassergehaltes auf das Volumen aus (LESCHBER & LOLL, 1996, S. 260). Welche Trockenrückstände beziehungsweise Trockensubstanzgehalte durch die Verfahrensschritte Entwässerung bzw. Trocknung des Rohschlammes erreicht werden können, ist von der Verteilung der verschiedenen Bindungsformen des Wassers im Klärschlamm abhängig. Generell wird zwischen freiem und gebundenem Wasser unterschieden (KOPP & DICHTL, 2000).

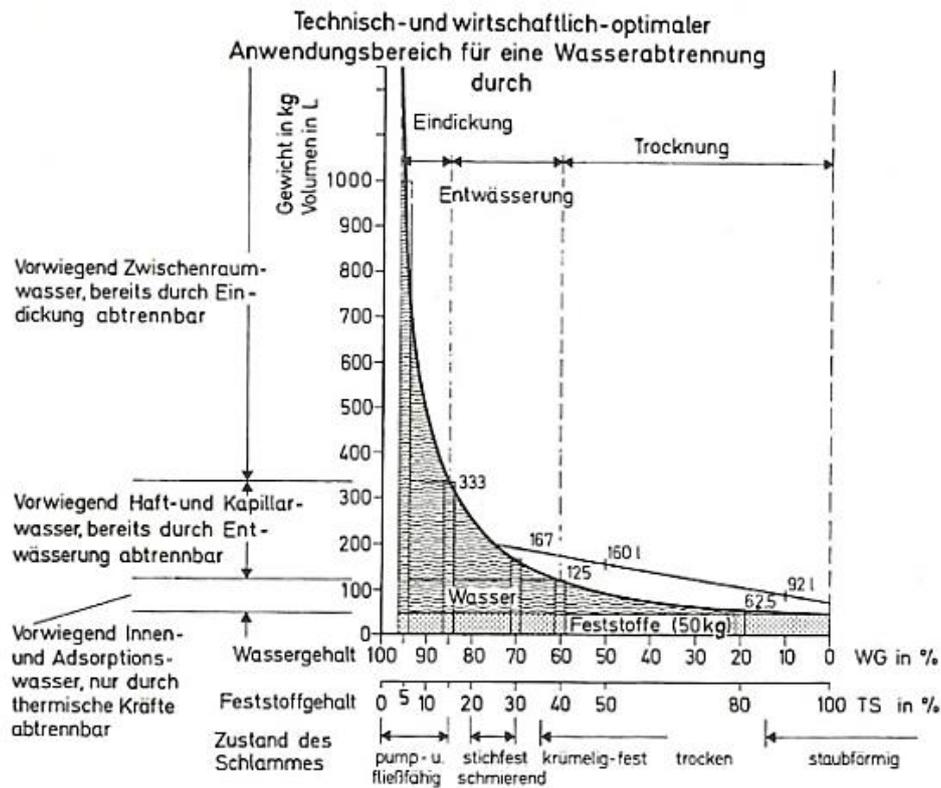


Abbildung 1: Zusammenhang zwischen Volumen und Feststoffgehalt von Schlämmen (LESCHBER & LOLL, 1996, S. 260)

Freies Wasser (*Abbildung 2 – A*) kann sich unbeeinflusst zwischen den festen Schlammteilchen bewegen, da es physikalisch nicht an die Schlammteilchen gebunden ist. Bezogen auf das Volumen stellt dieses mit rund zwei Dritteln den größten Anteil an Wasser im Schlamm dar (*Abbildung 1*). Es kann entweder zwischen großen Flockenverbänden eingeschlossen sein oder als Wasser, das sich durch die Gravitation oberhalb der festen Schlammteilchen absetzt, auftreten. Freies Wasser kann relativ leicht durch mechanische Entwässerung, also durch künstliche oder natürliche Schwerfelder entfernt werden (DWA, 2019; KOPP & DICHTL, 2000).

Gebundenes Wasser stellt jenen Wasseranteil dar, der entgegen der Gravitation durch verschiedene Bindungskräfte im Schlamm gehalten wird (BLUME et al., 2010, S. 221). Dazu zählen folgende Wasserarten: Zwischenraumwasser, Oberflächenwasser, in Hydrogelen gebundenes Wasser, Zellinnenwasser oder chemisch gebundenes Wasser (DWA, 2019; KOPP & DICHTL, 2000). Die Verteilung der verschiedenen Bindungskräfte im Schlamm und ihr mengenmäßig gerundeter Anteil ist in *Tabelle 2* zusammengefasst.

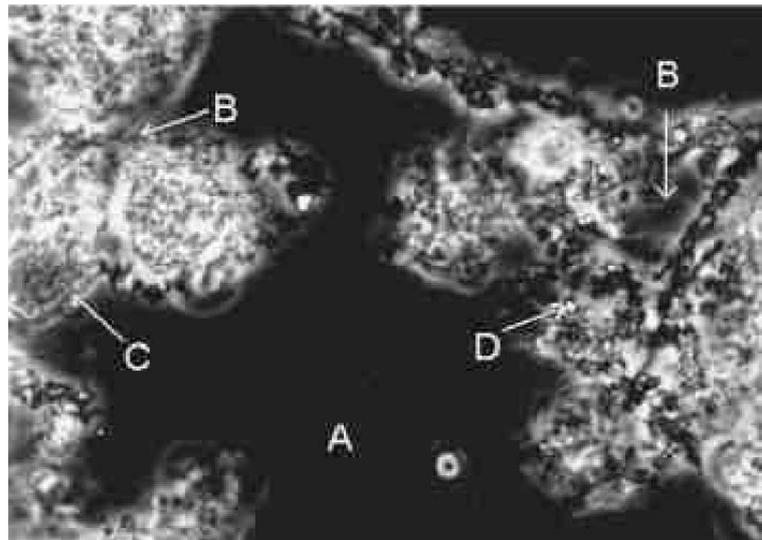


Abbildung 2: Mikroskopische Aufnahme einer Schlammflocke mit verschiedenen Wasserarten (A - Freies Wasser, B - Zwischenwasser, C - Oberflächenwasser, D - Interzelluläres Wasser) (KOPP & DICHTL, 2000)

Das Zwischenwasser (*Abbildung 2 – B*) ist in bis zu zehn Mikrometer großen Zwischenräumen der festen Schlammpartikel und der Mikroorganismen in den Schlammflocken eingeschlossen. Es macht einen Volumenanteil von rund 20 % aus (LESCHBER & LOLL, 1996, S. 260). Um das Wasser zu entfernen, müssen sogenannte Kapillarkräfte überwunden werden. Im Vergleich zum freien Wasser, das keiner physikalischen Bindung unterliegt, sind stärkere Kräfte notwendig, um das Wasser abzutrennen. Dies kann entweder chemisch – durch den Einsatz von Polymeren oder mechanisch – durch maschinelle Entwässerung erfolgen (DWA, 2019; KOPP & DICHTL, 2000). Durch die Zugabe von Konditionierungsmitteln (kationische Polymere) kann die Koagulation der Schlammflocken durch Verminderung der Abstoßungskräfte unterstützt werden (LESCHBER & LOLL, 1996, S. 267). Da Pflanzen über ihre Wurzeln ebenfalls kapillar gebundenes Wasser aufnehmen können, ist die Entwässerung auch mit Schilfbeeten zur Klärschlammvererdung möglich (BRIX, 2017). Mittels dieser Verfahren können Feststoffgehalte von über 30 % erreicht werden (ANDREOLI et al., 2007, S. 78).

Oberflächenwasser oder Adsorptionswasser (*Abbildung 2 – C*) und Interzelluläres Wasser (*Abbildung 2 – D*) können nur gemeinsam entfernt werden. Diese Art der Bindung ist mit circa 10 % am Gesamtanteil des Wassers am geringsten, die wirkenden physikalisch-chemischen Kräfte sind jedoch am höchsten (KOPP & DICHTL, 2000). Zwischen den festen Schlammpartikeln und dem Wasser wirken verschiedene Kräfte. Dazu zählen Van-der-Waals Kräfte, Wasserstoffbrückenbindungen zwischen den festen Oberflächen sowie Einwirkungen des elektrostatischen Feldes durch Gegenionen. Die Entfernung dieses Wasseranteils kann nicht wie bei den anderen Wasserarten durchgeführt werden. Die Entfernung kann nur thermisch erfolgen (KOPP & DICHTL, 2000). Dabei ist eine Umwandlung des Aggregatzustandes in fest oder

gasförmig notwendig. Durch die Trocknung des Klärschlammes sind Trockenrückstände von bis zu 95 % möglich (ANDREOLI et al., 2007, S. 78).

Tabelle 2: Verteilung des Schlammwassers nach Bindungsart (LESCHBER & LOLL, 1996, S. 94)

<b>Art und Bindung des Schlammwassers</b>	<b>Mengenanteil (gerundet)</b>
Freies Wasser (Zwischen- und Hohlraumwasser)	70 %
Adhäsionswasser, Kapillarwasser	20 %
Adsorptionswasser	
Innenwasser (Zellflüssigkeit, Hydrat- und Innenkapillarwasser)	10 %

Je nach Entwässerungsergebnis wird von Klärschlamm entwässert oder Klärschlamm trocknung gesprochen. Ab einem Trockenrückstand von 60 % wird die Entfernung von Wasser als Trocknung bezeichnet (*Abbildung 1*).

## **3.2 Thermische Verwertung von Klärschlämmen**

### **3.2.1 Möglichkeiten der thermischen Verwertung von Klärschlämmen**

Nach der Entwässerung kann der Klärschlamm landwirtschaftlich verbracht, mechanisch-biologisch behandelt oder kompostiert werden. Da in Österreich über die Hälfte der anfallenden Klärschlammmenge thermisch verwertet wird, soll hierauf im Folgenden der Schwerpunkt liegen (BMNT, 2018).

Zur thermischen Verwertung von Klärschlamm steht eine Vielzahl an Möglichkeiten zur Auswahl, wie in *Abbildung 3* zu sehen ist. Grundsätzlich lässt sich zwischen einer Mitbehandlung des Schlammes gemeinsam mit anderen Stoffen oder einer Monobehandlung des Klärschlammes unterscheiden. Neben der klassischen Mitverbrennung in Kohlekraftwerken, Zementwerken, Abfallverbrennungsanlagen oder Anlagen zur Klärschlammmonoverbrennung werden auch neuartigere Verfahren der thermischen Verwertung getestet und entwickelt. Dazu zählen die Vergasung, Pyrolyse und Hydrothermale Karbonisierung von Klärschlämmen. Die aktuelle Bedeutung dieser alternativen Verfahren ist jedoch eher gering, da es kaum großtechnische Anlagen dazu gibt (SCHNELL et al., S. 159; WIECHMANN et al., 2013). In Österreich wird Klärschlamm vor allem in kalorischen Kraftwerken, gemeinsam mit anderen Abfällen oder in Monoverbrennungsanlagen thermisch verwertet (OLIVA et al., 2009).

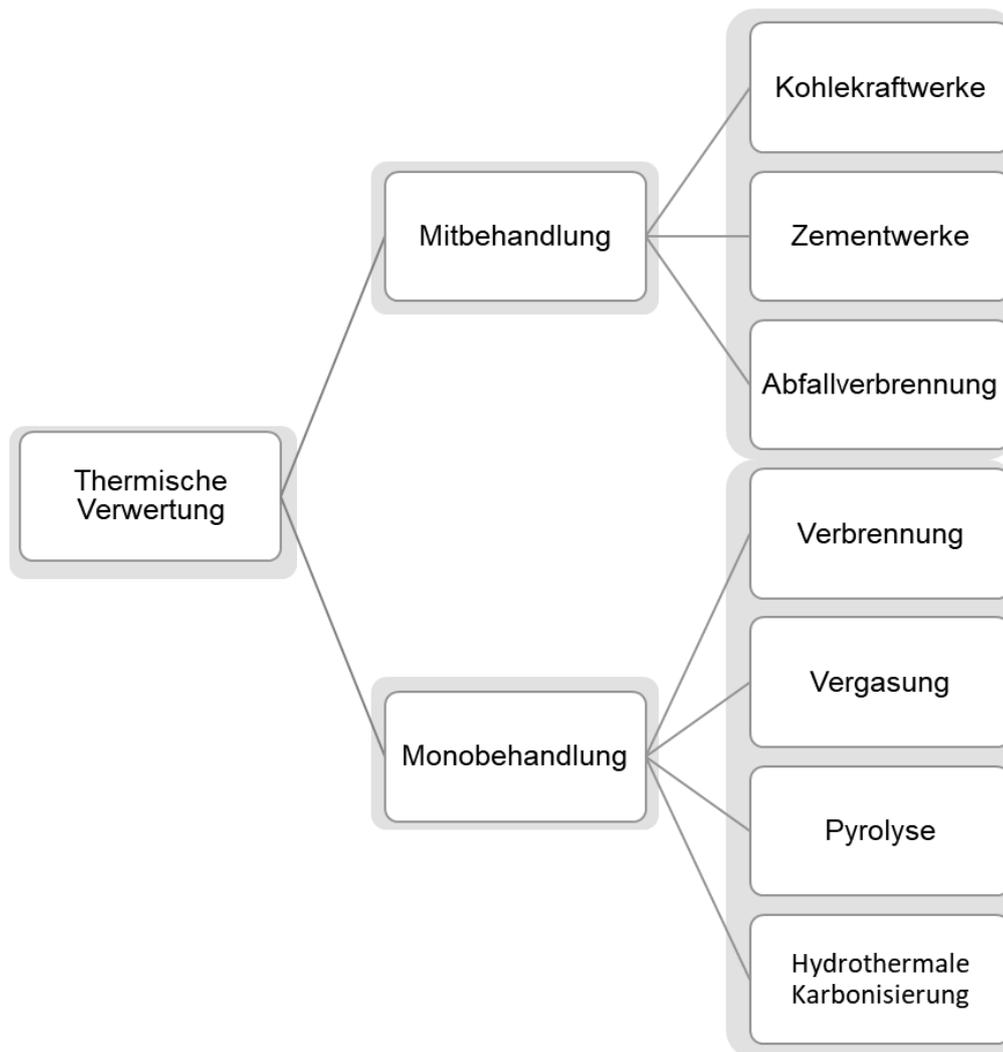


Abbildung 3: Möglichkeiten der thermischen Verwertung von Klärschlamm

Der Verbrennungsprozess selbst ist eine exotherme Reaktion, bei der die entstehende Wärmemenge über Wärmetauscher und Turbinen zu elektrischer Energie oder Wärme umgesetzt und so energetisch verwertet werden kann (MARTENS & GOLDMANN, 2016, S. 100). Ein Vorteil gegenüber anderen Verwertungswegen, liegt in der vollständigen Zerstörung organischer Schadstoffe. Die Anorganische Stoffe verbleiben in der entstehenden Asche zurück (OLIVA et al., 2009). Diese, macht nur noch rund 4 % der Ausgangsschlammmenge aus (ANDREOLI et al., 2007, S. 212). Durch die thermische Verwertung wird somit eine enorme Volumenreduktion, des zu entsorgenden Restproduktes erreicht. Des Weiteren werden pathogene Keime und Mikroorganismen abgetötet und so der Schlamm hygienisiert, wodurch ein inertes Abfallprodukt entsteht (OLIVA et al., 2009).

In Österreich befinden sich derzeit fünf Anlagen, die auf die (Mit)-Verbrennung von Klärschlamm ausgelegt sind in Betrieb. Wie in *Tabelle 3* zusammengefasst, beträgt die Gesamtkapazität der Anlagen rund 800.000 t TS/a der eine jährlich anfallende Klärschlammmenge von rund

250.000 t TS gegenübersteht. In der Verbrennungsanlage der Simmeringer Haide (Wien) werden fast ausschließlich Klärschlämme verbrannt (BMK, 2020). Die Simmeringer Haide ist somit eine der beiden Monoverbrennungsanlagen von Klärschlamm in Österreich. Eine deutlich geringere Durchsatzleistung besitzt die Monoverbrennungsanlage in Bad Vöslau. Diese kann als Beispiel für eine dezentrale Verbrennungslösung angesehen werden, da die Kapazität der Anlage nur 2.500 t TS/a beträgt (OLIVA et al., 2009).

Tabelle 3: Thermische Verwertung von Klärschlamm in Österreich (BMK, 2020)

<b>Anlage</b>	<b>Einsatz</b>	<b>Kapazität [t/a]</b>
Simmeringer Haide	Rückstände mech. Abfallaufbereitung, Klärschlamm	110.000
Reststoffverwertung Lenzing	Rückstände mech. Abfallaufbereitung, Altpapieraufbereitung Klärschlamm	300.000
RHKW Linz	Rückstände mech. Abfallaufbereitung, Klärschlamm	255.000
ENAGES Nicklasdorf	Rückstände mech. Abfallaufbereitung, Klärschlamm	131.000
Bad Vöslau	Klärschlamm	2.500
<b>Gesamt</b>		<b>798.500</b>

Da Phosphor seitens der Europäischen Union seit 2014 auf der Liste der kritischen Rohstoffe geführt wird, gewinnt die Rückgewinnung und die Schließung des Phosphorkreislaufes an Bedeutung (EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2014). Da die gesellschaftliche Akzeptanz für die landwirtschaftliche Verwertung immer weiter sinkt und Risiken bezüglich Schadstoffeinträgen in Boden und Grundwasser nicht gänzlich ausgeschlossen werden können, verliert diese Möglichkeit des Phosphorrecyclings immer weiter an Zuspruch (ÖWAV, 2014). In einigen Bundesländern Österreichs, allen voran Wien, ist dieser Verwertungsweg bereits seit geraumer Zeit verboten. Da der Phosphor aber dennoch zurückgewonnen und verwertet werden muss, müssen andere Verfahren genutzt werden. Nach derzeitigem Stand wird als vielversprechendsten Lösung die Rückgewinnung aus den Rückständen der Verbrennung erachtet. Dabei ist eine gemeinsame Verbrennung mit anderen Abfällen nicht möglich, da sich die Phosphorkonzentrationen nur unnötig verdünnen würden. Eine Rückgewinnung ist jedoch nur realisierbar, wenn Klärschlamm allein oder mit anderen phosphorreichen Abfällen verbrannt wird (OLIVA et al., 2009).

### 3.2.2 Kennwerte und Anforderung in Bezug auf die Verbrennung von Klärschlämmen

Damit Klärschlamm in einer Monoverbrennungsanlage möglichst ressourcenschonend behandelt werden kann, ist eine autarke Verfeuerung des Schlammes ohne die Zugabe fossiler Brennstoffe sinnvoll. Einige Kennwerte erlauben in diesem Zusammenhang Aussagen über die Effizienz und den Nutzen dieses Verwertungsweges.

Die thermische Verwertung von Klärschlamm wird durch die molekulare Zusammensetzung des Schlammes überhaupt erst möglich. Für den Verbrennungsvorgang ist vor allem der Anteil an Kohlenstoff, Wasserstoff und Sauerstoff entscheidend. Kohlenstoff und Wasserstoff liefern für die Oxidation – die Verbrennung - die Energie, während Sauerstoff diesen Vorgang unterstützt und ermöglicht (HARTMANN et al., 2009, S. 339). Die auf Kohlenstoffverbindungen basierenden organischen Substanzen werden als Glühverlust (GV) bezeichnet. Durch Verglühen verflüchtigen sich diese organischen Bestandteile und der anorganische Anteil, der sogenannte Glührückstand (GR) bleibt zurück. Dieser besteht in Klärschlämmen vor allem aus Sand (LESCHBER & LOLL, 1996, S. 97). GR und GV stehen wiederum im direkten Zusammenhang mit dem Trockenrückstand bzw. Trockensubstanzgehalt des Schlammes. Die Summe aus GR und GV ergibt den Feststoffanteil des Schlammes TR bzw. TS. Der Anteil des Klärschlammes von festen und flüssigen Bestandteilen wird über den TR bzw. TS-Gehalt, der Anteil an Anorganik bzw. Organik über GV und GR charakterisiert. Dieser Zusammenhang der Kenngrößen ist in *Abbildung 4 dargestellt*.

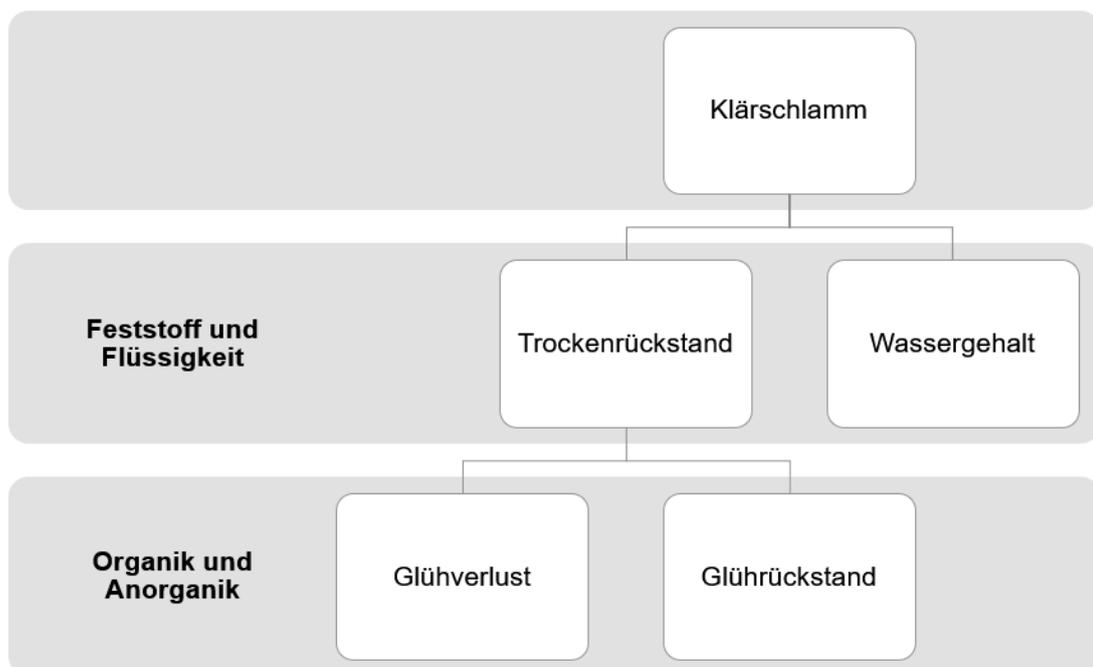


Abbildung 4: Zusammenhang zwischen den verschiedenen Kenngrößen des Klärschlammes

Durch die Schlammstabilisierung verändert sich der Anteil an Organik im Schlamm. So werden durch den Faulungsprozess organische Stoffe abgebaut, wohingegen anorganische Substanzen davon unbeeinflusst bleiben. Aus diesem Grund ist der Glührückstand bei Faulschlamm im Vergleich zu Primär- oder Belebtschlamm höher und der Glühverlust in logischer Konsequenz niedriger (LESCHBER & LOLL, 1996, S. 97).

Der Glühverlust der Schlämme nimmt außerdem einen bedeutenden Einfluss auf die Verteilung der Wasseranteile und der wirkenden Kräfte, da organische Stoffe eine höhere Oberflächenladung besitzen und daher Wasser stärker binden (DWA, 2019). Je höher der Glühverlust der Schlämme, desto geringer ist der Anteil an freiem Wasser (KOPP & DICHTL, 2000). Weniger freies Wasser führt in weiterer Folge dazu, dass bei der Entwässerung stärkere Kräfte überwunden werden müssen und damit zu geringeren erreichbaren TR-/ bzw. TS-Gehalt beim Entwässerungsprozess. Der Trockenrückstand und damit die Abwesenheit von Wasser bedingt, neben den Stoffeigenschaften den Brenn- und Heizwert (HARTMANN et al., 2009, S. 352).

Der Heizwert  $H_U$  quantifiziert die Wärmemenge eines Brennstoffes, der durch die vollständige Verbrennung ohne Berücksichtigung der Verdampfungswärme im Wasserdampf freigesetzt wird. Als Brennwert  $H_O$  wird jene Wärmemenge eines Brennstoffes bei vollständiger Oxidation (vollständige Verbrennung) bezeichnet, wenn auch die Verdampfungswärme nutzbar gemacht wird. Die Kennwerte Brennwert und Heizwert können nicht synonym zueinander verwendet werden, obwohl dies oft geschieht. Für die tatsächlich nutzbare Wärmemenge bei der Verbrennung ist der Heizwert der aussagekräftige Parameter (HARTMANN et al., 2009, S. 349).

In der nachfolgenden ist der Zusammenhang zwischen Schlammart, Trockensubstanz, Glühverlust und berechnetem Brennwert dargestellt. Je Gramm Glühverlust kann ein theoretischer Brennwert  $H_O$  von 26 kJ berechnet werden (LESCHBER & LOLL, 1996, S. 96). Anhand der Tabelle wird deutlich, dass der Brennwert von Primärschlamm zu ausgefaultem Schlamm abnimmt. Die Ursache dafür liegt, wie oben beschrieben, im Abbau organischer Substanz, die wiederum für die Verbrennung relevant ist.

Tabelle 4: Beziehung zwischen Schlammart, GV, TS und Brennwert (LESCHBER & LOLL, 1996, S. 96)

<b>Schlammart</b>	<b>TS [%]</b>	<b>GV [%]</b>	<b>Brennwert (berechnet) [kJ/kg Trockenmasse]</b>
<b>Primärschlamm</b>	7,7	63,3	16,5
<b>Mäßig ausgefaulter Schlamm</b>	4,5	52,2	13,6
<b>Gut ausgefaulter Schlamm</b>	9,2	40,8	10,6
<b>Sehr gut ausgefaulter Schlamm</b>	9,5	30,6	8,0

Aus diesem Zusammenhang folgt, dass der Heizwert des Klärschlammes steigt, je höher der Anteil des Trockenrückstandes des Schlammes ist. Wird der Klärschlamm in Anlagen mit Wirbelschichtfeuerung verbrannt, ist ein Heizwert von rund 4.500 kJ/kg notwendig. Dies entspricht einem Trockenrückstand von 40 bis 50 %, je nach Schlammigenschaften (LEHRMANN, 2013, S. 901–924). Dieser Brennwert ist vergleichbar mit den Brennwerten von Braunkohle oder Hausmüll (BÖHMER et al., 2001).

### **3.3 Einfluss von Pflanzen auf die Entwässerung von Klärschlamm**

#### **3.3.1 Anforderungen an Pflanzen für den Einsatz zur Entwässerung**

Wie bereits angedeutet, können neben maschinellen Entwässerungsverfahren auch Pflanzen zur Abtrennung des Wassers von den festen Schlammpartikeln eingesetzt werden. Um gute Entwässerungsergebnisse und damit hohe Trockenrückstände erzielen zu können, ist es wichtig Pflanzen auszuwählen, die resistent genug sind, um in den besonderen Bedingungen des Klärschlammes wachsen zu können.

Die im Klärschlamm herrschenden Standortbedingungen unterscheiden sich von üblichen Vegetationsflächen aufgrund der zum Teil sehr hohen Schadstoffbelastung, geringem Sauerstoffgehalt und dem gleichzeitig sehr hohen Wassergehalt des Schlammes. Insofern ist es naheliegend Helophyten als Bepflanzung zu wählen, da der Klärschlamm als Standort feuchte, sumpfig bis nasse Bedingungen aufweist (DWA, 2013). Durch die alternierende Beschickung und dem daraus resultierendem Wechselspiel zwischen übermäßigem und wenig vorhandenem Wasserangebot, müssen die Pflanzen aber auch auf wechselnde Wasserstände und gegebenenfalls Dürreperioden reagieren können (MAESENEER, 1997).

In österreichischen Kläranlagen liegt der pH-Wert im Mittel bei 8,57 kann sich aber durchaus in einem sehr viel saurerem oder basischerem Milieu bewegen, wie eine Studie des Umweltbundesamtes verdeutlicht (KÜGLER et al., 2004). Die Pflanzen müssen also auch tolerant gegenüber hohen oder niedrigen pH-Werten und Salinität sein (MAESENEER, 1997). Aufgrund der hohen Nährstoffverfügbarkeit an Phosphor und Stickstoff eignen sich zudem Pflanzen, die selbst einen hohen Nährstoffbedarf besitzen. Für den Betrieb der Anlagen ist es ebenso wichtig, dass die Pflanzen pflegeleicht sind und sie sich problemlos säen oder setzen lassen. Dabei kann es auch entscheidend sein, ob es sich um einjährige oder mehrjährige Pflanzen handelt. Der Vorteil mehrjähriger Pflanzen liegt in der problemlosen Entwicklung der Vegetation über mehrere Jahre, wohingegen einjährige Pflanzen jedes Jahr neu gesät oder gepflanzt werden müssten.

Da sich im Schlamm teilweise relativ hohe Schwermetallkonzentrationen befinden, müssen die Pflanzen auch diesem Inhaltsstoff gegenüber adaptiv sein (OLIVA et al., 2009). Mit Hinblick auf die mechanische Funktion, die die Pflanzen über ihre Wurzeln erfüllen, sollte zudem das

Wurzelsystem tief ausgebildet sein. Im Zusammenhang mit der Entwässerung sollen die Pflanzen eine hohe Transpirationsleistung erbringen, damit ein möglichst hoher Grad an Entwässerung erreicht werden kann (MAESENER, 1997).

### 3.3.2 Evapotranspiration – Nützliche Funktion zur Klärschlamm-entwässerung und -trocknung

Die Transpiration der Pflanzen unterstützt die Entwässerung von Klärschlamm und ist ein Teilprozess der Evapotranspiration. Als Evapotranspiration wird nach ÖNORM B 2400 die „Abgabe von Wasserdampf von der Oberfläche der Erde an die Atmosphäre“ bezeichnet. Sie ist die Summe aus den drei Teilprozessen Evaporation, Transpiration und Interzeptionsverdunstung.

$$ET = E + T + IZ$$

Formel 2

ET	[mm/d]	Evapotranspiration
E	[mm/d]	Evaporation
T	[mm/d]	Transpiration
IZ	[mm/d]	Interzeptionsverdunstung

Die Verdunstung an Wasser- oder unbewachsenen, freien Oberflächen ist die sogenannte Evaporation. Die Transpiration geht auf die Verdunstung an Pflanzenoberflächen durch Abgabe von Wasserdampf über die Stomata der Pflanzen zurück. Dazu nehmen die Pflanzen über ihre Wurzeln Wasser aus dem Boden oder des Schlammes auf. Die Interzeptionsverdunstung bezeichnet jenes Wasser, das an den Pflanzenoberflächen zurückgehalten wird (FOHRER et al., 2016, 112 ff.; HACKER & JOHANNSEN, 2012, S. 41). Dies ist für die Entwässerung des Klärschlammes kaum relevant.

Damit die Evapotranspiration ablaufen kann, wird Energie in Form von latenter Wärme benötigt. Diese Wärme wird durch die Lufttemperatur oder solare Strahlung bereitgestellt. Das Ausmaß der Evapotranspiration wird dabei von mehreren Faktoren beeinflusst. Dazu zählt zum einen, wie viel Energie für den Prozess zur Verfügung steht, zum anderen der Unterschied des Dampfdruckes der umgebenden Atmosphäre und des verdunstenden Wassers an der Oberfläche, dem sogenannten Sättigungsdefizit (ALLEN et al., 1998; FOHRER et al., 2016, S. 110–115). Durch den Übergang vom flüssigen in den gasförmigen Aggregatzustand, nimmt der Sättigungsgrad der umgebenden Luft zu und gleichzeitig die Differenz zwischen Atmosphäre und Oberfläche ab (ALLEN et al., 1998). Je größer das Sättigungsdefizit, desto stärker ist der Antrieb für die stattfindende Evapotranspiration. Geht das Sättigungsdefizit gegen null, kommt der Prozess schließlich zum Erliegen. Der Einfluss des Windes sorgt dafür, dass die gesättigte Luft abtransportiert werden kann und das Sättigungsdefizit wieder zunimmt (ALLEN et al., 1998). Solange im Boden oder Schlamm ausreichend Wasser verfügbar ist und dadurch in

ausreichender Größenordnung bereitgestellt werden kann, wird die Evapotranspiration vor allem durch die meteorologischen Einflussgrößen solarer Strahlung (kurzwellige und langwellige), Temperatur, Windgeschwindigkeit und Luftfeuchte vorangetrieben. Sinkt der Anteil an verfügbarem Wasser im Boden oder im Schlamm wird der Prozess stark verlangsamt, bis dieser schließlich ganz zum Erliegen kommt (ALLEN et al., 1998; FOHRER et al., 2016, S. 110–115).

Ob nun die pflanzliche Transpiration oder die Evaporation der Oberfläche überwiegt, ist von der Entwicklung der Vegetation abhängig, wie in *Abbildung 5* zu sehen. Im Zusammenhang damit erlaubt die dimensionslose Kenngröße Leaf Area Index (LAI) eine Aussage über das Verhältnis zwischen Blattfläche der Pflanze und Bodenoberfläche (STRASBURGER et al., 2014, S. 748). Zu Beginn der Wachstumsperiode sind die Pflanzen eher klein und der LAI ist niedrig, da kaum Blattfläche vorhanden ist. Der Anteil der Transpiration ist aus diesem Grund deutlich geringer als die Verdunstung der umliegenden, dunklen Erde oder des Schlammes. Je besser sich die Pflanzen entwickeln, desto mehr gewinnen sie an Blattfläche, wodurch der LAI steigt. Damit korrelierend nimmt die Transpiration immer weiter zu, bis zu einem Maximalwert, der mit der Reife der Pflanzen erreicht wird. Im Anschluss klingt der Anteil der Transpiration immer weiter ab und die Evaporation gewinnt wieder an Bedeutung.

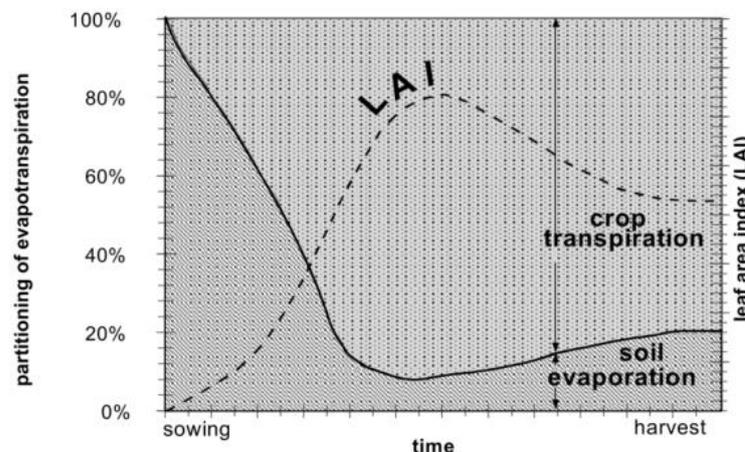


Abbildung 5: Einfluss der Entwicklung der Vegetation (Leaf Area Index) auf den Anteil der Transpiration an der Evapotranspiration (ALLEN et al., 1998)

Der Anteil der Transpiration kann über den LAI quantifiziert werden. Die Höhe der Transpiration einzelner Pflanzenarten, kann über einen Modellansatz näher beschrieben werden. Der Anwendungsbereich beschränkt sich dabei auf die Berechnung der Evapotranspiration verschiedener Pflanzenarten in Abhängigkeit des Entwicklungsstandes der Vegetation. Der Leitfaden bzw. das zugrunde liegende Modell zielt darauf ab, die Berechnung der potentiellen Verdunstung in Abhängigkeit verschiedener Pflanzenarten zu vereinheitlichen und Ansätze für Gebiete zu liefern, in denen Klimadaten mit geringerer Dichte und Qualität vorliegen (ALLEN et al., 2018).

Die potentielle Verdunstung wird dabei als „Standardized Reference Evapotranspiration Equation“  $ET_{SZ}$  oder  $ET_0$  bezeichnet. Sie umfasst die maximal mögliche Menge an verdunstendem Wasser an einer bewachsenen Oberfläche unter optimalen Bedingungen, also mit einem ausreichenden Wasservorrat im Boden und gut entwickelter Vegetation. Die Vegetation ist als gleichmäßig und dicht mit einheitlichem Oberflächenwiderstand anzusehen. Als Referenzoberfläche wird dabei Gras mit einer Höhe von 0,12 m für kleine Pflanzen ( $ET_{OS}$ ) oder Alfafa ( $ET_{RS}$ ) mit einer Höhe von 0,50 m als Referenzoberfläche für größere Pflanzen gewählt. Je nach Anwendungsgebiet, Jahreszeit und Pflanzenart kann so die geeignetste Referenzoberfläche zur Berechnung herangezogen werden (ALLEN et al., 2018). Es ist üblich die Menge in mm als Rate pro Zeiteinheit (Tag oder Stunde) anzugeben. Die Verdunstung von 1 mm entspricht der Verdunstung von  $10 \text{ m}^3$  pro Hektar (ALLEN et al., 1998).

Damit andere Pflanzenarten sowie der Entwicklungsstand der Vegetation in der Berechnung einfließen können, werden sogenannte „Crop Factors“  $K_C$  eingeführt. Aus der potentiellen Verdunstung der Referenzoberfläche, die in Abhängigkeit der klimatischen Bedingungen am Standort modelliert wird, ergibt sich durch Multiplikation mit dem „Crop Faktor“  $K_C$  die Evapotranspiration der Pflanze (Abbildung 6) (ALLEN et al., 1998).

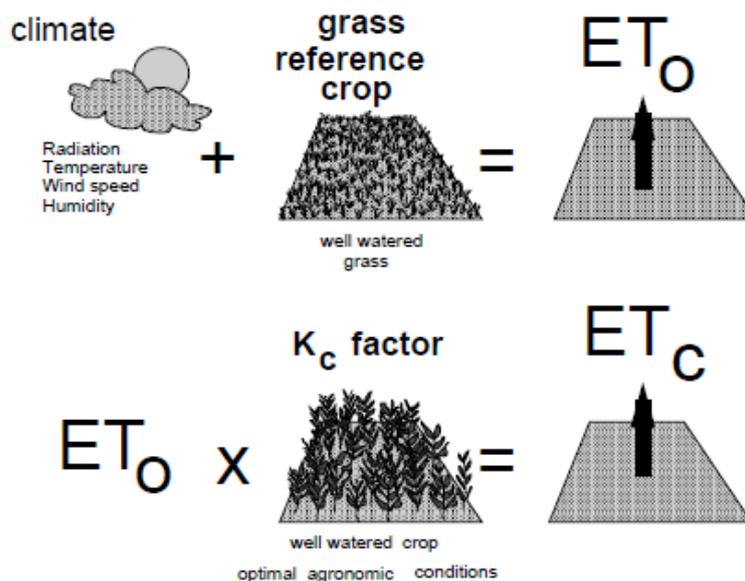


Abbildung 6: Zusammenhang zwischen potentieller Verdunstung der Referenzoberfläche und Verdunstung anderer Pflanzenarten (ALLEN et al., 1998)

Dabei werden für die verschiedenen Pflanzen „Crop Factors“ in Abhängigkeit des Entwicklungsstandes erfasst. Die Initialphase umfasst den Zeitraum von der Aussaat bis die Pflanzen etwa 10 % des Bodens bedecken. Wie lange diese Phase andauert ist von Pflanze zu Pflanze verschieden und stark vom Standort sowie den klimatischen Bedingungen abhängig. Wenn die Oberfläche sehr nass ist, ist der Wert des „Crop Factors“ zu diesem Zeitpunkt höher, als wenn die Oberfläche eher trocken ist. Der zugehörige „Crop Faktor“ wird als  $K_{C,Initial}$  bezeichnet.

In der Entwicklungsphase der Vegetation wird der Zeitraum bis zur Reife der Pflanzen ( $K_{c.mid}$ ) erfasst. Dieser Zustand kann der Blühbeginn sein oder wenn nahezu der gesamte Boden von Vegetation bedeckt ist. Messbar ist dieser Zustand auch, wenn der Leaf Area Index bei etwa 3 liegt. In diesem Zustand gewinnt die Transpiration wie bereits oben beschrieben maßgeblich an Bedeutung. Die Nachsaisonphase  $K_{c.end}$  beschreibt den Zeitraum, zwischen Reife und Ernte (ALLEN et al., 1998).

In der nachfolgenden *Tabelle 5* sind ausgewählte Pflanzenarten und die Verdunstung an freier Wasseroberfläche zusammengefasst. Dabei sind Helophyten und Mesophyten, zu denen viele Kulturpflanzen zählen, gegenübergestellt. Es zeigt sich, dass Pflanzen, die eine hohe Wuchshöhe besitzen, wie Sonnenblumen oder Mais ähnlich hohe Verdunstungswerte erreichen, wie Wasserpflanzen. Kleiner Pflanzen, wie Erdbeeren besitzen vergleichsweise niedrige Werte. Der „Crop Factor“ von Schilf ist im Vergleich zu anderen Pflanzen bereits zu Beginn der Entwicklung sehr hoch ist. So liegt dieser bei 1,0, was bedeutet, dass gleich viel Wasser verdunstet wird bei der Referenzoberfläche. Die anderen Pflanzen erreichen in diesem Pflanzenstadium nur rund ein Viertel der Verdunstung. Im weiteren Verlauf nimmt dieser Unterschied immer weiter ab, bis die hohen Kulturpflanzen wie Sonnenblume oder Mais ähnliche Werte wie die Helophyten Rohrkolben und Schilf erreichen. Verglichen mit der potentiellen Verdunstung an freier Wasseroberfläche, liegt die Verdunstung bei allen Pflanzen mit Ausnahme der Erdbeere um bis zu 15 % höher (ALLEN et al., 1998).

Tabelle 5: Vergleich der "Crop Factors" verschiedener Pflanzenarten mit offenen Wasseroberflächen (ALLEN et al., 1998)

	<b>Pflanze/ andere Oberfläche</b>	<b><math>K_{c.Initial}</math></b>	<b><math>K_{c.mid}</math></b>	<b><math>K_{c.end}</math></b>	<b>Max. Pflanzenhöhe [m]</b>
Helophyten	Rohrkolben	0,3	1,20	0,3	2,0
	Schilf	1,0	1,20	1,0	1,0 – 3,0
Mesophyten	Sonnenblume	0,15	0,95 - 1,10	0,25	2,0
	Mais	0,15	1,15	0,5	2,0
	Erdbeere	0,3	0,80	0,7	0,2
Offenes Wasser	< 2 m Tiefe		1,05		

### 3.4 Naturnahe Entwässerungssysteme – Klärschlammvererdung mit Schilf

Die Klärschlammvererdung mit Schilf (*Phragmites australis*) ist ein bewährtes, naturnahes Verfahren zur Entwässerung von Klärschlamm. Die Entwässerung des Schlammes erfolgt dabei über die beiden Prozesse Evapotranspiration und Drainage (NIELSEN & WILLOUGHBY, 2005). Der Betrieb wird als Batchprozess ausgeführt, bei dem Beschickung mit Schlamm und Ruhephasen, während denen kein frischer Schlamm hinzugegeben wird, alternieren

(NIELSEN, 2003). Durch die Vegetation wird die Mineralisation, also der Abbau organischer Substanz im Schlamm, unterstützt. Der Klärschlamm wird dadurch zusätzlich hygienisiert und stabilisiert sowie das Schlammvolumen reduziert (DOTRO et al., 2017, S. 143).



Abbildung 7: Beispiel eines Beetes in Dänemark (links) (NIELSEN, 2012), Beschickung eines Beetes (rechts) (BRIX, 2017)

Durch die Mineralisation der organischen Substanz und der Entfernung des Wassers, wird das Schlammvolumen um bis zu 95 % verringert (STEFANAKIS & TSIHRINTZIS, 2012a). Im Gegensatz zu maschinellen Entwässerungsverfahren wie Kammerfilterpressen oder Zentrifugen ist die Klärschlammvererdung ein über mehrere Jahre andauernder Vorgang, der sich durch geringe Betriebskosten und einen minimalen Wartungsaufwand auszeichnet (UGGETTI et al., 2011). Die Entwässerung läuft in bepflanzten Becken ab, in die Rohschlamm gepumpt wird (*Abbildung 7*).

In Europa liegt die Expertise dazu vor allem in Dänemark, wo dieses Verfahren seit 1988 angewendet wird und mehr als 120 dieser Systeme in Betrieb sind. Es eignet sich besonders für kleinere Anlagen, kommt aber auch auf größeren mit einer Kapazität von bis zu 125.000 EW zum Einsatz (NIELSEN, 2003). Vielversprechende Anlagen existieren in ganz Europa und den USA, allen voran Frankreich, Belgien, Polen oder Spanien (COOPER et al., 2004; KIM & SMITH, 1997; KOŁECKA et al., 2017; LIÉNARD et al., 1995; UGGETTI et al., 2009a). Auch im Gazastreifen werden in Pilotanlagen der Einsatz solcher Systeme getestet (NASSAR et al., 2009).

### 3.4.1 Bauweise eines Vererdungsbeetes

Das Schema eines klassischen Vererdungsbeetes mit Schilf ist in *Abbildung 8* dargestellt. Die Becken werden mit einer Tiefe von 1,7 m – 1,8 m und einem Freibord konstruiert, damit sich über die Jahre eine Schlammschicht von 1,5 m – 1,6 m aufbauen und eine lange Betriebsdauer gewährleistet werden kann. Zum Schutz der umgebenden Umwelt wird das Becken, an Boden und an den Wänden, mit einer wasserundurchlässigen Membran überzogen (NIELSEN, 2003). Dazu ist es wichtig, den Boden mit einer Neigung von rund 1 % auszuführen, damit das Wasser des Schlammes zu den, am Boden angebrachten, Rücklaufpumpen fließen kann und den darauf

aufbauenden Filter nicht überstaut (ANDREOLI et al., 2007, S. 108). Die Rücklaufpumpen und Rohre, die gleichzeitig als Belüftung fungieren, werden oberhalb der dichten Membran angebracht (NIELSEN, 2003). Die zusätzliche Belüftung unterstützt die Ansiedlung aerober Mikroorganismen und treibt so die Mineralisation voran (NIELSEN & WILLOUGHBY, 2005).

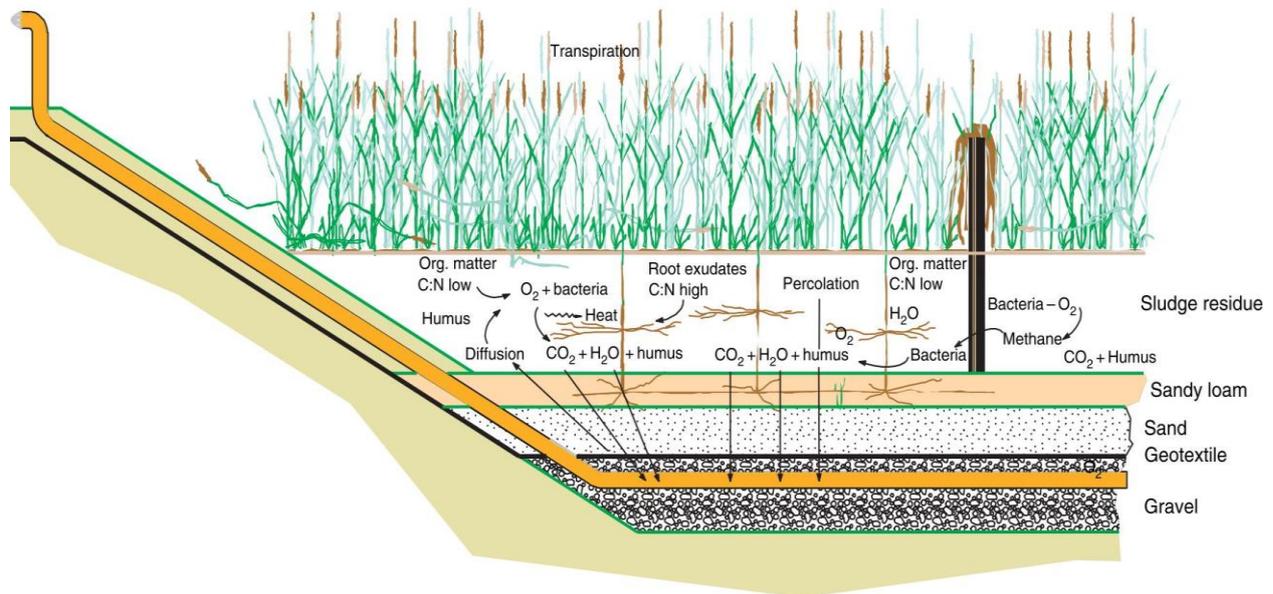


Abbildung 8: Schema eines Beete zur Klärschlammvererdung mit Schilf (NIELSEN, 2008)

Das freie Wasser des Klärschlammes fließt durch die Drainage über die Rücklaufpumpen zurück ins Belebungsbecken. Ein typisches Beet besitzt dazu mehrere Filterschichten unterschiedlicher Korngrößen (NIELSEN, 2008). Durch die Filterschicht wird das drainierte Wasser vorbehandelt, bevor es zurück ins Belebungsbecken gelangt. Das Schlammwasser der maschinellen Entwässerung besitzt in der Regel einen hohen chemischen Sauerstoffbedarf, also viele oxidierbare Verbindungen und gleichzeitig hohe Stickstoffbelastungen. Durch die Filterschicht im Vererdungsbeet kann der chemische Sauerstoffbedarf im Belebungsbecken um bis zu 60 % reduziert werden, da das im Wasser vorliegende Ammonium bereits in nitrifizierter Form vorliegt (BRIX, 2017). Erfahrungen zufolge bleiben durch die Nutzung dieses Entwässerungsverfahrens im Vergleich zu maschineller Schlammabwasserung deshalb 5 – 15 % der Kläranlagenkapazität ohne Mehrkosten frei (NIELSEN, 2008). Die Filterschicht soll dazu eine Gesamtdicke von etwa 0,55 – 0,60 m haben. Die Korngröße der Filtermaterialien nimmt vom Boden nach oben hin zu. Am Boden wird einer Kies- und/oder Geotextilschicht von rund 0,30 – 0,45 m aufgebracht, auf die eine 0,15 m Sandschicht folgt. Auf der oben aufliegenden Wachstumsschicht wird Schilf kultiviert. Mit Hilfe von Beschickungspumpen wird der Schlamm des Belebungsbeckens, der üblicherweise Trockensubstanzgehalte von 0,5 - 5 % besitzt, oberhalb des Schilfes zugeführt, wo sich nach und nach die Schlammsschicht aufbaut und die oben beschriebenen Prozesse ablaufen (BRIX, 2017).

### 3.4.2 Betriebsweise, Randbedingungen und ablaufende Prozesse

Ein Beet hat eine Gesamtlebensdauer von rund 30 Jahren, wobei diese in drei Zyklen mit einer Dauer von jeweils acht bis zwölf Jahren unterteilt wird (NIELSEN, 2008). Der Betrieb mit voller Beschickung beginnt etwa im zweiten Jahr nach Fertigstellung und endet mit einer letzten Ruhephase von mindestens drei bis sechs Monaten, in der keine Beschickung mehr erfolgt (*Abbildung 9*). Bevor ein neuer Zyklus beginnen kann, werden die Beete entleert, der entwässerte und stabilisierte Schlamm der nachfolgenden Verwertung zugeführt, die Beete regeneriert und die im Folgenden erläuterten Phasen erneut durchlaufen (LARSEN et al., 2017).



Abbildung 9: Lebenszyklus eines Beetes zur Klärschlammverwertung

Der erste Zyklus beginnt nach Fertigstellung des Baus und der Bepflanzung. Vor der eigentlichen Betriebsphase erfolgt eine Einfahrphase, die über ein oder zwei Vegetationsperioden andauert. In diesem Zeitraum wird sowohl Beschickungsmenge als auch -intervall niedriger als im weiteren Verlauf gehalten, um das Wachstum der Pflanzen zu unterstützen und dieses nicht zu behindern (BRIX, 2017). Durch regelmäßige Beschickung des Beetes mit Schlamm, wächst die Schlammschicht nach und nach weiter an und akkumuliert sich auf der Wachstumsschicht der Vegetation. Das jährliche Wachstum der Schlammschicht sollte nicht mehr als etwa zehn Zentimeter betragen (NIELSEN, 2003). Eine sehr viel stärker wachsende Schlammschicht führt zu einer schlechteren Entwässerung des Schlammes und kann als Indiz für Probleme gewertet werden (NIELSEN, 2011; UGGETTI et al., 2009b). Es ist darauf zu achten, dass der Schlamm die Pflanzen nicht vollständig bedeckt und diese dadurch umknicken. Die Menge der Schlammbeschickung muss gleichzeitig so hoch sein, sodass der Vegetation ausreichend Wasser zur Verfügung steht (BRIX, 2017). Als obere Grenze für die Länge der Ruhephase gilt der permanente Welkepunkt der Pflanzen (GIRALDI & IANNELLI, 2009). Diesen nicht zu überschreiten, ist vor allem in den ersten Jahren des Betriebes wichtig, da sonst die Vegetation unwiderruflich zerstört wird. Später können die Pflanzen, bei Stress durch Wasserknappheit leichter kapillar gebundenes Wasser aus der bereits akkumulierten Schlammschicht aufnehmen (LANGERGRABER et al., 2019, S. 124).

Haben sich die Pflanzenbestände schließlich gut entwickelt, kann mit der eigentlichen Betriebsphase und der maximalen Beschickung mit Rohschlamm begonnen werden. Für den ordnungsgemäßen Betrieb sind mehrere Beete unabhängig der anfallenden Klärschlammmenge notwendig. Dies ist erforderlich, da sich Beschickung und Ruhephasen innerhalb und zwischen den verschiedenen Becken abwechseln und die Beete parallel betrieben werden. Einige Beete

befinden sich in der Ruhephase, während die Übrigen mit Rohschlamm beschickt werden (NIELSEN, 2003).

Basierend auf langjährigen Erfahrungen wird eine Beschickung mit einer Schlammmenge von 30 – 60 kg TS/m<sup>2</sup>\*a empfohlen (NIELSEN, 2012). Die Flächenbelastung und die Dauer der Ruhephase stehen im direkten Zusammenhang mit der erreichbaren Entwässerung des Rohschlammes. Eine höhere Beschickung bei gleich lang andauernder Ruhephase, führt zu einem schlechteren Ergebnis, da das Wasser schlechter drainiert wird. Außerdem ist so weniger Sauerstoff in der Schlammschicht vorhanden (VINCENT et al., 2012). Dabei nimmt auch die Dicke der bereits vorhandenen Schlammschicht wesentlichen Einfluss auf die Beschickung. Ist das System schon älter, können längere Ruhephasen zwischen der Beschickung notwendig sein, um dennoch gute Entwässerungsergebnisse zu erreichen (BRIX, 2017). In der Literatur wird eine Dauer der Beschickung von drei bis acht Tagen empfohlen, auf die eine Pause von vierzig bis fünfzig Tagen erfolgt. Die Beschickung der Becken erfolgt mit hoher Intensität ein bis dreimal für jeweils eine Stunde pro Tag (NIELSEN, 2011).

An der Entwässerung des Rohschlammes sind zwei maßgebliche Prozesse beteiligt: Drainage durch das Filtersystem und Evapotranspiration aufgrund der Vegetation. Je nach Betriebszustand dominiert als Entwässerungsprozess entweder der eine oder der andere Prozess. Während der Beschickung befindet sich die Flüssigphase der Schlamm- und Filterschicht in einem gesättigten Zustand. Im Beet herrschen dann anaerobe Bedingungen. Dieser Zustand soll möglichst schnell in einem aeroben Zustand umgekehrt werden, um die Mineralisation zu unterstützen. Funktioniert die Drainage durch die Filterschicht gut, herrschen bereits kurz nach der Beschickung wieder ungesättigte Zustände im Filter (LARSEN et al., 2017). Die gravitative Entwässerung des Schlammes ist vor allem in den ersten beiden Tagen nach der letzten Beschickung von Bedeutung. Durch die Drainage wird freies Porenwasser entfernt, wohingegen über die Evapotranspiration und die Saugspannung der Pflanzen kapillar gebundenes Schlammwasser reduziert werden kann (GIRALDI & IANNELLI, 2009; NIELSEN, 2011). Das Ausmaß der Drainage ist dabei von der Beschickungsmenge und nicht von der Höhe der akkumulierten Schlammschicht abhängig, da über Drainage nur freies Wasser abgetrennt wird (NIELSEN, 2011). In der anschließenden Ruhephase überragt die Evapotranspiration als Entwässerungsprozess und die Drainage kommt vollständig zum Erliegen (NIELSEN, 2011). Bei einer Beschickung mit einer Schlammmenge von 20 – 30 kg TS/m<sup>2</sup>\*a zeigen Untersuchungen, dass 46 % des Gesamtverlustes an Schlammwasser über Drainage und 39 % über Evapotranspiration verloren gehen und rund 15 % im Schlamm verbleiben (MAESENEER, 1997). Versuche in Pilotanlagen mit einer Schlammbeschickung von 75 kg TS/ m<sup>2</sup>\*a beziffern den Anteil der Evapotranspiration sogar auf 82,2 % und den Verlust über Drainage nur auf 16,7 %. Dieses Ergebnis weist darauf hin, dass die Evapotranspiration mit zunehmender Beschickungsmenge an Bedeutung gewinnt.

Sie zeigt zudem stark ausgeprägte saisonale Unterschiede. In den Sommermonaten werden Anstiege der Evapotranspiration um bis zu 30 % gemessen, da Temperatur und solare Strahlung die Verdunstung maßgeblich vorantreiben, wie im *Kapitel 3.3.2* näher beschrieben (STEFANAKIS & TSIHRINTZIS, 2011).

Neben der Entwässerung des Schlammes erfolgt der Abbau organischer Substanz. Komplexere Verbindungen verbleiben zunächst in der akkumulierten Schlammschicht und werden langsamer zersetzt (LARSEN et al., 2017). Untersuchungen in Dänemark zeigen, dass 10 – 27 % der im Schlamm vorkommenden organischen Substanz nach 8 – 20 Jahren mineralisiert sind. In Abhängigkeit der Schlammbeschaffenheit der Anlage ist der Mineralisierungsgrad höher oder niedriger (NIELSEN & BRUUN, 2015). Im Beet sind zwei Zonen erkennbar, die farblich verschieden sind. Die Mineralisation nimmt nach unten hin zu, da sich dort der älteste, bereits kompostierte Schlamm befindet. Aufgrund des Schilf-Wurzel Systems besitzt das Material der unteren Zone eine hellere, braune Färbung mit frischem Geruch. Die obere Schicht ist, aufgrund des geringeren Sauerstoffgehaltes eher schwarz (KIM & SMITH, 1997; MELIDIS et al., 2010; NIELSEN & BRUUN, 2015).

Neben dem Abbau organischer Substanz verringert sich Studien zufolge zudem die Schwermetallkonzentrationen im Schlamm, sodass diese stets unter den gesetzlich geforderten Grenzwerten der Europäischen Union liegen (NIELSEN, 2012; UGGETTI et al., 2009a, 2009b). Dabei macht der Anteil der Schwermetalle, der sich in der Biomasse der Pflanzen akkumuliert weniger als 3 % der Schwermetallreduktion des Schlammes pro Jahr aus. Ein weitaus höherer Anteil verbleibt durch Sedimentation, Filtration, mikrobielle Aktivität und Adsorption in der Filterschicht (STEFANAKIS & TSIHRINTZIS, 2012b). Die mikrobielle Aktivität kann durch die Bepflanzung begünstigt werden, da über das Aerenchyma der Wurzeln Sauerstoff in die unteren Schlammschichten und den Filter gelangt sowie ein Luftaustausch über die Wurzeln erfolgt. Dadurch können sich aerobe Mikroorganismen entlang der Wurzeln anlagern, die wiederum die Mineralisation begünstigen. Die Bedeutung dieser Funktion ist bisher jedoch weit weniger erforscht und dokumentiert (BRIX, 2017).

Die Vegetation erfüllt neben der Entwässerung über die pflanzliche Transpiration einige weitere wichtige Funktionen. Im Winter ist vor allem die mechanische Eigenschaft der Bepflanzung von großer Bedeutung (GIRALDI & IANNELLI, 2009). Aufgrund des tief wachsenden Rhizoms und Wurzelsystems des Schilfes wird die Filterschicht vor Verblockung geschützt. Die Permeabilität bleibt erhalten, sodass sich das Wasser im Filter entlang der Gravitation bewegen kann (BRIX, 2017; LIÉNARD et al., 1995). Auch die Bewegung des Schilfes durch den Wind unterstützt diesen Effekt. Es entstehen Risse und Löcher an der Schlammoberfläche, die den Sauerstoffaustausch und die Drainage ebenso unterstützen. Schilf friert über den Winter ab und das abgestorbene organische Material verbleibt in der Schlammschicht. Dieser Vorgang trägt dazu bei, die Struktur

des Schlammes zu verbessern und so den Mineralisationsprozess noch weiter zu unterstützen. Im Frühjahr treibt die Bepflanzung ohne Probleme erneut aus (NIELSEN & LARSEN, 2016). Zusammenfassend lässt sich der Einfluss der Bepflanzung auf das Entwässerungsergebnis und den Stabilisierungsgrad aufgrund der Vielzahl der Aufgaben als wichtig bezeichnen. Bei fehlender Vegetation könnte keine so gute Performance des Systems erreicht werden, was zahlreiche Vergleichsstudien von bepflanzten und unbepflanzten Systemen belegen (COOPER et al., 2004; NASSAR et al., 2006, 2009; STEFANAKIS & TSIHRINTZIS, 2012a).

Nach der ersten Betriebsphase folgt abschließend/zum Schlusseine letzte längere Ruhephase, in der kein frischer Schlamm mehr zugeführt wird. Der entwässerte, mineralisierte und stabilisierte Schlamm wird der nachfolgenden Verwertung oder Entsorgung zugeführt (NIELSEN, 2008). Die Ruhephase kann bis zu einem Jahr andauern, um möglichst hohe Trockenrückstände zu erreichen. Gerade die letzte Ruhephase besitzt eine hohe Relevanz (UGGETTI et al., 2009b). Früher wurden die Beete am Ende des Sommers geleert, um den stabilisierten Schlamm im Anschluss direkt der landwirtschaftlichen Verwertung zuzuführen. In Dänemark wird inzwischen die Strategie verfolgt, die Beete bereits im Frühjahr zu leeren, da so die anschließende Regenerationsphase reduziert werden kann. Der Schilfbestand erholt sich über den Sommer und kann so im Herbst erneut betrieben werden (NIELSEN & LARSEN, 2016).

### **3.4.3 Probleme im Betriebsablauf und unzureichende Entwässerungsergebnisse**

Durch die Klärschlammvererdung mit Schilf können in der Regel sehr gute Entwässerungsergebnisse erreicht werden. Nach zehnjährigem Betrieb der Beete kann der Trockensubstanzgehalt des Schlammes bei um die 40 % liegen (NIELSEN & WILLOUGHBY, 2005). Weitaus öfter werden Trockensubstanzen von 20 % bis 35 % erreicht. Die Trockensubstanz der Klärschlammvererdung mit Schilf liegt somit in der gleichen Größenordnung wie die maschinelle Entwässerung (NIELSEN, 2015). Probleme im Betriebsablauf können jedoch zu deutlich schlechteren Entwässerungsergebnissen führen. Die Ursachen dafür sind vielfältig, lassen sich aber meist in eine der vier Kategorien einordnen: Schlammqualität und Entwässerungsverhalten, Dimensionierung und Bauweise der Becken oder Betriebsweise der Anlage (LANGERGRABER et al., 2019, S. 124)

Bevor die Dimensionierung und der Bau der Becken erfolgt, sollte ein besonderes Augenmerk auf der Untersuchung des Schlammes liegen. Die Schlämme müssen gewisse Anforderungen erfüllen, damit eine gute Entwässerung gewährleistet werden kann. Es wird empfohlen, dass der Fettgehalt der Schlämme eine Konzentration von 5.000 mg/kg TS nicht übersteigt und der Glühverlust zwischen 50 % und 65 % liegt (NIELSEN, 2012). Die Empfehlung hängt damit zusammen, dass sich in der Regel anorganische Stoffe leichter entwässern lassen. Ein zu hoher Anteil an Organik behindert die Entwässerung (DWA, 2019). Auch sollte der pH-Wert im Bereich

zwischen 6,5 – 8,5 liegen (DOTRO et al., 2017, S. 101; LIÉNARD et al., 1995; MAESENEER, 1997).

Eignet sich der Schlamm für diese Art der Entwässerung ist der Standort der Becken auf der Kläranlage zu evaluieren. Die Transportwege vom Belebungsbecken zum Becken sollte nicht zu lange sein und der Druck in den Pumpen nicht zu hoch, da dies zu einer Zerstörung der Flockenstruktur und ebenfalls schlechten Entwässerungseigenschaften und -ergebnissen führen kann (BRIX, 2017).

Ein nicht zu vernachlässigender Einflussfaktor ist auch die Anzahl der Becken. Brix empfiehlt, wie oben bereits beschrieben, unabhängig der Größe der Becken mindestens acht Stück, um einen alternierenden Betrieb und ausreichend Zeit für die ablaufenden Prozesse gewährleisten zu können (2017). Bei der Dimensionierung der Becken fließen mehrere Parameter, wie die Schlammmenge und die Schlammqualität aber auch das Klima des Standortes ein (NIELSEN, 2003). Die benötigte Oberfläche ist wiederum von der Beschickungsmenge und der Dauer zwischen den Beschickungen abhängig (GIRALDI & IANNELLI, 2009). Wird die Anzahl der Becken oder die Oberfläche zu gering gewählt, reichen die Ruhephasen zwischen der Beschickung nicht mehr aus, was zu Problemen bezüglich der Entwässerung und Mineralisation aber auch der Pflanzen führen kann (BRIX, 2017). Oft sind anaerobe Bedingungen in der akkumulierten Schlammschicht die Folge (NIELSEN, 2005).

Anaerobe Bedingungen können auch einen schlecht entwickelten Pflanzenbestand bedingen. Dies führt in logischer Konsequenz zu enormen Betriebsproblemen, da die Pflanzen eine Vielzahl der oben beschriebenen Aufgaben übernehmen. Die Ursachen für Probleme in der Vegetation sind vielfältig und können bereits in der Zusammensetzung der Wachstumsschicht liegen. Diese muss zum einen porös genug sein, damit das drainierte Wasser durchsickern kann, zum anderen soll die Schicht ausreichend Textur besitzen, um das Wachstum der Pflanzen zu unterstützen. Aus diesem Grund sollte der Anteil an Feinpartikeln und Organik limitiert sein. Bei der Ausführung des Baus sollte auf schwere Maschinen verzichtet werden, um die Schicht nicht unnötig zu verdichten. Der Schilfbestand sollte außerdem nicht enger als vier Pflanzen pro Quadratmeter gesetzt werden und die Anlage zu Beginn mit geringerer Beschickung gefahren werden (BRIX, 2017).



Abbildung 10: Probleme im Schilfbestand (links) und Soll-Zustand eines Beetes (rechts) (BRIX, 2017; NIELSEN, 2012)

Werden die beschriebenen Probleme bei der Planung und beim Betrieb der Becken berücksichtigt und auf eine ausreichend gute Belüftung sowie ausreichend lange Phasen zwischen den Beschickungen geachtet, steht einem erfolgreichen Einsatz dieses Systems nichts im Wege (NIELSEN, 2011).

### **3.4.4 Klärschlammvererdung mit Schilf - kostengünstige und nachhaltige Alternative zur maschinellen Entwässerung**

Neben den erreichbaren Entwässerungsgraden sprechen mehrere Gründe für die Nutzung der Klärschlammvererdung mit Schilf zur Entwässerung des Rohschlammes. Steht ausreichend Fläche zur Verfügung und wurden beim Bau der Anlagen die geforderten Kriterien berücksichtigt, wird wenig Personal für den Betrieb der Anlagen benötigt und es kann eine hohe Betriebssicherheit über viele Jahre gewährleistet werden. Die Systeme gelten als wartungsarm, da es in der Regel ausreichend ist, die Beete einmal wöchentlich für ein bis zwei Stunden auf ihre Funktionsfähigkeit hin zu überprüfen (COOPER et al., 2004; NIELSEN, 2012).

Für die Entwässerung werden weder Chemikalien noch die Zufuhr von Energie benötigt. Energiebedarf ergibt sich nur für die Pumpen zur Schlammbeschickung und den Rücklauf des drainierten Wassers (NIELSEN & WILLOUGHBY, 2005). Wohingegen bei der maschinellen Entwässerung zusätzlich Energie für den Betrieb der Maschine und Polymere zur Schlammfällflockung benötigt werden (NIELSEN & BRUUN, 2015). Laut einer Studie von Nielsen (2015) liegen die Gesamtkosten (Investitions- und Betriebskosten) der Klärschlammvererdung mit Schilf bei einer behandelten Klärschlammmenge zwischen 100 und 3.500 t TS pro Jahr deutlich unter den Kosten, die für die maschinelle Entwässerung notwendig sind. Die Investitionskosten für den Bau der Beete sind zunächst höher als für die Anschaffung einer maschinellen Entwässerung. Da über die Jahre kaum Energie und keine Chemikalien notwendig sind, fallen die Betriebskosten bei der Klärschlammvererdung sehr viel niedriger als bei der maschinellen Entwässerung aus, sodass über die Lebensdauer der Anlagen enorme

Ersparnisse möglich sind. Nielsen spricht dabei von jährlichen Einsparungen von 536.894 – 647.636 DKK (rd. 73.000 – 87.000 €) bei einer Behandlung von 550 t TS pro Jahr (NIELSEN, 2015).

Zusammenfassend lässt sich nur noch einmal unterstreichen, dass die Klärschlammvererdung mit Schilf unter Berücksichtigung einiger wichtiger Punkte im Betriebsablauf bei genügender Schlammqualität eine sinnvolle Alternative zu herkömmlichen maschinellen Entwässerungsverfahren darstellen könnte. Wird von dem relativ hohen Platzbedarf der Beete abgesehen, sind die ökologischen Auswirkungen der Klärschlammvererdung sehr gering (LARSEN et al., 2018). Neben den Einsparungen hinsichtlich Energie, Chemikalien und Kosten ist der Grad der Mineralisation zweimal höher als bei maschineller Entwässerung (LARSEN et al., 2018). Die Entwässerung in den Beeten ist aufgrund der zusätzlichen Belüftung ein weitgehend aerober Prozess mit geringer Geruchsentwicklung (NIELSEN, 2008). Etwaige Probleme der Nachbarschaft können so minimiert werden. Ressourcen werden geschont und so ein wichtiger Beitrag in Richtung Nachhaltigkeit geleistet.

### **3.5 Pilotversuche mit anderen Helophyten – Eigenschaften und Versuchsergebnisse**

Schilf (*Phragmites australis*) eignet sich aufgrund einer Vielzahl an Eigenschaften, unter anderem der hohen Transpirationsrate, als Bepflanzung der Klärschlammvererdung besonders gut und wird daher bisher überwiegend auf den Anlagen eingesetzt. Doch auch andere Pflanzen kommen theoretisch in Frage, wenn diese sich an die vorherrschenden Standortfaktoren anpassen können. Bisher gibt es jedoch nur wenige Studien zu diesem Thema. Bei den Versuchen in Pilotanlagen werden vor allem andere Helophyten als Bepflanzung für die Entwässerung von Klärschlamm verwendet (EL-GENDY et al., 2017; GAGNON et al., 2012; STEFANAKIS & TSIHRINTZIS, 2012a; UGGETTI et al., 2009b). Erste Erkenntnisse existieren bezüglich der Performance von *Typha latifolia/ angustifolia*, „*Panicum Repens L.* und *Scripus fluviatilis* zur Entwässerung von Klärschlamm.

Unzureichende Ergebnisse werden mit *Scripus fluviatilis* (Zypergras) erreicht, da die Pflanze Adaptionsschwierigkeiten im Schlamm hat und sich nicht entwickeln kann. Der Vergleich der oberirdischen Biomasse von *Phragmites australis* und *Scripus fluviatilis* zeigt, dass sich bei letzterem die Biomasse um 97 % schlechter entwickelt. Damit scheint diese Pflanzenart für den Einsatz bei der Klärschlammvererdung nicht geeignet zu sein (GAGNON et al., 2013).

Vergleichsweise positive Aussagen lassen sich bei *Panicum Repens L.* (Torpedogras) treffen. Die Verdunstung von Torpedogras liegt zu Beginn der Untersuchungszeit noch unter den unbepflanzten Vergleichsflächen. Dieser Zustand verändert sich jedoch nach einer kurzen

Akklimatisationszeit von fünf bis acht Tagen. Anschließend liegt die Verdunstung deutlich über den unbepflanzten Pilotanlagen. Die Entwässerung ist zum einen effizienter bei den bepflanzten Proben und zum anderen läuft der Prozess deutlich schneller ab. Dabei ist jedoch anzumerken, dass diese Studie keinen langfristigen Einfluss der Vegetation auf das Entwässerungsergebnis, untersucht, sondern nur einen Zeitraum von 15 Tagen (EL-GENDY et al., 2017).

Die Studien mit *Typha latifolia/ angustifolia* (Rohrkolben) weisen auf unterschiedliche Ergebnisse hin. So konnte in einer der Pilotanlagen das Beet mit Rohrkolben nicht erhalten werden. Die Autoren der Studie schließen deshalb darauf, dass diese Pflanzenart deutlich sensibler auf zu hohe Beschickungen mit Klärschlamm reagiert und empfehlen deshalb vor allem in der Einfahrphase des Systems besonders darauf zu achten, dieses nicht zu überlasten und nur eine geringe Schlammmenge zu beschicken (STEFANAKIS & TSIHRINTZIS, 2012a). UGGETTI et AL. (2012) kommen hingegen zu dem Ergebnis, dass mit Rohrkolben durchaus vergleichbare Ergebnisse wie Schilf erreicht werden können. Der Vergleich der Bepflanzung mit Schilf, Rohrkolben und Zypergras zeigt, dass die Performance und die erreichten Ergebnisse sowohl bei den verdunsteten Wassermengen als auch bei der Entwicklung der Biomasse bei Schilf am höchsten liegt, gefolgt von Rohrkolben und Zypergras. Durch den Einsatz von Rohrkolben verdunstet jedoch nur die Hälfte an Wasser und auch die ober- und unterirdische Biomasse liegt deutlich unter den Ergebnissen von Schilf (GAGNON et al., 2013).

Da die verschiedenen Pflanzenarten bisher nur in Pilotanlagen mit einer Versuchsdauer von maximal zwei Jahren getestet wurden, ist eine Aussage über die tatsächliche Leistungsfähigkeit der Pflanzen eher schwierig (UGGETTI et al., 2012). Es zeichnet sich jedoch ab, dass Zypergras wenig geeignet scheint, Rohrkolben hingegen bei einer angepassten Betriebsweise durchaus tragbare Ergebnisse liefern kann. Nichtsdestotrotz besteht ein weiterer Forschungsbedarf, um den Einsatz anderer Pflanzen als Ersatz oder als Ergänzung von Schilf zur Entwässerung von Klärschlamm zu untersuchen.

Die Transpirationsleistung der Sonnenblumen (*Helianthus annuus*), wie in Kapitel 3.3.2 beschrieben bewegt sich die in ähnlichen Größenordnungen wie Schilf und könnte sich daher ebenfalls für die Entwässerung eignen. Die Vegetationsperiode der Sonnenblumen beträgt, je nach phänotypischer Ausprägung zwischen 65 und 165 Tagen. Im ausgewachsenen Entwicklungsstand können die Pflanzen eine Größe von bis zu 4 m erreichen (SCHUSTER & MARQUARD, 2003, S. 41). Die Wurzeln der Pflanzen können, je nach Bodenart und Wasserverhältnisse, tief in den Boden ragen und besitzen mit fortschreitender Entwicklung viele feine, stark verzweigte Wurzeln, weshalb eine gute Durchwurzelung des Klärschlammes erwartet wird (SCHUSTER & MARQUARD, 2003, S. 22). Sonnenblumen sind zwar keine effizienten Nutzer von Bodenwasser, können jedoch aufgrund der starken Wurzelentwicklung leicht Wasser

aus tiefer liegenden Bodenschichten aufnehmen, was für eine weitreichende Entwässerung vorteilhaft ist. Die Samen beginnen bei 4 °C zu keimen, die optimale Keimung beginnt jedoch erst bei 15 °C. Am Standort sollten die Durchschnittstemperaturen von Mai bis September bei über 15,5 °C liegen. Bezüglich des Nährstoffbedarfes wird vor allem eine gute Stickstoffversorgung empfohlen, wie sie im Klärschlamm vorliegt (SCHUSTER & MARQUARD, 2003, S. 112–114).

Da es bereits erste Voruntersuchungen mit dem Einsatz von Sonnenblumen (*Helianthus annuus*) gibt und die Pflanzen eine hohe Transpirationsleistung erbringen, soll der Einfluss auf das Entwässerungsergebnis bewertet werden. Dazu wurden weitere Versuche durchgeführt, auf deren Ergebnisse in den nachfolgenden Kapiteln eingegangen wird.

## 4. Material und Methoden

### 4.1 Charakteristik des Untersuchungsstandortes

Der Versuch wurde im Freiland, im Innenhof der Universität für Bodenkultur Wien, Muthgasse 18, 1190 Wien (48°14'49.06"N, 16°22'03.30"O) vom 26.05.2020 bis 20.07.2020 durchgeführt.

Das Klima des Standortes kann als warm gemäßigt charakterisiert werden (CLIMATE CHANCE AND INFECTIOUS DISEASES GROUP, 2019). Die mittlere Jahrestemperatur an der Messstation „Wien, Hohe Warte“ im Betrachtungszeitraum 1980 - 2000 beträgt 10,4 °C. Die wärmsten Monate sind dabei im langjährigen Mittel die Monate Juni, Juli und August. Die Durchschnittstemperatur von Juni bis Juli beträgt 19,75 °C. Die Minimaltemperaturen werden vor allem im Dezember und Januar erreicht und betragen durchschnittlich 0,3 °C. Über den Jahresverlauf fallen Niederschläge mit einer mittleren Summe von 651 mm pro Jahr. Dabei sind die trockensten Monate die Herbst- und Wintermonate. Die höchsten Niederschläge fallen im Juni, Juli und August mit rund 70 mm (ZAMG, 2020).

Um aktuelle Klimadaten erfassen zu können, sind am Standort Messeinrichtungen installiert, die den Niederschlag und die Temperatur aufzeichnen. Für die Aufzeichnung der Niederschläge wird eine Sonde der Firma *MeterGroup* „ECRN 100“ verwendet. Damit werden Niederschläge in der Spanne von 0 - 400 mm/h mit einer Genauigkeit von +/-0,2 mm aufgezeichnet. Für die Temperatur wird die Sonde „ATMOS 14“, ebenfalls ein Produkt der Firma *MeterGroup*, mit einem Temperaturbereich zwischen -40 und 80 °C und einer Genauigkeit von +/-0,2 °C gewählt (METERGroup).

### 4.2 Versuchsaufbau

#### 4.2.1 Randbedingungen und Zielstellung des Versuches

Wie in *Kapitel 3.4* ausführlich beschrieben, ist der Einsatz von Pflanzen, insbesondere von Schilf (*Phragmites australis*) zur Entwässerung von Klärschlamm seit über zwanzig Jahren erprobt und Stand der Technik (NIELSEN & BRUUN, 2015).

Das Prinzip der Klärschlammvererdung mit Schilf diente für den Versuchsaufbau als Vorlage. Dieser wurde vereinfacht und in einem reduzierten Umfang durchgeführt. So wurden keine Belüftung oder Rücklaufpumpen am Boden installiert und auf die verschiedenen Filtermaterialien wurde verzichtet. Damit kam es zu keiner Drainage und nur die Evapotranspiration fungierte als Entwässerungsprozess. Als Bepflanzung wurden Sonnenblumen (*Helianthus annuus*) gewählt und mit Schilf (*Phragmites australis*) verglichen. Für die Versuche wurden Plastikeimer mit einem

Füllvolumen von 12 l verwendet. Das Gewicht der Eimer (inkl. Eigengewicht der Eimer von 387 g) mit Klärschlamm betrug 6,5 kg.

Die Zielsetzung des Versuches lag darin, den Wassergehalt des Klärschlammes durch Evapotranspiration zu reduzieren und den Anteil an Trockensubstanz zu erhöhen, um eine Steigerung der thermischen Verwertbarkeit des entwässerten Schlammes zu erreichen. Die eingesetzten Pflanzen sollten diesen Prozess durch Transpiration unterstützen. Dabei sollte der Einfluss der Vegetation auf das Entwässerungsergebnis untersucht werden.

Der Versuchszeitraum wurde durch die Vegetationsperiode der Sonnenblumen begrenzt. Versuchsbeginn war der 26.05.2020. Eine zweite Versuchsreihe mit adaptiertem Versuchsablauf wurde am 08.06.2020 begonnen. Der Untersuchungszeitraum wurde schließlich am 20.07.2020 frühzeitig beendet, da die Vegetation nicht erhalten werden konnte.

Der verwendete, entwässerte Klärschlamm stammte aus der Abwassereinigungsanlage Klosterneuburg, Niederösterreich. Die Ausbaugröße der Kläranlage Klosterneuburg beträgt 55.000 EW. In dieser Anlage wird zunächst der in der biologischen Reinigung anfallende Überschussschlamm und der Primärschlamm der Vorklärung unter Zugabe eines Polymers mittels maschineller Überschussschlammeindickung entwässert. Im Anschluss wird der vorentwässerte Schlamm der Faulung in zwei Faultürmen stabilisiert. Dieser Schlamm wird durch eine Zentrifuge weiter entwässert, bevor er in Containern gesammelt und der thermischen Verwertung zugeführt wird. Der Trockenrückstand des anaerob stabilisierten und entwässerten Klärschlammes betrug rund 27 %. Die Struktur des Schlammes, wie in *Abbildung 11* zu sehen, war fein, locker, krümelig mit einigen größeren, kompakten Stücken.



Abbildung 11: Entwässertes Klärschlamm ARA Klosterneuburg

### 4.2.2 Design des Versuches

Die mit Klärschlamm befüllten Eimer wurden, wie in *Tabelle 6* beschrieben, für unterschiedliche Versuchsanordnungen vorbereitet. Jede Anordnung wurde in dreifacher Ausführung präpariert. Im Versuch wurde der Einfluss von Sonnenblumen (*Helianthus annuus*) und Schilf (*Phragmites australis*) auf die Entwässerung des Klärschlammes untersucht. Das Schilf diente dabei nur als

Vergleichsparameter. Um den Einfluss der Pflanzen beurteilen zu können, wurde außerdem eine Versuchsanordnung unbepflanzt ausgeführt.

Es wurde in zwei Versuchsdurchgängen überprüft, ob die Pflanzen direkt im Klärschlamm wachsen können oder Blumenerde benötigen. Im ersten Versuchsdurchgang wurden circa zwölf vier Wochen alte Sonnenblumen und drei Schilf-Jungpflanzen verwendet, von der Pflanzenerde befreit und anschließend in den Klärschlamm gepflanzt. Im zweiten Versuchsdurchgang wurden diese gemeinsam mit 200 g Pflanzenerde gemischt und direkt in den Klärschlamm gesetzt. Für den Fall, dass die Sonnenblumen so nicht erhalten werden können, wurden gleichzeitig jeweils drei Samen pro Eimer in die Blumenerde gegeben. Als Saatgut wurde die Sorte „Henry Wilde“ vom Hersteller *Austrofaat* mit einer durchschnittlichen Keimfähigkeit von 85 % verwendet. Außerdem wurden zwei Referenzsonnenblumen in Pflanzenerde kultiviert, um die Entwicklung der Sonnenblumen vergleichen zu können. Bei der Anordnung mit Schilf wurden bei beiden Durchgängen nur Jungpflanzen verwendet.

Zusätzlich wurde beobachtet, ob eine Verdichtung des Schlammes das Entwässerungs- bzw. Trocknungsverhalten nachweislich verändert oder sich negativ auf das Pflanzen- und Wurzelwachstum auswirkt. Dazu wurde der Schlamm in den Eimern händisch mit einem Holzstab verdichtet. Zudem wurde erfasst, ob eine zusätzliche Nährstoffzufuhr von 75 g handelsüblichen Dünger (NPK 6-3-3) zu Versuchsbeginn und am 06.07 mit 30 g das Ergebnis beeinflusste.

Tabelle 6: Versuchsanordnung

<b>Bepflanzung</b>	<b>Bezeichnung</b>	<b>Verdichtung</b>	<b>Zusätzliche Nährstoffzufuhr</b>
Sonnenblume	V	x	
Sonnenblume	N		x
Sonnenblume	SNV	x	x
Sonnenblume	S		
Schilf	SC	x	x
Unbepflanzt	UB	x	x

Da ein früher Wassermangel zu stark eingeschränktem Wachstum der Pflanzen führt und die Photosynthese- bzw. Transpirationsrate stark davon abhängig ist, wie hoch die Assimilationsfläche der Pflanze ist, wurde den Pflanzen in regelmäßigen Intervallen Wasser zugeführt (SCHUSTER & MARQUARD, 2003, S. 116). Die Wasserzugabe sollte niedrig gehalten werden, war aber insofern notwendig, da die Pflanzen erst zur Blütezeit ihre maximale Transpirationsleistung erbringen und die gesunde Entwicklung des Pflanzenbestandes somit von enormer Bedeutung war (ALLEN et al., 2018).

In *Abbildung 12* ist die Versuchsanordnung am Standort Muthgasse zu sehen. In *Tabelle 6: Versuchsanordnung* sind die Adaptionen und die verwendeten Kürzel des Versuches zusammengestellt.

Die Proben standen an einer Wand und sind von oben durch eine andere Versuchsanordnung bedeckt, um diese vor Niederschlagsereignissen zu schützen.



SC1	SC2	SC3	S1	S2	S3	V1	V2	V3	N1	N2	N3	SNV1	SNV2	SNV3	UB1	UB2	UB3
-----	-----	-----	----	----	----	----	----	----	----	----	----	------	------	------	-----	-----	-----

Abbildung 12: Versuchsanordnung im Innenhof der BOKU, Wien

### 4.3 Messmethodik

#### 4.3.1 Erscheinungsbild der Pflanzen und Gewichtsveränderung der Proben

Ein bis zweimal wöchentlich wurde der Wachstumsfortschritt der Sonnenblumen und des Schilfes beurteilt. Dazu wurde die Höhe der Pflanze gemessen und die Anzahl der Blattpaare der Sonnenblumen gezählt. Außerdem wurden die Proben in regelmäßigen Intervallen gewogen, um über die Differenz des Gewichtes zwischen den Messungen Rückschlüsse auf verdunstete Wassermengen ziehen zu können.

#### 4.3.2 Trockenrückstand

Um eine weitere Aussage bezüglich der Veränderung des Wassergehaltes des Schlammes zu treffen, wurde zudem der Trockenrückstand der Proben bestimmt. Dazu wurde der Klärschlamm am 16.06, 30.06 und am 20.07 auf den Trockenrückstand analysiert.

Für die Probennahme wurde ein, im unteren Bereich offenes Kupferrohr mit einem Durchmesser von 1,2 mm verwendet (*Abbildung 13*). Das Kupferrohr wurde in den Schlamm gedrückt und anschließend gedreht, sodass sich der Schlamm in dem offenen Bereich des Rohres sammelte.



Abbildung 13: Probennahme im Klärschlamm

Die Bestimmung des Trockenrückstandes erfolgte nach ÖNORM EN 12880. Zunächst wurden die Bechergläser eine Stunde bei 105 °C getrocknet. Die Gläser wurden anschließend im Exsikkator auf Raumtemperatur abgekühlt. Daraufhin wurde das Eigengewicht der Bechergläser bestimmt und die Klärschlammprobe auf eingewogen. Anschließend wurden die Bechergläser mit der Probe bis zur Gewichtskonstanz im Wärmeschrank bei einer Temperatur von 105 °C getrocknet. Hierbei wurde der sogenannte Trockenrückstand erhalten. Dieser wurde bestimmt, indem die Probe im Becherglas im Exsikkator auf Raumtemperatur abgekühlt und erneut auf einer Analysewaage gewogen wurden. Der Trockenrückstand wurde nach folgender Gleichung berechnet:

$$TR = \frac{m_c - m_a}{m_b - m_a} * 100$$

Formel 3

TR	[%]	Trockenrückstand der Schlammprobe
m <sub>a</sub>	[g]	Masse der leeren Schale oder Tiegel
m <sub>b</sub>	[g]	Masse der Schale oder Tiegel mit Schlammprobe
m <sub>c</sub>	[g]	Masse der Schale oder Tiegel mit der Trockenprobe des Schlammes

#### 4.3.3 Bestimmung Glührückstand und Glühverlust des Klärschlammes

Der Glühverlust wurde nach ÖNORM EN 15935 bestimmt. Dazu wurde ein Porzellantiegel eine Stunde bei 550 °C ausgeglüht und im Exsikkator auf Raumtemperatur abgekühlt sowie das Eigengewicht des Tiegels bestimmt. Anschließend wurden die zuvor getrockneten Proben mit der Analysewaage eingewogen und im Muffelofen für zwei Stunden bei 550 °C geglüht. Die verbleibende Restmasse wurde erneut gewogen und der Glühverlust wie folgt bestimmt:

$$GV [\%] = \frac{m_c - m_a}{m_b - m_a} * 100 \quad \text{Formel 4}$$

GV	[%]	Glühverlust der Schlammprobe
$m_a$	[g]	Masse der leeren Schale oder Tiegel
$m_b$	[g]	Masse der Schale oder Tiegel mit getrockneter Schlammprobe
$m_c$	[g]	Masse der Schale oder Tiegel mit der geglühten Probe des Schlammes

Glühverlust und Glührückstand der Schlammprobe stehen in folgendem Zusammenhang:

$$100 \% = GR + GV \quad \text{Formel 5}$$

GR	[%]	Glührückstand der Schlammprobe
GV	[%]	Glühverlust der Schlammprobe

## 5. Ergebnisse und Diskussion

### 5.1 Klimadaten der Sensoren vor Ort

Die aufgezeichneten summierten, täglichen Niederschläge sind in *Abbildung 14* dargestellt. In der Abbildung ist zu erkennen, dass die höchsten Niederschläge am 14.06 mit 9,6 mm/d, am 20.06 mit 10 mm/d und am 21.06 mit 17 mm/d gemessen wurden. Aus den Aufzeichnungen lässt sich außerdem eine hohe Niederschlagshäufigkeit erkennen. An 21 von 44 aufgezeichneten Tagen im Untersuchungszeitraum fiel Niederschlag. Dabei betrug die mittlere Niederschlagsintensität 4,6 mm/d. Die Summe der gefallen Niederschläge vom 08.06 bis zum 20.07.2020 lag bei 95,8 mm. Das langjährige Mittel der Niederschläge im Juni und Juli in Wien beträgt hingegen nur 70 mm (ZAMG, 2020). Demnach fielen in Summe höhere Niederschlagsmengen als normalerweise in diesem Zeitraum.

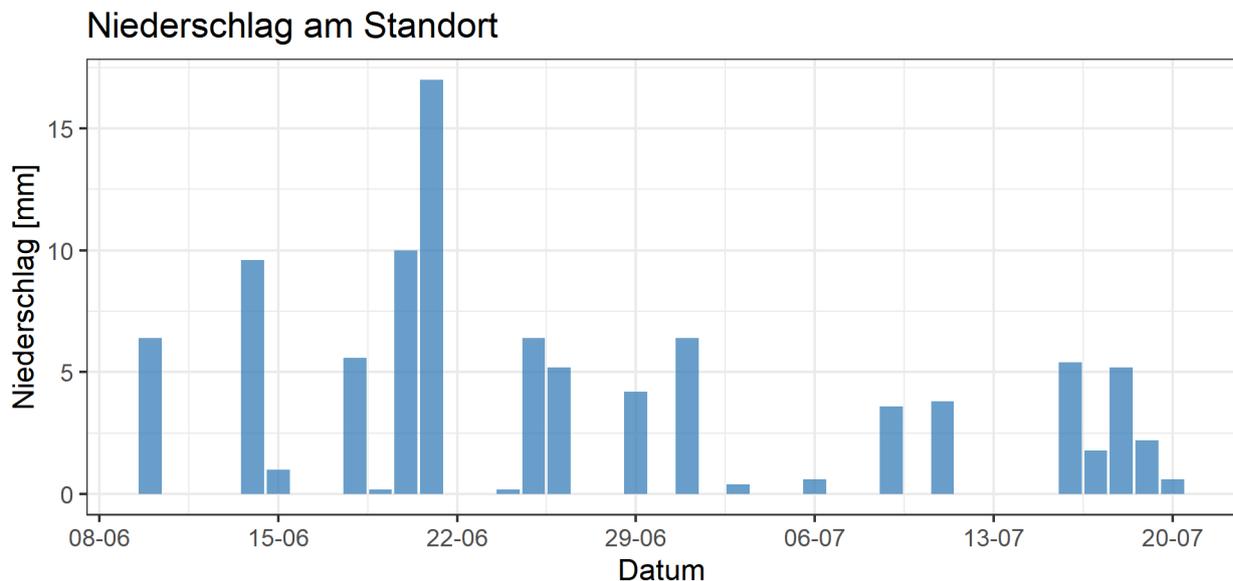


Abbildung 14: Niederschlagssumme pro Tag am Untersuchungsstandort im Zeitraum vom 08.06 – 20.07.2020

In *Abbildung 15* ist die Lufttemperatur über den Versuchszeitraum dargestellt. Aus der Abbildung ist zu erkennen, dass die Minimaltemperatur bei 12,7 °C und die Maximaltemperatur bei 39,0 °C lag. Die mittlere Temperatur beträgt 20,4 °C. Aus den Daten geht außerdem hervor, dass an 35 von 44 Tagen die Tagestemperatur unter 20 °C fällt, an acht sogar unter 15 °C. Im Vergleich mit den langjährigen Temperaturmittelwerten an der Messstation Wien, Hohe Warte liegen diese in der gleichen Größenordnung. Zu den zum Teil sehr hohen Messwerten ist anzumerken, dass sich die Temperatursensoren an einer Wand befinden und Temperaturen von bis zu 40 °C durch Aufheizungseffekt der Wand erklärt werden können.

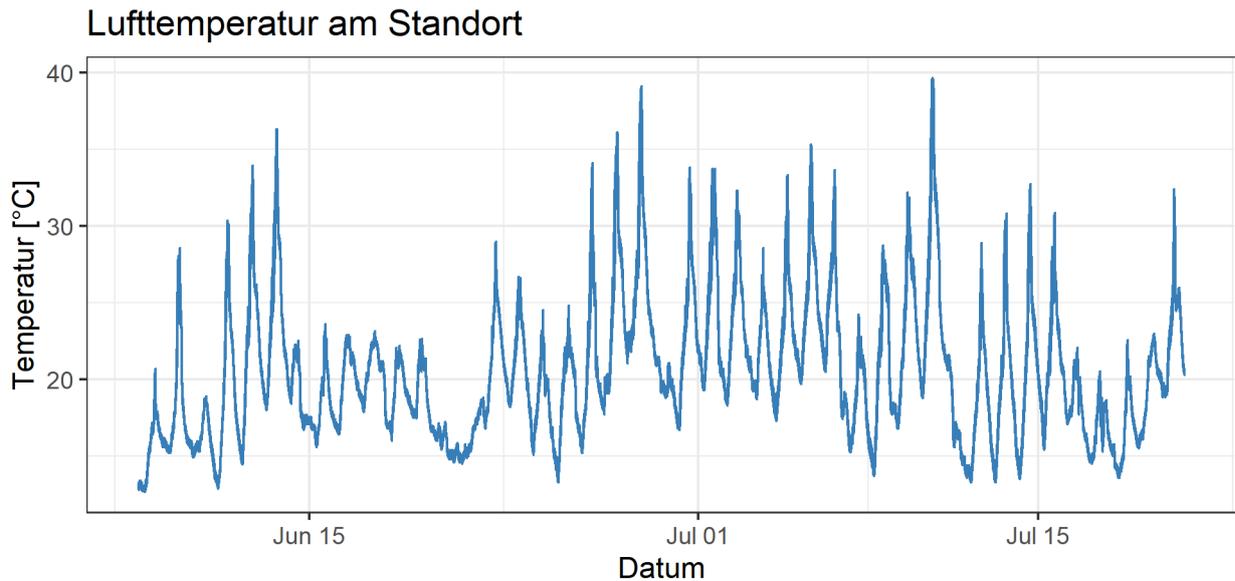


Abbildung 15: Aufgezeichnete Lufttemperatur am Standort im Zeitraum vom 08.06.2020 - 20.07.2020

## 5.2 Versuchsdurchführung ohne zusätzliche Substratschicht

In *Abbildung 16* sind die vier Wochen vorgezogenen Jungpflanzen sowie eine dieser Pflanzen nach dem Einsetzen in Klärschlamm zu sehen.



Abbildung 16: Sonnenblumen und Schilf im ersten Versuchsdurchgang ohne zusätzliche Substratschicht (Links und Mitte vor dem Einsetzen, Rechts nach dem Einsetzen)

Es ist zu erkennen, dass die Sonnenblumen zum Zeitpunkt des Einsetzens ein wenig ausgeprägtes Wurzelsystem und schwache, dünne Stängel besaßen. Die durchschnittliche Höhe der eingesetzten Sonnenblumen betrug 20 cm. Die verwendeten Schilfpflanzen waren circa 35 cm hoch und besaßen bereits stärkere, verzweigte Wurzeln. Sowohl Sonnenblumen als auch Schilf begannen innerhalb weniger Stunden nach dem Einsetzen in den Klärschlamm gelb zu werden und welkten. Da die Vegetation bei keiner der Anordnungen erhalten werden konnte, scheint

zusätzliche Blumenerde, wie im zweiten Versuchsdurchgang verwendet, notwendig zu sein. Durch die Blumenerde reduzierte sich wahrscheinlich der Stress der Pflanzen, da keine akkumulierten Schwermetalle und eine im Allgemeinen eher lockere und poröse Struktur vorlagen. Die Standortbedingungen wurden auf diese Weise für die Pflanzen verbessert und ähnelten mehr den natürlichen Bedingungen im Boden. Der Vorteil dieses Vorgehens bestand darin, dass sich die Pflanzen leichter an die vorherrschenden Standortbedingungen anpassen konnten, weniger Akklimatisierung an die veränderten Bedingungen notwendig war sowie das Feinwurzelsystem unbeeinflusst blieb. Die im Anschluss diskutierten Daten beziehen sich daher ausschließlich auf den zweiten Versuchsdurchlauf.

### 5.3 Entwicklung der Vegetation

In den Diagrammen der *Abbildung 17* ist das Wachstum der Sonnenblumen mit dem beschriebenen adaptierten Versuchsablauf der verschiedenen Anordnungen über den Versuchszeitraum vom 08.06.2020 bis zum 20.07.2020 zusammengefasst.

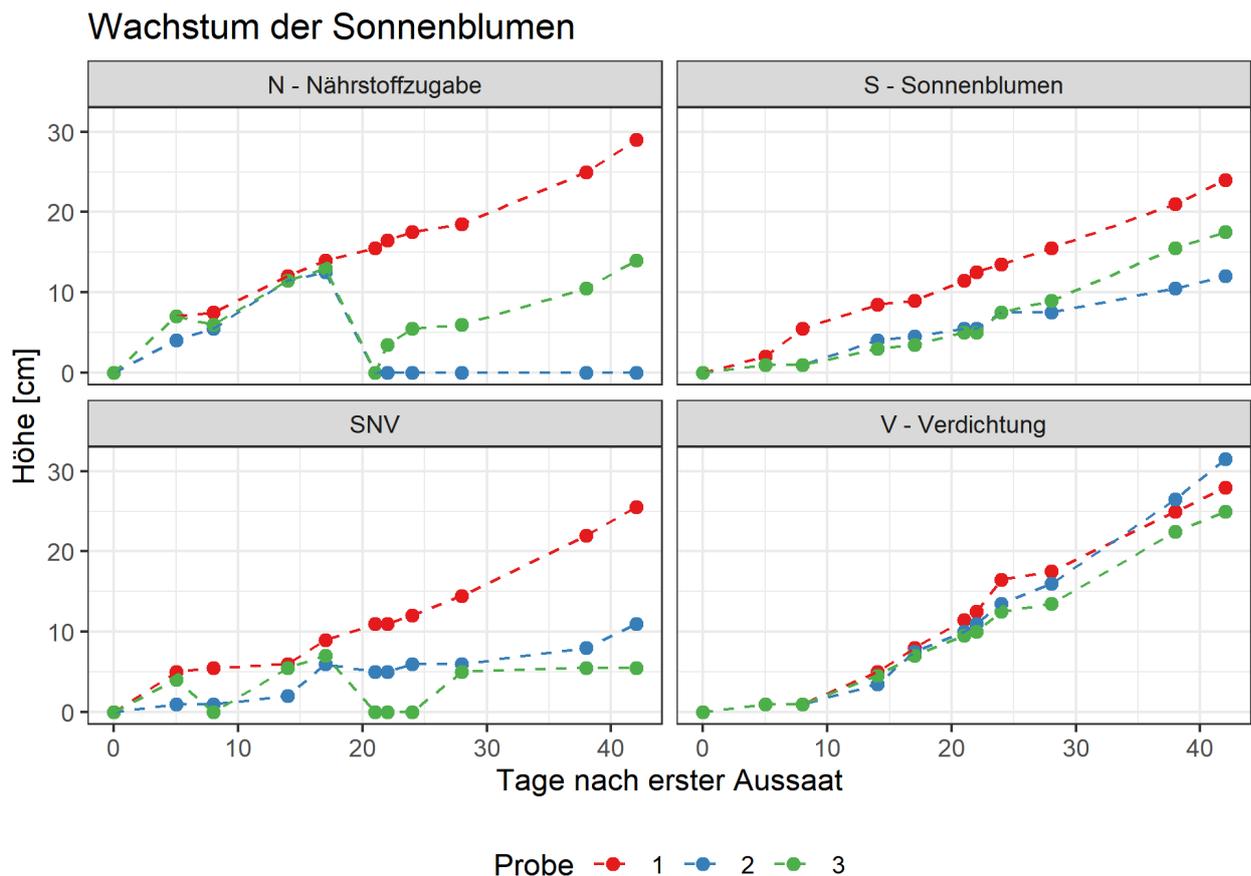


Abbildung 17: Entwicklung der Sonnenblumen im Klärschlamm für die verschiedenen Versuchsanordnung N, S, SNV, V mit jeweils drei Ausführungen

Wie in der Abbildung zu erkennen, kam es bei Probe 3 der Anordnung mit zusätzlicher Nährstoffzufuhr und Verdichtung (SNV3) zu enormen Entwicklungsproblemen. Nach nur neun

Tagen ging die Pflanze ein und musste in weiterer Folge zweimal neu gesät werden, bis die Pflanze Entwicklungsfortschritte zeigte. Ähnliches gilt für die Pflanzen der Anordnung mit zusätzlicher Nährstoffzufuhr (N3), die nach 20 Tagen nicht erhalten werden konnte und daher neu gesät werden musste. Für die Probe 2 der Anordnung N kam die Entwicklung der Vegetation trotz mehrmaliger Aussaat vollständig zum Erliegen, obwohl pro Probe jeweils drei Samenkörner zugegeben wurden. Bei einer Keimfähigkeit des Saatgutes von 85 % müssten statistisch wenigstens zwei der zugegebenen Samen keimen. Da bei 50 % der Proben mit zusätzlicher Nährstoffzufuhr die Pflanzen beim ersten Versuch nicht erhalten werden konnten und deshalb neu gesät werden mussten, könnte eine zusätzliche Nährstoffzugabe die Entwicklung der Pflanzen und die Keimfähigkeit des Saatgutes beeinflussen. Eine abschließende Aussage in diesem Zusammenhang ist jedoch aufgrund der geringen Datenlage schwierig. In jedem Fall haben sich die Sonnenblumen der Anordnungen S sowie der Anordnung Verdichtet (V) ohne Probleme entwickelt und zeigten eine geringere Störanfälligkeit.

Die Sonnenblumen der Anordnung V entwickelten sich im Durchschnitt am besten. Sie wuchsen im Mittel 28,2 cm. Die Maximalhöhen der Pflanzen am Versuchsende betragen  $h_{\max.V1} = 28,0$  cm,  $h_{\max.V2} = 31,5$  cm beziehungsweise  $h_{\max.V3} = 25,0$  cm.

Wie in *Tabelle 7* zu sehen, entwickelten sich die Sonnenblumen der Anordnung SNV mit nur 14,0 cm durchschnittlich am schlechtesten. Gefolgt von den Pflanzen der Anordnung S. Probe 2 dieser Anordnung ist besonders klein gewachsen. Die maximale Höhe der Sonnenblume betrug nur 12,0 cm. Doch auch die anderen beiden Pflanzen erreichen Werte von lediglich  $h_{\max.S1} = 24,0$  cm und  $h_{\max.S3} = 17,5$  cm. Da sich die Vegetation der Probe N2 bis zum Versuchsende nicht mehr entwickelte, wurde der Datensatz in der Tabelle um diesen Ausreißer bereinigt. Die Entwicklung der Vegetation der Anordnung N liegt daher an zweiter Stelle. Die detaillierte Aufstellung der Wachstumsfortschritte der Sonnenblumen ist zusätzlich im *Anhang 12.1* enthalten.

Tabelle 7: Wachstumsfortschritte der mit Sonnenblumen bepflanzten Anordnungen bei Versuchsende

<b>Anordnung</b>	<b>H<sub>Min.Ende</sub> [cm]</b>	<b>H<sub>Max.Ende</sub> [cm]</b>	<b>H<sub>MW</sub> [cm]</b>
<b>N</b>	14,0	29,0	21,5
<b>V</b>	25,0	31,5	28,2
<b>S</b>	12,0	24,0	17,8
<b>SNV</b>	5,5	25,5	14,0

In *Abbildung 18* sind die Entwicklung der Referenzpflanzen sowie die mittlere Entwicklung der Sonnenblumen der Anordnung S dargestellt. Dabei wird deutlich, dass alle Pflanzen unabhängig

in welchem Medium diese kultiviert wurden, ein linear ansteigende Wuchshöhe aufwiesen. In der ersten Woche nach Versuchsbeginn verhielt sich die Entwicklung der Pflanzen parallel. In den darauffolgenden Wochen hingegen, stieg die Wuchshöhe der Pflanzen in Blumenerde steiler an als bei den Pflanzen im Klärschlamm. Der Wachstumsfortschritt der Sonnenblumen im Klärschlamm war daher geringer als der Referenzpflanzen in Blumenerde. Möglicherweise beeinflussten die Inhaltsstoffe und Bedingungen des Klärschlamm das Wachstum der Pflanzen negativ.

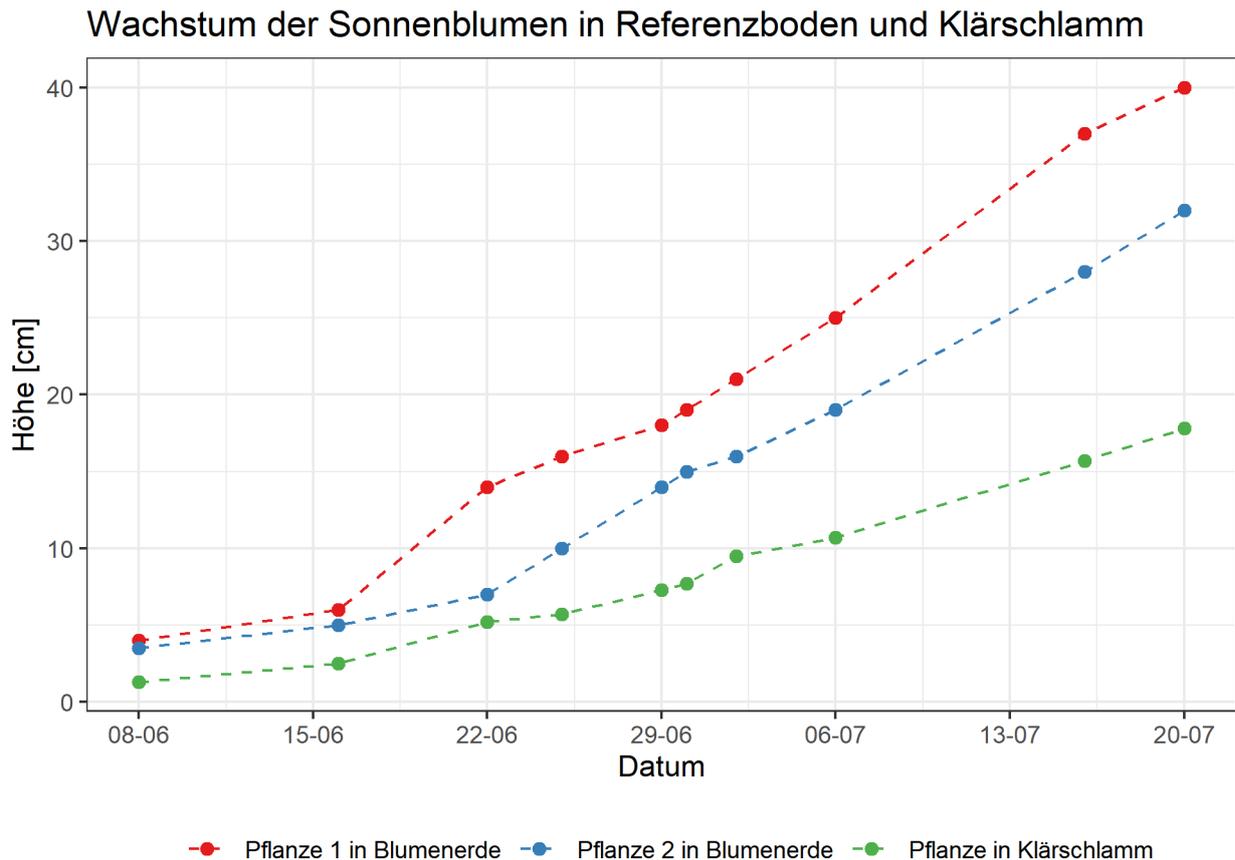


Abbildung 18: Vergleich der Höhe der Referenzpflanzen in Blumenerde und den mittleren Werten der Pflanzen in Klärschlamm

In *Abbildung 19* ist dieser Zusammenhang nochmals dargestellt. Die Sonnenblumen im Referenzboden hatten am 20.07 bereits sieben Blattpaare, der Stängel war eher dick und die Blätter groß. Im Allgemeinen machten die Pflanzen einen sehr vitalen Eindruck. Die Pflanzen der Anordnung S waren im Vergleich dazu etwas schwächer, der Stängel etwas dünner und die Pflanze besaß nur fünf Blattpaare.



Abbildung 19: Vitalität und Erscheinungsbild der Sonnenblumen am 20.07.2020, links im Referenzboden rechts im Klärschlamm

Bis zum frühzeitigen Ende des Versuches ist die Entwicklung der Pflanzen wie oben beschrieben im Klärschlamm niedriger als im Referenzboden. Am 04.08 musste der Versuch dann jedoch, noch vor der Blühphase der Vegetation, abgebrochen werden. Dabei konnte keine der zwölf Pflanzen im Klärschlamm erhalten werden, die Pflanzen in Blumenerde jedoch schon, womit das Absterben der Pflanzen aus rein statistischem Grund ausgeschlossen werden kann. In *Abbildung 20* ist die Bepflanzung am 04.08 in Klärschlamm links und in Blumenerde rechts dargestellt. Wie in der Abbildung ersichtlich, vertrockneten die Pflanzen im Klärschlamm. Die Referenzpflanzen hingegen wirkten auch zu diesem Zeitpunkt weiterhin sehr vital.



Abbildung 20: Pflanzenvitalität am 04.08, links Pflanzen im Klärschlamm, rechts in Blumenerde

Auf die Entwicklung der mit Schilf bepflanzten Proben, wird nicht näher eingegangen, da diese bereits nach kurzer Zeit zum Erliegen kam und daher kaum Wachstumsfortschritte erfasst werden konnten.

## 5.4 Entwässerung des Klärschlammes

### 5.4.1 Veränderung des Gewichtes der Proben

Bevor auf die Ergebnisse der Gewichtsveränderung der Proben eingegangen werden kann, müssen zwei grundsätzliche Anmerkungen erfolgen. Das Wachstum der Pflanzen ging mit einer Zunahme des Gewichtes einher, die nicht quantifiziert werden konnte. Der Einfluss der Vegetation auf Zu- oder Abnahme des Gewichtes wurde während des Versuchszeitraumes als vernachlässigbar gering bewertet, da die Messung des Gewichtes auf zehn Gramm genau erfolgte und die Pflanzen bis zum Versuchsende in einem jungen Stadium waren.

Grundsätzlich kann die verdunstete Wassermenge über einen Abfall des Gewichtes benannt werden. Entgegen der Erwartungen fiel das Gewicht der Proben jedoch nicht linear ab. Es kam immer wieder zu Anstiegen des Gewichtes. Die Ursache dafür kann mit zwei Faktoren zusammenhängen.

1. Unbeabsichtigte Zufuhr von Wasser aufgrund der häufigen, starken Niederschläge während des Versuchszeitraumes, da die Versuchsanordnung nur teilweise vor Regen geschützt werden konnte.
2. Den Pflanzen wurde wöchentlich eine geringe Wassermenge zugegeben, damit sich die Vegetation gut entwickeln konnte.

In den ersten zwei Wochen wurden alle Proben unabhängig ihrer Bepflanzung gleichbehandelt und daher in Summe 0,3 kg Wasser zugegeben. Im weiteren Versuchsdurchgang wurde der unterschiedliche Wasserbedarf von Sonnenblumen und Schilf immer deutlicher. Aufgrund der verschiedenen Standortansprüche der Pflanzen wurde die Wasserzugabe bezüglich der Vegetation variiert. Die mit Schilf bepflanzten Proben benötigen am meisten Wasser, was nach der starken Beeinflussung durch das Regenereignis am 20.06 und 21.06 deutlich wurde. Danach stand Wasser an der Oberfläche an, wie in *Abbildung 21* zu erkennen. Im Vergleich zu den anderen beiden Proben der gleichen Anordnung wirkte die Vegetation nach dem Regenereignis grüner und das Aussehen im Allgemeinen vitaler. In Summe wurden diesen Proben daher 2,4 kg Wasser zugeführt. Da ähnliches bei den mit Sonnenblumen bepflanzten Proben nicht entdeckt wurde und nach wie vor das Ziel der Entwässerung im Vordergrund stand, bekamen diese insgesamt nur 0,8 kg Wasser. Zu den unbepflanzten Proben wurde einmalig eine Wassermenge von 0,3 kg zugegeben. Der Zeitpunkt der Wasserzugabe und eine detaillierte Aufstellung der zugegebenen Wassermengen ist in *Anhang 12.1* zu finden.



Abbildung 21: Anordnung Schilf 1 nach einem Regenereignis im Vergleich zu den trocken gebliebenen Anordnungen

In den Diagrammen der *Abbildung 22* ist die Veränderung des Gewichtes der verschiedenen Anordnungen über den Versuchszeitraum von 08.06.2020 bis zum 20.07.2020 zwischen den Messintervallen zusammengefasst. Die strichlierten vertikalen Linien stellen Tage dar, an denen starke Regenereignisse mit mehr als 9 mm/d am Standort erfasst wurden. Die Messwerte der verschiedenen Proben sind in *Anhang 12.1* enthalten.

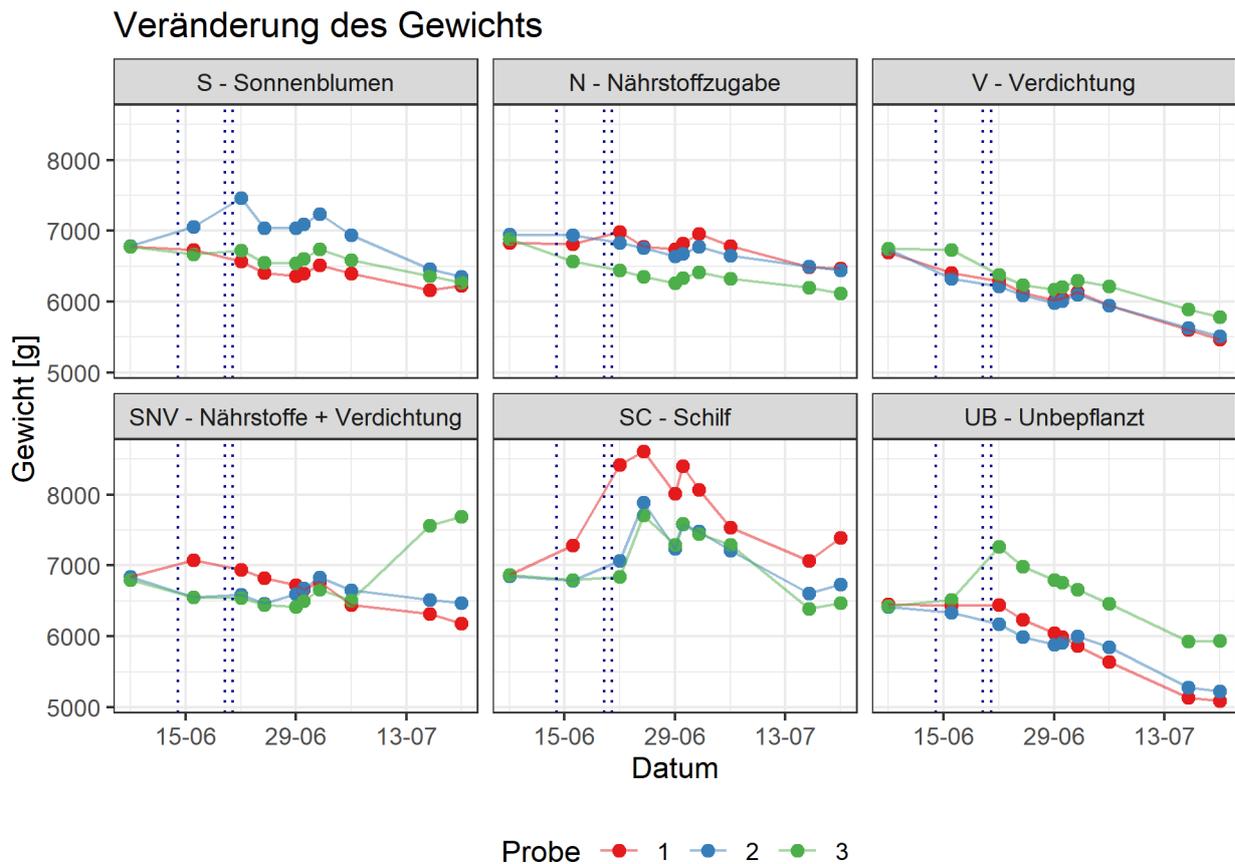


Abbildung 22: Veränderung des Gewichtes über die Zeit mit Niederschlagsereignissen >9 mm/d (Vertikal, gepunktet), jeweils drei Ausführungen pro Anordnung

Bei der Messung am 16.06 legten die Proben S2, SNV1, SC1, UB3 an Gewicht zu, bei den Übrigen stagnierte das Gewicht oder es kam zu einer geringfügigen Abnahme. Ähnliche Daten wurden bei der Messung am 22.06 erfasst. Vom 08.06 bis zum 22.06 wurde allen Proben insgesamt 0,3 kg Wasser zugegeben, womit sich der geringere Anstieg des Gewichtes aller Proben bis auf UB3 sowie SC3 erklären lässt. Folglich war die Evapotranspiration in diesem Zeitraum geringer als die zugeführte Wassermenge. Da am 14.06, 20.06 und 21.06 Regenereignisse mit einer Niederschlagssumme von mehr als 9 mm/d erfasst wurden, steht die Gewichtszunahme der Proben UB3 und SC3 womöglich damit im Zusammenhang. Die beiden Proben SC1 und UB3 befanden sich am linken bzw. rechten Rand der Überdeckung, die die Pflanzen vor Regenereignissen schützen sollte (*Abbildung 12: Versuchsanordnung im Innenhof*). Da die Bedeckung an dieser Stelle die Proben nicht ausreichend schützte, wurden diese durch den Regen nass.

Die bisherigen Erklärungsansätze liefern noch keine Begründung für den Anstieg des Gewichtes von 1,1 kg der Probe SNV3 bei der Messung am 16.07. In diesem Zeitraum wurden keine bedeutenden Regenereignisse erfasst. Dennoch weist die Zunahme des Gewichtes auf eine nicht beabsichtigte Zufuhr von Wasser hin, möglicherweise bedingt durch den Standort der Probe. Bei der Versuchsanordnung, die an dieser Stelle als Abdeckung fungierte, wurden in regelmäßigen Intervallen Wasserproben gezogen, bei denen die Probe nass geworden sein könnte. Am Ende des Messzeitraumes lag das Gewicht der Probe SNV3 jedenfalls deutlich über dem Ausgangswert.

Die Abnahme des Gewichtes der Proben UB3, SC3 und SNV3 fiel im Vergleich zu den anderen Proben deutlich schlechter aus. Da in den Abbildungen jedoch nur die Veränderung zwischen zwei Messintervallen aufgezeigt wird, müssen die Daten nicht ausgeschlossen werden. Das Verhalten der Proben war ähnlich zu den übrigen und verläuft oft parallel. Wenn es bei den Proben UB1 oder UB2 zu einer Zu- oder Abnahme des Gewichtes kam, wird dies auch in den Ergebnissen der Probe UB3 sichtbar. Somit lag das Endgewicht zwar höher, die Gesamtmenge an verdunstetem Wasser hingegen in einer vergleichbaren Größenordnung.

Zuletzt sind in *Abbildung 23* die Veränderung des Gewichtes aller Proben über den gesamten Versuchszeitraum dargestellt. Zur besseren Vergleichbarkeit der Ergebnisse wurden die Daten hinsichtlich der oben diskutierten unterschiedlichen Wasserzugabe bereinigt. Die Veränderung des Gewichtes wurde dabei auf eine Wasserzugabe von 0,8 kg, wie bei den mit Sonnenblumen bepflanzten Anordnungen berechnet. Aus der Abbildung wird ersichtlich, dass alle Proben mit Ausnahme von SNV3 an Gewicht verloren haben.

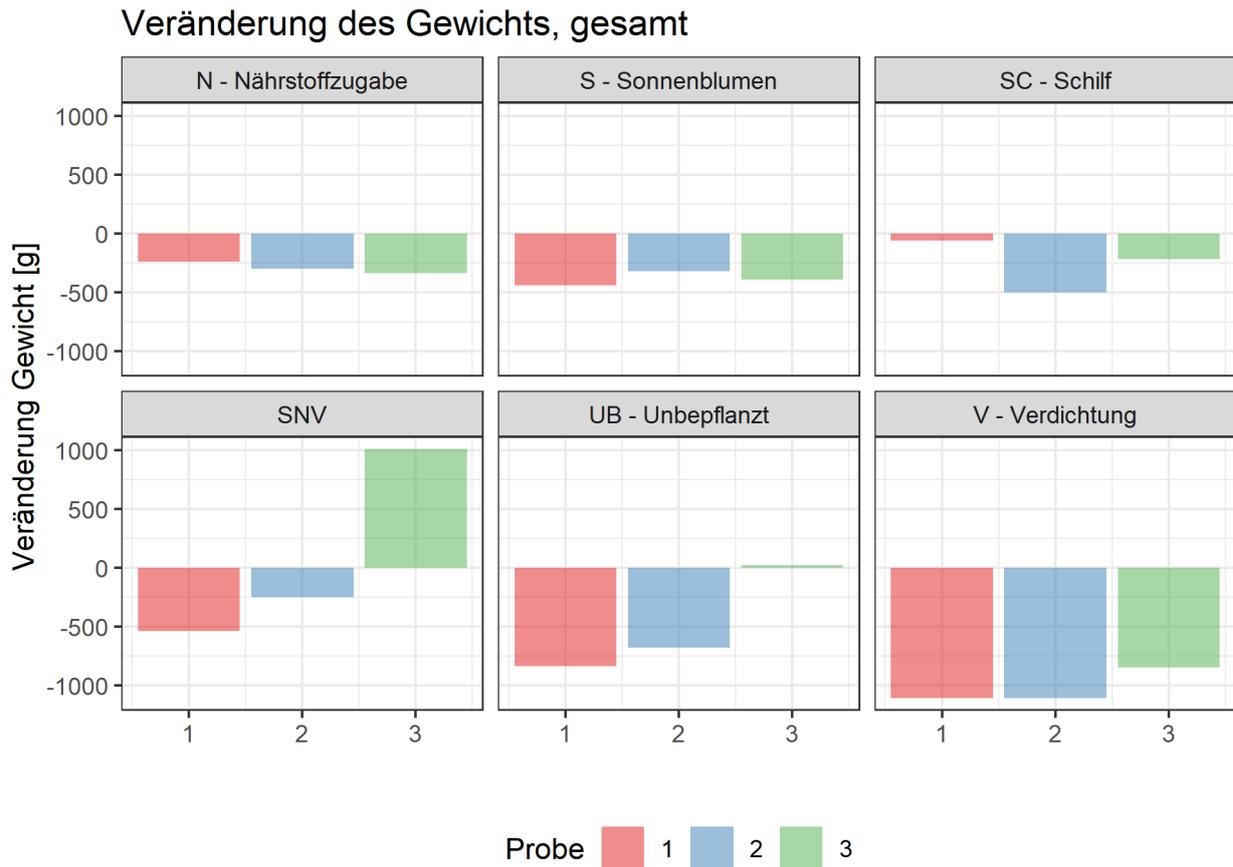


Abbildung 23: Veränderung des Gewichtes aller Proben über den Gesamtzeitraum für die jeweiligen Versuchsanordnungen in dreifacher Ausführung, rot, blau und grün gefärbt

Im Mittel verloren die Proben 0,5 kg an Gewicht (Angabe ohne den Ausreißer SNV3). Der Median betrug 0,4 kg. Den höchsten Gewichtsverlust verzeichneten die Proben V1 und V2 mit einer Reduktion von 1,1 kg sowie V3 mit 0,9 kg. In einer ähnlichen Größenordnung bewegten sich die Ergebnisse der Proben UB1 und UB2 mit 0,7 kg und 0,8 kg. Die anderen Proben der Anordnungen N, S, SNV und SC bewegten sich alle in einer gleichen Größenordnung.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die größte Verdunstungsleistung bei den Proben der Anordnung V erfolgte, die die Bepflanzung mit den am höchsten gewachsenen und am besten entwickelten Sonnenblumen darstellte. Mit fortschreitender Entwicklung scheint der Einfluss der Vegetation auf das Entwässerungsergebnis zuzunehmen, was auch in der Veränderung des Gewichtes der Probe SNV1 sichtbar wird. Die Pflanzhöhe dieser Probe lag nur knapp hinter den Wuchshöhen der Anordnung V.

#### 5.4.2 Veränderung des Trockenrückstandes über den Versuchszeitraum

Neben der Bestimmung des Wasserverlustes über das Gewicht der Proben, lassen sich anhand des Trockenrückstandes der Proben ebenfalls Aussagen bezüglich des Entwässerungsgrades des Schlammes treffen.

In den Diagrammen der *Abbildung 24* sind die Trockenrückstände der einzelnen Proben bei der Bestimmung im Labor am 16.06., 30.06 und 20.07.2020 zusammengefasst. Das erreichte Entwässerungsergebnis ist außerdem in *Tabelle 8* zusammengefasst. Bei der Beprobung am 16.06 wurde eine Probenmenge von jeweils 5,85 g bei der Beprobung am 30.06 eine Menge von 10,00 g und am 20.07 eine Menge von 15,00 g verwendet. Die Proben wurden mit einer Genauigkeit von 0,001 g eingewogen. Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse sowie die Berechnung des Trockenrückstandes ist in *Anhang 12.2* enthalten.

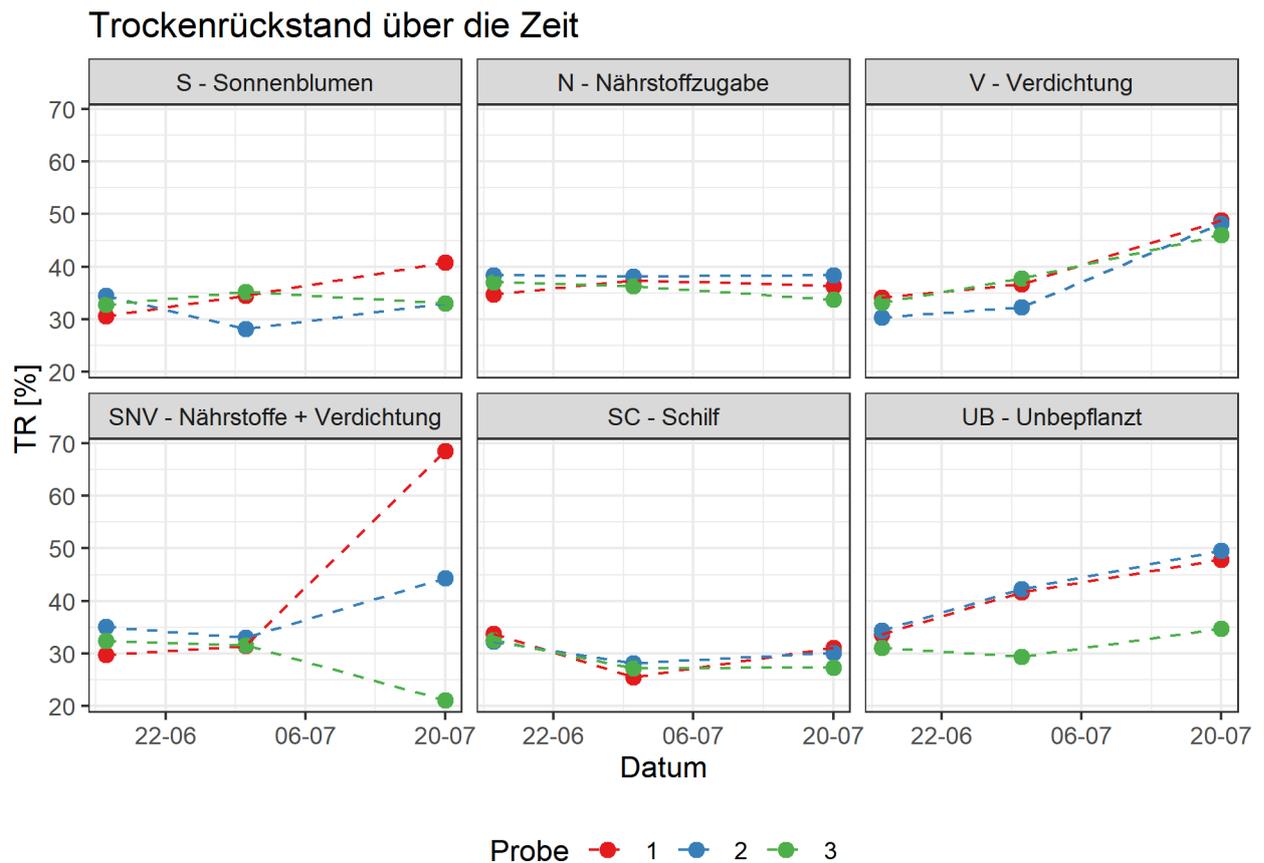


Abbildung 24: Trockenrückstand der verschiedenen Anordnungen bei der Bestimmung im Labor am 16.06, 30.06 und am 20.07, pro Anordnung drei Ausführungen, rot, blau und grün gefärbt

Im Mittel lagen die Trockenrückstände aller Proben bei der ersten Beprobung am 16.06.2020, eine Woche nach dem Beginn der Versuche, bei 33 % TR. Die Schwankungsbreite innerhalb der verschiedenen Anordnungen war zu diesem Zeitpunkt noch sehr gering. Sie betrug weniger als 5 %. Auch bei der zweiten Beprobung am 30.06 lagen die Ergebnisse noch relativ nahe beieinander.

Die Beeinflussung durch das Regenereignis war bei Probe UB3 auch im Trockenrückstand zu sehen. Der Trockenrückstand lag um fast zehn Prozentpunkte niedriger als die Werte bei den beiden anderen der gleichen Anordnung. Ein Abfall des Trockenrückstandes war

erwartungsgemäß auch in den Proben der Anordnung SC zu erkennen, da die Zugabe von zusätzlichem Wasser erfolgte, wie in *Kapitel 5.3* beschrieben.

Der zeitliche Verlauf des Trockenrückstandes veränderte sich für alle Anordnungen mit Ausnahme SNV und S parallel. Der starke Abfall des Trockenrückstandes SNV3 hing, wie oben beschrieben mit der ungewollten Beeinflussung durch eine andere Versuchsanordnung zusammen.

Tabelle 8: Ergebnis der Entwässerung, TR-Gehalt am Ende des Untersuchungszeitraumes

	<b>TR<sub>max.1</sub></b>	<b>TR<sub>max.2</sub></b>	<b>TR<sub>max.3</sub></b>	<b>TR<sub>m</sub></b>
<b>S</b>	40,83	33,06	32,98	35,6
<b>N</b>	36,25	38,43	33,80	36,2
<b>V</b>	48,84	48,21	46,09	47,7
<b>SNV</b>	68,52	44,34	21,11	44,7
<b>SC</b>	31,09	30,12	27,30	29,5
<b>UB</b>	47,88	49,53	34,71	44,0

Bei der Auswertung der Ergebnisse der Anordnung SNV war außerdem der steile Anstieg des Trockenrückstandes in der Probe SNV1 von 31 auf 69 % TR auffällig. Zwar deuten die Wachstumshöhe wie in *Abbildung 17* dargestellt auf eine vergleichsweise gute Entwicklung der Vegetation hin, nichtsdestotrotz erscheint der erreichte Trockenrückstand im Vergleich zu den anderen Proben sehr hoch. Keine der anderen erreichte ähnliche Werte und bei keiner war ein ähnlich steiler Anstieg im Vergleich zur vorhergehenden Beprobung zu erkennen. Die Ursache für dieses Ergebnis könnte in der Probennahme liegen. Mit Hilfe des Stechzylinders wurde eine Mischprobe, die sich über den gesamten Schlammhorizont erstreckte, gezogen. Je Probennahme wurden jedoch nur sehr kleine Mengen (zwischen 15 und 20 g) an Schlamm entnommen, wodurch es zu Verfälschungen des Trockenrückstandes kommen konnte. Die Probe sollte sich über den gesamten Schlammhorizont (von der Oberfläche bis zum Boden) erstrecken, um eine Mischprobe aus dem Schlamm zu erhalten, welche die unterschiedlichen Trockenzustände von der Oberfläche bis zum Boden berücksichtigte. Möglicherweise wurden bei dieser Probennahme hohe Anteile des bereits gut getrockneten Oberflächenschlammes gezogen.

Der höchste mittlere Trockenrückstand wird bei Anordnung V mit 48 % erreicht und liegt damit über den mittleren Trockenrückständen der unbepflanzten Anordnungen. Die Proben besitzen einen Trockenrückstand zwischen 46 % - 48 %. Das sehr gute Entwässerungsergebnis der

Proben der Anordnung V wurde in der Veränderung des Gewichtes ebenfalls sichtbar. Vergleichbar hohe Trockenrückstände wurden auch bei den Anordnungen UB erzielt. Der mittlere Trockenrückstand liegt mit 44 % jedoch unter dem mittleren Ergebnis der Anordnungen V. Die Werte der Proben wuchsen über den Zeitraum linear an. Die maximal erreichten Trockenrückstände der unbepflanzten Proben betragen bei der Beprobung am 20.07  $TR_{UB1} = 48 \%$  und  $TR_{UB2} = 50 \%$ .

Bei den Anordnungen N, S2 und S3 war kaum ein Anstieg des Trockenrückstandes bis zum Ende des Versuchszeitraumes zu erkennen. Die Ursachen dafür lagen auch hier in den oben beschriebenen Faktoren.

### 5.4.3 Zusammenhang zwischen Vegetation und Trockenrückstand

Zuletzt wird untersucht, ob ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen Entwicklungsstand der Vegetation und Trockenrückstand besteht. Dazu werden in den Diagrammen der *Abbildung 25* die Trockenrückstände der verschiedenen Anordnungen den Wachstumshöhen der Bepflanzung gegenübergestellt und eine lineare Regressionsanalyse durchgeführt. Die Daten wurden vorher bereinigt. Dies gilt für die Werte der Probe N2 sowie SNV1, bei denen sich die Vegetation nicht mehr entwickelte und folglich für die Betrachtung nicht relevant sind.

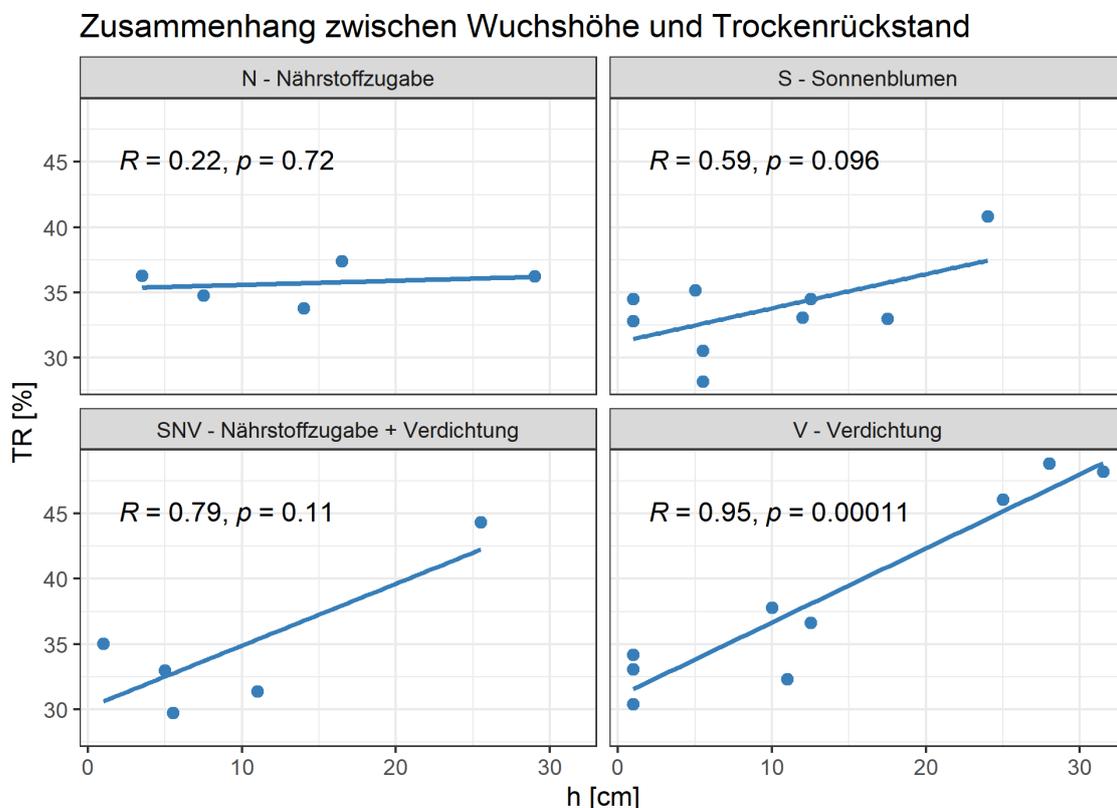


Abbildung 25: Lineare Regression zwischen Trockenrückstand und dem Wachstum der Sonnenblumen mit Konfidenzintervall  $R=0,77$  und Signifikanzniveau  $p=0,01$

Aus der Abbildung wird ersichtlich, dass sich die Ergebnisse für die verschiedenen Versuchsanordnungen stark unterscheiden. Bei den Anordnungen S und N ist das Konfidenzintervall und das Signifikanzniveau sehr niedrig, wohingegen das Konfidenzintervall der Anordnung V mit 0,95 beziehungsweise 0,79 der Anordnung SNV relativ hoch liegt.

Als statistisch signifikant werden alle Werte betrachtet, bei denen das Signifikanzniveau kleiner als 1 % ( $p < 0,01$ ) ist. Mit einem Korrelationskoeffizienten von 0,95 und einem Signifikanzniveau von  $p = 0,00011$  ist dieser Zusammenhang nur bei Anordnung V ausgeprägt. Die Streuung der Werte um die Ausgleichsgerade ist gering. Für die Anordnungen SNV, S und N kann kein statistisch signifikanter linearer Zusammenhang zwischen dem Wachstum der Vegetation und dem Trockenrückstand hergestellt werden.

## 5.5 Glührückstand und Glühverlust

Da der Glühverlust für die Frage der Eignung des Schlammes zur Entwässerung mit Pflanzen, als auch für die spätere thermische Verwertung Relevanz besitzt, sind in den Diagrammen der *Abbildung 26* die Glühverluste der einzelnen Proben bei der Bestimmung im Labor am 16.06., 30.06 und 20.07 dargestellt. Die Proben wurden mit einer Genauigkeit von 0,001 g eingewogen. Die Probenmenge lag bei der ersten Beprobung bei 1,50 g und bei den letzten beiden bei 2.50 g. Die Berechnung des Glührückstandes ist in *Anhang 12.3* enthalten.

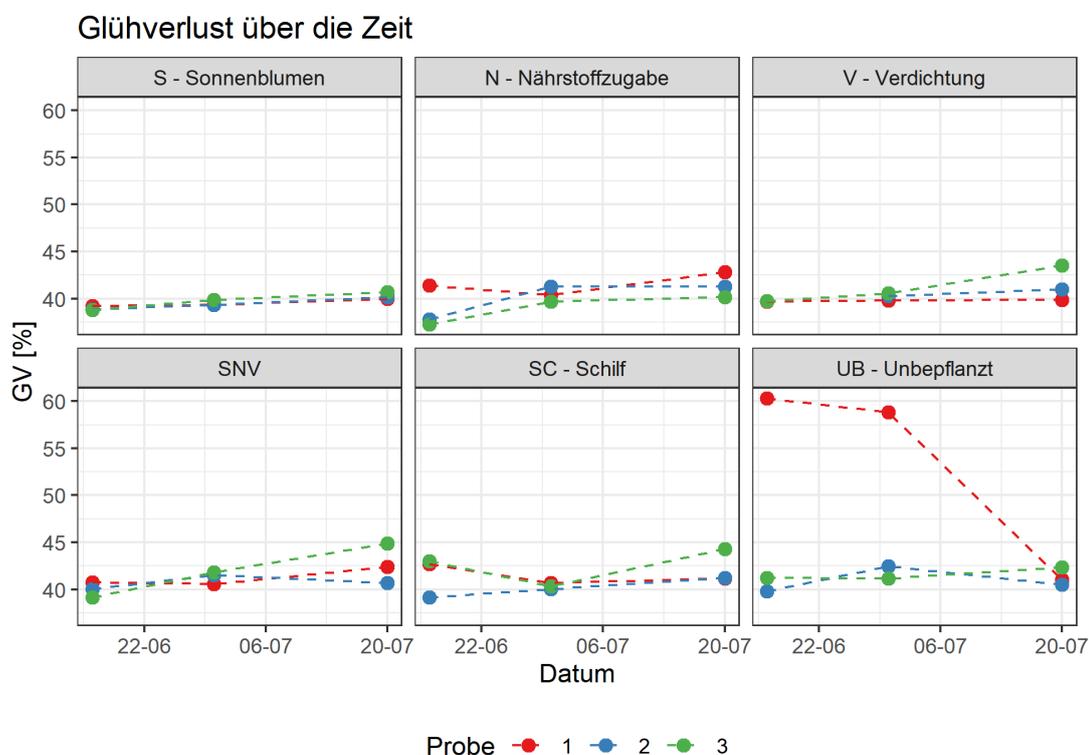


Abbildung 26: Glührverlust bei der Bestimmung im Labor am 16.06, 30.06 und am 20.07, pro Anordnung drei Ausführungen, rot, blau und grün gefärbt

Im Mittel lag der Glühverlust aller Proben bei der ersten Beprobung am 16.06.2020, eine Woche nach dem Beginn der Versuche, bei 41 %. Die Schwankungsbreite innerhalb der verschiedenen Anordnungen war gering, allerdings lag der Glühverlust der Probe 1 der Anordnung unbepflanzt mit über 60 % in einem vergleichsweise hohen Bereich. Da der Glühverlust bei der letzten Beprobung dieser Anordnung wieder stark fiel, ist davon auszugehen, dass das Ergebnis fehlerhaft ist. Möglicherweise ist dies auch in diesem Fall auf die Probennahme zurückzuführen. Der Klärschlamm ist kein homogenes Gemisch. Es ist möglich, dass die Probe zufällig besonders viel Organik enthielt. Dies würde erklären, warum auch bei der zweiten Beprobung am 04.07 ein neuerlicher hoher Glühverlust ermittelt wurde. Bei der letzten Beprobung am 20.07, gut einen Monat später sind die Glühverluste aller Proben kaum gestiegen. Der Mittelwert des Glühverlusts aller Proben lag nun bei 41 %.

## 6. Interpretation der Ergebnisse

### 6.1 Einfluss des Versuchsdesign auf das Entwässerungsergebnis

Der erreichte Trockenrückstand und der Gewichtsverlust der verschiedenen Proben ist vom Ausmaß der Evapotranspiration abhängig, da diese im Versuch als einziger Entwässerungsprozess fungierte. Somit sind für das Ergebnis des Versuches ausschließlich Faktoren entscheidend, welche die Evapotranspiration begünstigen. In diesem Zusammenhang sind vor allem die klimatischen Bedingungen als Träger latenter Wärme zu nennen. Die für die Sommermonate hohen Niederschläge und die zum Teil sehr kühlen Temperaturen wirkten sich negativ auf das Ausmaß der Evapotranspiration aus, was an einer Stagnation des Gewichtes einzelner Proben sowie den niedrigen Gesamtgewichtsverlusten sichtbar wird. Stefanakis und Tshirintzis (2011) weisen in diesem Zusammenhang in einer Studie auf eine um bis zu 30 % gesteigerte Evapotranspiration bei höheren Temperaturen hin. Auch die zum Teil hohen und vor allem häufigen Niederschläge im Versuchszeitraum beeinflussten das Ergebnis stark. Aufgrund der im Allgemeinen eher niedrigen Verdunstungsleistung fiel das Nasswerden einzelner Proben besonders ins Gewicht, da das überschüssige Wasser kaum verdunstet werden konnte. Das Entwässerungsergebnis dieser Proben war daher niedriger als bei den Übrigen.

Neben den klimatischen Bedingungen hat auch die Entwicklung der Vegetation Auswirkungen auf die Höhe der Evapotranspiration. Zusätzlich zur Evaporation der unbewachsenen Oberfläche läuft aufgrund der Bepflanzung Transpiration ab. Beim Vergleich unbepflanzter und bepflanzter sollte der Wasserverlust und damit der erreichte Trockenrückstand der bepflanzten Proben höher sein, was zahlreichen Studien immer wieder bestätigen (COOPER et al., 2004; GAGNON et al., 2013; NIELSEN, 2003; STEFANAKIS & TSIHRINTZIS, 2012a). Die Differenz der bepflanzten zu den unbepflanzten Trockenrückständen der Proben war geringer als erwartet. So lag der mittlere Trockenrückstand der Anordnung V zwar um knapp 4 %, der TR der Anordnung SNV rund 1 % höher als der mittlere TR der unbepflanzten. Die mittleren Trockenrückstände der Anordnungen S und N lagen jedoch sogar knapp 8 % niedriger. Ein Hauptgrund liegt darin, dass die Sonnenblumen vor dem frühzeitigen Versuchsende nie in Blüte standen und folglich nicht die maximale Transpirationsleistung erbringen konnten.

Die erreichten Trockenrückstände der unbepflanzten Proben und der mit Sonnenblumen bepflanzten Anordnung V lagen in der Größenordnung der theoretisch durch maschinelle Entwässerung erreichbaren Werte. Das Entwässerungsergebnis dieser Proben als solches kann als positiv bewertet werden. Gleichzeitig könnte darin eine Erklärung für das vorzeitige Versuchsende bei den mit Sonnenblumen bepflanzten Proben liegen. Das pflanzenverfügbare Wasser im Klärschlamm könnte zu diesem Zeitpunkt verbraucht gewesen sein, sodass die

Pflanzen nicht mehr ausreichend Wasser für ihre lebensnotwendigen Prozesse zur Verfügung hatten.

Dies weist auf eine Schwierigkeit im Versuchsablauf hin. Zwar konnte durch die Bestimmung des Trockenrückstand und des Gewichts der Anteil an Wasser im Schlamm als Ist-Zustand ermittelt werden, eine kontinuierliche Beobachtung des Wassergehaltes gestaltete sich dennoch als schwierig. Vor allem die Quantifizierung des Anteils des pflanzenverfügbaren Wassers blieb über den Versuchszeitraum eine große Unsicherheit und die Steuerung der Wasserzugabe daher sehr komplex. Die Gratwanderung zwischen der ausreichenden Zugabe von Wasser, um die Vitalität der Pflanzen zu gewährleisten und die Evapotranspiration voran zu treiben und der minimalen Zugabe in Anbetracht der eigentlichen Zielstellung, den Schlamm zu entwässern, ist schwierig. Wie sich zeigt, sinkt der Einfluss der Vegetation stark, wenn dem System erst Energie in Form von Wasser zugeführt werden muss, was im Anschluss nur unzureichend entfernt werden kann. Teilweise wurde mehr Wasser zugegeben, als durch die Pflanzen verdunstet werden konnte, was sich in einer Stagnation des Gewichts festmachen ließ. Für weitergehenden Betrachtungen ist es daher zu empfehlen eine Wasserbilanz aufzustellen, um die Zugabe von Frischschlamm genauer simulieren zu können, damit ein Optimum zwischen Pflanzengesundheit und Entwässerungsergebnis erreicht wird.

### **6.1.1 Vergleich des Versuchsdesigns mit der Klärschlammvererdung mit Schilf**

Der Vergleich des Versuchsdesigns mit der Klärschlammvererdung mit Schilf liefert weitere Anhaltspunkte und Erklärungsansätze für die Entwicklungsprobleme. So wurde im Versuchsdesign im Gegensatz zu den Beeten zur Klärschlammvererdung auf eine zusätzliche Belüftung und Drainage verzichtet. In den Proben herrschten daher vorwiegend anaerobe Zustände. Dies dürfte ein nennenswerter Faktor sein, der die Vitalität und das Wachstum der Vegetation im Klärschlamm stark beeinflussen dürfte. Stefanakis und Tsihrintzis (2012a) berichten ähnliche Probleme bezüglich des Absterbens der Pflanzen bei fehlenden Belüftungseinrichtungen. Die fehlende Drainage dürfte in diesem Fall hingegen eine untergeordnete Rolle gespielt haben, da darüber vor allem freies Wasser verloren geht und dieses bei Faulschlamm mit einem TR von 27 % kaum noch vorliegt.

Auch die Entwicklungsprobleme des Schilfs müssen im Zusammenhang mit dem Ablauf oder dem Design des Versuches stehen, da zahlreiche Studien immer wieder bewiesen haben, dass sich Schilf aufgrund einer Vielzahl an Eigenschaften für die Entwässerung von Klärschlamm besonders gut eignet (GAGNON et al., 2012; MAESENEER, 1997; STEFANAKIS & TSIHRINTZIS, 2012a). Einen Einfluss könnte auch die verwendete Schlammart und der Verzicht einer Beschickung mit frischem Rohschlamm gehabt haben. Der Trockenrückstand des bereits entwässerten, stabilisierten Faulschlammes lag deutlich über den üblicherweise verwendeten

Rohschlamm in den Beeten. Die Folge war eine unzureichende Wasserversorgung des Schilfs, die in der Vitalität des Schilfes und in der deutlich schlechteren Entwässerung des Schlammes bemerkbar wurde.

### **6.1.2 Scale-up der Ergebnisse**

Bei der Übertragung der Ergebnisse auf größere Maßstäbe ist es anzunehmen, dass weder die Trockenrückstände der unbepflanzten noch der bepflanzten so hohe Werte annehmen würden. Über den Versuchszeitraum wurde lediglich eine geringe Klärschlammmenge von 6,5 kg pro Probe untersucht. Trotz unzureichender Entwicklung der Vegetation kam es im Versuch zu einer guten Entwässerung des Schlammes, da das Ausmaß der Evaporation und der Transpiration für dieses Ergebnis scheinbar ausreichte. Im Hinblick auf die Größenordnung der anfallender Klärschlammengen, wäre die zu behandelnde Menge jedoch deutlich höher. Es ist anzunehmen, dass der Schlamm dann langsamer und weniger stark trocknen würde, da höhere Schlammschichten in den Becken als in den Eimern notwendig wären. Für gleiche Entwässerungsergebnisse wäre eine höhere Evapotranspiration notwendig. In jedem Fall würden die unteren Schichten nasser bleiben als die oberen. Dieser Gradient wurde bereits in diesem Versuch deutlich. Nichtsdestotrotz wäre eine weitergehende Betrachtung in einem größeren Maßstab sinnvoll, um mehr Daten zu erhalten und den Einfluss der Sonnenblumen besser bewerten zu können.

## 7. Schlussfolgerungen

Zusammenfassend sollen nun die eingangs gestellten Forschungsfragen beantwortet werden:

1. Wie ist der Nutzen der Sonnenblumen mit Hinblick auf die thermische Verwertbarkeit des Klärschlammes zu beurteilen?
2. Wie wirken sich Adaptionen im Versuchsablauf auf das Entwässerungsergebnis aus?

Um dies abschließend beantworten zu können, müssen, wie im *Kapitel 3.2.2* ausführlich erläutert, der erreichte Trockenrückstand und der Glühverlust des Klärschlammes evaluiert werden. Da sich der Glühverlust bei keiner der Proben innerhalb des Versuchszeitraums maßgeblich veränderte, reduziert sich der Brennwert des entwässerten Schlammes nicht. Der Einfluss der Pflanzen auf den Glühverlust kann für den kurzen Versuchszeitraum als vernachlässigbar bewertet werden.

Entscheidender in diesem Zusammenhang ist somit der Trockenrückstand des Klärschlammes. Im direkten Vergleich der bepflanzten mit den unbepflanzten Proben schnitten die mit Sonnenblumen bepflanzten Proben nicht maßgeblich besser ab, wenngleich die tatsächlich verdunstete Wassermenge höher lag. Aufgrund des frühzeitigen Versuchsendes ist es im schwierig eine abschließende Aussage über den Einfluss der Vegetation auf das Entwässerungsergebnis zu treffen. Ein Einfluss der Vegetation ist vorhanden. Außerdem steht die Vermutung im Raum, dass sich die Wirkung steigern lassen würde, wenn der Versuchsablauf optimiert werden würde und damit eine bessere Entwicklung der Vegetation sichergestellt werden könnte.

Bezüglich der Adaptionen im Versuchsablauf hat sich gezeigt, dass eine zusätzliche Nährstoffzugabe die Keimfähigkeit der Samen zu hemmen schien und die Entwicklung massiv beeinträchtigte. Wobei auch hier gilt: Eine endgültige Aussage ist aufgrund der geringen Datenlage schwierig. Da es bei den Proben ohne zusätzliche Nährstoffzufuhr zu keinen Problemen kam, scheint in jedem Fall die Nährstoffmenge des Klärschlammes für die Entwicklung der Pflanzen ausreichend zu sein. Es wird daher empfohlen für etwaige nachfolgende Versuche auf eine Nährstoffzugabe zu verzichten. Bei den Proben mit zusätzlicher Verdichtung des Klärschlammes, wird ein weniger starker Einfluss vermutet, da die Pflanzen der Anordnung V sehr gute und die Pflanzen der Anordnung SNV vergleichbare Wachstumsfortschritte machten. In jedem Fall sollte die koordinierte Zugabe von frischem Klärschlamm unter Einsatz eines konkreten Modells der Wasserbilanz erfolgen und einer zusätzlichen Belüftungseinrichtung am Boden der Versuchsanordnung angeordnet werden, um aerobe Bedingungen im Schlamm zu erreichen. Diese könnten das Wachstum der Vegetation unterstützen und die Ergebnisse noch weiter verbessern.

Trotz veränderter Versuchsbedingungen stellt sich die Frage, ob Sonnenblumen sich tatsächlich für den Einsatz der weitergehenden Klärschlamm-Entwässerung eignen. Besonders der erste Versuchsdurchgang und die wiederkehrenden Probleme mit der Vitalität der Pflanzen deuten auf eine eingeschränkte Nutzbarkeit der Pflanzen in diesem Zusammenhang hin. Große Zweifel bestehen vor allem darin, wie eine Umsetzung im großen Maßstab aussehen könnte. Der Einsatz von Sonnenblumen zur weitergehenden Entwässerung von Klärschlamm ist durch die relativ kurze Vegetationsperiode begrenzt. Effektiv könnte daher nur eine Entwässerung des Klärschlammes über circa vier Monate von Mai bis September erfolgen. Da der Klärschlamm kontinuierlich über das ganze Jahr anfällt, müsste dieser in Schlammspeichern bis zum Beginn der Vegetationsperiode zwischengelagert werden. Dadurch entsteht ein zusätzlicher Flächenbedarf. Da Sonnenblumen einjährige Pflanzen sind, müssten diese in jedem Jahr neu gesät werden. So wird zusätzliches Personal für die Aussaat und Pflege der Sonnenblumen im darauffolgenden Jahr benötigt. Außerdem dauert es einen gewissen Zeitraum, bis sich die Vegetation entwickelt und die maximale Transpirationsleistung erbringt. Gleichzeitig gilt aber auch hier, dass die Betriebskosten dieser Anlage im Vergleich zu maschinellen Entwässerungseinrichtungen deutlich niedriger liegen können. Hier liegt ein entscheidender Vorteil in der Verwendung von Schilf als Bepflanzung, da Schilf im Gegensatz dazu jedes Jahr, ohne besondere Pflege, erneut austreibt und einen deutlich längeren Vegetationszeitraum besitzt.

Zusammenfassend lässt sich daher folgendes feststellen: Obwohl die Verwendung von Sonnenblumen zur weitergehenden Entwässerung von Klärschlamm einen innovativen Ansatz darstellt und mit diesem Versuch bereits erste Erkenntnisse gewonnen wurden, ist die Datenlage noch immer gering. Nach dem derzeitigen Kenntnisstand nimmt die Bepflanzung mit Sonnenblumen je nach Entwicklungsstand der Pflanze Einfluss auf das Entwässerungsergebnis. Um eine abschließende Aussage treffen zu können, werden weitere Untersuchungen unter den oben beschriebenen adaptierten Versuchsbedingungen mit einer höheren Anzahl an Proben und in einem größeren Maßstab empfohlen.

## 8. Zusammenfassung und Ausblick

Die nachfolgenden Absätze fassen abschließend die wichtigsten Ergebnisse der Arbeit zusammen.

1. Das Wissen hinsichtlich des Einsatzes anderer Pflanzen neben Schilf zur Entwässerung von Klärschlämmen ist eher gering. Aufgrund erster Untersuchungen im privaten Bereich sollte mit der vorliegenden Arbeit deshalb der Einfluss von Sonnenblumen (*Helianthus annuus*) auf die weitergehende Entwässerung von Klärschlämmen untersucht werden. Sonnenblumen besitzen eine hohe Transpirationsleistung und können aufgrund ihrer tiefen, verzweigten Wurzeln leicht Wasser aus tieferen Boden-/Schlammschichten aufnehmen. Zum Vergleich wurden einige Proben mit Schilf (*Phragmites australis*) bepflanzt.
2. Der Glührückstand der Proben veränderte sich innerhalb des Versuchszeitraumes kaum. Der Einfluss der Vegetation kann in diesem Zeitraum als vernachlässigbar betrachtet werden.
3. Die erreichten Trockenrückständen der mit Sonnenblumen bepflanzten Proben (mit gut entwickelter Vegetation), lagen bereits nahe an den theoretisch erreichbaren Werten. Die verdunsteten Wassermengen der Proben mit gut entwickelter Vegetation lagen deutlich über den Werten der unbepflanzten.
4. Adaptionen im Versuchsablauf, wie die Aufstellung einer Wasserbilanz zur koordinierten Wasser-/Schlammzugabe oder die Installation einer Belüftung am Boden der Proben könnten die Entwicklung der Vegetation und damit den Einfluss der Vegetation auf das Entwässerungsergebnis unterstützen. Aufgrund der Unsicherheit, wie eine großmaßstäbliche Umsetzung aussehen könnte (Vegetationsperiode der Sonnenblume begrenzt, Klärschlamm fällt kontinuierlich auf der Kläranlage an) sind etwaige Schwierigkeiten und Probleme in der Versuchsdurchführung einzuplanen.
5. Die mit Schilf bepflanzten Proben begannen bereits nach kurzer Zeit zu vertrocknen. Im zeitlichen Verlauf zeigte sich kaum eine Erhöhung des Trockenrückstandes. Dieser Zustand ist möglicherweise auf die fehlenden Belüftungseinrichtungen am Boden zurückzuführen. Wie langjährige Erfahrungen zeigen leistet Schilf normalerweise bei der Entwässerung von Rohschlamm einen sehr wichtigen Beitrag.
6. Da die Schlammbehandlung bereits jetzt einen großen Anteil der Betriebskosten vor allem kleinerer Kläranlagen ausmacht, besteht weiterer Forschungsbedarf, wie diese auf eine effiziente, günstige und nachhaltige Weise gestaltet werden kann. Für kleinere Anlagen sollte dabei vor allem die Verwendung in der Landwirtschaft oder als Kompost angestrebt

werden. Aufgrund der Vielzahl an Eigenschaften und Funktionen können Pflanzen einen wichtigen Beitrag dazu leisten, was der erfolgreiche Einsatz der Klärschlammvererdung mit Schilf beweist. Naturnahe Entwässerungssysteme zeichnen sich durch geringe Betriebskosten aufgrund des geringen Energiebedarfs und den Verzicht auf Chemikalien aus. Es wäre daher interessant, mehrjährige Pflanzen gemeinsam mit Schilf einzusetzen, die die erreichbaren Trockenrückstände weiter erhöhen könnten.

## 9. Literaturverzeichnis

- ALLEN, R. G., PEREIRA, L. S., RAES, D. & SMITH, M. (1998). *Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. FAO irrigation and drainage paper: Bd. 56*, Rome.
- ALLEN, R. G., WALTER, I. A., ELLIOTT, R. L., HOWELL, T. A., ITENFISU, D., JENSEN, M. E. & SNYDER, R. L. (2018). *ASCE Standardized Reference Evapotranspiration Equation*. American Society of Civil Engineers, Reston.
- ANDREOLI, C. V., SPERLING, M. von & FERNANDES, F. (2007). *Sludge Treatment and Disposal. Biological wastewater treatment series: Volume 6*, IWA Publishing, London.
- BLUME, H.-P., BRÜMMER, G. W., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K. & WILKE, B.-M. (2010). Physikalische Eigenschaften und Prozesse. In: BLUME, H.-P., BRÜMMER, G. W., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K. & WILKE, B.-M. (Hg.), *Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde*, S. 171–271, Springer, Berlin, Heidelberg.
- BÖHMER, S., RUMPLMAYR, A., RAPP, K. & BAUMGARTNER, A. (2001). *Mitverbrennung von Klärschlamm in kalorischen Kraftwerken*. Online im Internet, URL: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/BE194.pdf> [zuletzt geprüft am 18.11.2020].
- BRIX, H. (2017). Sludge Dewatering and Mineralization in Sludge Treatment Reed Beds. *Water*, 9(3), 1–12. <https://doi.org/10.3390/w9030160>.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR KLIMASCHUTZ, UMWELT, ENERGIE, MOBILITÄT, INNOVATION UND TECHNOLOGIE - BMK (HG.). (2020). *Die Bestandsaufnahme der Abfallwirtschaft in Österreich: Statusbericht 2020 (Referenzjahr 2018)*. Online im Internet, URL: [https://www.bmlrt.gv.at/dam/jcr:1bb2560d-908b-48ae-8bce-5f1aa6d77ac3/BAWP\\_Statusbericht\\_2020.pdf](https://www.bmlrt.gv.at/dam/jcr:1bb2560d-908b-48ae-8bce-5f1aa6d77ac3/BAWP_Statusbericht_2020.pdf) [zuletzt geprüft am 18.11.2020].
- BUNDESMINISTERIUM FÜR NACHHALTIGKEIT UND TOURISMUS - BMNT (HG.). (2018). *Kommunales Abwasser: Österreichischer Bericht 2018*. Online im Internet, URL: <https://www.bmlrt.gv.at/service/publikationen/wasser/Kommunales-Abwasser-oester.-Bericht-2018.html> [zuletzt geprüft am 18.11.2020].
- CLIMATE CHANCE AND INFECTIOUS DISEASES GROUP. (14. Januar 2019). *World Maps of Köppen-Geiger climate classification*. Online im Internet, URL: <http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/alps.htm> [zuletzt geprüft am 18.11.2020].

- COOPER, P., WILLOUGHBY, N. & COOPER, D. (2004). THE USE OF REED-BEDS FOR SLUDGE DRYING. *Water and Environment Journal*, 18(2), 85–89.  
<https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2004.tb00502.x>.
- DOTRO, G., LANGERGRABER, G., PUIGAGUT, J., NIVALA, J., SPERLING, M. von, STEIN, O. & MOLLE, P. (2017). *Treatment Wetlands. Biological wastewater treatment series: Volume 7*, IWA Publishing, London.
- DWA. (2013). *Merkblatt DWA-M 366: Maschinelle Schlammwässerung*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), Hennef.
- DWA. (2019). *Merkblatt DWA-M 383: Kennwerte der Klärschlammwässerung*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), Hennef.
- EGLE, L., RECHBERGER, H. & ZESSNER, M. (Februar 2014). *Endbericht Phosphorbilanz Österreich: Grundlage für ein nachhaltiges Phosphormanagement - gegenwärtige Situation und zukünftige Entwicklung*. Online im Internet, URL:  
<https://www.bmlrt.gv.at/service/publikationen/wasser/Phosphorbilanz--sterreich---Endbericht.html> [zuletzt geprüft am 18.11.2020].
- EL-GENDY, A. S., EL-KASSAS, H. I., RAZEK, T. M. A. & ABDEL-LATIF, H. (2017). Phytodewatering of sewage sludge using *Panicum repens* L. *Water Science and Technology*, 75(7-8), 1667–1674. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.039>.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION. (26. Mai 2014). *Große Herausforderung für die Industrie der EU: 20 kritische Rohstoffe* [Pressemitteilung]. Online im Internet, URL:  
[https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/IP\\_14\\_599](https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/IP_14_599) [zuletzt geprüft am 18.11.2020].
- FOHRER, N., BORMANN, H., MIEGEL, K., CASPER, M., BRONSTERT, A., SCHUMANN, A. & WEILER, M. (2016). *Hydrologie*. 1. Aufl., *utb basics: Bd. 4513*, Ulmer, Bern.
- GAGNON, V., CHAZARENC, F., COMEAU, Y. & BRISSON, J. (2013). Effect of plant species on sludge dewatering and fate of pollutants in sludge treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 61(B), 593–600. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.02.017>.
- GAGNON, V., CHAZARENC, F., KÖIV, M. & BRISSON, J. (2012). Effect of plant species on water quality at the outlet of a sludge treatment wetland. *Water research*, 46(16), 5305–5315. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.07.007>.
- GIRALDI, D. & IANNELLI, R. (2009). Short-term water content analysis for the optimization of sludge dewatering in dedicated constructed wetlands (reed bed systems). *Desalination*, 246(1), 92–99. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.02.038>.

- GUJER, W. (2007). *Siedlungswasserwirtschaft: Mit 84 Tabellen*. 3. Aufl., Springer, Berlin, Heidelberg.
- HACKER, E. & JOHANNSEN, R. (2012). *Ingenieurbiologie: 56 Tabellen*. 1. Aufl., utb: Bd. 3332, Ulmer, Stuttgart.
- HARTMANN, H., HOFBAUER, H., KALTSCHMITT, M., NUSSBAUMER, T., LENZ, V. & OBERNBERGER, I. (2009). Grundlagen der thermo-chemischen Umwandlung biogener Festbrennstoffe. In: KALTSCHMITT, M., HARTMANN, H. & HOFBAUER, H. (Hg.), *Energie aus Biomasse*, S. 333–461, Springer, Berlin, Heidelberg.
- KIM, B. J. & SMITH, E. D. (1997). Evaluation of sludge dewatering reed beds: A niche for small systems. *Water Science and Technology*, 35(6), 21–28. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00091-7](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00091-7).
- KOŁECKA, K., GAJEWSKA, M., OBARSKA-PEMPKOWIAK, H. & ROHDE, D. (2017). Integrated dewatering and stabilization system as an environmentally friendly technology in sewage sludge management in Poland. *Ecological Engineering*, 98, 346–353. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.08.011>.
- KOPP, J. & DICHTL, N. (2000). Prediction of full-scale dewatering results by determining the water distribution of sewage sludges. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 42(9), 141–149. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0191>.
- KÜGLER, I., ÖHLINGER, A. & WALTER, B. (2004). *Dezentrale Klärschlammverbrennung*. Berichte / Umweltbundesamt. Online im Internet, URL: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/BE260.pdf> [zuletzt geprüft am 18.11.2020].
- LANGERGRABER, G., DOTRO, G., NIVALA, J. & R. STEIN, O. (Eds., 2019). *Wetland Technology: Practical Information on the Design and Application of Treatment Wetlands. Scientific and Technical Report Series: v. 27*, IWA Publishing, London.
- LARSEN, J. D., HOEVE, M. ten, NIELSEN, S. & SCHEUTZ, C. (2018). Life cycle assessment comparing the treatment of surplus activated sludge in a sludge treatment reed bed system with mechanical treatment on centrifuge. *Journal of Cleaner Production*, 185, 148–156. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.193>.
- LARSEN, J. D., NIELSEN, S. & SCHEUTZ, C. (2017). Greenhouse gas emissions from the mineralisation process in a Sludge Treatment Reed Bed system: Seasonal variation and environmental impact. *Ecological Engineering*, 106, 279–286. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.05.053>.

- LEHRMANN, F. (2013). Überblick über die thermische Klärschlammbehandlung: Trocknung, Monoverbrennung und Mitverbrennung. In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. & BECKMANN, M. (Hg.), *Energie aus Abfall, Band 10*, S. 901–926, TK-Verlag, Neuruppin.
- LESCHBER, R. & LOLL, U. (1996). *Klärschlamm*. 4. Aufl., *ATV-Handbuch*, Ernst, Berlin.
- LIÉNARD, A., DUCHÈNE, P. & GORINI, D. (1995). A study of activated sludge dewatering in experimental reed-planted or unplanted sludge drying beds. *Water Science and Technology*, 32(3), 251–261. <https://doi.org/10.2166/wst.1995.0147>.
- MAESENEER, J. L. de (1997). Constructed wetlands for sludge dewatering. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 35(5), 279–285. <https://doi.org/10.2166/wst.1997.0217>.
- MARTENS, H. & GOLDMANN, D. (2016). *Recyclingtechnik*. 2. Aufl., Springer Fachmedien, Wiesbaden.
- MELIDIS, P., GIKAS, G. D., AKRATOS, C. S. & TSIHRINTZIS, V. A. (2010). Dewatering of primary settled urban sludge in a vertical flow wetland. *Desalination*, 250(1), 395–398. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.063>.
- NASSAR, A. M., SMITH, M. & AFIFI, S. (2006). Sludge dewatering using the reed bed system in the Gaza Strip, Palestine. *Water and Environment Journal*, 20(1), 27–34. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2005.00019.x>.
- NASSAR, A. M., SMITH, M. & AFIFI, S. (2009). Palestinian experience with sewage sludge utilizing reed beds. *Water and Environment Journal*, 23(1), 75–82. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2008.00135.x>.
- NIELSEN, S. (2003). Sludge drying reed beds. *Water Science and Technology*, 48(5), 101–109. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0292>.
- NIELSEN, S. (2005). Mineralisation of hazardous organic compounds in a sludge reed bed and sludge storage. *Water Science and Technology*, 51(9), 109–117. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0299>.
- NIELSEN, S. (2008). Environmental Impact of Sludge Treatment and Recycling in Reed Bed Systems. *Encyclopedia of Ecology*, 1339–1342. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00713-8>.
- NIELSEN, S. (2011). Sludge treatment reed bed facilities – organic load and operation problems. *Water Science and Technology*, 63(5), 941–947. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.273>.

- NIELSEN, S. (2012). Sludge treatment in reed beds systems—development, design, experiences, 12, 33–39. Online im Internet, URL:  
<http://www.ecosan.at/search?SearchableText=Sludge+treatment+in+reed+beds+systems%E2%80%93development%2C+design%2C+experiences> [zuletzt geprüft am 18.11.2020].
- NIELSEN, S. (2015). Economic assessment of sludge handling and environmental impact of sludge treatment in a reed bed system. *Water Science and Technology*, 71(9), 1286–1292. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.072>.
- NIELSEN, S. & BRUUN, E. W. (2015). Sludge quality after 10–20 years of treatment in reed bed systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(17), 12885–12891. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3815-6>.
- NIELSEN, S. & LARSEN, J. D. (2016). Operational strategy, economic and environmental performance of sludge treatment reed bed systems-based on 28 years of experience. *Water Science and Technology*, 74(8), 1793–1799. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.295>.
- NIELSEN, S. & WILLOUGHBY, N. (2005). SLUDGE TREATMENT AND DRYING REED BED SYSTEMS IN DENMARK. *Water and Environment Journal*, 19(4), 296–305. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2005.tb00566.x>.
- OLIVA, J., BERNHARDT, A., REISINGER, H., DOMENIG, M. & KRAMMER, H.-J. (2009). *Klärschlamm: Materialien zur Abfallwirtschaft* (Report / Umweltbundesamt REP-0221), Klagenfurt. Online im Internet, URL:  
<https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0221.pdf> [zuletzt geprüft am 18.11.2020].
- ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSINSTITUT (1. Dezember 2000). ÖNORM EN 12880. *Charakterisierung von Schlämmen*,
- ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSINSTITUT (1. März 2016). ÖNORM B 2400. *Hydrologie - Hydrographische Begriffe und Zeichen - Ergänzende Bestimmungen zur ÖNORM EN ISO 772*,
- ÖSTERREICHISCHES NORMUNGSINSTITUT (1. Mai 2020). ÖNORM EN 15935. *Schlamm, behandelte Bioabfälle, Boden und Abfall*,
- ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND - ÖWAV. (2001). *Benchmarking in der Siedlungswasserwirtschaft: Endbericht* [Erfassung und Vergleich von technischen und wirtschaftlichen Kennzahlen in der Siedlungswasserwirtschaft (Abwasserableitung und -reinigung)]. Online im Internet, URL:  
[https://www.umweltfoerderung.at/fileadmin/user\\_upload/media/umweltfoerderung/Dokument](https://www.umweltfoerderung.at/fileadmin/user_upload/media/umweltfoerderung/Dokument)

e\_Betriebe/Wasser\_Betriebe/Studien\_Wasserwirtschaft/Benchmark\_in\_der\_Siedlungswasserwirtschaft.pdf [zuletzt geprüft am 18.11.2020].

ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND - ÖWAV. (2014).

*Klärschlamm als Ressource: Positionspapier des österreichischen Wasser- und Abwasserverbandes*, Wien. Online im Internet, URL:

<https://www.oewav.at/Page.aspx?target=196960&mode=form&app=134598&edit=0&current=293866&view=205658&predefQuery=-1> [zuletzt geprüft am 18.11.2020].

SCHNELL, M., HORST, T. & QUICKER, P. *Thermische Verwertung von Klärschlamm:*

*Überblick und Einordnung bestehender Verfahren*. Online im Internet, URL:

[https://www.vivis.de/wp-content/uploads/VvK/2018\\_VvK\\_131-164\\_Quicker](https://www.vivis.de/wp-content/uploads/VvK/2018_VvK_131-164_Quicker) [zuletzt geprüft am 18.11.2020].

SCHUSTER, W. H. & MARQUARD, R. A. (2003). *Die Sonnenblume (Helianthus annuus L.): Mit*

*18 Tabellen und 73 Abbildungen*. JUSTUS-LIEBIG UNIVERSITÄT, INSTITUT FÜR

PFLANZENBAU UND PFLANZENZÜCHTUNG. Online im Internet, URL: [http://geb.uni-](http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/2003/1272/pdf/SchusterMarquard-2003-10.pdf)

[giessen.de/geb/volltexte/2003/1272/pdf/SchusterMarquard-2003-10.pdf](http://geb.uni-giessen.de/geb/volltexte/2003/1272/pdf/SchusterMarquard-2003-10.pdf) [zuletzt geprüft am 18.11.2020].

STEFANAKIS, A. I. & TSIHRINTZIS, V. A. (2011). Dewatering mechanisms in pilot-scale

Sludge Drying Reed Beds: Effect of design and operational parameters. *Chemical*

*Engineering Journal*, 172(1), 430–443. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.05.111>.

STEFANAKIS, A. I. & TSIHRINTZIS, V. A. (2012a). Effect of various design and operation

parameters on performance of pilot-scale Sludge Drying Reed Beds. *Ecological Engineering*,

38(1), 65–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.10.003>.

STEFANAKIS, A. I. & TSIHRINTZIS, V. A. (2012b). Heavy metal fate in pilot-scale sludge drying

reed beds under various design and operation conditions. *Journal of hazardous materials*,

213-214, 393–405. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.02.016>.

STRASBURGER, E., NOLL, F. C., SCHIMPER, A. F. W., KADEREIT, J. W., KÖRNER, C.,

KOST, B. & SONNEWALD, U. (2014). *Lehrbuch der Pflanzenwissenschaften*. 37. Aufl.,

Springer Spektrum, Berlin.

UGGETTI, E., FERRER, I., CARRETERO, J. & GARCÍA, J. (2012). Performance of sludge

treatment wetlands using different plant species and porous media. *Journal of hazardous*

*materials*, 217-218, 263–270. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.03.027>.

UGGETTI, E., FERRER, I., MOLIST, J. & GARCÍA, J. (2011). Technical, economic and

environmental assessment of sludge treatment wetlands. *Water research*, 45(2), 573–582.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.019>.

- UGGETTI, E., LLORENS, E., PEDESCOLL, A., FERRER, I., CASTELLNOU, R. & GARCÍA, J. (2009a). Sludge dewatering and stabilization in drying reed beds: Characterization of three full-scale systems in Catalonia, Spain. *Bioresource technology*, 100(17), 3882–3890. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.03.047>.
- UGGETTI, E., LLORENS, E., PEDESCOLL, A., FERRER, I., CASTELLNOU, R. & GARCÍA, J. (2009b). Sludge drying reed beds: A case study. *Journal of residuals science and technology*, 6(1), 57–59. Online im Internet, URL: <https://www.destechpub.com/wp-content/uploads/2019/01/JRST-Volume-6-Number-1-January-2009.pdf?x82929#page=60> [zuletzt geprüft am 18.11.2020].
- VINCENT, J., FORQUET, N., MOLLE, P. & WISNIEWSKI, C. (2012). Mechanical and hydraulic properties of sludge deposit on sludge drying reed beds (SDRBs): influence of sludge characteristics and loading rates. *Bioresource technology*, 116, 161–169. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.023>.
- WIECHMANN, B., DIENEMANN, C., KABBE, C., BRANDT, S., VOGEL, I. & ROSKOSCH, A. (2013). *Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland: Forschungsbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes*. Online im Internet, URL: [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/2018\\_10\\_08\\_uba\\_fb\\_klaerschamm\\_bf\\_low.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/2018_10_08_uba_fb_klaerschamm_bf_low.pdf) [zuletzt geprüft am 18.11.2020].
- ZENTRALANSTALT FÜR METEOROLOGIE UND GEODYNAMIK - ZAMG. (18. November 2020). *Klimamittel - ZAMG*. Online im Internet, URL: <https://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/informationsportal-klimawandel/daten-download/klimamittel> [zuletzt geprüft am 18.11.2020].
- ZESSNER, M. (2002). Klärschlammverwertung und Entsorgung. In: KROISS, H. (Hg.), *Wiener Mitteilungen. Wasser, Abwasser, Gewässer: Bd. 177. Klärschlamm: Möglichkeiten und Verfahren zur Verwertung/Entsorgung ab 2004. ÖWAV Seminar*, S. 125–158, Wien.

## 10. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Zusammenhang zwischen Volumen und Feststoffgehalt von Schlämmen _____	7
Abbildung 2: Mikroskopische Aufnahme einer Schlammflocke mit verschiedenen Wasserarten (A - Freies Wasser, B - Zwischenwasser, C - Oberflächenwasser, D - Interzelluläres Wasser) _____	8
Abbildung 3: Möglichkeiten der thermischen Verwertung von Klärschlamm _____	10
Abbildung 4: Zusammenhang zwischen den verschiedenen Kenngrößen des Klärschlammes _____	12
Abbildung 5: Einfluss der Entwicklung der Vegetation (Leaf Area Index) auf den Anteil der Transpiration an der Evapotranspiration _____	16
Abbildung 6: Zusammenhang zwischen potentieller Verdunstung der Referenzoberfläche und Verdunstung anderer Pflanzenarten _____	17
Abbildung 7: Beispiel eines Beetes in Dänemark (links) Beschickung eines Beetes (rechts) _____	19
Abbildung 8: Schema eines Beete zur Klärschlammvererdung mit Schilf _____	20
Abbildung 9: Lebenszyklus eines Beetes zur Klärschlammvererdung _____	21
Abbildung 10: Probleme im Schilfbestand (links) und Soll-Zustand eines Beetes (rechts) _____	26
Abbildung 11: Entwässerter Klärschlamm ARA Klosterneuburg _____	31
Abbildung 12: Versuchsanordnung im Innenhof _____	33
Abbildung 13: Probennahme im Klärschlamm _____	34
Abbildung 14: Niederschlagssumme pro Tag am Untersuchungsstandort _____	36
Abbildung 15: Aufgezeichnete Lufttemperatur am Standort _____	37
Abbildung 16: Sonnenblumen und Schilf im ersten Versuchsdurchgang ohne zusätzliche Substratschicht (Links und Mitte vor dem Einsetzen, Rechts nach dem Einsetzen) _____	37
Abbildung 17: Entwicklung der Sonnenblumen im Klärschlamm für die verschiedenen Versuchsanordnung N, S, SNV, V mit jeweils drei Ausführungen _____	38
Abbildung 18: Vergleich der Höhe der Referenzpflanzen in Blumenerde und den mittleren Werten der Pflanzen in Klärschlamm _____	40
Abbildung 19: Vitalität und Erscheinungsbild der Sonnenblumen am 20.07.2020, links im Referenzboden rechts im Klärschlamm _____	41
Abbildung 20: Pflanzenvitalität am 04.08, links Pflanzen im Klärschlamm, rechts in Blumenerde _____	41

Abbildung 21: Anordnung Schilf 1 nach einem Regenereignis im Vergleich zu den trocken gebliebenen Anordnungen _____	43
Abbildung 22: Veränderung des Gewichts über die Zeit mit Niederschlagsereignissen >9 mm/d (Vertikal, gepunktet), jeweils drei Ausführungen pro Anordnung _____	43
Abbildung 23: Veränderung des Gewichtes aller Proben über den Gesamtzeitraum für die jeweiligen Versuchsanordnungen in dreifacher Ausführung, rot, blau und grün gefärbt _____	45
Abbildung 24: Trockenrückstand der verschiedenen Anordnungen bei der Bestimmung im Labor am 16.06, 30.06 und am 20.07, pro Anordnung drei Ausführungen, rot, blau und grün gefärbt	46
Abbildung 25: Lineare Regression zwischen Trockenrückstand und dem Wachstum der Sonnenblumen mit Konfidenzintervall $R=0,77$ und Signifikanzniveau $p=0,01$ _____	48
Abbildung 26: Glühverlust bei der Bestimmung im Labor am 16.06, 30.06 und am 20.07, pro Anordnung drei Ausführungen, rot, blau und grün gefärbt _____	49

## 11. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Nährstoffe im Klärschlamm nach Anlagengröße in Österreich _____	5
Tabelle 2: Verteilung des Schlammwassers nach Bindungsart _____	9
Tabelle 3: Thermische Verwertung von Klärschlamm in Österreich) _____	11
Tabelle 4: Beziehung zwischen Schlammart, GV, TS und Brennwert _____	13
Tabelle 5: Vergleich der "Crop Factors" verschiedener Pflanzenarten mit offenen Wasseroberflächen _____	18
Tabelle 6: Versuchsanordnung _____	32
Tabelle 7: Wachstumsfortschritte der mit Sonnenblumen bepflanzten Anordnungen bei Versuchsende _____	39
Tabelle 8: Ergebnis der Entwässerung, TR-Gehalt am Ende des Untersuchungszeitraumes_	47

## 12. Anhang

### 12.1 Gewicht der Proben und Entwicklung der Sonnenblumen

Time	Parameter	m [g]	m <sub>Wasser</sub>		m <sub>Duenger</sub>		m <sub>Probe</sub>		m <sub>ges</sub>		Blattpaare	h [cm]
			[g]	[g]	[g]	[g]	[g]	[g]				
08.06.2020	S	1	6680		100				6780		1	2.0
08.06.2020	S	2	6690		100				6790		0	1.0
08.06.2020	S	3	6680		100				6780		0	1.0
08.06.2020	V	1	6600		100				6700		0	1.0
08.06.2020	V	2	6640		100				6740		0	1.0
08.06.2020	V	3	6650		100				6750		0	1.0
08.06.2020	N	1	6730		100				6830		1	7.0
08.06.2020	N	2	6750		100				6950		1	4.0
08.06.2020	N	3	6790		100				6890		1	7.0
08.06.2020	SVN	1	6740		100				6840		1	5.0
08.06.2020	SVN	2	6740		100				6840		0	1.0
08.06.2020	SVN	3	6700		100				6800		1	4.0
08.06.2020	SC	1	6870		0				6870			
08.06.2020	SC	2	6850		0				6850			
08.06.2020	SC	3	6870		0				6870			
08.06.2020	UB	1	6450		0				6450			
08.06.2020	UB	2	6420		0				6420			
08.06.2020	UB	3	6430		0				6430			
16.06.2020	S	1	6640		100		10		6730		1	5.5
16.06.2020	S	2	6970		100		12		7058		1	1.0
16.06.2020	S	3	6580		100		10		6670		1	1.0
16.06.2020	V	1	6320		100		10		6410		1	1.0
16.06.2020	V	2	6240		100		11		6329		1	1.0
16.06.2020	V	3	6650		100		16		6734		1	1.0
16.06.2020	N	1	6730		100		15		6815		1	7.5
16.06.2020	N	2	6850		100		12		6938		1	5.5
16.06.2020	N	3	6480		100		10		6570		1	0.0
16.06.2020	SVN	1	6990		100		10		7080		1	5.5
16.06.2020	SVN	2	6460		100		10		6550		1	1.0
16.06.2020	SVN	3	6460		100		10		6550		1	0.0

## Anhang

16.06.2020	SC	1	7000	300	14	7286		
16.06.2020	SC	2	6500	300	13	6787		
16.06.2020	SC	3	6510	300	10	6800		
16.06.2020	UB	1	6150	300	15	6435		
16.06.2020	UB	2	6050	300	10	6340		
16.06.2020	UB	3	6230	300	10	6520		
22.06.2020	S	1	6520	50		6570	2	8.5
22.06.2020	S	2	7410	50		7460	2	4.0
22.06.2020	S	3	6670	50		6720	2	3.0
22.06.2020	V	1	6240	50		6290	2	5.0
22.06.2020	V	2	6170	50		6220	2	3.5
22.06.2020	V	3	6330	50		6380	2	4.5
22.06.2020	N	1	6940	50		6990	2	12.0
22.06.2020	N	2	6780	50		6830	2	11.5
22.06.2020	N	3	6390	50		6440	2	11.5
22.06.2020	SVN	1	6890	50		6940	2	6.0
22.06.2020	SVN	2	6540	50		6590	2	2.0
22.06.2020	SVN	3	6490	50		6540	2	5.5
22.06.2020	SC	1	8220	200		8420		
22.06.2020	SC	2	6870	200		7070		
22.06.2020	SC	3	6640	200		6840		
22.06.2020	UB	1	6440	0		6440		
22.06.2020	UB	2	6170	0		6170		
22.06.2020	UB	3	7270	0		7270		
25.06.2020	S	1	6310	100		6410	2	9.0
25.06.2020	S	2	6940	100		7040	2	4.5
25.06.2020	S	3	6450	100		6550	2	3.5
25.06.2020	V	1	6030	100		6130	2	8.0
25.06.2020	V	2	5990	100		6090	2	7.5
25.06.2020	V	3	6140	100		6240	2	7.0
25.06.2020	N	1	6680	100		6780	3	14.0
25.06.2020	N	2	6660	100		6760	2	12.5
25.06.2020	N	3	6250	100		6350	2	13.0
25.06.2020	SVN	1	6720	100		6820	2	9.0
25.06.2020	SVN	2	6360	100		6460	2	6.0
25.06.2020	SVN	3	6340	100		6440	2	7.0

## Anhang

25.06.2020	SC	1	7410	1200	8610		
25.06.2020	SC	2	6690	1200	7890		
25.06.2020	SC	3	6510	1200	7710		
25.06.2020	UB	1	6240	0	6240		
25.06.2020	UB	2	5990	0	5990		
25.06.2020	UB	3	6990	0	6990		
29.06.2020	S	1	6260	100	6360	2	11.5
29.06.2020	S	2	6940	100	7040	2	5.5
29.06.2020	S	3	6440	100	6540	2	5.0
29.06.2020	V	1	5920	100	6020	2	11.5
29.06.2020	V	2	5880	100	5980	2	10.0
29.06.2020	V	3	6070	100	6170	3	9.5
29.06.2020	N	1	6640	100	6740	3	15.5
29.06.2020	N	2	6540	100	6640	0	0.0
29.06.2020	N	3	6160	100	6260	0	0.0
29.06.2020	SVN	1	6620	100	6720	2	11.0
29.06.2020	SVN	2	6500	100	6600	2	5.0
29.06.2020	SVN	3	6320	100	6420	0	0.0
29.06.2020	SC	1	8020	0	8020		
29.06.2020	SC	2	7240	0	7240		
29.06.2020	SC	3	7290	0	7290		
29.06.2020	UB	1	6050	0	6050		
29.06.2020	UB	2	5880	0	5880		
29.06.2020	UB	3	6800	0	6800		
30.06.2020	S	1	6310	100	15 6395	2	12.5
30.06.2020	S	2	7010	100	17 7093	2	5.5
30.06.2020	S	3	6520	100	16 6604	2	5.0
30.06.2020	V	1	5960	100	15 6045	3	12.5
30.06.2020	V	2	5930	100	16 6014	2	11.0
30.06.2020	V	3	6130	100	19 6211	3	10.0
30.06.2020	N	1	6740	100	14 6826	3	16.5
30.06.2020	N	2	6590	100	15 6675	0	0.0
30.06.2020	N	3	6250	100	15 6335	1	3.5
30.06.2020	SVN	1	6580	100	15 6665	3	11
30.06.2020	SVN	2	6590	100	15 6675	2	5.0
30.06.2020	SVN	3	6410	100	15 6495	0	0.0

## Anhang

30.06.2020	SC	1	8020	400	17	8403		
30.06.2020	SC	2	7200	400	19	7581		
30.06.2020	SC	3	7210	400	16	7594		
30.06.2020	UB	1	6010	0	16	5994		
30.06.2020	UB	2	5930	0	17	5913		
30.06.2020	UB	3	6780	0	16	6764		
02.07.2020	S	1	6420	100	6520		2	13.5
02.07.2020	S	2	7140	100	7240		2	7.5
02.07.2020	S	3	6640	100	6740		3	7.5
02.07.2020	V	1	6040	100	6140		3	16.5
02.07.2020	V	2	6000	100	6100		3	13.5
02.07.2020	V	3	6200	100	6300		3	12.5
02.07.2020	N	1	6860	100	6960		3	17.5
02.07.2020	N	2	6680	100	6780		0	0.0
02.07.2020	N	3	6320	100	6420		2	5.5
02.07.2020	SVN	1	6670	100	6770		3	12.0
02.07.2020	SVN	2	6730	100	6830		2	6.0
02.07.2020	SVN	3	6560	100	6660		0	0.0
02.07.2020	SC	1	7970	100	8070			
02.07.2020	SC	2	7380	100	7480			
02.07.2020	SC	3	7350	100	7450			
02.07.2020	UB	1	5870	0	5870			
02.07.2020	UB	2	6000	0	6000			
02.07.2020	UB	3	6660	0	6660			
06.07.2020	S	1	6300	100	6400		3	15.5
06.07.2020	S	2	6840	100	6940		3	7.5
06.07.2020	S	3	6490	100	6590		3	9
06.07.2020	V	1	5850	100	5950		4	17.5
06.07.2020	V	2	5850	100	5950		3	16
06.07.2020	V	3	6120	100	6220		3	13.5
06.07.2020	N	1	6660	100	30	6790	4	18.5
06.07.2020	N	2	6520	100	30	6650	0	0
06.07.2020	N	3	6200	100	30	6330	2	6
06.07.2020	SVN	1	6310	100	30	6440	3	14.5
06.07.2020	SVN	2	6520	100	30	6650	2	6
06.07.2020	SVN	3	6380	100	30	6510	2	5

## Anhang

06.07.2020	SC	1	7340	200		7540		
06.07.2020	SC	2	7010	200		7210		
06.07.2020	SC	3	7090	200		7290		
06.07.2020	UB	1	5640	0		5640		
06.07.2020	UB	2	5850	0		5850		
06.07.2020	UB	3	6460	0		6460		
16.07.2020	S	1	6110	50		6160	4	21.0
16.07.2020	S	2	6410	50		6460	4	10.5
16.07.2020	S	3	6310	50		6360	5	15.5
16.07.2020	V	1	5550	50		5600	5	25.0
16.07.2020	V	2	5580	50		5630	5	26.5
16.07.2020	V	3	5840	50		5890	4	22.5
16.07.2020	N	1	6440	50		6490	4	25.0
16.07.2020	N	2	6450	50		6500	0	0.0
16.07.2020	N	3	6150	50		6200	3	10.5
16.07.2020	SVN	1	6270	50		6320	5	22.0
16.07.2020	SVN	2	6470	50		6520	2	8.0
16.07.2020	SVN	3	7510	50		7560	2	5.5
16.07.2020	SC	1	7070	0		7070		
16.07.2020	SC	2	6610	0		6610		
16.07.2020	SC	3	6390	0		6390		
16.07.2020	UB	1	5130	0		5130		
16.07.2020	UB	2	5280	0		5280		
16.07.2020	UB	3	5930	0		5930		
20.07.2020	S	1	6240	0	16	6224	5	24.0
20.07.2020	S	2	6370	0	20	6350	4	12.0
20.07.2020	S	3	6290	0	20	6270	5	17.5
20.07.2020	V	1	5490	0	19	5471	6	28.0
20.07.2020	V	2	5530	0	20	5510	5	31.5
20.07.2020	V	3	5800	0	19	5781	6	25.0
20.07.2020	N	1	6490	0	18	6472	6	29.0
20.07.2020	N	2	6460	0	20	6440	0	0.0
20.07.2020	N	3	6450	0	20	6430	3	14.0
20.07.2020	SVN	1	6200	0	20	6180	7	25.5
20.07.2020	SVN	2	6490	0	20	6470	3	11.0
20.07.2020	SVN	3	7710	0	20	7690	2	5.5

## Anhang

20.07.2020	SC	1	7410	0	20	7390
20.07.2020	SC	2	6750	0	19	6731
20.07.2020	SC	3	6490	0	17	6473
20.07.2020	UB	1	5110	0	20	5090
20.07.2020	UB	2	5240	0	15	5225
20.07.2020	UB	3	5950	0	15	5935

## 12.2 Bestimmung des Trockenrückstandes der Proben

Datum	Parameter	Gewicht leer [g]	Probe [g]	Gewicht mit Probe [g]	Auswaage Probe [g]	TR [%]
16.06.2020	UB1	122.1536	5.8526	124.1249	1.9713	33.68%
30.06.2020	UB1	60.0871	10.0077	64.2594	4.1723	41.69%
20.07.2020	UB1	55.6807	15.0004	62.8625	7.1818	47.88%
16.06.2020	UB2	122.1479	5.8515	124.1595	2.0116	34.38%
30.06.2020	UB2	56.5902	10.0097	60.8222	4.2320	42.28%
20.07.2020	UB2	28.5456	15.0030	35.9768	7.4312	49.53%
16.06.2020	UB3	130.8422	5.8587	132.6600	1.8178	31.03%
30.06.2020	UB3	128.0683	10.0095	131.0097	2.9414	29.39%
20.07.2020	UB3	31.2536	15.0040	36.4617	5.2081	34.71%
16.06.2020	S1	128.3315	5.8531	130.1190	1.7875	30.54%
30.06.2020	S1	55.5493	10.0069	59.0017	3.4524	34.50%
20.07.2020	S1	57.9863	15.0045	64.1120	6.1257	40.83%
16.06.2020	S2	120.3261	5.8555	122.3455	2.0194	34.49%
30.06.2020	S2	54.3165	10.0016	57.1359	2.8194	28.19%
20.07.2020	S2	53.7236	15.0068	58.6851	4.9615	33.06%
16.06.2020	S3	112.5807	5.8570	114.5030	1.9223	32.82%
30.06.2020	S3	54.9611	10.0025	58.4809	3.5198	35.19%
20.07.2020	S3	56.1672	15.0043	61.8115	4.9478	32.98%
16.06.2020	SC1	108.7624	5.8587	110.7428	1.9804	33.80%
30.06.2020	SC1	117.648	10.0087	120.1941	2.5461	25.44%
20.07.2020	SC1	65.1862	15.0019	69.8496	4.6634	31.09%
16.06.2020	SC2	128.0808	5.8558	129.9715	1.8907	32.29%
30.06.2020	SC2	116.1861	10.0063	119.0057	2.8196	28.18%
20.07.2020	SC2	56.2183	15.0030	60.7376	4.5193	30.12%
16.06.2020	SC3	125.5875	5.8595	127.4949	1.9074	32.55%
30.06.2020	SC3	125.6008	10.0019	128.3157	2.7149	27.14%
20.07.2020	SC3	61.5061	15.0034	65.6020	4.0959	27.30%
16.06.2020	SN1	125.8900	5.8535	127.9256	2.0356	34.78%
30.06.2020	SN1	120.4300	10.0068	124.1733	3.7433	37.41%
20.07.2020	SN1	59.1440	15.0024	64.5817	5.4377	36.25%
16.06.2020	SN2	127.6302	5.8509	129.8788	2.2486	38.43%
30.06.2020	SN2	112.5882	10.0064	116.4071	3.8189	38.16%

Anhang

20.07.2020	SN2	59.5894	15.0000	62.3543	5.7649	38.43%
16.06.2020	SN3	129.0171	5.8532	131.1829	2.1658	37.00%
30.06.2020	SN3	54.5195	10.0015	58.1493	3.6298	36.29%
20.07.2020	SN3	52.7058	15.0003	57.7764	5.0706	33.80%
16.06.2020	SNV1	121.7347	5.8511	123.4738	1.7391	29.72%
30.06.2020	SNV1	129.1745	10.0096	132.3157	3.1412	31.38%
20.07.2020	SNV1	54.3570	15.0024	61.0094	6.6524	44.34%
16.06.2020	SNV2	108.7570	5.8503	110.5355	1.7785	30.40%
30.06.2020	SNV2	128.3345	10.0011	131.5672	3.2327	32.32%
20.07.2020	SNV2	35.6512	15.0025	42.8835	7.2323	48.21%
16.06.2020	SNV3	121.4771	5.8551	123.4143	1.9372	33.09%
30.06.2020	SNV3	120.8947	10.0081	124.6750	3.7803	37.77%
20.07.2020	SNV3	32.1117	15.0025	39.0268	6.9151	46.09%

### 12.3 Bestimmung des Glührückstandes der Proben

Datum	Parameter	Gewicht					GR [%]
		Gewicht leer [g]	Probe [g]	Gewicht mit Probe [g]	Auswaage Probe [g]		
16.06.2020	UB1	28.6163	1.5015	29.2124	0.5961	60.30%	
30.06.2020	UB1	18.1534	2.5071	19.1851	1.0317	58.85%	
20.07.2020	UB1	18.6081	2.5000	19.6348	1.0267	41.07%	
16.06.2020	UB2	23.9816	1.5055	24.5811	0.5995	39.82%	
30.06.2020	UB2	17.8457	2.5072	18.9103	1.0646	42.46%	
20.07.2020	UB2	18.1246	2.5000	19.1381	1.0135	40.54%	
16.06.2020	UB3	29.0273	1.5066	29.6484	0.6211	41.23%	
30.06.2020	UB3	18.0105	2.5006	19.0392	1.0287	41.14%	
20.07.2020	UB3	15.5806	2.5002	16.6388	1.0582	42.32%	
16.06.2020	S1	26.1467	1.5002	26.7350	0.5883	39.21%	
30.06.2020	S1	17.9457	2.5041	18.9309	0.9852	39.34%	
20.07.2020	S1	18.1044	2.5025	19.1045	1.0001	39.96%	
16.06.2020	S2	27.3161	1.5099	27.9025	0.5864	38.84%	
30.06.2020	S2	15.9553	2.5036	16.9384	0.9841	39.31%	
20.07.2020	S2	20.5579	2.5008	21.5625	1.0046	40.17%	
16.06.2020	S3	20.5600	1.5089	21.1452	0.5852	38.78%	
30.06.2020	S3	18.7310	2.5044	19.7298	0.9988	39.88%	
20.07.2020	S3	15.9538	2.5009	16.9710	1.0172	40.67%	
16.06.2020	SC1	16.0320	1.5016	16.6730	0.6410	42.69%	
30.06.2020	SC1	18.1508	2.5003	19.1688	1.0180	40.72%	
20.07.2020	SC1	18.0100	2.5007	19.0784	1.0301	41.19%	
16.06.2020	SC2	30.3088	1.5003	30.8965	0.5877	39.17%	
30.06.2020	SC2	16.1034	2.5054	17.1067	1.0033	40.05%	
20.07.2020	SC2	18.0483	2.5002	19.0784	1.0301	41.20%	
16.06.2020	SC3	19.8207	1.5001	20.4658	0.6451	43.00%	
30.06.2020	SC3	18.4905	2.5015	19.4988	1.0083	40.31%	
20.07.2020	SC3	13.6141	2.5018	14.7225	1.1084	44.30%	
16.06.2020	SN1	16.7609	1.5036	17.3829	0.6220	41.37%	
30.06.2020	SN1	18.6095	2.5028	19.6201	1.0106	40.38%	
20.07.2020	SN1	19.0000	2.5003	20.0045	1.0707	42.82%	
16.06.2020	SN2	26.3987	1.5966	27.0025	0.6038	37.82%	

Anhang

30.06.2020	SN2	17.6418	2.5009	18.6741	1.0323	41.28%
20.07.2020	SN2	17.9871	2.5001	19.0200	1.0329	41.31%
16.06.2020	SN3	14.4473	1.5043	15.0080	0.5607	37.27%
30.06.2020	SN3	16.9048	2.5089	17.9000	0.9950	39.66%
20.07.2020	SN3	17.7749	2.5007	18.7792	1.0043	40.16%
16.06.2020	SNV1	17.8702	1.5094	18.4858	0.6156	40.78%
30.06.2020	SNV1	16.5768	2.5037	17.5921	1.0153	40.55%
20.07.2020	SNV1	14.4450	2.4962	15.5032	1.0582	42.39%
16.06.2020	SNV2	31.9035	1.5080	32.5071	0.6036	40.03%
30.06.2020	SNV2	18.0772	2.5016	19.1151	1.0379	41.49%
20.07.2020	SNV2	16.0283	2.5009	17.0454	1.0171	40.67%
16.06.2020	SNV3	23.8446	1.5003	24.4320	0.5874	39.15%
30.06.2020	SNV3	19.1475	2.5048	20.1949	1.0474	41.82%
20.07.2020	SNV3	14.0140	2.5004	15.1364	1.1224	44.89%
16.06.2020	SV1	16.6436	1.5003	17.2386	0.5950	39.66%
30.06.2020	SV1	18.4017	2.5004	19.3971	0.9954	39.81%
20.07.2020	SV1	18.7065	2.5006	19.7038	0.9973	39.88%
16.06.2020	SV2	18.1182	1.5044	-	-	-
30.06.2020	SV2	18.0576	2.5068	19.0674	1.0098	40.28%
20.07.2020	SV2	12.1479	3.0000	13.1724	1.0245	40.97%
16.06.2020	SV3	23.4533	1.5046	24.0511	0.5978	39.73%
30.06.2020	SV3	18.9357	2.5057	19.9528	1.0171	40.59%
20.07.2020	SV3	12.5829	2.5020	13.6719	1.0890	43.53%

## 13. Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

<b>E</b>	<b>Evaporation</b>
<b>ET</b>	Evapotranspiration
<b>ET<sub>os</sub></b>	potentielle Verdunstung mit Referenzoberfläche Gras (h = 0,12 m)
<b>ETRS</b>	potentielle Verdunstung mit Alfafa (h = 0,50 m)
<b>E<sub>tsz</sub>/ET<sub>0</sub></b>	potentielle Verdunstung
<b>EW</b>	Einwohnergleichwert
<b>GR</b>	Glührückstand
<b>GV</b>	Glühverlust
<b>Ho</b>	Brennwert
<b>Hu</b>	Heizwert
<b>IZ</b>	Interzeptionsverdunstung
<b>K</b>	Kalium
<b>K<sub>c</sub></b>	Crop Factor
<b>K<sub>c.end</sub></b>	Crop Factor end
<b>K<sub>c.initial</sub></b>	Crop Factor initial
<b>K<sub>c.mid</sub></b>	Crop Factor mid
<b>LAI</b>	Leaf Area Index
<b>m<sub>a</sub></b>	Masse leere Schale oder Tiegel
<b>m<sub>b</sub></b>	Masse der Schale oder Tiegel mit (getrockneter) Schlammprobe
<b>m<sub>c</sub></b>	Masse der Schale oder Tiegel mit getrockneter (geglühter) Schlammprobe
<b>N</b>	Stickstoff
<b>N</b>	Probe mit Sonnenblumen und zusätzlicher Nährstoffzugabe
<b>P</b>	Phosphor
<b>Ref.</b>	Pflanze im Referenzboden
<b>S</b>	Probe mit Sonnenblumen
<b>SC</b>	Probe mit Schilf
<b>SNV</b>	Probe mit Sonnenblumen und zusätzlicher Verdichtung und Nährstoffzugabe
<b>T</b>	Transpiration
<b>TR</b>	Trockenrückstand
<b>TS</b>	Trockensubstanz
<b>UB</b>	Unbepflanzte Probe
<b>V</b>	Probe mit Sonnenblumen und zusätzlicher Verdichtung
<b>WG</b>	Wassergehalt

## 14. Lebenslauf

THERESA RÜGER 06.12.1993



### EDV - KENNTNISSE

AutoCAD  
QGIS, ARCGIS  
HECRAS, Hydro\_AS\_2D  
EPANET  
Dlubal RFEM  
MS OFFICE

### SPRACHEN

Deutsch Muttersprache  
Englisch Verhandlungsbasis  
Französisch gute Kenntnisse  
Schwedisch Grundkenntnis

### SOZIALES

Tutorin Erstsemestrige  
Organisation HYWATA  
Tagung (Workshops und  
Verpflegung)

### SONSTIGES

Seminar Nachhaltige  
Wasserversorgung  
in Entwicklungsländern  
Seminar Rhetorik  
Führerschein Klasse B

### ARBEITSERFAHRUNG

**Technische Mitarbeiterin** 06/2019 - HEUTE  
Büro Dr. Lengyel Ziviltechniker GmbH, Wien  
Erarbeitung technischer Konzepte, Sanierungsplanung,  
Massenermittlung, Erstellen von Leistungsverzeichnissen,  
Rechnungsprüfungen, Kollaudierungen

**Praktikantin** 07/2018 - 09/2018  
Stadtentwässerung Dresden, Dresden  
Erfassung wesentlicher Betriebsabläufe der Kläranlage,  
Zusammenstellung der Betriebsanweisung

**Werkstudentin** 10/2016 - 06/2017  
Tilia GmbH, Leipzig  
Konzepte und Handlungsempfehlungen zum optimierten  
Betrieb der Trink- und Abwasseranlagen von Kommunen  
und Städten, administrative Aufgaben

**Praktikantin** 09/2015 - 10/2015  
Ingenieurbüro P.Würl, Weitramsdorf  
Vermessungstechnische Aufgaben, Flussgebiets- und  
hydraulischen Berechnungsmodelle 2D, Berechnungen im  
Bereich Wasserwirtschaft und Wasserbau

**Praktikantin** 09/2014 - 10/2014  
SÜC Energie und H2O, Coburg  
Mitarbeit im Wasserwerk, Analyse von Wasserproben

### AUSBILDUNG

**Kulturtechnik und Wasserwirtschaft** 10/2017 - vsl. 2020  
Universität für Bodenkultur Wien  
Voraussichtlicher Abschluss: Master of Science I Dipl. Ing.  
Schwerpunkte: Siedlungswasserwirtschaft, Wasserbau,  
Hydrologie, Abfallwirtschaft, allg. Ingenieurgrundlagen

**Wasserwirtschaft** 10/2013 - 12/2016  
Technische Universität Dresden  
Bachelor of Science  
Schwerpunkte: Siedlungswasserwirtschaft, Wasserbau,  
Grundwasser, Hydro-, Bodenmechanik, Limnologie

## 15. Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere, dass ich die Masterarbeit selbständig verfasst, andere als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel nicht benutzt und mich auch sonst keiner unerlaubten Hilfe bedient habe.

Weiters versichere ich, dass ich diese Masterarbeit weder im Inland noch im Ausland in irgendeiner Form als Prüfungsarbeit vorgelegt habe.



Wien, 29.01.2021, Theresa Rüger