

Schriftenreihe Band 12 | 2023

# wasser infrastruktur ressourcen



## **Anpassung des Bodenfilterverfahrens zur nutzungsorientierten Grauwasser- aufbereitung und Auswirkungen der Grauwasserseparation auf zentrale Abwasserbehandlungsanlagen**

Carlo Gottardo Morandi

**RP**

**TU**

Rheinland-Pfälzische  
Technische Universität  
Kaiserslautern  
Landau

# **Anpassung des Bodenfilterverfahrens zur nutzungsorientierten Grauwasseraufbereitung und Auswirkungen der Grauwasserseparation auf zentrale Abwasserbehandlungsanlagen**

Carlo Gottardo Morandi

Kaiserlautern

2023

## Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen | Band 12

Herausgeber: Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen  
Rheinland-Pfälzische Technische Universität Kaiserslautern-Landau  
Paul-Ehrlich-Straße 14  
67663 Kaiserslautern

Verfasser: Gottardo Morandi, Carlo

Verlag: Rheinland-Pfälzische Technische Universität Kaiserslautern-Landau

Druck: Rheinland-Pfälzische Technische Universität Kaiserslautern-Landau  
Abteilung 5.6 Foto-Repro-Druck

D-386

© Institut Wasser Infrastruktur Ressourcen | Kaiserslautern 2023



Dieses Werk und alle Einzelbeiträge sind unter einer Creative Commons Lizenz vom Typ Namensnennung 4.0 International (CC BY) zugänglich. Um eine Kopie dieser Lizenz einzusehen, konsultieren Sie <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/> oder wenden Sie sich brieflich an Creative Commons, Postfach 1866, Mountain View, California, 94042, USA.

Als Manuskript gedruckt. Printed in Germany.

ISSN 2570-1460

ISBN 978-3-95974-208-5

# **Anpassung des Bodenfilterverfahrens zur nutzungsorientierten Grauwasseraufbereitung und Auswirkungen der Grauwasserseparation auf zentrale Abwasserbehandlungsanlagen**

vom Fachbereich Bauingenieurwesen der Rheinland-Pfälzischen Technischen  
Universität Kaiserslautern-Landau zur Erlangung des akademischen Grades Doktor-  
Ingenieur (Dr.-Ing.) genehmigte Dissertation

vorgelegt von

**Dipl.-Ing. Carlo Gottardo Morandi, M. Sc.**

<b>Dekan</b>	Prof. Dr.-Ing. Karsten Körkemeyer
<b>Prüfungskommission</b>	
Vorsitzender	Prof. Dr.-Ing. Ulrich Dittmer
1. Berichterstatterin	Prof. Dr.-Ing. Heidrun Steinmetz
2. Berichterstatter	Prof. Dr.-Ing. Joachim Hansen
<b>Datum der Disputation</b>	23.06.2023

**Kaiserslautern 2023**

**(D-386)**

## Kurzfassung

Der Klimawandel erfordert den Ausbau urbaner blau-grüner Infrastrukturen, was jedoch mit einem erheblichen Mehrbedarf an Wasser einhergeht. Zentrale Abwasserinfrastrukturen genügen nicht den Ansprüchen der Ressourceneffizienz und Nachhaltigkeit. Daher ist ein neuer Umgang mit Wasser im städtischen Kontext notwendig. Die getrennte Erfassung von schwach belastetem Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken bietet eine nahezu kontinuierliche, wenig verschmutzte Wasserressource zur Wiederverwendung. Naturnahe Verfahren wie Bodenfilter können zur Grauwasseraufbereitung eingesetzt werden; der hohe Flächenbedarf beschränkte jedoch bisher den Einsatz in dicht besiedelten Gebieten. In dieser Arbeit werden technologiebasierte und konzeptionelle Ansätze vorgestellt. Dabei wurden acht vertikal durchströmte Bodenfilter zur nutzungsorientierten Grauwasseraufbereitung im kleintechnischen und Pilotmaßstab untersucht und zusätzlich ein Excel-basiertes Instrument entwickelt, das die Auswirkungen der Grauwasserseparation auf konventionelle zentrale Kläranlagen bewertet. Die Ergebnisse zeigen schwankende Zusammensetzungen und Mengen von Grauwasser. Aufgrund begrenzter Datenverfügbarkeit in der Fachliteratur wird empfohlen, die hier ermittelten 85-Perzentilwerte von 13 g CSB (chemischer Sauerstoffbedarf) pro Einwohner (E) und Tag sowie 55 L/(E·d) für die Bemessung von Anlagen zur Behandlung von gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser heranzuziehen. Die ermittelten Stickstofffrachten und -konzentrationen waren aufgrund von Urinkontamination um 60 – 130 % höher als bisher angenommen, während die Phosphorkonzentrationen gesetzlich bedingt um ca. 60 % niedriger lagen. Alle Vertikalfilter wiesen im Ablauf meist < 2,0 mg/l abfiltrierbare Stoffe (AFS) bzw. < 10 mg/l CSB auf (also Eliminationen von überwiegend > 98 % AFS bzw. > 97 % CSB). Der aufgeständerte Rheinsandfilter zeigte bei < 12°C eine eingeschränkte Nitrifikation, während der Lavasandfilter bei > 5°C vollständig nitrifizierte. Die Vertikalfilter entfernten bis zu 50 – 70 % Stickstoff bei Drainageeinstau und Nitratrückführung. Der Lavasandfilter hielt Phosphor weitestgehend zurück. Die Reduktion von *Escherichia coli*, Enterokokken und Gesamtcoliformen betrug > 3 log-Stufen, während organische Spurenstoffe meist zu > 85 % entfernt wurden. Durch gezielte Anpassungen im Aufbau und Betrieb wurden für verschiedene Nutzungszwecke (Bewässerung, Versickerung und Toilettenspülung) geeignete Qualitäten erreicht. Der erforderliche Flächenbedarf für Bodenfilter zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser wurde zu 0,4 m<sup>2</sup>/E bestimmt (bezogen auf 85-Perzentilwerte). Dem liegen eine CSB-Flächenbelastung von 32 g/(m<sup>2</sup>·d) und eine hydraulische Flächenbelastung von 130 L/(m<sup>2</sup>·d) zugrunde. Die Anwendung von Lavasandfiltern in aufgeständerter Bauweise erwies sich als praxistauglich. Damit wird die Ausweitung des Bodenfilterverfahrens auf den urbanen Raum gefördert. Die Bilanzierungen zeigen, dass die Abtrennung von bis zu 17 % des an die Kläranlage angeschlossenen Grauwassers förderlich für den Kläranlagenbetrieb ist. Bei höheren Abtrennungsraten könnte jedoch eine Stickstoffrückgewinnung/-entfernung aus stickstoffreichen Schlammströmen erforderlich werden. Die Trennung bzw. dezentrale Aufbereitung von Grauwasser hat Vorteile wie Verdunstungskühlung und Wasserwiederverwendung und unterstützt zentral die Transition zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen. Insgesamt können betrieblich und baulich angepasste Bodenfilter eine wichtige Rolle in dieser Umstellung spielen und einen deutlichen Beitrag zum nachhaltigen Umgang mit Wasser im städtischen Bereich leisten.

## Abstract

Climate change requires the strengthening of urban blue-green infrastructure, which, however, is associated with a significant increase in water demand. Concurrently, centralized wastewater infrastructures are inadequate to meet the criteria for resource efficiency and sustainability, as mixed wastewater discharge persists. Therefore, a new approach to water management is imperative in urban contexts. Source-separation of light greywater, such as from showers and hand wash basins, provides a nearly permanent, low-polluted water resource for reuse. Nature-based solutions like constructed wetlands can be employed for greywater treatment; however, the substantial area requirements have so far limited their implementation in highly urbanized areas. This study presents technology-based and conceptual approaches, involving the investigation of eight vertical-flow constructed wetlands for on-demand greywater treatment at small and pilot scales. Additionally, an Excel-based tool was developed to assess the impact of greywater separation on the operation of conventional wastewater treatment plants (WWTP). The findings reveal varying compositions and volumes of the investigated greywater. Due to limited data availability in existing literature, it is recommended to utilize the 85<sup>th</sup> percentiles derived from this study for the design of constructed wetlands treating light greywater, amounting to 13 g COD (chemical oxygen demand) per person (P) and day and 55 L/(P·d). Total nitrogen loads and concentrations were 60 – 130% higher than previously assumed due to urine contamination, while total phosphorus concentrations were about 60% lower due to legal regulations. In all wetland systems investigated, the effluent showed < 2.0 mg/L of total suspended solids and < 10 mg/L of COD, corresponding to eliminations mostly > 98% and > 97%, respectively. The elevated Rhine sand wetland showed limited nitrification at < 12°C, while the lava sand wetland showed complete nitrification at > 5°C. The investigated wetlands removed up to 50 – 70% of nitrogen by impounding the drainage layer and returning nitrate-rich effluent to the wetland surface. The lava sand wetland retained phosphorus extensively. Reduction of *Escherichia coli*, Enterococci, and total coliforms exceeded > 3 log levels, while organic micropollutants were predominantly removed by > 85%. Through adjustments in design and operation, suitable qualities were achieved for different reuses (irrigation, infiltration, and toilet flushing). The necessary surface area requirement for constructed wetlands treating light greywater was determined to be 0.4 m<sup>2</sup>/P (based on 85<sup>th</sup> percentile values). This value is derived from a COD surface load of 32 g/(m<sup>2</sup>·d) and a hydraulic surface load of 130 L/(m<sup>2</sup>·d). The deployment of elevated lava sand wetlands proved to be viable in practice. Overall, these findings promote the expansion of constructed wetlands to urbanized areas. Mass and volume flow balances indicate that the separation of up to 17% of the greywater connected to the WWTP benefits its operation. However, at higher separation rates, TN recovery/removal from nitrogen-rich sludge streams may be required. The separation/decentralized treatment of greywater offers manifold advantages such as evaporation cooling and water reuse, and significantly supports the transition towards resource-oriented sanitation systems. Adapted constructed wetlands can play an important role in this transformation process and can significantly contribute to a more sustainable water management in urban areas.

## Erweiterte Kurzfassung

Durch den anthropogen bedingten Klimawandel nehmen Extremwetterereignisse wie langanhaltende Trockenheit, Hitzewellen und Wasserknappheit zu. Um diesen Herausforderungen zu begegnen, müssen urbane blau-grüne Infrastrukturen ausgebaut werden. Diese städtischen Netzwerke bestehen aus wasser- und vegetationsbasierten Elementen und tragen zur Verbesserung des städtischen Mikroklimas z. B. durch Verdunstungskühlung und Verschattung bei. Deren Etablierung erfordert jedoch insbesondere während längerer Dürre- oder Hitzeperioden einen erheblichen Mehrbedarf an Wasser. Gleichzeitig genügen derzeitige zentrale Abwasserinfrastrukturen nicht den Ansprüchen der Ressourceneffizienz und der Nachhaltigkeit, da keine Stoffstromtrennung bzw. Separierung der Abwasserströme auf Haushaltsebene erfolgt und damit häusliches Schmutzwasser nach wie vor vermischtes im Kanalnetz abgeleitet wird. Obwohl eine Separation der Abwasserteilströme eine gezielte Aufbereitung des jeweiligen Stoffstroms ermöglicht und Verfahren zur Energie-, Nährstoff- und Wasserrückgewinnung fördert, wird die Stoffstromtrennung in Deutschland nur vereinzelt praktiziert. Insgesamt forcieren die negativen Folgen des Klimawandels ebenso wie die Forderungen nach mehr Ressourceneffizienz und Nachhaltigkeit in der Siedlungswasserwirtschaft einen neuen Umgang mit Wasser im städtischen Kontext. Eine Transition von reinen Entsorgungsanlagen hin zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen kann jedoch nur dann gelingen, wenn die Stoffstromtrennung verstärkt umgesetzt wird.

Im Gegensatz zu Niederschlagswasser, dessen Verfügbarkeit zukünftig durch klimabedingte Dürren weiter eingeschränkt wird, fällt Grauwasser, also häusliches Schmutzwasser ohne Abwasser aus Toiletten und Urinalen, kontinuierlich an. Schwach belastetes Grauwasser ist ein Teilstrom des Grauwassers und besteht im Regelfall aus Abwasser aus Duschen und Handwaschbecken. Schwach belastetes Grauwasser ist aufgrund des fehlenden Fäkalien- und Küchenanteils deutlich weniger verschmutzt als häusliches Schmutzwasser und macht den höchsten mengenmäßigen Anteil im häuslichen Schmutzwasser aus. Damit ist dieser Teilstrom besonders geeignet für die Wasserwiederverwendung. Hierfür ist jedoch eine Aufbereitung nötig, wofür sich eine Reihe von Verfahren eignet, darunter bepflanzte Bodenfilter. Diese naturbasierten Verfahren lassen sich gut in die urbane Landschaft einbinden, fördern die Biodiversität, erzeugen Kühlung durch Evapotranspiration und gelten als kostengünstige, wartungsarme, energieeffiziente, leicht zu errichtende und einfach zu betreibende Verfahren zur Abwasserreinigung. Dennoch bleibt ein großer Nachteil des Bodenfilterverfahrens der hohe erforderliche Flächenbedarf, was bislang dessen Einsatz in dicht besiedelten Räumen in erheblichem Maße einschränkte.

Die vorliegende Forschungsarbeit greift diese Aspekte auf und präsentiert technologiebasierte und konzeptionelle Ansätze. Auf übergeordneter Ebene leistet diese Arbeit einen Beitrag zur Verbesserung des natürlichen Wasserhaushalts und zur Entlastung herkömmlicher Trinkwasserressourcen, indem naturbasierte Lösungen zum Wasserrecycling in innerstädtischen Gebieten untersucht und Konzepte zur Einbindung ressourcenorientierter Sanitärsysteme in bestehende Abwasserinfrastrukturen erarbeitet werden.

Konkret umfasst der Schwerpunkt des praktischen Teils (Technologieanpassung) die Charakterisierung von schwach belasteten Grauwasserströmen sowie die Untersuchung von insgesamt acht im Betrieb und Aufbau angepassten, vertikal durchströmten Bodenfiltern zur Grauwasseraufbereitung. Dabei steht eine nutzungsorientierte Grauwasseraufbereitung im Vordergrund. Es wird geprüft, ob Grauwasser derart aufbereitet werden kann, dass es für verschiedene Nutzungszwecke geeignet ist. Zusätzlich wird erforscht, ob auf gleicher Fläche potenziell deutlich höhere Grauwassermengen aufbereitet werden können als bislang nach Regelwerk (DWA-A 262, 2017) möglich. Hierfür werden sechs Bodenfiltersäulen mit je 29 cm Durchmesser im kleintechnischen Maßstab und zwei aufgeständerte Bodenfilter mit 2,5 m<sup>2</sup> Filterfläche im Pilotmaßstab umgesetzt und jeweils über 500 Tage betrieben. Die Vertikalfilter sind mit Rheinsand der Korngröße 0 – 2 mm oder mit Lavasand der Korngröße 0 – 4 mm als Filterschicht befüllt. Die Filter werden betrieblich und baulich modifiziert, um eine nutzungsorientierte Grauwasseraufbereitung zu untersuchen (d. h. das flexible Erreichen unterschiedlicher nutzungsabhängiger Qualitätsanforderungen, z. B. für eine Bewässerung, Versickerung oder die Toilettenspülung). Hierfür werden gezielte Strategien im Aufbau (Substratwahl, Einbau von Adsorbermaterialien etc.) und Betrieb (Einstau der Dränschicht, Ablaufrückführung, Erhöhung der Belastungsgrenze etc.) untersucht. Dabei wird ebenfalls die Anwendbarkeit des Verfahrens für den städtischen Bereich geprüft (z. B. durch Erhöhung der Belastungsgrenze und die aufgeständerte Bauweise im Pilotmaßstab).

Ergänzend zur Technologieanpassung sind auch konzeptionelle Ansätze Bestandteil dieser Arbeit. Es wird untersucht, ob und wie sich ressourcenorientierte Sanitärsysteme in konventionelle Abwasserinfrastrukturen integrieren lassen, um eine nachhaltigere und ressourceneffizientere Siedlungswasserwirtschaft zu erreichen. Der Schwerpunkt des konzeptionellen Teils der Arbeit (Konzeptentwicklung) liegt auf der Entwicklung von einem Excel-basierten Instrument. Mittels des Tools sollen die Auswirkungen einer fortschreitenden Stoffstromtrennung auf den Betrieb und die Verfahrenstechnik herkömmlicher Kläranlagen am Beispiel einer Modellkläranlage mit 100 000 Einwohnerwerten mit getrennt anaerober Schlammstabilisierung erfasst und konkrete Abhilfemaßnahmen empfohlen werden.

Die Ergebnisse zur Grauwassercharakterisierung verdeutlichen, dass Zusammensetzung und Anfall der untersuchten Grauwasserströme einer hohen Variabilität unterlagen. Hinsichtlich des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) lagen jedoch die ermittelten durchschnittlichen Konzentrationen und Frachten im ähnlichen Bereich wie Literaturangaben für schwach belastetes Grauwasser aus dem häuslichen Bereich. Demgegenüber wies leicht verschmutztes Grauwasser mittlere Konzentrationen an Gesamtstickstoff ( $N_{ges}$ ) von > 20 mg/l auf, die um ca. 60 – 110 % höher lagen als bisher in der Fachliteratur angenommen. Auch die mittleren  $N_{ges}$ -Frachten waren mit 1,2–1,6 g  $N_{ges}/(E \cdot d)$  um ca. 70 – 130 % höher als einschlägige Literaturangaben. Grund hierfür ist eine mögliche Kontamination mit Urin, was durch den Nachweis von Medikamentenrückständen von oral verabreichten Substanzen wie Ibuprofen und weiteren Indikatoren bestätigt werden konnte. Dagegen fielen die Konzentrationen an Gesamtphosphor ( $P_{ges}$ ) mit < 2 mg/l um ca. 60 % niedriger aus als bislang in der Fachliteratur angenommen. Die Verwendung phosphorhaltiger Substanzen in Produkten wie Detergenzien, Wasch- und Reinigungsmitteln ist in Deutschland aufgrund von gesetzlichen Bestimmungen inzwischen deutlich eingeschränkt. Demnach ist es nicht empfehlenswert,



internationale oder ältere Literaturangaben zur  $P_{\text{ges}}$ -Konzentration zur Bewertung der Grauwasserbeschaffenheit heranzuziehen.

Hinsichtlich der Vorbehandlung erwies sich eine feinmaschige Siebung mit 1,3 mm Maschenweite in Kombination mit der ungezielten Absetzwirkung im Grauwasserspeicher als ausreichend. Die Feinsiebung vergleichmäßigte die Qualitätsschwankungen in Grauwasser erheblich, was sich positiv auf die nachgeschaltete biologische Aufbereitung im Bodenfilter auswirkte.

Alle Vertikalfilter wiesen im Ablauf meist  $< 2,0$  mg/l abfiltrierbare Stoffe (AFS) und  $< 10$  mg/l CSB auf, was mit Reinigungsleistungen von überwiegend  $> 98$  % AFS und  $> 97$  % CSB einhergeht. Im aufgeständerten Rheinsandfilter verschlechterte sich die Nitrifikation bei Wassertemperaturen  $< 12^\circ\text{C}$ . Der Lavasandfilter erbrachte hingegen bei Wassertemperaturen  $> 5^\circ\text{C}$  eine vollständige Nitrifikationsleistung.

In den betrieblich angepassten Vertikalfiltern konnte eine Stickstoffentfernung von 25 – 50 %  $N_{\text{ges}}$  bei alleinigem Einstau der Dränschicht bis hin zu 50 – 70 %  $N_{\text{ges}}$  bei kombiniertem Drainageeinstau und einer zur Beschickung zeitversetzten Nitratrückführung erreicht werden. Die Lavasandfilter konnten weitestgehend Phosphor zurückhalten. Alternativ konnte eine weitestgehende P-Elimination in den untersuchten Rheinsandfiltern durch den Einbau einer Anthrazitkohleschicht (2 – 4 mm) in die Dränschicht und einen wassergesättigten Betrieb des Dränbereiches erreicht werden. Zusätzlich konnte die Regenerierung der Kohle im Betrieb erfolgreich durchgeführt werden. Damit wurde die prinzipielle Umsetzbarkeit einer bedarfsgerechten Phosphorelimination im Betrieb nachgewiesen, wodurch sich die Voraussetzungen für einen langjährigen Betrieb der Phosphorelimination prinzipiell erfüllen lassen.

Hinsichtlich der Hygiene wurde in allen untersuchten Vertikalfiltern eine Keimreduktion von mindestens 3 log-Stufen (bezogen auf *Escherichia coli*, Enterokokken und coliforme Keime) erreicht. Organische Mikroverunreinigungen wurden überwiegend zu  $> 85$  %, oft bis hin zu  $> 99$  % entfernt.

Bei dem Lavasandfilter erwies sich die aufgeständerte Bauweise als praxistauglich. Es ergeben sich damit neue Gestaltungsmöglichkeiten für den städtischen Raum, sodass Flächennutzungskonflikte gemindert werden können. Zudem trugen die untersuchten bepflanzten Vertikalfilter im Pilotmaßstab mit 2400 mm/a zur Verdunstung bei.

Der Flächenbedarf von Bodenfiltern zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser wurde zu  $0,3$  m<sup>2</sup> pro Einwohner (E) bezogen auf Medianwerte und  $0,4$  m<sup>2</sup>/E bezogen auf 85-Perzentilwerte ermittelt. Es ergibt sich damit ein deutlich geringerer Flächenbedarf als der in DWA-A 262 (2017) festgelegte Wert von  $2$  m<sup>2</sup>/E für gesamtes Grauwasser. Der verminderte Flächenbedarf fördert damit in erheblichem Maße die Ausweitung des Bodenfilterverfahrens auf den urbanen Raum.

Durch die unterschiedlichen betrieblichen und konstruktiven Anpassungen konnten bedarfsgerecht Qualitäten erreicht werden, die für unterschiedliche Nutzungszwecke geeignet sind. Lavasandfilter sollten bei Nutzungen, bei denen die Konzentrationen an Nitrit und/oder Ammonium im Grauwasser über den jeweiligen nutzungsspezifischen Grenzwerten

liegen, eingesetzt werden. Bei Versickerungsmaßnahmen, sofern diese als zulässig festgesetzt werden, sollten betrieblich und baulich angepasste Lavasandfilter, d. h. mit wassergesättigter P-Adsorbierschicht im Dränbereich und bei Rückführung des nitratreichen Ablaufes, eingesetzt werden, um stets eine hinreichende Nährstoffelimination zu erreichen.

Insgesamt wird empfohlen, Anlagen zur Behandlung von gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser anhand der hier ermittelten 85-Perzentilwerte der CSB-Fracht mit 13 g/(E·d) und 55 L/(E·d) auszulegen, solange die Datenverfügbarkeit in der Fachliteratur eingeschränkt ist. Das technische Regelwerk DWA-A 262 (2017) sollte die im Rahmen dieser Arbeit ermittelten Bemessungswerte zügig aufnehmen, sodass eine abwasserspezifische Dimensionierung erfolgen kann. Es wird weiterhin empfohlen, bepflanzte Vertikalfilter als Hauptstufe mit Rheinsand (0 – 2 mm) oder Lavasand (0 – 4 mm) als Filterschicht zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser mit einem Flächenbedarf von 0,4 m<sup>2</sup>/E bzw. einer maximal zulässigen CSB-Flächenbelastung von 32 g/(m<sup>2</sup>·d) und einer maximal zulässigen hydraulischen Flächenbelastung von 130 L/(m<sup>2</sup>·d) auszulegen. Ob noch höhere Flächenbelastungen möglich sind, konnte in dieser Arbeit nicht untersucht werden. Dieser Aspekt sollte in zukünftigen Forschungen geklärt werden.

Bilanzierungen im konzeptionellen Teil der Arbeit verdeutlichen, dass die Abtrennung des Grauwassers von bis zu 17 % der an die Kläranlage angeschlossenen Einwohnerwerte durch Reduktion des Energieverbrauches in der biologischen Reinigungsstufe vorteilhaft gegenüber dem Ist-Zustand sein kann. Wird deutlich mehr Grauwasser separiert, entstehen für die Denitrifikation ungünstige Verhältnisse von Kohlenstoff zu Stickstoff, sodass zur Gewährleistung der Reinigungsleistung eine Stickstoffrückgewinnung/-entfernung aus stickstoffreichen Schlammströmen erforderlich wird.

Die Trennung von Grauwasser und dessen dezentrale Aufbereitung mittels des Bodenfilterverfahrens haben positive Auswirkungen auf das Klima, da z. B. durch Evapotranspiration Verdunstungskühlung erzeugt wird und sich die Möglichkeit zur Wasserwiederverwendung im städtischen Bereich ergibt. Gleichzeitig führt die Grauwasserabkopplung auf bestehenden zentralen Kläranlagen zur Verminderung des Energiebedarfes. Damit können betrieblich und baulich angepasste Bodenfilter zur Grauwasserbehandlung eine wichtige Rolle bei der Transition von zentralen Abwasserinfrastrukturen hin zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen spielen und einen deutlichen Beitrag zum nachhaltigen Umgang mit Wasser im städtischen Bereich leisten.

## Extended Abstract

Anthropogenic climate change is leading to extreme weather conditions, including prolonged droughts, heat waves, and water shortages. To address these challenges, there is a need to strengthen urban blue-green infrastructures, consisting of water- and vegetation-based elements, as they can contribute to improving the urban microclimate, e.g., through evaporative cooling or shading. However, establishing such urban networks requires a significant additional demand for freshwater, particularly during extended periods of drought. In parallel, centralized wastewater infrastructures are failing to meet the standards for resource efficiency and sustainability, as the separation of wastewater streams is rarely implemented at the household level. Therefore, domestic wastewater is typically released as a mixed discharge into the sewer network. Although source-separation allows for specific treatment of wastewater streams and facilitates energy, nutrient, and water recovery, it has been implemented only in isolated cases in Germany. Generally, the adverse effects of climate change and the growing need for enhanced resource efficiency and sustainability in urban water management are driving the need for a fresh perspective on urban water management. However, a successful transition from purely disposal-based systems to resource-oriented sanitation hinges on an enhanced implementation of source-separation.

Unlike stormwater, which is anticipated to become scarcer due to climate change-related droughts, greywater (i.e., domestic wastewater excluding wastewater from toilets and urinals) is a nearly permanent water resource. Light greywater, encompassing wastewater from showers and hand wash basins, is significantly less polluted than domestic wastewater due to the absence of fecal content and kitchen wastewater. It constitutes the largest proportion of domestic wastewater volume flow, rendering it particularly suitable for water reuse. However, proper handling is necessary for safe water reuse, for which a number of treatment processes may be appropriate, including constructed wetlands. They integrate well into the urban landscape, promote biodiversity, generate cooling through evapotranspiration, and are widely acknowledged as low-cost, low-maintenance, easy-to-construct, easy-to-operate, and energy-efficient. Nevertheless, a major drawback is the substantial filter area required for treatment, which has so far considerably limited their application in highly urbanized areas.

This study explores these facets and introduces both technology-based and conceptual approaches. At a broader level, this research contributes to enhancing the natural water balance and alleviating the burden on conventional drinking water resources by exploring nature-based solutions for water recycling in inner-city areas and developing strategies for integrating resource-oriented sanitation systems into existing wastewater infrastructures.

The practical part of the study focuses on adapting technology processes for greywater treatment, as well as the characterization of light greywater streams. The technology adaptation involves investigating eight vertical flow constructed wetlands (VFCW) designed and operated for greywater treatment. The goal is to develop a greywater treatment suitable for different uses and to explore the treatment of higher volume flows of greywater on the same area than is currently allowed by German guidelines DWA-A 262 (2017). For this purpose, six VFCW columns, each with a diameter of 29 cm were implemented at a small-scale. Additionally, two elevated VFCW, each with a filter area of 2.5 m<sup>2</sup>, were implemented

at a pilot scale. The wetlands systems were operated for over 500 days each. The VFCW were filled with Rhine sand (0 – 2 mm) or lava sand (0 – 4 mm) as the filter layer. The wetland systems were modified in operation and design to achieve flexible greywater treatment based on the quality requirements of different reuses such as irrigation, infiltration, or toilet flushing. The modifications encompassed substrate selection, embedment of adsorbent materials, impoundment of the drainage layer, effluent recirculation, and increasing the loading rate. The study also investigated the applicability of the process for urban areas by increasing the loading rate and applying the elevated design at a pilot scale.

In addition to the technological adaptation, this work also includes conceptual approaches. The goal is to investigate how resource-oriented wastewater management strategies can be integrated into current wastewater infrastructures to promote sustainability and resource efficiency in urban water management. The conceptual part of the work is focused on developing an Excel-based tool. This tool should allow for assessing the impacts of incremental source-separation on conventional wastewater treatment plants. The tool uses a model wastewater treatment plant with 100,000 population equivalents and separate anaerobic sludge stabilization. The results may be utilized to recommend particular actions or interventions that should be undertaken during the transition to resource-oriented sanitation.

The results of the greywater characterization reveal significant variations in the composition and volume flows of the greywater streams investigated. However, the average concentrations and loads of chemical oxygen demand (COD) in light greywater were found to align with domestic greywater literature data. Conversely, the mean concentrations and loads of total nitrogen (TN) with  $> 20$  mg/L TN and  $1.2 - 1.6$  g TN/(PE·d) are 60 – 110% and 70 – 130% higher, respectively, than earlier assumptions in the literature. One possible reason for this is contamination with urine, as confirmed by the presence of drug residues and other indicators in the investigated greywater streams. In contrast, the total phosphorus (TP) concentrations of  $< 2$  mg/L were found to be about 60% lower than assumed in the scientific literature. This is due to current restrictions on the use of phosphorus-containing substances in detergents, washing and cleaning agents, and other products. As a result, international and older literature data on TP concentrations may not be representative enough to estimate the greywater composition.

Fine screening with a mesh size of 1.3 mm proved to be a sufficient pretreatment measure in combination with the nonspecific settling effect in the greywater storage tank. The pretreatment exerted a balancing effect on the quality of greywater, which benefited the downstream treatment in the VFCW. All VFCW showed effluent qualities with mostly  $< 2.0$  mg/l TSS (total suspended solids) and  $< 10$  mg/l COD, with removals of mostly  $> 98\%$  for TSS and  $> 97\%$  for COD. Nitrification in the elevated Rhine sand VFCW was negatively affected by water temperatures  $< 12^{\circ}\text{C}$ , while the lava sand VFCW provided complete nitrification performance at temperatures  $> 5^{\circ}\text{C}$ .

The operationally adapted VFCW achieved a nitrogen removal of 25 – 50 % TN by simply impounding the drainage layer and up to 50 – 70% TN with combined drainage impoundment and a nitrate recirculation with a time-delay to the feed. Among the VFCW systems investigated, the lava sand VFCW exhibited the highest efficiency for phosphorus removal.

Alternatively, the Rhine sand VFCW removed phosphorus extensively by embedding an anthracite coal layer (2 – 4 mm) in the drainage layer and operating the drainage layer under water-saturated conditions. Additionally, the adsorber material was successfully regenerated during operation. That demonstrated the feasibility of phosphorus removal on demand, thereby establishing the prerequisites for long-term, on-demand phosphorus removal.

Concerning hygiene, all VFCW investigated achieved a disinfection of at least 3 log levels, with respect to *E. coli*, enterococci, and coliform bacteria. Organic micropollutants were mainly removed at levels exceeding 85%, and often exceeding 99%.

The elevated design of the lava VFCW was found to be viable, offering new options for innovative designs in urban areas that could potentially alleviate land-use conflicts. Additionally, the planted pilot-scale VFCW provided 2400 mm/yr of evapotranspiration.

The required VFCW area for treating light greywater was determined to 0.3 – 0.4 m<sup>2</sup> per person (P), which is significantly lower than 2 m<sup>2</sup>/P for total greywater, prescribed in the German guidelines DWA-A 262 (2017). This reduction in space requirements significantly promotes the applicability of VFCW in urban settings. The various operational and design modifications have enabled the achievement of suitable quality levels for different uses. The lava sand VFCW can be recommended for use where, e.g., nitrite and/or ammonium concentrations in greywater exceed limits for the specific application. For infiltration measures, if and where permitted, lava sand VFCW with a water-saturated drainage layer containing P adsorber and the recirculation of nitrate-rich effluent should be employed to ensure adequate nutrient removal.

Due to limited data availability in existing literature, it is recommended to utilize the 85<sup>th</sup> percentiles for COD load and volume flow derived from this study for the design of constructed wetlands treating screened, light greywater, amounting to 13 g COD/(P·d) and 55 L/(P·d). Incorporating the design values into the German guidelines DWA-A 262 (2017) would enable wastewater-specific design. Planted VFCW with Rhine sand (0 – 2 mm) or lava sand (0 – 4 mm) as the filter layer are recommended as the main stage for the treatment of light greywater, with a surface area requirement of 0.3 – 0.4 m<sup>2</sup>/P, a maximum permissible COD surface load of 32 g/(m<sup>2</sup>·d), and a maximum permissible hydraulic surface load of 130 L/(m<sup>2</sup>·d). The feasibility of higher area loads remains to be investigated.

The conceptual part of this study demonstrates that separating greywater from up to 17% of the population equivalents connected to the WWTP can be beneficial in reducing the energy consumption of the plant. However, if a larger proportion of greywater is separated, it can lead to unfavorable carbon-to-nitrogen ratios, requiring nitrogen recovery or removal from nitrogen-rich sludge streams to ensure optimal treatment performance.

Decentralized VFCW for greywater treatment has a positive impact on the environment, such as through evaporative cooling and the potential for water reuse in urban areas. Additionally, decoupling greywater from existing centralized WWTP reduces carbon elimination and energy consumption. In summary, adapted VFCW for greywater treatment can play a vital role during the transition from centralized wastewater infrastructures to resource-oriented sanitation systems, and can also significantly contribute to more sustainable water management in urban areas.

## Liste mit *Peer-Reviewed-Veröffentlichungen*

Teile der in dieser Arbeit erzielten Ergebnisse wurden vorab in wissenschaftlichen Fachzeitschriften veröffentlicht:

1. Morandi, Carlo; Schreiner, Gerhard; Moosmann, Patrizia; Steinmetz, Heidrun (2021): Elevated Vertical-Flow Constructed Wetlands for Light Greywater Treatment. In: *Water* 13 (18): 2510. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13182510>.
2. Ludwig, Ferdinand; Well, Friederike; Moseler, Eva-Maria; Eisenberg, Bernd; Deffner, Jutta; Drautz, Silke; Elnagdy, Mohamed Tarek; Friedrich, Renate; Jaworski, Till; Meyer, Sebastian; Minke, Ralf; Morandi, Carlo; Müller, Hans; Narvaéz Vallejo, Alejandra; Richter, Philipp; Schwarz-von Raumer, Hans-Georg; Steger, Lotta; Steinmetz, Heidrun; Wasielewski, Stephan; Winker, Martina (2021): Integrierte Planung blau-grüner Infrastrukturen - Ein Leitfaden: Technische Universität München. DOI: <https://doi.org/10.14459/2021md1638459>.
3. Eisenberg, Bernd; Morandi, Carlo; Richter, Philipp; Well, Friederike; Winker, Martina; Minke, Ralf et al. (2021): The Impulse Project Stuttgart—Stimulating Resilient Urban Development Through Blue-Green Infrastructure. In: Gérard Hutter, Marco Neubert und Regine Ortlepp (Hg.): *Building Resilience to Natural Hazards in the Context of Climate Change*. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden (Studien zur Resilienzforschung), S. 157–171. DOI: [https://doi.org/10.1007/978-3-658-33702-5\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-658-33702-5_7).
4. Morandi, Carlo; Steinmetz, Heidrun (2019): How does greywater separation impact the operation of conventional wastewater treatment plants? (Editor's Choice). In: *Water Science and Technology* 79 (8), S. 1605–1615. DOI: <https://doi.org/10.2166/wst.2019.165>.
5. Gottardo Morandi, Carlo; Wasielewski, Stephan; Mouarkech, Karen; Minke, Ralf; Steinmetz, Heidrun (2018): Impact of new sanitation technologies upon conventional wastewater infrastructures. In: *Urban Water Journal* 15 (6), S. 526–533. DOI: <https://doi.org/10.1080/1573062X.2017.1301502>.

## Liste mit ausgewählten Konferenzbeiträgen

Teile der in dieser Arbeit erzielten Ergebnisse wurden vorab in Tagungsbänden nationaler und internationaler Konferenzen veröffentlicht:

6. Morandi, C.; Takahashi, K.; Paulo, P.; Steinmetz, H. (2023): Adapting Vertical-Flow Constructed Wetlands for On-Demand Nutrient Removal from Greywater. Tagungsband und Vortrag, 10<sup>th</sup> International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control - WETPOL, 10. - 14. September 2023, Brügge, Belgien.
7. Takahashi, Karen; Morandi, Carlo; Paulo, Paula; Steinmetz, Heidrun (2023): Surfactant Elimination in Horizontal and Vertical Flow Constructed Wetlands for Greywater Treatment. Tagungsband und Posterbeitrag. 6<sup>th</sup> IWA International Conference on eco-Technologies for Wastewater Treatment. 26. – 29. Juni, 2023. Girona, Spanien.
8. Morandi, Carlo; Winker, Martina; Eisenberg, Bernd; Steinmetz, Heidrun (2023): Grauwasseraufbereitung in Bodenfiltern zur Stärkung urbaner blau-grüner Wasserinfrastrukturen und Auswirkungen der Grauwasserabkopplung auf zentrale Abwasserbehandlungsanlagen. Tagungsband und Vortrag. KläranlagenTage, 20. Juni, 2023. Osnabrück, Deutschland.
9. Morandi, Carlo; Steinmetz, Heidrun (2022): Greywater VFCW for phosphorus and micropollutant elimination, extensive nitrification, partial disinfection and provision of evaporative cooling. Vortrag und Tagungsband, 17<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control (ICWS 2022), 6.–10. November 2022. Lyon, Frankreich.
10. Morandi, Carlo; Steinmetz, Heidrun (2021): Operation of an elevated vertical-flow constructed wetland filled with lava sand to treat light greywater at low temperatures. Vortrag und Tagungsband, 9<sup>th</sup> International Symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control – WETPOL, 13.–17. September, 2021. Wien, Österreich.
11. Morandi, Carlo; Souza, Hugo; Paulo, Paula; Steinmetz, Heidrun (2019) Adaptable constructed wetlands for on-demand greywater treatment in Brazil and Germany. Vortrag im Rahmen der 16<sup>th</sup> Specialised Conference on Small Water and Wastewater Systems (SWWS 2019) & 8<sup>th</sup> Specialised Conference on Resources Oriented Sanitation (ROS 2019). 1.–5. Dezember, 2019. Perth, Australien.
12. Morandi, Carlo; Steinmetz, Heidrun (2018.): How does greywater separation impact the operation of conventional wastewater treatment plants? Vortrag und Tagungsband. 15<sup>th</sup> IWA Specialized Conference on Small Water and Wastewater Systems (SWWS 2018) & 7<sup>th</sup> IWA Specialized Conference on Resources-Oriented Sanitation (ROS 2018), 14.–18. Oktober 2018. Haifa, Israel.

## Danksagung

Zu Beginn möchte ich mich aufrichtig bei Prof. Dr.-Ing. Heidrun Steinmetz, meiner Doktormutter, bedanken. Ihre herausragende fachliche Expertise und unermüdliche Unterstützung motivierten mich stets während dieser herausfordernden Reise. Ihre Fähigkeit, Sachverhalte kritisch zu hinterfragen, trug wesentlich zur Vertiefung und Bereicherung meiner Arbeit auf jeder Ebene bei. Das gegenseitige Vertrauen und die außergewöhnliche Anleitung waren entscheidende Faktoren für meine Weiterentwicklung. Ich bin besonders dankbar, dass sie mir stets die Freiheit gewährte, meine Forschung eigenständig zu gestalten und aktiv am Aufbau und der Mitgestaltung des Fachgebiets teilzuhaben. Zudem ermutigte sie mich zur Teilnahme an zahlreichen nationalen und internationalen Tagungen, wodurch ich mein Fachwissen und meine interkulturelle Kompetenz stärken konnte.

Mein besonderer Dank gilt auch dem Mitberichter meiner Dissertation, Prof. Dr.-Ing. Joachim Hansen. Seine wertvollen Anregungen, präzisen Rückmeldungen und konstruktiven Kritiken trugen maßgeblich zur Qualität dieser Arbeit bei.

Prof. Dr.-Ing. Ulrich Dittmer, dem Vorsitzenden meiner Prüfung, danke ich für seine Professionalität und unterstützenden Worte, die den Prüfungsprozess und die Entstehung meiner Doktorarbeit bereicherten.

Ich möchte auch Prof. Dr. Paula Paulo für die inspirierende Zusammenarbeit und freundschaftliche Beziehung danken.

Dem Bundesministerium für Bildung und Forschung gilt mein Dank für die finanzielle Unterstützung, ebenso wie allen Partnern des INTERESS-I-Projekts. Ich danke insbesondere Dr.-Ing. Ingo Bruch für die stets professionelle und freundschaftliche Zusammenarbeit beim Bau des Bodenfilters in Stuttgart. Seine umfassende Praxiserfahrung vermittelte mir wertvolle Erkenntnisse.

Mein Dank geht an alle gegenwärtigen und früheren Kolleginnen und Kollegen der RPTU in Kaiserslautern. Insbesondere möchte ich meinem Bürokollegen, Dr.-Ing. Thomas Uhrig, danken. Unser tagtäglich fachlicher und persönlicher Austausch und die bereichernden Kaffeepausen waren für mich von unschätzbarem Wert. Ich möchte auch Jonas Neumann, Kathrin Münch und Ralf Habermehl meine Dankbarkeit für ihre Freundschaft und Unterstützung aussprechen. Mein Dankeschön gilt auch Cora Laumeyer und Verena Hilgenfeldt für das akkurate Korrekturlesen dieser Arbeit und die gemeinsamen Momente während der Arbeit und auf privater Ebene. Mein Dank gilt ebenfalls Dr. Karen Takahashi für die vielen gemeinsamen Momente und die gute Zusammenarbeit. Annette Knaus und Dr. Luciana Ninni Schäfer möchte ich meinen Dank für die stets vertrauensvolle Zusammenarbeit und die zahlreichen durchgeführten Laboranalysen aussprechen.

Ebenso gilt mein Dank ehemaligen Kollegen und Kolleginnen der Universität Stuttgart. Besonders möchte ich Sophie Ohnmacht für ihre Freundschaft und die zahlreichen gemeinsamen Erlebnisse sowie Dr.-Ing. Stephan Wasielewski für seine sorgfältige Lektüre dieser Arbeit und die vielen Kaffeerunden an der Universität Stuttgart, die stets anregend und lehrreich waren, danken. Auch Philipp Richter möchte ich meine Anerkennung für die



inspirierende und unvergessliche Zusammenarbeit während der Bauphase am Impulsprojekt in Stuttgart aussprechen. Besonderer Dank gilt Dr.-Ing. Anna Bachmann-Machnik und Johanna Neef und für ihre stetige Unterstützung und die wertvollen gemeinsamen Erlebnisse, sowohl beruflich als auch privat. Die Einzigartigkeit dieser individuellen Erfahrungen und die kollegiale Unterstützung bereicherten meinen Arbeitsalltag über das Übliche hinaus, und dafür bin ich zutiefst dankbar.

Ebenso möchte ich mich bei Hana Brunhoferova von der Universität Luxemburg und Jakob Benisch von der TU Dresden bedanken. Sie waren nicht nur akademische Wegbegleiter, sondern sind nach wie vor gute Freunde, die meine Promotionsreise wesentlich bereicherten.

Ein großer Dank gilt auch allen Hiwis und Studierenden der RPTU und der Universität Stuttgart, die mich bei der Laboranalytik, der Betreuung und dem Betrieb der Anlagen im Pilot- und kleintechnischen Maßstab, Literaturrecherchen, und der Datenauswertung unterstützen. Besonders möchte ich mich bei Ines Meyer, Florian Altes, Natascha Hilbert, Patrizia Moosmann, Hanna Vogel und Gerhard Schreiner bedanken.

Ein besonderer Dank gebührt meinen Freunden und meiner Familie. An Nils Fröhlich richte ich meinen Dank für die unermüdliche Unterstützung, die fortwährende Ermutigung und die kurzfristige Korrektur dieser Arbeit. Meinen Eltern, Valeria Gottardo und Julio Morandi, danke ich dafür, dass sie meine Entscheidungen stets förderten und mir den Weg zur Promotion erst ermöglichten. Meinem Bruder, Felipe Morandi, bin ich zutiefst dankbar für all seine Unterstützung in meiner Abwesenheit. Meine tief empfundene Dankbarkeit gilt auch Ieda Morandi, deren inspirierende Weisheit Licht und Orientierung auf meinem Weg war und mein persönliches Wachstum bereicherte.

Zuletzt danke ich allen, die direkt oder indirekt zum Erfolg dieser Dissertation beitrugen. Die Zusammenarbeit, die Ermutigung und die Unterstützung, die ich erhielt, prägten meine wissenschaftliche Reise und werden dauerhaft ein wichtiger Teil meines Lebens sein.

# Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	1
1.1	Veranlassung und Problemstellung.....	1
1.2	Zielsetzung und Schwerpunkte der Arbeit.....	4
1.3	Struktur der Arbeit .....	7
2	Grundlagen und Kenntnisstand .....	11
2.1	Begriffliche Einordnung des Themas.....	11
2.2	Klimawandel und blau-grüne Infrastrukturen .....	14
2.3	Ressourcenorientierte Sanitärsysteme .....	17
2.3.1	Herausforderungen und Potenziale einer ressourcenorientierten Abwasserwirtschaft.....	17
2.3.2	Einbindung ressourcenorientierter Sanitärsysteme in bestehende Abwasserinfrastrukturen.....	22
2.4	Grauwasser als Ressource .....	25
2.4.1	Definition und Herkunftsbereiche .....	25
2.4.2	Volumenstrom .....	27
2.4.3	Zusammensetzung .....	34
2.4.3.1	Abfiltrierbare Stoffe.....	34
2.4.3.2	Organischer Kohlenstoff.....	35
2.4.3.3	Stickstoffverbindungen.....	36
2.4.3.4	Phosphorverbindungen.....	37
2.4.3.5	CSB : N : P-Verhältnis .....	37
2.4.3.6	Tenside .....	38
2.4.3.7	Organische Mikroverunreinigungen .....	38
2.4.3.8	Schwermetalle .....	39
2.4.3.9	Keimbelastung .....	39
2.4.3.10	Temperatur .....	40
2.4.3.11	pH-Wert .....	41
2.4.3.12	Elektrische Leitfähigkeit .....	41
2.4.4	Bemessungswerte für Grauwasseranlagen.....	42
2.5	Wasserrechtlicher Rahmen für die Wasserwiederverwendung .....	43
2.5.1	Bewässerung landwirtschaftlich und urban genutzter Flächen .....	43
2.5.2	Versickerung bzw. Grundwasseranreicherung.....	51
2.5.3	Toilettenspülung, Gartenbewässerung und Reinigung von Wäsche.....	54

2.5.4	Zwischenfazit .....	57
2.6	Verfahren zur Reinigung von Grauwasser .....	58
2.6.1	Verfahrensauswahl und -kombinationen .....	58
2.6.2	Vorbehandlung .....	59
2.6.3	Technische Verfahren.....	60
2.6.3.1	Überblick über technische Verfahren .....	60
2.6.3.2	MBR-Verfahren .....	60
2.6.4	Naturnahe Verfahren .....	62
2.6.4.1	Überblick über naturnahe Verfahren.....	62
2.6.4.2	Vertikal durchströmter bewachsener Bodenfilter .....	66
2.6.5	Hygienisierung und Desinfektion.....	79
2.6.5.1	Überblick über Desinfektionsverfahren .....	79
2.6.5.2	UV-Bestrahlung .....	81
2.7	Zusammenfassung und Wissensdefizite.....	82
2.8	Formulierung der Forschungshypothesen und Festlegung von Bewertungsmaßstäben.....	84
3	Materialien und Methoden.....	87
3.1	Übersicht der Untersuchungen zur Technologieanpassung und Konzeptentwicklung sowie der verwendeten Materialien .....	87
3.2	Versuchsdurchführung – Technologieanpassung .....	88
3.2.1	Laborversuche zur Phosphoradsorption/-desorption und Tracer-Versuche	88
3.2.1.1	Batchversuche zur Ermittlung der Kapazität von Anthrazitkohle zur Phosphoradsorption.....	88
3.2.1.2	Desorption von Phosphor im Bodenfilterbetrieb.....	89
3.2.1.3	Tracer-Versuche .....	90
3.2.2	Vertikal durchströmte Bodenfiltersäulen im kleintechnischen Maßstab .....	91
3.2.2.1	Aufbau und Anlagenbeschreibung.....	91
3.2.2.2	Betrieb.....	94
3.2.3	Vertikal durchströmte bewachsene Bodenfilter im Pilotmaßstab .....	103
3.2.3.1	Aufbau und Anlagenbeschreibung.....	104
3.2.3.2	Betrieb.....	106
3.2.4	Filtermaterialien.....	115
3.3	Probenahme und Analytik – Technologieanpassung.....	119
3.3.1	Probenahmestandorte für Grauwasser.....	119

3.3.1.1	Studierendenwohnheime am Umwelt-Campus Birkenfeld – Grauwasserbereitstellung für die kleintechnischen Untersuchungen.....	119
3.3.1.2	Arbeiterunterkünfte an den Stuttgarter Wagenhallen – Untersuchungen im Pilotmaßstab.....	120
3.3.2	Probenahmestrategie.....	121
3.3.2.1	Probenahmestrategie – kleintechnische Untersuchungen.....	121
3.3.2.2	Probenahmestrategie – Untersuchungen im Pilotmaßstab .....	122
3.3.3	Probenvorbereitung und Analytik.....	123
3.3.3.1	Probenvorbereitung und Analytik – kleintechnische Untersuchungen .....	123
3.3.3.2	Probenvorbereitung und Analytik – Untersuchungen im Pilotmaßstab.....	125
3.4	Datenauswertung – Technologieanpassung.....	128
3.4.1	Ermittlung der Eliminationsleistungen.....	128
3.4.2	Abwassertechnische Kenngrößen .....	128
3.4.3	Umgang mit Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze.....	129
3.4.4	Ausschluss von Ausreißern.....	129
3.5	Modellannahmen zur Konzeptentwicklung.....	129
4	Ergebnisse und Diskussion der Technologieanpassung.....	135
4.1	Anfall und Beschaffenheit der untersuchten Grauwasserströme.....	135
4.1.1	Überblick.....	135
4.1.2	Volumenstrom .....	137
4.1.2.1	Studierendenwohnheime .....	137
4.1.2.2	Arbeiterunterkünfte .....	138
4.1.2.3	Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten.....	138
4.1.3	Abfiltrierbare Stoffe.....	140
4.1.4	Organischer Kohlenstoff.....	141
4.1.4.1	Studierendenwohnheime .....	141
4.1.4.2	Arbeiterunterkünfte .....	141
4.1.4.3	Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten.....	142
4.1.5	Stickstoffverbindungen.....	143
4.1.5.1	Studierendenwohnheime .....	143
4.1.5.2	Arbeiterunterkünfte .....	143
4.1.5.3	Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten.....	144
4.1.6	Phosphorverbindungen.....	145
4.1.6.1	Studierendenwohnheime .....	145

4.1.6.2	Arbeiterunterkünfte .....	146
4.1.6.3	Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten.....	146
4.1.7	CSB : N : P-Verhältnis .....	147
4.1.7.1	Studierendenwohnheime .....	147
4.1.7.2	Arbeiterunterkünfte .....	147
4.1.7.3	Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten.....	148
4.1.8	Bor, Calcium, Kalium, Magnesium, Natrium und SAR-Wert.....	148
4.1.8.1	Studierendenwohnheime .....	149
4.1.8.2	Arbeiterunterkünfte .....	149
4.1.8.3	Vergleich der beiden Standardort mit Literaturdaten.....	149
4.1.9	Chlorid und Sulfat .....	150
4.1.9.1	Studierendenwohnheime .....	151
4.1.9.2	Arbeiterunterkünfte .....	151
4.1.9.3	Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten.....	151
4.1.10	Tenside .....	151
4.1.10.1	Studierendenwohnheime .....	151
4.1.10.2	Arbeiterunterkünfte .....	152
4.1.10.3	Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten.....	152
4.1.11	Organische Mikroverunreinigungen .....	153
4.1.11.1	Studierendenwohnheime .....	153
4.1.11.2	Arbeiterunterkünfte .....	155
4.1.11.3	Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten.....	156
4.1.12	Keimbelastung .....	158
4.1.12.1	Studierendenwohnheime .....	158
4.1.12.2	Arbeiterunterkünfte .....	159
4.1.12.3	Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten.....	160
4.1.13	Temperatur, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit.....	161
4.1.13.1	Studierendenwohnheime .....	162
4.1.13.2	Arbeiterunterkünfte .....	162
4.1.13.3	Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten.....	162
4.1.14	Zwischenfazit .....	163
4.2	Einfluss der baulichen und betrieblichen Anpassungen auf Reinigungsleistung und Ablaufwerte.....	166

4.2.1	Laborversuche zur Phosphoradsorption/-desorption und Tracer-Versuche.....	166
4.2.2	Kleintechnische Untersuchungen.....	166
4.2.2.1	Überblick.....	166
4.2.2.2	Entfernung der abfiltrierbaren Stoffe.....	170
4.2.2.3	Entfernung der organischen Kohlenstoffverbindungen.....	170
4.2.2.4	Umsetzung der Stickstoffverbindungen und bedarfsgerechte Stickstoffelimination.....	173
4.2.2.5	Rückhalt der Phosphorverbindungen und bedarfsgerechte Phosphorentfernung .....	177
4.2.2.6	Bor, Calcium, Kalium, Magnesium, Natrium und SAR-Wert.....	181
4.2.2.7	Chlorid und Sulfat .....	182
4.2.2.8	Tensidentfernung.....	182
4.2.2.9	Keimreduktion.....	183
4.2.2.10	Temperatur, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit.....	184
4.2.3	Untersuchungen im Pilotmaßstab.....	185
4.2.3.1	Überblick.....	185
4.2.3.2	Entfernung der organischen Kohlenstoffverbindungen.....	188
4.2.3.3	Umsetzung der Stickstoffverbindungen und Nitrifikation .....	190
4.2.3.4	Rückhalt der Phosphorverbindungen .....	192
4.2.3.5	Calcium, Kalium, Magnesium, Natrium und SAR-Wert.....	193
4.2.3.6	Chlorid und Sulfat .....	194
4.2.3.7	Tensidentfernung.....	194
4.2.3.8	Entfernung der organischen Mikroverunreinigungen.....	195
4.2.3.9	Keimreduktion und Hygienisierung .....	198
4.2.3.10	Temperatur, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit.....	199
4.2.4	Zwischenfazit .....	200
4.3	Bewertung der Verdunstungsleistung und der Eignung zur Wasserwiederverwendung im urbanen Raum .....	203
4.3.1	Bewertung der Verdunstungsleistung durch Evapotranspiration.....	203
4.3.2	Bewertung der urbanen Anwendbarkeit des angepassten Bodenfilterverfahrens zur Grauwasserbehandlung .....	204
4.3.2.1	Vorbehandlungserfordernis.....	204
4.3.2.2	Aufgeständerte, modulare Bauweise des Vertikalfilters .....	205
4.3.2.3	Filtermedium.....	206

4.3.2.4	Erforderliche Filterfläche und -tiefe .....	206
4.3.2.5	Biodiversität und Landschaftsgestaltung.....	208
4.3.3	Eignung des aufbereiteten Wassers zur Bewässerung landwirtschaftlich und urban genutzter Flächen .....	211
4.3.4	Eignung des aufbereiteten Wassers zur Versickerung bzw. Grundwasseranreicherung.....	214
4.3.5	Eignung des aufbereiteten Wassers zur Toilettenspülung, Gartenbewässerung und Reinigung von Wäsche.....	216
4.4	Bemessungswerte für Grauwasseranlagen und Anpassungsbedarf im technischen Regelwerk .....	221
4.4.1	Bemessungswerte für Grauwasseranlagen.....	221
4.4.2	Ermittlung des Anpassungs- und Ergänzungsbedarfs für das technische Regelwerk .....	224
4.4.2.1	Kennwerte zur Bemessung von Anlagen zur Grauwasserbehandlung .....	225
4.4.2.2	Wahl und Bemessung der Vorbehandlung.....	225
4.4.2.3	Vorgabe zur Tiefe der Filterschicht.....	226
4.4.2.4	Vorgabe zum Ungleichförmigkeitsgrad für Lavasand (0 – 4 mm).....	226
4.4.2.5	Vorgabe zur beschickten Fläche pro Austrittsöffnung für Lavasand (0 – 4 mm) .....	226
4.4.2.6	Vorgabe zur Mindestzeit zwischen den Intervallbeschickungen.....	227
4.4.2.7	Eignung zur Nitrifikation bei reduzierten Wassertemperaturen .....	228
4.4.2.8	Vorgabe zur erforderlichen Fläche und Bemessungsansätze.....	228
4.4.3	Zwischenfazit .....	231
4.5	Zwischenfazit – Technologieanpassung.....	233
5	Ergebnisse und Diskussion der Konzeptentwicklung .....	237
5.1	Einbindung bestehender Abwasserinfrastrukturen in Transitionskonzepte für ressourcenorientierte Sanitärsysteme .....	237
5.2	Auswirkungen der Grauwasserseparation auf zentrale Abwasserbehandlungsanlagen.....	237
5.3	Zwischenfazit – Konzeptentwicklung .....	249
6	Fazit und Ausblick.....	251
6.1	Validierung der Forschungshypothesen .....	251
6.2	Zusammenfassung der Ergebnisse .....	257
6.3	Forschungsbedarf und Ausblick .....	262
	Literaturverzeichnis .....	267

	Anhang.....	291
Anhang A	Bauliche und betriebliche Aspekte der kleintechnischen Bodenfilter.....	291
Anhang B	Bauliche und betriebliche Aspekte der Bodenfilter im Pilotmaßstab .....	296
Anhang C	Eigenschaften der Adsorber- und Filtermaterialien .....	303
Anhang D	Zusammensetzung von Grauwasser .....	313
Anhang E	Sonstige Methoden und Analysen und Kalibrierkurven.....	315
Anhang F	Sonstige Untersuchungsergebnisse.....	318
Anhang G	Akademischer und beruflicher Werdegang .....	327



# Abbildungsverzeichnis

<b>Abbildung 1-1:</b>	Struktur der vorliegenden Forschungsarbeit.....	8
<b>Abbildung 2-1:</b>	Einwohnerspezifische Volumenströme und Frachten der unterschiedlichen Fraktionen häuslichen Schmutzwassers.....	21
<b>Abbildung 2-2:</b>	Definition von Grauwasser und den dazugehörigen Grauwasserteilströmen im häuslichen Bereich gemäß deutscher Fachliteratur, differenziert nach der Menge anfallender Teilströme und dem Grad der Verschmutzung. ....	26
<b>Abbildung 2-3:</b>	Wasserbilanz in L/(E·d) auf Haushaltsebene am Beispiel der Wiederverwendung von schwach belastetem Grauwasser aus Duschen, Badewannen und Handwaschbecken.....	31
<b>Abbildung 2-4:</b>	Vereinfachte Darstellung einer grundsätzlichen Verfahrenskette zum Erreichen der Qualitätsanforderungen an aufbereitetes (Grau-)Wasser für die Wasserwiederverwendung. ....	58
<b>Abbildung 2-5:</b>	Schematische Darstellung eines vertikal durchströmten Bodenfilters zur Grauwasserbehandlung.....	66
<b>Abbildung 3-1:</b>	Übersicht der Untersuchungen zur Technologieanpassung und Konzeptentwicklung: Logik, Struktur und Ziele. ....	87
<b>Abbildung 3-2:</b>	Kleintechnische Bodenfilteranlagen nach Inbetriebnahme mit Grauwasser (links) und nach über 500 Tagen Betrieb (rechts). ....	91
<b>Abbildung 3-3:</b>	Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus der kleintechnischen Bodenfilteranlagen mit Wasserpfad, Filteraufbau und sonstigen technischen Elementen. ....	92
<b>Abbildung 3-4:</b>	Beschickung von Grauwasser über den Zulaufverteiler in eine Vertikalfiltersäule mit Rheinsand als Filterschicht (links); Be-/Entlüftungsschlauch am Grund des Filters (rechts). ....	96
<b>Abbildung 3-5:</b>	Grüne Wand bei der Anlieferung (links); und grüne Wand nach Bewässerung mit aufbereitetem Grauwasser.....	97
<b>Abbildung 3-6:</b>	Bodenfilteranlage zur Grauwasserbehandlung im Pilotmaßstab am Impulsprojekt Stuttgart mit vereinfachter Darstellung des Wasserpfades. ....	105
<b>Abbildung 3-7:</b>	Fließschema des Impulsprojektes Stuttgart mit Bodenfilter zur Grauwasserbehandlung im Pilotmaßstab: Wasserpfad, Steuerungs- bzw. Regelungslogik und weitere Angaben.....	106
<b>Abbildung 3-8:</b>	Rheinsand- (0 – 2 mm) und Lavasandbodenfilter (0 – 4 mm) im Pilotmaßstab bei Inbetriebnahme mit Grauwasser (links) und nach ca. 3 Monaten Betrieb (rechts).....	109
<b>Abbildung 3-9:</b>	Im Speicher eingebauter, gereinigter Grobschmutzfilterkorb (Maschenweite = 1,3 mm) [links] und ausgebauter, ungereinigter Grobschmutzfilterkorb der Fa. Green Life GmbH (rechts) zur Vorbehandlung von Grauwasser. ....	109
<b>Abbildung 3-10:</b>	Beschickung des Lavasandfilters im Pilotmaßstab kurz nach dessen Inbetriebnahme mit Grauwasser (links) und Vorderansicht des aufgeständerten Vertikalfilters zur Aufbereitung von Dusch- und Handwaschbeckenabwasser (rechts). ....	110

<b>Abbildung 3-11:</b> Stoff- und Volumenstrombilanzen der Ausgangssituation (0 % Transition) der Modellkläranlage (Belebtschlammanlage zur Stickstoffelimination mit vorgeschalteter Denitrifikation und anaerober Schlammstabilisierung).....	131
<b>Abbildung 4-1:</b> Jahressganglinie der Grauwassermenge aus Duschen und Handwaschbecken in temporären Arbeiterunterkünften in Stuttgart, bei einer Belegung von zehn Bauarbeitern. ....	138
<b>Abbildung 4-2:</b> Box-Plot der Anfallmengen von Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken aus Arbeiterunterkünften in Stuttgart und Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken mit geringem Küchenabwasseranteil aus Studierendenwohnheimen in Birkenfeld im Vergleich.....	139
<b>Abbildung 4-3:</b> Unterschreitungshäufigkeiten der Konzentration von abfiltrierbaren Stoffen in ungesiebttem und gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser mit geringem Küchenanteil aus Studierendenwohnheimen in Birkenfeld.....	141
<b>Abbildung 4-4:</b> Unterschreitungshäufigkeiten der CSB-Konzentration in ungesiebttem und gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser mit geringem Küchenanteil aus Studierendenwohnheimen in Birkenfeld sowie in gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser aus Arbeiterunterkünften in Stuttgart. ....	142
<b>Abbildung 4-5:</b> Unterschreitungshäufigkeiten der $TN_b$ -Konzentration in ungesiebttem und gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser mit geringem Küchenanteil aus Studierendenwohnheimen in Birkenfeld sowie in gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser aus Arbeiterunterkünften in Stuttgart. ....	144
<b>Abbildung 4-6:</b> Unterschreitungshäufigkeiten der $P_{ges}$ -Konzentration in ungesiebttem und gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser mit geringem Küchenabwasseranteil aus den Studierendenwohnheimen in Birkenfeld sowie in gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser aus Arbeiterunterkünften in Stuttgart. ....	147
<b>Abbildung 4-7:</b> Box-Plot der Konzentration von kationischen, anionischen und nichtionischen Tensiden in Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken aus Arbeiterunterkünften in Stuttgart und Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken mit geringem Küchenabwasseranteil aus Studierendenwohnheimen in Birkenfeld im Vergleich.....	152
<b>Abbildung 4-8:</b> Veränderung der CSB-Konzentration im Zulauf und den Abläufen der kleintechnischen Bodenfilteranlagen S1 – S6 in Abhängigkeit der Betriebsphase.....	172
<b>Abbildung 4-9:</b> Frachtbilanzen für $P_{ges}$ in der Bodenfiltersäule S3 mit 50 cm Filtertiefe und 10 cm in der Dränschicht eingebauter P-Adsorbierschicht (a) während des nicht eingestauten Betriebs, (b) des eingestauten Betriebs der Dränschicht und (c) bei Betrachtung des gesamten Untersuchungszeitraumes. ....	180
<b>Abbildung 4-10:</b> Veränderung der CSB-Konzentration im Zulauf und den Abläufen der Rhein- und Lavasandbodenfilter im Pilotmaßstab in Abhängigkeit der Betriebsphase. ....	189
<b>Abbildung 4-11:</b> Veränderung der $P_{ges}$ -Konzentration im Zulauf und den Abläufen der Rhein- und Lavasandbodenfilter im Pilotmaßstab in Abhängigkeit der Betriebsphase. ....	192
<b>Abbildung 4-12:</b> Evapotranspiration des Bodenfilters im Pilotmaßstab im Betriebsjahr von Dez. 2020 bis Nov. 2021 bei einer mittleren hydraulischen Flächenbelastung von 70 L/(m <sup>2</sup> -d) bzw. 70 mm/d. ....	203
<b>Abbildung 4-13:</b> Entwicklung der Bodenfilterbepflanzung im Laufe des Anlagenbetriebs. ....	210

- Abbildung 5-1:** Stoff- und Volumenstrombilanzen der Modellkläranlage (Belebtschlammanlage mit Stickstoffelimination und anaerober Schlammstabilisierung) bei 17 % Transition zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen (17 % Grauwasserabkopplung vom Hauptabwasserstrom) ..... 239
- Abbildung 5-2:** Stoff- und Volumenstrombilanzen der Modellkläranlage (Belebtschlammanlage mit Stickstoffelimination und anaerober Schlammstabilisierung) bei 35 % Transition zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen (35 % Grauwasserabkopplung vom Hauptabwasserstrom) mit einer integrierten N-Entfernung/Rückgewinnung im Nebenstrom. .... 242
- Abbildung 5-3:** Stoff- und Volumenstrombilanzen der Modellkläranlage (Belebtschlammanlage mit Stickstoffelimination und anaerober Schlammstabilisierung) bei 50 % Transition zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen (50 % Grauwasserabkopplung vom Hauptabwasserstrom) mit Urinseparierung zur Aufrechterhaltung eines günstigen C/N-Verhältnisses in der anoxischen Phase..... 245

# Tabellenverzeichnis

<b>Tabelle 1-1:</b>	Forschungsziele der vorliegenden Arbeit und Wege zur Zielerreichung. ....	6
<b>Tabelle 2-1:</b>	Anfall und Beschaffenheit von Grauwasser und Grauwasserteilströmen in Gegenüberstellung mit kommunalem Abwasser. ....	28
<b>Tabelle 2-2:</b>	Vergleich einwohnerspezifischer Volumenströme und Frachten als Bemessungswerte für die Auslegung von Anlagen zur Behandlung von gesamt anfallendem Grauwasser. ....	42
<b>Tabelle 2-3:</b>	Wesentliche Qualitätsanforderungen an Bewässerungswasser auf Bundes- und europäischer Ebene in Gegenüberstellung mit TrinkwV (2016) und dem internationalen Standard ISO 16075-1 (2020). ....	47
<b>Tabelle 2-4:</b>	Wesentliche Anhaltspunkte für Qualitätsanforderungen an die Versickerung von aufbereitetem Abwasser in Deutschland in Gegenüberstellung mit dem US-amerikanischen Standard EPA (2012) ....	54
<b>Tabelle 2-5:</b>	Wesentliche Qualitätsanforderungen an Wasser für Gartenbewässerung, Toilettenspülung und Reinigung von Wäsche in Gegenüberstellung mit dem US-amerikanischen Standard EPA (2012). ....	56
<b>Tabelle 2-6:</b>	Typische Ablaufwerte und erzielte Reinigungsleistungen von Membranbioreaktoren zur Grauwasserbehandlung. ....	62
<b>Tabelle 2-7:</b>	Wesentliche Reinigungsmechanismen in bepflanzten, vertikal durchströmten Bodenfiltern. ....	74
<b>Tabelle 2-8:</b>	Typische Ablaufwerte und erzielte Reinigungsleistungen von vertikal durchflossenen Bodenfiltern zur Grauwasserbehandlung. ....	77
<b>Tabelle 2-9:</b>	Forschungshypothesen und Bewertungsmaßstäbe zur Validierung der wissenschaftlichen Hypothesen. ....	85
<b>Tabelle 3-1:</b>	Wesentliche Merkmale zum Filteraufbau der kleintechnischen Bodenfilteranlage und Ziele der baulichen Modifikationen in der Betriebszeit von 11.06.2020 – 23.11.2021 (530 d). ....	95
<b>Tabelle 3-2:</b>	Betriebsphasen während der kleintechnischen Bodenfilteruntersuchungen und spezifische Ziele im Zeitraum von 11.06.2020 bis 23.11.2021 (530 Tage). ....	98
<b>Tabelle 3-3:</b>	Filterspezifische hydraulische und CSB-Flächenbelastungen je Betriebsphase im Rahmen der kleintechnischen Bodenfilteruntersuchungen im Zeitraum von 09.07.20 bis 23.11.21 (502 Tage; ohne Einfahrphase). ....	102
<b>Tabelle 3-4:</b>	Wesentliche Merkmale zum Aufbau der Bodenfilteranlage im Pilotmaßstab im Untersuchungszeitraum von 11.07.2020 bis 30.11.2021 (507 Tage) am Impulsprojekt Stuttgart. ....	105
<b>Tabelle 3-5:</b>	Betriebsphasen während der Bodenfilteruntersuchungen zur Grauwasserbehandlung im Pilotmaßstab und spezifische Ziele im Untersuchungszeitraum von 11.07.2020 bis 30.11.2021 (507 Tage) am Impulsprojekt Stuttgart. ....	112
<b>Tabelle 3-6:</b>	Filterspezifische hydraulische und CSB-Flächenbelastungen während der Untersuchungen im Pilotmaßstab zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser aus Arbeiterunterkünften von 10.09.20 – 30.11.21 (ohne Einfahrphase). ....	113

<b>Tabelle 3-7:</b>	Eingesetzte Filter-, Adsorber- und Dränmaterialien im Rahmen der Bodenfilteruntersuchungen.....	116
<b>Tabelle 3-8:</b>	Materialeigenschaften der Filtermedien Rheinsand (0 – 2 mm) und Lavasand (0 – 4 mm). .....	116
<b>Tabelle 3-9:</b>	An die Grauwasserspeicherung angeschlossene Armaturen aus acht unterschiedlichen Wohneinheiten eines Wohngebäudes am Umwelt-Campus Birkenfeld.....	120
<b>Tabelle 3-10:</b>	Analysemethoden mit Häufigkeit der Beprobung des Rohgrauwassers sowie des Zu- und Ablaufes der kleintechnischen Bodenfilteranlage. ....	124
<b>Tabelle 3-11:</b>	Konservierungsmethoden für Proben von Rohgrauwasser sowie Zu- und Ablauf der kleintechnischen Bodenfilteranlage in Kaiserslautern. ....	125
<b>Tabelle 3-12:</b>	Testverfahren zur Ermittlung der hygienisch-mikrobiologischen Beschaffenheit des Zu- und Ablaufes der kleintechnischen Bodenfilteranlage in Kaiserslautern. ....	125
<b>Tabelle 3-13:</b>	Angewandte Analysemethoden mit Häufigkeit der Beprobung des Zu- und Ablaufes der Bodenfilteranlage im Pilotmaßstab. ....	127
<b>Tabelle 3-14:</b>	Testverfahren zur Ermittlung der hygienisch-mikrobiologischen Beschaffenheit des Grauwassers und der Abläufe der Bodenfilteranlage im Pilotmaßstab. ....	127
<b>Tabelle 3-15:</b>	Annahmen, Berechnungen und Rahmenbedingungen für Fracht- und Volumenstrombilanzen einer Belebtschlammanlage mit Stickstoffelimination und anaerober Schlammstabilisierung. ....	133
<b>Tabelle 4-1:</b>	Anfall und Beschaffenheit von schwach belastetem Grauwasser (Rohgrauwasser; ungesiebt) aus Duschen und Handwaschbecken mit geringem Küchenabwasseranteil aus Studierendenwohnheimen von 11.06.2020 – 23.11.2021. ....	136
<b>Tabelle 4-2:</b>	Anfall und Beschaffenheit von gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken aus temporären Arbeiterunterkünften von 29.11.2020 – 30.11.2021. ....	137
<b>Tabelle 4-3:</b>	Hygienisch-mikrobiologische Beschaffenheit von schwach belastetem Grauwasser (Rohgrauwasser; ungesiebt) aus Duschen und Handwaschbecken mit geringem Küchenabwasseranteil aus Studierendenwohnheimen.....	159
<b>Tabelle 4-4:</b>	Hygienisch-mikrobiologische Beschaffenheit von schwach belastetem Grauwasser (Rohgrauwasser; ungesiebt) aus Duschen und Handwaschbecken aus Arbeiterunterkünften. ....	159
<b>Tabelle 4-5:</b>	Qualitäten von Rohgrauwasser, Zulauf und Abläufen der kleintechnischen Bodenfiltersäulen S1 – S6 zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser aus Studierendenwohnheimen mit Rheinsand (0 – 2 mm) oder Lavasand (0 – 4 mm) als Filterschicht, von 11.06.2020 – 23.11.2021 (530 Tage).....	167 -
<b>Tabelle 4-6:</b>	Mittlere frachtbezogene $N_{ges}$ -Elimination in %, je Bodenfiltersäule im kleintechnischen Maßstab. ....	175
<b>Tabelle 4-7:</b>	Frachtbezogene $P_{ges}$ -Elimination in % je Bodenfiltersäule und Betriebsphase im kleintechnischen Maßstab in Kaiserslautern. ....	178
<b>Tabelle 4-8:</b>	Gegenüberstellung der Hygieneparameter im Zulauf (gesiebttes Grauwasser) und im Ablauf der kleintechnischen Bodenfiltersäulen S1 – S6.....	183

<b>Tabelle 4-9:</b>	Bewachsene Vertikalfilter mit Lavasand (0 – 4 mm) und Rheinsand (0 – 2 mm) als Filterschicht zur Behandlung von gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser aus Gemeinschaftsduschen und Handwaschbecken aus temporären Bauarbeiterunterkünften: Zu- und Ablaufwerte, 09.07.2020 – 30.11.2021. ....	186
<b>Tabelle 4-10:</b>	Hygienisch-mikrobiologische Beschaffenheit des Zulaufes (gesiebttes Grauwasser) und Ablaufes der Bodenfilteranlage im Pilotmaßstab (Auslass Lavasand- und Rheinsandfilter) sowie des hygienisierten Grauwassers (gemischter Ablauf). ....	198
<b>Tabelle 4-11:</b>	Einfluss der Tiefe der Filterschicht auf die Reinigungsleistung bei den untersuchten Vertikalfiltern im kleintechnischen und Pilotmaßstab. ....	207
<b>Tabelle 4-12:</b>	Mittlere Nährstoffkonzentrationen und SAR-Wert im Ablauf eines Vertikalfilters mit einer hydraulischen Flächenbelastung im Bereich von 80 L/(m <sup>2</sup> ·d) in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration und unter Einbeziehung betrieblicher und baulicher Merkmale. ....	211
<b>Tabelle 4-13:</b>	Eignung von betrieblich und baulich angepassten Vertikalfiltern zur nutzungsorientierten Grauwasseraufbereitung. ....	219
<b>Tabelle 4-14:</b>	Einwohnerspezifische Anhaltswerte zur Abschätzung der Belastung von schwach belastetem Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken mit geringem Küchenabwasseranteil. ....	222
<b>Tabelle 4-15:</b>	Einwohnerspezifische Kennwerte zur Bemessung von Anlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken. ....	223
<b>Tabelle 4-16:</b>	Änderungs- und Ergänzungsbedarf im technischen Regelwerk DWA-A 262 (2017) am Beispiel von Vertikalfiltern als Hauptstufe zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken. ....	232
<b>Tabelle 5-1:</b>	Erforderliche Urinseparierung (%) aus dem Hauptabwasserstrom für einen vollständigen Verzicht auf die Stickstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen am Beispiel einer nitrifizierenden Belebtschlammanlage mit Stickstoffelimination und anaerober Schlammstabilisierung. ....	246
<b>Tabelle 5-2:</b>	Grauwasserabkopplung vom Kläranlagenablauf als mögliches Transitionsszenario für bestehende Kläranlagen und Maßnahmen zur Sicherstellung eines einwandfreien Betriebes. ....	248
<b>Tabelle 6-1:</b>	Forschungshypothesen und Bewertungsmaßstäbe zur Validierung der wissenschaftlichen Hypothesen. ....	253

# Abkürzungs- und Symbolverzeichnis

Zeichen	Erläuterung
<b>A</b>	Fläche in m <sup>2</sup>
<b>a. a. R. d. T</b>	Allgemein anerkannte Regeln der Technik
<b>AbfKlärV</b>	Klärschlammverordnung (AbfKlärV 2017)
<b>AbwV</b>	Abwasserverordnung (AbwV 2004)
<b>A<sub>F</sub></b>	Filterfläche in m <sup>2</sup>
<b>AFS</b>	Abfiltrierbare Stoffe
<b>AGA</b>	Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
<b>AHTN</b>	Tonalid; polycyclische synthetische Moschusverbindung
<b>Anammox</b>	Anaerobe Ammoniumoxidation
<b>AOX</b>	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene
<b>ATV</b>	Abwassertechnische Vereinigung (Vorgängervereinigung der ATV-DVWK und später der DWA; siehe ATV-DVWK und DWA)
<b>ATV-DVWK</b>	Verein Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Vorgängervereinigung der DWA; siehe DWA)
<b>AVBWasserV</b>	Verordnung über Allgemeine Bedingungen für die Versorgung mit Wasser (AVBWasserV 1980)
<b>AWS</b>	Alternative Wassersysteme
<b>BB</b>	Belebungsbecken
<b>BBodSchV</b>	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999)
<b>BBP</b>	Benzylbutylphthalat (z. B. Einsatz in kosmetischen Formulierungen)
<b>BDEW</b>	Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e. V.
<b>BET</b>	Analyseverfahren zur Größenbestimmung von Oberflächen meist poröser Festkörper mittels Gasadsorption nach Brunauer, Emmett und Teller (vgl. Brunauer et al. 1938)
<b>BET-Oberfläche</b>	Oberfläche von Festkörpern ermittelt durch die BET-Methode in m <sup>2</sup> /g
<b>BG</b>	Bestimmungsgrenze
<b>BGI</b>	Blau-grüne Infrastrukturen
<b>BHA</b>	Butylhydroanisol (Antioxidant/Stabilisator)
<b>BHKW</b>	Blockheizkraftwerk
<b>BHT</b>	Butylhydroxytoluol (Antioxidant/Stabilisator)
<b>B<sub>d,i</sub></b>	Tägliche (einwohner- und) parameterspezifische (i) Fracht in g/d oder g/(E·d)
<b>B<sub>d,i,ab</sub></b>	Tägliche parameterspezifische (i) Abblauffracht in g/d
<b>B<sub>d,i,PS</sub></b>	Tägliche parameterspezifische (i) Fracht im Primärschlamm
<b>B<sub>d,i,Urin</sub></b>	Tägliche parameterspezifische (i) Fracht im Urin
<b>B<sub>d,i,ÜS</sub></b>	Tägliche parameterspezifische (i) Fracht im Überschussschlamm
<b>B<sub>d,i,zu</sub></b>	Tägliche parameterspezifische (i) Zulauffracht in g/d
<b>BiAS</b>	Bismutaktive Substanz (nicht ionische Tenside)
<b>BMUB</b>	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit; heute Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV)
<b>BP</b>	Betriebsphase
<b>BSB<sub>5</sub></b>	Biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen
<b>BSB<sub>7</sub></b>	Biochemischer Sauerstoffbedarf nach sieben Tagen
<b>BWK</b>	Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e.V.
<b>C<sub>i</sub></b>	Parameterspezifische (i) Konzentration

<b>Zeichen</b>	<b>Erläuterung</b>
<b>C<sub>i,ab</sub></b>	Parameterspezifische (i) Konzentration im Ablauf
<b>C<sub>i,zu</sub></b>	Parameterspezifische (i) Konzentration im Zulauf
<b>COD</b>	Chemischer Sauerstoffbedarf (englisch: <i>chemical oxygen demand</i> )
<b>CSB</b>	Chemischer Sauerstoffbedarf
<b>CSB<sub>hom</sub></b>	Chemischer Sauerstoffbedarf der homogenisierten Probe
<b>CSB<sub>gelöst</sub></b>	Gelöster chemischer Sauerstoffbedarf
<b>CSTR</b>	Volldurchmischer Ausschwemmreaktor (englisch: <i>Continuous Stirred Tank Reactor</i> )
<b>d<sub>10</sub></b>	Wirksamer Korndurchmesser des Filtermediums, unterhalb dessen 10 % der Körner nach Gewicht liegen
<b>D<sub>15</sub></b>	Korndurchmesser der Dränschicht, unterhalb dessen 15 % der Körner nach Gewicht liegen
<b>d<sub>60</sub></b>	Korndurchmesser des Filtermediums, unterhalb dessen 60 % der Körner nach Gewicht liegen
<b>d<sub>85</sub></b>	Korndurchmesser des Filtermediums, unterhalb dessen 85 % der Körner nach Gewicht liegen
<b>DA</b>	Außendurchmesser (in mm)
<b>DBP</b>	Di-n-butylphthalat (z. B. Einsatz in kosmetischen Formulierungen)
<b>DDT</b>	Dichlordiphenyltrichlorethan (Insektizid)
<b>DEET</b>	Diethyltoluamid (Insektizid)
<b>DEHP</b>	Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (z. B. Einsatz in kosmetischen Formulierungen)
<b>DEP</b>	Diethylphthalat (z. B. Einsatz in kosmetischen Formulierungen)
<b>DeSa/R</b>	Englisch: <i>Decentralised Sanitation and Reuse</i>
<b>Destatis</b>	Statistisches Bundesamt
<b>DiBP</b>	Di-i-butylphthalat (z. B. Einsatz in kosmetischen Formulierungen)
<b>DIN</b>	Deutsches Institut für Normung e. V.
<b>DiNP</b>	Di-iso-nonyl-phthalat (Ersatzstoff für DEHP)
<b>DN</b>	Nennweite (in mm) [französisch: <i>Diamètre Nominal</i> ] oder Denitrifikation
<b>DNA</b>	Desoxyribonukleinsäure
<b>DOC</b>	Gelöster organischer Kohlenstoff (englisch: <i>dissolved organic carbon</i> )
<b>DSBAS</b>	Disulfonblauaktive Substanz (kationische Tenside)
<b>DüV</b>	Düngeverordnung (DüV 2017)
<b>DVGW</b>	Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V.
<b>DWA</b>	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
<b>E</b>	Einwohner
<b><i>E. coli</i></b>	<i>Escherichia coli</i>
<b>EC</b>	Elektrische Leitfähigkeit (englisch: <i>Electrical Conductivity</i> )
<b>ecosan</b>	Ökologische Sanitärversorgung (englisch: <i>Ecological Sanitation</i> )
<b>ED</b>	(Nach-)Eindickung
<b>EG</b>	Europäische Gemeinschaft
<b>EN</b>	Europäische Norm
<b>EPA</b>	Umweltschutzbehörde der Vereinigten Staaten von Amerika (englisch: <i>U.S. Environmental Protection Agency</i> )
<b>EU-BadeGewRL</b>	Badegewässerrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft (EU-BadeGewRL 2006)
<b>EU-DetergV</b>	Detergenzienverordnung der Europäischen Gemeinschaft (EU-DetergV 2004)
<b>EU-FischGewRL</b>	Fischgewässerrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft (EU-FischGewRL 2006)
<b>EU-GWRL</b>	Grundwasserrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft (EU-GWRL 2006)
<b>EU-KosmetikV</b>	Kosmetikverordnung der Europäischen Gemeinschaft (EU-KosmetikV 2009)
<b>EU-UWWTD</b>	Kommunalabwasserrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft (EU-UWWTD 1991)
<b>EU-WasserWVVO</b>	Wasserwiederverwendungsverordnung der Europäischen Gemeinschaft (EU-WasserWVVO 2020)
<b>EU-WRRL</b>	Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft (EU-WRRL 2000)
<b>EV</b>	Evapotranspiration in Vol.-% (bezogen auf Q <sub>d,zu</sub> )
<b>EW</b>	Einwohnerwert



<b>Zeichen</b>	<b>Erläuterung</b>
f <sub>AE,CSB</sub>	Mittlere tägliche CSB-Flächenbelastung der Filterfläche
FAO	Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (englisch: <i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i> )
FB	Faulbehälter
fbr	Bundesverband für Betriebs- und Regenwasser e.V.
FIC	Durchflussanzeige und -regler (englisch: <i>Flow Indicator Controller</i> )
FIR	Durchflussanzeige und -register (englisch: <i>Flow Indicator Register</i> )
FKC	Durchfluss/-Zeitregler (englisch: <i>Flow Time Controller</i> )
FS	Faulschlamm
FWS	Anlagen mit freier Wasseroberfläche (englisch: <i>Free Water Surface Constructed Wetlands</i> )
G	Hotelgast
GC-MS	Gaschromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung (englisch: <i>Gas chromatography–mass spectrometry</i> )
GK	Größenklasse nach Anhang 1 der Abwasserverordnung (AbwV 2004)
GOK	Geländeoberkante
GRP	Gelöster reaktiver Phosphor
GrwV	Grundwasserverordnung (GrwV 2010)
GROW	Begrünte Dächer mit Wasserrecycling (englisch: <i>Green Roof Water Recycle</i> )
GS	Grauwasserseparierung
GW	Grauwasser
H	Höhe, gesamt (z. B. Freibord + Höhe der Filterschicht + Höhe der Dränschicht)
HD-PE	Polyethylen hoher Dichte (englisch: <i>High-Density Polyethylen</i> )
HFCW	Horizontal durchströmter Bodenfilter (englisch: <i>Horizontal Flow Constructed Wetland</i> )
HHCB	Galaxolid; polycyclische synthetische Moschusverbindungen (Duftstoff)
HLR	Mittlere tägliche hydraulische Flächenbelastung der Filterfläche (englisch: <i>Hydraulic Loading Rate</i> )
HT	Hochtemperatur
HPLC-MS	Flüssigchromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung (englisch: <i>High-performance liquid chromatography–mass spectrometry</i> )
IBC	Tankcontainer mit 1 m <sup>3</sup> Fassungsvermögen (englisch: <i>Intermediate Bulk Container</i> )
IPCC	Weltklimarat (englisch: <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i> )
ISO	Internationale Organisation für Normung (englisch: <i>International Organization for Standardization</i> )
KA	Kläranlage
KAK	Kationenaustauschkapazität in mmol/g
KBE	Koloniebildende Einheiten
k <sub>f</sub>	Durchlässigkeitsbeiwert in m/s
k <sub>fA</sub>	Durchlässigkeitsbeiwert des wassergesättigten Filtermaterials vor der Inbetriebnahme in m/s
KFP	Kammerfilterpresse
KG	Kanalgrundrohr
K <sub>ow</sub>	Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient
KW	Klarwasser
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LF	Elektrische Leitfähigkeit
LFC	Füllstands- und Durchflussregler (englisch: <i>Level Flow Controller</i> )
LfU-BY	Bayerisches Landesamt für Umwelt
LHKW	Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe
LIC	Füllstandsanzeige und -regelung (englisch: <i>Flow Indicator Controller</i> )
LIR	Füllstandsanzeige und -registrierung (englisch: <i>Flow Indicator Register</i> )

<b>Zeichen</b>	<b>Erläuterung</b>
<b>LWG</b>	Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau
<b>M</b>	Bodenfeuchte (englisch: <i>Moisture</i> )
<b>m<sub>a</sub></b>	Masse des getrockneten Filterpapiers in mg
<b>MAP</b>	Magnesium-Ammonium-Phosphat
<b>m<sub>b</sub></b>	Masse des getrockneten Filterpapiers mit abfiltrierbaren Stoffen in mg
<b>MBAS</b>	Methylenblauaktive Substanz (anionische Tenside)
<b>MBBR</b>	Wirbelbettreaktor (englisch: <i>Moving bed bioreactor</i> )
<b>MBR</b>	Membranbioreaktor
<b>MV</b>	Magnetventil
<b>M<sub>w</sub></b>	Maschenweite
<b>n</b>	Anzahl der Proben
<b>N</b>	Nitrifikation oder Stickstoff
<b>N<sub>ges</sub></b>	Gesamtstickstoff
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	Ammoniumstickstoff
<b>NO<sub>2</sub>-N</b>	Nitritstickstoff
<b>NO<sub>3</sub>-N</b>	Nitratstickstoff
<b>N<sub>org</sub></b>	Organisch gebundener Stickstoff
<b>NK</b>	Nachklärung
<b>NLWKN</b>	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
<b>NTU</b>	Nephelometrischer Trübungswert (englisch: <i>Nephelometric Turbidity Unit</i> )
<b>OTNE</b>	Patchouli-Ethanon; Duftstoff (Amber)
<b>OTNE-OX</b>	Abbauprodukt von OTNE
<b>ÖNORM</b>	Österreichisches Normungsinstitut
<b>oTR</b>	Organischer Trockenrückstand (Glühverlust)
<b>oTR<sub>üs</sub></b>	Organischer Trockenrückstand (Glühverlust) des Überschussschlammes
<b>ÖWAV</b>	Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband
<b><i>P. australis</i></b>	<i>Phragmites australis</i> ; herkömmliches Schilf
<b>PAK</b>	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe oder Pulveraktivkohle
<b>PB</b>	Patient/-in oder Beschäftigte/-r von Krankenhäusern
<b>PCB</b>	Polychlorierte Biphenyle; bis in die 1980ern als Weichmacher in Lacken, Kunststoffen und Baumaterialien, Hydraulikflüssigkeit und Isolator für Transformatoren und Kondensatoren etc. eingesetzt; Giftstoff
<b>PE</b>	Einwohnerwerte (englisch: <i>Population equivalents</i> )
<b>PFR</b>	Pfropfenströmungsreaktor (englisch: <i>Plug Flow Reactor</i> )
<b>P<sub>gelöst</sub></b>	Gelöster Phosphor
<b>P<sub>ges</sub></b>	Gesamtphosphor
<b>PHöchstMengV</b>	Phosphathöchstmengenverordnung (PHöchstMengV 1980)
<b>P<sub>i</sub></b>	Pumpe i
<b>PKA</b>	Pflanzenkläranlage
<b>PN</b>	Probenahme/-nehmer
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	Phosphatphosphor
<b>PS</b>	Primärschlamm
<b>Q<sub>d</sub></b>	Täglicher (einwohnerspezifischer) Durchfluss in L/d oder L/(E·d)
<b>Q<sub>d,ab</sub></b>	Tägliche (einwohnerspezifische) Abflussmenge in L/d oder L/(E·d)
<b>Q<sub>d,PS</sub></b>	Einwohnerspezifischer Primärschlammmanfall in L/(E·d)

<b>Zeichen</b>	<b>Erläuterung</b>
<b>Q<sub>d,TW</sub></b>	Täglicher (einwohnerspezifischer) Durchfluss bei Trockenwetter in L/d oder L/(E·d)
<b>Q<sub>d,Urin</sub></b>	Einwohnerspezifischer Urinanfall in L/(E·d)
<b>Q<sub>d,ÜS</sub></b>	Einwohnerspezifischer Überschussschlammanfall in L/(E·d)
<b>Q<sub>d,zu</sub></b>	Tägliche (einwohnerspezifische) Zuflussmenge in L/d, L/(E·d) oder m <sup>3</sup> /a
<b>q<sub>max</sub></b>	Maximale Beladung des Sorbens (g Sorbat/kg Sorbent)
<b>RD<sub>x</sub></b>	Redoxpotential
<b>rewa</b>	Fachgebiet für Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung der Technischen Universität Kaiserslautern
<b>RNA</b>	Ribonukleinsäure
<b>RP<sub>i</sub></b>	Pumpenstartrelais i
<b>RPTU</b>	Rheinland-Pfälzische Technische Universität (ehem. Technische Universität Kaiserslautern)
<b>RS</b>	Rohschlamm
<b>SAR</b>	Natrium-Adsorptionswert (englisch: <i>Sodium Adsorption Ratio</i> )
<b>SenSBW</b>	Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Bauen und Wohnen
<b>Si</b>	Kleintechnische (Bodenfilter-)Säule i
<b>SuSan</b>	Nachhaltige Sanitärversorgung (englisch: <i>Sustainable Sanitation</i> )
<b>Statista</b>	Statista GmbH.; deutsche Online-Plattform für Statistik
<b>SW</b>	Schlammwasser
<b>T</b>	Temperatur
<b>T/RH</b>	Außenlufttemperatur und -feuchte (englisch: <i>Temperature and Relative Humidity</i> )
<b>t<sub>50</sub></b>	Zeit, bis 50 % der zugeführten Fracht an Tracer-Substanz ausgetragen werden
<b>t<sub>90</sub></b>	Zeit, bis 90 % der zugeführten Fracht an Tracer-Substanz ausgetragen werden
<b>TAED</b>	Tetraacetylenhildiamin (Bleichmitteln in Waschmitteln)
<b>TCEP</b>	Tris(2-chlorethyl)phosphat (Weichmacher oder Flammschutzmittel in Schäumen, Polyestern und anderen Polymeren)
<b>TCPP</b>	Tris(1-chlor-2-propyl)phosphat (Flammschutzmittel)
<b>TDCPP</b>	Tris(1,3-dichlorisopropyl)phosphat (Flammschutzmittel)
<b>TKN</b>	Gesamter Kjeldahl-Stickstoff (englisch: <i>total Kjeldahl nitrogen</i> ). Der TKN-Wert entspricht der Summe von organischem Stickstoff (N <sub>org</sub> ) und Ammoniumstickstoff (NH <sub>4</sub> -N).
<b>TLL</b>	Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, ehem. Behörde des Freistaats Thüringen.
<b>TM</b>	Trockenmasse
<b>TN<sub>b</sub></b>	Gesamter gebundener Stickstoff (englisch: <i>Total Nitrogen bound</i> ), einschließlich des organisch und anorganisch gebundenen Stickstoffs, jedoch nicht des Elementarstickstoffs
<b>TN<sub>b,gelöst</sub></b>	Gelöster gesamter gebundener Stickstoff
<b>TOC</b>	Gesamter organischer Kohlenstoff (englisch: <i>Total Organic Carbon</i> )
<b>TR</b>	Trockenrückstand in Gew.-%
<b>TR<sub>DÜNN</sub></b>	Trockenrückstand des nicht eingedickten Roh- oder Faulschlammes in Gew.-%
<b>TR<sub>DICK</sub></b>	Trockenrückstand des statisch oder maschinell eingedickten Roh- oder Faulschlammes in Gew.-%
<b>TR<sub>Ps</sub></b>	Trockenrückstand des Primärschlammes in Gew.-%
<b>TR<sub>ÜS</sub></b>	Trockenrückstand des Überschussschlammes in Gew.-%
<b>TriAED</b>	Triacetyldiamin (Abbauprodukt von TAED)
<b>TrinkwV</b>	Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2016)
<b>TS</b>	Trockensubstanz in Gew.-%
<b>TS<sub>0,45</sub></b>	Trockensubstanzgehalt nach der Membranfiltration (0,45 µm)
<b>TS<sub>200</sub></b>	Trockensubstanzgehalt der Feststoffe der vorgeschalteten Feststoffseparation (200 µm)

<b>Zeichen</b>	<b>Erläuterung</b>
<b>TS<sub>200/0,45</sub></b>	Summe des Trockensubstanzgehaltes der vorgeschalteten Feststoffseparation (TS <sub>200</sub> ) und der Feststoffe der Membranfiltration (TS <sub>0,45</sub> ) [vgl. Sievers (2018)]
<b>U</b>	Ungleichförmigkeitsgrad ( $U = d_{60}/d_{10}$ )
<b>UASB</b>	Aufwärts durchströmter anaerober Schlammbettreaktor (englisch: <i>Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor</i> )
<b>UBA</b>	Umweltbundesamt
<b>UCB</b>	Umwelt-Campus Birkenfeld der Hochschule Trier
<b>UF</b>	Ultrafiltration
<b>US</b>	Urinseparierung
<b>ÜS</b>	Überschussschlamm
<b>UV</b>	Ultraviolettstrahlung
<b>UVC</b>	Bereich C der Ultraviolettstrahlung
<b>V</b>	Volumen
<b>V<sub>F</sub></b>	Volumen der filtrierten Wasserprobe im Rahmen der AFS-Bestimmung
<b>VDI</b>	Verein Deutscher Ingenieure e. V.
<b>VFCW</b>	Vertikal durchströmter Bodenfilter (englisch: <i>Vertical Flow Constructed Wetland</i> )
<b>VK</b>	Vorklärung
<b>WHG</b>	Wasserhaushaltsgesetz (WHG 2009)
<b>WHO</b>	Weltgesundheitsorganisation (englisch: <i>World Health Organization</i> )
<b>WRMG</b>	Wasch- und Reinigungsmittelgesetz (WRMG 2013)
<b>∅</b>	Durchmesser
<b>η</b>	Parameterspezifische Reinigungs- oder Eliminationsleistung in %

# 1 Einleitung

## 1.1 Veranlassung und Problemstellung

Zentrale kommunale Kläranlagen und die etablierte, derzeitige Kanalisation stellen eine sichere und komfortable Lösung zur Abwasserbeseitigung dar, jedoch sind sie weder auf die zunehmenden Anforderungen an Ressourceneffizienz und Nachhaltigkeit noch die negativen Auswirkungen des Klimawandels ausgerichtet. Daher ist ein Wechsel hin zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen unerlässlich. Eine schrittweise Umstellung von einer reinen Abwasserbeseitigung hin zu einer ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung erfordert jedoch Anpassungen an bestehenden Infrastrukturen und eine sektorenübergreifende Verzahnung. Dabei muss das Zusammenwirken dezentraler und zentraler Infrastrukturkomponenten beachtet werden, um Synergieeffekte sowohl auf der Kläranlage als auch dezentral zu schaffen und gleichzeitig die Ressourceneffizienz und die Nachhaltigkeit des Gesamtsystems zu steigern. Die Rolle der Abwasserreinigung muss somit als gesamtgesellschaftliche Aufgabe unter Einbeziehung der Herausforderungen des 21. Jahrhunderts neu definiert werden. Demnach ist es wichtig, konventionelle Abwasserinfrastrukturen mit langen Abschreibungs- und Nutzungsdauern, wie diese auch in Deutschland vorzufinden sind, in Transitionskonzepte für eine ressourcenorientierte Abwasserentsorgung einzubinden. Generell gelten für kommunale Abwasseranlagen eine Mindestnutzungsdauer von 25 Jahren und Abschreibungszeiträume von 20 bis 30 Jahren (DWA et al. 2012). Derzeit wird kommunales Abwasser überwiegend als Schadstoff- bzw. Energiesenke statt vielseitiger Quelle für Wasser, Nährstoffe und Energie angesehen (Steinmetz 2017), obwohl Abwasser in mehrfacher Hinsicht wertvolle, bislang weitgehend ungenutzte Ressourcen, wie das Wasser selbst, organischen Kohlenstoff sowie die Makronährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium, enthält. Herkömmliche kommunale Kläranlagen setzen weiterhin große Mengen an Hilfsstoffen (z. B. Aluminium-, Eisensalze, Polymere) und externe Energie (z. B. für Pumpen und die Belüftung) ein, um Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor aus dem Abwasser zu entfernen und die immer strenger werdende Einleitungsanforderungen einzuhalten (Tchobanoglous et al. 2014; Mo und Zhang 2013). Kommunale Kläranlagen zählen zu den größten Stromverbrauchern einer Kommune und benötigen gut 1 % des gesamten deutschen Stromverbrauchs (DWA-A 216 2015). Bestehende Kläranlagen genügen nicht den Anforderungen an Ressourceneffizienz und Nachhaltigkeit.

Die Forderung nach einer Anpassung bestehender Wasserinfrastrukturen wird überlagert vom anthropogen bedingten Klimawandel und dessen negativen Folgen. Der Klimawandel führt insgesamt zu einer Zunahme hydroklimatischer Extreme, darunter Hitzestress, Dürreperioden und Starkregen, und setzt unter anderem die zentrale Trinkwasserversorgung, die in Deutschland überwiegend auf der Gewinnung von Grund- und Oberflächenwasser sowie Uferfiltrat beruht, immer mehr unter Druck. Dies führt zu Einschränkungen in der quantitativen und qualitativen Wasserverfügbarkeit. Bereits bestehende Umweltbelastungen infolge der Urbanisierung, wie z. B. der städtische Wärmeinseleffekt, Überschwemmungen und die Übernutzung von Wasser, werden durch die negativen Auswirkungen des Klimawandels verstärkt (EPA 2016). Zur Wiederherstellung des lokalen Wasserhaushalts gegenüber dem un bebauten Zustand und zur Abmilderung der Folgen des Klimawandels

bedarf es des Erhalts und Ausbaus urbaner blau-grüner Infrastrukturen (BGI). BGI sind strategisch geplante Netze natürlicher und naturnaher Gebiete, die aus vegetativen und wasserbezogenen Elementen bestehen und eine Vielzahl von Ökosystemleistungen erbringen. Sie können ökologisch, sozial und wirtschaftlich vorteilhaft sein, denn sie tragen unter anderem zu einer höheren Lebensqualität, der Steigerung der Biodiversität sowie der Verbesserung des städtischen Mikroklimas, z. B. durch Beschattung, Verdunstungskühlung und Wärmedämmung bei (Juvillà Ballester 2019; Besir und Cuce 2018; Brears 2018). Die Umsetzung von BGI geht jedoch mit einem erheblichen Mehrbedarf an Wasser einher, das für den Unterhalt (z. B. Bewässerung) solcher Systeme benötigt wird. Dies könnte die konventionelle Wasserversorgung weiter unter Druck setzen. Damit sind zwingend neue Lösungsansätze in der Siedlungswasserwirtschaft erforderlich, um den Umgang mit Wasser in Siedlungen neu zu definieren.

Als Alternative bzw. Ergänzung zur klassischen Abwasserbeseitigung wird die frühzeitige Trennung des häuslichen Schmutzwassers häufig diskutiert, wodurch eine gezielte Nutzung der im Schmutzwasser enthaltenen Ressourcen prinzipiell ermöglicht wird. Dabei kann ein deutlicher Mehrwert durch Biogasgewinnung, Recycling von Nährstoffen und/oder Wasserrückgewinnung generiert werden (Frijns et al. 2013; Zeeman und Kujawa-Roeleveld 2013; DWA 2015). Grund hierfür ist, dass sich Abwasserströme hinsichtlich ihrer Zusammensetzung und Volumenströme deutlich voneinander unterscheiden können. Mit der getrennten Erfassung von Abwasserströmen geht jedoch ein hoher Um-/Neubauaufwand bzw. Sanierungsbedarf im Gebäudebestand einher, da zwei getrennte Leitungsstränge zur separaten Ableitung der Teilströme benötigt werden. Inzwischen wurden aber Technologien, wie das Doppel-Inliner-Verfahren (vgl. Vesper 2015) und die Abwasserweiche (Hörnlein et al. 2022; Londong 2022), entwickelt, um mit überschaubarem baulichem Aufwand eine getrennte Erfassung von Abwasserteilströmen im Baubestand zu ermöglichen; sie entsprechen aber noch nicht dem etablierten Stand der Technik. Eine Fraktionierung von häuslichem Schmutzwasser erfolgt im Regelfall durch die Trennung von Grauwasser, das nach DIN EN 16323 (2014) als „*häusliches Schmutzwasser ohne Abwasser aus Toiletten und Urinalen*“ definiert wird, und Schwarzwasser (häuslichem Schmutzwasser, das nur fäkale Feststoffe und Urin mit Spülwasser und ggf. Toilettenpapier enthält, vgl. DIN EN 16323 2014) oder Braunwasser (Toilettenabwasser bzw. Fäzes mit Spülwasser und ggf. Toilettenpapier ohne Urin; vgl. DWA 2015) und/oder Urin bzw. Gelbwasser (mit Spülwasser verdünnter Urin, vgl. DWA 2015). Eine Separation der häuslichen Abwasserströme ermöglicht es, bei Grauwasser den größten Volumenanteil im häuslichen Schmutzwasser mit geringer Verschmutzung und bei Schwarzwasser oder Urin hingegen hohe Konzentrationen und kleine Volumenströme zu erzielen. Meist werden damit geeignete Voraussetzungen für den Einsatz ressourcenorientierter Technologien, wie z. B. Anaerobverfahren zur Biogasgewinnung, Verfahren zur Nährstoffrückgewinnung und/oder Verfahren zur Wasserwiederverwendung, geschaffen. Damit könnte die Stoffstromtrennung in hohem Maße zur Schließung von Energie-, Nährstoff- und Wasserkreisläufen beitragen (vgl. Skambraks et al. 2017; DWA 2015).

Um der steigenden Wassernachfrage gerecht zu werden, gibt es nach Röttcher (2020) drei Strategien: (1) Wasser länger in der Landschaft halten und speichern, (2) unkonventionelle Wasserressourcen nutzen und/oder (3) Bewässerungswasser effizient einsetzen und Verluste

minimieren. Gleichzeitig ist für den urbanen Bereich eine Vielzahl bislang nicht bzw. kaum genutzter Wasserressourcen mit weitergehendem Wasserpotenzial vorhanden, die erschlossen, ggf. aufbereitet und in ausreichender Menge und Qualität für den jeweiligen Nutzungszweck bereitgestellt werden könnten. Durch die Nutzung unkonventioneller städtischer Ressourcen für etwaige Nutzungen, die keine Trinkwasserqualität erfordern, wie z. B. die Bewässerung oder die Toilettenspülung, könnten herkömmliche Süßwasserressourcen potenziell entlastet und ein Beitrag zur Verbesserung des städtischen Mikroklimas, vor allem durch die Verdunstung, geleistet werden (Eisenberg et al. 2021; Well et al. 2020).

Potenzielle alternative Wasserressourcen weisen unterschiedliche Zusammensetzungen und Anfallmengen auf und müssen mit jeweils auf das Wasser zugeschnittenen Verfahren so behandelt werden, dass es für die jeweilige Nutzung geeignet ist. Regenwasser bietet generell eine Alternative zu herkömmlichen Wasserressourcen; i. d. R. ist aber das Platzangebot in dicht besiedeltem Raum deutlich beschränkt, weshalb die hohen, zur Umsetzung erforderlichen Volumina für eine Regenwasserspeicherung oft nicht realisierbar sind. Hinzu kommt, dass die Verfügbarkeit von Niederschlagswasser zukünftig durch klimabedingte Dürreperioden weiter eingeschränkt wird. Im Gegensatz zu Niederschlagswasser fällt Grauwasser nahezu kontinuierlich an und erfordert daher nur geringe Speicherkapazitäten. Schwach belastetes Grauwasser ist aufgrund des fehlenden Fäkalien- und Küchenanteils weniger verschmutzt als häusliches Schmutzwasser und macht mengenmäßig den größten Anteil im häuslichen Schmutzwasser aus, was einer Wasserwiederverwendung zugutekommt. Durch die Grauwassernutzung kann der Verbrauch von Trinkwasser (und somit auch der Abwasseranfall) in Haushalten um bis zu 60 % verringert werden (Oral et al. 2020). Insgesamt ist Grauwasser eine vielversprechende Wasserressource, für dessen sichere Wiederverwendung jedoch eine Behandlung erforderlich ist (vgl. ISO 16075-1 2020; DIN 19650 1999; DIN 19684-10 2009). Neben den Vorteilen birgt das Grauwasserrecycling jedoch auch potenzielle Risiken und Herausforderungen, weshalb sich die Praxis der Wiederverwendung von Grauwasser bislang vor allem in Ländern mit hohem Wasserstress durchsetzte, unter anderem Israel (siehe z. B. Busgang et al. 2018, Gross et al. 2015) und Australien (siehe z. B. Byrne et al. 2020, GWIG et al. 2019), aber auch in Südeuropa wird die Wiederverwendung von Abwasser im Bereich der Landwirtschaft bereits praktiziert. In Deutschland wird sie bislang nur vereinzelt durchgeführt.

Verfahren zur Grauwasserbehandlung sind aufgrund der geringeren Stoffkonzentrationen meist leichter umzusetzen und einfacher zu betreiben als solche zur kommunalen Abwasserbehandlung. Die weltweit am weitesten verbreiteten Technologien zur Aufbereitung von Grauwasser sind neben dem Bodenfilterverfahren das Wirbelbettverfahren (MBBR; *Moving bed bioreactor*), das Membranbioreaktorverfahren (MBR) und die Filtration (Oteng-Peprah et al. 2018); die Filtration kommt jedoch überwiegend als Vorbehandlungsmaßnahme zum Einsatz, da die Filtration allein in den meisten Ländern nicht ausreicht, um die erforderlichen Qualitätsanforderungen für eine Wiederverwendung von Grauwasser zu erfüllen. MBR- und MBBR-Anlagen stellen zwar kompakte Lösungen für dicht besiedelte Gebiete dar (Atanasova et al. 2017), sind aber weniger energie- und ressourceneffizient und weisen höhere Betriebskosten auf als Bodenfilteranlagen. Bepflanzte

Bodenfilter zur Grauwasserbehandlung bieten nicht nur einen ästhetischen Mehrwert durch die Möglichkeit der Einbindung in die urbane Landschaft, sie fördern außerdem die Biodiversität, erzeugen Kühlung durch Evapotranspiration und gelten als kostengünstige, wartungsarme, leicht zu errichtende und einfach zu betreibende Verfahren zur Abwasserreinigung mit geringem Energiebedarf (Boyjoo et al. 2013; Li et al. 2009; Stefanakis 2019; DWA-A 262 2017). Vertikal durchströmte Bodenfilter sind seit Jahrzehnten eine konsolidierte Technik in der kommunalen Abwasserreinigung. Trotzdem bleibt der relativ hohe, zur Umsetzung erforderliche Flächenbedarf ein großer Nachteil des Verfahrens (Stefanakis et al. 2014), was bislang dessen Einsatz in beengten urbanen Gebieten deutlich einschränkte. Modifizierte Bodenfilteranlagen sind erforderlich, um auf gleicher Fläche deutlich höhere Grauwassermengen aufzubereiten als bei Schmutzwasser bislang möglich. Bislang fehlen Forschungsergebnisse und Erfahrungswerte hierzu.

Obwohl es weltweit Fortschritte bei der Entwicklung von Regelwerken für die Auslegung von Bodenfiltern gibt, sind die Bestimmungen in vielen Ländern nach wie vor auf kommunales bzw. häusliches Abwasser beschränkt. Erste Vorschriften, die die Dimensionierung von bepflanzten Bodenfiltern zur Aufbereitung von Grauwasser beinhalten, werden gerade er- bzw. überarbeitet. Das deutsche technische Regelwerk DWA-A 262 (2017) gibt für komplettes Grauwasser zwar pauschal eine benötigte Filterfläche von 50 % der für mechanisch vorgereinigtes kommunales Abwasser erforderlichen Fläche vor, bezieht sich aber nahezu ausschließlich auf kommunales oder häusliches Abwasser. Dabei werden weder Grauwasser bzw. Grauwasserströme noch dezentrale Anlagen oder Anlagen auf Quartiersebene hinreichend adressiert. Zudem sind im technischen Regelwerk auf Grauwasser oder Grauwasserströme zugeschnittene Bemessungsansätze nicht verankert (vgl. DWA-A 262 2017). Bemessungswerte für die Behandlung von Abwasserteilströmen sind dennoch erforderlich, um das Anwendungsfeld des Bodenfilterverfahrens zu erweitern.

## **1.2 Zielsetzung und Schwerpunkte der Arbeit**

Auf übergeordneter Ebene trägt die vorliegende Forschungsarbeit zur Verbesserung des natürlichen Wasserhaushaltes sowie zur Entlastung herkömmlicher Trinkwasserressourcen durch die Förderung der Verdunstung und Versickerung sowie die Umsetzung naturbasierter Lösungen zum Wasserrecycling in innerstädtischen Gebieten bei. Ziel dieser Arbeit ist es, Grauwasser durch im Aufbau und Betrieb angepasste Bodenfiltersysteme derart aufzubereiten, dass es verschiedenen Nutzungszwecken zugeführt werden kann. Ein weiteres Ziel besteht darin, Strategien der ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung in konventionelle Abwasserinfrastrukturen einzubinden und dabei zu prüfen, ob und wie eine nachhaltige und ressourceneffiziente Siedlungswasserwirtschaft, die zentrale und dezentrale Komponenten ausreichend berücksichtigt, gelingen kann. Eine Beschreibung der Forschungshypothesen, die aus den wesentlichen Wissenslücken in Kapitel 2 „Grundlagen und Kenntnisstand“ abgeleitet werden, erfolgt in Kapitel 2.8. Wesentliche Ziele und Teilziele der Arbeit sind in Tabelle 1-1 festgelegt. Wie diese erreicht werden, ist ebenfalls in Tabelle 1-1 dargestellt.



Im Wesentlichen zielt der praktische Teil der Arbeit auf die Charakterisierung von Grauwasser sowie betriebliche und bauliche Modifizierungen des Bodenfilterverfahrens ab, um die nutzungsorientierte Grauwasseraufbereitung zu untersuchen (d. h. das flexible Erreichen unterschiedlicher nutzungsabhängiger Qualitätsanforderungen, z. B. Bewässerung, Versickerung bzw. Grundwasseranreicherung, Toilettenspülung). Zusätzlich soll geprüft werden, ob sich das Anwendungsfeld des Bodenfilterverfahrens durch den Einsatz kompakter und modularer Bodenfilteranlagen auf den urbanen Bereich erweitern lässt. Hierfür werden gezielte Strategien im Aufbau und Betrieb der Bodenfilter untersucht. Bauliche Aspekte umfassen z. B. die Substratwahl und den Einbau von Adsorbermaterialien, während betriebliche Ansätze auf der Erhöhung der Belastungsgrenze, dem Einstau der Dränschicht, der Ablaufrückführung etc. basieren.

Die Charakterisierung der Teilströme von Grauwasser (vgl. Tabelle 1-1) ist notwendig, um bisherige Wissenslücken in der Fachliteratur und im Regelwerk DWA-A 262 (2017) zu schließen und darauf basierend Bemessungswerte für schwach belastetes Grauwasser, das lediglich der leicht verschmutzten Fraktion häuslichen Grauwassers (Dusch-, Bade- und Handwaschbeckenabwasser) entspricht, zu ermitteln. Schwach belastetes Grauwasser ist weniger belastet als gesamtes Grauwasser, macht den größten mengenmäßigen Anteil im häuslichen Schmutzwasser aus und ist damit im Regelfall ausreichend, um den Wasserbedarf für die Toilettenspülung und die Gartenbewässerung auf Haushaltsebene vollständig zu decken.

Die baulichen Modifikationen der in dieser Arbeit untersuchten Bodenfilteranlagen sind vielfältig (vgl. Tabelle 1-1). Dabei werden im Rahmen der bedarfsgerechten Grauwasserbehandlung neuartige aufgeständerte, modulare bzw. containerbasierte Bauweisen untersucht. Zudem steht die Verwendung von sorptionsfähigen Filtermedien, die sich zur Adsorption von Phosphor eignen, wie z. B. zeolithhaltiger Lavasand, im Vordergrund. Grund hierfür ist, dass herkömmliche Flusssande im Regelfall unzureichend Phosphor entfernen. Zusätzlich werden Zeolithe in die Filterschicht des Rheinsandfilters eingebaut, um ähnliche Eigenschaften wie bei zeolithhaltigem Lavasand zu erzielen, die Kationenaustauschkapazität des Filterkörpers zu erhöhen und damit die Eliminationen an Ammoniumstickstoff ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) zu verbessern. Darüber hinaus wird der Einbau von sorptionsfähiger Anthrazitkohle in die Dränschicht der Bodenfilter erzielt, um eine bedarfsgerechte Phosphorelimination durch die Möglichkeit der Regenerierung der Kohle im Betrieb zu untersuchen.

Die betrieblichen Veränderungen des Verfahrens beruhen im Wesentlichen auf der Einstellung höherer Flächenbelastungen, zum Teil über  $20 \text{ g CSB}^{(1)}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  bzw.  $80 \text{ L}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  [vgl. DWA-A 262 2017], dem Einstau der Dränschicht, der Regeneration des Adsorbers im Betrieb und der Rückführung des nitratreichen Ablaufes. Durch höhere Flächenbelastungen soll geprüft werden, ob kleinere Filterflächen als nach Regelwerk (DWA-A 262 2017) umgesetzt werden können. Zusätzlich wird der Einfluss des Einstaus der Dränschicht bei gleichzeitigem Einbau von Anthrazitkohle auf die Phosphoradsorption untersucht. Die Untersuchung der Regeneration von Anthrazitkohle im Betrieb dient der Bewertung der

---

<sup>(1)</sup> CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf.

Praxistauglichkeit der bedarfsgerechten Phosphorentfernung. Darüber hinaus wird in den Vertikalfiltern die Möglichkeit der Stickstoffelimination durch die Kombination aus wassergesättigtem Betrieb der Dränschicht und der Rückführung des nitratreichen Ablaufes untersucht. Zusätzlich wird die Ausweitung des Anwendungsfeldes des Bodenfilterverfahrens auf den urbanen Raum bewertet.

**Tabelle 1-1:** *Forschungsziele der vorliegenden Arbeit und Wege zur Zielerreichung.*

<b>Forschungsziele und Schwerpunkte der Arbeit</b>	<b>Zielrealisierung durch</b>
Charakterisierung von schwach belasteten Grauwasserströmen hinsichtlich Anfall und Zusammensetzung sowie Ermittlung der Stofffrachten	Bestimmung der Anfallmengen und der chemisch.-physikalischen, hygienisch-mikrobiologischen Beschaffenheit von zwei unterschiedlichen Grauwasserströmen über einen Zeitraum von jeweils > 500 Tagen.
Weiterentwicklung und Anpassung vertikal durchflossener Bodenfilteranlagen zur bedarfsgerechten Grauwasserbehandlung im Sinne der Erfüllung unterschiedlicher nutzungsabhängiger Qualitätsanforderungen an die Wasserwiederverwendung.	Bauliche und betriebliche Modifikationen an sechs Bodenfilteranlagen im kleintechnischen Maßstab und zwei Bodenfilteranlagen im Pilotmaßstab.
Erweiterung des Anwendungsfeldes von Bodenfilteranlagen (mit i. d. R. hohem Flächenbedarf) auf innerstädtische Gebiete.	Untersuchung der aufgeständerten, modularen Bauweise des Vertikalfilters, Untersuchung des Vorbehandlungserfordernisses, Verwendung alternativer Filtermedien, Erhöhung der Flächenbelastung, Untersuchung der erforderlichen Filtertiefe.
Erarbeitung von Bemessungsansätzen für modifizierte Vertikalfilter zur Grauwasseraufbereitung und Ableitung des erforderlichen Änderungs- bzw. Ergänzungsbedarfs im technischen Regelwerk DWA-A 262 (2017)	Ermittlung von bemessungsrelevanten Werten für schwach belastetes Grauwasser, Ermittlung des einwohnerspezifischen Flächenbedarfes und der maximal zulässigen hydraulischen und CSB-Flächenbelastungen.
Erarbeitung von Empfehlungen für Bau und Betrieb von modifizierten Vertikalfiltern zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser in städtischen Gebieten	Untersuchungen unterschiedlich aufgebauter und betriebener, vertikal durchströmter Bodenfilteranlagen im Pilot- und kleintechnischen Maßstab.
Abschätzung des Anpassungsbedarfes bestehender Abwasserinfrastrukturen vor dem Hintergrund einer ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung und Ableitung von Handlungsempfehlungen	Entwicklung eines vereinfachten Excel-basierten Algorithmus zur Bilanzierung von Fracht- und Volumenströmen am Beispiel einer Modellkläranlage mit 100 000 Einwohnerwerten.
Aufzeigen von Möglichkeiten zur Einbindung ressourcenorientierter Sanitärsysteme in konventionelle siedlungswasserwirtschaftliche Infrastrukturen	Anwendung des entwickelten Excel-basierten Algorithmus zur Bilanzierung der Grauwasserabkopplung vom Kläranlagenzufluss und Beurteilung der Auswirkungen auf Betrieb, Energiebilanz und Verfahrenstechnik

CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf.

Die Untersuchung zum Vorbehandlungserfordernis (vgl. Tabelle 1-1) beruht auf der Annahme, dass sich eine als Mehrkammergrube, Absetzteich oder Sedimentationstank (vgl. DWA-A 262 2017) ausgeführte Vorbehandlung durch den Ausschluss von stark belastetem Grauwasser erübrigt und damit die Behandlung insgesamt vereinfacht wird.

Der Schwerpunkt des konzeptionellen Teils dieser Arbeit liegt auf der Entwicklung von Konzepten zur Einbindung ressourcenorientierter Sanitärsysteme in bestehende Abwasserinfrastrukturen am Beispiel von Grauwasser. Die dezentrale Behandlung von Grauwasser bzw. dessen Abkopplung vom Kläranlagenzufluss geht mit betrieblichen und verfahrenstechnischen Konsequenzen auf der Kläranlage einher. Dabei werden Möglichkeiten der Transition siedlungswasserwirtschaftlicher Infrastrukturen hin zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen entwickelt und die Relevanz des Zusammenwirkens zentraler und dezentraler Abwasserinfrastrukturen für eine nachhaltige Siedlungswasserwirtschaft untersucht.

### **1.3 Struktur der Arbeit**

Die Struktur der vorliegenden Forschungsarbeit ist in Abbildung 1-1 dargestellt. In Kapitel 2.1 „Begriffliche Einordnung des Themas“ werden grundlegende Begriffe im Zusammenhang mit dem Forschungsthema näher erläutert. Anschließend wird die Relevanz blau-grüner Infrastrukturen im Kontext des Klimawandels beleuchtet (Kapitel 2.2) und auf den Kenntnisstand zu den aktuellen Herausforderungen in der Siedlungswirtschaft eingegangen. Dabei werden ressourcenorientierte Sanitärsysteme als Mittel zur Steigerung der Ressourceneffizienz und Nachhaltigkeit in der Siedlungswasserwirtschaft präsentiert sowie deren Charakteristik und Zielsetzungen diskutiert (Kapitel 2.3). Es werden anschließend Alternativen zur klassischen Abwasserbeseitigung und Möglichkeiten einer ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung aufgezeigt. Aus der dezentralen Behandlung von Grauwasser bzw. dessen Abkopplung vom Kläranlagenzulauf ergeben sich Konsequenzen für die zentrale Abwasserinfrastruktur; der Stand des Wissens zur Einbindung ressourcenorientierter Sanitärsysteme in klassische Infrastrukturen der Siedlungswasserwirtschaft findet sich ebenfalls in Kapitel 2.3. Anschließend wird in Kapitel 2.4 die Grauwassernutzung als eine mögliche Alternative zur Steigerung der Ressourceneffizienz bzw. Nachhaltigkeit konventioneller Infrastrukturen und gleichzeitig zur Abmilderung der negativen Folgen des Klimawandels vorgestellt. Kapitel 2.4 gibt ebenfalls eine Literaturzusammenstellung von Bemessungswerten für Anlagen zur Behandlung von gesamt anfallendem Grauwasser. Auf den wasserrechtlichen Rahmen für eine Wasserwiederverwendung wird in Kapitel 2.5 eingegangen. In Kapitel 2.6 sind die Grundlagen und der Stand des Wissens zu Verfahren zur Grauwasserbehandlung mit Schwerpunkt auf dem Bodenfilterverfahren zusammengefasst. Kapitel 2.7 schließt mit einer Zusammenfassung der wichtigsten Erkenntnisse, dabei werden bisherige Forschungslücken in der Fachliteratur zusammengefasst. Aus den Kenntnisdefiziten werden in Kapitel 2.8 Forschungshypothesen abgeleitet und Bewertungsmaßstäbe definiert, anhand derer die formulierten Hypothesen überprüft werden (Kapitel 6.1).

Eigene Zielsetzungen und die Folgerungen aus den Wissenslücken fließen in Kapitel 3 „Materialien und Methoden“ als Anforderungen an die praktischen und konzeptionellen Arbeiten ein. Kapitel 3.1 gibt einen Überblick über die Versuchskonzeption zur bedarfsgerechten Grauwasserbehandlung mittels des Bodenfilterverfahrens (Technologieanpassung) und das entwickelte Excel-basierte Bilanzmodell zur Integration ressourcenorientierter Sanitärsysteme in bestehende Abwasserinfrastrukturen (Konzeptentwicklung). Kapitel 3.2 bis Kapitel 3.4 widmen sich der Technologieanpassung.

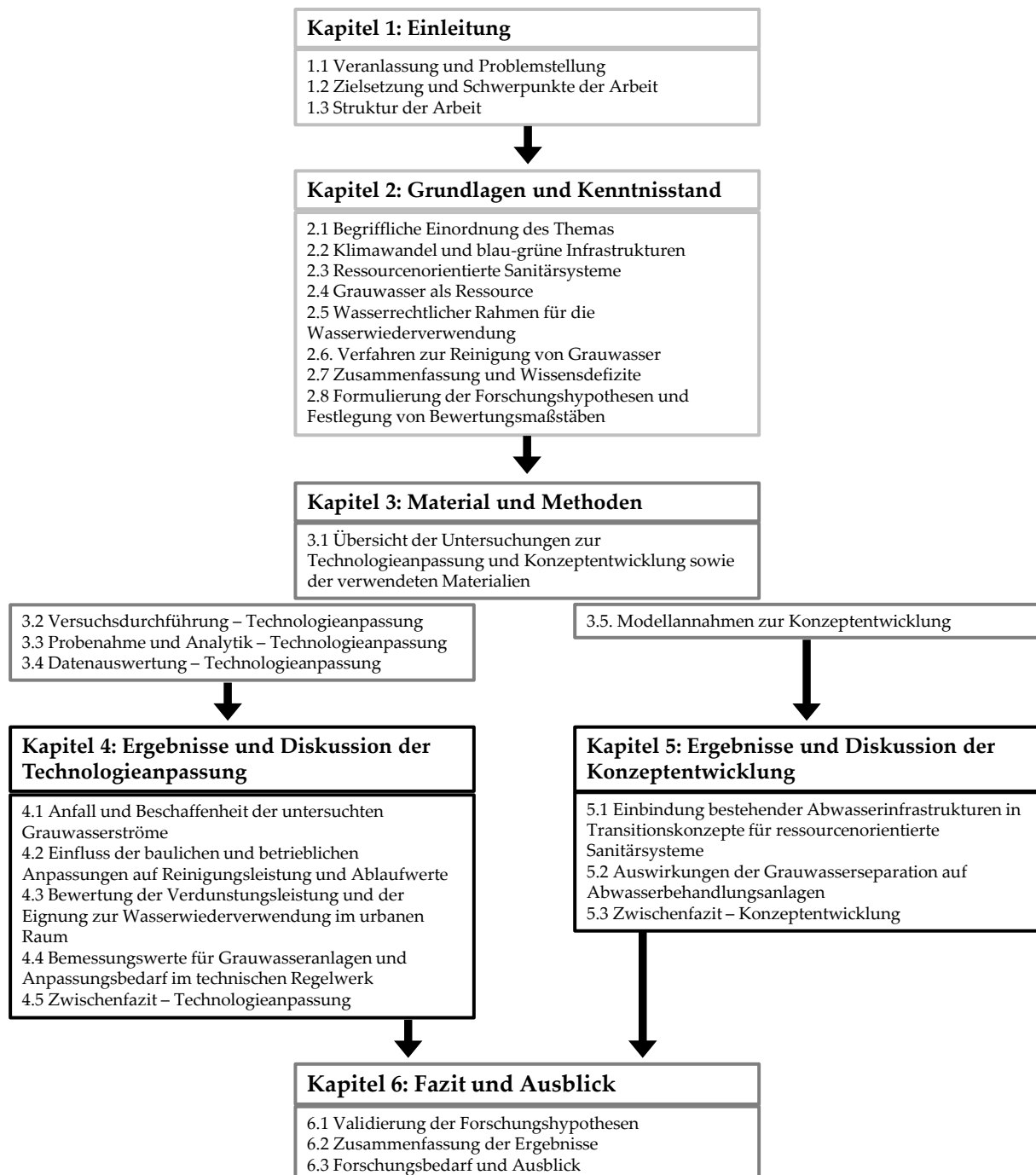


Abbildung 1-1: Struktur der vorliegenden Forschungsarbeit.

In Kapitel 3.2 werden die durchgeführten Laborversuche sowie die Untersuchungen zur bedarfsgerechten Grauwasserbehandlung mittels des Bodenfilterverfahrens im Pilot- und kleintechnischen Maßstab ausführlich erläutert. Ebenfalls wird auf die eingesetzten Filtermaterialien eingegangen. Anschließend werden in Kapitel 3.3 die Probenahmestandorte, die Probenahmestrategie, die Probevorbereitung sowie die Analytik behandelt. Kapitel 3.4 befasst sich mit der Datenauswertung. In Kapitel 3.5 „Modellannahmen zur Konzeptentwicklung“ werden die dem Bilanzmodell zugrundeliegenden Annahmen sowie das gewählte Transitionsszenario erläutert.

Den Schwerpunkt der vorliegenden Forschungsarbeit bilden die praktischen Untersuchungen zur bedarfsgerechten Grauwasserbehandlung im Pilot- und kleintechnischen Maßstab mittels des Bodenfilterverfahrens. Die Darstellung der hierzu erzielten Ergebnisse und deren Diskussion sind Bestandteil von Kapitel 4. In Kapitel 4.1 steht die Charakterisierung der untersuchten Grauwasserströme hinsichtlich Anfall und Zusammensetzung im Vordergrund. Dabei erfolgt eine parameterspezifische Gegenüberstellung mit Literaturangaben und eigenen Werten, und es werden Stofffrachten ermittelt. Kapitel 4.2 stellt den Kern von Kapitel 4 dar. Dabei werden die erreichten Reinigungsleistungen und Ablaufqualitäten der untersuchten modifizierten Vertikalfiltersysteme im Pilot- und kleintechnischen Maßstab diskutiert und gegenübergestellt. Gleichmaßen erfolgt ein Vergleich mit Literaturwerten. In Kapitel 4.3 werden die Verdunstungsleistung und die Eignung zur Wasserwiederverwendung im urbanen Raum bewertet. Kapitel 4.4 beinhaltet Bemessungswerte für Anlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser. Dabei werden sie im Kontext bisheriger Bemessungsansätze zur Behandlung von kommunalem Abwasser und komplettem Grauwasser eingeordnet. Daraus wird der erforderliche Anpassungs- und Ergänzungsbedarf für das technische Regelwerk DWA-A 262 (2017) abgeleitet. Schließlich wird in Kapitel 4.5 ein Zwischenfazit der wesentlichen erzielten Ergebnisse und Erkenntnisse in Kapitel 4 gezogen.

Kapitel 5 stellt das zweite Ergebniskapitel der vorliegenden Forschungsarbeit dar. Dort findet auch die Anwendung des Excel-basierten Algorithmus zur Bewertung von Transitionsszenarien bei der Einbindung ressourcenorientierter Systeme in bestehende Abwasserinfrastrukturen unter Berücksichtigung der in Kapitel 3.5 festgelegten Modellannahmen statt. Untersucht werden die Auswirkungen der Abkopplung von gesamt anfallendem Grauwasser auf den Betrieb, die Energiebilanz und die Verfahrenstechnik kommunaler Kläranlagen. Daraus werden Empfehlungen für die Praxis abgeleitet und abschließend die Erkenntnisse zusammengefasst.

Kapitel 6 schließt die vorliegende Forschungsarbeit ab. In Kapitel 6.1 erfolgt anhand der in Tabelle 2-9 festgelegten Bewertungsmaßstäbe die Validierung der in Kapitel 2.8 aufgestellten wissenschaftlichen Hypothesen. In Kapitel 6.2 werden dann die wesentlichen Ergebnisse und Erkenntnisse der vorliegenden Forschungsarbeit zusammengefasst. In Kapitel 6.3 wird abschließend der weitere Forschungsbedarf aufgezeigt und ein Ausblick in zukünftige Forschungen gegeben.

## 2 Grundlagen und Kenntnisstand

Kapitel 2 stellt den aktuellen Stand des Wissens und die theoretischen Grundlagen dar, die den Untersuchungen der vorliegenden Forschungsarbeit zugrunde liegen.

### 2.1 Begriffliche Einordnung des Themas

In der Fachliteratur werden oft begriffliche Definitionen mit einer teilweise geringen Genauigkeit angewendet. Um einen präzisen Gebrauch der Begrifflichkeiten im Sinne dieser Arbeit zu gewährleisten, werden hier folgende Fachbegriffe definiert:

#### Aufbereitetes Wasser

Für eine Wasserwiederverwendung geeignetes Wasser bzw. weitergehend behandeltes Klarwasser (siehe Klarwasser) zur Wasserwiederverwendung (vgl. EU-WasserWVVO 2020).

#### Blau-grüne Infrastrukturen

Infrastrukturen natürlicher und naturnaher Art, die Pflanzen- und Wasserelemente einbeziehen, eine Vielzahl von Ökosystemleistungen erbringen (Well et al. 2020) und als naturbasierte Lösungen (englisch: *Nature Based Solutions*) eine Alternative bzw. Ergänzung zu rein technischen Systemen bieten (Langergraber et al. 2020).

#### Betriebswasser bzw. Nicht-Trinkwasser

Wasser, das nicht zur Verwendung als Trinkwasser, zur Herstellung von Speisen und/oder zur persönlichen Hygiene, sondern zu Verwendungszwecken, die keine Trinkwasserqualität erfordern, bereitgestellt wird (vgl. DIN EN 16941-2 2021).

#### Bodenfilter

Mit sandig-kiesigem Filtermaterial gefüllte Becken, die von mechanisch vorgereinigtem Abwasser oder Grauwasser in Deutschland im Regelfall vertikal durchströmt werden (siehe Vertikalfilter) und mit *Phragmites australis* bepflanzt oder unbepflanzt sind (vgl. DWA-A 262 2017).

#### Braunwasser

Toilettenabwasser, das neben Spülwasser ausschließlich Fäzes und ggf. Toilettenpapier, also keinen Urin enthält (vgl. DWA 2015).

#### Detergenzien

Wasch- und Reinigungsmittel.

#### Dezentral

Im Sinne dieser Arbeit wird „dezentral“ als „auf Haushalts- oder Gebäudeebene“ definiert.

#### Freibord

Abstand zwischen der höchsten Wasserspiegellage und der Beckenoberkante (vgl. DWA-A 262 2017).

#### Gelbwasser

Mit Spülwasser verdünnter Urin (vgl. DWA 2015).

### Gesamt anfallendes Grauwasser

Komplettes Grauwasser bzw. Schmutzwasserteilstrom ohne Schwarzwasser (Toilettenabwasser) und ohne Abwasser aus Urinalen, stammend aus dem Bereich der Küche bzw. des Hauswirtschaftsraums (Küchenspüle, Geschirrspüler, Waschmaschine, Ausguss) und des Badezimmers (Handwaschbecken, Badewanne, Dusche; vgl. DWA 2015).

### Horizontalfilter

Horizontal durchströmter (bepflanzter) Bodenfilter (vgl. DWA-A 262 2017; englisch: *Horizontal Flow Constructed Wetland*; HFCW).

### Klarwasser

Angelehnt an DWA-A 131 (2016) wurde Klarwasser im Sinne dieser Arbeit als Abwasser definiert, das einer mechanisch-biologischen Behandlung (siehe Zweitbehandlung) unterzogen wurde, den Anforderungen des Anhangs 1 der AbwV (2004) entspricht und grundsätzlich in ein Gewässer eingeleitet werden darf.

### Kolmation

Eine Kolmation ist die Verblockung des Porenraums im Bodenkörper und kann durch verschiedene Faktoren (z. B. hoher Gehalt an Schlämmpartikeln im Filtermedium, hohe Feststofffracht im Filterzulauf, hohe organische Belastung, andauernde Zuflussbelastung, zu dichte Bepflanzung) zustande kommen. Die Kolmation bewirkt die Verschlammung bzw. Verstopfung des Bodenfilters bei gleichzeitiger Verfestigung der Oberfläche und führt zur Verringerung der Durchlässigkeit des Bodenkörpers, wodurch Kurzschlussströmungen entstehen können. Eine Kolmation geht mit ungenügender Reinigungsleistung bzw. dem Verlust der Funktionsfähigkeit des Bodenfilters und damit der Beeinträchtigung der Ablaufqualität einher (vgl. z. B. DWA-A 262 2017; DWA-A 178 2019).

### Leichtes Grauwasser

Leicht verschmutztes Grauwasser bzw. schwach belastetes Grauwasser (siehe schwach belastetes Grauwasser).

### Ressourcenorientierte Sanitärsysteme

Solche Systeme beruhen auf der separaten Erfassung und der gezielten Behandlung von Abwasserteilströmen; sie zielen somit auf eine ressourcenorientierte Verwertung der im Abwasser enthaltenen Ressourcen und die Schließung von Wasser-, Nährstoff- und Energiekreisläufen ab. Weitere geläufige Begriffe sind unter anderem Neuartige Sanitärsysteme (alte DWA-Bezeichnung; vgl. DWA 2015), Alternative Wassersysteme (AWS), Nachhaltige Sanitärsysteme, *Decentralised, Sanitation and Reuse (DeSa/R)*, *Ecological Sanitation (ecosan)*, Innovative oder Ökologische Sanitärkonzepte oder *Sustainable Sanitation (SuSan)* [vgl. DWA-A 272 (2014)].

### Schmutzdecke

Schlammsschicht aus organischen Feststoffen und abgestorbenem Schilf bzw. Sekundärfilterschicht auf der Filterfläche eines Vertikalfilters, die langfristig durchlässig bleibt (vgl. Stefanakis et al. 2014).

### Schwach belastetes Grauwasser

Teilstrom des gesamt anfallenden Grauwassers aus dem Bereich des Badezimmers (Dusche,

ggf. Badewanne, Handwaschbecken, exkl. Waschmaschinenabwasser); Synonym: leichtes Grauwasser.

#### Schlämmkornanteil

Gewichtsanteil an (Sand-)Körnern, die einen Durchmesser  $< 63 \mu\text{m}$  aufweisen; Synonyme: abschlämmbare Bestandteile, Feinstpartikelanteil, Tongehalt (vgl. DWA-A 262 2017). Im Rahmen der Regenwasserbewirtschaftung wird auch der Begriff „AFS63“ verwendet, der als Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe (AFS) mit der Korngröße  $0,45 \mu\text{m}$  bis  $63 \mu\text{m}$  bzw. die feine Fraktion der Feststoffe definiert ist (DWA-A 178 2019).

#### Schwarzwasser

Fäkalien- bzw. Toilettenabwasser, das neben Spülwasser Fäzes und Urin (Fäkalien) und ggf. Toilettenpapier enthält (vgl. DWA 2015).

#### Semizentral

Im Sinne dieser Arbeit wird „semizentral“ als „auf Quartiersebene“ bzw. „auf Ebene einzelner Ortsteile“ definiert.

#### Stoffstromtrennung

Separate Erfassung von (häuslichen) Abwasserteilströmen (vgl. DWA 2015).

#### Suffosion

Stoffverlagerung innerhalb bzw. aus einer Schicht in eine andere im Kontext eines Bodenkörpers (vgl. DWA-A 262 2017).

#### Transition

„Transition“ umfasst den Veränderungsprozess einer Abwasserinfrastruktur hin zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen. In dieser Arbeit wird „Transition“ ebenfalls als der Prozentsatz der Einwohnerwerte innerhalb eines Einzugsgebiets definiert, der Stoffstromtrennung betreibt (vgl. Gottardo Morandi et al. 2018). Ziel ist es, die Teilströme des häuslichen Schmutzwassers am Entstehungsort getrennt zu erfassen. Die Transition reicht von 0 % (Ist-Zustand; klassisches Abwassersystem) bis hin zu 100 % (vollständige Separation eines oder mehrerer Teilströme vom Kläranlagenzufluss).

#### Transitionszustand

Zustand, in dem sich verändernde Kläranlagen im Zuge einer Transition zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen befinden (siehe Transition).

#### Vertikalfilter

Vertikal durchströmter bepflanzter oder unbepflanzter Bodenfilter (vgl. DWA-A 262 2017; englisch: *Vertical Flow Constructed Wetland; VFCW*).

#### Wiederverwendung

Es wird nicht zwischen „Weiterverwendung“ und „Wiederverwendung“ differenziert; daher umfasst die „Wiederverwendung“ im Sinne dieser Arbeit sowohl die Wiederverwendung der Ressource für den ursprünglichen Zweck als auch die Weiterverwendung der Ressource für einen anderen als den ursprünglichen Zweck.

#### Wasserverbrauch

Auch wenn bei einer Wasserwiederverwendung Wasser nicht „verbraucht“, sondern



„gebraucht“ wird, ist der aus Sicht der Wasserwirtschaft korrektere Begriff „Wassergebrauch“ nicht geläufig, weshalb konsequent „Wasserverbrauch“ angewendet wird.

### Zentral

Im Sinne dieser Arbeit wird „zentral“ als „auf Einzugsgebietsebene“ definiert.

### Zweitbehandlung

Konventionelle mechanisch-biologische Behandlung, mittels derer die Anforderungen des Anhangs I der Kommunalabwasserrichtlinie (EU-UWWTD 1991) eingehalten werden (in Anlehnung an *Secondary Treatment*; vgl. EU-WasserVVVO 2020).

## **2.2 Klimawandel und blau-grüne Infrastrukturen**

Der anthropogen bedingte Klimawandel führt insgesamt zu einer Zunahme der Häufigkeit und Intensität von Wetterextremen, wie z. B. langanhaltender Trockenheit sowie Starkregenereignissen und damit einhergehenden Überschwemmungen, und kann veränderte Temperaturen und Niederschlagsregime und damit standortabhängig eine deutliche Verringerung des lokalen Wasserangebotes hervorrufen. Sollte hier nicht rasch und entschlossen gegengesteuert werden, droht anhaltender Wassermangel im Boden (Schmid 2022). Die Folge wäre, dass zukünftig auch in Deutschland nicht mehr alle Wasserbedarfe ohne negative Folgen auf den Wasserhaushalt gedeckt werden könnten. Faktisch stößt die Trinkwasserversorgung immer mehr an ihre Kapazitätsgrenzen. Die Sicherstellung des Spitzenwasserbedarfs der öffentlichen Trinkwasserversorgung geht bei gleichzeitigem erhöhtem Bewässerungsbedarf landwirtschaftlich genutzter Flächen, die überwiegend mit Trink- bzw. Grundwasser bewässert werden, mit einer stärkeren bzw. nicht nachhaltigen Nutzung der Grundwasservorräte einher (Fliß et al. 2021; LAWA 2020). Bereits heute werden herkömmliche Trinkwasserressourcen schneller erschöpft als sie durch natürliche Vorgänge, wie z. B. Grundwasserneubildung aus Niederschlag, regeneriert werden können. Dabei besteht die Gefahr, dass die Stadtvegetation zum Teil irreversible Schäden nimmt, was einen deutlichen Verlust an städtischem Grün und die Zunahme an Hitzestress bewirken würde (Ludwig et al. 2021; LWG 2017), wobei gerade kühlendes Grün durch Evapotranspiration das urbane Mikroklima verbessert und den lokalen Wasserhaushalt reguliert (BMUB 2017). Hinzu kommt, dass das beschränkte städtische Platzangebot jede freie Fläche im besiedelten Raum und damit auch grüne Flächen attraktiv für eine Nachverdichtung macht, was nur zulasten der städtischen Vegetation erfolgen kann (BMUB 2015). Des Weiteren ist Deutschland ein vergleichsweise stark versiegeltes Land mit 6,3 % Versiegelungsgrad bezogen auf die Gesamtfläche bzw. 43,7 % bezogen auf die Siedlungs- und Verkehrsflächen (UBA 2022). Versiegelter Boden kann weder den Starkniederschlag aufnehmen, der dann unmittelbar abfließt, noch Hitzewellen abpuffern. Im Gegenteil speichern dicht bebaute Stadtteile Wärme und fördern den Wärmeinseleffekt. Es ist deshalb wichtig, dass auch neue Formen des Grüns (z. B. Bauwerksbegrünungen) und sonstige naturbasierte Lösungen in der Stadtplanung Berücksichtigung finden, um gleichzeitig Flächennutzungskonflikte zu entschärfen und die graue Infrastruktur ebenso vor Überhitzung zu schützen wie versiegelte Flächen (Ludwig et al. 2021). Insgesamt bedarf es aufgrund der negativen Klimawandelfolgen und der verminderten Grundwasserverfügbarkeit Lösungen zur Reduzierung des weltweit

ansteigenden Wasserverbrauchs sowie Strategien zur Erschließung alternativer urbaner Wasserressourcen.

Auch wird die Prognose vom vermehrten Auftreten von Hitzetagen (Tageshöchstwert  $\geq 30^{\circ}\text{C}$ ) und tropischen Nächten (Tagestiefstwert  $\geq 20^{\circ}\text{C}$ ) – also dann, wenn Kühlung am dringendsten benötigt wird – zu einem Mehrbedarf an Wasser führen. Dies verschärft die Problematik insbesondere wegen der weltweit fortschreitenden Wasserknappheit und der Tatsache, dass Pflanzen bei Wasserstress oft nicht mehr effektiv zur Kühlung beitragen (Ludwig et al. 2021). Die durchschnittliche weltweite Oberflächentemperatur stieg im Zeitraum von 1880 (Beginn der Wetteraufzeichnungen) bis 2020 bereits um mehr als  $+1,2^{\circ}\text{C}$  im Vergleich zu vorindustriellen Bedingungen (1850-1900) an (IPCC 2022), wobei die Temperaturerhöhung regional unterschiedlich stark ausgeprägt ist, jedoch den ganzen Planeten betrifft. Für Deutschland ergibt sich für den Zeitraum 1881 bis 2019 ein Temperaturanstieg von  $+1,6^{\circ}\text{C}$  (Kaspar et al. 2020), was verdeutlicht, dass die Erderwärmung in Deutschland schneller als im weltweiten Mittel voranschreitet. Grund hierfür ist der generell stärkere Temperaturanstieg über den Landflächen als über den Ozeanen (Kaspar et al. 2020). Abhängig vom Klimaszenario (also der Abschätzung zum zukünftigen Zustand des Klimas) wird eine mittlere globale Erwärmung von  $2,2^{\circ}\text{C}$  bis  $3,5^{\circ}\text{C}$  bis Ende des 21. Jahrhunderts prognostiziert (IPCC 2022), was mit verheerenden Auswirkungen für die Umwelt und Weltbevölkerung einherginge. Nur bei drastischem Rückgang des Ausstoßes von Kohlenstoffdioxid ( $\text{CO}_2$ ), was eine deutliche Verstärkung der politischen Maßnahmen zur Klimaanpassung voraussetzt, könnte der mittlere Temperaturanstieg bis zum Jahre 2100 auf  $1,4 - 2,4^{\circ}\text{C}$  beschränkt werden (IPCC 2022). Dies verdeutlicht, dass bisherige Anstrengungen zum Klimaschutz nicht ausreichen. Wenn auch städtisches Grün unmittelbar von den Folgen des Klimawandels betroffen ist, bietet kühlendes Grün gleichzeitig Lösungsansätze zur Klimaanpassung. Städtische Gebiete mit hoher Baumasse und Versiegelung und damit fehlender Vegetation müssen wassersensibler und klimagerechter weiterentwickelt werden, da der Klimawandel gerade in besiedeltem Raum aufgrund der Urbanisierung und ihrer Folgen, wie z. B. des Wärmeinseleffekts, urbaner Sturzfluten oder der Wasserknappheit, spürbar ist und in Zukunft noch deutlich präsenter sein wird (IPCC 2022; EPA 2016). Damit die Anpassung an den Klimawandel gelingt, ist ein klimagerechter Umgang mit Wasser in der Stadt unentbehrlich. Unter anderem kommt der Wasserwiederverwendung eine entscheidende Bedeutung zu, weil nur durch Wasser in ausreichender Menge und Qualität die Gewährleistung einer sicheren Wasserversorgung möglich ist und die negativen Folgen des Klimawandels sicher abgedeckt werden können, z. B. durch die Umsetzung von mehr städtischem Grün.

Um den Herausforderungen langanhaltender Trockenheit und häufig auftretender Starkregenereignisse zu begegnen, ist die Stärkung blau-grüner Infrastrukturen (BGI) im städtischen Bereich erforderlich (Brears 2018). BGI sind strategisch geplante Netzwerke natürlicher und naturnaher Flächen, die aus vegetativen und wasserbezogenen Elementen bestehen (Well et al. 2020). Während die grüne Infrastruktur sämtliche städtische Grünflächen bzw. durch Vegetation geprägte Freiflächen wie Parkanlagen, Stadtwälder und Grüngürtel, genauso aber auch privates Grün und begrünte Höfe sowie alle Formen der Gebäudebegrünung umfasst, bezieht die blaue Infrastruktur sichtbares Wasser, also natürliche, naturnahe und künstlich angelegte Wasserflächen mit ein, die nicht der klassischen

Kanalisation und dem Trinkwassernetz angehören, also Flüsse, Bäche, Seen, Teiche, Wasserspiele etc. (Ludwig et al. 2021; Winker et al. 2019). BGI sind multifunktionale Systeme und erbringen zusammen eine Vielzahl von Ökosystemleistungen mit Blick auf das Mikroklima und den natürlichen Wasserhaushalt und sind von signifikanter Bedeutung für die Stadt (Trapp et al. 2019; Böhm et al. 2016; Heiland et al. 2017). Sie können als Erholungs-, Begegnungs- und Naturerfahrungsräume für den Menschen sowie als Lebensräume für Flora und Fauna dienen und dabei wichtige ökologische, wirtschaftliche und soziale Funktionen erfüllen. Daraus resultiert eine höhere Lebensqualität für die Stadtbevölkerung, denn BGI bieten Orte für die sportliche Betätigung, dämpfen Lärm, unterstützen die Luftreinhaltung durch Deposition von Luftschadstoffen und CO<sub>2</sub>-Minderung und schützen damit die Gesundheit des Menschen, während die Naturverbundenheit die Psyche und den Körper positiv beeinflusst; blau-grüne Infrastrukturen werten ebenfalls das Stadtbild auf und machen Städte attraktiver, fördern die biologische Vielfalt durch Ersatzlebensräume für Flora und Fauna in stark versiegelten Stadtgebieten, verbessern das Mikroklima und regulieren den Wasserhaushalt durch Beschattung, Wärmeisolierung, Evapotranspiration von Pflanzen und Verdunstung von Wasserflächen usw.; zusätzlich dient der Rückhalteraum von Grün- und Wasserflächen der Überflutungsvorsorge (Besir und Cuce 2018; Juvillà Ballester 2019; Trapp et al. 2019; BMUB 2017; Ludwig et al. 2021; Langergraber et al. 2020; Kabisch et al. 2017). Grüne Freiräume sind auch Frischluftschneisen und Kaltluftentstehungsgebiete und können die Vernetzung der Biotope fördern, denn Städte sind Engstellen für die Lebensraumkorridore in Deutschland (BMUB 2017). Naturbasierte Lösungen können zusätzlich als wichtiges Mittel zur Wasseraufbereitung (z. B. Pflanzenkläranlagen) und zur Nahrungsmittelproduktion (z. B. *Urban Farming*) angesehen werden (Langergraber et al. 2020).

Der erforderliche Erhalt bzw. Ausbau städtischer blau-grüner Infrastrukturen mit all ihren Vorteilen hat jedoch einen Mehrbedarf an Wasser zur Folge, denn BGI sind von einer ausreichenden Wasserzufuhr abhängig und können ihre Leistungen nur mit funktionierendem Wasserhaushalt erbringen. Blau-grüne Infrastrukturen sind wesentlicher Bestandteil klimaresilienter Städte, weshalb zwingend mehr Wasser in ausreichender Menge und Qualität bereitgestellt werden muss. Ist dies nicht der Fall, könnte der erforderliche Mehrbedarf an Trinkwasser einen weiteren Stressfaktor für die herkömmliche Trinkwasserversorgung, die auf der Gewinnung von Grundwasser, Oberflächenwasser, Uferfiltrat usw. beruht, darstellen. Gleichzeitig ist für den urbanen Bereich eine Vielzahl bislang nicht bzw. kaum genutzter Wasserressourcen mit weitergehendem Wasserpotenzial vorhanden. Beispiele sind Grauwasser (vgl. Kapitel 2.4), behandeltes Abwasser öffentlicher Kläranlagen, belastetes Grundwasser, vorgereinigte industrielle Schmutzwässer usw. Die Praxis der Wiederverwendung von Wasser setzte sich bisher aber vor allem in Ländern mit hohem Wasserstress durch, unter anderem Israel (siehe z. B. Gross et al. 2015, Busgang et al. 2018) und Australien (siehe z. B. GWIG et al. 2019; Byrne et al. 2020) wobei das Wasserrecycling für landwirtschaftliche Zwecke auch in Südeuropa (z. B. Spanien, Italien, Griechenland, Zypern, Frankreich und Portugal) bereits praktiziert wird (UBA 2021). In Deutschland wird die Wasserwiederverwendung hingegen nur in vereinzelten Fällen durchgeführt. Beispielsweise wird in Braunschweig und Wolfsburg historisch bedingt seit über 50 Jahren behandeltes Abwasser auf landwirtschaftlichen Flächen verregnet (Ternes et

al. 2007; Kayser et al. 1992). Potenzielle alternative Wasserressourcen weisen unterschiedliche Zusammensetzungen und Anfallmengen auf und müssen mit jeweils auf das Wasser zugeschnittenen Verfahren so behandelt werden, dass es für den jeweiligen Nutzungszweck geeignet ist. Durch die Nutzung unkonventioneller städtischer Wasserressourcen können herkömmliche Wasserquellen entlastet und ein deutlicher Beitrag zur Verbesserung des städtischen Mikroklimas geleistet werden (Eisenberg et al. 2021; Well et al. 2020). Die Nutzung von Regenwasser als alternative Wasserressource wird oft in Betracht gezogen; die naturnahe Regenwasserbewirtschaftung ist vor allem in Neubaugebieten wesentliche Komponente städtebaulicher Konzepte und beruht auf der Vermeidung von Versiegelung sowie der Nutzung, Rückhaltung, verzögerter Ableitung und Versickerung von Regenwasser. Maßnahmen der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung haben als Ziel die Wiederherstellung des lokalen Wasserhaushalts gegenüber dem unbebauten Zustand und werden mittels grüner Infrastrukturen umgesetzt, wie z. B. Mulden-Rigolen-Systeme und Dachbegrünungen (vgl. Trapp et al. 2019). Im Regelfall ist aber das Platzangebot in dicht besiedeltem Raum deutlich beschränkt, weshalb die hohen Volumina für die Regenwasserspeicherung nicht immer umsetzbar sind und deshalb auf weitere Wasserressourcen, die z. B. nahezu kontinuierlich anfallen, zurückgegriffen werden muss. Hinzu kommt, dass zukünftig die Nutzung von Niederschlagswasser durch klimabedingte Dürreperioden weiter eingeschränkt wird. Grauwasser (vgl. Kapitel 2.4) kann als eine nahezu permanent verfügbare Wasserressource neue Möglichkeiten zum Umgang mit Wasser in innerstädtischen Räumen eröffnen und zur Etablierung integrierter blau-grüner Strategien beitragen.

Die Sicherstellung einer ständig, vor allem während längerer Trocken- und Hitzeperioden verfügbaren Wasserressource ist Voraussetzung für die Etablierung urbaner blau-grüner Infrastrukturen (Well und Ludwig 2020; Well et al. 2020), die im Sinne des Klimaschutzes systematisch und flächendeckend ausgebaut werden müssen. Substanziell mehr Grünvolumen bzw. mehr Kühlwirkung lässt sich nur durch mehr pflanzenverfügbares Wasser erreichen (Ludwig et al. 2021). Folge ist, dass bislang ungenutzte urbane Wasserressourcen, unter anderem Grauwasser, erfasst, ggf. aufbereitet und in geeigneter Qualität und ausreichender Menge bereitgestellt werden müssen. Grund hierfür ist, dass die Nutzung knapper werdenden Trinkwassers für die Bewässerung nicht zeitgemäß ist und vielerorts zur Absenkung des Grundwasserspiegels und vermehrtem Auftreten von Trockenschäden führt. Nur durch einen nachhaltigen Umgang mit alternativen Wasserressourcen kann zukünftig eine klimaresiliente Stadtentwicklung ermöglicht werden.

## **2.3 Ressourcenorientierte Sanitärsysteme**

### **2.3.1 Herausforderungen und Potenziale einer ressourcenorientierten Abwasserwirtschaft**

Kommunales Abwasser wird heute noch überwiegend als Reststoff statt vielseitigem Rohstoff angesehen (Steinmetz 2017). Herkömmliche Verfahren zur Abwasserreinigung beruhen auf *End-of-Pipe*-Lösungen und setzen Hilfsstoffe (z. B. Aluminium-, Eisensalze, Polymere) sowie externe Energie (z. B. für Pumpen und die Belüftung) in nicht unerheblichem Maße ein, um

Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor aus dem Abwasser zu entfernen und damit die Einleitungsanforderungen einzuhalten (Mo und Zhang 2013; Tchobanoglous et al. 2014), obwohl Abwasser in mehrfacher Hinsicht energetische und stoffliche Potenziale aufweist. Kläranlagen zählen zu den größten Stromverbrauchern einer Kommune und benötigen gut 1 % des gesamten deutschen Strombedarfs (DWA-A 216 2015), um im Kanalnetz gemeinsam abgeleitetes, vermischtes häusliches Schmutzwasser mit Fremdwasser, ggf. vorgereinigtem Abwasser gewerblichen und industriellen Ursprungs und oftmals Regenwasser zu behandeln. Trotz des flächendeckenden Ausbaus deutscher Kläranlagen in der Vergangenheit, insbesondere hinsichtlich der Ertüchtigung der Nährstoffelimination, gelangen weiterhin erhebliche Frachten an Schmutzstoffen in die Gewässer. Bei starken Niederschlagsereignissen kommen Misch- und Regenwasserentlastungen hinzu (vgl. Bachmann-Machnik 2020). Demgegenüber enthält Abwasser wichtige Ressourcen, wie das Wasser selbst, organischen Kohlenstoff, Wärme und hydrostatische Energie sowie unter anderem die Nährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium, die zukünftig im Sinne des Ressourcenschutzes einer Wiederverwendung bzw. Verwertung zuzuführen sind. Allerdings ist die konventionelle siedlungswasserwirtschaftliche Infrastruktur äußerst starr und nicht auf die Nutzung der im Abwasser enthaltenen Ressourcen ausgerichtet, sondern vielmehr auf deren Beseitigung, was die Nutzbarmachung von Wasser, Energie und Nährstoffen deutlich beschränkt. Das bestehende System bietet zwar einige Ansätze, Abwasserinhaltsstoffe stofflich und energetisch zu verwerten, wie etwa die Biogasgewinnung oder Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm. Jedoch kann das Potenzial im herkömmlichen System oft nur teilweise genutzt werden. Ein Beispiel ist die Klärschlammfäulung. Dabei wird auf Kläranlagen typischerweise ein Eigenversorgungsgrad mit elektrischer Energie bezogen auf die Faulgasverstromung von im Median 36 % (n = 4835; DWA 2020) erreicht, weshalb viel Energie aufgewendet werden muss, um Abwasser zu reinigen. Zunehmend setzt sich aber die Erkenntnis durch, dass die bestehende Abwasserinfrastruktur erhebliche Mängel aufweist und die Abwasserbehandlung nicht alleine der unmittelbaren Ableitung und Reinigung von Abwasser mit den Zielen der Siedlungshygiene, der Entsorgungssicherheit und des Gewässerschutzes unterworfen sein sollte (vgl. Kluge und Libbe 2010, DWA-A 272 2014, Scheele und Holländer 2019, Londong 2022). Die Veränderungen der siedlungswasserwirtschaftlichen Ziele und Randbedingungen führen somit zu einem Veränderungsdruck auf die über viele Jahrzehnte gewachsenen komplexen Strukturen der Wasserver-/Abwasserentsorgungssysteme (Kaufmann Alves 2012). Damit kommt ressourcenorientierten Sanitärsystemen, die am Entstehungsort auf einer Stoffstromtrennung beruhen, zukünftig eine wesentliche Bedeutung zu.

Der Grundsatz ressourcenorientierter Sanitärsysteme ist die getrennte Erfassung von Abwasserteilströmen direkt am Entstehungsort bzw. deren gezielte Behandlung, sodass eine anschließende Wiederverwertung ermöglicht wird. Solche Systeme zielen auf eine möglichst weitgehende Schließung von Stoff- und Wasserkreisläufen zur Wiederverwendung der im Abwasser enthaltenen Wertstoffe ab (DWA-A 272 2014) und können oft Alternativen und Ergänzungen zu herkömmlichen Systemen bieten (DWA 2015). Durch eine separate Erfassung und Behandlung von Abwasserteilströmen ergeben sich Möglichkeiten der Nutzung und Wiederverwendung, die bei der klassischen Abwasserreinigung aufgrund der Vermischung

und Verdünnung der Abwässer nur eingeschränkt oder gar nicht möglich sind (Kaufmann Alves 2012). Im Rahmen der konventionellen Abwasserreinigung werden die Potenziale nicht vollumfänglich genutzt (wie z. B. bei der Produktion von Düngemitteln, Gewinnung von Biogas, Nutzung von Abwärme oder Wasserwiederverwendung), da der Aufwand im Vergleich zu Mehrstoffstromsystemen deutlich höher ist (DWA-A 272 2014). Auch die Elimination problematischer Spurenstoffe in höher konzentrierten Abwasserteilströmen und die Erfüllung hygienischer Anforderungen sind in der klassischen Abwasserreinigung erschwert (DWA-A 272 2014). Die Stoffstromtrennung von Abwasser bzw. die Nutzung der darin enthaltenen Ressourcen ist daher eine wesentliche Voraussetzung für eine langfristig nachhaltige Abwasserbehandlung. Erschwert wird dies durch erforderliche Anpassungen sowohl in den Planungsprozessen als auch bei einer Implementierung dieser Systeme (DWA-A 272 2014).

Die Umsetzung der Stoffstromtrennung im Gebäudebestand stellt nach wie vor eine Herausforderung dar, da im Regelfall zwei getrennte Leitungsstränge zur separaten Ableitung der Teilströme benötigt werden. Dies führte dazu, dass die Stoffstromtrennung insbesondere in Neuerschließungen Anwendung fand, da bei Neubauten meist mit geringem Arbeits- und Kostenaufwand die Installation eines zusätzlichen Rohrstrangs umgesetzt und ein Mehrstoffstromsystem von Beginn an eingeplant wird. Darüber hinaus ist die Umsetzung der Stoffstromtrennung ebenfalls im Rahmen von Kernsanierungen möglich und sinnvoll, da die technische Ausstattung des Gebäudes an die Anforderungen des Mehrstoffstromsystems angepasst werden kann. Darüber hinaus werden derzeit Forschungsansätze zur nachträglichen Stoffstromtrennung bei Modernisierungen untersucht. Ein Ansatz ist das Doppel-Inliner-Verfahren, das auf der Rohr-in-Rohr-Sanierung und Vakuumentwässerung basiert (vgl. Vesper 2015). Dabei wird ein mit Harz getränkter Inliner in die Rohrleitungen eingezogen und nach dem Aushärten als neue Rohrleitung genutzt, um Grau- und Schwarzwasser zu trennen (Berndt und Vesper 2017). Das Verfahren wurde zwar erstmals im Rahmen des BBSR-Projekts ReLab praktisch umgesetzt (Angilella et al. 2022), konnte sich aber bislang nicht durchsetzen. Ein weiterer Ansatz ist die sensorbasierte Abwasserweiche. Durch akustische Signalmessungen in der Abwassergrundleitung werden die Abwasserteilströme identifiziert, durch eine bewegliche Trenneinheit getrennt und im Anschluss zeitlich versetzt in separate Leitungen geleitet (Hörnlein et al. 2022; Londong 2022).

Insgesamt ist es wichtig, die Forschung und Implementierung von Ansätzen zur nachträglichen Stoffstromtrennung bei Gebäudemodernisierungen voranzutreiben, um den baulichen Aufwand zu minimieren und bestehende Strategien zur Steigerung der Ressourceneffizienz zu erweitern.

Über 50 % der Entwässerungssysteme in Deutschland sind Mischsysteme (Dettmer und Brombach 2019), was verdeutlicht, dass bislang selbst Schmutzwasser und Regenwasser größtenteils nicht getrennt abgeleitet werden. Obwohl die Idee der Stoffstromtrennung und einer ressourcenorientierten Abwasserwirtschaft seit Jahrzehnten bekannt ist, kam es bislang nicht zu einem Durchbruch bei der Umsetzung. Der gegenwärtige Anteil an realisierten ressourcenorientierten Sanitärsystemen im Bereich der Abwasserreinigung ist sehr gering. Dies ist auf mehrere Gründe zurückzuführen. Vor allem behindern technische Herausforderungen, die sich insbesondere im Bereich der Gebäudeinfrastruktur ergeben (z. B.

die Notwendigkeit getrennter Leitungen zur separaten Erfassung von Grauwasser und Schwarzwasser), bislang die flächendeckende Umsetzung. Es gibt außerdem rechtliche Hürden, die einer Umsetzung der Stoffstromtrennung entgegenstehen (vgl. z. B. DWA 2015). Beispielsweise sind Produkte aus ressourcenorientierten Sanitärsystemen in der Düngegesetzgebung (DüV 2017; DüngG 2009) nicht ausreichend berücksichtigt, was eine Verwertung verhindert. Zudem erschwert der Anschluss- und Benutzungszwang nach AVBWasserV (1980) eine Wasserwiederverwendung. Der höhere Aufwand durch Genehmigung und Überwachung ressourcenorientierter Sanitärsysteme behindert ebenfalls die Umsetzung (vgl. z. B. DWA 2015). Folglich fehlt es an notwendigen gesetzlichen Anreizen für die Umsetzung solcher Systeme. Ressourcenorientierte Sanitärsysteme werden zudem in technischen Regelwerken nicht ausreichend berücksichtigt. Konventionelle Kläranlagen sind mit Abschreibungszeiträumen von 20 bis 30 Jahren und Mindestnutzungsdauern von 25 Jahren (DWA et al. 2012) sehr starr und unflexibel. Erfahrungen zu den Wechselwirkungen mit der bestehenden Infrastruktur fehlen. Schließlich gibt es auch eine fehlende Akzeptanz in der Bevölkerung, da viele Menschen Komfortverlust und wirtschaftliche Nachteile befürchten. Daraus folgt, dass sowohl in der Gebäudeplanung als auch in der Siedlungswasserwirtschaft und der Rechtslage ein Paradigmenwechsel erforderlich ist. Politische Maßnahmen zur Anpassung der Gesetzgebung und zur Schaffung finanzieller Anreize für eine ressourcenorientierte Abwasserbewirtschaftung sind unerlässlich. Die Entwicklung von Technologien und Verfahren muss vorangetrieben werden. Dabei müssen Pilotierungen zur Einführung neuer Technologien sowie großtechnische Implementierungen realisiert werden, um die notwendige Akzeptanz für eine breitere Umsetzung zu schaffen. Schließlich kann eine gezielte Öffentlichkeitsarbeit einen Beitrag dazu leisten, die Bevölkerung für die Vorteile der Stoffstromtrennung zu sensibilisieren und mögliche Ängste abzubauen (vgl. z. B. DWA 2015).

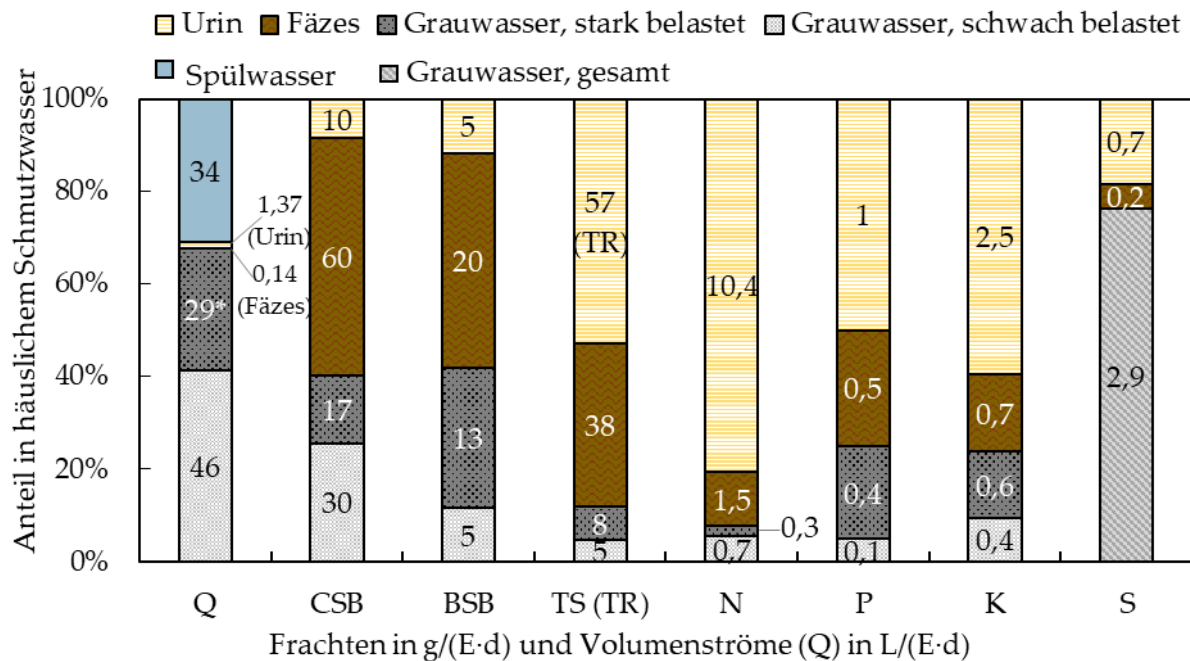
Abbildung 2-1 zeigt die Verteilung der einwohnerspezifischen Volumenströme und Frachten der Teilströme in häuslichem Schmutzwasser. Die Gegenüberstellung der verschiedenen Stoffströme verdeutlicht, dass sich häusliche Abwasserströme hinsichtlich ihrer Zusammensetzung und Volumenströme erheblich unterscheiden können, sodass eine Abwasserfraktionierung die jeweilige Aufbereitung deutlich vereinfachen kann. Eine Separation der Stoffströme ermöglicht es, beispielsweise durch Abtrennung von Fäzes oder Fäkalien (Fäzes mit Urin) höhere Konzentrationen und kleinere Volumenströme im Vergleich zum häuslichen Schmutzwasser zu erzielen. Bei Grauwasser hingegen sind größere Volumenströme bei deutlich geringerer Verschmutzung möglich.

Fäkalien bzw. Schwarzwasser weisen einen Großteil der im kommunalen Abwasser enthaltenen organischen Kohlenstoffverbindungen, Fest- und Nährstoffe auf und eignen sich unter anderem potenziell zur Biogasgewinnung und Düngemittelherstellung. In den Fäkalien verbleiben im Regelfall ca. 60 % des organischen Kohlenstoffs bzw. 70 g CSB/(E·d), ca. 75 % der Feststoffe <sup>(1)</sup> sowie über 90 % der Stickstoff- und 75 % der Phosphorfracht des häuslichen

---

<sup>(1)</sup> Berechnet:  $38 \text{ g TS}/(\text{E}\cdot\text{d}) [\text{Schwarzwasser}] \div \{38 \text{ g}/(\text{E}\cdot\text{d}) + 8 \text{ g}/(\text{E}\cdot\text{d}) [\text{stark belastetes Grauwasser}] + 5 \text{ g}/(\text{E}\cdot\text{d}) [\text{schwach belastetes Grauwasser}]\} \times 100 \% = 74,5 \%$  (siehe Abbildung 2-1), dabei wurde der Trockenrückstand im Urin nicht berücksichtigt.

Schmutzwassers (vgl. Abbildung 2-1). Der Anfall von Schwarzwasser und die Konzentration der darin enthaltenen Inhaltsstoffe sind dennoch stark abhängig von der Spülwassermenge und der eingesetzten Sanitärtechnik.



\* Anhand von Angaben gemäß BDEW (2022) ermittelt. Annahme, dass nur 50 % des Wasserverbrauches für die Bereiche „Essen/Trinken“ mit 5 L/(E-d) und „Raumreinigung/Garten“ mit 8 L/(E-d) abflusswirksam sind.

**Abbildung 2-1:** Einwohnerspezifische Volumenströme und Frachten der unterschiedlichen Fraktionen häuslichen Schmutzwassers.

Quelle: Angaben wurden aus DWA (2015) übernommen, jedoch für TS nach DWA-A 272 (2014) und für Q nach BDEW (2022) korrigiert. Werte für stark belastetes GW ergeben sich aus der Differenz.

Im Urin bzw. Gelbwasser verbleibt in aufkonzentrierter Form ein Großteil der im häuslichen Schmutzwasser enthaltenen Nährstoffe (ca. 80 % des Stickstoffs, 60 % des Kaliums und 50 % des Phosphors; vgl. Abbildung 2-1). Urin weist vergleichsweise hohe Konzentrationen an Stickstoff (bis hin zu 9 g/l) und Phosphor (ca. 0,7 g/L) sowie an weiteren Makro- und Mikronährstoffen auf (Winker et al. 2009). Durch die Urinabtrennung und geeignete Verfahren zur Nährstoffrückgewinnung, wie z. B. die Fällung von Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP) [siehe z. B. Wilsenach et al. (2007), Tilley et al. (2008) und Xiao et al. (2021)] können Nährstoffe zur Düngemittelherstellung verwertet werden. Damit wird eine Alternative für die Herstellung von Stickstoffdüngern aus Luftstickstoff mittels des energieintensiven Haber-Bosch-Verfahrens (Birch 2016; Glibert et al. 2014) geschaffen. Urin kann zudem durch Lagerung hygienisiert werden und weist im Vergleich zu Gülle geringere Konzentrationen an Schadstoffen, Schwermetallen, Hormonen und einigen Antibiotika auf (vgl. Ronteltap et al. 2007; Winker 2009; Jönsson und Vinnerås 2013; Kümmerer 2013).

Die getrennte Erfassung und Behandlung der Abwasserteilströme Schwarzwasser oder Urin kann langfristig einen deutlichen Beitrag zur Reduzierung der Phosphorfracht im Zulauf



öffentlicher Kläranlagen und im Klärschlamm sowie von Medikamentenrückständen in kommunalem Abwasser leisten. Auf den Abwasserteilstrom Grauwasser wird in Kapitel 2.4 eingegangen. Auch Ansätze der Regenwasserbewirtschaftung (wie z. B. Begrünung von Bauwerksstrukturen, Nutzung, Versickerung von Regenwasser, Rückbau undurchlässiger Flächen), die die Wiederherstellung des Wasserhaushaltes gegenüber dem unbebautem Zustand als Ziel haben, gewannen in den letzten Jahrzehnten deutlich an Bedeutung und erwiesen sich als effektiv hinsichtlich der Abschwächung der Folgen des Klimawandels (vgl. z. B. Geiger et al. 2010, Kaufmann Alves 2012, DWA-A 102-1/BWK-A 3-1 2020). Bei der Umsetzung ressourcenorientierter Systeme werden eine unvermischte Ableitung von Regenwasser, dessen Bewirtschaftung bzw. eine sinnvolle Integration der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung in Stoffstromtrennungskonzepte vorausgesetzt (DWA-A 272 2014). Maßnahmen zur Regenwasserbewirtschaftung sind nicht Schwerpunkt der vorliegenden Forschungsarbeit und werden deshalb nicht weiter behandelt. An dieser Stelle wird auf Geiger et al. (2010), Kaufmann Alves (2012), DWA-A 102-1/BWK-A 3-1 (2020), DWA-A 102-2/BWK-A 3-2 (2020), DWA-M 102-3/BWK-M 3-3 (2021) und DWA-M 102-4/BWK-M 3-4 (2022) verwiesen.

### **2.3.2 Einbindung ressourcenorientierter Sanitärsysteme in bestehende Abwasserinfrastrukturen**

Es ist unstrittig, dass zentrale kommunale Kläranlagen und die etablierte, derzeitige Kanalisation eine komfortable, sichere und funktionierende Lösung zur Abwasserbeseitigung darstellen. Dennoch ist das konventionelle System weder auf die negativen Folgen des Klimawandels ausgerichtet (vgl. Kapitel 2.2) noch genügt es den strenger werdenden Anforderungen an die Ressourceneffizienz und Nachhaltigkeit (vgl. Kapitel 2.3). Deshalb muss ein Systemwechsel hin zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen stattfinden, was allerdings durch die hohen Nutzungsdauern und Kapitalbindung klassischer Abwasserinfrastrukturen deutlich erschwert wird (vgl. z. B. Sievers 2018; Kaufmann Alves 2012). Eine kurz- bis mittelfristige Außerbetriebnahme derzeitiger Abwassersysteme bleibt damit ausgeschlossen (Steinmetz und Morandi 2017). Im Sinne einer zukunftsorientierten und nachhaltigen Entwicklung und Kreislaufführung ist die Umsetzung ressourceneffizienterer Verfahren unerlässlich, um die im Abwasser enthaltenen Ressourcen und damit auch das Wasser selbst weitgehend wiederzuverwenden (vgl. Kapitel 2.2 und 2.3). Eine Umstellung auf solche Systeme bietet sich vor allem dort an, wo z. B. Überlast, Unterlast, Sanierungsbedarf, gestiegener Bedarf an Nährstoffen und Wasserrecycling oder Engpässe in der Trinkwasserversorgung bestehen, geringe Restbuchwerte und steigende Energiepreise zu verzeichnen sind, oder in Neuerschließungen (DWA-A 272 2014). In Gebieten mit bestehender Abwasserinfrastruktur müsste die Einbindung ressourcenorientierter Technologien sukzessive erfolgen und wäre damit an lange Transitionszustände, also Übergangszeiträume gekoppelt, bei denen die Funktionstüchtigkeit zentraler Abwasserbehandlungsanlagen erhalten bleiben muss. Von einer schrittweisen Transition der Abwasserinfrastruktur hin zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen ist bereits seit der 90er Jahre die Rede (z. B. Larsen und Gujer 1996), jedoch wurden bisherige Umsetzungen überwiegend im Rahmen von Neubaugebieten geplant und realisiert (DWA-A 272 2014). Bei der schrittweisen Integration

der Stoffstromtrennung müssten nach Steinmetz und Morandi (2017) klassische Entsorgungsinfrastrukturen an die zukünftigen Anforderungen angepasst und die Kläranlage von heute sukzessive zu einem Produktionsbetrieb ausgebaut werden, was die enge Verzahnung der Abwasserentsorgung mit der Landwirtschaft (Rückgewinnung von Nährstoffen, Erzeugung von Bewässerungswasser usw.), der Energieversorgung (z. B. Einbindung von Kläranlagen in *Smart Grids*; vgl. z. B. Schäfer et al. 2017), der Abfallwirtschaft (z. B. Co-Vergärung) sowie dem produzierenden Gewerbe (Rohstofflieferung, z. B. Phosphate, Biopolymere) voraussetzen würde. Deshalb beeinflusst die sukzessive Umstellung auf alternative Sanitärsysteme ebenso wie Veränderungen in der Wasserversorgungsinfrastruktur den Betrieb, die Reinigungsleistung und vorhandene Ressourcenpotenziale bestehender Kläranlagen. Mögliche negative Rückwirkungen auf bestehende, verbleibende Systemstrukturen erfordern daher Sorgfalt bei der Umsetzung (DWA 2018) und müssen im Sinne der Aufrechterhaltung der Siedlungshygiene, der Entsorgungssicherheit und des Gewässerschutzes frühzeitig identifiziert werden, damit Gegenmaßnahmen ergriffen werden können.

Bislang wurden in der Fachliteratur die Möglichkeiten der Integration bestehender Kläranlagen in Übergangskonzepte für eine ressourcenorientierte Abwasserbewirtschaftung sowie die Auswirkungen der Separation von Abwasserteilströmen auf die bestehende Abwasserinfrastruktur nur vereinzelt untersucht, obwohl sich eine Vielzahl von Studien und inzwischen Fachbücher mit Konzepten und Technologien zur dezentralen Abwasserbehandlung befassen (Larsen et al. 2013; Lema und Suarez Martinez 2017), insbesondere mit dem Grauwasserrecycling (Boyjoo et al. 2013; Boano et al. 2020; Ghaitidak und Yadav 2013; Gross et al. 2015; Weingärtner 2013; Sievers 2018) und der Urinbehandlung (Winker 2009; Udert und Wächter 2012; Larsen et al. 2021; Patel et al. 2020; Randall und Naidoo 2018). Dabei wird meist die separate Erfassung der Abwasserteilströme vorausgesetzt. Auch methodische Ansätze und Entscheidungsunterstützungstools, die sich auf die Transition bestehender Abwasserinfrastrukturen hin zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen beziehen, sind selten in der Fachliteratur beschrieben, obwohl seit den 90ern die Defizite der bestehenden Abwasser- und Wasserinfrastrukturen immer stärker in den öffentlichen Fokus rückten. Eine Ausnahme bildet etwa das von Kaufmann Alves (2012) entwickelte Optimierungsmodell, das die Entscheidungsfindung zur Umgestaltung siedlungswasserwirtschaftlicher Infrastrukturen unterstützt sowie Kosten und Folgewirkungen aufzeigt. Zudem liefert DWA (2018) [Leitfaden zur Anwendung des DWA-A 272 (2014) bzw. zur Nachhaltigkeitsbewertung von Wasserinfrastrukturen] ein multikriterielles Bewertungsverfahren zur Nachhaltigkeitsbewertung von ressourcenorientierten Systemen. Eine weitere Ausnahme bildet der SAMPSONS2-Simulator (Schütze et al. 2019) dar, der eine einfache Handhabung und eine übersichtliche Visualisierung von Stoff- und Ressourcenströmen bietet. Darüber hinaus ermöglicht das Entscheidungsunterstützungstool eine vereinfachte Nachhaltigkeitsbewertung, die anhand bestimmter Kriterien durchgeführt werden kann und auf einer vereinfachten Lebenszyklusanalyse beruht. Das Tool ermöglicht die Verschaltung unterschiedlicher Blöcke wie z. B. Technologien zu Ressourcenverwertung sowie Erfassung, Transport, Leitung und Behandlung von Abwasser- und Schlammströmen, um unterschiedliche Sanitärsysteme grob

zu planen und deren Nachhaltigkeit zu bewerten. Obwohl die genannten Tools wertvolle Werkzeuge darstellen, fehlen in der Fachliteratur weiterhin spezifische Instrumente, die quantitative Erkenntnisse zum Anpassungsbedarf bestehender Abwasserinfrastrukturen im Rahmen von Transitionskonzepten liefern und daraus konkrete Empfehlungen für den Betrieb und die Verfahrenstechnik von Kläranlagen ableiten können.

Die wenigen Studien, die sich mit der Einbindung bestehender Kläranlagen in Transitionskonzepte befassen, beziehen sich überwiegend auf die Urinseparierung. Eine anteilige Separation des Urins am Entstehungsort würde die Kläranlage hinsichtlich der Nährstoffbelastung erheblich entlasten (Larsen et al. 2009) und zu Verfahrensvereinfachungen führen (Steinmetz und Morandi 2017), da Urin etwa 80 % des gesamten Stickstoffs und 50 % des gesamten Phosphors in kommunalem Abwasser ausmacht (vgl. Abbildung 2-1). Nach Wilsenach und van Loosdrecht (2006) könnten bereits ab 50 % Urinabkopplung vom Hauptabwasserstrom Verfahren zur integrierten Behandlung von Urin und Schlamm- bzw. Prozesswasser viel energieeffizienter und kompakter ausgeführt werden als derzeitige Lösungen der Abwasserreinigung. Die Urinabtrennung würde nicht nur die Nährstoffrückgewinnung durch den Einsatz von Technologien wie der Struvitfällung begünstigen (Larsen et al. 2009), sondern ebenfalls zu einem verminderten Ressourceneinsatz auf der Kläranlage beitragen. Kaufmann Alves (2012) beleuchtete, dass eine weitreichende Urinseparierung mit dem Entfall der Nitrifikation einhergeht und damit eine Senkung der Betriebskosten durch den verringerten Sauerstoffbedarf sowie eine Reduzierung der Beckenvolumina für die biologische Reinigungsstufe zur Folge hat, wobei das Ausmaß dieser Folgen nicht diskutiert wurde.

Wenn sich auch bereits einige Autoren/-innen mit den Rückwirkungen der Urinabtrennung auf die bestehende Kläranlage beschäftigten, trifft dies auf Grauwasser und Schwarzwasser nicht in gleichem Maße zu. Zwar wurde die Möglichkeit der Co-Vergärung von Schwarzwasser in kommunalen Faulungsanlagen als mögliches Übergangsszenario für die Einbindung ressourcenorientierter Sanitärsysteme in bestehende Abwasserinfrastrukturen bereits mehrfach berücksichtigt (z. B. Kaufmann Alves 2012, DWA-A 272 2014, DWA 2015, DWA 2018), bislang blieb aber weitgehend ungeklärt, welche betriebliche Konsequenzen einer Schwarzwasserseparation aus dem Kläranlagenhauptstrom mit sich zieht und wie damit umzugehen ist. Hintergrund einer Co-Vergärung ist, dass die Faulzeit vieler Faulbehälteranlagen auch heute noch deutlich oberhalb von 25 Tagen liegt, obwohl Faulzeiten von 20 Tagen bei mesophilem Betrieb in der Regel ausreichend sind (Dichtl und Schmelz 2015). Kaufmann Alves (2012) stellte zwar fest, dass die Abtrennung von Schwarzwasser, das knapp ein Drittel der Anfallmenge häuslichen Schmutzwassers ausmacht (vgl. Abbildung 2-1), zu einem verminderten Trockenwetterabfluss und damit zu erhöhter Ablagerungsgefahr im Kanalnetz sowie längeren Aufenthaltszeiten bzw. einer besseren Sedimentationswirkung in der Vorklärung führt, aber gleichzeitig den Vorabbau leicht abbaubaren Kohlenstoffs begünstigt und in der Folge die Denitrifikation aufgrund eines ungünstigen C/N-Verhältnisses beeinträchtigt. Ab wann mit solchen betrieblichen Konsequenzen zu rechnen ist und wie damit umgegangen werden kann, war nicht Teil der Diskussion (vgl. Kaufmann Alves 2012). In Gottardo Morandi et al. (2018) konnte jedoch verdeutlicht werden, dass voreingedicktes Schwarzwasser von bis zu 35 % der an eine Kläranlage angeschlossenen Einwohner zur Ver-

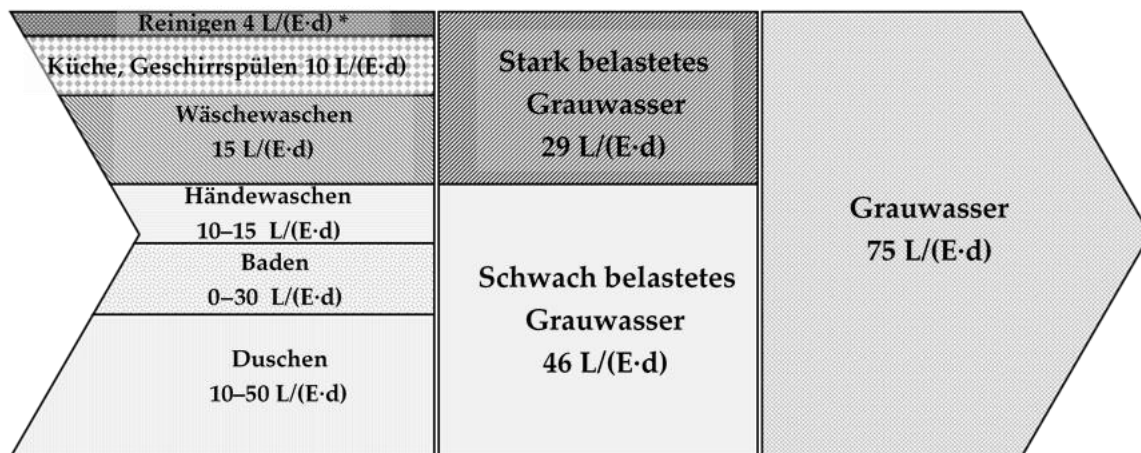
besserung der Energiebilanz einem Faulturm zugeführt werden kann, ohne dass die Funktionstüchtigkeit der Kläranlage gefährdet wird. Dabei kann der in Schwarzwasser enthaltene Kohlenstoff direkt in Biogas umgesetzt und gleichzeitig der Strombedarf für die Belüftung des Belebtschlammverfahrens infolge der Auslagerung des Kohlenstoffs in den Faulturm erheblich reduziert werden. Ab 45 – 50 % Transition (d. h. 45 – 50 % Schwarzwasserabtrennung) wäre sogar ein Nettogewinn an elektrischer Energie (Potenzial an elektrischer Energie aus Faulgas > Strombedarf für Belüftung) möglich (Gottardo Morandi et al. 2018). Allerdings treten aufgrund des ungünstigen C/N-Verhältnisses ab 35 % Transition betriebliche Probleme in der Denitrifikation auf, sodass unter anderem Maßnahmen zur Rückgewinnung bzw. Elimination des Stickstoffs aus dem stickstoffreichem Schlammwasser erforderlich wären (Gottardo Morandi et al. 2018).

Wie die flächendeckende Umsetzung dezentraler bzw. semizentraler Grauwasserwiederverwendungsanlagen den Betrieb kommunaler Kläranlagen beeinflusst, fand in der Fachliteratur bislang kaum Berücksichtigung. Kaufmann Alves (2012) stellte fest, dass durch die Grauwasserentkopplung vom Hauptabwasserstrom ein Großteil der Kohlenstofffraktionen aus dem Abwasser entfernt wird, was das C : N : P-Verhältnis im Restabwasser zugunsten der Nährstoffe verschieben und die Zugabe von externem Kohlenstoff zur Steigerung der Denitrifikationsleistung erfordern würde. Ab wann mit solchen Betriebsproblemen zu rechnen ist und wie diesen im Sinne der Ressourceneffizienz entgegengewirkt werden kann, ist bislang nicht Teil des fachlichen Diskurses gewesen. Es ist jedoch nach wie vor notwendig, die Auswirkungen der Grauwasserabtrennung auf den Betrieb bestehender Kläranlagen zu bewerten, um die negativen Folgen einer Transition durch Gegenmaßnahmen frühzeitig abzumildern und eine sichere Transition hin zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen zu gewährleisten.

## **2.4 Grauwasser als Ressource**

### **2.4.1 Definition und Herkunftsbereiche**

Häusliches Grauwasser umfasst mit Ausnahme von Fäkalienabwasser (Toilettenabwasser) alle Abwasserströme aus dem häuslichen Bereich. Hierzu gehören die Abwässer aus Küchenspüle, Geschirrspüler, Waschmaschine, Handwaschbecken, Ausguss, Badewanne, Dusche usw. (vgl. Abbildung 2-2). Gesamt anfallendes bzw. komplettes Grauwasser kann gemäß Abbildung 2-2 in schwach belastetes Grauwasser, das lediglich der leicht verschmutzten Fraktion häuslichen Grauwassers (Dusch-, Bade- und Handwaschbeckenabwasser) entspricht, und stark belastetes Grauwasser (Abwasser von Waschmaschinen, Spülmaschinen und aus dem Küchenbereich inkl. Ausguss) unterteilt werden. Die Einteilung des Waschmaschinenabwassers ist in der Fachliteratur jedoch nicht eindeutig definiert, denn Waschmaschinenabwasser kann ebenfalls als dem schwach belasteten Grauwasser gehörend eingestuft werden (vgl. z. B. Gross et al. 2015). Angelehnt an hiesige Fachliteratur, wie z. B. DWA-A 272 (2014), DWA (2015), DWA-M 277 (2017) und Sievers (2018), wird im Sinne der vorliegenden Forschungsarbeit Waschmaschinenabwasser als Teil des stark belasteten Grauwassers angesehen (vgl. Abbildung 2-2).



\* Annahme, dass nur 50 % des Wasserverbrauches für die Bereiche „Essen/Trinken“ mit 5 L/(E·d) und „Raumreinigung/Garten“ mit 8 L/(E·d) abflusswirksam sind.

**Abbildung 2-2:** Definition von Grauwasser und den dazugehörigen Grauwasserteilströmen im häuslichen Bereich gemäß deutscher Fachliteratur, differenziert nach der Menge anfallender Teilströme und dem Grad der Verschmutzung.

Quelle: Eigene Darstellung; Volumenströme aus BDEW (2022) übernommen, außer bei den Anfallmengen der Teilströme schwach belasteten Grauwassers, die aus DWA-M 277 (2017) stammen.

Abbildung 2-2 zeigt, dass schwach belastetes Grauwasser mit 46 L/(E·d) den größten mengenmäßigen Anteil mit ca. 61 %<sup>(1)</sup> in komplettem Grauwasser ausmacht. Unter den Teilströmen des leichten Grauwassers liefert Duschwasser im Regelfall das höchste Wasserpotenzial (vgl. Abbildung 2-2).

Die Grauwassererfassung kann im häuslichen Bereich vor allem in Neubauten oder im Rahmen von Kernsanierungen durch die Umsetzung separater Rohrleitungen sinnvoll umgesetzt werden und damit entweder im 2-Stoffstromsystem (Grauwasser und Schwarzwasser) oder 3-Stoffstromsystem (z. B. Grauwasser, Braunwasser und Urin) erfolgen (vgl. DWA 2015). Die Umsetzung des Grauwasserrecyclings in Deutschland wird bislang durch verschiedene Faktoren behindert, darunter fehlende Anreize und fehlende Gesetzesanpassungen, technische Herausforderungen, unflexible bestehende Abwasserinfrastrukturen, mangelnde Pilotierungen und großtechnische Umsetzungen sowie fehlende Akzeptanz in der Bevölkerung (vgl. Kapitel 2.3.1).

Tabelle 2-1 fasst typische Konzentrationen, Frachten und Volumenströme für Grauwasser und Grauwasserteilströme in Gegenüberstellung mit kommunalem Abwasser zusammen. Auf Tabelle 2-1 wird im Laufe des vorliegenden Kapitels näher eingegangen.

<sup>(1)</sup> Berechnet:  $46 \text{ L/(E·d)} [\text{Anfall schwach belastetes Grauwasser}] \div 75 \text{ L/(E·d)} [\text{Anfall Grauwasser gesamt}] \times 100 \% = 61,3 \%$ ; vgl. Abbildung 2-2.

## 2.4.2 Volumenstrom

Im Vergleich zu Schwarzwasser und Urin (siehe Kapitel 2.3) können bei Grauwasser in Deutschland deutlich höhere Volumenströme erreicht werden. Im Median liegt der Grauwasseranfall laut Sievers (2018) bei 67 L/(E·d), nach DWA-A 272 (2014) bei 75 L/(E·d) und gemäß DWA (2015) bei 78 L/(E·d). Zudem ist Grauwasser nach DWA (2015) weniger verschmutzt als Schwarzwasser und Urin, mit im Median 545 mg/l CSB (Min – Max: 258 – 1021 mg/l). Eine Zusammenfassung der Daten ist in Tabelle 2-1 zu finden. Die CSB-Konzentration in Grauwasser liegt im Durchschnitt bei 600 mg/l (Knerr et al. 2009) und damit in einem ähnlichen Bereich wie bei kommunalem Abwasser (Kläranlagenzulauf), das trotz Verdünnung mit Fremd- und ggf. Regenwasser im Mittel 575 mg/l CSB aufweist (DWA 2020). Allerdings können Literaturangaben je nach Quelle unterschiedlich ausfallen (vgl. Tabelle 2-1). Grauwasser bietet damit erhebliches Potenzial zum Wasserrecycling und weist im Gegensatz zu Niederschlagswasser eine nahezu permanente Verfügbarkeit auf, was es zu einer vielversprechenden Wasserressource macht. Insbesondere in Gebäuden mit kleinen Dachflächen, beschränktem Platzangebot oder in Gebieten mit geringen Niederschlagshöhen können sich bei der Grauwassernutzung deutliche Vorteile gegenüber Regenwasser ergeben. Für die sichere Wiederverwendung von Grauwasser ist jedoch im Regelfall eine Behandlung erforderlich (vgl. ISO 16075-1 2020; DIN 19650 1999; DIN 19684-10 2009). Bei Grauwasser muss zwar ausreichend Platz für die Aufbereitung vorgesehen werden, jedoch wird bei definierten Bedingungen bzw. nahezu kontinuierlichem Anfall maximal eine Tagesmenge als Größe für den Speicher empfohlen (fbr H 201 2005), während bei Regenwasser immer länger anhaltende Trockenperioden überbrückt werden müssen (vgl. Kapitel 2.2), was mit hohen Speichervolumina einhergeht. Vor allem aber außerhalb Deutschlands bzw. in Ländern mit hohem Wasserstress (z. B. Australien und Südafrika) wird Grauwasser auf Haushaltsebene zum Teil ohne Behandlung direkt einer Wiederverwendung zugeführt (vgl. Carden et al. 2018, Nel und Jacobs 2019, GWIG et al. 2019). Die Nutzung von unbehandeltem Grauwasser kann jedoch mit erheblichen Umwelt- und Gesundheitsrisiken, etwa durch menschliche Exposition, verbunden sein. Bei keiner sofortigen Nutzung des unbehandelten kann es zu Geruchsbelästigungen, dem Wachstum von Pathogenen und einem erhöhten Schwebstoffgehalt kommen. Außerdem können erhöhte Konzentrationen von im aufbereiteten Grauwasser noch enthaltenen Inhaltsstoffen, z. B. Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) oder organische Mikroschadstoffe, bei Bewässerungs- oder Versickerungsmaßnahmen das Grundwasser potenziell gefährden.

**Tabelle 2-1:** Anfall und Beschaffenheit von Grauwasser und Grauwasserteilströmen in Gegenüberstellung mit kommunalem Abwasser.

	Kommunales Abwasser <sup>(1)</sup> (Trockenwetter)	Grauwasser, gesamt	Schwach belastetes Grauwasser			Stark belastetes Grauwasser		
			Badewanne	Dusche	Handwaschbecken	Waschmaschine	Küchenspüle	Spülmaschine
<b>Q<sub>d</sub></b> in L/(E·d)	150 (Imhoff et al. 2009)	75 (DWA-A 272 2014) 78 (DWA 2015)	0 – 30 (DWA-M 277 2017)	10 – 50 (DWA-M 277 2017)	10 – 15 (DWA-M 277 2017)	10 – 15 (DWA-M 277 2017)	5 – 10 (DWA-M 277 2017)	5 – 10 (DWA-M 277 2017)
	175 (DWA-M 368 2014)	60 – 130 (DWA-M 277 2017) 67 (49 – 108) (Siewers 2018)	40 – 100 (DWA-M 277 2017) 46 (BDEW 2022)			15 (BDEW 2022)		8 (BDEW 2022)
<b>B<sub>d,CSB</sub></b> in g/(E·d)	120 <sup>(1)</sup> (ATV-DVWK A 131 2000)	41,6 (Knerr 2012) 51 ± 24 (Larsen et al. 2013) 47 (7 – 102) (DWA 2015) 47 (26 – 86) (Siewers 2018)	30 (10 – 65) (DWA 2015)			5 – 12 (DWA-M 277 2017)	30 (13 – 44) (DWA 2015)	
<b>C<sub>CSB</sub></b> in mg/l	575 (DWA 2020) 800 <sup>(2)</sup>	600 <sup>(3)</sup> (294 – 1021) (Knerr et al. 2009)	344 (Gross et al., 2015)	95 ± 33 (Gethke et al. 2007) 374 (Gross et al., 2015)	239 (Gross et al., 2015)	1437 ± 1018 (Gross et al. 2015)	3019 (Gross et al. 2015)	1296 (Gross et al. 2015)
		545 (258 – 1021) (DWA 2015) 729 (459 – 1094) (Siewers und Londong 2018)	535 (350 – 783) (Meinzinger und Oldenburg 2009) 80 – 200 (DWA-M 277 2017); 283 (104 – 651) (DWA 2015)			500 – 800 (DWA-M 277 2017)	1780 (1000 – 2560) (DWA 2015)	
<b>B<sub>d,AFS</sub></b> in g/(E·d)	70 <sup>(1)</sup> (ATV-DVWK A 131 2000)	13 (DWA-A 272 2014) 10 (1,7 – 22) <sup>(4)</sup> (Siewers 2018)	5 (2 – 8) (DWA 2015) 0,8 – 10 (DWA-M 277 2017)			4,1 <sup>(5)</sup>	3,3 (DWA 2015)	
<b>C<sub>AFS</sub></b> in mg/l	467 <sup>(6)</sup> 301 (250 – 600) (Chen et al. 2020)	159 (90 – 228) (DWA 2015) 142 (107 – 324) (Siewers und Londong 2018)	49,1 (Weingärtner 2013) 87 (54 – 120) (DWA, 2015) 7 – 120 (DWA-M 277 2017)			271 (Weingärtner 2013) 80 – 280 (DWA-M 277 2017)	400 (DWA 2015) 130 – 1300 (DWA-M 277 2017)	
<b>B<sub>d,N</sub></b> in g/(E·d)	11 <sup>(1)</sup> (ATV-DVWK A 131 2000)	1,0 (Knerr 2012) 1,0 (0,5 – 1,75) (Siewers 2018)	0,7 (0,3 – 1,1) (DWA, 2015)			-	0,3 (0,2 – 0,8) (DWA, 2015)	

Angaben entweder als Medianwerte (Min – Max) oder Mittelwert ± Std.-Abw.; Angaben für außerhalb Deutschlands in *Kursiv*; Q<sub>d</sub> = Tägliche Durchflussmenge; E = Einwohner; B<sub>d,CSB</sub> = Tägliche Fracht an CSB (chemischer Sauerstoffbedarf); C<sub>CSB</sub> = Konzentration an CSB; B<sub>d,AFS</sub> = Tägliche Fracht an abfiltrierbaren Stoffen (AFS); C<sub>AFS</sub> = AFS-Konzentration; B<sub>d,N</sub> = Tägliche Stickstofffracht.

<sup>(1)</sup> Frachten als 85-Perzentilwerte; für N<sub>ges</sub> wurde in Näherung der Parameter TKN herangezogen.

<sup>(2)</sup> Berechnet: 120 g CSB/(E·d) [Zulauf KA; (ATV-DVWK A 131 2000)] ÷ 150 L/(E·d) [Trockenwetterzufluss; (Imhoff et al. 2009)] = 800 mg/l CSB.

<sup>(3)</sup> Mittelwert.

<sup>(4)</sup> Gesamttrockensubstanzgehalt TS<sub>200/0,45</sub> als Summe des Trockensubstanzgehaltes der vorgeschalteten Feststoffseparation (TS<sub>200</sub>) und der Feststoffe der Membranfiltration (TS<sub>0,45</sub>).

<sup>(5)</sup> Berechnet: 271 mg/l AFS [Waschmaschinenabwasser; (Weingärtner 2013)] × 15 L/(E·d) [Waschmaschinenabwasser; (BDEW 2022)] = 4,1 g AFS/(E·d).

<sup>(6)</sup> Berechnet: 70 g TS/(E·d) [(ATV-DVWK A 131 2000)] ÷ 150 L/(E·d) [(Imhoff et al. 2009)] = 467 mg/l AFS im Zulauf zur Kläranlage.

Fortsetzung Tabelle 2-1.

	Kommunales Abwasser (Trockenwetter)	Grauwasser, gesamt	Schwach belastetes Grauwasser			Stark belastetes Grauwasser		
			Badewanne	Dusche	Handwaschbecken	Waschmaschine	Küchenspüle	Spülmaschine
C <sub>N</sub> in mg/l	52,1 (DWA 2020)	12,9 (7 – 20) <sup>(1)</sup> (Knerr et al. 2009)	6,6 ± 3,4 (Jefferson et al. 2004)	20 ± 21 (Gethke et al. 2007) 15,6 (Weingärtner 2013)	10 ± 4,8 (Jefferson et al. 2004)	1,1 – 40,3 (Li et al. 2009) 40,8 (Weingärtner 2013)	21,9 – 43,5 (Huelgas et al. 2009) 63,2 (Weingärtner 2013)	-
		15,4 (6,7 – 27,2) (DWA 2015) 14,4 (9 – 23,3) (Siewers und Londong 2018)	3,6 – 19,4 (Li et al. 2009); 13 (7 – 22) (Meinzingler und Oldenburg 2009)			11,4 – 74 (Li et al. 2009); 37 (DWA 2015)		
B <sub>d,P</sub> in g/(E·d)	1,8 (ATV-DVWK A 131 2000)	0,5 (Knerr 2012) 0,5 (DWA-A 272 2014) 0,40 (0,2 – 0,63) (Siewers 2018)	0,1 (0,1 – 0,3) (DWA 2015)			< 0,075 <sup>(2)</sup>	0,4 (0,2 – 0,6) (DWA 2015)	
C <sub>P</sub> in mg/l	7,4 (DWA 2020)	6,9 (3,5 – 11) <sup>(3)</sup> (Knerr et al. 2009)	-	1,5 ± 1,5 (Gethke et al. 2007)	-	< 5 mg/l (DWA 2015) 21,5 (0,2 – 93,3) (Howard et al. 2005)	24 (7 – 41) (DWA 2015)	
		5,4 (0,4 – 11) (DWA 2015) 5,9 (2,7 – 10,8) (Siewers und Londong 2018)	4,6 (0,4 – 8) (Meinzingler und Oldenburg 2009)					
CSB/BSB <sub>5</sub>	1,9 – 2,2 (Metcalf & Eddy, Inc. et al. 2007)	1,5 (Friedler 2004) 2 – 3,6 (Larsen et al. 2013) 1,8 (1,4 – 2,3) (Siewers 2018)	2,9 ± 1,3 (Jefferson et al. 2004)	2,8 ± 1,0 (Jefferson et al. 2004) 2,5 ± 0,5 (Gethke et al. 2007)	3,6 ± 1,6 (Jefferson et al. 2004)	2,1 <sup>(4)</sup>	1,6 <sup>(5)</sup>	
CSB : N : P	100 : 9,2 : 1,5 <sup>(6)</sup> 100 : 11–13 : 1,6 – 1,9 <sup>(7)</sup>	100 : 2 : 1 (Larsen et al. 2013) 100 : 2,1 : 0,85 <sup>(8)</sup>	100 : 2,2 : 0,06 (Jefferson et al. 2004)	100 : 2,9 : 0,05 (Jefferson et al. 2004) 100 : 7,2 : 0,96 (Weingärtner 2013)	100 : 1,8 : 0,06 (Jefferson et al. 2004)	100: 2,6: 0,2 (Weingärtner 2013)	100: 0,6: 0,2 (Weingärtner 2013)	100 : 3,1 : 5,2 <sup>(9)</sup>

Angaben entweder als Medianwerte (Min – Max) oder Mittelwert ± Std.-Abw.; Angaben für außerhalb Deutschlands in *Kursiv*. C<sub>N</sub> = Stickstoffkonzentration; B<sub>d,P</sub> = Tägliche Phosphorfracht; E = Einwohner; C<sub>N</sub> = Stickstoffkonzentration; C<sub>P</sub> = Phosphorkonzentration; BSB<sub>5</sub> = Biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen (BSB<sub>5</sub>); N = Stickstoff; P = Phosphor.

<sup>(1)</sup> 12,9 mg/l N<sub>ges</sub> (Mittelwert); Min.- und Max.-Werte über graphische Interpolation ermittelt.

<sup>(2)</sup> Berechnet: < 5 mg/l P<sub>ges</sub> [Waschmaschinenabwasser; vgl. (DWA 2015)] × 15 L/(E·d) [Waschmaschinenabwasser; (BDEW 2022)] × 1g/1000 mg < 0,075 P<sub>ges</sub>

<sup>(3)</sup> 6,9 mg/l P<sub>ges</sub> (Mittelwert); Min.- und Max.-Werte über graphische Interpolation ermittelt.

<sup>(4)</sup> Berechnet: 1437 mg/l CSB ÷ 675 mg/l BSB<sub>5</sub> [Waschmaschinenabwasser; vgl. (Gross et al. 2015)]= 2,1

<sup>(5)</sup> Berechnet: 30 g CSB/(E·d) ÷ 19 g BSB<sub>5</sub>/(E·d) im Mittel [stark belastetes Grauwasser; vgl. (DWA 2015) ]; CSB/BSB<sub>5</sub> = 1,6.

<sup>(6)</sup> Berechnet: Kommunales Abwasser enthält im Kläranlagenzulauf 120 g CSB/(E·d), 11 g N/(E·d) und 1,8 g P/(E·d) [(ATV-DVWK A 131 2000)]; CSB : N : P = 100 : 9,2 : 1,5.

<sup>(7)</sup> Berechnet: Annahme: CSB/BSB<sub>5</sub> = 2; typische Nährstoffverhältnisse im Rohabwasser liegen nach Imhoff et al. (2009) bei BSB<sub>5</sub> : N : P = 100 : 22 – 26 : 3,3 – 3,8; umgerechnet entspricht das CSB : N : P = 100 : 11 – 13 : 1,6 – 1,9.

<sup>(8)</sup> Berechnet auf Grundlage der in Siewers 2018 ermittelten Mittelwerte für CSB, N<sub>ges</sub> und P<sub>ges</sub>: 47: 1,0: 0,5 = 100: 2,1: 0,85.

<sup>(9)</sup> Berechnet: Grauwasser aus dem Geschirrspüler enthält im Mittel 1296 mg/l CSB, 40 mg/l TKN und 68 mg/l P [(Gross et al. 2015)]; CSB:N:P = 100: 3,1: 5,2.



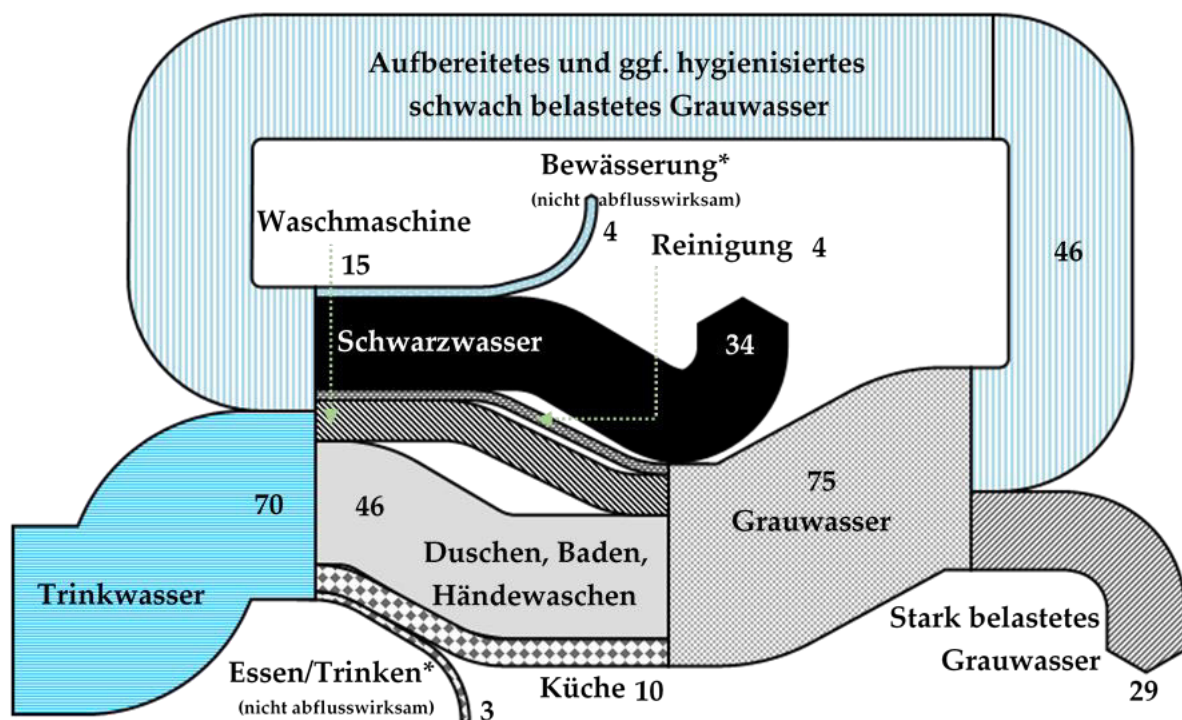
Fortsetzung Tabelle 2-1.

	Kommunales Abwasser (Trockenwetter)	Grauwasser, gesamt	Schwach belastetes Grauwasser			Stark belastetes Grauwasser		
			Badewanne	Dusche	Handwaschbecken	Waschmaschine	Küchenspüle	Spülmaschine
<b>E. coli</b> in KBE/100 ml	10 <sup>6</sup> – 10 <sup>8</sup> (Metcalf & Eddy, Inc. et al. 2007)	~ 10 <sup>5</sup> (Knerr et al. 2009) 10 <sup>1</sup> – 10 <sup>8</sup> (DWA 2015)	(0,8 ± 1,2)·10 <sup>2</sup> bis (2,1 ± 2,2)·10 <sup>4</sup> (Jefferson et al. 2004)	(1,5 ± 4,9)·10 <sup>3</sup> (Jefferson et al. 2004) 6·10 <sup>1</sup> (0 – 10 <sup>5</sup> ) (Keysers et al. 2008)	10 <sup>1</sup> ± 8,8·10 <sup>3</sup> (Jefferson et al. 2004)	10 <sup>1</sup> – 10 <sup>6</sup> (DWA-M 277 2017)	10 <sup>5</sup> – 10 <sup>8</sup> (DWA-M 277 2017)	
			10 <sup>1</sup> -10 <sup>7</sup> (DWA-M 277 2017)					
<b>pH-Wert</b>	7,5 – 8 (Imhoff et al. 2009)	7,3 (6,7 – 8,1) (Sievers 2018)	7,5 ± 0,2 (Gross et al. 2015)	7,5 ± 0,6 (Gethke et al. 2007)	7,3 ± 0,3 (Jefferson et al. 2004)	7,1 – 10 (Li et al. 2009)	7,1 (Friedler 2004) 5,9 – 7,4 (Li et al. 2009)	
			7,5 ± 0,3 (Jefferson et al. 2004); 6,4 – 8,1 (Li et al. 2009)			8,5 (7,5 – 9,6) (Gross et al. 2015)		

Angaben entweder als Medianwerte (Min – Max) oder Mittelwert ± Std.-Abw.; Angaben für außerhalb Deutschlands in *Kursiv*; E. coli = *Escherichia coli*; KBE = Koloniebildende Einheiten.

Des Weiteren besteht das Risiko einer negativen Veränderung der Bodenbeschaffenheit durch den Eintrag von Tensiden, Ölen und Salzen (Gross et al. 2015). Da Grauwasser dennoch weniger verschmutzt und keimbelastet ist als gesamt anfallendes Schmutzwasser, wird die Behandlung vereinfacht.

Häufig wird die Nutzung von ausschließlich schwach belastetem Grauwasser angestrebt. Dies liegt in der Tatsache begründet, dass es im Vergleich zu gesamtem Grauwasser [im Median  $C_{CSB} = 545 \text{ mg/l}$  (Min – Max: 258 – 1021 mg/l; siehe DWA (2015))] deutlich weniger belastet ist. Grauwasser aus Duschen, Badewannen und Handwaschbecken weist eine CSB-Konzentration von im Median 283 mg/l (Min – Max: 104 – 651 mg/l), wie in DWA (2015) angegeben, und ist in aller Regel mit 46 L/(E·d) [BDEW (2022)] mengenmäßig ausreichend, um den Wasserbedarf für die Toilettenspülung und die Gartenbewässerung auf Haushaltsebene vollständig zu decken. Schwach belastetes Grauwasser macht zudem mit ca. 61 % (vgl. Kapitel 2.4.1) den größten Anteil der Grauwassermenge aus. Eine Wasserbilanz für die Wiederverwendung von schwach belastetem Grauwasser im Haushalt ist in Abbildung 2-3 dargestellt.



\* Annahme, dass nur 50 % des Wasserverbrauches für die Bereiche „Essen/Trinken“ und „Raumreinigung/Garten“ abflusswirksam sind.

**Abbildung 2-3:** Wasserbilanz in L/(E·d) auf Haushaltsebene am Beispiel der Wiederverwendung von schwach belastetem Grauwasser aus Duschen, Badewannen und Handwaschbecken.

Quelle: Eigene Darstellung; Volumenströme aus BDEW (2022) übernommen.

Es lässt sich Abbildung 2-3 entnehmen, dass durch das Recycling von schwach belastetem Grauwasser aus Duschen, Badewannen und Handwaschbecken [46 L/(E·d) (BDEW 2022)] eine

zweifache Nutzung des Wassers und bis hin zu ca. 40 %<sup>(1)</sup> Trinkwassereinsparungen im Haushalt erreicht werden können. Dabei kann das recycelte Wasser sowohl zur Toilettenspülung [34 L/(E·d), vgl. BDEW (2022)] als auch für Bewässerungs- und Reinigungszwecke im Haushalt [8 L/(E·d), vgl. BDEW (2022)] und anteilig zum Wäschewaschen [15 L/(E·d), vgl. BDEW (2022)], z. B. Vorwäsche, wiederverwendet werden (vgl. Abbildung 2-3). Bei höherem erforderlichem Wasserbedarf kann beispielsweise stärker belastetes Waschmaschinenabwasser mit zusätzlich 15 L/(E·d) [vgl. Abbildung 2-3] miterfasst und behandelt werden. Dabei erhöht sich zwar die täglich zur Verfügung stehende Grauwassermenge um im Mittel ca. 33 %, <sup>(2)</sup> jedoch steigen ebenfalls die CSB- und AFS-Konzentrationen (z. B. durch den Eintrag von Schmutzpartikeln und Kleidungsfasern) im erfassten Grauwasser deutlich an (vgl. Tabelle 2-1), was prinzipiell mit einem höheren Vorreinigungs- und Aufbereitungsaufwand einhergeht (vgl. Kapitel 2.6.2). Je nach Fragestellung kann die Nutzung von gesamt anfallendem Grauwasser, einschließlich stark belasteten Grauwassers aus dem Küchenbereich, zweckmäßig sein, wodurch der Verbrauch von Trinkwasser bzw. der Abwasseranfall in Haushalten um bis zu 60 % verringert werden könnte (Oral et al. 2020). Nachteilig ist aber die höhere organische Belastung bzw. der damit verbundene Mehraufwand bei der Aufbereitung im Vergleich zu leicht verschmutztem Grauwasser, weshalb Küchenabwasser und Abwasser aus der Waschmaschine häufig von der Sammlung ausgenommen werden (vgl. DWA-M 277 2017). Aus Tabelle 2-1 lässt sich zudem ableiten, dass bei Ausschluss vom Grauwasser aus der Küche das Risiko einer mikrobiellen Infektion deutlich gemindert werden kann.

Im Jahr 2019 betrug in Deutschland die Wasserabgabe an Haushalte, gewerbliche und sonstige Abnehmer 4731 Mio. m<sup>3</sup> Trinkwasser. Dabei wurde der überwiegende Teil des Wassers mit 81,5 % an Haushalte und Kleingewerbe wie etwa Bäckereien, Metzgereien und Arztpraxen abgegeben (Destatis 2021), was verdeutlicht, dass in Deutschland das höchste Potenzial zum Wasserrecycling im häuslichen Bereich inklusive Kleingewerbe liegt. Im Jahr 2021 betrug gemäß BDEW (2022) der durchschnittliche Wasserverbrauch pro Einwohner deutscher Haushalte, einschließlich Kleingewerbe, 127 L/(E·d). Der häusliche Trinkwasserverbrauch unterliegt jedoch hohen Schwankungen und reicht in Wohngebäuden laut DVGW W 410 (2008) von 60 L/(E·d) bis hin zu 500 L/(E·d). Daraus folgt, dass auch der Grauwasseranfall einer hohen Variabilität ausgesetzt ist, z. B. durch Besuch, Urlaub oder Trockenperioden (Gross et al. 2015). Übliche Grauwasseranfallmengen liegen nach DWA-M 277 (2017) bei 60 – 130 L/(E·d) und im Mittel bei 75 L/(E·d) [DWA-A 272 (2014)]. Da die Grauwassermenge anders als bei häuslichem Schmutzwasser nicht durch längere Transportzeiten im Kanal ausgeglichen wird, muss die Anlage zur Grauwasseraufbereitung im Tagesverlauf hohe Schwankungen, die in kleinen Wohneinheiten noch deutlich ausgeprägter ausfallen als in Hochhäusern, auffangen können (vgl. Larsen et al. 2013, Gross et al. 2015). Beispielsweise haben Duschen im Regelfall einen Abfluss zwischen < 0,1 – 0,3 L/s, während eine volle Badewanne Abläufe von 0,4 – 0,5 L/s aufweist (DIN EN 16941-2 2021). Typische Tagesganglinien für leicht verschmutztes Grauwasser weisen eindeutige Belastungsspitzen am Morgen und am Abend auf (vgl. Gross et al. 2015), die insbesondere der Körperhygiene

<sup>(1)</sup> Berechnet:  $46 \text{ L/(E·d)} \div [46 \text{ L/(E·d)} + 70 \text{ L/(E·d)}] = 39,6 \%$ ; vgl. Abbildung 2-3.

<sup>(2)</sup> Berechnet:  $[46 \text{ L/(E·d)} + 15 \text{ L/(E·d)}] \div 46 \text{ L/(E·d)} = 32,6 \%$ ; vgl. Abbildung 2-3.

vor oder nach der Arbeit zuzuschreiben sind. Bei einer Aufbereitung und Wiederverwendung von Grauwasser muss demnach ein Sammel-/Speicherbehälter bzw. ein Ausgleichsbecken zum Abfangen der hydraulischen Stöße eingeplant werden (DWA-M 277 2017). Zudem können Einzelereignisse, wie z. B. die einmalige Nutzung von großen Mengen an Seife, Säure, Lösungsmitteln, Farbe etc. deutliche Schwankungen bezüglich der Qualität von Grauwasser auslösen.

Außerhalb des häuslichen Bereiches kann der Grauwasseranfall erheblich von den in Abbildung 2-2 aufgeführten Mengen abweichen, weshalb im Einzelfall eine detaillierte Wassermengenbilanz erforderlich ist. Die Nutzung von aufbereitetem Grauwasser aus Duschen und Badewannen bietet gerade in Hotels, Sportstätten und Studierendenwohnheimen etc. weitergehendes Potenzial zur Reduzierung des Wasserverbrauches (Dierkes et al. 2020). Weitere Ansatzpunkte für die Wiederverwendung von Wasser bieten z. B. Krankenhäuser, Schulen, Flughäfen, Altenheime. Das höchste Wasserpotenzial liegt dabei in Hotels und Krankenhäusern; in Hotels kann von einem Wasserverbrauch von im Mittel 290 L pro Hotelgast (G) und Tag [100 – 1400 L/(G·d)] ausgegangen werden (vgl. DVGW W 410 2008, VDI 3907-3 2015), wobei im Regelfall mit steigender Komfortklasse bzw. Ausstattung (Schwimmbad, Sauna etc.) mehr Wasser pro Übernachtung anfällt (vgl. Keyzers et al. 2008, Statista 2013). In Krankenhäusern reicht der Trinkwasserverbrauch üblicherweise von 120 L bis 830 L pro Patient/-in oder Beschäftigte/-r (PB) und Tag und liegt im Mittel 340 L/(PB·d) (vgl. DVGW W 410 2008, VDI 3907-3 2015) deutlich höher als im häuslichen Bereich [127 L/(E·d) (BDEW 2022)], jedoch wurden in Krankenhausabwässern erhöhte Konzentrationen von Antibiotikaresistenzgenen, Mikroschadstoffen, darunter Arzneimittelrückständen und adsorbierbaren organisch gebundenen Halogenen (AOX), und Viren bereits mehrfach in der Fachliteratur nachgewiesen (Top et al. 2020; Mackulak et al. 2021; Hutinel et al. 2022; Husain Khan et al. 2020; Hocaoglu et al. 2021; Zhang et al. 2020b), weshalb es einer weitgehenden Aufbereitung für die sichere Wiederverwendung vom Krankenhausabwasser bedarf.

In mehreren Studien ist die Charakterisierung des Vielstoffgemisches Grauwasser Gegenstand der Forschung gewesen (Gross et al. 2015; Boano et al. 2020; Arden und Ma 2018; Sievers 2018). In der Fachliteratur wird jedoch eine sehr große Schwankungsbreite für Anfall und Beschaffenheit von Grauwasser angegeben (vgl. Gross et al. 2015), denn der Trinkwasserverbrauch und die Zusammensetzung von Grauwasser sind abhängig von der Wasserverfügbarkeit, klimatischen und geografischen Bedingungen, kulturellen Lebensgewohnheiten, der Ausstattung der Haushalte (z. B. Geschirrspülmaschine, Wasserspararmaturen), dem Umweltbewusstsein der Bevölkerung, dem individuellen Nutzerverhalten, ökonomischen Gesichtspunkten, der Qualität des Trinkwassers (Gross et al. 2015; Boyjoo et al. 2013; Sievers 2018). Zusätzlich wird die Grauwasserbeschaffenheit durch die Nutzung von Haushaltschemikalien, Reinigungsmitteln und Körperpflegeprodukten, deren Formulierung sich durch die Gesetzgebung oder gesellschaftliche Entwicklungen verändern kann, maßgeblich bestimmt. So wurden in der Vergangenheit beispielsweise auf europäischer Ebene mit der Detergenzienverordnung (EU-DetergV 2004) und in Deutschland mit der Phosphathöchstmengenverordnung (PHöchstMengV 1980) und dem Wasch- und Reinigungsmittelgesetz (WRMG 2013) bereits Vorschriften für das Inverkehrbringen von

Detergenzien bzw. Wasch- und Reinigungsmitteln beschlossen. WRMG (2013) gilt ergänzend zu den Vorgaben von EU-DetergV (2004). Hinzu kommt, dass insbesondere in Entwicklungsländern die Beschaffenheit von Grauwasser aufgrund der Vermischung zwischen Grau- und Schwarzwasserströmen in Sammelsystemen erheblich von erwarteten Literaturangaben abweichen kann (Tolksdorf und Cornel 2017; Tolksdorf 2018). Auch wenn Grauwasser bereits mehrfach auf internationaler und Bundesebene untersucht wurde, verdeutlicht Tabelle 2-1, dass vor allem für die einzelnen Teilströme schwach oder stark belasteten Grauwassers (wie z. B. Duschwasser, Badewannenwasser, Waschmaschinenabwasser) zum Teil nur bedingt belastbare Angaben zur Beschaffenheit und Menge vorliegen, denn bisherige Studien beziehen sich meist auf komplettes Grauwasser; vor allem hinsichtlich der Fracht fehlen repräsentative Angaben für die einzelnen Grauwasserteilströme. Zwar können hinsichtlich der Beschaffenheit einige Lücken anhand ausländischer Literatur geschlossen werden, jedoch können länderspezifische Rahmenbedingungen Anfall und Beschaffenheit von Grauwasser erheblich beeinflussen, weshalb die Nutzung internationaler Angaben für den deutschen Anwendungsfall nur bedingt aussagekräftig ist.

Tabelle 2-1 verdeutlicht, dass je nach Herkunftsbereich des Grauwassers und Literaturquelle große Unterschiede in Qualität und Quantität auszumachen bzw. Volumenströme sowie Konzentrationen und Frachten an AFS, Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor teilweise einer hohen Variabilität unterworfen sind.

### **2.4.3 Zusammensetzung**

#### **2.4.3.1 Abfiltrierbare Stoffe**

Fest- und Schwebstoffquellen in Grauwasser können Lebensmittelreste, Haare, Hautpartikel, Klamottenfasern, Erde, Staub, Sand etc. umfassen (Eriksson 2002). Störstoffe, wie z. B. Haare, können Betriebsstörungen herbeiführen und müssen entsprechend beseitigt werden (vgl. Kapitel 2.6.2). Die Fachliteratur gibt eine sehr variable Spanne für den Medianwert der AFS-Fracht in Grauwasser an. Die Werte reichen von 10 g/(E·d) [Sievers (2018)], über 13 g/(E·d) [DWA-A 272 (2014)] bis hin zu 71 g/(E·d) [DWA (2015)]. Der Wert von 71 g/(E·d) gemäß DWA (2015) übersteigt den 85-Perzentilwert für die TS-Fracht von 70 g/(E·d) in kommunalem Abwasser (vgl. ATV-DVWK A 131 2000). Ein Vergleich der Literaturwerte gestaltet sich deshalb schwierig, da Angaben zu den verwendeten Filtern und Filterporenweiten in den wissenschaftlichen Quellen oft fehlen (Sievers 2018). Darüber hinaus werden in der Literatur häufig keine Informationen zur Art der Probenahme bereitgestellt. Hinzu kommt, dass aufgrund der eingeschränkten Datenverfügbarkeit eine höhere Unsicherheit hinsichtlich der Daten zur AFS-Fracht im Vergleich zum CSB besteht. Aus Tabelle 2-1 lässt sich ableiten, dass je nach Herkunft des Grauwassers und Literaturquelle, ähnlich wie bei der CSB-Konzentration, signifikante Unterschiede beim Feststoffgehalt auszumachen sind. Schwach belastetes Grauwasser weist unter den Grauwasserströmen generell die geringsten Feststoffgehalte auf. Diese reichen nach DWA-M 277 (2017) von 7 mg/l bis 120 mg/l, gemäß DWA (2015) von 54 mg/l bis 120 mg/l und liegen bei im Median 87 mg/l (n = 2). Weingärtner (2013) stellte in Duschwasser 49,1 mg/l AFS (n = 2 bis 5) fest (vgl. Tabelle 2-1). Für

Waschmaschinenabwasser wurden tendenziell höhere AFS-Gehalte von 271 mg/l (n = 2; Weingärtner 2013) nachgewiesen. DWA-M 277 (2017) gibt für Grauwasser aus Waschmaschinen eine Spannweite von 80 – 280 mg/l AFS an. Der feststoffreichste Teilstrom häuslichen Grauwassers ist jedoch im Regelfall das Küchenabwasser in einem Wertebereich von 130 mg/l bis 1300 mg/l AFS (DWA-M 277 2017). Nach DWA (2015) weist Grauwasser aus dem Küchenbereich 400 mg/l AFS (n = 1) auf. Insgesamt zeigen die Werte, dass die vorhandene Datenlage sehr begrenzt und damit bei der Anwendung von Literaturangaben Vorsicht geboten ist. Es wird deutlich, dass auch leicht verschmutztes Grauwasser mit Feststoffen belastet ist und je nach erfasstem Grauwasserteilstrom der Aufwand zur Feststoffentfernung unterschiedlich ausfallen kann. Deshalb ist auch bei Grauwasser eine vorgeschaltete Feststoffelimination erforderlich (siehe Kapitel 2.6.2).

### 2.4.3.2 Organischer Kohlenstoff

Quellen für den organischen Kohlenstoff im Grauwasser sind Detergenzien (Tenside), Waschmittel, Haut-, Haar- und Schuppenteile, Fette, Essensreste etc. (Gross et al. 2015). Mit einem Medianwert für die CSB-Fracht von 47 g/(E·d) [DWA (2015), Sievers (2018)] entfallen auf Grauwasser ca. 40 % <sup>(1)</sup> der CSB-Fracht kommunalen Abwassers. Gemäß DWA (2015) verteilt sich die CSB-Fracht, Waschmaschinenabwasser ausgenommen, gleichermaßen auf schwach belastetes Grauwasser und Küchenabwasser (vgl. Tabelle 2-1). Abwasser aus Waschmaschinen entspricht weiteren 5 – 12 g CSB/(E·d) der gesamten CSB-Fracht in häuslichem Grauwasser (vgl. DWA-M 277 2017). Diese Angaben sind jedoch aufgrund der geringen Anzahl von Werten (z. B. n = 4 bis 5, vgl. DWA 2015) nur bedingt belastbar. Die höhere Verdünnung von schwach belastetem Grauwasser aus Badewanne, Dusche und Handwaschbecken (vgl. Tabelle 2-1) bedingt tendenziell geringere CSB-Konzentrationen, die nach DWA (2015) bei im Median 283 mg/l (n = 6) liegen, als in stark belastetem Grauwasser. Je nach Literaturquelle werden jedoch sehr unterschiedliche Angaben gemacht (vgl. Tabelle 2-1). Gethke et al. (2007) stellten für Duschwasser aus dem Betriebsgebäude der Kläranlage Euchen  $95 \pm 33$  mg/l CSB nach. International liegt die mittlere CSB-Konzentration in Duschwasser nach Gross et al. (2015) bei im Mittel 374 mg/l. Bei Waschmaschinenabwasser hingegen führen die Schmutzstoffe der Wäsche sowie die Inhaltsstoffe der Waschmittel, darunter auch Tenside, zu teilweise sehr hohen CSB-Konzentrationen (vgl. Tabelle 2-1), die deutlich über denen des schwach belasteten Grauwassers liegen (Friedler 2004; Weingärtner 2013). Insgesamt unterstreicht die organische Belastung des Grauwassers die Notwendigkeit einer Behandlung vor der weiteren Nutzung.

Das CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnis ist das Verhältnis zwischen dem CSB und dem biochemischen Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen (BSB<sub>5</sub>) und gibt Auskunft über die biologische Abbaubarkeit eines Abwassers. Nach Henze et al. (2008) können CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnisse zwischen 1,5 – 2 als niedrig angesehen werden und sind damit für gut biologisch abbaubare Abwässer charakteristisch. Aus bisherigen Studien zur Charakterisierung von Grauwasser und Grauwasserteilströmen lässt sich eine hohe Variabilität hinsichtlich des CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnisses feststellen (Jefferson et al. 2004). Auch wenn in der Fachliteratur Angaben zum

---

<sup>(1)</sup>  $47 \text{ g CSB}/(\text{E} \cdot \text{d}) \div 120 \text{ g CSB}/(\text{E} \cdot \text{d}) \cdot 100 \% = 39,2 \%$  (vgl. Tabelle 2-1).

Verhältnis von CSB zu BSB<sub>5</sub> in Grauwasser weit auseinanderklaffen, kann aus den Angaben in Tabelle 2-1 darauf geschlossen werden, dass Grauwasser mit CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnissen von 1,5 (Friedler 2004) bzw. 1,8 (1,4 – 2,3) [Sievers (2018)] ähnlich gut biologisch abbaubar ist wie kommunales Abwasser (CSB/BSB<sub>5</sub> = 1,9 – 2,2; vgl. Metcalf & Eddy, Inc. et al. 2007), wobei nach Larsen et al. (2013) eine Spanne von 2 – 3,6 von CSB zu BSB<sub>5</sub> bei komplettem Grauwasser angegeben wird. Generell unterliegen die einzelnen Grauwassersteilströme einer höheren Streuung der biologischen Abbaubarkeit als gesamt anfallendes Grauwasser. In schwach belastetem Grauwasser aus der Dusche [CSB/BSB<sub>5</sub> = 2,8 ± 1,0 (Jefferson et al. 2004); 2,5 ± 0,5 (Gethke et al. 2007)] kann aufgrund des Eintrages von Körperpflegemitteln ein höherer Anteil an schwer biologisch abbaubaren Verbindungen, wie z. B. synthetischen Tensiden, enthalten sein als bei stark belastetem Grauwasser (DWA-M 277 2017), das unter anderem biologisch gut abbaubare Fette und Lebensmittelreste enthält. Typischerweise weist Küchenabwasser ein CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnis von 1,6 auf (vgl. Tabelle 2-1). Insgesamt kann eine gute bis sehr gute biologische Abbaubarkeit von Grauwasser und stark belastetem Grauwasser angenommen werden, wobei sich schwach belastetes Grauwasser prinzipiell schwerer biologisch abbauen lässt.

#### 2.4.3.3 Stickstoffverbindungen

Die Stickstofffrachten und -konzentrationen in Grauwasser und Grauwasserströmen sind aufgrund des Ausschlusses von Fäkalienabwasser deutlich geringer als die in häuslichem Abwasser ( $N_{\text{ges}} = 52,1 \text{ mg/l}$ ; DWA 2020) [vgl. Tabelle 2-1]. Für die  $N_{\text{ges}}$ -Konzentration in komplettem Grauwasser stimmen die für Deutschland angegebenen  $N_{\text{ges}}$ -Konzentrationen mit 12,9 mg/l (Mittelwert; vgl. Knerr et al. 2009), 15,4 mg/l (Medianwert; vgl. DWA 2015) und 14,4 mg/l (Medianwert; Sievers und Londong 2018) gut überein. Dies gilt ebenfalls für die  $N_{\text{ges}}$ -Fracht von 1,0 g/(E·d) [Knerr (2012); Sievers (2018)] in Grauwasser, die etwas weniger als 10 % <sup>(1)</sup> der  $N_{\text{ges}}$ -Fracht in kommunalem Abwasser entspricht. Grauwasserteilströme zeigen hingegen im Regelfall eine höhere Variabilität der Fracht und Konzentration als gesamt anfallendes Grauwasser (vgl. Tabelle 2-1). Küchenabwasser ist konzentrationsbezogen der am stärksten mit Stickstoff belastete Grauwasserteilstrom und kann typischerweise  $N_{\text{ges}}$ -Werte von 11,4 mg/l bis 74 mg/l aufweisen (Li et al. 2009). In DWA (2015) wird eine  $N_{\text{ges}}$ -Konzentration von 37 mg/l (n = 1) für Grauwasser aus der Küche angegeben. Duschwasser kann aber ebenfalls  $N_{\text{ges}}$ -Konzentrationen [20 ± 21 mg/l (n = 41), vgl. Gethke et al. 2007; 15,6 mg/l (n = 2 bis 5), vgl. Weingärtner 2013] im ähnlichen Wertebereich wie gesamtes Grauwasser aufweisen. Hinsichtlich der N-Fracht legen bisherige Erkenntnisse nahe, dass der Großteil des Gesamtstickstoffs mit 0,7 g/(E·d) [n = 4; vgl. DWA (2015)] in schwach belastetem Grauwasser verbleibt, wobei die Aussagekraft dieser Erkenntnisse aufgrund der geringen Anzahl der Werte begrenzt ist. Insgesamt lässt sich festhalten, dass Grauwasser im Vergleich zu kommunalem Abwasser stickstoffarm ist, wobei bei Miterfassung von Grauwasser aus dem Küchenbereich höhere  $N_{\text{ges}}$ -Konzentrationen möglich sind.

<sup>(1)</sup> Berechnet:  $1,0 \text{ g } N_{\text{ges}}/(\text{E} \cdot \text{d}) [N\text{-Fracht in Grauwasser; (Knerr 2012, Sievers 2018)}] \div 11 \text{ g } P_{\text{ges}}/(\text{E} \cdot \text{d}) [N\text{-Fracht in kommunalem Abwasser; (ATV-DVWK A 131 2000)}] \times 100 \% = 9,1 \%$ .

#### 2.4.3.4 Phosphorverbindungen

Tabelle 2-1 verdeutlicht, dass, ähnlich wie beim Gesamtstickstoff, nur ein kleinerer Teil von ca. 22 % <sup>(1)</sup> des im Schmutzwasser enthaltenen Gesamtphosphors ( $P_{\text{ges}}$ ) im Grauwasser verbleibt. Gemäß Otterpohl (2001) sind es nur 10 %. Grund hierfür ist der Ausschuss der nährstoffreichen Fäkalien. Zudem stimmen die in Tabelle 2-1 aufgeführten Literaturangaben zur  $P_{\text{ges}}$ -Fracht [Schwankungsbereich der Medianwerte: 0,4 – 0,5 g  $P_{\text{ges}}$ /(E·d)] und  $P_{\text{ges}}$ -Konzentration [Schwankungsbereich der Mittel-/Medianwerte: 5,4 – 6,9 mg/l] in gesamt anfallendem Grauwasser gut überein, wobei die von Sievers (2018) ermittelte Fracht von 0,4 g  $P_{\text{ges}}$ /(E·d) etwas geringer ausfiel. Demgegenüber zeigen die Konzentrationen der Teilströme des stark belasteten Grauwassers in Tabelle 2-1 deutlich größere Spannweiten auf. Nichtsdestotrotz kann davon ausgegangen werden, dass in Deutschland aufgrund gesetzlicher Vorgaben (PHöchstMengV 1980; EU-DetergV 2004; WRMG 2013) nur noch Konzentrationen < 5 mg/l  $P_{\text{ges}}$  im Waschmaschinenabwasser vorkommen (DWA 2015). Zudem lässt sich aus Tabelle 2-1 erkennen, dass 80 % <sup>(2)</sup> des im Grauwasser enthaltenen Phosphors auf das Küchenabwasser zurückgehen, wobei die Aussagekraft dieser Erkenntnis aufgrund der geringen Anzahl der Werte (n = 4; DWA 2015) eingeschränkt ist. Jedoch gilt seit dem 1. Januar 2017 in der EU und damit auch in Deutschland eine Begrenzung des Gesamtphosphorgehalts der für den Verbraucher bestimmten Maschinengeschirrspülmittel auf < 0,3 g P in der Standarddosierung, wobei seit dem 30. Juni 2013 der Phosphorgehalt bereits < 0,5 g pro Waschgang betragen musste (vgl. EU-DetergV 2004). Die langen Übergangszeiten liegen in der Tatsache begründet, dass der Industrie hinreichend Zeit eingeräumt wurde, um ihre Produktion anzupassen und alternative Lösungen zu entwickeln. Es können demnach für Deutschland und auch andere Länder der Europäischen Gemeinschaft niedrigere  $P_{\text{ges}}$ -Frachten und -Konzentrationen im Abwasser aus Geschirrspülern und damit im Küchenabwasser angenommen werden als bislang in der Fachliteratur angegeben. Deshalb sind internationale und nicht aktuelle Literaturangaben zur  $P_{\text{ges}}$ -Fracht und -Konzentration in stark belastetem Grauwasser auf Deutschland nur begrenzt anwendbar (vgl. Tabelle 2-1).

#### 2.4.3.5 CSB : N : P-Verhältnis

Zum aeroben Abbau organischer Substanzen und Aufbau neuer Zellsubstanz geben Mudrack und Kunst (2010) ein bestmögliches Nährstoffverhältnis von Kohlenstoff- zu Stickstoffverbindungen ( $BSB_5$  zu  $N_{\text{ges}}$ ) von etwa 100 : 5 bzw. CSB :  $N_{\text{ges}}$  = 100 : 2,5 <sup>(3)</sup> an. In Chen et al. (2020) wird für vorgeklärtes Abwasser bei zehn Tagen Schlammalter ein üblicher Nährstoffbedarf von 0,025 mg  $N_{\text{ges}}$ /mg CSB bzw. 0,004 mg  $P_{\text{ges}}$ /mg CSB angegeben. Auch

---

<sup>(1)</sup> Berechnet: 0,4 g  $P_{\text{ges}}$ /(E·d) [P-Fracht in Grauwasser; (Knerr 2012, Sievers 2018)] ÷ 1,8 g  $P_{\text{ges}}$ /(E·d) [P-Fracht in kommunalem Abwasser; vgl. (ATV-DVWK A 131 2000)] × 100 % = 22,2 %

<sup>(2)</sup> Berechnet: 0,4 g  $P_{\text{ges}}$ /(E·d) [P-Fracht in Küchenabwasser, vgl. (DWA 2015)] ÷ 0,5 g  $P_{\text{ges}}$ /(E·d) [P-Fracht in gesamt anfallendem Grauwasser, vgl. (DWA 2015)] × 100 % = 80 %

<sup>(3)</sup> Berechnet: Bei einem typischen CSB/ $BSB_5$ -Verhältnis von 2,0 [Annahme; vgl. 1,9 – 2,2 (Metcalf & Eddy, Inc. et al. 2007)] und einem  $BSB_5$  :  $N_{\text{ges}}$  von 100 : 5 [Mudrack und Kunst (2010)] ergibt sich ein CSB/ $N_{\text{ges}}$ -Verhältnis von 100 : 2,5.



Imhoff et al. (2009) halten fest, dass der Nährstoffanteil im Zulauf zur biologischen Stufe mindestens  $BSB_5 : N : P = 100 : 5 : 1$  bzw.  $CSB : N : P = 100 : 2,5 : 0,5$ <sup>(1)</sup> betragen sollte. Damit liegt der Mindestnährstoffbedarf für den aeroben Abbau insgesamt bei  $CSB : N_{ges} : P_{ges} = 100 : 2,5 : 0,4 - 0,5$ . Aus Tabelle 2-1 geht ein typisches Nährstoffverhältnis von  $100 : 2,0-2,1 : 0,8 - 1,0$  in komplettem Grauwasser hervor, das deutlich unterhalb des für kommunales Abwasser typischen  $CSB : N_{ges} : P_{ges}$ -Verhältnisses von  $100 : 9,2-13 : 1,5 - 1,9$  (vgl. Tabelle 2-1) liegt. Des Weiteren deutet der Nährstoffanteil im Grauwasser auf einen leichten Stickstoffmangel für den aeroben Abbau hin. Stickstoffdefizite im zu behandelnden Abwasser können die Reinigungsleistung verschlechtern und/oder bei Verfahren mit suspendierter Biomasse zur Blähschlammentwicklung führen (Mudrack und Kunst 2010). Bislang sind jedoch keine Studien bekannt, die belegen, dass das geringe Nährstoffangebot im Grauwasser unter praktischen Bedingungen eine Limitierung der biologischen Reinigung verursachte (für H 201 2005; Sievers 2018). Trotzdem kann in verschiedenen Grauwasserströmen ein Nährstoffmangel für den aeroben Abbau je nach Herkunft und Literaturquelle nicht vollständig ausgeschlossen werden (vgl. Tabelle 2-1).

#### 2.4.3.6 Tenside

Tenside (Emulgatoren bzw. grenzflächenaktive Stoffe, die eine Vermengung zwei nicht miteinander mischbarer Flüssigkeiten ermöglichen) gelangen ins Grauwasser überwiegend durch den Einsatz von Wasch- und Reinigungsmitteln; dabei werden typischerweise anionische Tenside zur Entfernung von Schmutzpartikeln, nichtionische Tenside zur Fettbeseitigung und kationische Tenside als Weichspüler eingesetzt (Gross et al. 2015). Gesetzlich müssen in der EU sowohl die Primärabbaubarkeit als auch die vollständige aerobe biologische Abbaubarkeit von Tensiden, die in den Verkehr gebracht werden dürfen, nachgewiesen werden (EU-DetergV 2004; UBA 2012). Hierzu gibt es aber Ausnahmeregelungen. In Reinigungsprodukten werden daher überwiegend anionische Tenside verwendet, denn sie lassen sich aufgrund linearer Kohlenstoffketten leichter biologisch abbauen und können auf vielfältige Weise eingesetzt werden (Gross et al. 2015). Für das auf einer deutschen Kläranlage anfallende Duschwasser wurde gemäß Keyzers et al. (2008) ein Konzentrationsbereich für anionische Tenside von  $0,46 - 0,83 \text{ mg/l}$  und für nichtionische Tenside von  $1,4 - 1,7 \text{ mg/l}$  festgestellt. Kationische Tenside lagen unterhalb der quantitativen Nachweisgrenze von  $0,05 \text{ mg/l}$ .

#### 2.4.3.7 Organische Mikroverunreinigungen

In der Fachliteratur konnte bereits der Nachweis erbracht werden, dass Grauwasser eine große Vielfalt an organischen Spurenstoffen, unter anderem Medikamentenrückstände, AOX (darunter Tenside), Lebensmittelzusatzstoffe, Pestizide, Duftstoffe und Phosphorflammschutzmittel, enthalten kann (vgl. z. B. Hernández Leal 2010, Etchepare und van der Hoek 2015, Turner et al. 2019). Bislang wurden jedoch Grauwasserteilströme insbesondere im deutschsprachigen Raum nur vereinzelt auf organische

---

<sup>(1)</sup> Berechnet: Bei einem typischen  $CSB/BSB_5$ -Verhältnis von 2,0 (Annahme) und einem  $BSB_5 : N : P = 100 : 5 : 1$  ergibt sich ein  $CSB : N : P = 100 : 2,5 : 0,5$ .

Mikroverunreinigungen untersucht; in der Fachliteratur ist lediglich eine begrenzte Anzahl von Studien verfügbar, die sich mit der Charakterisierung der in schwach belastetem Grauwasser enthaltenen organischen Mikroschadstoffe befassen (vgl. Eriksson et al. 2003; Alfiya et al. 2018; Zraunig et al. 2019). Aufgrund der großen Palette von in Körperpflegemitteln und anderen Haushaltschemikalien eingesetzten Substanzen bestehen hinsichtlich der Charakterisierung von Mikroschadstoffen in Grauwasserteilströmen erhebliche Wissenslücken. Hinzu kommt, dass Frachten von Mikroschadstoffen aus Grauwasser bislang kaum erfasst wurden, weshalb sich aus bisherigen Studien nur vereinzelt Auswirkungen auf die Umwelt ableiten lassen. Insbesondere toxische xenobiotische (synthetisch hergestellte chemische) Verbindungen können Lebewesen und der Umwelt schaden, sind häufig nur schwer biologisch abbaubar und stellen durch ihre Umweltpersistenz eine große Gefahr für Ökosysteme dar (Gross et al. 2015). Gelangen bei Bewässerungsmaßnahmen die in Grauwasser enthaltenen Mikroschadstoffe in die Umwelt, besteht die Gefahr einer Verschlechterung der Boden- oder Grundwasserqualität (Eriksson et al. 2003). Insgesamt wären hierzu Erkenntnisse erforderlich, um Maßnahmen zur Risikominimierung bei Planungsaufgaben und der Aufbereitung zu berücksichtigen.

#### **2.4.3.8 Schwermetalle**

Die Konzentration von Schwermetallen im Grauwasser ist im Regelfall niedrig (vgl. Jefferson et al. 2004; Finley et al. 2009; Gross et al. 2015). Ein Eintrag von Schwermetallen in Grauwasser kann dennoch durch Abrieb metallischer Gegenstände und Materialien (z. B. Hausinstallationen, Wasch- und Spülmaschine, Besteck, Schmuck, Münzen, Amalgam aus Zahnfüllungen) und den Gebrauch von Wasch- und Reinigungsmitteln, Körperpflegeprodukten, Kunsthandwerksmaterialien etc. erfolgen (vgl. z. B. Eriksson und Donner 2009; Boyjoo et al. 2013; Gross et al. 2015). Waschmaschinenabwasser kann eine bedeutende Quelle für den Eintrag von Schwermetallen in Grauwasser sein (Boyjoo et al. 2013; Comber und Gunn 1996), weshalb dessen Ausschluss zur sicheren Wasserwiederverwendung beitragen kann. Hingegen ist die Schwermetallbelastung in schwach belastetem Grauwasser bzw. Duschwasser im Regelfall gering, sodass das Risiko für die Umwelt bei der Wiederverwendung als gering eingestuft wird (vgl. Eriksson und Donner 2009).

#### **2.4.3.9 Keimbelastung**

Wesentliche Eintragspfade für pathogene Keime (Bakterien, Viren, Würmer, Protozoen) in das Grauwasser sind verunreinigte Lebensmittel (*Salmonella*, *Campylobacter*), das Händewaschen nach der Toilettenbenutzung, die Analhygiene (*Escherichia coli*, fäkale Enterokokken) sowie das Waschen von schmutziger Wäsche, vor allem Unterwäsche und Windeln (Gross et al. 2015; Sievers 2018; Keysers et al. 2008). Zudem kann es aufgrund der organischen Schmutzstoffe und der vergleichsweise hohen Grauwassertemperaturen zum verstärkten Wachstum pathogener Keime in Speicherbehältern und im Verteilersystem kommen (Gross et al. 2015). Aus Tabelle 2-1 geht am Beispiel von *Escherichia coli* (*E. coli*) hervor, dass Grauwasser mit ca.  $10^5$  KBE/100 ml (vgl. Knerr et al. 2009) bzw.  $10 - 10^8$  KBE/100 ml (vgl. DWA 2015) im Regelfall weniger mikrobiologisch belastet ist als kommunales Abwasser ( $10^6 - 10^8$  KBE/100 ml; vgl.

Metcalf & Eddy, Inc. et al. 2007). Wenn auch in der Fachliteratur eine große Spannweite für *E. coli* im Grauwasser und dessen Teilströmen angegeben wird, steigt gemäß DWA-M 277 (2017) die Keimbelastung im Regelfall nach Herkunftsbereich von schwach belastetem Grauwasser (sehr gering bis mäßig) über Grauwasser aus der Küche (hoch bis sehr hoch) zu Grauwasser aus Waschmaschinen (sehr hoch) an. Insgesamt zählen also Küchenabwässer (*E. coli*:  $10^5 - 10^8$  KBE/100 ml; DWA-M 277 2017) und Abwässer aus der Waschmaschine (*E. coli*:  $10^1 - 10^6$  KBE/100 ml; DWA-M 277 2017) zu den am stärksten keimbelasteten Grauwasserteilströmen, weshalb deren Ausschluss bei der Wasserwiederverwendung das Infektionsrisiko bzw. den Entkeimungsaufwand deutlich mindert (vgl. Kapitel 2.6.5).

#### 2.4.3.10 Temperatur

Im Rahmen von Literaturstudien, die im Wesentlichen auf internationalen Quellen beruhen, wurden Temperaturen zwischen 18°C und 38°C für Grauwasser aus Duschen, Handwaschbecken und Waschmaschinen (vgl. Keyzers et al. 2008) und zwischen 11°C und 50°C für komplettes Grauwasser (vgl. Sievers 2018) festgestellt, da vor allem für die Körperpflege und zum Wäschewaschen warmes Wasser verwendet wird. Allerdings basieren die Temperaturwerte auf einer geringen Anzahl von Studien. Des Weiteren sind die Informationen bezüglich der Art und des Ortes der Probenahme in den Literaturquellen heterogen und/oder lückenhaft. Daher ist die Aussagekraft bzw. die Vergleichbarkeit der Daten begrenzt. Für den deutschsprachigen Raum wurden Tagesmittelwerte der Temperatur in gesamt anfallendem Grauwasser von in Median 21,3 °C (17 – 23,6°C; vgl. Sievers 2018) festgestellt; hierbei erfolgte die Temperaturmessung innerhalb des Probenahmedükers oder im Zulauf zur Probenahmekonstruktion. Grauwasser weist damit generell ein deutlich höheres Temperaturniveau auf und unterliegt zugleich deutlich höheren Schwankungen als Abwasser im Kanalsystem, in dem bei einer Tiefe von generell 2 – 4 m nahezu konstante Wassertemperaturen im Bereich von 12 – 15°C herrschen (DWA 2010); im Abwasser in Deutschland werden normalerweise im Winter Temperaturen von 10°C nicht unterschritten und im Sommer Temperaturen von 20°C nicht überschritten (Koppe und Stozek 1999). Eine höhere Grauwassertemperatur begünstigt das Wachstum pathogener Keime (Keyzers et al. 2008) und führt damit bei nicht sofortiger Behandlung zu einem erhöhten Schwebstoffgehalt des zu behandelnden Grauwassers. Allerdings sorgen höhere Temperaturen ebenfalls für höhere Wachstumsraten von Mikroorganismen und damit höhere Stoffumsatzraten (Henze et al. 2008). Zusätzlich kann vor allem die Nutzung der im Duschwasser enthaltenen Wärme weitere Ansatzpunkte für einen ressourcenorientierten Umgang mit Grauwasser liefern. Nach Nolde (2017) stehen alleine mit Duschwasser 146 – 219 kWh<sub>th</sub>/(E·a) als Wärme zur Vorwärmung von kaltem Trinkwasser zur Verfügung, sodass in deutschen Haushalten der Bedarf an thermischer Energie für Warmwasser prinzipiell zu 12 – 19 % <sup>(1)</sup> gedeckt werden könnte.

---

<sup>(1)</sup> Berechnet: 97,82 TWh<sub>th</sub>/a [Bedarf an thermischer Energie für Warmwasser in deutschen Haushalten zwischen 2008 – 2018; vgl. UBA 2020] ÷ 83 237 124 E [(Destatis 2022)] × 10<sup>9</sup> kWh/TWh = 1175,2 kWh<sub>th</sub>/(E·a); 146 – 219 kWh<sub>th</sub>/(E·a) [(Nolde 2017)] hiervon sind 12 – 19 %.

#### 2.4.3.11 pH-Wert

Übliche pH-Werte in Grauwasser und dessen Teilströmen sind in Tabelle 2-1 dargestellt. Es ist ersichtlich, dass der pH-Wert bei gesamt anfallendem Grauwasser bei im Median 7,3 liegt und im deutschsprachigen Raum zwischen 6,7 und 8,1 variiert (Sievers 2018). Grundsätzlich bewegt sich der pH-Wert im neutralen bis schwach basischen Bereich und liegt damit nur geringfügig niedriger als der pH-Wert in kommunalem Abwasser, der sich auf etwa 7,5 – 8,0 beläuft (vgl. Imhoff et al. 2009). Tabelle 2-1 verdeutlicht, dass sich der pH-Wert in schwach belastetem Grauwasser, ähnlich wie bei komplettem Grauwasser, im leicht alkalischen Bereich befindet. Das Grauwasser aus der Küche unterliegt hingegen höheren Schwankungen und kann leicht saure bis leicht basische Milieubedingungen aufzeigen (vgl. Tabelle 2-1). Auffällig ist auch, dass Waschmaschinenabwasser in aller Regel deutlich basischer [pH 8,5 (7,5 – 9,6), vgl. Gross et al. 2015; pH 7,1 – 10 (Li et al. 2009)] ist als gesamt anfallendes Grauwasser, was auf die Verwendung von Detergenzien beim Wäschewaschen zurückzuführen ist. Wird also auch das Waschmaschinenabwasser zur Wiederverwendung gesammelt, so muss eine Erhöhung des pH-Werts im Grauwasser angenommen werden. Insgesamt kann von neutralen bis leicht alkalischen pH-Werten in komplettem Grauwasser ausgegangen werden, was einer nachgeschalteten biologischen Reinigung zugutekommt (beim Belebungsverfahren werden beispielsweise pH-Werte im Bereich von 6,0 – 8,5 angestrebt, vgl. Mudrack und Kunst 2010).

#### 2.4.3.12 Elektrische Leitfähigkeit

Zur Bestimmung der Konzentration der gesamten gelösten Salze bzw. des Salzgehaltes wird im Regelfall die elektrische Leitfähigkeit (EC; *electrical conductivity*) herangezogen. Der EC-Wert des Grauwassers wird maßgeblich durch die Leitfähigkeit des örtlichen Trinkwassers bestimmt, die in Deutschland nach der Trinkwasserverordnung (vgl. TrinkwV 2016) zur Vermeidung von Korrosion auf 2790  $\mu\text{S}/\text{cm}$  bei 25 °C begrenzt ist, weshalb Extremwerte für die Grauwasserleitfähigkeit, wie diese zum Teil im Ausland vorzufinden sind (z. B. bis zu 22  $\text{mS}/\text{cm}$ ; vgl. Keyzers et al. 2008; DWA 2015), hierzulande prinzipiell nicht möglich sind. Ein zusätzlicher Salzeintrag in das Grauwasser resultiert aber aus der Nutzung natrium-, stickstoff- und phosphorhaltiger Seifen, die in Reinigungs- und Waschmitteln enthalten sind (Morel und Diener 2006). Die Haupteintragsquelle für Natrium ( $\text{Na}^+$ ) und Chlorid ( $\text{Cl}^-$ ) ist der Geschirrspüler (Gross et al. 2015). Durch die menschliche Nutzung erfolgt damit eine Aufsalzung des Trinkwassers; das Ausmaß dieser Aufsalzung ist bislang vergleichsweise unbekannt, denn es fehlen meist korrespondierende Angaben zur elektrischen Leitfähigkeit des Trinkwassers. Die Spannweite der elektrischen Leitfähigkeit ist weltweit sehr groß. In Duschwasser aus dem Betriebsgebäude einer deutschen Kläranlage wurde beispielsweise eine Leitfähigkeit von 281  $\mu\text{S}/\text{cm}$  festgestellt (186 – 532  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ;  $n = 41$ ; vgl. Keyzers et al. 2008). In Grauwasser aus dem Geschirrspüler in Israel wurde ein EC-Wert von 2721  $\mu\text{S}/\text{cm}$  bestimmt (Friedler 2004). International geben Gross et al. (2015) für die elektrische Leitfähigkeit im Abwasser aus der Küchenspüle einen Bereich von 1040 – 4200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  an. Kommunales Abwasser weist in Deutschland im Vergleich hierzu typische EC-Werte zwischen 500 – 1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  auf (Imhoff et al. 2009), die aber vom Fremdwasser, gewerblichen und industriellen Einleitungen und ggf. Regenwasser maßgeblich beeinflusst sind.

## 2.4.4 Bemessungswerte für Grauwasseranlagen

Für die Bemessung von Anlagen zur Behandlung von Abwasser und Abwasserteilströmen werden grundsätzlich 85-Perzentilwerte der Fracht herangezogen (vgl. DWA-A 131 2016). Damit kommt es bei erhöhter Belastung nicht zum Anlagenversagen. Dezentrale Grauwasseranlagen müssen zudem deutlich höhere Schwankungen der Fracht und des Volumenstroms auffangen können als klassische Kläranlagen (vgl. Kapitel 2.4.2), weshalb der Ansatz von 85-Perzentilwerten zweckmäßig sein kann. Inzwischen existieren im deutschsprachigen Raum belastbare Bemessungswerte für Anlagen zur Aufbereitung von komplettem Grauwasser, die im Wesentlichen auf Sievers (2018) basieren; diese Angaben finden sich in Tabelle 2-2. Bislang fehlen jedoch verlässliche Bemessungsgrundlagen für schwach belastetes Grauwasser und weitere Grauwasserteilströme gänzlich.

**Tabelle 2-2:** Vergleich einwohnerspezifischer Volumenströme und Frachten als Bemessungswerte für die Auslegung von Anlagen zur Behandlung von gesamt anfallendem Grauwasser.

	Sievers (2018) Messkampagne (Berlin, Lübeck, Kiel)			Sievers (2018) Literaturstudie (Europäische Daten)			DWA-A 272 (2014) bzw. DWA (2015)		
	Median	85-Perzentile	n	Median, gewichtet	Min – Max	n	Median	Min – Max	n
$Q_d$ in L/(E·d)	67	82	55	72	18,5 – 157	61	75 <sup>(1)</sup>	-	-
$B_{d,BSB}$ in g/(E·d)	28	37	51	17	5,4 – 37	42	18	1 – 31	11
$B_{d,CSB}$ in g/(E·d)	47	56	53	44	11 – 103	55	47	7 – 102	28
$B_{d,AFS}$ in g/(E·d)	10 <sup>(2)</sup>	16,5 <sup>(2)</sup>	28	10,6	0,7 – 71	33	13 <sup>(1)</sup>	-	-
$B_{d,N}$ in g/(E·d)	1,0	1,25	53	1,2	0,37 – 2,88	54	1	1 – 31	33
$B_{d,P}$ in g/(E·d)	0,40	0,50	54	0,49	0,07 – 0,77	56	0,5	0,1 – 2,2	36

$Q_d$  = Täglicher Grauwasseranfall; E = Einwohner;  $B_{d,BSB}$  = Tägliche Fracht an BSBs (biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen);  $B_{d,CSB}$  = Tägliche Fracht an CSB (chemischer Sauerstoffbedarf);  $B_{d,AFS}$  = Tägliche Fracht an abfiltrierbaren Stoffen (AFS);  $B_{d,N}$  = Tägliche Stickstofffracht;  $B_{d,P}$  = Tägliche Phosphorfracht.

<sup>(1)</sup> Angaben (außer Menge und AFS) aus der vorherigen DWA (2015)-Fassung vom Jahr 2008 übernommen.

<sup>(2)</sup> Gesamttrockensubstanzgehalt  $TS_{200/0,45}$  als Summe des Trockensubstanzgehaltes der vorgeschalteten Feststoffseparation ( $TS_{200}$ ) und der Feststoffe der Membranfiltration ( $TS_{0,45}$ ).

Aus Tabelle 2-2 folgt, dass die von Sievers (2018) ermittelten deutschen Kennwerte zur Bemessung (85-Perzentile) mit Ausnahme von  $P_{ges}$  höher liegen als die in DWA-A 272 (2014) angegebenen Kennwerte. Diese stellen zwar nur Medianwerte dar, können aber gemäß DWA-A 272 (2014) als „bemessungsrelevante Zulauffrachten“ herangezogen werden, sofern keine Vor-Ort-Messungen möglich sind. Der 85-Perzentilwert für  $P_{ges}$  von 0,50 g/(E·d) nach Sievers et al. (2014) entspricht dem in DWA-A 272 (2014) angegebenen  $P_{ges}$ -Medianwert von 0,50 g/(E·d). Diese Diskrepanz könnte auf eine mögliche Überschätzung des  $P_{ges}$ -Medianwertes in DWA-A 272 (2014) hindeuten. Ein möglicher Grund hierfür ist, dass die im Regelwerk zur Kennwertermittlung herangezogene Datengrundlage nicht mehr aktuell ist. Die Daten wurden aus der früheren Fassung von DWA (2015) aus dem Jahre 2008 übernommen, obwohl

auf Bundes- und europäischer Ebene aufgrund gesetzlicher Vorschriften (EU-DetergV 2004; WRMG 2013) die  $P_{\text{ges}}$ -Belastung in Wasch-, Reinigungs- und Maschinengeschirrspülmitteln und damit auch in Grauwasser aktuell deutlich niedriger ausfallen müsste. Auch wenn die Angaben in DWA-A 272 (2014) grundsätzlich auf einer geringeren Anzahl von Werten beruhen (vgl. Tabelle 2-2), stimmen sie gut bis sehr gut mit den Medianwerten der von Sievers (2018) durchgeführten Literaturdatenauswertung für den europäischen Raum überein. Ausnahmen bilden dabei jedoch  $N_{\text{ges}}$  und AFS. Bei der AFS-Bestimmung werden in der Fachliteratur aber häufig unterschiedliche Filtergewebe mit unterschiedlicher Porenweite eingesetzt, was einen Vergleich erschwert, zumal oft keine Angaben zu den verwendeten Filtern gemacht werden. Auffällig ist zudem, dass sich bei den Messkampagnen von Sievers (2018) deutlich höhere  $BSB_5$ -Frachten für den deutschsprachigen Raum abzeichneten als bislang in der Fachliteratur angegeben.

## **2.5 Wasserrechtlicher Rahmen für die Wasserwiederverwendung**

Grundsätzlich bestimmt die Art der Nutzung von aufbereitetem Wasser die rechtlichen Anforderungen an die Wiederverwendung. Im Folgenden wird auf die jeweiligen Qualitätsanforderungen und den rechtlichen Rahmen, der die wesentlichen Nutzungszwecke „Bewässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen“ (Kapitel 2.5.1), „Versickerung bzw. Grundwasseranreicherung“ (Kapitel 2.5.2) und „Toilettenspülung, Gartenbewässerung, Reinigung von Wäsche“ (Kapitel 2.5.3) regelt, eingegangen. Auf weitere mögliche Sekundärnutzungen für dezentral aufbereitetes Grauwasser, wie z. B. Einleitung in Gewässer bzw. Abflussunterstützung in temporär trockenfallenden Gewässern, industrielle Nutzungen, Straßenreinigung, Brandbekämpfung als Löschwasser (vgl. z. B. Londong et al. 2013, Sievers 2018) wird im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter eingegangen. Grund hierfür ist, dass viele Nutzungszwecke hinsichtlich einer Wiederverwendung nicht gesetzlich geregelt sind, weshalb auf allgemein gültige wasserrechtliche Vorschriften zurückgegriffen werden muss. Des Weiteren können sie stark vom jeweiligen Anwendungsfall (z. B. industrielle Nutzung) abhängen. Dennoch lassen sich allgemeine Erkenntnisse für die genannten wesentlichen Nutzungszwecke prinzipiell auf weitere Sekundärnutzungen übertragen. Zusätzlich wurden Vorgaben für Schwermetalle in dieser Arbeit nicht betrachtet, denn es kann davon ausgegangen werden, dass schwach belastetes Grauwasser schwermetallarm ist (vgl. Kapitel 2.4.2) und demnach aus dessen Wiederverwendung keine Gefährdung für die Umwelt, Mensch und Tier hervorgeht (vgl. Eriksson und Donner 2009).

### **2.5.1 Bewässerung landwirtschaftlich und urban genutzter Flächen**

Die Verwendung von aufbereitetem Wasser für die Bewässerung in der Landwirtschaft, dem Gartenbau und von Grünflächen (einschließlich Straßenbegleitgrün, Grün-, Park- und Sportanlagen) ist in Deutschland nach heute geltendem Recht nicht verboten, allerdings fehlen bis dato jegliche Vorschriften hierzu, weshalb bislang die Zulässigkeit einer Wasserwiederverwendung auf Basis der allgemeinen wasserrechtlichen Vorschriften erfolgen musste (Spieler et al. 2022).

Bereits im Juni 2020 trat jedoch die EU-Verordnung 2020/741 über „Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung“ (EU-WasserWVVO) in Kraft. Ihre Gültigkeit erlangte die Verordnung EU-WasserWVVO (2020) in der EU und damit auch in Deutschland im Juni 2023, wodurch erstmals auf europäischer Ebene die Wiederverwendung von aufbereitetem Abwasser für die landwirtschaftliche Bewässerung rechtlich ermöglicht wurde.

Da gemäß § 54 des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG 2009) die Abwasserbeseitigung „das Sammeln, Fortleiten, Behandeln, Einleiten, Versickern, Verregnen oder Verrieseln von Abwasser (...)“ umfasst, gehört grundsätzlich auch eine Bewässerung mit aufbereitetem Wasser hierzu. Das Wasserhaushaltsgesetz WHG (2009) regelt generelle Anforderungen an die Abwasseranlagen und verweist auf allgemein anerkannte Regeln der Technik (a. a. R. d. T). Generell ist Bewässerungswasser in Deutschland dann als hygienisch unbedenklich einzustufen, wenn es Krankheitserreger oder Stoffe nicht oder nur in Konzentrationen enthält, die Mensch und Tier nicht schädigen können. Zusätzlich ist eine Bewässerung so durchzuführen, dass eine Gefährdung für Mensch, Tier und das Grundwasser ausgeschlossen wird (vgl. DIN 19650 1999). Während DIN 19650 (1999) hygienisch-mikrobiologische Belange im Bewässerungswasser regelt, sind die chemisch-physikalischen Anforderungen an das Bewässerungswasser bislang in DIN 19684-10 (2009) verankert. Beide Normen beziehen sich aber nicht explizit auf Abwasser. EU-WasserWVVO (2020) legt rechtliche Bestimmungen für die Wiederverwendung von behandeltem Abwasser fest, ohne jedoch die Wiederverwendung selbst verpflichtend zu machen. Daher obliegt die Entscheidung, ob die Verordnung angewendet wird, den einzelnen EU-Mitgliedstaaten (UBA 2021). In Deutschland erarbeitete die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) Anpassungsvorschläge für das deutsche Wasserrecht. Es steht also voraussichtlich eine Anpassung des deutschen Wasserrechts, unter anderem des Wasserhaushaltsgesetzes (vgl. WHG 2009), an EU-WasserWVVO (2020) bevor (vgl. LAWA 2022). Beispielsweise bedarf es der Anpassung der Regelung von Qualitätsstandards und der Anforderungen an die Genehmigung sowie der Konkretisierung der Genehmigungspflichten und der behördlichen Prüfungen (Aufbereitung/Risikomanagementplan).

Zusätzlich liegen bislang Unklarheiten hinsichtlich der Wasserwiederverwendung im deutschen Wasserrecht vor. Beispielsweise fällt etwa die Aufbringung von aufbereitetem Abwasser grundsätzlich unter die allgemeine Vorsorgepflicht nach BBodSchG (1998), was Trinkwassergewinnungsgebiete aus der landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung prinzipiell ausschließen oder erhöhte Anforderungen bei Anwendung der Wasserwiederverwendung in Trinkwassergewinnungsgebieten erfordern würde. Nach Spieler et al. (2020) fand die Zulässigkeit einer Wiederverwendung aus europäischer Sicht bislang ihre Grenzen vorwiegend im Verschlechterungsverbot für das Grundwasser (vgl. EU-WRRRL 2000; EU-GWRL 2006), wenn auch das europäische Recht einer Wiederverwendung von behandeltem Wasser bislang nicht entgegenstand. Beispielsweise unterstreicht die Kommunalabwasserrichtlinie (EU-UWWTD 1991, Artikel 12, § 1) die Möglichkeit der Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser, solange die Belastungen der Umwelt auf ein Minimum begrenzt werden. Zudem sieht auch die Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRRL 2000, Anhang VI) ergänzende Maßnahmen zur Förderung der Wasserwiederverwendung vor, die insbesondere einer nachhaltigen Wassernutzung dienen und ebenfalls in deutsches Recht

übernommen wurden (vgl. WHG 2009, § 82). Damit erkennt das deutsche Wasserrecht, am Beispiel von WHG (2009), die Wiederverwendung von aufbereitetem Wasser ausdrücklich an, so Spieler et al. (2020). Gemäß dem Entwurf zur Novellierung der EU-Kommunalabwasserrichtlinie (EU-UWWTD 1991) ist es nun vorgesehen (vgl. EU-UWWTD Entwurf 2022), unter anderem die Förderung der Wiederverwendung von behandeltem Abwasser aus Kläranlagen in allen Mitgliedstaaten systematisch zu verstärken. Es wird darauf hingewiesen, dass die Möglichkeit der Wasserwiederverwendung berücksichtigt und bei Verwendung des aufbereiteten Wassers für landwirtschaftliche Flächen die Vorschriften gemäß EU-WasserWVVO (2020) einzuhalten sind.

Zusätzlich wird als Reaktion Deutschlands auf EU-WasserWVVO (2020) ein dreiteiliges DWA-Merkblatt (DWA-M 1200 „Anwendung der Wasserwiederverwendung für landwirtschaftliche und urbane Zwecke“) als Handlungshilfe für die Implementierung der Wasserwiederverwendung erarbeitet. Mit EU-WasserWVVO (2020) und der Umsetzung in nationales Recht soll gewährleistet werden, dass die Kreislaufwirtschaft gefördert, aufbereitetes Wasser in der EU und in Deutschland sicher und einheitlich verwertet wird und daraus keine Gefährdung für die Umwelt oder die Gesundheit von Mensch und Tier hervorgeht (vgl. UBA 2021). Wesentliche Ziele der Verordnung EU-WasserWVVO (2020) sind es, den klimatischen Veränderungen zu begegnen, die Wasserversorgung zu verbessern und damit den Druck auf übernutzte Wasserressourcen in der Union zu mindern (Spieler et al. 2022).

Neben der Einhaltung und Überwachung von Mindestanforderungen an die Qualität von aufbereitetem Wasser zur Bewässerung wird nach Artikel 5, EU-WasserWVVO (2020) die Vorlage eines Risikomanagementplans im Rahmen der Wiederverwendung gefordert, der systematisch und konsequent die sichere Wasserwiederverwendung von aufbereitetem Abwasser gewährleistet. Ergänzend zu den festgelegten Mindestanforderungen an das aufbereitete Wasser wird eine Mindestentfernung für Bakterien von  $\geq 5$  log-Stufen, für Viren von  $\geq 6$  log-Stufen (bezogen auf Coliphagen) und für Protozoen von  $\geq 4$  log-Stufen (bezogen auf *Clostridium perfringens*-Sporen) oder  $\geq 5$  log-Stufen (bezogen auf sporenbildende sulfatreduzierende Bakterien) gefordert (vgl. Tabelle 4 in EU-WasserWVVO 2020).

Tabelle 2-3 gibt eine Zusammenstellung der wesentlichen Anforderungen an die Bewässerung in der Landwirtschaft, dem Gartenbau und von Grünflächen auf deutscher und europäischer Ebene, bei deren Überschreitung phytotoxische Effekte auftreten können. Für eine bessere Einordnung sind die Anforderungen nach EU-WasserWVVO (2020) den Angaben der TrinkwV (2016) und des internationalen Standards ISO 16075-1 (2020) „Richtlinien für die Nutzung von aufbereitetem Abwasser in Bewässerungsprojekten – Teil I“ gegenübergestellt. Für weiterführende Informationen wird auf DIN 19650 (1999), DIN 19684-10 (2009), TrinkwV (2016), EU-WasserWVVO (2020) und ISO 16075-1 (2020) verwiesen. Ergänzende Angaben und Richtwerte zu Toleranzbereichen im Bewässerungswasser und Anforderungen an die chemisch-physikalische, hygienisch-mikrobiologische Qualität des Wassers können beispielsweise dem Themenblatt der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL; vgl. Pflieger 2010), dem DWA-Themenband *Non-Potable Water Reuse* (DWA 2019) und/oder dem österreichischen Regelblatt ÖWAV 407 (2016) entnommen werden. Auch im bislang nicht veröffentlichten Merkblatt DWA-M 1200 werden voraussichtlich weitergehende



Anforderungen an Wasser, das zur Bewässerung landwirtschaftlich und urban genutzter Flächen verwendet werden darf, aufgeführt.

Aus Tabelle 2-3 geht hervor, dass die Einhaltung der Vorgaben gemäß DIN 19650 (1999) grundsätzlich die hygienisch-mikrobiologischen Qualitätsanforderungen nach EU-WasserWVVO (2020) erfüllt. Zudem wird klar, dass die europäische Verordnung ergänzend zu den Parametern BSB<sub>5</sub>, Trübung und TS ausschließlich die hygienisch-mikrobiologische Beschaffenheit des aufzubringenden Wassers regelt, wobei Schweb- bzw. Feststoffe die Desinfektionsleistung ebenso beeinträchtigen können wie ein hoher Organikanteil (vgl. Kapitel 2.6.5). Die nach EU-WasserWVVO (2020) vorgegebenen Anforderungen machen aber eine über die konventionelle Abwasserreinigung hinausgehende Aufbereitung erforderlich (Spieler et al. 2020). Neben der mechanisch-biologischen Reinigung wird unabhängig von der Bewässerungsmethode und Wassergüteklasse stets eine Desinfektion gefordert. Für die uneingeschränkte Nutzung des Bewässerungswassers (Bewässerung roh verzehrter Nahrungsmittelpflanzen, deren essbarer Teil unmittelbar mit aufbereitetem Wasser in Kontakt kommt, und roh verzehrte Hackfrüchte) bedarf es zusätzlich einer Filtration (vgl. Tabelle 2-3), die zwischen der mechanisch-biologischen Behandlung und der Desinfektion anzuordnen ist. Grund hierfür ist, dass eine Feststoffentfernung mittels Filtration zur Verbesserung der Desinfektionsleistung führt (vgl. Kapitel 2.6.5). Im Vergleich zu DIN 19650 (1999) handelt es sich somit um strengere Zielvorgaben für die Technik, denn gemäß der deutschen Norm entfällt die Einschränkung nach Eignungsklassen, wenn etwa durch eine Unterflurbewässerung das Wasser nicht mit den zum Verzehr geeigneten Teilen der Ernteprodukte in direkten Kontakt tritt. Gemäß EU-WasserWVVO (2020) bewirkt hingegen die Kontaktvermeidung zwischen Ernteprodukten und Bewässerungswasser lediglich eine Abstufung der erforderlichen Mindestgüteklasse, wobei die jeweiligen Anforderungen weiterhin einzuhalten sind (vgl. Mindestgüteklassen B und C in Tabelle 2-3). Dabei bleibt z. B. das Erfordernis einer Desinfektion unberührt.

Ergänzend zu den hygienisch-mikrobiologischen Belangen ist die chemisch-physikalische Beschaffenheit des aufbereiteten Wassers für die Bewertung der Eignung zur Bewässerung maßgebend. Aus den Angaben in Tabelle 2-3 kann darauf geschlossen werden, dass insbesondere die Parameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Natrium, SAR-Wert [Natriumadsorptionswert; Verhältnis von Natrium zu Magnesium und Calcium; siehe Gleichung (1); vgl. DIN 19684-10 2009], Chlorid und Bor in einem für die Bewässerung geeigneten Bereich liegen müssen (vgl. DIN 19684-10 2009).

$$SAR = \frac{C_{Na}}{\sqrt{\frac{0,5C_{Ca} + 0,5C_{Mg}}{2}}} \cdot 100 \quad (1)$$

dabei ist SAR der Natriumadsorptionswert in (mmol/l)<sup>1/2</sup> und C<sub>i</sub> die Stoffkonzentration des jeweiligen Kations (i) in mmol/l.

**Tabelle 2-3:** Wesentliche Qualitätsanforderungen an Bewässerungswasser auf Bundes- und europäischer Ebene in Gegenüberstellung mit TrinkwV (2016) und dem internationalen Standard ISO 16075-1 (2020).

Parameter	Einheit	Deutschland			EU		International	
		DIN 19650 (1999)	DIN 19684-10 (2009)	TrinkwV (2016)	EU-WasserWVVO (2020)		ISO 16075-1 (2020)	
BSB <sub>5</sub>	mg/l	< 10	-	-	Güteklasse (1) A	≤ 10	Kategorie (2) A	≤ 5 (max. 10) <sup>(3)</sup>
					B – D	≤ 25	B	≤ 10 (max. 20)
							C	≤ 20 (max. 25)
							D	≤ 60 (max. 100)
E	≤ 20 (max. 35)							
CSB	mg/l	< 60	-	-	-	-	-	
Saprobienindex	-	< 2,3	-	-	-	-	-	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/l	< 1 (< 0,78; NH <sub>4</sub> -N)	-	< 0,5 (< 0,39; NH <sub>4</sub> -N)	-	≤ 25,7 (max. 38,6) [≤ 20; max. 30; NH <sub>4</sub> -N]		
N <sub>ges</sub>	mg/l	-	-	-	-	≤ 25 (max. 35)		
P <sub>ges</sub>	mg/l	-	-	-	-	≤ 5 (max. 7)		
Fäkalstreptokokken	KBE/100 ml	Eignungsklasse (4)	nicht nachweisbar	-	nicht nachweisbar	-	-	
		1	≤ 100					
		3	≤ 400					
		4	Zweitbehandlung					

BSB<sub>5</sub> = Biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen; CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf; NH<sub>4</sub>-N = Ammoniumstickstoff; N<sub>ges</sub> = Gesamtstickstoff; P<sub>ges</sub> = Gesamtphosphor; KBE = Koloniebildende Einheiten.

<sup>(1)</sup> Mindestgüteklasse A = uneingeschränkte Bewässerung; dann in abgestufter Qualität bis Güteklasse D (Bewässerung von Industrie- und Energiepflanzen sowie aus Saatgut gewonnenen Pflanzen) [vgl. (EU-WasserWVVO 2020)].

<sup>(2)</sup> Kategorie A: sehr hochwertiges Klarwasser (KW); Kategorie B: hochwertiges KW; Kategorie C: KW guter Qualität; Kategorie D: KW mittlerer Qualität; Kategorie E: Naturnah aufbereitetes Abwasser mit HRT > 10 – 15 d [vgl. (ISO 16075-1 2020)].

<sup>(3)</sup> Max. = maximale Einzelwertmessung [vgl. (ISO 16075-1 2020)].

<sup>(4)</sup> Eignungsklasse 1 = Trinkwasserqualität (uneingeschränkte Bewässerung aller Gewächshaus-/Freilandkulturen); dann in abgestufter Qualität bis Eignungsklasse 4 [vgl. (DIN 19650 1999)]; Wenn durch das Bewässerungsverfahren eine Benetzung der zum Verzehr geeigneten Teile der Ernteprodukte ausgeschlossen ist, entfällt eine Einschränkung nach Eignungsklassen [vgl. (DIN 19650 1999)].

Fortsetzung Tabelle 2-3.

Parameter	Einheit	Deutschland			EU		International		
		DIN 19650 (1999)		DIN 19684-10 (2009)	TrinkwV (2016)	EU-WasserWVVO (2020)		ISO 16075-1 (2020)	
<i>E. coli</i>	KBE/100 ml	1	nicht nachweisbar	-	nicht nachweisbar	Güteklasse (1) A	≤ 10	-	
		2	≤ 200				B		≤ 100
		3	≤ 2000				C		≤ 1000
		4	Zweitbehandlung				D		≤ 10 000
Salmonellen	Anzahl/1000 ml	Eignungs-kategorie (1) 1 – 3	nicht nachweisbar	-	-	-	-		
			4					Zweitbehandlung	
Stadien von Mensch- und Tierparasiten	KBE/1000 ml	1 – 3	nicht nachweisbar	-	-	≤ 1 Ei/l (Eier von Helminthen) (2)	Kategorie (3) A – B	-	
			4				Stadien von Tenia: nicht nachweisbar	C	≤ 1 Ei/l (Eier von Helminthen)
		E						≤ 1 Ei/l (max. 5 Eier/l) (4) (Eier von Helminthen)	
Coliforme Bakterien	Anzahl/100 ml (95-Perzentil)	-	-	-	-	-	A	≤ 10 (max. 100)	
							B	≤ 200 (max. 1000)	
							C	≤ 1000 (max. 10 000)	
							D – E	-	

*E. coli* = *Escherichia coli*; KBE = Koloniebildende Einheiten.

(1) Eignungskategorie 1 = Trinkwasserqualität (uneingeschränkte Bewässerung aller Gewächshaus-/Freilandkulturen); dann in abgestufter Qualität bis Eignungskategorie 4 [vgl. (DIN 19650 1999)]; Wenn durch das Bewässerungsverfahren eine Benetzung der zum Verzehr geeigneten Teile der Ernteprodukte ausgeschlossen ist, entfällt eine Einschränkung nach Eignungskategorien [vgl. (DIN 19650 1999)].

(2) Gilt nur für die Bewässerung von Weideflächen oder Futterpflanzen.

(3) Kategorie A: sehr hochwertiges Klarwasser (KW); Kategorie B: hochwertiges KW; Kategorie C: KW guter Qualität; Kategorie D: KW mittlerer Qualität; Kategorie E: Naturnah aufbereitetes Abwasser mit HRT > 10 – 15 d [vgl. (ISO 16075-1 2020)].

(4) Max. = maximale Einzelwertmessung [vgl. (ISO 16075-1 2020)].

Fortsetzung Tabelle 2-3.

Parameter	Einheit	Deutschland			EU		International			
		DIN 19650 (1999)	DIN 19684-10 (2009)	TrinkwV (2016)	EU- WasserWVVO (2020)	ISO 16075-1 (2020)				
TS	mg/l	-	< 50 (Eignung bei Tropfbewässerung)	-	Güteklasse (1) A	≤ 10	Kategorie (2) A	≤ 5 (max. 10) <sup>(3)</sup>		
					B – D	≤ 35	B	≤ 10 (max. 25)		
							C	≤ 30 (max. 50)		
							D	≤ 90 (max. 140)		
pH	-	-	Empfehlung: (> 5) 6 – 8	6,5 – 9,5	-	-	-			
EC bei 25°C	µS/cm	-	Salzverträglichkeit	< 2790	-	Salzverträglichkeit	sehr gering	< 500		
			gering					< 300	gering	< 1000
			mittel					300 – 800	mittel	< 2000
			hoch					800 – 1600	hoch	< 2000
Na <sup>+</sup>	mg/l	-	< 30 <sup>(4)</sup>	< 200	-	-	< 150 (max. 200) <sup>(1)</sup>			
Trübung	NTU	-	-	< 1	Güteklasse (1) A	≤ 5	Kategorie (1) A	< 3 (max. 6)		
					B – D	-	B – E	-		
SAR-Wert	(mmol/l) <sup>1/2</sup>	-	Salzverträglichkeit	-	-	-	-	In Israel < 5 [max. 6,5; (mEq/l) <sup>1/2</sup> ]; weitergehende Infos in Tabelle C.4 in ISO 16075-1 (2020)		
			gering						< 6	
			mittel						6 – 10	
			hoch	> 10						

TS = Trockensubstanz; EC = Elektrische Leitfähigkeit; NTU = Nephelometrischer Trübungswert; SAR = Natriumadsorptionswert:

<sup>(1)</sup> Mindestgüteklasse A = uneingeschränkte Bewässerung; dann in abgestufter Qualität bis Güteklasse D (Bewässerung von Industrie- und Energiepflanzen und aus Saatgut gewonnenen Pflanzen) [vgl. (EU-WasserWVVO 2020)].

<sup>(2)</sup> Kategorie A: sehr hochwertiges Klarwasser (KW); Kategorie B: hochwertiges KW; Kategorie C: KW guter Qualität; Kategorie D: KW mittlerer Qualität; Kategorie E: Naturnah aufbereitetes Abwasser mit HRT > 10 – 15 d [vgl. (ISO 16075-1 2020)].

<sup>(3)</sup> Max. = maximale Einzelwertmessung [vgl. (ISO 16075-1 2020)].

<sup>(4)</sup> Bei (Salz-)Empfindlichkeit der Kulturpflanze.

Fortsetzung Tabelle 2-3.

Parameter	Einheit	Deutschland			EU	International		
		DIN 19650 (1999)	DIN 19684-10 (2009)	TrinkwV (2016)	EU- WasserWVVO (2020)	ISO 16075-1 (2020)		
Cl <sup>-</sup>	mg/l	-	< 70 <sup>(1)</sup>	< 250	-	< 250 (max. 280) <sup>(2)</sup>		
B <sup>3+</sup>	mg/l	-	< 1	-	-	< 0,4 (max. 0,5)		
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/l	-	In Düngibilanz berücksichtigen	< 50 (< 11,3; NO <sub>3</sub> -N)	-	-		
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	mg/l	-	-	< 0,5 (< 0,015 NO <sub>2</sub> -N)	-	-		
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/l	-	-	< 250	-	-		
Zielvorgabe für die Technik	Zweitbehandlung	-	-	-	Güteklasse <sup>(3)</sup> A	Zweitbehandlung, Filtration und Desinfektion	Kategorie <sup>(4)</sup> A – B	Zweitbehandlung, Filtration und Desinfektion
					B – D	Zweitbehandlung und Desinfektion	C – E	Zweitbehandlung

NO<sub>3</sub>-N = Nitratstickstoff; NO<sub>2</sub>-N = Nitritstickstoff.

<sup>(1)</sup> Geeignet für nahezu alle Pflanzenarten.

<sup>(2)</sup> Max. = maximale Einzelwertmessung [vgl. (ISO 16075-1 2020)].

<sup>(3)</sup> Mindestgüteklasse A = uneingeschränkte Bewässerung; dann in abgestufter Qualität bis Güteklasse D (Bewässerung von Industrie- und Energiepflanzen und aus Saatgut gewonnenen Pflanzen) [vgl. (EU-WasserWVVO 2020)].

<sup>(4)</sup> Kategorie A: sehr hochwertiges Klarwasser (KW); Kategorie B: hochwertiges KW; Kategorie C: KW guter Qualität; Kategorie D: KW mittlerer Qualität; Kategorie E: Naturnah aufbereitetes Abwasser mit HRT > 10 – 15 d [vgl. (ISO 16075-1 2020)]

Es empfiehlt sich, einen pH-Bereich von 6 bis 8 im Bewässerungswasser anzustreben (vgl. DIN 19684-10 2009), da einerseits bei pH-Werten < 5,5 Aluminium- und Schwermetallionen aus dem Boden rückgelöst werden, was Pflanzen schädigen kann (vgl. ÖWAV 407 2016). Andererseits können stark basische pH-Werte bei gleichzeitig hoher Karbonathärte zur Bindung von im Boden vorhandenen Calcium- und Magnesiumionen und damit zur Anreicherung von Natrium im Boden führen (vgl. DIN 19684-10 2009; Pfleger 2010). Bei salzempfindlichen Pflanzenkulturen sollte die Natriumkonzentration im Bewässerungswasser 30 mg/l nicht überschreiten (vgl. DIN 19684-10 2009; siehe Tabelle 2-3). Gleichfalls ist der SAR-Wert bei der Beurteilung der Eignung zur Bewässerung entscheidend. Ein ungünstiger SAR-Wert ergibt sich bei  $> 6 \text{ (mmol/l)}^{1/2}$  (vgl. Tabelle 2-3) und deutet auf einen natriumhaltigen Boden hin. Erhöhte SAR-Werte können langfristig zur Schädigung der Bodenstruktur und in der Folge zur Verschlammung des Bodens bzw. bei Trocknung zur Bildung von dichten, undurchlässigen Krusten führen (ÖWAV 407 2016). Kommen hingegen gelöste Calcium- und Magnesiumionen im Boden dominant vor, so weist der Boden eine durchlässige und körnige Struktur auf und lässt sich leicht kultivieren (vgl. ÖWAV 407 2016).

Chlorid kann in Abhängigkeit der Kulturart und der Konzentration im Bewässerungswasser Pflanzenschäden hervorrufen, die meist auf eine Chloridakkumulation in den Blättern zurückzuführen sind. Werden im Bewässerungswasser Konzentrationen von 70 mg/l Cl<sup>-</sup> unterschritten, so ist das Wasser nach DIN 19684-10 (2009) für die Bewässerung von nahezu allen Pflanzenarten geeignet. International sind aber Chloridkonzentrationen von bis zu 250 mg/l für eine uneingeschränkte Bewässerung üblich (ISO 16075-1 2020).

Bor ist ein essenzielles Spurenelement für das Pflanzenwachstum, wirkt aber in höheren Konzentrationen für manche Pflanzenarten phytotoxisch (vgl. Tabelle 2-3).

Für Gesamtstickstoff und -phosphor werden auf Bundes- und europäischer Ebene keine Angaben in den gängigen Normen und Verordnungen gemacht. Es ist davon auszugehen, dass durch eine bedarfsweise Bewässerung mit aufbereitetem Abwasser keine wesentlichen Nährstofffrachten in die Umwelt eingetragen werden (vgl. UBA 2016). Dennoch sollte angelehnt an die Düngeverordnung (DüV 2017) die durch das Bewässerungswasser zusätzlich aufgebrauchte Nitrat- bzw. Stickstofffracht in der Düngebilanz Berücksichtigung finden (LAWA 2022; DIN 19684-10 2009), da das Bewässerungswasser versickern und das Grundwasser erreichen kann. Zudem können sich zusätzliche Stickstoffgaben zum falschen Zeitpunkt negativ auf die Entwicklung einiger Pflanzenkulturen auswirken (UBA 2016).

## **2.5.2 Versickerung bzw. Grundwasseranreicherung**

Die Versickerung von aufbereitetem Wasser kann als „Einleiten von Stoffen in Gewässer“, wozu auch das Grundwasser gehört, angesehen werden (DWA 2015). Die Einleitung von aufbereitetem Grauwasser in Oberflächengewässer und in das Grundwasser (Direkteinleitung) erfordert ein wasserrechtliches Verfahren und muss im Einzelfall beantragt, geprüft und genehmigt werden (Londong et al. 2013). Versickerungsanlagen sind zudem Abwasseranlagen im Sinne von WHG (2009), dabei wird der Boden als Schadstoffsенke genutzt, weshalb Anforderungen an Betrieb, Wartung, Überwachung und fachgerechte Entsorgung bestehen.

Prinzipiell lassen sich deshalb die Anforderungen nach Anhang 1 der Abwasserverordnung (AbwV 2004) für die Versickerung von Abwasser in den Grundwasserleiter als grobe Anhaltswerte heranziehen (DWA-M 277 2017). Zusätzlich gilt, dass Maßnahmen, die zu einer Verschlechterung des chemischen und mengenmäßigen Zustandes des Grundwasserkörpers führen, zu vermeiden sind (vgl. WHG 2009, § 47), weshalb unter anderem die in Anlage 2 der Grundwasserverordnung (GrwV 2010) aufgeführten Schwellenwerte beachtet werden müssen. Das Verschlechterungsverbot ist zudem auf europäischer Ebene in der Grundwasserrichtlinie (EU-GWRL 2006) verankert. Zusätzlich können im Rahmen von kommunalen Satzungen und länderspezifischen Regelungen weitergehende Anforderungen an die Versickerung von behandeltem Abwasser gestellt werden, die von den Angaben nach AbwV (2004) abweichen können, aber einzuhalten sind. Nach dem WHG (2009) ist die jeweilige Landesregierung durch Rechtsverordnung befugt, beispielsweise Wasserschutzgebiete festzusetzen, in denen eine Versickerung prinzipiell nicht oder nur unter Erfüllung weitergehender Anforderungen möglich ist. Zum Beispiel können weitergehende Anforderungen an organische Mikroverunreinigungen (vgl. Lipp et al. 2012) oder sonstige Inhaltsstoffe gelten. Die Anforderungen an behandeltes Grauwasser, das versickert werden darf, sind somit stets mit den zuständigen örtlichen Genehmigungsbehörden abzustimmen (DWA-M 277 2017). Das erforderliche Ausmaß der Aufbereitung unterliegt damit den örtlichen Gegebenheiten und den Erfordernissen an den Gewässerschutz, worüber die zuständige Behörde entscheidet (vgl. DIN 4261-5 2012). Gemäß dem Bayerischen Landesamt für Umwelt (LfU-BY 2018) sind Einleitungen von behandeltem Schmutzwasser in den Untergrund grundsätzlich zu vermeiden, denn sie sind mit dem Vorsorgeprinzip nicht vereinbar und sollen über Versickerungseinrichtungen nur in besonders begründeten Fällen erfolgen. Ist die Ableitung technisch und wirtschaftlich nicht verhältnismäßig, werden dann der Ausbau und Betrieb einer Denitrifikation oder die Nutzung konstruktiver und betrieblicher Möglichkeiten zur Denitrifikation sowie eine Nachbehandlung von mechanisch-biologisch behandeltem Abwasser, die auch eine Verbesserung der hygienisch-mikrobiologischen Parameter einschließt, gefordert (LfU-BY 2018).

Tabelle 2-4 gibt eine Zusammenstellung der wesentlichen Anhaltswerte für Qualitätsanforderungen an aufbereitetes Abwasser, das versickert werden darf, in Gegenüberstellung mit dem US-amerikanischen Standard EPA (2012). Schwellen- bzw. Richtwerte für die Beurteilung des chemischen Grundwasserzustands werden bundesweit in Anlage 2, GrwV (2010) aufgeführt (vgl. Tabelle 2-4). Zusätzlich wurden die Vorgaben der europäischen Grundwasserrichtlinie (EU-GWRL 2006) für Nitrat und Pflanzenschutzmittel in GrwV (2010) aufgenommen und werden deshalb nicht differenziert betrachtet. Ferner sind nach § 8 des Bundes-Bodenschutzgesetzes (vgl. BBodSchG 1998) bzw. BBodSchV (1999) [Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung; Anhang 2] unter anderem Prüfwerte in mg/kg TM im Boden für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser festgelegt, die sich aber im Wesentlichen auf Schwermetalle und organische Stoffe [z. B. Mineralölkohlenwasserstoffe, LHKW (leicht flüchtige Kohlenwasserstoffe), DDT (Dichlordiphenyltrichlorethan; Insektizid), Phenole, PCB (polychlorierte Biphenyle), PAK (polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe)] beziehen und aufgrund fehlender Relevanz für schwach belastetes Grauwasser im Rahmen der vorliegenden Forschungsarbeit nicht weiter diskutiert werden

(vgl. Kapitel 2.4.2). Die Auswahl und Bemessung von Versickerungsanlagen von aufbereitetem Grauwasser kann dezentral angelehnt an DIN 4261-5 (2012) „Kleinkläranlagen – Teil 5: Versickerung von biologisch aerob behandeltem Schmutzwasser“ erfolgen. Die darin enthaltenen Anforderungen an den Bau, Betrieb und die Wartung der Anlage sind zu beachten. Zudem ist für eine Versickerung die Wasserdurchlässigkeit des Bodens wesentlich (vgl. DIN 4261-5 2012). Zusätzlich sollten die Anforderungen an Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur künstlichen Grundwasseranreicherung für die Trinkwassergewinnung in DVGW W 126 (2007) beachtet werden.

Aus Tabelle 2-4 lässt sich ableiten, dass, anders als bei Bewässerungswasser, behandeltes Abwasser, das versickert werden darf, auf nationaler Ebene keinen generellen hygienisch-mikrobiologischen Anforderungen unterliegt, wobei länderspezifisch weitergehende Anforderungen einschließlich zur Hygiene oder Verbote gelten können. Grundsätzlich sind nach GrwV (2010) neben Schwermetallen auch Vorgaben für Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), Nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ), Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ), Phosphat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), Sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) und Chlorid sowie Pflanzenschutzmittel festgelegt, die im Sinne des Verschlechterungsverbots für das Grundwasser einzuhalten sind. In den USA gelten gemäß EPA (2012) für die Versickerung von behandeltem Abwasser in Grundwasser, das zur Trinkwassergewinnung genutzt wird, deutlich unterschiedliche Qualitätsanforderungen im Vergleich zu Deutschland, wie Tabelle 2-4 zu entnehmen ist, wobei auch regional weitergehende Anforderungen gelten können. Unter anderem müssen in den USA ein Trübungswert von 2 NTU (umgerechnet ca. 2,6 – 4,8 mg/l AFS)<sup>(1)</sup> und ein TOC-Gehalt von 2 mg/l (umgerechnet 8 mg/l CSB)<sup>(2)</sup> unterschritten werden. Zusätzlich dürfen keine coliformen Keime in dem zu versickernden, behandelten Abwasser nachweisbar sein. Darüber hinaus werden Zielvorgaben für die Technik getroffen. Das Abwasser hat nach der mechanisch-biologischen Behandlung sowohl eine Filtration als auch eine Desinfektion zu durchlaufen, um zur Anreicherung von Grundwasser, aus dem Trinkwasser gewonnen wird, eine geeignete Qualität aufzuweisen.

---

<sup>(1)</sup> Gemäß Tchobanoglous et al. (2014) besteht für Kläranlagenabläufe eine lineare Korrelation zwischen AFS und Trübung; dabei entspricht die AFS-Konzentration in mg/l je nach Kläranlage dem 1,3- bis 2,4-Fachem des Trübungswertes in NTU.

<sup>(2)</sup> Bei Annahme eines CSB/TOC-Verhältnisses von 4 gemäß § 6, AbwV 2004.



**Tabelle 2-4:** Wesentliche Anhaltspunkte für Qualitätsanforderungen an die Versickerung von aufbereitetem Abwasser in Deutschland in Gegenüberstellung mit dem US-amerikanischen Standard EPA (2012)

Parameter	Einheit	Deutschland		USA
		AbwV (2004)	GrwV (2010)	EPA (2012)
		GK 1 <sup>(1)</sup> ; < 60 kg BSB <sub>5</sub> /d		Grundwasseranreicherung durch Versickerung
<b>Trübung</b>	NTU	-	-	≤ 2
<b>pH</b>	-	-	-	6,5 – 8,5
<b>BSB<sub>5</sub></b>	mg/l	< 40	-	-
<b>TOC</b>	mg/l	-	-	≤ 2
<b>CSB</b>	mg/l	< 150	-	-
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	mg/l	-	0,5 (0,39, NH <sub>4</sub> -N)	-
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	mg/l	-	50 (11,3, NO <sub>3</sub> -N)	-
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	mg/l	-	0,5 (0,15, NO <sub>2</sub> -N)	-
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	mg/l	-	0,5 (0,16, PO <sub>4</sub> -P)	-
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	mg/l	-	250	-
<b>Rest-Chlor</b>	mg/l	-	-	< 1
<b>Cl<sup>-</sup></b>	mg/l	-	250	-
<b>Wirkstoffe in Pestiziden, einschließlich relevanter Stoffwechselprodukte, Abbau- und Reaktionsprodukte</b>	µg/l	-	< 0,1 < 0,5 (insg.)	-
<b>Coliforme Bakterien</b>	KBE/ 100 ml	-	-	nicht nachweisbar
<b>Zielvorgabe für die Technik</b>		-	-	Zweitbehandlung, Filtration, Desinfektion
<b>Anmerkung</b>		-	-	Nach der Bodenpassage muss das Wasser Trinkwasserqualität aufweisen

NTU = Nephelometrischer Trübungswert; BSB<sub>5</sub> = Biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen; TOC = organischer Kohlenstoff; CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf; KBE = Koloniebildende Einheiten; NH<sub>4</sub>-N = Ammoniumstickstoff; NO<sub>3</sub>-N = Nitratstickstoff; NO<sub>2</sub>-N = Nitritstickstoff; PO<sub>4</sub>-P = Phosphatphosphor.  
<sup>(1)</sup> GK = Größenklasse nach Anhang 1, AbwV (2004).

### 2.5.3 Toilettenspülung, Gartenbewässerung und Reinigung von Wäsche

Wasserrechtlich können gemäß TrinkwV (2016) Eigenversorgungsanlagen, die zur Entnahme oder Abgabe von Nicht-Trinkwasser bestimmt sind, zusätzlich zu Anlagen der zentralen Trinkwasserversorgung betrieben werden. Voraussetzung dafür ist, dass sie dem zuständigen Gesundheitsamt angezeigt werden (TrinkwV 2016, § 13 Abs. 4). Baurechtlich unterliegen haustechnische Anlagen wie etwa Wasserversorgungsanlagen regional meist keiner Genehmigungspflicht. In aller Regel reicht deshalb bei dezentralen Regen- oder Grauwasseranlagen mit Speichervolumen < 50 m<sup>3</sup> die Anzeige nach Baurecht bei der zuständigen Behörde aus (DWA-M 277 2017). Jedoch sieht die Verordnung über Allgemeine Bedingungen für die Versorgung mit Wasser (AVBWasserV 1980) die Möglichkeit eines Anschluss- und Benutzungszwangs vor, wobei das Wasserversorgungsunternehmen „dem Kunden im Rahmen des wirtschaftlich Zumutbaren die Möglichkeit einzuräumen (hat), den Bezug auf

den von ihm gewünschten Verbrauchszweck oder auf einen Teilbedarf zu beschränken (...)“ (AVBWasserV 1980, § 3). Zusätzlich ist Grauwasser, das sich im Kreislauf einer Aufbereitung zwecks Wiederverwendung befindet, prinzipiell nicht als Abwasser zu betrachten, das der Abwasserbeseitigungspflicht unterliegt, wobei auch hier ein Anschluss- und Benutzungszwang greifen kann, der im Regelfall in der Abwassersatzung der jeweiligen Gemeinde verankert ist und sich aus der Gemeindeordnung des jeweiligen Bundeslands ergibt (DWA-M 277 2017). Auch für die Abgabe des Wassers bedarf es im Gegensatz zu aufbereitetem Wasser, das versickert werden darf (vgl. Kapitel 2.5.2), prinzipiell keiner Genehmigungspflicht (SenSBW 2007).

DWA-M 277 (2017) empfiehlt, die nach DIN 19650 (1999) enthaltenen Vorgaben als Anhaltswerte für eine Gartenbewässerung auf Haushaltsebene heranzuziehen (vgl. Tabelle 2-3), wobei sich DIN 19650 (1999) ausdrücklich auf die Bewässerung in der Landwirtschaft, dem Garten- und Landschaftsbau sowie von Park- und Sportanlagen beschränkt. Darüber hinaus ist der internationale Standard ISO 16075-1 (2020) unter anderem auf die Bewässerung von privaten Gärten anwendbar (vgl. Tabelle 2-3) und kann zur Orientierung herangezogen werden.

In Tabelle 2-5 sind wesentliche Anforderungen an Wasser, das für die Gartenbewässerung, Toilettenspülung, Reinigung von Wäsche etc. geeignet ist, in Gegenüberstellung mit dem US-amerikanischen Standard EPA (2012) zusammengestellt. Verglichen mit Wasser, das versickert werden darf (siehe Tabelle 2-3), und Wasser, das für eine Bewässerungsmaßnahme in der Landwirtschaft geeignet ist (siehe Tabelle 2-4), muss Betriebswasser bzw. Nicht-Trinkwasser dezentral im Regelfall die niedrigsten Qualitätsstandards erfüllen, es sein denn, es wird versprüht (vgl. Tabelle 2-5).

Gemäß Tabelle 2-5 führt SenSBW (2007) Qualitätsempfehlungen für Betriebswasser auf, wodurch die Qualitätsziele im Normalfall sicher eingehalten werden. Die Lagerfähigkeit des Nicht-Trinkwassers wird durch eine Sauerstoffsättigung von mindestens 50 % sichergestellt, während die Einhaltung der Parameter Trübung, Farbe, Geruch und Trockensubstanz (TS) dafür sorgt, dass die Armaturen einwandfrei funktionieren und kein Komfortverlust für den Nutzer eintritt. Mit den Vorgaben für den BSB<sub>7</sub> (biologischen Sauerstoffbedarf nach sieben Tagen) und die hygienisch-mikrobiologischen Parameter wird zudem sichergestellt, dass Grauwasser weitgehend gereinigt und hygienisch-mikrobiologisch einwandfrei ist (vgl. SenSBW 2007). Aus messtechnischen Gründen kann anstelle des BSB<sub>7</sub> der TOC (gesamter organischer Kohlenstoff; *total organic carbon*) bzw. CSB als Ersatzparameter herangezogen werden (siehe SenSBW 2007). SenSBW (2007) empfiehlt zusätzlich, dass bei der Grauwasseraufbereitung eine UV-Desinfektion mit einer Mindestbestrahlungsdosis von 250 – 400 J/m<sup>2</sup> (vgl. Kapitel 2.6.5) vor allem dann greifen soll, wenn mehr als eine Wohneinheit an die Wasserwiederverwendungsanlage angeschlossen ist.

**Tabelle 2-5:** Wesentliche Qualitätsanforderungen an Wasser für Gartenbewässerung, Toilettenspülung und Reinigung von Wäsche in Gegenüberstellung mit dem US-amerikanischen Standard EPA (2012).

Parameter	Einheit	SenSBW (2007)	Deutschland		Deutschland/Europa			USA		
			DWA-M 277 (2017)		DIN EN 16941-2 (2021)			EPA (2012)		
			WC-Spülung; privat (ohne Küchen- und Waschmaschinenabfluss)	WC-Spülung, Bewässerung, Reinigung; privat und öffentlich	Sprühanwendung Hochdruckreinigung, Gartensprenger, Autowäsche	Anwendung ohne Versprühen Gartenbewässerung	WC-Spülung	Reinigung von Wäsche	Urbane Wiederverwendung Öffentlicher Zugang uneingeschränkt	Öffentlicher Zugang eingeschränkt
<b>TS</b>	mg/l	nahezu	-	-	-	-	-	-	≤ 30	
<b>Trübung</b>	NTU	schwebstofffrei	-	< 2	< 10	< 10	-	< 10	≤ 2	-
<b>Geruch</b>	-	nahezu geruchslos	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Färbung</b>	-	nahezu farblos und klar	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>O<sub>2</sub>-Sättigung</b>	%	> 50	> 50	> 50	-	-	-	-	-	-
<b>pH</b>	-	-	6,5 – 9,5	6,5 – 9,5	5 – 9,5	-	5 – 9,5	-	6 – 9	6 – 9
<b>BSB<sub>5</sub></b>	mg/l	-	-	< 5	-	-	-	-	≤ 10	≤ 30
<b>BSB<sub>7</sub></b>	mg/l	< 5	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Rest-Chlor</b>	mg/l	-	-	-	< 2	< 2	< 0,5	< 2	< 1	-
<b>Rest-Brom</b>	mg/l	-	-	-	nicht nachweisbar	< 5,0	nicht nachweisbar	< 5	-	-
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	KBE/100 ml	< 100	-	< 100	-	-	-	-	-	-
<i>Legionella pneumophila</i>	KBE/100 ml	-	-	-	< 10	-	-	-	-	-
<b>Fäkalstreptokokken</b>	KBE/100 ml	-	-	-	nicht nachweisbar	< 100	-	< 10	-	-
<i>E. coli</i>	KBE/100 ml	< 1000	-	< 1000	nicht nachweisbar	< 250	-	nicht nachweisbar	-	-
<b>Coliforme Bakterien</b>	KBE/100 ml	< 10 <sup>4</sup>	-	< 10 <sup>4</sup>	< 10	< 1000	-	< 10	nicht nachweisbar	≤ 200
<b>Zielvorgabe für die Technik</b>	-	-	Zweitbehandlung	Zweitbehandlung, Desinfektion	-	-	-	-	nicht nachweisbar Zweitbehandlung, Filtration und Desinfektion	Zweitbehandlung und Desinfektion

TS = Trockensubstanz; NTU = Nephelometrischer Trübungswert; BSB<sub>5</sub> = Biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen; BSB<sub>7</sub> = Biochemischer Sauerstoffbedarf nach sieben Tagen; KBE = Koloniebildende Einheiten; *E. coli* = *Escherichia coli*.

Sowohl in DWA-M 277 (2017) als auch in DIN EN 16941-2 (2021) wird eine Unterscheidung zwischen verschiedenen Nutzungszwecken, privater und öffentlicher Anwendung sowie Sprühanwendung und Anwendung ohne Versprühen vorgenommen, im Gegensatz zu SenSBW (2007) [vgl. Tabelle 2-5]. Die geringsten Qualitätsanforderungen gelten üblicherweise für Wasser, das für die Toilettenspülung (im privaten Bereich) verwendet werden darf (vgl. Tabelle 2-5). Gemäß DWA-M 277 (2017) liegen für die Nutzung von aufbereitetem, schwach belastetem Grauwasser zur WC-Spülung im privaten Bereich lediglich Vorgaben für den pH-Wert und die O<sub>2</sub>-Sättigung vor, wobei das Wasser vor der Benutzung eine mechanisch-biologische Behandlung zu durchlaufen hat. Für die Verwendung von Nicht-Trinkwasser im öffentlichen Bereich ist neben einer Zweitbehandlung und Desinfektion auch die Einhaltung von Anforderungen an Trübung, pH-Wert, BSB<sub>7</sub> und hygienisch-mikrobiologische Parameter erforderlich (siehe Tabelle 2-5). Im Unterschied zu DWA-M 277 (2017) legt DIN EN 16941-2 (2021) die strengsten hygienisch-mikrobiologischen Standards für aufbereitetes Wasser fest, das versprüht wird (wie etwa bei Hochdruckreinigung, Autowäsche oder Benutzung von Gartensprengern). Grund hierfür ist die Risikominderung für Mensch und Tier.

#### **2.5.4 Zwischenfazit**

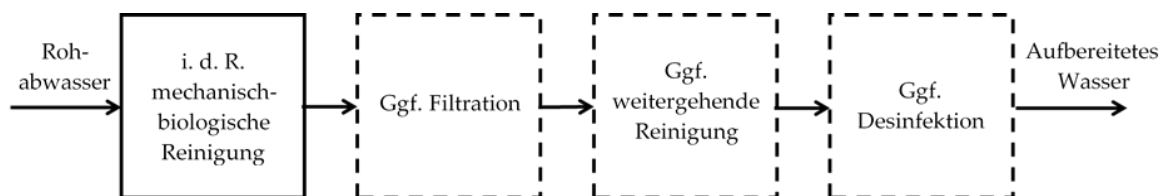
Nutzungsabhängig werden unterschiedliche Anforderungen an das aufzubereitende Grauwasser gestellt. Wenngleich für einen bestimmten Nutzungszweck in Deutschland und der EU die geregelten Parameter und Vorgaben nicht völlig einheitlich sind, lässt sich insgesamt festhalten, dass meist eine Desinfektion von biologisch aufbereitetem Grauwasser erforderlich ist. Für eine Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen gelten Qualitätsvorgaben in Abhängigkeit der Anwendung bzw. der Eignungs- oder Güteklasse, dabei haben insbesondere die Parameter pH- und EC-Wert, BSB<sub>5</sub>, Fest-/Schwebstoffe, Salze sowie hygienisch-mikrobiologische Parameter einen hohen Stellenwert (vgl. Tabelle 2-3). Bei einer Versickerung steht in erster Linie der gute chemische Zustand des Grundwassers im Vordergrund, der gemäß GrwV (2010) durch Schwellenwerte für überwiegend gelöste Nährstoffe (vgl. Tabelle 2-4) und Schwermetalle sichergestellt wird, wobei Versickerungsmaßnahmen von behandeltem Abwasser der wasserrechtlichen Erlaubnis bedürfen. Zusätzlich ist die Landesregierung durch Rechtsverordnung befugt, Verbote festzusetzen oder weitergehende Anforderungen an die Versickerung zu stellen. Grundsätzlich unterliegt Wasser, das versickert werden darf (siehe Tabelle 2-3) oder für eine Bewässerungsmaßnahme in der Landwirtschaft geeignet ist (siehe Tabelle 2-4), höheren Anforderungen als Wasser für die Toilettenspülung oder Gartenbewässerung. Eine Ausnahme bildet das Versprühen vom Wasser (siehe Tabelle 2-5). Für die Verwendung von aufbereitetem Wasser in Anwendungen wie der Toilettenspülung, Gartenbewässerung und Wäschereinigung ist üblicherweise eine Anzeige erforderlich, wohingegen eine Genehmigungspflicht meist nicht besteht

## 2.6 Verfahren zur Reinigung von Grauwasser

### 2.6.1 Verfahrensauswahl und -kombinationen

Der erforderliche Aufbereitungsaufwand kann anhand der in Kapitel 2.5 beschriebenen Qualitätsanforderungen an das aufzubereitende Grauwasser sowie in Abhängigkeit des Nutzungszweckes und der Beschaffenheit des Grauwassers bestimmt werden. Darauf basierend und unter Einbeziehung der Erkenntnisse aus dem vorliegenden Kapitel können entsprechende Verfahren oder Verfahrenskombinationen gewählt werden, die geeignet sind, um behandeltes Grauwasser in der erforderlichen Qualität und Menge bereitzustellen. Wichtig ist dabei, dass die Verfahrenswahl auf die Behandlungsziele und die örtlichen Gegebenheiten abgestimmt ist.

Grundsätzlich ist zum Erreichen der erforderlichen Qualitätsanforderungen eine mechanisch-biologische Aufbereitung nötig, wobei auch chemisch-physikalische Verfahren oder kombinierte Technologien Einsatz finden und je nach Anwendung eine nachgeschaltete Filtration, eine weitergehende Behandlung und/oder eine Hygienisierung (vgl. Kapitel 2.6.5) erforderlich sein können. Die grundsätzliche Verfahrenskette einer Wasserwiederverwendung ist schematisch in Abbildung 2-4 dargestellt. Bei erhöhten Anforderungen an die Trübung bzw. den Feststoffgehalt oder den Gesamtphosphor kann der Feststoffgehalt im Ablauf durch eine nachgeschaltete Filtration (z. B. Tuch- oder Sandfiltration) noch deutlich unter 5 mg/l verringert werden; dadurch reduziert sich die Mindestbestrahlungsdosis für die nachgeschaltete Desinfektion (vgl. DWA-M 205 2013). Wird die Filtration als Flockungsfiltration ausgeführt, besteht die Möglichkeit einer weitreichenden  $P_{\text{ges}}$ -Reduktion aus dem aufzubereitenden Wasser. Es kann notwendig sein, eine weitergehende Aufbereitung durchzuführen, wenn weitere Anforderungen erfüllt werden müssen, wie beispielsweise die Entfernung organischer Mikroverunreinigungen aus dem behandelten Grauwasser zum Schutz des Grundwassers oder von Salzen zum Schutz des Bodens (vgl. Abbildung 2-4). Diese zusätzliche Reinigung kann zwischen der Filtration und der Desinfektion angeordnet werden (vgl. Abbildung 2-4). Ferner kann je nach Nutzungszweck eine Desinfektion des aufbereiteten Wassers vonnöten sein (vgl. Kapitel 2.6.5). Auch andere Verfahrenskombinationen als solche, die in Abbildung 2-4 dargestellt sind, können im Einzelfall zweckmäßig sein.



*Abbildung 2-4: Vereinfachte Darstellung einer grundsätzlichen Verfahrenskette zum Erreichen der Qualitätsanforderungen an aufbereitetes (Grau-)Wasser für die Wasserwiederverwendung.*

Eine Ozonung zur Spurenstoffelimination bewirkt bei ausreichend hohen Dosen ebenfalls eine Desinfektion, während ein Membranbioreaktor (MBR) eine Filtration und anteilig eine Desinfektion umfasst. Zusätzlich kann ein MBR etwa in Kombination mit Pulveraktivkohle

(PAK) eine weitergehende Reinigung zur Spurenstoffelimination sicherstellen. Aufgrund der meist geringeren Konzentrationen an organischen Inhaltsstoffen im Grauwasser im Vergleich zu Schmutzwasser (vgl. Kapitel 2.4.2) werden im Regelfall aerobe Reinigungsverfahren bevorzugt eingesetzt (Weingärtner 2013). Dabei stehen unterschiedliche naturnahe und technische Aufbereitungstechnologien zur Verfügung, die von rein physikalischen Filtersystemen wie Sandfiltern oder Ultrafiltration (UF) bis hin zu Systemen, die auf physikalischen, chemischen und/oder biologischen Reinigungsmechanismen beruhen (Arden und Ma 2018). Technische Behandlungsverfahren für Grauwasser umfassen physikalische Verfahren (wie z. B. Sandfiltration, Sedimentation, Membranfiltration), chemische Verfahren (wie z. B. Elektrokoagulation, Fotokatalyse), biologische Verfahren [klassische Belebungsanlagen, SBR-Anlagen, Wirbelbettreaktoren (MBBR; *moving bed bioreactor*), Rotationstauchkörper, MBR-Anlagen], während naturnahe Aufbereitungstechniken meist auf dem Bodenfilterverfahren oder Modifikationen hiervon basieren, aber auch begrünte Wände und Dächer einschließen können (Oteng-Peprah et al. 2018; DWA-M 277 2017; DWA 2015; Boyjoo et al. 2013; Boano et al. 2020; Arden und Ma 2018). Vor dem Hintergrund hydroklimatischer Extreme und der negativen Folgen der Urbanisierung (siehe Kapitel 2.2) befassten sich in den letzten zwei Jahrzehnten viele Forschergruppen mit der naturnahen Aufbereitung von Grauwasser als Alternative bzw. Ergänzung zu klassischen Behandlungsverfahren (vgl. Boano et al. 2020; siehe Kapitel 2.6.4). Angaben zur Reinigungsleistung gängiger Verfahren zur Grauwasserbehandlung werden in verschiedenen Review-Studien bereitgestellt, wie z. B. Boyjoo et al. (2013), Arden und Ma (2018), Oteng-Peprah et al. (2018) und Boano et al. (2020).

## 2.6.2 Vorbehandlung

Eine mechanische Vorreinigung des Grauwassers dient der Entfernung von Grob- und Feststoffen (wie etwa Essensresten, Haaren, Hautpartikeln, Fasern von Kleidung, Staub, Erdpartikeln; vgl. Kapitel 2.4.2), bei (Mit-)Behandlung von Küchenabwasser auch der Schwimmstoffelimination (z. B. Öle und Fette), dem Schutz empfindlicher Anlagenteile (z. B. Pumpen), der Vermeidung von Betriebsstörungen bzw. dem Kolmationsschutz sowie der Verringerung der Feststofffracht und damit der organischen Belastung zur biologischen Stufe (Weingärtner 2013; DWA 2015). Zusätzlich kann ein Ausgleichsbecken realisiert werden, um die Tagesschwankungen der Grauwassermenge aufzufangen (vgl. DWA 2015). Bei vergleichsweise hohen Feststoffgehalten, wie sie in kommunalem Abwasser oder komplettem Grauwasser vorkommen (vgl. Tabelle 2-1), ist prinzipiell eine Vorklärung, Entschlammung und/oder Schwimmstoffentfernung notwendig (vgl. DWA-A 262 2017; DWA 2015). Auf Kleinkläranlagen zur Abwasserreinigung werden im Regelfall Rohabwasserfilter, Mehrkammergruben oder Absetzteiche als Vorklärungsmaßnahme eingesetzt (vgl. DIN 4261-1 2010). Mittels Mehrkammergruben und Absetzteichen kann die CSB-Fracht im Rohabwasser um ca. ein Drittel reduziert werden (vgl. DWA-A 262 2017). Für die Vorbehandlung von gesamtem Grauwasser werden Absetzbecken und ggf. Siebe empfohlen (vgl. DWA-A 262 2017).

## 2.6.3 Technische Verfahren

### 2.6.3.1 Überblick über technische Verfahren

Zu den technischen Verfahren zählt ein Großteil der bislang umgesetzten Technologien, die meist zu den a. a. R. T. oder dem Stand der Technik gehören und damit in den einschlägigen Regelwerken ausführlich beschrieben sind. Im Regelfall kommen für Grauwasser überwiegend aerobe Aufbereitungsverfahren infrage, weshalb im Rahmen dieser Forschungsarbeit nicht auf die Anaerobtechnik, z. B. das anaerobe Schlammbettreaktorverfahren (UASB; siehe z. B. Elmitwalli et al. 2007, Hernández Leal et al. 2010, Elmitwalli und Otterpohl 2011 und Abdel-Shafy et al. 2015) eingegangen wird. Stattdessen wird das MBR-Verfahren als *High-End-Technologie* betrachtet und als Vergleichsbasis für die Bewertung des naturbasierten Bodenfilterverfahrens herangezogen.

Das MBR-Verfahren, das nach DWA-M 227 (2014) auszulegen ist, setzte sich aufgrund langjähriger Erfahrungen und des geringen Raumbedarfes gegenüber dem klassischen Belebungsverfahren zur Grauwasserreinigung durch. Mit Ausnahme des Membranbioreaktorverfahrens wird deshalb auf eine detaillierte Beschreibung gängiger Verfahren zur Grauwasserreinigung (klassische Belebtschlammanlagen, Wirbelbettreaktoren, SBR-Anlagen und Festbettverfahren, wie z. B. Rotationstauchkörperanlagen) verzichtet. Da sich die Bemessung solcher Verfahren in den einschlägigen Regelwerken grundsätzlich auf kommunales Abwasser beschränkt, lassen sich unter Berücksichtigung substratspezifischer Bemessungswerte (vgl. Kapitel 2.4.4) grundlegende Ansätze nur sinngemäß auf die Behandlung von Grauwasser übertragen.

### 2.6.3.2 MBR-Verfahren

Die Membranbelebung ist ein kombiniertes Aufbereitungsverfahren aus einer rein physikalischen Membranfiltration, die das konventionelle Nachklärbecken ersetzt, und dem Belebtschlammverfahren (Rosenwinkel et al. 2000) und wird zur Abwasserreinigung in Deutschland seit über zwei Jahrzehnten eingesetzt (vgl. DWA-M 227 2014). MBR-Anlagen werden vor allem dann angewendet, wenn weitergehende Anforderungen an die Einleitung (z. B. hinsichtlich des Feststoffgehalts oder des Gesamtphosphors) bestehen (Pinnekamp und Friedrich 2006). Die Auslegung eines MBR-Verfahrens erfolgt, so wie beim klassischen Belebtschlammverfahren, nach DWA-A 131 (2016). Die Membraneinheit wird nach DWA-M 227 (2014) bemessen. MBR-Anlagen eignen sich nicht zur Behandlung von kommunalem Abwasser, sondern auch von unterschiedlichen Abwässern, unter anderem industriellen Schmutzwässern oder auch Grauwasser (Rosenwinkel et al. 2015; Gross et al. 2015).

Zum Schlammrückhalt wird beim MBR-Verfahren entweder die Mikrofiltration oder die Ultrafiltration eingesetzt (vgl. DWA-M 227 2014). Bei dem Einsatz enger UF-Membranen können sowohl Feststoffe, als auch Bakterien, Keime, Kolloide, Helmintheneier und zum Teil auch Viren und organische Stoffe zurückgehalten werden (vgl. DWA-M 227 2014). Durch den Entfall des Nachklärbeckens kann zudem ein höherer Feststoffgehalt von bis zu 10 – 15 g/l im biologischen Reaktor gefahren werden als beim klassischen Belebtschlammverfahren (im Regelfall 3–4 g TS/l; vgl. Förstner und Köster 2018), sodass weniger Reaktorraum (in aller

Regel nur 25 – 50 % der Größe des korrespondierenden Belebungsbeckens) benötigt wird (Pinnekamp und Friedrich 2006; DWA-M 227 2014). Nach Sigglow (2011) beläuft sich der Flächenbedarf von MBR-Anlagen zur Reinigung von kommunalem Abwasser auf 0,12 – 0,25 m<sup>2</sup> pro Einwohnerwert (EW), dabei bezieht sich die Fläche auf die Anlagengrundfläche. Für das im Regelfall nährstoffarme Grauwasser kann sich das Erfordernis einer Stickstoffelimination erübrigen, weshalb MBR-Anlagen zur Grauwasserbehandlung noch kleiner ausgelegt werden können als solche zur Reinigung kommunalen Abwassers. Somit verringert sich der Gesamtflächenbedarf im Vergleich zum konventionellen Belebungsverfahren. Da die Membranbelebung gleichzeitig die biologische Reinigung, die Filtration und eine Teildesinfektion umfasst (vgl. Abbildung 2-4), lässt sich abhängig vom erforderlichen Reinigungsgrad des Grauwassers eine nachgeschaltete Hygienisierung mit geminderter Bestrahlungsdosis potenziell umsetzen (vgl. Kapitel 2.6.5).

Dennoch besteht beim MBR-Verfahren ein hoher Vorbehandlungsaufwand, da eine Verstopfung der Membraneinheit im Betrieb verhindert werden muss. Dabei reicht eine als Grobentschlammung ausgeführte Vorklärung im Regelfall nicht aus; vgl. DWA-M 227 2014). Zudem ist eine regelmäßige chemische Reinigung der Membran erforderlich, um Fouling und Scaling, also Ablagerungen organischer und anorganischer Natur auf der Membran, an oder in den Poren entgegenzuwirken; vgl. DWA-M 227 2014). Damit gehen hohe Betriebskosten sowie ein erhöhter Bedarf an elektrischer Energie einher, der gemäß DWA-M 227 (2014) für größere Anlagen mit Mischwassereinfluss üblicherweise bei 0,7 – 1,0 kWh/m<sup>3</sup> liegt (klassische Abwasserreinigung: 0,4 – 0,7 kWh/m<sup>3</sup>; vgl. DWA-M 227 2014). Grund hierfür ist, dass neben dem Energieaufwand für die Belüftung teilweise hohe Drücke aufgewendet werden müssen, um das zu behandelnde Abwasser durch die Membranporen zu führen. Friedler und Hadari (2006) schätzten auf der Grundlage von Herstellerangaben den Energieverbrauch von Membranbioreaktoren zur dezentralen Grauwasserbehandlung auf 1,0 – 1,5 kWh/m<sup>3</sup>. Kleine MBR-Anlagen unter 1000 E können ebenfalls höhere Verbrauchswerte von bis zu 2 kWh/m<sup>3</sup> bzw. 80 – 100 kWh/(E·a) aufweisen (DWA-M 227 2014). Des Weiteren eliminieren MBR-Anlagen organische Spurenstoffe nicht gezielt, allerdings sind MBR-Verfahren in Kombination mit Pulveraktivkohle (PAK) zur Spurenstoffelimination geeignet (z. B. Lipp et al. 2012).

Membranbioreaktoren, die gezielt zur Grauwasserbehandlung eingesetzt werden, erreichen im Regelfall überdurchschnittliche Reinigungsleistungen für die Wasserwiederverwendung. Tabelle 2-6 führt übliche Ablaufwerte und Reinigungsleistungen von MBR-Anlagen zur Grauwasserbehandlung auf.



**Tabelle 2-6:** Typische Ablaufwerte und erzielte Reinigungsleistungen von Membranbioreaktoren zur Grauwasserbehandlung.

	Gross et al. (2015) <sup>(1)</sup>		Boano et al. (2020) <sup>(1)</sup>		Liberman et al. (2016) <sup>(2)</sup>			
	Ablaufwerte in mg/l		Reinigungsleistung in %		Ablaufwerte in mg/l		Reinigungsleistung in %	
	Mittelwert	± Std.-Abw.	Spannweite der Mittelwerte		Spannweite der Mittelwerte		Spannweite der Mittelwerte	
<b>AFS</b>	6,5	± 7,8	100		0		100	
<b>BSB<sub>5</sub></b>	2,1	± 1,7	93 – 97		2,4 – 3,6		97 – 98	
<b>CSB</b>	21	± 10	86 – 99		2,6 – 9,1		97 – 99	
<b>N<sub>ges</sub> bzw. TKN</b>	4,8	± 4,9	52 – 63		-		-	
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	-	-	6 – 72		0,1 – 2,4		86 – 98	
<b>P<sub>ges</sub></b>	2,3	± 1,7	19		-		-	
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	0,8	± 0,1	10 – 40		1,0 – 2,9		-9 – 17	
<b>Anionische Tenside</b>	0,2	± 0,2	-		-		-	
<b>Tenside</b>	-	-	-		0,3 – 2,9		88 – 96	

AFS = Abfiltrierbare Stoffe; BSB<sub>5</sub> = Biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen; CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf; N<sub>ges</sub> = Gesamtstickstoff; TKN = Gesamter Kjeldahl-Stickstoff; NH<sub>4</sub>-N = Ammoniumstickstoff; P<sub>ges</sub> = Gesamtphosphor; PO<sub>4</sub>-P = Phosphatphosphor.

<sup>(1)</sup> Aufgrund der Heterogenität der in Boano et al. (2020) und Gross et al. (2015) zusammengestellten Quellen ist es nicht möglich, den Daten spezifische Betriebsbedingungen zuzuordnen.

<sup>(2)</sup> MBR-Anlage zur Behandlung von überwiegend Duschwasser aus einer Universitätssporthalle; Vorbehandlung: Siebung mit einer Maschenweite von 0,5 mm; Durchsatz: 2100 L/d; getauchtes UF-Modul (38 nm); Membranfläche = 7 m<sup>2</sup>, HRT = 1,5 d.

Tabelle 2-6 verdeutlicht, dass MBR-Anlagen Feststoffentfernungen von bis zu 100 % erreichen können, wobei im Ablauf je nach Art und Betriebsbedingungen doch noch geringe Feststoffkonzentrationen möglich sind (vgl. Tabelle 2-6). Bei der Behandlung von Duschwasser konnten Liberman et al. (2016) unter den in Tabelle 2-6 aufgeführten Betriebsbedingungen AFS zu 100 %, BSB<sub>5</sub> zu 97 – 98 % und CSB zu 97 – 99 % entfernen. Die Elimination von Stickstoff- und Phosphorverbindungen in MBR-Anlagen variiert je nach angestrebter Zielsetzung (Nitrifikation, Denitrifikation und/oder P-Elimination), was zu einer großen Variabilität der Literaturangaben führt (vgl. Tabelle 2-6). Tenside können in MBR-Anlagen ebenfalls effektiv entfernt werden (vgl. Tabelle 2-6). Insgesamt lässt sich festhalten, dass MBR-Anlagen insbesondere dann eingesetzt werden sollen, wenn die Erzeugung von hochwertigem Betriebswasser im Vordergrund steht (vgl. DWA 2015) und/oder das Platzangebot beschränkt ist.

## 2.6.4 Naturnahe Verfahren

### 2.6.4.1 Überblick über naturnahe Verfahren

Naturnahe Verfahren zur Grauwasseraufbereitung können grundsätzlich als naturbasierte Lösungen angesehen werden, weshalb die in Kapitel 2.2 genannten Vorteile, also Regulierung des Wasserhaushalts, Verbesserung des Mikroklimas, Förderung der Biodiversität, Aufwertung des Stadtbildes, Unterstützung der Überflutungsvorsorge etc., generell auf diese

Verfahren übertragbar sind. Dem ästhetischen Erscheinungsbild naturnaher Verfahren kommt dabei eine wesentliche Rolle zu, denn diese Techniken sollten in die umgebende Landschaft integrierbar sein, um die Akzeptanz der Bevölkerung zu steigern (vgl. Boano et al. 2020). Bislang wurden bereits verschiedene naturnahe Verfahren zur Grauwasserreinigung umgesetzt, darunter bepflanzte Bodenfilter, begrünte Dächer und begrünte Wände.

Naturnah gestaltete Abwasserteichanlagen (vgl. DWA-A 201 2005) und „Anlagen mit freier Wasseroberfläche“ (FWS: *Free Water Surface Treatment Wetlands*; vgl. Dittmer 2006) weisen die höchste biologische Vielfalt unter den naturnahen Verfahren auf (vgl. Hsu et al. 2011). Jedoch konnten sie sich in Europa und damit auch in Deutschland nicht durchsetzen (Dunne et al. 2005). FWS-Anlagen sind demnach im deutschen Regelwerk nicht verankert, können aber ebenfalls als naturnahe Verfahren zur Grauwasserbehandlung betrachtet werden. Im Vergleich zu Bodenfilteranlagen bieten diese aufgrund der Abwesenheit eines Filtermediums deutlich weniger Ansiedlungsfläche für die Biofilmbildung und erbringen damit bei gleicher Fläche deutlich niedrigere Reinigungsleistungen (vgl. Dotro et al. 2017). Teichanlagen sind als Hauptstufe generell durch einen sehr hohen Flächenbedarf gekennzeichnet ( $\geq 8 \text{ m}^2/\text{EW}$ ; mit vorgeschaltetem Absetzteich; unbelüftet; EW bezieht sich auf kommunales Abwasser im Trennsystem; vgl. DWA-A 201 2005). Analog weisen FWS-Anlagen einen hohen Flächenbedarf von 5 – 10  $\text{m}^2/\text{EW}$  auf (vgl. Miller 2007) und werden meist entweder nur zur Behandlung von vorgereinigten, schwach belasteten Abwasserströmen oder lediglich zur Nachbehandlung von mechanisch-biologisch aufbereitetem Wasser eingesetzt. Damit sind sie kaum für die urbane Anwendung geeignet (Dotro et al. 2017; Tilley et al. 2014). Demnach werden FWS-Anlagen und Teichanlagen in der vorliegenden Forschungsarbeit nicht weiter diskutiert.

Begrünte Dächer und begrünte Wände dienen ursprünglich Dämm- und ästhetischen Zwecken (Boano et al. 2020). Sie sind, so wie Bodenfilter auch, wesentliche Techniken zur Förderung der biologischen Vielfalt im städtischen Raum (Francis und Lorimer 2011) und bestehen in aller Regel aus einer Dämmschicht, einer wasserundurchlässigen Membran und einer in ein Substrat eingepflanzten Vegetationsschicht (Boano et al. 2020). Die Tiefe dieses Substrats kann je nach Rahmenbedingungen (z. B. Tragfähigkeit des Daches, Art der Vegetation) von 0,05 m bis  $> 1 \text{ m}$  reichen (Oberndorfer et al. 2007), wobei generell höhere Tiefen bessere Reinigungsleistungen erbringen (vgl. Boano et al. 2020). Einige begrünte Dächer können zudem als modifizierte Bodenfilteranlagen angesehen werden (vgl. Boano et al. 2020, Arden und Ma 2018), wobei auch substratlose Sumpfpflanzenmatten bzw. -dächer mögliche Ausführungen darstellen, die jedoch bei deutlich geringeren hydraulischen Flächenbelastungen [z. B. bis max.  $15 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ; vgl. Zehnsdorf et al. 2016] betrieben werden müssen. Der Einsatz bepflanzter Bodenfilter in innerstädtischen Gebieten wurde bislang im Gegensatz zu begrünten Wänden und Dächern durch Mangel an verfügbarem Raum erheblich limitiert, wobei begrünte Dächer und Wände erst seit 2012 zur Abwasserreinigung vorgeschlagen wurden (vgl. Boano et al. 2020). Anders als klassische bepflanzte Bodenfilter lassen sich begrünte Dächer und Wände zur Grauwasserreinigung zwar einfacher in den städtischen Kontext einbinden (vgl. Zehnsdorf et al. 2016, Masi et al. 2016, Boano et al. 2020), gelten aber bislang nicht als zu den a. a. R. d. T. oder dem Stand der Technik gehörend.

Boano et al. (2020) zeigten im Rahmen einer Review-Studie, dass begrünte Dächer und Wände zur Grauwasserreinigung Reinigungsleistungen bis zu 90 – 99 % BSB<sub>5</sub> und CSB erreichen können. Jedoch wird in der Fachliteratur zum Teil ebenfalls eine hohe Variabilität hinsichtlich der Kohlenstoffelimination angegeben (Masi et al. 2016; Prodanovic et al. 2017), was darauf schließen lässt, dass diese Systeme tendenziell weniger robust gegenüber Fracht- und Volumenstromschwankungen sind als konventionelle Bodenfiltersysteme. Im Allgemeinen werden bei begrünten Dächern und Wänden bessere BSB<sub>5</sub>- und CSB-Ablaufwerte bei geringeren hydraulischen Flächenbelastungen als bei erhöhter hydraulischer Beanspruchung beobachtet (vgl. Boano et al. 2020). Hinzu kommt, dass die Keimreduktion mittels begrünter Dächer und Wände zur Grauwasserreinigung sehr unterschiedlich ausfallen kann, und teilweise die Grenzwerte für eine Wasserwiederverwendung nicht eingehalten werden (vgl. z. B. Ramprasad et al. 2017; Prodanovic et al. 2017; Chowdhury und Abaya 2018), was eine Desinfektionsstufe erforderlich machen kann. Die zum Teil schwankenden Qualitäten könnten auf die Anwendung von im Vergleich zum Bodenfilter deutlich kleineren Tiefen der Substratschicht zurückzuführen sein. Des Weiteren kann die hohe Variabilität der Qualitäten durch das Fehlen einheitlicher Bemessungsansätze begründet werden. Ein weiterer Nachteil begrünter Dächer und Wände zur Grauwasseraufbereitung kann bei zu geringer Substrattiefe der Abtrag von Pflanzenwurzeln sein, was die Ablaufqualität beeinträchtigt (vgl. z. B. Zehnsdorf et al. 2016, Fowdar et al. 2017). Insgesamt kann festgehalten werden, dass begrünte Dächer und Wände zwar neue Möglichkeiten für die urbane Aufbereitung von Grauwasser darstellen können, es allerdings der Weiterentwicklung der Verfahren und der Standardisierung von Bemessungsansätzen bedarf, um eine flächendeckende Umsetzung voranzutreiben.

Das Bodenfilterverfahren gilt seit Jahrzehnten als bewährte Technik für die kommunale Abwasserreinigung. Im Jahr 1974 wurde in Liebenburg-Othfresen in Deutschland der weltweit erste großtechnische Bodenfilter zur Behandlung von kommunalem Abwasser implementiert, der als Horizontalfilter ausgeführt wurde (Kickuth 1982; Vymazal 2011). Der Einsatz von Bodenfiltern zur Abwasserbehandlung machte in den 1970er Jahren in Europa und Nordamerika nur langsame Fortschritte (Vymazal 2011). Erst in den frühen 1980er Jahren wurde die Technologie weltweit zunehmend anerkannt (Masi et al. 2018). Dabei trugen Deutschland, Frankreich, Großbritannien, Australien, die USA und weitere Länder zur Verbreitung und Weiterentwicklung des Bodenfilterverfahrens bei (vgl. Vymazal 2011). 1989 brachte die ehemalige Abwassertechnische Vereinigung (ATV) hierzulande das erste europäische nationale Regelwerk für die Auslegung und den Betrieb von Bodenfilteranlagen zur Abwasserbehandlung heraus (vgl. ATV 262 1989; Vymazal 2011). Seit den 1990er Jahren verbreitete sich dann die Bodenfiltertechnologie weltweit. Die Kombination von horizontal und vertikal durchflossenen Bodenfiltern führte zu einer Weiterentwicklung in der weitgehenden Entfernung von Ammonium- und Gesamtstickstoff (Vymazal 2011). Ab den 2000er Jahren erfuhr die Bodenfiltertechnologie ein verstärktes Wachstum (Masi et al. 2018) und findet inzwischen weltweit Anwendung.

Grundsätzlich können Bodenfilteranlagen nach dem Wasserweg differenziert werden. Die weltweit am häufigsten umgesetzten Ausführungen von Bodenfilteranlagen sind horizontal durchströmte Anlagen (Horizontalfilter; HFCW: *Horizontal Flow Constructed Wetland*) und

vertikal durchströmte Anlagen (Vertikalfilter; VFCW: *Vertical Flow Constructed Wetland*) [vgl. Boano et al. (2020)], wobei weitere Konfigurationen von Bodenfiltern und Anlagen mit freier Wasseroberfläche existieren: FWS-Anlagen, begrünte Dächer mit Wasserrecycling (GROW: *Green Roof Water Recycle*), vertikal durchströmte Bodenfilter mit Ablaufrückführung (RVFCW: *Recycled Vertical Flow Constructed Wetland*) sowie kombinierte Systeme hiervon (vgl. Arden und Ma 2018). Des Weiteren werden in Deutschland häufig gedrosselt betriebene, vertikal durchströmte Retentionsbodenfilter (RBF) für die Behandlung von entlastetem Mischwasser sowie von Niederschlagsabflüssen aus Trennsystemen und von Verkehrsflächen eingesetzt (DWA-A 178 2019). Mitunter existieren Weiterentwicklungen des Verfahrens, z. B. RBF mit granulierter Aktivkohle (RBF<sup>plus</sup>), die neben Mischwasserüberläufen auch Kläranlagenablauf bei Trockenwetter weitergehend, also durch die gezielte Reduktion von einigen Spurenstoffen, pathogenen Keimen und Nährstoffen, aufbereiten können (vgl. Brunsch et al. 2020; Ruppelt et al. 2020).

Bodenfilteranlagen sind vielseitig anwendbar, da sie sich nicht nur für kommunales Abwasser, sondern ebenfalls für die Behandlung von landwirtschaftlichen Abflüssen (Vymazal und Březinová 2015), Grauwasser (Boano et al. 2020; Arden und Ma 2018), Deponiesickerwasser (Bakhshodeh et al. 2020), Regenwasserabflüssen (Adyel et al. 2016), Mischwasserentlastungen (Masi et al. 2017), industriellen Abwässern (Vymazal 2014) eignen und darüber hinaus auch bereits erfolgreich als *Polishing*-Stufe, z. B. zur Spurenstoffelimination (Venditti et al. 2022a), eingesetzt wurden.

Bodenfilter bieten nicht nur einen ästhetischen Mehrwert durch die Möglichkeit der Einbindung in die Landschaftsgestaltung, sie fördern außerdem die biologische Vielfalt, erzeugen Kühlung durch Evapotranspiration und gelten als kostengünstige, wartungsarme, leicht zu errichtende und einfach zu betreibende Verfahren zur Abwasserreinigung mit geringem Energiebedarf (Boyjoo et al. 2013; Li et al. 2009; Stefanakis 2019; DWA-A 262 2017). Auch wenn die Vielseitigkeit des Verfahrens des Bodenfilters erfolgversprechend ist, bleibt der relativ hohe, zur Umsetzung erforderliche Flächenbedarf ein großer Nachteil des Verfahrens (Stefanakis et al. 2014), was bislang dessen Einsatz in eng bebauten urbanen Räumen deutlich einschränkte.

Horizontalfilter (mit Dauerstau) werden horizontal durchströmt, wodurch das Filtermedium stets wassergesättigt bleibt. Dabei durchquert das Ab- bzw. Grauwasser das Filtermedium unterhalb der Substratoberfläche horizontal. Ohne aktive bzw. künstliche Belüftung sorgt der Dauerstau für ein anaerobes Milieu im Filter (vgl. DWA-A 262 2017). In Horizontalfiltern ist somit die eingeschränkte Nitrifikation limitierend für eine weitgehende Stickstoffelimination, weshalb bei stickstoffhaltigem Zulauf hohe Konzentrationen von Ammonium im Ablauf auftreten können (Dotro et al. 2017). Gemäß technischem Regelwerk sind einstufige, unbelüftete Horizontalfilter ausschließlich für die Nachbehandlung von gereinigtem Abwasser geeignet. Des Weiteren können sie in Kombination mit einem Vertikalfilter gezielt zur Stickstoffelimination eingesetzt werden (vgl. DWA-A 262 2017). Da in Deutschland die Erfahrung mit unbelüfteten, horizontal durchströmten Filtern als biologische Hauptreinigungsstufe unzureichend ist (vgl. DWA-A 262 2017) und Horizontalfilter nicht gezielt nitrifizieren können, werden sie in dieser Arbeit nicht weiter betrachtet, auch wenn

solche Anlagen bei ausreichendem Gefälle ohne Pumpe betrieben werden können und in abgelegenen Standorten ohne Stromversorgung erfolgreich einsetzbar sind (Dotro et al. 2017).

#### 2.6.4.2 Vertikal durchströmter bewachsener Bodenfilter

Gemäß technischem Regelwerk sind Vertikalfilter mit Sand der Korngröße 0 – 2 mm als Hauptstufe mit 4 m<sup>2</sup>/E zur kommunalen Abwasserreinigung und mit 2 m<sup>2</sup>/E zur Aufbereitung von komplettem Grauwasser auszulegen (vgl. DWA-A 262 2017).

#### Konstruktive Gestaltung

Der klassische Aufbau eines Vertikalfilters und dessen Wasserweg sind schematisch in Abbildung 2-5 dargestellt.

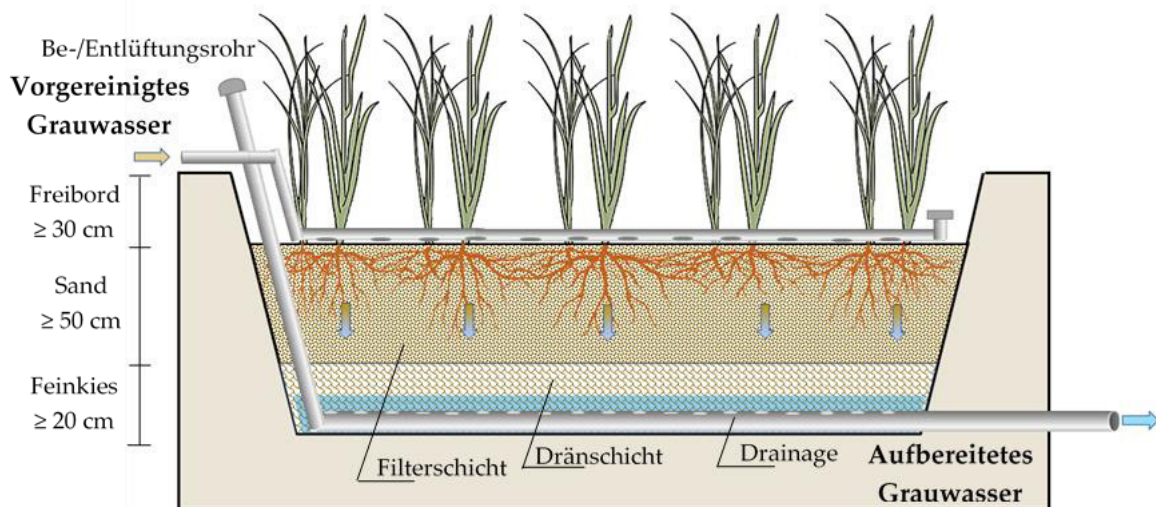


Abbildung 2-5: Schematische Darstellung eines vertikal durchströmten Bodenfilters zur Grauwasserbehandlung.

Quelle: Eigene Darstellung.

Bei Vertikalfiltern umfasst das Einlaufbauwerk normalerweise ein Verteilernetz, das im Regelfall aus gelochten Verteilerrohren (vgl. Abbildung 2-5) oder Pralltellern besteht und das Grauwasser gleichmäßig auf die Filteroberfläche verteilt. Um Verstopfungen der Rohrleitungen zu vermeiden, sollten die kreisförmigen Austrittsöffnungen der Verteilerrohre einen Durchmesser von mehr als 8 mm aufweisen (DWA-A 262 2017). Die perforierten Rohre werden in aller Regel entweder auf Verteilerplatten oder einer Deckschicht platziert, die im Regelfall aus 5 cm kantengerundetem oder gebrochenem mineralischem Material (2 – 8 mm) besteht, um die Filterfläche vor Erosion zu schützen (vgl. DWA-A 262 2017; DWA-A 178 2019). Alternativ kann das Zulaufwasser durch ein Druckrohr von der Sohle des Filters nach oben geführt und auf Prallteller geleitet werden (vgl. z. B. Hasselbach et al. 2011), um dadurch eine gleichmäßige Wasserverteilung sicherzustellen und das Entstehen von Kanälen im Filterbett zu verhindern.

Im Regelfall weisen Vertikalfilter eine obere Filterschicht aus herkömmlichem Flusssand der Korngröße 0 – 2 mm sowie eine untere Dränschicht aus Kies in der Körnung 2 – 8 mm auf (DWA-A 262 2017). Die Beschränkung des Sandkorndurchmessers der Filterschicht auf 0 – 2 mm ermöglicht die Bildung einer organischen Filterschicht auf der Filteroberfläche

(„Schmutzdecke“), sorgt aber gleichzeitig für eine ausreichende hydraulische Durchlässigkeit sowie verbesserte aerobe Bedingungen im Filter, die die Reinigungsprozesse begünstigen. Sandkörner mit einem Durchmesser  $< 63 \mu\text{m}$  können zur Kolmation (Verblockung des Porenraums im Bodenkörper) führen, weshalb der Schlämmerkornanteil auf  $< 2 \text{ Gew.-%}$  begrenzt werden muss (DWA-A 262 2017). Zur Erfüllung dieser Anforderung sollte beispielsweise nur gewaschener Sand bzw. Kiessand eingesetzt werden (LfU-BY 2011). Die wirksame Korngröße  $d_{10}$  (Korndurchmesser, unterhalb dessen 10 % der Körner der Filterschicht nach Gewicht liegen) sollte sich auf 0,2 – 0,4 mm belaufen, damit eine ausreichende Filterwirkung gewährleistet ist (vgl. DWA-A 262 2017). Zusätzlich besteht die Vorgabe eines maximalen Ungleichförmigkeitsgrads  $U$  von 5 ( $d_{60}/d_{10} < 5$ ), dabei ist  $d_{60}$  der Korndurchmesser, unterhalb dessen 60 % der Körner der Filterschicht nach Gewicht liegen. Die Ungleichförmigkeitszahl ist ein Maß für die Steilheit der Körnungs- bzw. Sieblinie und bestimmt unter anderem die Verschlammungsneigung von Böden. Die Einhaltung von  $U < 5$  dient für ein bestimmtes Filtermedium dem Kolmationsschutz und stellt sicher, dass es sich um einen bodenfiltergeeigneten, gleichförmigen bis enggestuften Sand handelt (vgl. DIN EN ISO 14688-2 2020). Durch Verwendung enggestufter Korngemische wird eine homogene Durchsickerung des Bodenkörpers sichergestellt (LfU-BY 2011).

Zusätzlich muss gemäß Regelwerk die Filterstabilität zwischen Filter- und Dränschicht nachgewiesen werden (DWA-A 262 2017). Dies kann durch Anwendung der Filterregel nach Terzaghi erfolgen ( $D_{15}/d_{85} \leq 4$ ; vgl. Terzaghi et al. 1996). Dabei ist  $D_{15}$  der Korndurchmesser, unterhalb dessen 60 % der Körner der Dränschicht nach Gewicht liegen, während  $d_{85}$  der Korngröße entspricht, unterhalb derer 85 % der Körner der Filterschicht nach Gewicht liegen. Die Einhaltung des Kriteriums gewährleistet, dass das Filtermaterial suffosionssicher ist (vgl. DWA-A 262 2017), d. h., dass die Verlagerung von Filterkörnern innerhalb und aus der Filterschicht in die Dränschicht bzw. eine Durchmischung der Schichten verhindert wird.

Gemäß DWA-A 262 (2017) sollte bei Flusssand die Tiefe der Filterschicht  $\geq 50 \text{ cm}$  und die Tiefe der Dränschicht  $\geq 20 \text{ cm}$  betragen. Zusätzlich müssen Bodenfilter mit ausreichendem Freibord von  $\geq 30 \text{ cm}$  (DWA-A 262 2017) ausgeführt werden (vgl. Abbildung 2-5), um bei Beschickung eine vorübergehende Pfützenbildung (Ausbildung einer Wassersäule an der Filteroberfläche) zu gestatten sowie Niederschläge sicher aufzufangen (Stefanakis et al. 2014). In der internationalen Fachliteratur finden sich Abweichungen von diesen Vorgaben. Gemäß Stefanakis et al. (2014) ist eine Mindesthöhe des Freibords von 15 – 20 cm empfehlenswert. Tiefen der Filterschicht sind bereits ab 40 cm üblich, während die Dränschicht typischerweise 10 – 20 cm tief sein sollte (Stefanakis et al. 2014).

Die Drainage sollte mit einem minimalen Gefälle von bis zu 2 % ausgeführt werden. Normalerweise genügt jedoch bei ausreichender Intervallzeit zwischen Beschickungen ein Gefälle von 1 %, um eine vollständige Entleerung des Filters zu gewährleisten (Stefanakis et al. 2014). Dadurch wird die Sammlung des gereinigten Wassers unterstützt und der Sauerstofftransfer innerhalb des Filterbetts verbessert, was die biologische Reinigung fördert. Die Anbringung von vertikalen Be-/Entlüftungsrohren, die mit den Dränrohren verbunden sind (vgl. Abbildung 2-5), ermöglicht eine Verbindung der tiefsten Schichten des Vertikalfilters mit der Atmosphäre, wodurch bei Beschickung frische Luft in den Filter gesogen wird (vgl. z. B. Brix und Arias 2005; Stefanakis und Tsihrintzis 2012a).

## **Filtermaterialien und -eigenschaften**

Als Filtermedien können im Bodenfilter zahlreiche Materialien wie Sand, Kies, Lavasand, Kalkstein, Steine, Erde, Mineralien, Zeolith, Bauxit, Dolomit, marine Sedimente, Austernschalen, Muschelsand, zerkleinerter Marmor, Baumrinde, Aktivkohle, Bio- bzw. Pflanzenkohle, Vermiculit, Blähton, Blähschiefer, Flugasche, Schlacke etc. Anwendung finden (vgl. Ballantine und Tanner 2010; Bruch et al. 2011b; Vohla et al. 2011; Stefanakis et al. 2014; Abedi und Mojiri 2019). Wichtig ist, dass das Filtersubstrat lokal verfügbar und bezahlbar ist und die Anforderungen an das Filtermedium nach DWA-A 262 (2017) eingehalten werden. Meist besteht die Filterschicht bei Vertikalfiltern aus herkömmlichem, fluviatilem Sand (Stefanakis et al. 2014). Dieser ist nahezu überall verfügbar und kostengünstig. In Bezug auf Sande und Kiessande liegt bereits genügend Praxiserfahrung vor. Nach Stefanakis et al. (2014) zeichnen sich konventionelle Sande und Kiessande durch eine Reihe von Vorteilen aus: Sie unterstützen das Wachstum der Makrophyten, festigen im Zusammenspiel mit den Pflanzenwurzeln das Filterbett, erzeugen eine Filterwirkung, stellen bei fachgerechter Auslegung eine hohe hydraulische Durchlässigkeit sicher, wodurch das Kolmationsrisiko gemindert wird, erhöhen die Reinigungsleistung im Filter als Senke für verschiedene biotische und abiotische Schadstoffe, bieten Ansiedlungsfläche für die Biofilmbildung, unterstützen verschiedene Umwandlungs- und Abbauprozesse, die durch den Einsatz kombinierter, spezieller Filtermaterialien weiter gefördert werden können (Zeolith, Bauxit usw.; vgl. Stefanakis und Tsihrintzis 2012b).

Im Fokus der Forschung stehen vermehrt Filtermaterialien, die sich zur Phosphorelimination eignen (z. B. Kalkstein, Schlacke, Muschelsand, Lavasand; vgl. z. B. Ballantine und Tanner 2010, Vohla et al. 2011, Alewell et al. 2021). Grund hierfür ist, dass Vertikalfilter mit herkömmlichem Flusssand als Filterschicht unzureichend  $P_{ges}$  entfernen, was vor allem auf die kurze Kontaktzeit zwischen Abwasser und porösem Medium (Brix und Arias, 2005; Stefanakis und Tsihrintzis, 2012a) sowie die geringe spezifische Oberfläche von Rheinsand (vgl. z. B. Bruch et al. 2011b) zurückzuführen ist. Gleichzeitig gelten immer strenger werdende Anforderungen an die Phosphorelimination, sodass die von Abwasseranlagen ausgehende  $P_{ges}$ -Emissionen aus Gründen des Umweltschutzes weiter verringert werden müssen. Demnach müssen Möglichkeiten zur chemikalien- und energiesparenden Reduktion der Phosphorkonzentrationen im Ablauf von Kläranlagen gefunden werden (Münch et al. 2020). Dies betrifft auch Anlagen zur Grauwasserbehandlung. Filtermaterialien zur Entfernung von Phosphor können vor allem natürliche calcium- oder eisenreiche Sande oder alternative Filtermedien mit hoher P-Bindungskapazität umfassen (Arias und Brix 2005), z. B. Substrate mit hohem Eisen- und Aluminiumhydroxidgehalten (Fehr et al. 2003). Des Weiteren können herkömmliche Flusssande mit sorptionsfähigen Materialien wie z. B. granulierter Hochofenschlacke, Wasserwerkskiesen aus der Enteisung, Recyclingmaterialien oder Lavasanden vermischt und als Filtermedien verbaut werden (Tränckner et al. 2016). Eine weitere Möglichkeit bildet die Nutzung von Anthrazitkohle, die im Regelfall in der Trinkwasseraufbereitung zur Entfernung organischer Stoffe eingesetzt wird (vgl. DWA 2019). Wu et al. (2011) untersuchten im Labormaßstab die Phosphorelimination in unbepflanzten Vertikalfiltern mit Anthrazitkohle oder Schlacke als Filterschicht (90 cm) bei der Behandlung

von schwach belastetem Abwasser [ $P_{\text{ges}} = 1,3 \pm 0,9 \text{ mg/l}$ ;  $P_{\text{gelöst}} = 0,9 \pm 0,7 \text{ mg/l}$ ; davon gelöster reaktiver Phosphor (GRP) =  $0,7 \pm 0,5 \text{ mg/l}$ ]. Im Anthrazitkohlefilter wurde in einem Zeitraum von 783 Tagen  $P_{\text{ges}}$  zu  $77,2 \pm 23,3 \%$  und GRP zu  $92,1 \pm 12,6 \%$  entfernt, was zeigt, dass durch die Nutzung von Anthrazitkohle eine langfristig hohe P-Reinigungsleistung durch Adsorption erreicht werden kann, wobei Rückhalte- und Filtrationsprozesse ebenfalls zur  $P_{\text{ges}}$ -Elimination beitragen können. Auch Zhang et al. (2007) stellten fest, dass sich Bodenfilter mit Anthrazitkohle als Filterschicht nicht nur zur verbesserten Entfernung von organischem Kohlenstoff eignen, aber ebenfalls  $P_{\text{ges}}$ -Eliminationen von über 60 % erreichten. Des Weiteren befassen sich derzeitige Forschungen vermehrt mit Filtermaterialien, die eine verbesserte Eliminationsleistung für organische Mikroschadstoffe erbringen können (vgl. z. B. Brunhoferova et al. 2022a).

Verschiedene Eigenschaften des Filtermaterials (z. B. mineralogische Zusammensetzung, Wasserbindungsvermögen, wirksame Korngröße, Kornform, Korngrößenverteilung, Porosität, Ungleichförmigkeitsgrad, bindige Anteile, BET-Oberfläche, Anionen- und Kationenaustauschkapazität, Durchlässigkeitsbeiwert) haben Einfluss auf die Reinigungsleistung und bestimmen die Permeabilität im Bodenfilter mit, weshalb der Wahl des Filtermaterials eine große Bedeutung zukommt.

Die Korngrößenverteilung, die Porosität und die Kornform bestimmen das Porenvolumen des Filters und beeinflussen damit die hydraulische Durchlässigkeit im Bodenkörper. Der Durchlässigkeitsbeiwert ergibt sich aus der Korngrößenverteilung des verwendeten Filtermaterials (vgl. DWA-A 262 2017) und kann nach Gleichung ( 2 ) ermittelt werden. Der anzustrebende Durchlässigkeitsbeiwert  $k_{fA}$  der Filterschicht bei Vertikalfiltern mit Sand (0 – 2 mm) sollte bei  $\approx 10^{-4} \text{ m/s}$  bzw. mit Lavasand (0 – 4 mm) bei  $(0,4 - 8) \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$  liegen (DWA-A 262 2017).

$$k_{fA} = \frac{(d_{10})^2}{100} \quad (2)$$

dabei ist  $k_{fA}$  der Durchlässigkeitsbeiwert in m/s und  $d_{10}$  die wirksame Korngröße in mm, unterhalb derer 10 % der Körner nach Gewicht liegen.

Die BET-Oberfläche ist die spezifische Oberfläche eines porösen Festkörpers in  $\text{m}^2/\text{g}$ , die nach der BET-Methode bestimmt wird; BET steht dabei für die Nachnamen der Entwickler: Brunauer, Emmett und Teller (vgl. Brunauer et al. 1938). Bruch et al. (2014) zeigten, dass die BET-Oberfläche direkten Einfluss auf Sorptionsvorgänge im Bodenfilter und damit auf die Reinigungsleistung nimmt. Aufgrund verbesserter Adsorption im Filter bewirken höhere BET-Oberflächen bei vergleichbarem Verteilersystem und vergleichbarer Betriebsführung bessere Reinigungsleistungen, wobei die mineralogische Zusammensetzung des Filtermediums (z. B. Vorhandensein von natürlichen Zeolithen), die Art des Einlauf- und Verteilerbauwerks (Prallteller vs. gelochte Rohre) und die Flächenbelastung die Reinigungsleistung in höherem Maße beeinflussen können (vgl. Bruch et al. 2014).

Filtermaterialien mit hohen Kationenaustauschkapazitäten (KAK) werden überwiegend dann eingesetzt, wenn die Entfernung von Ammoniumstickstoff im Vordergrund steht, etwa bei der Behandlung von stickstoffhaltigen Abwässern. Beispiele für solche Filtermedien sind z. B. natürliche oder modifizierte Zeolithe (vgl. Stefanakis et al. 2014, Wang et al. 2020a), die



aufgrund der hohen KAK und der hohen spezifischen Oberfläche in der Wasser- und Abwasserreinigung häufig zur Adsorption eingesetzt werden (Wang und Peng 2010; Wang et al. 2020b), oder auch zeolithhaltige Sande (vgl. Bruch et al. 2011b). Zeolithe bestehen aus  $\text{AlO}_4$ - und  $\text{SiO}_4$ -Tetraedern, die über Sauerstoffatome miteinander verbunden sind. Nach Margeta et al. (2013) sind natürliche Zeolithe in aller Regel anderen Kationenaustauschern überlegen, wie organischen Harzen, denn sie weisen eine hohe Selektivität für verschiedene Kationen auf und setzen ungiftige austauschbare Kationen, wie etwa  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$ , in die Umwelt frei. Zeolithe wurden bereits mehrfach zur Verbesserung der Ammoniumstickstoffelimination als Filtermedium in Bodenfiltern verbaut (vgl. z. B. Yalcuk et al. 2010, Huang et al. 2013, Wang et al. 2020a) und können prinzipiell auch zur Entfernung von Spurenstoffen (z. B. Brunhoferova et al. 2021) und Antibiotikaresistenzen (z. B. Du et al. 2020) eingesetzt werden.

### **Bepflanzung**

Die Wahl der Bepflanzung muss im Sinne eines einwandfreien Betriebes des Bodenfilters verschiedene Kriterien erfüllen. Die Makrophyten sollten käuflich verfügbar, an das lokale Klima angepasst und gleichzeitig tolerant gegenüber Abwasserinhaltsstoffen, Fracht- und hydraulischen Stößen sowie Schwankungen der Wassersättigung sein (vgl. Stefanakis et al. 2014). In Europa setzten sich vor allem gewöhnliche Schilfrohre (*Phragmites australis* bzw. *Phragmites communis*) als rhizombildende und tiefwurzelnende Röhrichtpflanzen (Helophyten) durch, wobei auch weitere Pflanzen mit vergleichbaren Eigenschaften, wie z. B. breitblättrige Rohrkolben (*Typha latifolia*), Seggen (*Carex spp.*), Schwertlilie (*Iris pseudacorus*) und Korbweide (*Salix viminalis*), häufig eingesetzt werden (DWA-A 262 2017; Obarska-Pempkowiak et al. 2015; DWA-A 178 2019; Stefanakis et al. 2014). Weitere Pflanzenarten, die in Vertikalfiltern oft Einsatz finden, können Stefanakis et al. (2014) entnommen werden.

Wenn auch im Regelfall die direkte Aufnahme in die Pflanzenbiomasse keinen wesentlichen Beitrag zur Nährstoffelimination (vgl. z. B. Stefanakis et al. 2014; Obarska-Pempkowiak et al. 2015; Dotro et al. 2017) oder zur Elimination von organischem Kohlenstoff leistet (vgl. Stottmeister et al. 2003), bietet die Bepflanzung zahlreiche Vorteile für das Gesamtsystem. Durch das Vorhandensein von Pflanzen sind Bodenfilteranlagen als naturbasierte Lösungen anzusehen, die eine Reihe von Vorteilen, wie z. B. Regulierung des Wasserhaushalts, Verbesserung des Mikroklimas, Förderung der Biodiversität und Aufwertung des Stadtbildes (*P. australis* kann 4 m Höhe erreichen; vgl. Stefanakis et al. 2014), mit sich bringen (vgl. Kapitel 2.2). Die Bepflanzung (Schilfrohre, Rhizome und weitreichendes Wurzelsystem) trägt ebenfalls zur Fixierung bzw. Stabilität des Filtermediums bei (Stefanakis et al. 2014). Ferner lockert die Hin- und Herbewegung der den Witterungsbedingungen ausgesetzten Makrophyten das Filtersubstrat auf, was zur Bildung von Rissen führt und durch das wiederholte Aufbrechen der sich bildenden „Schmutzdecke“ dem Kolmationsrisiko entgegenwirkt und gleichzeitig die hydraulische Durchlässigkeit des Filters aufrechterhält (Stefanakis et al. 2014; DWA-A 178 2019). Dadurch wird die passive Belüftung des Filters gefördert (Dotro et al. 2017). Die Ausbildung einer Sekundärfilterschicht auf der Filteroberfläche resultiert aus zurückgehaltenen Feststoffen aus dem Bodenfilterzulauf und kann unter Umständen zur Verstopfung führen. Denn zu kleine Partikel für den Rückhalt im Filterkörper können dennoch groß genug sein, um in Verengungen des Filterkuchens

festgehalten zu werden, und so Verstopfungen verursachen (Hubbe et al. 2009). Die Vorgänge, die den Kolmationsprozess begünstigen, sind aber in gewissem Umfang erwünscht, da sie die Filterwirkung deutlich fördern (Petitjean et al. 2016; Dittmer 2006). Hinzu kommt, dass das weitreichende Wurzelwerk die Strömung im Filter vergleichmäßigt und die Gefahr eines hydraulischen Kurzschlusses verringert (Dotro et al. 2017). Dabei verbessert sich die Kontaktzeit zwischen Abwasser und Substrat, was die Reinigung fördert (Stefanakis et al. 2014). Schilfpflanzen können zudem bei ausreichender Beschickungshäufigkeit Beipflanzen bzw. Fremdbewuchs (z. B. Ampfer, Brennnessel) gut verdrängen (DWA-A 262 2017; DWA-A 178 2019).

Das Wurzelsystem bietet zusätzliche Ansiedlungsfläche für mikrobielle Biofilme, was mit einer deutlichen Erhöhung der mikrobiologischen Aktivität pro Flächeneinheit im Vergleich zu offenen Wassersystemen, wie z. B. Teichanlagen und FWS-Anlagen, einhergeht (Dotro et al. 2017; Stefanakis et al. 2014). Die meisten Studien sind zwar auf Bakterien fokussiert, Pilze stellen jedoch ebenfalls eine wichtige Gruppe von Mikroorganismen dar, die symbiotische Beziehungen zu vielen Bodenfilterpflanzen bilden (Calheiros et al. 2019; Smith und Read 2008). Aerobe arbuskuläre Mykorrhiza-Pilze besiedeln hauptsächlich die obersten zehn Zentimeter der Bodenschicht bzw. den Wurzelbereich (Truu et al. 2009) und können die Effizienz der Nährstoffaufnahme in die Pflanzenbiomasse erhöhen. Umgekehrt wird durch die Pflanzen Kohlenstoff in die Rhizosphäre umgelagert und den Mikroorganismen bereitgestellt. Beispielsweise eignet sich gemäß Fester (2013) ein von Pilzen besiedelter Bodenfilter für die Phytoremediation von mit Benzol, Methyl-tert-butylether und Ammoniak kontaminiertem Grundwasser. Brunhoferova et al. (2022b) postulierten, dass Pilze, die an den Wurzeln der Makrophyten angesiedelt sind, zur Entfernung von Mikroschadstoffen beitragen können.

Des Weiteren wird die Sauerstofftransferrate im Bodenfilter aufgrund der Absorption des atmosphärischen Sauerstoffs durch die Pflanzenblätter und dessen Freisetzung durch die Wurzeln in die tieferen Tiefen verbessert (Stefanakis et al. 2014). Neben Sauerstoff scheiden Pflanzenwurzeln zahlreiche organische Bestandteile bzw. Pflanzenexsudate (Säuren, Zucker, Vitamine etc.) aus, die bislang nur zum Teil identifiziert wurden. Hierdurch können mikrobielle Prozesse prinzipiell begünstigt werden, wobei das Ausmaß dieses Effektes bislang nicht bekannt ist (Dotro et al. 2017; Stefanakis et al. 2014). Des Weiteren trägt die Bepflanzung in geringem Umfang zur Nährstoffaufnahme bei, was die Reinigung des Abwassers fördert (vgl. Stefanakis et al. 2014). Nach Cooper (2009) besteht die Hauptrolle der Bepflanzung darin, den Bodenkörper vor Verstopfung zu schützen und so die hydraulische Durchlässigkeit über mehrere Jahre hinweg aufrechtzuerhalten. Zudem können die oberirdischen, abgestorbenen Pflanzenteile bei ausbleibender Ernte im Winter auf der Oberfläche des Filters als Schutzschicht gegen Frost dienen (Stefanakis et al. 2014; Dittmer 2006). Dies unterstützt den Aufbau einer Sekundärfilterschicht, solange die Bodenfilteroberfläche regelmäßig trockenfällt, um eine ausreichende Mineralisierung der organischen Feststoffe zu gewährleisten (DWA-A 178 2019). Jedoch sollte eine geregelte Ernte der abgestorbenen Pflanzenbiomasse erfolgen, z. B. im Frühjahr, um das Kolmationsrisiko zu minimieren. Üblicherweise sind 5 – 15 % des pflanzlichen Detritus, also der Pflanzenrückstände, weitgehend inert (Kadlec und Wallace

2009), was in der Tatsache begründet liegt, dass Ester im Pflanzengewebe dem mikrobiologischen Abbau standhalten können (Tanner et al. 1998).

Nachteilig ist, dass die Bepflanzung die Investitionskosten einer Bodenfilteranlage erhöht. Zudem führt die Ernte der abgestorbenen Pflanzenbiomasse zu einem zusätzlichen Wartungsaufwand, der mit laufenden Kosten verbunden ist. Eine zu hohe Pflanzdichte oder ein zu starker Zuwachs an Biomasse kann bei einigen Pflanzenarten zur Kolmation führen, da das Vorhandensein eines dichten Wurzelsystems die hydraulischen Eigenschaften des Substrats negativ beeinflusst (vgl. Stefanakis et al. 2014, LfU-BY 2011). Generell sind jedoch die Vorteile einer Bepflanzung den Nachteilen deutlich überlegen.

## **Betrieb**

Vertikal durchströmte Bodenfilter werden intermittierend beschickt, dabei wird das Abwasser mittels Pumpen mehrmals täglich auf die Filteroberfläche gefördert. Die Anzahl der Beschickungsereignisse am Tag reicht in der Fachliteratur üblicherweise von drei bis 12 (vgl. Stefanakis et al. 2014), wobei sie nach deutschem Regelwerk (vgl. DWA-A 262 2017) auf  $\leq 4$  Beschickungen am Tag <sup>(1)</sup> und nach österreichischer Norm (vgl. ÖNORM B 2505 2005) auf 4 – 8 Beschickungen am Tag <sup>(2)</sup> beschränkt ist, um eine weitgehende Entleerung des Filterkörpers zwischen zwei Beschickungsvorgängen zu gewährleisten. Die Intervallbeschickung fördert nicht nur die biologische Reinigung im Filter (vgl. Stefanakis et al. 2014; DWA-A 262 2017), sie ermöglicht bei ausreichender Zeit eine Mineralisierung der Schmutzdecke, was der Kolmationsgefahr entgegenwirkt (Knowles et al. 2011). Des Weiteren muss zur Vergleichmäßigung der Filterbeaufschlagung und zum verbesserten Sauerstoffeintrag in das Filtermedium die gesamte Filterfläche bei Beschickung geflutet werden, was eine sehr kurze Beschickungszeitspanne erforderlich macht. Nur damit kann unmittelbar nach der Beschickung die erforderliche Pfützenbildung mit einer Höhe von im Regelfall 3 – 5 cm (entspricht 30 – 50 L/m<sup>2</sup>; vgl. Stefanakis et al. 2014) bzw.  $\geq 10$  – 20 L/m<sup>2</sup> (1 – 2 cm; vgl. DWA-A 262 2017) auf der Oberfläche des Filters sichergestellt werden. Das sich auf der Filterfläche ansammelnde Wasser dringt dann in das poröse Filtermedium ein und durchströmt es langsam durch die Schwerkraft vertikal, wo es mittels eines Dränsystems aufgefangen und gesammelt wird (Stefanakis et al. 2014; Dotro et al. 2017). Bei Beschickung wird die im porösen Filtermedium eingefangene Luft verdrängt und in der Folge frische Luft in die tieferen Schichten nachgesogen (Stefanakis et al. 2014). Hierdurch ergeben sich große Sauerstofftransferaten (Langergraber 2008). DWA-A 262 (2017) empfiehlt, die Filterfläche in mehrere einzeln beschickbare Teilflächen aufzuteilen, sodass sich eine Teilfläche immer in Ruhephase (für sieben Tage) befindet.

Die Hydraulik von Vertikalfiltern kann anders als bei Horizontalfiltern nicht als Kombination aus in Reihe geschalteten, volldurchmischten Ausschwemmreaktoren (CSTR) und

---

<sup>(1)</sup> Berechnet anhand der Vorgabe „mittlere Mindestzeit zwischen den Intervallbeschickungen  $\geq 6$  h“ für Vertikalfilter mit Sand (0 – 2 mm) als biologische Hauptstufe in kommunalen Kläranlagen [vgl. (DWA-A 262 2017)].

<sup>(2)</sup> Berechnet anhand der Vorgabe „Zeit zwischen den Intervallbeschickungen 3 – 6 h“ für Vertikalfilter mit Sand (0,06 – 4 mm) als biologische Hauptstufe in kommunalen Kläranlagen (ÖNORM B 2505 2005).

Pfropfenströmungsreaktoren (PFR) beschrieben werden, da vertikal durchflossene Filter meist nicht wassergesättigt betrieben werden. Die meisten Modelle, die die Kinetik von Vertikalfiltern abbilden, basieren demnach auf dem von van Genuchten und Alves (1982) entwickelten Modell, das eine eindimensionale Strömung bzw. den Konvektions-Diffusions-Stofftransport unter ungesättigten und gesättigten Bedingungen beschreibt (Langergraber 2008). Im Gegensatz zu Horizontalfiltern sind bei Vertikalfiltern aufgrund der intermittierenden Beschickung stets Pumpen zur Förderung des Abwassers erforderlich. Der damit einhergehende Bedarf an elektrischer Energie kann dennoch im Vergleich zu anderen technischen Verfahren (wie z. B. MBR-Verfahren, vgl. Kapitel 2.6.3) mit  $< 0,1 \text{ kWh/m}^3$  (Kadlec und Wallace 2009) als sehr gering angenommen werden. Aktiv belüftete Vertikalfilter (*Intensified Wetlands*), die gemäß DWA-A 262 (2017) mit einer Korngröße 8 – 16 mm auszuführen sind, werden hingegen mit aktiver Belüftung ausgeführt und eingestaut betrieben. Dabei wird die Reinigungsleistung durch die künstliche Zufuhr von Luftsauerstoff an der Sohle des Filters mittels Kompressoren gewährleistet (DWA-A 262 2017). Hier können sich aufgrund des Einsatzes von Luftkompressoren Energieverbrauchswerte von  $0,16 - 0,49 \text{ kWh/m}^3$  ergeben (vgl. Austin und Nivala 2009, Kadlec und Wallace 2009).

### **Reinigungsmechanismen, Reinigungsleistung und Ablaufqualität**

Die Reinigung im Bodenfilter beruht auf Wechselwirkungen zwischen Wasser, Filtermedien, Vegetation, „Schmutzdecke“ und Mikroorganismen bzw. dem Zusammenwirken physikalischer, chemischer und biologischer Vorgänge. Diese umfassen Adsorption, Filtration, Fällung, mikrobiologische Prozesse durch Bakterien im Wurzelbereich und auf dem Filtermaterial sowie Aufnahme in die Pflanzenbiomasse (DWA-A 262 2017). Tabelle 2-7 gibt einen Überblick über die zeitgleich ablaufenden Reinigungsmechanismen in bepflanzten Vertikalfiltern.

Während das Grauwasser die „Schmutzdecke“ und den Bodenkörper passiert, findet abhängig von der Porosität und Korngrößenverteilung des Filtermaterials sowie der Partikelgröße eine Filtration statt. Dabei können vor allem Schweb- und Feststoffe, darunter partikuläre organische Stoffe, die durch die Vorbehandlung nicht entfernt werden, sowie pathogene Keime zurückgehalten werden (vgl. Tabelle 2-7). Dabei werden Schwebeteilchen und feste Partikel oxidiert und hydrolysiert (vgl. Tabelle 2-7). Inhaltsstoffe können dabei als Humus im Boden angereichert werden. Im Intervall zwischen zwei Beschickungen erfolgt die Mineralisierung der Schmutzdecke, was das Risiko einer Kolmation verringert (Knowles et al. 2011).

Des Weiteren finden Sorptionsvorgänge im Filtermedium statt, wodurch vor allem Phosphorverbindungen, aber auch bestimmte Mikroschadstoffe und Krankheitserreger entfernt werden können (vgl. Tabelle 2-7). Auch der Einsatz von Zeolithen (vgl. z. B. Yalcuk et al. 2010, Huang et al. 2013, Wang et al. 2020a) kann die Nitrifikation bzw. Elimination von Ammoniumstickstoff mittels Ionenaustausch fördern. Die  $P_{\text{ges}}$ -Reinigungsleistung ist stark abhängig von der Art des Filtermediums. Im Allgemeinen gilt, dass der Phosphorrückhalt im Bodenfilter ein endlicher Prozess ist und bei herkömmlichen Sanden mit fortschreitender Zeit deutlich abnimmt. Jedoch kann, wie bereits ausgeführt, auf Filtermedien mit höherem P-

Sorptionsvermögen zurückgegriffen werden, um den P-Rückhalt im Bodenkörper zu fördern. Zusätzlich kann  $P_{ges}$  im Bodenkörper unter anderem über Fällung, z. B. mit calcium- oder eisenhaltigem Material, und teilweise über den Einbau in die Pflanzenbiomasse und anschließende Ernte eliminiert werden (vgl. Tabelle 2-7). Es besteht zudem Konsens (vgl. Stefanakis et al. 2014; Dotro et al. 2017; DWA-A 262 2017), dass Mikroorganismen, die im Wurzelbereich der Pflanzen und im Filtermedium angesiedelt sind, die wesentliche Reinigungsleistung liefern. Dabei werden durch die angesiedelte Biozönose organische Inhaltsstoffe mikrobiologisch abgebaut bzw. veratmet.

**Tabelle 2-7:** Wesentliche Reinigungsmechanismen in bepflanzten, vertikal durchströmten Bodenfiltern.

<b>Abwasserinhaltsstoffe</b>	<b>Maßgebende Reinigungsmechanismen</b>
<b>Schweb- und Feststoffe</b>	Sedimentation, Filtration, Hydrolyse, mikrobiologischer Abbau
<b>Organische Substanz</b>	Filtration, Sedimentation, Oxidation, Hydrolyse, Aufnahme durch Bakterien, mikrobiologischer Abbau (aerob und anaerob)
<b>Stickstoff</b>	Filtration, Verflüchtigung, Ionenaustausch, Ammonifikation, Nitrifikation/ungezielte Denitrifikation, Aufnahme durch Bakterien, Einbau in Pflanzenbiomasse/Ernte
<b>Phosphor</b>	Filtration, Adsorption, Fällung, Aufnahme durch Bakterien, Einbau in die Pflanzenbiomasse/Ernte
<b>Pathogene Keime</b>	Filtration, Sedimentation, Abbau durch ultraviolettes Licht, Adsorption, natürliches Absterben, Prädation (Protozoen, Metazoen)
<b>Schwermetalle</b>	Sedimentation, Adsorption, Fällung, Phytodegradation, Phytovolatilisation, Einbau in Pflanzenbiomasse/Ernte

Quelle: Modifiziert übernommen aus Dotro et al. (2017) und Stefanakis et al. (2014).

Zusätzlich nehmen auch Pflanzen in geringem Umfang über ihre Wurzeln Nährstoffe auf, die sie zum Aufbau ihrer Biomasse benötigen (Stefanakis et al. 2014). Die aeroben Milieubedingungen in Vertikalfiltern lassen eine weitgehende Nitrifikation zu, wodurch Ammoniumstickstoff eliminiert wird, schränken jedoch gleichzeitig den Prozess der Denitrifikation deutlich ein. Damit ist die Stickstoffentfernung in einem einstufigen Vertikalfilter auf maximal etwa 20–30 % begrenzt (Dotro et al. 2017), weshalb eine Stickstoffelimination in vertikal durchströmten Bodenfiltern nicht oder nur ungezielt stattfindet. Eine verbesserte Elimination von  $NH_4-N$  kann hingegen durch den Einsatz von Zeolithen mittels Ionenaustausch (vgl. Wang et al. 2020a) erfolgen. Vor allem im Winter können niedrige Wassertemperaturen erreicht werden, die ggf. eine Nitrifikation im Bodenfilter zum Teil einschränken. Generell sind aber nach DWA-A 262 (2017) ausgelegte vertikal durchströmte Bodenfilter bei Ablauftemperaturen von  $\geq 12$  °C neben dem Kohlenstoffabbau auch für eine weitergehende Nitrifikation ( $NH_4-N < 10$  mg/l) geeignet. Dabei lässt sich der Wirkungsgrad der Nitrifikation auf 85–90 % (bezogen auf TKN) veranschlagen. Bei Grauwasser, das typischerweise nährstoffarm ist, sind geringe  $NH_4-N$ -Konzentrationen im Ablauf des Vertikalfilters zu verzeichnen (vgl. Kapitel 2.4.2). Damit weist

das behandelte Wasser geringe Ammoniumstickstoffkonzentrationen auf, kann aber nennenswerte Konzentrationen von Nitratstickstoff enthalten. Diese können bei Versickerungsmaßnahmen das Grundwasser gefährden (vgl. Kapitel 2.5.2). Eine verbesserte Stickstoffelimination über die Denitrifikation kann zum Teil durch die Implementierung verschiedener betrieblicher und/oder baulicher Strategien erreicht werden: (1) Rückführung des nitratreichen Ablaufs des Vertikalfilters in die mechanische Reinigungsstufe (z. B. Sedimentationstank) [vgl. z. B. Arias et al. 2005, DWA-A 262 2017], (2) zweistufiges Bodenfiltersystem aus vorgeschaltetem Horizontalfilter und Vertikalfilter mit Rückführung des nitratreichen Ablaufes (z. B. Vymazal 2005; Vymazal 2007), (3) zweistufiges Vertikalfiltersystem ohne Ablaufrezirkulation [1. Stufe mit Wassersättigung der Dränschicht in Verbindung mit größerem Sand als Filterschicht (z. B. 2 – 3 mm), damit leicht abbaubarer Kohlenstoff den eingestauten Dränbereich erreicht; 2. Stufe mit feinerem Filtersand (z. B. 0 – 4 mm); vgl. z. B. Langergraber et al. 2011]. Grundsätzlich kann eine gezielte Denitrifikation in der Dränschicht eines Vertikalfilters nur dann herbeigeführt werden, wenn eine Wassersättigung in Kombination mit größerem Sand als Filterschicht (z. B. 1 – 4 mm) angestrebt wird. Dies ermöglicht, dass ausreichend leicht abbaubarer Kohlenstoff in die angestaute Dränschicht gelangt. Der Einsatz von größerem Sand erfordert aber meist eine Nachbehandlung, die z. B. als Vertikalfilter mit feinerem Sand als Filterschicht ausgeführt werden kann. Wenn Sand feinerer Korngröße (z. B. 0 – 2 mm) als Filterschicht der 1. Stufe verbaut wird, ist die organische Substanz aus dem Zulauf bereits abgebaut und steht in der eingestauten Dränschicht nicht mehr für die Denitrifikation zur Verfügung (vgl. Dotro et al. 2017).

Eine Nährstoffelimination über die Aufnahme in die Pflanzenbiomasse und anschließende Ernte des Pflanzenbewuchses ist bei vertikal durchströmten Bodenfiltern im Regelfall von untergeordneter Bedeutung und macht für Stickstoff im Allgemeinen nur 4 – 5 % der dem Vertikalfilter zugeführten N-Fracht aus (Stefanakis et al. 2014). Makrophyten können Nährstoffe in ihrem Gewebe speichern, wobei die Stickstoffaufnahme je nach Makrophytentyp 0,2 – 0,8 g N/(m<sup>2</sup>·d) beträgt (Vymazal 2007). Dennoch können die gespeicherten Nährstoffe nur in geringerem Maße durch regelmäßiges Ernten der oberirdischen Biomasse entfernt werden, da mehr als 50 % des aufgenommenen Stickstoffs in unterirdischem Gewebe gespeichert sind (Dotro et al. 2017). Deshalb verbleibt trotz Ernte ein Großteil der eingelagerten Nährstoffe weiterhin im System (Hasselbach 2013). Auch der in den Pflanzenbewuchs assimilierte Phosphor wird überwiegend in der unterirdischen Biomasse eingelagert (Kadlec und Wallace 2009; Stefanakis und Tsihrintzis 2012a; García et al. 2010). Ferner können Pflanzen je nach Jahreszeit Stickstoff und Phosphor zwischen ober- und unterirdischem Gewebe umlagern. Somit kommt dem Zeitpunkt der Ernte eine große Rolle zu (Dotro et al. 2017). Steht eine Nährstoffelimination im Vordergrund, empfiehlt es sich, die Ernte am Ende der Vegetationsperiode durchzuführen (vgl. Stefanakis et al. 2014). In den Niederlanden führte der Erntezeitpunkt von Schilf im Oktober, im Vergleich zu Januar, zu einer gesteigerten Entfernung von Stickstoff und Phosphor (Meuleman et al. 2003). Wenn jedoch kein gezieltes Entfernen von Nährstoffen durch Ernte der Pflanzenmasse beabsichtigt ist, kann diese bis zum Frühjahr als Streuschicht zum Frostschutz auf der Filteroberfläche verbleiben. Die Aufnahme von Phosphor unterliegt den gleichen Einschränkungen wie die

Stickstoffaufnahme. Deshalb kann Phosphor nur in geringem Maße eliminiert werden, sofern der Pflanzenbewuchs zum optimalen Zeitpunkt geerntet wird (Dotro et al. 2017). Stefanakis und Tsihrintzis (2012a) zeigten, dass durch das Bepflanzen ansonsten baugleicher Bodenfilter im mediterranen Raum die Elimination von Stickstoff im Jahresdurchschnitt um 10 % und die von Phosphor um 11 % durch die Ernte der Pflanzenbiomasse gesteigert werden konnten. Das Ausmaß der Nährstoffelimination über die Aufnahme in die Pflanzenbiomasse/Ernte hängt dabei unter anderem von der Bodenfilterausführung, Flächenbelastung, Art des Abwassers, Bepflanzungsart und den Umweltbedingungen ab (Saeed und Sun 2012). Beispielsweise fällt die pflanzliche Aufnahme von Nährstoffen in tropischen Regionen aufgrund des ganzjährigen Pflanzenwachstums deutlich höher aus (Stefanakis et al. 2014). Hinzu kommen jahreszeitliche Schwankungen in der Nährstoffaufnahme. Während der Wachstumsperiode läuft die Nährstoffaufnahme durch die Pflanzen schneller ab und erreicht insbesondere in den ersten Monaten nach dem Winter, wenn die Triebe neugebildet werden, ihren Höhepunkt (Reddy et al. 1999).

Pflanzen können trotz der vergleichsweise geringen Nährstoffeliminationsleistung über die Aufnahme in die Pflanzenbiomasse/Ernte einen deutlichen Einfluss auf weitere Vorgänge im Filter haben. Beispielsweise konnte durch Brunhoferova et al. (2021) gezeigt werden, dass die Phytoremediation im Bodenfilter einen Beitrag zur Entfernung organischer Spurenstoffe aus dem Kläranlagenablauf leistet, wenn auch die Adsorption der Hauptreinigungsmechanismus zu sein scheint. Dabei eliminierten die untersuchten Makrophyten unter definierten hydroponischen Bedingungen perfluorierte Tenside bis zu 30 %, Betablocker (Arzneimittel zur Blutdrucksenkung und Reduzierung der Schlagfolge des Herzens) bis zu 50 % und Antibiotika bis zu 90 %. Insbesondere aber durch die Nutzung unkonventioneller sandbasierter Filtermaterialien (Mischung aus Sand und 15 % aktivierter Pflanzenkohle; Mischung aus Sand und 15 % Zeolith; Bentonitsand) konnte die Elimination organischer Mikroschadstoffe im Bodenfilter gesteigert werden (vgl. Brunhoferova et al. 2022a). Konventionelle Kläranlagen mit dem Belebtschlammverfahren eliminieren diese Substanzen nur teilweise. In einer Studie Guillosoy et al. (2019) wurden die dort untersuchten Mikroschadstoffe zu 20 – 80 % entfernt. Bodenfilter können eine Vielzahl organischer Mikroschadstoffe, einschließlich Pharmaka, entfernen. Dabei fallen die Eliminationen in aller Regel höher aus als bei herkömmlichen Verfahren zur Abwasserreinigung (Arden und Ma 2018; Kadlec und Wallace 2009).

Pathogene Keime können im Bodenkörper über Filtration, Sedimentation, UV-Abbau, Adsorption, natürliches Absterben und Prädation (Protozoen, Metazoen) eliminiert werden (vgl. Tabelle 2-7). Hinsichtlich der Entfernung von pathogenen Keimen ist es allgemein anerkannt, dass Bodenfilteranlagen bis zu 3 log-Keimreduktion an Fäkalbakterien-Indikatoren erbringen können, wobei die relative Bedeutung spezifischer Reinigungsmechanismen noch weitgehend ungeklärt ist (Dotro et al. 2017). Nach DWA (2015) liegt die Entfernung von *E. coli*, coliformen Keimen und Enterokokken bei Pflanzenkläranlagen zur kommunalen Abwasserreinigung im Mittel zwischen 1,5 und 2,5 log-Stufen, wobei sie im Einzelfall bis zu 5 log-Stufen reichen kann (DWA 2015). Das Ausmaß der Keimreduktion bei Vertikalfiltern zur Aufbereitung von schwach belastetem Grauwasser ist bisher unzureichend erforscht. Auch bei der Elimination von Viren in Vertikalfiltern bestehen erhebliche Forschungslücken, wobei

analog zu Bakterien die Adsorption an Pflanzen- und Medienoberflächen ein wesentlicher Mechanismus zur Virusentfernung in Bodenfiltern darstellt (García et al. 2010). Die grundsätzliche Eignung von Bodenfiltern zur Elimination zahlreicher Mikroschadstoffe (Gorito et al. 2018; Sossalla et al. 2021; Kahl et al. 2017; Hijosa-Valsero et al. 2016; Venditti et al. 2022a) und pathogenen Keimen (Wu et al. 2016; Shingare et al. 2019) konnte bereits in unterschiedlichen Studien aufgezeigt werden. Trotzdem blieb bislang die Entfernung von Keimen und organischen Spurenstoffen aus Grauwasser durch den Bodenfilter weitgehend unerforscht.

Typische Reinigungsleistungen und Ablaufwerte von Vertikalfiltern zur Grauwasserbehandlung sind in Tabelle 2-8 aufgeführt. Daraus folgt, dass Vertikalfilter zur Behandlung von Grauwasser AFS-Konzentrationen von < 20 mg/l, BSB<sub>5</sub>-Entfernungen von 85 % und Keimentfernungen von > 2 log-Stufen (bezogen auf Gesamtcoliforme, Enterokokken und *E. coli*) erreichen. Stickstoff und Phosphor können in konventionellen Vertikalfiltern nur ungezielt entfernt werden. Es wird aus Tabelle 2-8 deutlich, dass die Verfügbarkeit verlässlicher Daten hinsichtlich Vertikalfilter zur Grauwasserbehandlung eingeschränkt ist.

**Tabelle 2-8:** Typische Ablaufwerte und erzielte Reinigungsleistungen von vertikal durchflossenen Bodenfiltern zur Grauwasserbehandlung.

	n <sup>(2)</sup>	Arden und Ma (2018) Review-Studie		Gross et al. (2015) <sup>(1)</sup>
		Ablaufwert	Mittelwerte Reinigungsleistung	Mittelwert ± Std.-Abw. Ablaufwert in mg/l
<b>AFS</b>	4	17 mg/l	71 %	8,7 ± 5,9
<b>BSB<sub>5</sub></b>	4	10 mg/l	85 %	11 ± 15
<b>CSB</b>		-		58 ± 57
<b>N<sub>ges</sub> bzw. TKN</b>	2	2,6 mg/l	46 %	5,8 ± 4,6
<b>P<sub>ges</sub></b>	1	2,3 mg/l	55 %	2,4 ± 2,9
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>		-		0,1
<b><i>E. coli</i></b>	3	2 log-Stufen	2 log-Stufen	-
<b>Gesamt-coliforme</b>	3	4,2 log-Stufen	2,8 log-Stufen	-
<b>Enterokokken</b>	2	0,5 log-Stufen	2,3 log-Stufen	-

AFS = Abfiltrierbare Stoffe; BSB<sub>5</sub> = Biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen; CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf; N<sub>ges</sub> = Gesamtstickstoff; TKN = Gesamter Kjeldahl-Stickstoff; P<sub>ges</sub> = Gesamtphosphor; PO<sub>4</sub>-P = Phosphatphosphor.

<sup>(1)</sup> Zusammenstellung unterschiedlicher Quellen.

<sup>(2)</sup> Anzahl der berücksichtigten Studien.

Für Vertikalfilter zur Abwasserbehandlung liegen nach Stefanakis et al. (2014) übliche Reinigungsleistungen bei im Mittel 85 % für den BSB<sub>5</sub> (Min – Max: 48 – 99 %) und 75,2 % für den CSB (Min – Max: 44 – 95 %). Zudem zeigen die Ergebnisse von Nivala et al. (2013), dass Vertikalfilter, die zur Behandlung von kommunalem Abwasser in Langenreichenbach (SN) eingesetzt wurden, deutlich höhere Eliminationsleistungen von 99,5 % BSB<sub>5</sub> und 87,2 % NH<sub>4</sub>-N



aufwiesen im Vergleich zu ansonsten baugleichen Horizontalfiltern, die eine Reduktion von 81,1 % BSB<sub>5</sub> und 2,8 % NH<sub>4</sub>-N erreichten (vgl. Dotro et al. 2017). Verglichen mit sonst noch üblichen Bodenfilterausführungen schneiden Vertikalfilter im Regelfall am besten ab (Boano et al. 2020).

### **Auslegung und technische Hinweise**

Maßgebend in Deutschland für die Auslegung von vertikal durchströmten Bodenfiltern zur Reinigung von häuslichem Abwasser und häuslichen Abwasserströmen ist das Regelwerk DWA-A 262 (2017). Die Bemessung erfolgt nach der maximal zulässigen CSB-Flächenbelastung in g CSB/(m<sup>2</sup>·d) sowie der maximal zulässigen hydraulischen Flächenbelastung in L/(m<sup>2</sup>·d). Auch Erfahrungswerte bezüglich der Mindestfilterfläche pro angeschlossenem Einwohner (m<sup>2</sup>/E) können zur Bemessungsorientierung herangezogen werden. Neben dem Kohlenstoffabbau sind Vertikalfilter, die nach DWA-A 262 (2017) bemessen werden, bei Ablauftemperaturen  $\geq 12$  °C auch für eine weitergehende Nitrifikation geeignet. Nur bei karbonatarmem Filtermaterial sollte gemäß DWA-A 262 (2017) eine TKN-Flächenbelastung von 10 g/(m<sup>2</sup>·d) unterschritten werden. Folgende Vorgaben gelten für Vertikalfilter mit Sand (0 – 2 mm) oder Lavasand (0 – 4 mm) als Filterschicht, die nach DWA-A 262 (2017) als biologische Hauptstufe zur Behandlung von mechanisch vorgereinigtem Abwasser bemessen werden:

- maximal zulässige CSB-Flächenbelastung  $\leq 20$  g CSB/(m<sup>2</sup>·d);
- maximal zulässige hydraulische Flächenbelastung  $\leq 80$  L/(m<sup>2</sup>·d).

Im Regelwerk erfolgt keine Unterscheidung zwischen Abwasser und Grauwasser hinsichtlich der Flächenbelastung. In gemäßigten Breiten sind CSB-Flächenbelastungen üblicherweise auf  $\leq 30$  g CSB/(m<sup>2</sup>·d) beschränkt und hydraulische Flächenbelastungen im Bereich von 50 – 100 L/(m<sup>2</sup>·d) möglich (Stefanakis et al. 2014). Limitierend ist dabei vor allem das Erfordernis einer ausreichenden Reinigungsleistung während des Winterbetriebes, bei dem die mikrobiologische Aktivität, besonders die der Nitrifikanten, eingeschränkt abläuft. In wärmeren Ländern hingegen können CSB-Flächenbelastungen bei Vertikalfiltern bis zu 60 – 70 g/(m<sup>2</sup>·d) [vgl. Hoffmann H. et al. 2011] bzw. 80 g/(m<sup>2</sup>·d) [vgl. Stefanakis et al. 2014] gefahren werden, während die hydraulische Flächenbelastung bis zu 150 L/(m<sup>2</sup>·d) [vgl. Stefanakis et al. 2014] bzw. 200 L/(m<sup>2</sup>·d) [vgl. Hoffmann H. et al. 2011] erhöht werden kann. Die deutlich höheren Flächenbelastungen als in Deutschland (vgl. DWA-A 262 2017) gehen mit einem um den Faktor 2 – 4 verminderten Flächenbedarf einher. In gemäßigten Breiten ist deshalb ein einwohnerspezifischer Flächenbedarf von 4 – 5 m<sup>2</sup>/E (E bezieht sich auf kommunales Abwasser) üblich, in wärmeren Ländern hingegen kann der Wert häufig auf 1 – 2 m<sup>2</sup>/E gemindert werden (Stefanakis et al. 2014).

Obwohl es weltweit Fortschritte bei der Entwicklung von Regelblättern und Richtlinien für die Auslegung von Bodenfiltern gibt, sind die Bestimmungen in vielen Ländern immer noch auf häusliches Abwasser beschränkt. Erste Richtlinien, die explizit die Dimensionierung von bepflanzten Bodenfiltern zur Aufbereitung von Grauwasser beinhalten, werden gerade er- bzw. überarbeitet. Das deutsche Regelwerk DWA-A 262 (2017) gibt für gesamt anfallendes

Grauwasser pauschal eine erforderliche Filterfläche von 50 % der für mechanisch vorgereinigtes kommunales Abwasser erforderlichen Fläche vor (d. h. 2 m<sup>2</sup>/E anstelle von 4 m<sup>2</sup>/E). Die hydraulischen und CSB-Flächenbelastungen bleiben dabei unberührt. Für komplettes Grauwasser kann auf die in Kapitel 2.4.4 aufgeführten Bemessungswerte für Deutschland zurückgegriffen werden, die im Wesentlichen auf den Untersuchungen von Sievers (2018) beruhen. Bislang fehlen jedoch belastbare Bemessungswerte für schwach belastetes Grauwasser und weitere Grauwasserteilströme gänzlich. Das deutsche Regelwerk bezieht sich fast ausschließlich auf die zentrale Behandlung von kommunalem bzw. häuslichem Abwasser, dabei werden weder Grauwasserströme noch dezentrale/semizentrale Anlagen hinreichend adressiert. Hinzu kommt, dass auf Grauwasser oder Grauwasserströme zugeschnittene Bemessungsansätze im Regelwerk nicht verankert sind (DWA-A 262 2017). Es fehlen Bemessungsansätze für die Behandlung von leicht verschmutztem Grauwasser im Bodenfilter. Es wird in dieser Arbeit angenommen, dass auf gleicher Fläche deutlich höhere Grauwassermengen aufbereitet werden können als bei Schmutzwasser bislang möglich bzw. durch das Regelwerk vorgegeben. Hierfür sind abwasserspezifische Angaben zur Flächenbelastung erforderlich.

## 2.6.5 Hygienisierung und Desinfektion

### 2.6.5.1 Überblick über Desinfektionsverfahren

Herkömmliche Kläranlagen reduzieren Keime nur begrenzt. Hembach (2021) zeigte, dass sieben konventionelle Kläranlagen mit dem Belebtschlammverfahren fakultativ pathogene Bakterien (*Enterokokken*, *Enterococcus faecalis*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Klebsiella pneumoniae*, *Acinetobacter baumannii* und *Escherichia coli*) sowie 14 verschiedene Antibiotikaresistenzgenen im Durchschnitt um  $1,8 \pm 0,6$  log-Stufen reduzierten. Dies unterstreicht abhängig vom Nutzungszweck die Notwendigkeit einer nachgeschalteten Desinfektion (vgl. Kapitel 2.5). Das Behandlungsziel einer Desinfektion besteht darin, pathogene Keime weitgehend zu entfernen, um Gesundheitsrisiken durch Krankheitserreger zu minimieren. Dabei steht nicht die vollständige Sterilität des Abwassers im Fokus, vielmehr müssen die Hygieneanforderungen an die jeweilige Nutzung, die die Qualität bestimmt, eingehalten werden. Eine Desinfektion des behandelten Abwassers erfolgt auf Kläranlagen grundsätzlich nur dann, wenn Badegewässerqualität erforderlich bzw. erwünscht ist (z. B. an der Isar in Bayern, vgl. DWA-M 205 2013).

Wird aufbereitetes Wasser nicht in ein Gewässer eingeleitet, unterliegt es unterschiedlichen nutzungsspezifischen Qualitätsanforderungen an die Desinfektion (vgl. Kapitel 2.5). Beispielsweise ist nach EU-Recht (vgl. EU-WasserWVVO 2020) für die landwirtschaftliche Bewässerung neben der mechanisch-biologischen Behandlung stets eine Desinfektion gefordert. Zusätzlich gelten für die gesamte Verfahrenskette der Wasserwiederverwendungsanlage (einschließlich der mechanisch-biologischen Reinigung) Mindestreinigungsleistungen. Diese Keimreduktionen beziehen sich auf Bakterien, Viren (gemessen an Coliphagen) bzw. Protozoen (z. B. *Clostridium perfringens*-Sporen) und reichen von 4 bis 6 log-Stufen (vgl. EU-WasserWVVO 2020). Für behandeltes Grauwasser, das

beispielsweise im privaten Bereich zur Toilettenspülung eingesetzt wird (vgl. Kapitel 2.5.3), entfällt das Erfordernis einer Desinfektion.

Die an die Wasserwiederverwendung geltenden mikrobiologisch-hygienischen Anforderungen (vgl. Kapitel 2.5) lassen sich durch den alleinigen Einsatz mechanisch-biologischer Reinigungsverfahren meist nicht erfüllen. Deshalb muss zur Bereitstellung von hochwertigem Wasser eine nachgeschaltete Desinfektion in aller Regel erfolgen (DWA 2015). Pathogene Keime werden mittels Entkeimungsverfahren zerstört, inaktiviert oder entfernt (ISO 16075-1 2020; Gross et al. 2015). Zu den weltweit meist eingesetzten Entkeimungsverfahren für behandeltes Grauwasser gehören insbesondere Chlorung, Ozonung und Bestrahlung mittels ultravioletter Strahlung (UV) [Arden und Ma (2018)]. Nach DWA-M 277 (2017) werden auch Membranverfahren und die Verwendung organischer Persäuren oder von Wasserstoffperoxid als mögliche Hygienisierungsmaßnahmen empfohlen. Im Folgenden wird ein Überblick über gängige Desinfektionsverfahren gegeben.

Mittels Membranverfahren können Viren je nach Porenweite gezielt reduziert werden (DWA-M 205 2013), jedoch sind Möglichkeiten zur Behandlung des keimbelasteten Retentats nicht endgültig geklärt (vgl. Hembach 2021).

Ozon ist ein starkes Oxidationsmittel, das schnell zerfällt und damit keinen langanhaltenden Schutz im Verteilernetz bietet (Gujer 2007), wobei Hydroxylradikale unspezifisch nahezu alle Wasserinhaltsstoffe angreifen (DWA-M 205 2013). Ozon kann sowohl zur Hygienisierung als auch zur Spurenstoffelimination eingesetzt werden und erzielt im Vergleich zu Chlor und UV höhere Eliminationen an Viren, allerdings können Oxidationsnebenprodukte entstehen, die toxisch und karzinogen wirken können.

Bei der Chlorung werden organische Substanzen und zum Teil auch Zellwände der Mikroorganismen durch Oxidation geschädigt (Shorney-Darby und Harms 2010). Eine Chlorung sollte jedoch vermieden werden, da unkontrollierte Reaktionen zur Bildung von Halogenkohlenwasserstoffen führen können (vgl. DWA-M 205 2013), die toxisch und krebserregend sind (z. B. Khan und Stanton 1981). Eine Depotchlorung kann jedoch bei der Abwasserdesinfektion durchgeführt werden, um die Gefahr einer Wiederverkeimung zu minimieren (DWA-M 205 2013).

Eine Abwasserdesinfektion mittels stark oxidierender, organischer Persäuren (z. B. Peressigsäure und Perameisensäure) kommt ebenfalls grundsätzlich infrage. Im Vergleich zur Chlorung ergibt sich hier eine deutlich bessere Umweltverträglichkeit (DWA-M 205 2013).

Des Weiteren ist Wasserstoffperoxid ( $H_2O_2$ ) ein starkes Oxidationsmittel, das auch desinfizierend auf Mikroorganismen wirkt (DWA-M 205 2013). Bei der Desinfektion von Abwasser wird es jedoch häufig in Verbindung mit anderen Aktivatoren wie Ozon, UV-Strahlung und Eisensalzen im Rahmen von erweiterten Oxidationsverfahren (*Advanced Oxidation Process*) eingesetzt.

### 2.6.5.2 UV-Bestrahlung

Ultraviolettes Licht im Wellenlängenbereich von 200 – 300 nm schädigt die Erbsubstanz pathogener Keime effektiv, wobei eine Strahlung mit ca. 260 nm am wirksamsten ist (vgl. DWA-M 205 2013; Gross et al. 2015). Dabei gehen Photonen der UV-Leuchtquelle eine Reaktion mit der Nukleinsäure der Mikroorganismen ein und verhindern die Replikation der DNA (Desoxyribonukleinsäure) [Gross et al. (2015)], was mit dem Verlust der Vermehrungsfähigkeit der (pathogenen) Keime einhergeht (vgl. DWA-M 205 2013; Gross et al. 2015). Jedoch können sich Keime durch zelleigene Reparaturmechanismen nach einer Inkubationszeit regenerieren und in einen vermehrungsfähigen Zustand übergehen, weshalb ein erneuter Anstieg der Keimzahl nach der UV-Bestrahlung möglich ist (Huber 1998; Hembach 2021). Zur Desinfektion von biologisch aufbereitetem Abwasser mit AFS-Gehalten von 5 – 20 mg/l liegt die empfohlene UV-Dosis bei 300 – 450 J/m<sup>2</sup> (DWA-M 205 2013). SenSBW (2007) empfiehlt für nahezu schwebstofffreies aufbereitetes Grauwasser eine Mindestdosis der UV-Desinfektion von 250 – 400 J/m<sup>2</sup>. Bei einer UV-Dosis von 400 J/m<sup>2</sup> konnte Bischoff (2013) eine Inaktivierung von 4,6 bzw. 4,1 log-Stufen gegenüber coliformen Bakterien bzw. *E. coli* im behandelten Abwasser feststellen. Damit lag die Desinfektionswirkung gegenüber Enterokokken etwas geringer bzw. bei 3,7 log-Stufen, während somatische Coliphagen (Indikatoren für pathogene Viren) um 2,1 log-Stufen reduziert wurden (vgl. Bischoff 2013). Sporenbildende Bakterien und Viren weisen die resistentesten Formen gegenüber UV-Bestrahlung auf (Koutchma 2009; Bischoff 2013). Sporen zeichnen sich durch eine sehr stabile, mehrschichtige äußere Hülle, die ihre Resistenz gegenüber der UV-Bestrahlung erhöht (z. B. Chang et al. 1985; Sommer et al. 1989). Die meisten im Abwasser vorkommenden Viren besitzen hingegen nur RNA (Ribonukleinsäure) und sind damit weniger empfindlich gegenüber UV-Strahlen als sonstige Keime (Gross et al. 2015). Zur Erfüllung der nach EU-WasserWVVO (2020) geforderten Mindestreinigungseinstufen für die Güteklasse A (uneingeschränkte Anwendung), insbesondere hinsichtlich der Reduktion von Viren (gemessen an Coliphagen) um  $\geq 6$  log-Stufen und ggf. von Protozoen um  $\geq 4$  bis 5 log-Stufen über die gesamte Verfahrenskette, sind verschiedene Verfahrensoptionen möglich. Dazu zählt die Kombination von biologischen Verfahren, die bestenfalls bereits eine Teildesinfektion bewirken (wie etwa das MBR- oder das Bodenfilterverfahren; vgl. Kapitel 2.6.3 – 2.6.4), mit einer UV-Desinfektion. Dabei können ggf. hohe UV-Dosen erforderlich sein, die mit hohen Energiebedarfen verbunden sind. Alternativ kann auf weitere Desinfektionsverfahren zurückgegriffen werden, wie Ultrafiltration, Ozonung, die Verwendung von Wasserstoffperoxid oder organischen Persäuren (vgl. z. B. DWA-M 205 2013). Weiterhin sind Kombinationen dieser Verfahren möglich, beispielsweise erweiterte Oxidationsverfahren zur Bildung von Hydroxylradikalen in ausreichenden Mengen (Ozon/UV, Ozon und H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> und UV, Eisen-II und H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> etc.; vgl. KOMS-BW 2023).

In Feststoffflocken eingebettete Keime können mittels UV-Bestrahlung nicht abgetötet werden (Imhoff et al. 2009), denn diese werden vor den UV-Strahlen abgeschirmt. Zusätzlich tragen hohe Feststoffgehalte zur Absorption und Streuung des UV-Lichtes im behandelten Wasser bei und vermindern damit die Transmission (Maß für die UVC-Durchlässigkeit im Abwasser, in %/cm). Außerdem können frei vorliegende Mikroorganismen durch Feststoffpartikel abgeschattet werden, wodurch die Desinfektionswirkung vermindert wird (Madge und

Jensen 2006; Rott und Schöler 2001). Mechanisch-biologisch behandeltes Abwasser weist im Regelfall eine Transmission von 50 – 70 %/cm, während eine zusätzliche Filtration die Transmission oft auf 60 – 80 %/cm erhöht (vgl. Gross et al. 2015). Insofern kann es zweckmäßig sein, der Desinfektion eine Filtration vorzuschalten, sodass eine verbesserte Transmission bzw. geringere Feststoffgehalte von < 5 mg/l AFS erreicht werden (vgl. DWA-M 205 2013), wodurch bei gleicher UV-Dosis die Desinfektionsleistung gesteigert wird. Bei niedrigen AFS-Gehalten (< 10 – 15 mg/l) ist eine ausreichende Hygienisierung ohne vorgeschaltete Filtration prinzipiell umsetzbar, jedoch erhöht sich die erforderliche UV-Dosis (Imhoff et al. 2009). Eine zusätzliche UV-Desinfektion auf Kläranlagen kann einen Mehrbedarf an elektrischer Energie von im Mittel 2,7 kWh/(EW·a) bewirken (UBA 2009). Nach DWA-M 205 (2013) beläuft sich der spezifische Stromverbrauch von UV-Desinfektionsanlagen zusätzlich auf 30 – 60 Wh/m<sup>3</sup> bzw. 2,2 – 4,4 kWh/(E·a).<sup>(1)</sup> Die Hygienisierung vom Kläranlagenablauf wird in Deutschland nur vereinzelt, überwiegend zum Schutz von Badegewässern eingesetzt. Vor allem dort, wo bereits Technologien zur Mikroschadstoffelimination implementiert sind (Ozon, Ozon/UV, Ozon und H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> und UV, Eisen-II und H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> etc.; vgl. KOMS-BW 2023), bieten sich oxidative Verfahren zur Desinfektion an.

## 2.7 Zusammenfassung und Wissensdefizite

Klimawandelbedingte Hitzewellen, lange anhaltende Dürre- und Hitzeperioden, Wassermangel, Starkregenereignisse sowie Überschwemmungen überlasten in nicht unerheblichem Maße die derzeitigen Wasser- und Abwasserinfrastrukturen (vgl. Kapitel 2.2), die nicht den Ansprüchen der Ressourceneffizienz und Nachhaltigkeit genügen (vgl. Kapitel 2.3). Die Abwasserreinigung sollte demnach nicht ausschließlich der Ableitung und Reinigung von Abwasser unterworfen sein, zumal Abwasser erhebliche Potenziale aufweist, die bislang jedoch weitgehend ungenutzt blieben (vgl. Kapitel 2.4.2). Grund hierfür ist, dass die herkömmliche siedlungswasserwirtschaftliche Infrastruktur äußerst unflexibel ist und nicht auf die Verwertung der im Abwasser enthaltenen Ressourcen ausgerichtet ist. Deshalb ist ein Umdenken vonnöten, da nur durch eine ressourcenorientierte Abwasserbewirtschaftung, die auf der Stoffstromtrennung basiert, klassische Wasserinfrastrukturen sukzessive von reinen Entsorgungssystemen hin zu nachhaltigen, ressourcenorientierten und klimaresilienten Systemen ausgebaut werden können (vgl. Kapitel 2.3.2). Hinzu kommt, dass bisherige Bemühungen zur Klimafolgenanpassung nicht ausreichen. Eine Anpassung an den Klimawandel kann nur dann gelingen, wenn klimagerecht mit Wasser in der Stadt umgegangen wird. Es muss demgemäß nach Lösungen zur Verminderung des Wasserverbrauchs und zur Entlastung der konventionellen Trinkwasserversorgung gesucht werden, beispielsweise durch die Erschließung alternativer Wasserressourcen. Gleichzeitig müssen die negativen Folgen des Klimawandels durch die Umsetzung blau-grüner Infrastrukturen eingedämmt werden. Der Ausbau blau-grüner Infrastrukturen hat jedoch einen erheblichen Mehrbedarf an Wasser zur Folge und könnte die herkömmliche

---

<sup>(1)</sup> Berechnet:  $0,03 - 0,06 \text{ kWh/m}^3 \times 0,2 \text{ m}^3/(\text{E} \cdot \text{d}) [\text{Annahme Trockenwetterzufluss zur KA}] \times 365 \text{ d/a} = 2,2 - 4,4 \text{ kWh}/(\text{E} \cdot \text{a})$ .

Wasserversorgung weiter einschränken, wenn kostbares Trinkwasser dafür Verwendung fände (vgl. Kapitel 2.2).

Um aktuelle Herausforderungen in der Siedlungswasserwirtschaft zu bewältigen, könnte etwa Grauwasser, also gering verschmutztes Schmutzwasser ohne Fäkalienabwasser, getrennt vom Schwarzwasser erfasst, aufbereitet und in geeigneter Qualität und ausreichender Menge verschiedenen Nutzungszwecken zugeführt werden, die keine Trinkwasserqualität erfordern. Die Möglichkeiten zum Grauwasserrecycling sind vielfältig und umfassen Nutzungen im öffentlichen, gewerblichen und industriellen Bereich (z. B. Toilettenspülung, Gartenbewässerung, Bewässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen, Versickerung; vgl. Kapitel 2.5).

Grauwasser stellt im Vergleich zu Niederschlagswasser, das erheblich von den negativen Klimawandelfolgen betroffen ist, eine nahezu permanente Wasserressource dar und bietet weitergehendes Potenzial zur Wasserrückgewinnung (vgl. Kapitel 2.4), obwohl in Deutschland die Wasserwiederverwendung bislang nur in vereinzelt Fällen durchgeführt wird. Für schwach belastetes Grauwasser (Dusch-, Badewannen- und Handwaschwasser) liegen in der Fachliteratur nur bedingt verlässliche Angaben zu Anfall und Zusammensetzung vor (vgl. Kapitel 2.4.2), da sich bislang die meisten Studien auf gesamtes Grauwasser konzentrierten. Insbesondere hinsichtlich der Fracht existieren derzeit erhebliche Wissenslücken (vgl. Kapitel 2.4.4). Bislang fehlen belastbare Daten für schwach belastetes Grauwasser und weitere Grauwasserteilströme sowie abwasserspezifische Bemessungsgrundlagen für die Behandlungsanlagen gänzlich.

Die Grauwasserabkopplung vom Kläranlagenzulauf nimmt ebenso wie Veränderungen in der Wasserversorgungsinfrastruktur Einfluss auf den Betrieb bestehender Kläranlagen, deren Funktionstüchtigkeit im Zuge einer Transition von konventionellen zu ressourcenorientierten Systemen erhalten bleiben muss (vgl. Kapitel 2.3.2). Betriebliche und verfahrenstechnische Konsequenzen auf der Kläranlage wurden bislang weder konkret identifiziert noch hinreichend untersucht. Es existieren kaum Instrumente, mithilfe derer quantitative Erkenntnisse zum Anpassungsbedarf bestehender Abwasserinfrastrukturen im Rahmen von Transitionskonzepten gewonnen werden können. Sie wären jedoch wichtig, um bestehende Kläranlagen mit langen Lebensdauern in Transitionskonzepte für eine ressourcenorientierte Siedlungswasserwirtschaft einzubinden (vgl. Kapitel 2.3.2).

Trotz des weitergehenden Potenzials für die Wasserwiederverwendung ist Grauwasser mit organischen Inhaltsstoffen, Schweb- und Feststoffen, Keimen und weiteren Schadstoffen belastet (vgl. Kapitel 2.4.2), was eine Behandlung vor der weiteren Nutzung erforderlich macht (vgl. Kapitel 2.6). Dabei bestimmt der Nutzungszweck die Qualitätsanforderungen an die Wasserwiederverwendung (vgl. Kapitel 2.5). Es wird von der Prämisse ausgegangen, dass Bodenfilteranlagen zur bedarfsgerechten Aufbereitung von Grauwasser durch gezielte Strategien im Aufbau (z. B. Substratwahl, Bauweise) und Betrieb derart modifiziert werden können, dass diese Anlagen auch in beengten städtischen Räumen zur Schließung kleinräumlicher Wasserkreisläufe geeignet sind. Der hohe, zur Umsetzung erforderliche Flächenbedarf schränkte aber bislang das Anwendungsfeld des Verfahrens ein. Hinzu kommt,

dass das technische Regelwerk DWA-A 262 (2017) nahezu ausschließlich auf kommunales und häusliches Abwasser beschränkt ist. Somit fehlen belastbare Bemessungsgrundlagen für Anlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser und weiteren Teilströmen. Es wird angenommen, dass durch die bedarfsgerechte Grauwasseraufbereitung unterschiedliche nutzungsabhängige Ablaufqualitäten flexibel erreicht und auf gleicher Fläche deutlich höhere Grauwassermengen aufbereitet werden können als durch die klassische Anwendung bislang möglich. Bisher fehlen Forschungsergebnisse und Erfahrungswerte hierzu, wobei bepflanzte Bodenfilteranlagen einen deutlichen Beitrag zur sicheren Wasserwiederverwendung und damit zur Erhöhung der Ressourceneffizienz und Klimaresilienz leisten können.

## **2.8 Formulierung der Forschungshypothesen und Festlegung von Bewertungsmaßstäben**

Aus den Wissensdefiziten in Kapitel 2 ergeben sich auf übergeordneter Ebene die in Tabelle 2-9 aufgeführten Forschungshypothesen. Diese wissenschaftlichen Hypothesen werden in Kapitel 6.1 anhand der in Tabelle 2-9 definierten Bewertungsmaßstäbe diskutiert sowie bestätigt oder widerlegt.

**Tabelle 2-9:** Forschungshypothesen und Bewertungsmaßstäbe zur Validierung der wissenschaftlichen Hypothesen.

Nr.	Forschungshypothese	Bewertungsmaßstäbe zur Validierung
1	Anfall und Beschaffenheit von schwach belastetem Grauwasser (AFS, CSB, N <sub>ges</sub> und P <sub>ges</sub> ) weichen deutlich von bisherigen Literaturangaben ab. Grund hierfür ist die bislang begrenzt verlässliche Datenbasis für schwach belastetes Grauwasser in der Fachliteratur (vgl. Kapitel 2.4).	Vergleich eigener Werte (vgl. Kapitel 4.2.2, Kapitel 4.2.3 und Kapitel 4.4) mit Medianwerten der Fracht und Konzentrationsangaben für schwach belastetes Grauwasser aus Tabelle 2-1 (vgl. Kapitel 2.4).
2	Ermittelte Kennwerte zur Menge und Fracht von schwach belastetem Grauwasser ermöglichen eine präzise Auslegung von Anlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser. Aufgrund fehlender abwasserspezifischer Bemessungsgrundlagen in technischen Regelwerken ist dies derzeit nicht möglich (vgl. Kapitel 2.4.4).	Vergleich eigener Werte (vgl. Kapitel 4.4.1) mit Median- und 85-Perzentilwerten für komplettes Grauwasser aus Tabelle 2-2 (vgl. Kapitel 2.4.4).
3	Die Behandlung von schwach belastetem Grauwasser in Vertikalfiltern erfordert keine Vorreinigung in Mehrkammergruben oder Absetzbecken, wie dies für kommunales Abwasser gemäß dem technischen Regelwerk (DWA-A 262 2017) vorgesehen ist. Grund hierfür ist, dass schwach belastetes Grauwasser deutlich geringere Feststoffkonzentrationen und -frachten enthält als kommunales Abwasser und komplettes Grauwasser (vgl. Kapitel 2.4.3.1).	Effizienz des verwendeten Feinsiebes (MW = 1,3 mm) bei der Feststoffentfernung und Beobachtung von Kolmationserscheinungen in den untersuchten Vertikalfiltern (vgl. Kapitel 4.3.2.1).
4	Vertikal durchströmte Bodenfilteranlagen zur Aufbereitung von schwach belastetem Grauwasser lassen sich durch gezielte Strategien im Aufbau und im Betrieb derart anpassen, dass sie auch in beengten städtischen Räumen zur Schließung kleinräumlicher Wasserkreisläufe eingesetzt werden können. Aufgrund der geringeren Verschmutzung von schwach belastetem Grauwasser (vgl. Kapitel 2.4.3) und der Einstellung höherer hydraulischer Flächenbelastungen wird davon ausgegangen, dass auf gleicher Fläche deutlich größere Mengen an Grauwasser aufbereitet werden können als bei Schmutzwasser.	Praxistauglichkeit der modularen und aufgeständerten Vertikalfilter (vgl. Kapitel 4.3.2.2).  Folgende Kriterien (vgl. DWA-A 262 2017; siehe Kapitel 4.4.2.8): (1) Flächenbedarf von Vertikalfiltern zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser < 2 m <sup>2</sup> /E (Flächenbedarf für die Behandlung von gesamtem Grauwasser); (2) maximal zulässige hydraulische Flächenbelastung > 80 L/(m <sup>2</sup> ·d) und (3) maximal zulässige CSB-Flächenbelastung > 20 g/(m <sup>2</sup> ·d).
5	Im Betrieb und Aufbau modifizierte Vertikalfilter zur Grauwasserbehandlung erfüllen strenge, chemisch-physikalische, hygienisch-mikrobiologische Anforderungen an die Wasserwiederverwendung. Dabei wird angenommen, dass die Reinigungsleistung der modifizierten Vertikalfilter bei der Behandlung von schwach belastetem Grauwasser, das im Vergleich zu Schmutzwasser deutlich weniger verschmutzt ist (vgl. Kapitel 2.4.3), erheblich gesteigert werden kann.	Einhaltung der Anforderungen in Tabelle 2-3 (Bewässerung), Einhaltung der Anforderungen in Tabelle 2-4 (Versickerung), Einhaltung der Anforderungen in Tabelle 2-5 (Toilettenspülung; vgl. Kapitel 2.5 und 4.2).

AFS = Abfiltrierbare Stoffe; CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf; N<sub>ges</sub> = Gesamtstickstoff; P<sub>ges</sub> = Gesamtphosphor; MW = Maschenweite; E = Einwohner.



Fortsetzung Tabelle 2-9.

Nr.	Forschungshypothese	Bewertungsmaßstäbe zur Validierung
6	<p>Eine weitgehende Entfernung von Phosphor und Stickstoff aus schwach belastetem Grauwasser ist durch betriebliche und bauliche Modifikationen von Vertikalfiltern zur gezielten Nährstoffelimination erreichbar.</p> <p>Es wird davon ausgegangen, dass Anpassungen im Aufbau und Betrieb geeignete Bedingungen für die Denitrifikation und Phosphorsorption schaffen. In herkömmlichen Vertikalfiltern laufen diese Prozesse nur ungezielt ab (vgl. Kapitel 2.6.4.2).</p>	<p>Einhaltung der Anforderungen in Tabelle 2-4 für NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N und PO<sub>4</sub>-P (vgl. Kapitel 2.5.2 und Kapitel 4.2).</p>
7	<p>Bewachsene Vertikalfilter liefern einen relevanten eigenständigen Beitrag für das kleinräumige Klima durch Evapotranspiration.</p> <p>Diese Hypothese stützt sich auf die Tatsache, dass blau-grüne Infrastrukturen Kühlung durch Evapotranspiration erzeugen (vgl. Kapitel 2.2). Es wird zudem angenommen, dass natürliche Kühlungseffekte durch die hohen hydraulischen Durchsätze im Bodenfilter gesteigert werden können.</p>	<p>Folgende Kriterien (vgl. Kapitel 4.3.1):</p> <p>(1) Verdunstungsleistung des Vertikalfilters &gt; Maximalwert der Verdunstungsleistung von Fassadenbegrünungen [1000 mm/a bzw. 1 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>-a); vgl. Ludwig et al. 2021];</p> <p>(2) Verdunstungsleistung Bodenfilter &gt; Verdunstung aus freien Wasserflächen (ca. 700 mm/a; vgl. DWA-M 504-1 2018).</p>
8	<p>Die Grauwasserseparation vom Kläranlagenzulauf hat bei hohen Transitions- bzw. Abkoppelungsgraden negative Auswirkungen auf den Betrieb konventioneller Kläranlagen. Diese negativen Auswirkungen lassen sich jedoch durch gezielte betriebliche und technologische Maßnahmen abmildern.</p> <p>Diese Hypothese leitet sich daraus ab, dass durch die Grauwasserseparation anteilig mehr Kohlenstoff abgekoppelt wird als Nährstoffe. Dies könnte den Denitrifikationsprozess beeinträchtigen (vgl. Kapitel 2.3.2).</p>	<p>Unterschreitung eines für die Denitrifikation kritischen BSB<sub>5</sub>/N-Verhältnisses von 3,5 im Zulauf zur biologischen Stufe im Transitionszustand gegenüber dem Ist-Zustand und Veränderung des Strombedarfes für die Belüftung und der Stromerzeugung im Faulturm im Transitionszustand gegenüber dem Ist-Zustand (vgl. Kapitel 5.2).</p>
9	<p>Konzepte für eine ressourcenorientierte Abwasserbewirtschaftung lassen sinnvoll in konventionelle Kläranlagen einbinden.</p> <p>Diese Hypothese stützt sich auf die Annahme, dass auch zentrale Kläranlagen durch eine schrittweise Transition zu ressourcenorientierten Systemen in ihrer Ressourceneffizienz und Nachhaltigkeit verbessert werden können (vgl. Kapitel 2.3.2).</p>	<p>Bestimmung und Quantifizierung des erforderlichen Anpassungsbedarfs für die Kläranlage im Transitionszustand (vgl. Kapitel 5.2).</p>
10	<p>Ein benutzerfreundliches Instrument zur Bilanzierung von Stofffracht- und Volumenströmen kann entwickelt werden, um den Anpassungsbedarf bestehender Abwasserinfrastrukturen im Transitionszustand zu ermitteln (vgl. Kapitel 2.3.2).</p>	<p>Wirksamkeit des entwickelten Excel-basierten Algorithmus in der Generierung von Erkenntnissen, die als Basis zur Ableitung von konkreten Empfehlungen für den Betrieb und die Verfahrenstechnik der Kläranlage im Transitionszustand dienen (vgl. Kapitel 5.2).</p>

NH<sub>4</sub>-N = Ammoniumstickstoff; NO<sub>2</sub>-N = Nitritstickstoff; NO<sub>3</sub>-N = Nitratstickstoff; PO<sub>4</sub>-P = Phosphatphosphor; BSB<sub>5</sub> = Biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen; N = Stickstoff.

### 3 Materialien und Methoden

#### 3.1 Übersicht der Untersuchungen zur Technologieanpassung und Konzeptentwicklung sowie der verwendeten Materialien

Abbildung 3-1 gibt eine Übersicht über die im Rahmen der vorliegenden Forschungsarbeit durchgeführten Untersuchungen zur Technologieanpassung und die theoretischen Arbeiten zur Konzeptentwicklung sowie deren Logik, Struktur und Ziele.

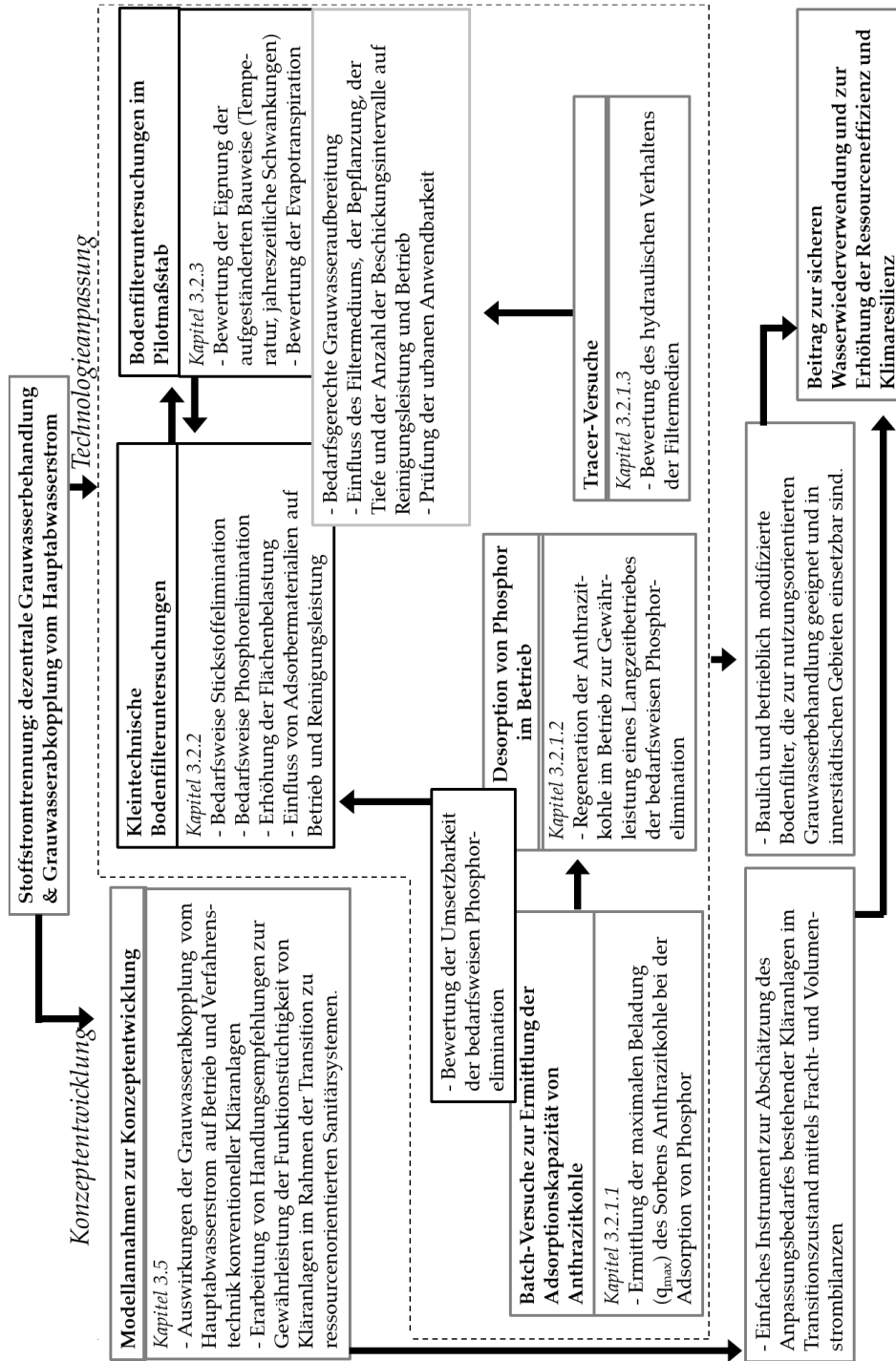


Abbildung 3-1: Übersicht der Untersuchungen zur Technologieanpassung und Konzeptentwicklung: Logik, Struktur und Ziele.

Abbildung 3-1 verdeutlicht, dass sich die vorliegende Forschungsarbeit in zwei Hauptteile gliedert, nämlich die Technologieanpassung und die Konzeptentwicklung. Die Relevanz des praktischen Teils der Arbeit überwiegt im Vergleich zu den konzeptionellen Ansätzen. Der Fokus der Technologieanpassung liegt auf der Untersuchung vertikal durchströmter Bodenfilter zur Grauwasserbehandlung im kleintechnischen und Pilotmaßstab. Wesentliches Ziel ist dabei, angepasste Vertikalfilter zu entwickeln, die zur nutzungsorientierten Grauwasserbehandlung geeignet und in innerstädtischen Bereichen einsetzbar sind. Der konzeptionelle Teil der Arbeit beinhaltet die Entwicklung eines Excel-basierten Instruments, das zur Erfassung der Auswirkungen einer fortschreitenden Grauwasserseparation auf den Betrieb und die Verfahrenstechnik herkömmlicher Kläranlagen dient.

Zur Untersuchung einer nutzungsorientierten Grauwasseraufbereitung im Rahmen der Technologieanpassung wurden sechs Bodenfiltersäulen mit je 29 cm Durchmesser im kleintechnischen Maßstab (siehe Kapitel 3.2.1) und zwei weitere aufgeständerte Bodenfilter mit je 2,5 m<sup>2</sup> Filterfläche im Pilotmaßstab umgesetzt (siehe Kapitel 3.2.3). Die Erprobung der aufgeständerten Bauweise zielte auf die Erweiterung des Anwendungsbereiches des Verfahrens auf den städtischen Bereich ab. Die Betriebszeit der Bodenfilteranlagen betrug jeweils über 500 Tage. Es wurden gezielte Strategien im Aufbau und Betrieb untersucht, um unterschiedliche nutzungsangepasste Qualitätsanforderungen zu erfüllen, wie etwa für die Bewässerung, Versickerung und Toilettenspülung. Die baulichen und betrieblichen Modifikationen umfassten unter anderem die Wahl des Filtermaterials, den Einbau von Adsorbiermaterialien, das Einstauen der Dränschicht, die Rückführung des nitratreichen Ablaufes und die Erhöhung der Flächenbelastung.

Im Rahmen der Bodenfilteruntersuchungen im kleintechnischen und Pilotmaßstab wurden unterschiedliche Filter-, Adsorber- und Dränmaterialien eingesetzt. Bei den Filtermaterialien handelte es sich um (1) enggestuften Rheinsand (0 – 2 mm) und (2) Lavasand mit breiterer Korngrößenverteilung (0 – 4 mm). Darüber hinaus wurde im Rahmen der kleintechnischen Untersuchungen gezielt die Nährstoffelimination in den Vertikalfiltern untersucht, indem Adsorbiermaterialien wie Zeolithe (0,5 – 2 mm) und Anthrazitkohle (2 – 4 mm) Anwendung fanden.

## **3.2 Versuchsdurchführung – Technologieanpassung**

### **3.2.1 Laborversuche zur Phosphoradsorption/-desorption und Tracer-Versuche**

#### **3.2.1.1 Batchversuche zur Ermittlung der Kapazität von Anthrazitkohle zur Phosphoradsorption**

Ergänzend zu den Untersuchungen im Pilot- und kleintechnischen Maßstab wurden Batchversuche durchgeführt, um die Kapazität von Anthrazitkohle zur Phosphoradsorption zu bestimmen. Granulierte Anthrazitkohle (2 – 4 mm) wurde mittels einer Planeten-Kugelmühle <sup>(1)</sup> zermahlen und der Siebdurchgang des 0,125 mm-Analysesiebs gesammelt. Die Nutzung gemahlener Kohle begründet sich darin, dass die diffusionslimitierte

---

<sup>(1)</sup> S1, Fa. Retsch (Haan, NRW).

Adsorptionsgeschwindigkeit mit abnehmender Korngröße zunimmt (vgl. z. B. DVGW W 239 2021). Durch die Nutzung von feinem Material war es möglich, die Adsorptionsversuche mit deutlich kürzeren Kontaktzeiten bis zum Erreichen der Gleichgewichtskonzentration durchzuführen als bei größeren Körnungen.

Die Pulveranthrazitkohle wurde auf zwei Nachkommastellen genau abgewogen und ausschließlich im Rahmen der Laborversuche verwendet. Für die Bestimmung der Adsorptionsisotherme von Phosphor an Anthrazitkohle bei Raumtemperatur wurde eine 100 mg/l PO<sub>4</sub>-Stammlösung aus getrocknetem Kaliumdihydrogenphosphat (KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>)<sup>(1)</sup> hergestellt, die bei Bedarf für die verschiedenen Ansätze auf 1 mg/l PO<sub>4</sub>-P verdünnt wurde. Die Durchführung erfolgte jeweils in 300 mL-Erlenmeyerkolben auf einer rotierenden Platte eines Laborschüttlers<sup>(2)</sup> mit 160 U/min, wobei die Kohle vorgelegt und die Kolben mit Aluminiumfolie verschlossen wurden. Die Kolben wurden für 24 Stunden geschüttelt, denn es konnte bei im Vorfeld durchgeführten Zeitreihen nachgewiesen werden, dass die erforderliche Zeit für eine vollständige P-Adsorption an pulverisierter Anthrazitkohle stets < 24 Stunden lag (vgl. Hilbert 2021). Nach vollständiger Adsorption wurde die Lösung über Faltenfiltration (Partikelretention 4–7 µm)<sup>(3)</sup> und anschließend über einen 0,45 µm-Minisart-RC-Spritzenvorsatzfilter<sup>(4)</sup> filtriert. Die P-Gleichgewichtskonzentration wurde anschließend bestimmt.

In Bezug auf die Desorption von Phosphor aus der beladenen Anthrazitkohle wurde im Rahmen der vorliegenden Forschungsarbeit lediglich die Möglichkeit der Regenerierung der Anthrazitkohle im Betrieb untersucht (vgl. Kapitel 3.2.1). Damit konnte die Praxistauglichkeit der Verfahrensmodifikation erforscht werden. Batchversuche zur Ermittlung der Desorptionskapazität und Untersuchungen hinsichtlich aufeinanderfolgender Adsorptions-/Desorptionszyklen (wie z. B. in Drenkova-Tuhtan 2018) waren nicht Schwerpunkt der Arbeit.

### 3.2.1.2 Desorption von Phosphor im Bodenfilterbetrieb

Die Möglichkeit der P-Desorption im Bodenfilterbetrieb wurde exemplarisch an der Rheinsandversuchssäule S3 nach Abschluss der Untersuchungen geprüft. Dies erfolgte durch Befüllen der Dränschicht mit geeigneter Desorptionslösung und anschließendes Einstauen für einen Zeitraum von sieben Tagen. S3 verfügte über eine mit Anthrazitkohle funktionalisierte Kiesschicht als Drainage (vgl. Tabelle 3-1). Dabei wurde eine Ruhephase von maximal sieben Tagen angestrebt, um einerseits ausreichend Zeit für den Desorptionsprozess bereitzustellen und andererseits die Praxistauglichkeit der Desorption im Betrieb sicherzustellen. Denn die meisten Bodenfilteranlagen durchlaufen in der Praxis ohnehin eine regelmäßige Ruhephase, um präventiv der Kolmation entgegenzuwirken. Verschiedene wässrige Desorptionslösungen kamen zum Einsatz. Zunächst wurde eine Mischung aus 5 w/v % NaCl + 3 w/v Natriumhydroxid (NaOH) untersucht. Des Weiteren wurde eine 1 M NH<sub>4</sub>Cl-Lösung eingesetzt. Zuletzt fand auch 1 M Zitronensäure Verwendung. Die Desorptionslösungen wurden angelehnt an Piol et al. (2019), Trazzi et al. (2016) und Kuzawa et al. (2006) gewählt.

---

<sup>1</sup> Fa. Bernd Kraft (Maxdorf, RLP).

<sup>2</sup> Typ RO 30, Fa. Gerhardt GmbH (Wiesbaden, HE).

<sup>3</sup> 595 ½, Fa. Whatman plc. (Maidstone, Großbritannien).

<sup>4</sup> Fa. Sartorius AG (Göttingen, NI).

Wesentliches Ziel der Desorptionsversuche war es, die Möglichkeit der Regenerierung der beladenen Kohle im Betrieb zu untersuchen, um die Bedingungen für einen Langzeitbetrieb der bedarfsweisen Phosphorelimination in einem solchen Vertikalfilter zu schaffen. Für die praktische Anwendung könnte während einer Ruhephase (vgl. DWA-A 262 2017) Desorptionsmittel in den Filterauslauf eingebracht und die Dränschicht, etwa durch Anhebung der Auslaufstelle, eingestaut werden.

### 3.2.1.3 Tracer-Versuche

Wesentliches Ziel der Tracer-Versuche bestand darin, durch Bestimmung des Salzurückhaltes Auskunft über das hydraulische Verhalten der Filtermedien Rheinsand (0 – 2 mm) und Lavasand (0 – 4 mm) zu erlangen. Die hydraulische Aufenthaltszeit wurde hierbei bestimmt, woraus Schlussfolgerungen über Betrieb und Reinigungsleistung abgeleitet werden konnten. Die Tracer-Versuche wurden an der Rheinsandfiltersäule S1 und Lavasandfiltersäule S2 durchgeführt. Als Abwassermatrix diente Ablauf des Nachklärbeckens der Kläranlage Kaiserslautern (siehe Meyer 2022 für eine Charakterisierung). Die hydraulische Flächenbelastung betrug im Mittel 74 L/(m<sup>2</sup>·d) für S1 und 67 L/(m<sup>2</sup>·d) für S2. Eine etwas geringere hydraulische Belastung ergab sich bei S2 aufgrund der sequentiellen Versuchsdurchführung mit gleicher Abwassercharge; der niedrigere Füllstand im Vorlagebehälter zu Beginn des Tracer-Versuchs an S2 resultierte in einem geringeren Vordruck. Zur Absicherung der Ergebnisse wurde der Tracer-Versuch an S2 mit neuem Kläranlagenablauf, identischem Wasserfüllstand und gleicher Flächenbelastung wiederholt.

Die Zugabe des Tracers erfolgte anstelle eines einzelnen Beschickungsereignisses direkt auf die jeweilige Filteroberfläche. Nach der Tracer-Zugabe wurde der reguläre Betrieb wieder aufgenommen. Als Tracer wurde NaCl <sup>(1)</sup> gewählt, da es den Bodenfilter unverändert passiert (Morandi und Steinmetz 2022). Die Ermittlung der Cl<sup>-</sup>-Konzentration in den Auslässen von S1 und S2 erfolgte über die Online-Erfassung der Leitfähigkeit mithilfe einer Multisonde, <sup>(2)</sup> wobei Korrelationsgeraden zwischen Chlorid und Leitfähigkeit verwendet wurden (vgl. Abbildung E - 1, Abbildung E - 2 und Abbildung E - 3 in Anhang F). Vor Beginn der Tracer-Versuche wurden die jeweiligen Bodenfilterabläufe mit unterschiedlichen Massen an NaCl versetzt, die Cl<sup>-</sup>-Konzentration bestimmt und die Leitfähigkeit gemessen. Dabei wurden die Cl<sup>-</sup>-Hintergrundkonzentration mittels des Küvettentests LCK 311 <sup>(3)</sup> ermittelt. Vor der NaCl-Zugabe wurde auch die Hintergrundleitfähigkeit der Abwassermatrix im jeweiligen Ablauf bestimmt. Die sich nach Zugabe der Tracer-Substanz eingestellte Cl<sup>-</sup>-Konzentration entsprach im Zulauf etwa dem 20-Fachen der Cl<sup>-</sup>-Hintergrundkonzentration und lag somit im von Headley und Kadlec (2007) empfohlenen Bereich vom 10- bis 20-Fachen der Hintergrundkonzentration.

Der Abfluss der jeweiligen Bodenfiltersäule wurde in ein 100 mL-Becherglas geführt, in dem das Leitfähigkeitsmessgerät platziert war. Von dort aus lief dieser in einen größeren Eimer

---

<sup>(1)</sup> Reinheitsgrad ≥ 99,5 %; Fa. Carl Roth (Karlsruhe, BW)

<sup>(2)</sup> Multi 3320 (Fa. WTW/Xylem Analytics Germany Sales GmbH & Co. KG; Weilheim in Oberbayern, BY)

<sup>(3)</sup> Fa. Hach Lange (Düsseldorf, NRW)

über. Um die Veränderung der Leitfähigkeit als Momentaufnahme zu erfassen, wurde die Leitfähigkeit nahezu kontinuierlich bzw. alle 5 Minuten erfasst. Anhand der Summierung der Cl<sup>-</sup>-Teilfrachten konnte der Zeitpunkt ermittelt werden, ab dem Cl<sup>-</sup> weitestgehend aus den Filtersäulen ausgetragen wurde.

### 3.2.2 Vertikal durchströmte Bodenfiltersäulen im kleintechnischen Maßstab

Eine wesentliche Komponente der vorliegenden Forschungsarbeit bildeten die kleintechnischen Säulenuntersuchungen zur bedarfsgerechten Behandlung von Grauwasser.

#### 3.2.2.1 Aufbau und Anlagenbeschreibung

Im Rahmen der Untersuchungen im kleintechnischen Maßstab wurden sechs vertikal durchströmte Bodenfiltersäulen (S1 bis S6; Ø = 29 cm; H<sub>S1-S5</sub> = 130 cm; H<sub>S6</sub> = 160 cm; vgl. Abbildung A - 1 in Anhang A) mit unterschiedlichem Aufbau konzipiert, errichtet und von 11.06.2020 – 23.11.2021 an der RPTU in Kaiserslautern betrieben. Die Säulen wurden aus Acrylglas mit geneigtem Boden und geschlitztem Dränrohr (8 mm) [vgl. Tabelle A - 1; Abbildung A - 1; Abbildung A - 2; Anhang A] gefertigt.<sup>(1)</sup> In Abbildung 3-2 ist die kleintechnische Bodenfilteranlage dargestellt.



*Abbildung 3-2: Kleintechnische Bodenfilteranlagen nach Inbetriebnahme mit Grauwasser (links) und nach über 500 Tagen Betrieb (rechts).*

Übergeordnetes Ziel der baulichen und betrieblichen Modifikationen an den Vertikalfiltersäulen lag in einer nutzungsorientierten Grauwasseraufbereitung, um flexibel unterschiedliche nutzungsabhängige Qualitäten zu erreichen. In Abbildung 3-3 ist ergänzend der Wasserpfad schematisch abgebildet. Zudem sind die jeweiligen Filteraufbauten sowie die Maße und Anordnung der kleintechnischen Anlagen in Abbildung 3-3 aufgeführt. Die Abmessungen der Grauwasservorlage (vgl. Abbildung 3-3) sind in Abbildung A - 3 (vgl. Anhang A) hinterlegt. Im Gegensatz zur Bodenfilteranlage im Pilotmaßstab wurde im Rahmen der kleintechnischen Untersuchungen keine Messtechnik eingebaut.

<sup>(1)</sup> Fa. Ernst Kienzle GmbH & Co. KG (Weinstadt, BW).

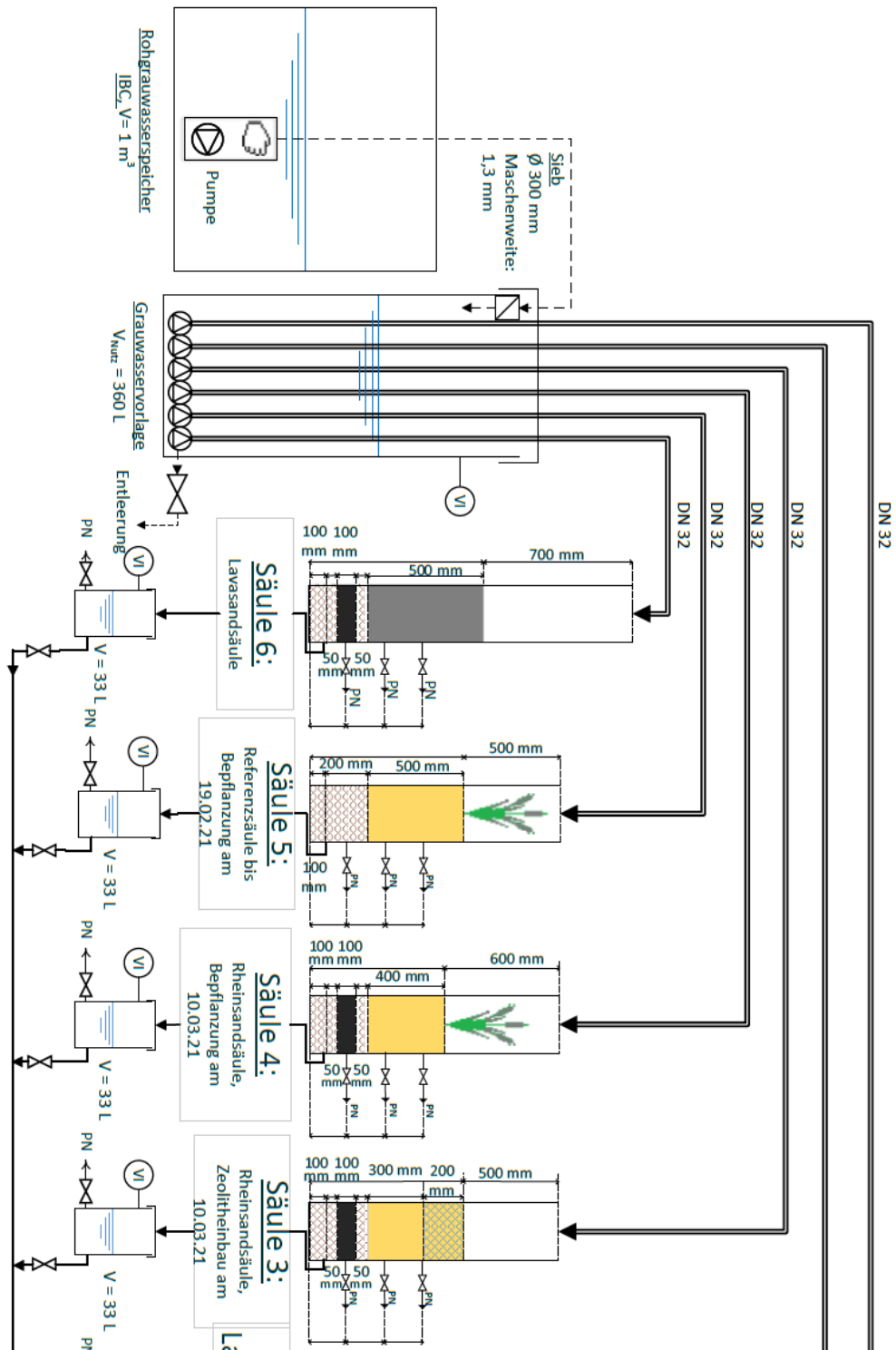
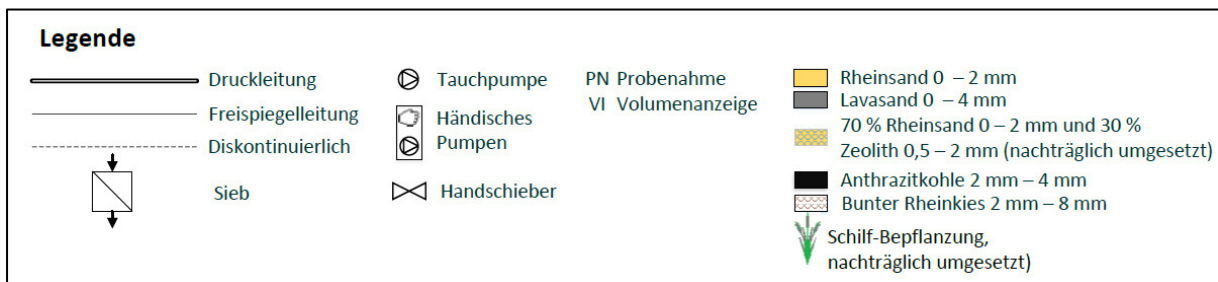
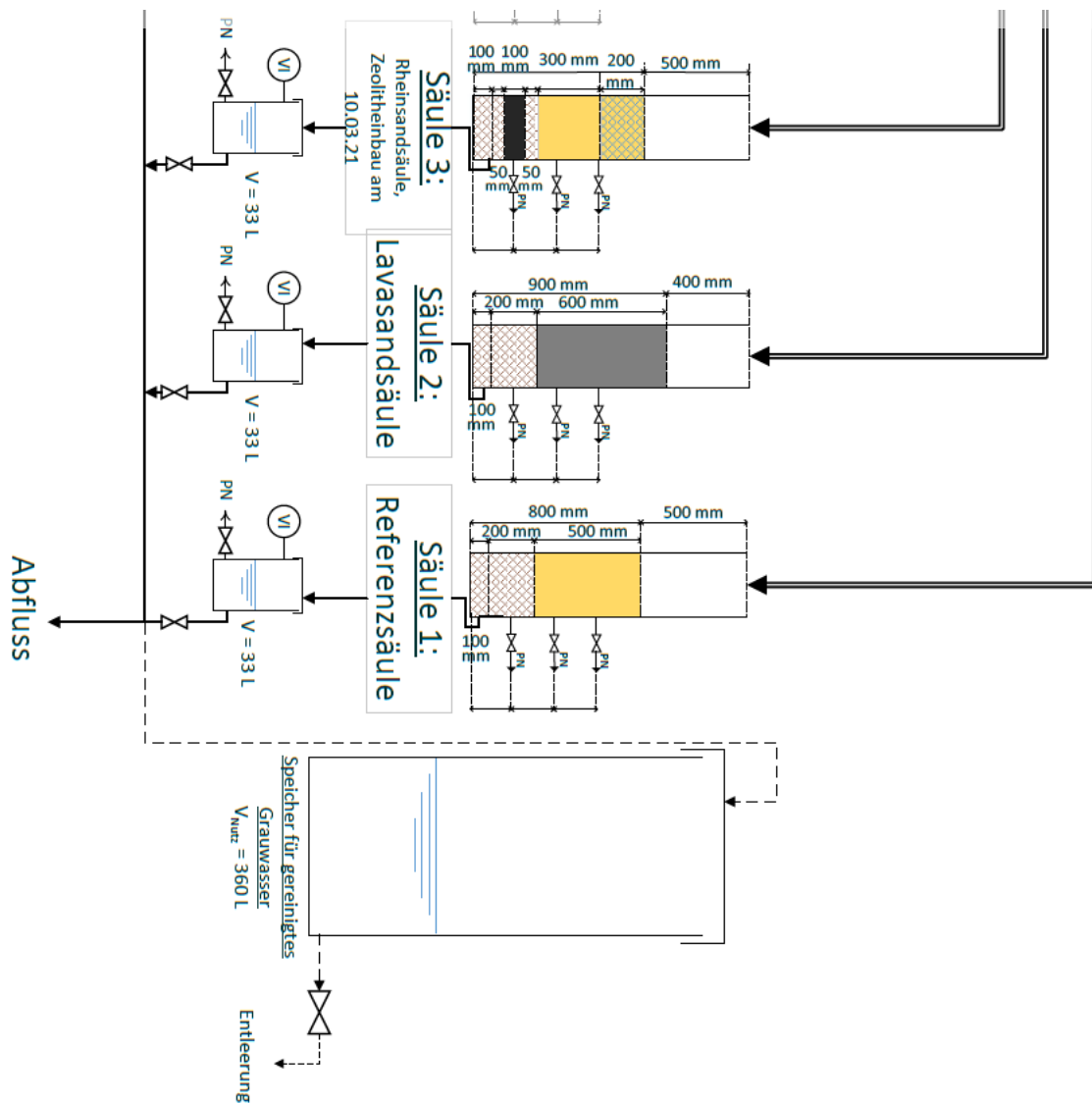


Abbildung 3-3: Schematische Darstellung des Versuchsaufbaus der kleintechnischen Bodenfilteranlagen mit Wasserpfad, Filteraufbau und sonstigen technischen Elementen.



Fortsetzung Abbildung 3-3.

Tabelle 3-1 gibt einen Überblick über den Filteraufbau und die baulichen Ausführungen der kleintechnischen Vertikalfilter. Der Freibord reichte je nach Säulenhöhe und Tiefe der Filterschicht von 40 cm bis 70 cm (vgl. Tabelle 3-1 bzw. Abbildung 3-3). Die Tiefe der Filterschicht der Rheinsandfilter S1, S3 und S5 betrug 50 cm, mit Ausnahme von S4 mit 40 cm Tiefe. Die beiden Lavasandfilter S2 und S6 wurden gemäß DWA-A 262 (2017) mit einer Tiefe der Filterschicht von 60 cm umgesetzt. Ein Vergleich der eingesetzten Filtermedien mit Rheinsand (0 – 2 mm) als Referenz war ein Ziel beim Aufbau und Betrieb der beiden Lavasandfiltersäulen. Die Nutzung von zeolithhaltigem Lavasand zielte auf die Verbesserung



der Reinigungsleistung ab. Bei der Rheinsandfiltersäule S4 wurde eine geringere Tiefe von 40 cm anstelle der gemäß Regelwerk vorgegebenen 50 cm realisiert (vgl. DWA-A 262 2017). Diese Änderung diente der Untersuchung flacherer und leichter Filter sowie der Bewertung ihrer Eignung zur Förderung der urbanen Anwendbarkeit des Bodenfilterverfahrens. Bei S3, S4 und S6 wurde die Dränschicht mit Adsorbermaterial (Anthrazitkohle, 2 – 4 mm) funktionalisiert, um in Kombination mit betrieblichen Änderungen (Einstauen der Dränschicht) eine bedarfsweise Phosphorelimination zu erforschen. Des Weiteren wurden bei den Rheinsandfiltersäulen S3, S4 und S5 bauliche Modifikationen vorgenommen. Bei S3 erfolgte am 10.03.21 der Austausch des Oberbodens durch mit Zeolithen (0,5 – 2 mm, 30 Gew.-%) versetztem Rheinsand (0 – 2 mm) [vgl. Tabelle 3-1], wie in Kapitel 3.2.4 beschrieben. Ziel war es, in Verknüpfung an betriebliche Anpassungen (anteilige Rückführung des nitratreichen Ablaufes und/oder Einstau der Dränschicht) eine verbesserte Stickstoffelimination zu erreichen. Zusätzlich wurde auch hier der Einfluss des Filtermediums auf Betrieb und Reinigungsleistung untersucht. Des Weiteren wurden die Rheinsandfiltersäulen S4 und S5 nach ca. acht Monaten Betrieb im Frühjahr 2021 mit *Phragmites australis* (*P. australis* bzw. herkömmlichem Schilf, vgl. Tabelle 3-1) bepflanzt. Damit stand die Untersuchung des Einflusses der Bepflanzung auf Betrieb und Reinigungsleistung im Vordergrund. Die eingesetzten Rhizome stammten aus der untersuchten Pilotanlage in Stuttgart (vgl. Kapitel 3.2.3).

#### **3.2.2.2 Betrieb**

Die kleintechnische Bodenfilteranlage, bestehend aus sechs vertikal durchflossenen Bodenfiltersäulen, wurde insgesamt für einen Zeitraum von 530 Tagen betrieben. Die Vertikalfiltersäulen wurden zeitgesteuert mit gesiebttem <sup>(1)</sup> Grauwasser intermittierend beschickt. Dabei betrug das Intervall zwischen Beschickungen jeweils 8 h, was drei Beschickungen am Tag entspricht. Damit wurde die Vorgabe von  $\geq 6$  h zwischen zwei Beschickungen gemäß DWA-A 262 (2017) eingehalten (vgl. Kapitel 2.6.4.2). Die Dauer eines einzelnen Beschickungsereignisses wurde stets auf  $< 1$  min begrenzt, um einen flächigen Überstau und damit einen ausreichenden Sauerstoffeintrag in den Filter zu gewährleisten (vgl. Kapitel 2.6.4.2). Neben den kurzen, starken Beschickungspulsen trug die ringförmige Konstruktion des mit Austrittsöffnungen ( $\varnothing = 6,5$  mm) versehenen Zulaufelements (siehe Abbildung 3-4, links) zur Vergleichmäßigung der Filterbeaufschlagung bei.

---

<sup>(1)</sup> Sieb: 1,3 mm Maschenweite (MW); Fa. Green Life GmbH (Schwerin, MVP).

**Tabelle 3-1:** Wesentliche Merkmale zum Filteraufbau der kleintechnischen Bodenfilteranlage und Ziele der baulichen Modifikationen in der Betriebszeit von 11.06.2020 – 23.11.2021 (530 d).

Filter-säule	Frei-bord	Filterschicht [Filterschicht nach baulicher Veränderung]	Drainageschicht	Bauliche Modifikation im Betrieb	Wesentliche spezifische Ziele
Säule 1 (S1)	50 cm	50 cm Rheinsand (0 – 2 mm)	20 cm Rheinkies (2 – 8 mm) 10 cm Rheinkies (8 – 16 mm)		Referenzsäule nach DWA-A 262 (2017)
Säule 2 (S2)	40 cm	60 cm Lavasand (0 – 4 mm)	20 cm Rheinkies (2 – 8 mm) 10 cm Rheinkies (8 – 16 mm)		Lavasandreferenzsäule Bewertung der urbanen Anwendbarkeit Einflusses des Filtermediums auf Betrieb und Reinigungsleistung
Säule 3 (S3)	50 cm	50 cm Rheinsand (0 – 2 mm) [Ab dem 10.03.2021: 20 cm Mischung aus 70 % Rheinsand (0 – 2 mm) und 30 % Zeolith (0,5 – 2 mm) 30 cm Rheinsand (0 – 2 mm)]	5 cm Rheinkies (2 – 8 mm) 10 cm Anthrazitkohle (2 – 4 mm) 5 cm Rheinkies (2 – 8 mm) 10 cm Rheinkies (8 – 16 mm)	Austausch von 20 cm Oberboden (Rheinsand 0 – 2 mm) durch Mischung aus 30 % Zeolith (0,5 – 2 mm) und 70 % bereits eingefahrenem Rheinsand (0 – 2 mm) am 10.03.2021	Einfluss von Adsorbentmaterialien auf Betrieb und Reinigungsleistung Bedarfsweise Stickstoffelimination Bedarfsweise Phosphorelimination
Säule 4 (S4)	60 cm	40 cm Rheinsand (0 – 2 mm)	5 cm Rheinkies (2 – 8 mm) 10 cm Anthrazitkohle (2 – 4 mm) 5 cm Rheinkies (2 – 8 mm) 10 cm Rheinkies (8 – 16 mm)	Bepflanzung mit <i>Phragmites australis</i> am 10.03.2021	Einfluss der Tiefe und des Einbaus von Adsorbentmaterialien auf Betrieb und Reinigungsleistung Bewertung der urbanen Anwendbarkeit Bedarfsweise Phosphorelimination Ab 10.03.2021: Einfluss der Bepflanzung auf Betrieb und Reinigungsleistung
Säule 5 (S5)	50 cm	50 cm Rheinsand (0 – 2 mm)	20 cm Rheinkies (2 – 8 mm) 10 cm Rheinkies (8 – 16 mm)	Bepflanzung mit <i>Phragmites australis</i> am 19.02.2021	Bis zum 19.02.2021: 2. Referenzsäule Ab 19.02.2021: Einfluss der Bepflanzung auf Betrieb und Reinigungsleistung
Säule 6 (S6)	70 cm	60 cm Lavasand (0 – 4 mm)	5 cm Rheinkies (2 – 8 mm) 10 cm Anthrazitkohle (2 – 4 mm) 5 cm Rheinkies (2 – 8 mm) 10 cm Rheinkies (8 – 16 mm)		Einfluss von Adsorbentmaterialien auf Betrieb und Reinigungsleistung Bedarfsweise Phosphorelimination Bewertung der urbanen Anwendbarkeit Einfluss des Filtermediums auf Betrieb und Reinigungsleistung

In Abbildung 3-2 lässt sich die Bildung einer Schmutzdecke (vgl. Kapitel 2.6.4.2) auf der Filteroberfläche der Rheinsandbodenfiltersäulen, vor allem bei S1 und S4, nach über 500 Tagen Betrieb erkennen. Am Grunde des Filters war ein Be-/Entlüftungsschlauch angebracht (siehe Abbildung 3-4, rechts), wodurch einerseits die in den wasserführenden Porenräumen eingefangene Luft bei Beschickung entweichen und andererseits frische Luft beim Ausströmen des gereinigten Wassers in die tieferen Filterschichten durchdringen konnte. Somit konnten Praxisbedingungen im kleintechnischen Maßstab erfolgreich nachgeahmt werden (vgl. Abbildung 2-5). Nach der Bodenpassage gelangte das gereinigte Grauwasser in den jeweiligen Sammelkanister, <sup>(1)</sup> aus dem über mehrere Tage gesammelte Mischproben zur Analytik entnommen wurden (vgl. Kapitel 3.2.1). Die Abläufe wurden nach der Probenahme entweder über ein Schlauchsystem in den Kanal abgelassen oder während der Vegetationsperiode in einem Speicher für gereinigtes Grauwasser vorgehalten (vgl. Abbildung 3-2 und Abbildung 3-3). Die Ablaufkanister wurden bei Anlieferung von frischem Grauwasser stets vorher vollständig entleert, bei Bedarf abmontiert und gereinigt.

Am 30.04.2021 wurde eine grüne Wand zum Testgelände der Rheinland-Pfälzischen Technischen Universität (RPTU) transportiert. Diese wurde von Helix Pflanzen GmbH bereitgestellt (vgl. Abbildung 3-5). Das aufbereitete Grauwasser wurde zur Bewässerung der grünen Wand genutzt, die als Aufenthaltsort für die Beschäftigten der Versuchshalle und des Labors der Fachgebiete Ressourcenorientierte Abwasserbehandlung und Siedlungswasserwirtschaft der RPTU diente. Es wurden keine gezielten Untersuchungen an der grünen Wand durchgeführt, sondern lediglich sporadische visuelle Kontrollen durchgeführt, um festzustellen, ob Unterschiede zum Ausgangszustand erkennbar waren.



*Abbildung 3-4: Beschickung von Grauwasser über den Zulaufverteiler in eine Vertikalfiltersäule mit Rheinsand als Filterschicht (links); Be-/Entlüftungsschlauch am Grunde des Filters (rechts).*

<sup>(1)</sup> V=33 L; hünersdorff GmbH (Ludwigsburg, BW); vgl. Abbildung 3-2 und Abbildung 3-3.



*Abbildung 3-5: Grüne Wand bei der Anlieferung (links); und grüne Wand nach Bewässerung mit aufbereitetem Grauwasser.*

In Tabelle 3-2 werden alle Betriebsphasen während der kleintechnischen Untersuchungen beschrieben. Es wird Auskunft über die Dauer und den Zeitraum jeder Betriebsphase gegeben. Außerdem werden die wesentlichen betrieblichen und baulichen Änderungen sowie die spezifischen Ziele der Untersuchungen detailliert behandelt. Ergänzend sind in Tabelle 3-3 die CSB- und hydraulischen Flächenbelastungen je nach Betriebsphase und Filtersäule aufgeführt.

**Tabelle 3-2:** Betriebsphasen während der kleintechnischen Bodenfilteruntersuchungen und spezifische Ziele im Zeitraum von 11.06.2020 bis 23.11.2021 (530 Tage).

Betriebsphase (BP)	Anfang – Ende	Dauer in d	Ereignisse sowie betriebliche und bauliche Veränderungen	Wesentliche spezifische Ziele
<b>Einfahrphase</b>	11.06. – 08.07.20	28	11.06.20: Inbetriebnahme von S1, S2 und S3 mit synthetischem Grauwasser <sup>(1)</sup> 16.06.20: Wechsel auf „reales“ Grauwasser 01.07.20: Aufbocken des Vorlagebehälters zur Reduzierung der Förderhöhe 06.07.20: Umsetzung der ringförmigen Zulaufverteiler zur Vergleichmäßigung der Beaufschlagung	Einfahren von S1, S2 und S3 Behebung betrieblicher Probleme
<b>BP 1</b>	09.07. – 18.08.20	41	09.07.20: Inbetriebnahme von S5 Betrieb von S1, S2 und S3 bei Soll-Flächenbelastung von 80 L/(m <sup>2</sup> -d) [bei voller Vorlage]	Einfahren von S5 Betrieb gemäß Regelwerk DWA-A 262 (2017) Vergleich der konstruktiven Merkmale zwischen Referenz- und modifizierten Filtersäulen
<b>BP 2</b>	19.08. – 04.11.20	77	25.08.20: Austrittsöffnungen der Zulaufverteiler von 4 mm auf 6,5 mm erweitert 11.09.20: Inbetriebnahme von S4 25.08.2020: Anbringen von Abdeckfolien, um das Wachstum von Algen zu hemmen 25.08.2020: Anstreichen der Schlauchverbindungen, um schlierenartige, rötliche Biofilme zu verhindern	Einfahren von S4 Betrieb gemäß Regelwerk DWA-A 262 (2017) Vergleich der konstruktiven Merkmale zwischen Referenz- und modifizierten Filtersäulen Bewertung der Reproduzierbarkeit durch Vergleich zwischen S1 und S5
<b>BP 3</b>	04.11.20 – 03.02.21	91	04.11.20: Inbetriebnahme von S6 Einstau der mit Anthrazitkohle (2 – 4 mm) funktionalisierten Dränschicht bei S3 (am 13.11.20) und S4 (am 18.11.20)	Einfahren von S6 Bedarfsweise Phosphorelimination bei S3 und S4 Bedarfsweise Stickstoffelimination bei S3 und S4
<b>BP 4</b>	03.02. – 09.03.21	34	03.02.21: Erhöhung der Soll-Flächenbelastung auf 120 L/(m <sup>2</sup> -d) [bei voller Vorlage] 03.02.21: Austausch der S6-Pumpe 19.02.21: Bepflanzung von S5	Bewertung der urbanen Anwendbarkeit Einfluss der Bepflanzung auf Betrieb und Reinigungsleistung bei S5 Bedarfsweise Nährstoffelimination bei S3 und S4
<b>BP 5</b>	10.03. – 23.06.21	106	10.03.21: Bepflanzung von S4 10.03.21: Substratwechsel bei S3 [Austausch des Oberbodens (20 cm, Rheinsand, 0 – 2 mm)] durch Gemisch aus 30 Gew.-% Zeolith der Körnung 0,5 – 2,0 mm und 70 Gew. % bereits eingefahrenem Rheinsand (0 – 2 mm) 17.03.21: Rezirkulation des nitratreichen Ablaufs bei S3 und S6	Einfluss der Bepflanzung auf Betrieb und Reinigungsleistung bei S4 und S5 Einfluss von Filtermedium, Vorhandensein von Zeolithen, Ablaufrückführung, Einstau des Dränbereiches etc. auf die bedarfsweise Stickstoffelimination
<b>BP 6</b>	23.06. – 31.08.21	69	23.06.21: Beendigung des teileingestauten Betriebes bei S3 und S4 21.07.21: Rezirkulation bei S3 und S6 ausgeschaltet	Bewertung der Betriebsflexibilität bei der bedarfsgerechten Grauwasseraufbereitung
<b>BP 7</b>	01.09. – 23.11.21	84	01.09.21: Reduzierung der hydraulischen Flächenbelastung auf Soll-Flächenbelastung von 80 L/(m <sup>2</sup> -d) [bei voller Vorlage]	

<sup>(1)</sup> Auf synthetisches Grauwasser wurde ausschließlich bei Lieferengpässen zurückgegriffen (vgl. Tabelle D - 1 und Tabelle D - 2 in Anhang D).

Tabelle 3-2 zeigt, dass die Inbetriebnahme der Vertikalfiltersäulen S1, S2 und S3 am 11.06.2020 erfolgte. Das Ende der Einfahrphase wurde an dem Erreichen einer CSB-Ablaufkonzentration von < 15 mg/l festgemacht. Im Verlauf der Einfahrphase für S1, S2 und S3 wurden die übrigen Filtersäulen S4 (Rheinsandfiltersäule, mit geringerer Tiefe, zunächst unbepflanzte), S5 (zum Zeitpunkt der Inbetriebnahme 2. Rheinsandreferenzsäule) und S6 (2. Lavasandfiltersäule, mit funktionalisierter Dränschicht) befüllt und schrittweise gemäß Tabelle 3-2 in Betrieb genommen. Gleichzeitig konnten betriebliche Probleme (wie z. B. unzureichende Beschickungsvolumina bei zu niedrigem Füllstand des Vorlagebehälters oder die Bildung von Ausspülungen des Sandes durch eine ungleichmäßige starke Beschickung) behoben werden. Hierfür wurde der Vorlagetank um 40 cm aufgebockt, sodass der Druckverlust (vgl. Abbildung A - 4; Anhang A) verringert werden konnte. Des Weiteren wurden ringförmige Zulaufverteiler installiert, um die Filterbeaufschlagung zu vergleichmäßigen.

Im Laufe der **Betriebsphase (BP) 1** wurden die Säulen S1, S2 und S3 gemäß Regelwerk (DWA-A 262 2017) bzw. bei CSB-Flächenbelastungen < 20 g/(m<sup>2</sup>·d) und hydraulischen Flächenbelastungen < 80 L/(m<sup>2</sup>·d) betrieben. Währenddessen erfolgte auch die Inbetriebnahme von S5 (vgl. Tabelle 3-2). Ziel von BP 1 war es, den Einfluss konstruktiver Merkmale auf Betrieb und Reinigungsleistung auszumachen (vgl. Tabelle 3-2). Dabei konnten Referenz- und modifizierte Filtersäulen insbesondere hinsichtlich des Einflusses des Filtermaterials auf Betrieb und Reinigungsleistung miteinander verglichen werden. Zusätzlich konnte etwa bei S3 der Einfluss der in die Dränschicht eingebauten Anthrazitkohleschicht (2 – 4 mm) auf Betrieb und Reinigungsleistung untersucht werden. Ferner wurde im Laufe von BP 1 die Säule S5 (2. Rheinsandreferenzsäule der Körnung 0 – 2 mm) eingefahren.

**BP 2** kann als Erweiterung von BP 1 betrachtet werden und diente im Wesentlichen der Weiteruntersuchung des Betriebes nach Regelwerk (DWA-A 262 2017) und dem Vergleich der konstruktiven Merkmale zwischen Referenz- und modifizierten Filtersäulen (vgl. Tabelle 3-2). Zusätzlich wurde S4 im Zuge von BP 2 eingefahren, während die Reproduzierbarkeit der kleintechnischen Untersuchungen durch den Vergleich zwischen beiden Rheinsandreferenzsäulen S1 und S5 überprüft werden konnte (vgl. Tabelle 3-2).

In **BP 3** stand die bedarfsweise Nährstoffelimination im Vordergrund (siehe Tabelle 3-2). Dabei wurden die unteren 30 cm von Säulen S3 und S4 (vgl. Abbildung 3-3), die eine funktionalisierte Dränschicht aufwiesen, durch Hochführen der Ablaufleitung bis zur Oberkante der Dränschicht eingestaut, um die P-Adsorption an Anthrazitkohle durch die gesteigerte Kontaktzeit zu fördern. Außerdem konnte in BP 3 die Möglichkeit der bedarfsweisen Stickstoffelimination an den teileingestauten Säulen S3 und S4 untersucht werden. Der Einstau von S3 und S4 wurde erst im Juni 2021 (BP 6; vgl. Tabelle 3-2) nach ca. sieben Monaten beendet. Des Weiteren wurde S6 (2. Lavasandfiltersäule, mit funktionalisierter Dränschicht) in Betrieb genommen (vgl. Tabelle 3-2).

**BP 4** richtete den Fokus auf die Erweiterung des Bodenfilterverfahrens auf innerstädtische Gebiete (vgl. Tabelle 3-2), indem die hydraulische Flächenbelastung zu allen sechs Vertikalfiltersäulen um ca. 50 %, also von 80 L/(m<sup>2</sup>·d) auf 120 L/(m<sup>2</sup>·d) [bezogen auf die Soll-Flächenbelastung bei voller Vorlage] erhöht wurde, um mehr Grauwasser auf gleicher Fläche zu behandeln. Die tatsächlichen hydraulischen Flächenbelastungen fielen aber aufgrund des absinkenden Füllstandes im Vorlagebehälter bzw. des abfallenden Vordruckes und der

ansteigenden Förderhöhe geringer aus (vgl. Tabelle 3-3). Wie auch in BP 3 konnte in BP 4 die Möglichkeit der bedarfsweisen Stickstoff- und Phosphorelimination bei S3 und S4 untersucht werden. Im Laufe von BP 4 erfolgte ebenfalls der Austausch der defekten S6-Pumpe.

Im Rahmen von **BP 5** wurden verschiedene Aspekte untersucht. Zu Beginn der Betriebsphase wurde die flachere S4-Rheinsandfiltersäule bepflanzt. Das Ziel der Bepflanzung bei S4 war es, ähnlich wie bei S5, Erkenntnisse über den Einfluss des Pflanzenbewuchses auf Betrieb und Reinigungsleistung zu gewinnen. Zudem wurde die Kombination zwischen Bepflanzung (Wurzelwerk) und flacheren Tiefen auf das Risiko von Kurzschlussströmungen hin untersucht. Gleichzeitig zur Änderung an S4 erfolgte ein Substratwechsel bei S3 [Austausch des Oberbodens (20 cm, Rheinsand, 0 – 2 mm)] durch ein Gemisch aus 30 Gew.-% Zeolith der Körnung 0,5 – 2,0 mm und 70 Gew. % bereits eingefahrenem Rheinsand. Ziel des Substratwechsels bei S3 war es, vergleichbare Eigenschaften zu Lavasand zu erreichen. Zusätzlich wurden von März 2021 bis Juli 2021 (BP 5 bis Mitte BP 6; vgl. Tabelle 3-2) die nitratreichen Abläufe der Säulen S3 (mit Zeolith 0,5 – 2 mm versetztem Rheinsand) und S6 (Lavasand) im Betrieb anteilig rezirkuliert. Dabei wurde mittels je einer Schlauchpumpe <sup>(1)</sup> ein Teil des Ablaufwassers bei zusätzlichen 45 L/(m<sup>2</sup>·d) zeitversetzt zur Grauwasserbeschickung (Versatz von drei Stunden) dreimal täglich für jeweils 2 min direkt auf die obere Filterfläche zurückgefördert (vgl. Tabelle 3-3). Ziel war es, eine bedarfsgerechte Stickstoffelimination zu erreichen. Der Grund für den Versatz lag in der Verringerung des Zeitintervalls zwischen den Beschickungen und der Ausnutzung des hohen Wasserbindevermögens von Zeolithen. Es wurde angenommen, dass hierdurch anoxische Milieubedingungen im Inneren des Biofilms (S3, S6) bzw. der Denitrifikationsprozess gefördert werden. Eine Rückführung des Ablaufs in die mechanische Stufe wurde aufgrund längerer Förderstrecken für die Praxis nicht angestrebt, während ein zweistufiges Bodenfiltersystem aufgrund des erhöhten Flächenbedarfs kaum für den städtischen Raum geeignet wäre (vgl. Kapitel 2.6.4.2). Außerdem wurden Einflussfaktoren auf die bedarfsgerechte Stickstoffelimination, auch durch den Vergleich mit vorherigen und darauffolgenden Phasen, erforscht (vgl. Tabelle 3-2). Bei den Lavasandfiltersäulen S2 und S6, die ausschließlich nicht eingestaut betrieben wurden, wurde der Aspekt des erhöhten Zeolithgehalts auf den Ammoniumstickstoffrückhalt und somit die Nitrifikation untersucht (vgl. Kapitel 2.6.4.2). Der Einfluss niedriger Temperaturen wurde im Rahmen der Untersuchungen im Pilotmaßstab erforscht (vgl. Kapitel 3.2.3.2). Des Weiteren wurde in BP 5 geprüft, ob die Rückführung des nitratreichen Ablaufes in Kombination mit dem hohen Wasserbindungsvermögen vom Lavasand für verbesserte anoxische Verhältnisse innerhalb des Biofilms sorgt. Zudem wurde die Reinigungsleistung von S4 aufgrund des Einbaus von Zeolithen im Vergleich zu den Lavasandfiltern untersucht. Anders als in der Fachliteratur angegeben, wurde der nitratreiche Ablauf von S3 und S6 weder in die mechanische Reinigungsstufe oder den Vorlagetank zurückgeführt, noch wurde für die Denitrifikation gröberes Filtermaterial als Filterschicht verbaut (vgl. Kapitel 2.6.4.2). Stattdessen lag der Fokus auf der Verwendung feineren Filtermaterials (beginnend ab 0 mm) sowie der zur Beschickung zeitversetzten Rückführung des nitratreichen Ablaufes direkt auf die Filterfläche. Die Hypothese ist, dass durch die Verkürzung des Zeitintervalls zwischen

---

<sup>(1)</sup> 500 ml/min, Modell G928, 12 V, Fa. Fafeicy (Shenzhen, China).

Beschickungen und die Ausnutzung des hohen Wasserbindevermögens von Zeolithen verbesserte anoxische Bedingungen erreicht werden, die ggf. den Prozess der Denitrifikation im zeolithhaltigen Lavasand (0 – 4 mm) oder im zeolithangereicherten Rheinsand (0 – 2 mm) fördern.

Zu Beginn von **BP 6** wurde der Einstau von Säulen S3 und S4 beendet. Etwa einen Monat nach Beginn von BP 6 wurde die Rezirkulation von S3 und S6 eingestellt. In BP 6 war es möglich, Auswirkungen der bedarfsgerechten Grauwasserbehandlung auf die Reinigungsleistung und den Betrieb des Vertikalfilters und damit die Betriebsflexibilität bei der bedarfsgerechten Grauwasseraufbereitung zu untersuchen.

Auch **BP 7** widmete sich der Wiederherstellung der anfänglichen Betriebsbedingungen [also, der Reduzierung des Soll-Wertes der Flächenbelastung auf 80 L/(m<sup>2</sup>·d)] und dem Prozessverständnis bzw. der Erfassung der Betriebsflexibilität bei der bedarfsgerechten Grauwasserbehandlung.



**Tabelle 3-3:** Filterspezifische hydraulische und CSB-Flächenbelastungen je Betriebsphase im Rahmen der kleintechnischen Bodenfilteruntersuchungen im Zeitraum von 09.07.20 bis 23.11.21 (502 Tage; ohne Einfahrphase).

Betriebsphase (BP)	Filtersäule	Hydraulische Flächenbelastung in L/(m <sup>2</sup> ·d)	CSB-Flächenbelastung in g/(m <sup>2</sup> ·d)
<b>Gesamtübersicht</b> 09.07.20-23.11.21 (ohne Einfahrphase)	S1	82 ± 21	19 ± 8,8
	S2	79 ± 11	18 ± 7,4
	S3	76 ± 7,8	17 ± 6,7
	S4	69 ± 13	16 ± 7,1
	S5	71 ± 9,3	16 ± 7,0
	S6	76 ± 17	17 ± 7,2
<b>BP 1</b> <sup>(1)</sup> 09.07.- 18.08.20	S1	57	13
	S2	63	14
	S3	60	14
<b>BP 2</b> 19.08.-04.11.20	S1	70 ± 1,9	16 ± 5,4
	S2	79 ± 2,4	18 ± 5,9
	S3	73 ± 2,3	17 ± 5,5
	S4 <sup>(2)</sup>	65 ± 5,5	14 ± 4,1
	S5	60 ± 1,7	14 ± 4,6
<b>BP 3</b> <sup>(3)</sup> 04.11.20-03.02.21	S1 <sup>(4)</sup>	60 ± 7	15 ± 6,7
	S2	63 ± 2	15 ± 5,5
	S3 <sup>(5)</sup>	68 ± 2,1	16 ± 5,9
	S4 <sup>(2, 5)</sup>	59 ± 1	14 ± 5,4
	S5 <sup>(2)</sup>	62 ± 1,5	14 ± 5,6
	S6 <sup>(2)</sup>	50 ± 1	12 ± 4,8
<b>BP 4</b> <sup>(6)</sup> 03.02.-09.03.21	S1 <sup>(7)</sup>	93 ± 37	14 ± 9,0
	S2	83 ± 3,1	11 ± 2,4
	S3	87 ± 4,9	12 ± 2,2
	S4 <sup>(2)</sup>	79 ± 10	11 ± 1,1
	S5 <sup>(2, 8)</sup>	75 ± 0,6	10 ± 2,6
	S6 <sup>(9)</sup>	99 ± 15	13 ± 1,0

CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf.

<sup>(1)</sup> Flächenbelastungen über Ablaufmengen abgeschätzt, daher Wertunterschätzung.

<sup>(2)</sup> Flächenbelastungen zum Teil über Ablaufmengen abgeschätzt, daher Wertunterschätzung.

<sup>(3)</sup> Aufgrund von Lieferengpässen sowie Weihnachts- und Neujahrsfeiertagen tendenziell niedrigere Beschickungsmengen.

<sup>(4)</sup> Teilweise Verstopfung des Zulaufverteilers von S1 gegen Ende von BP 3, daher geringere Beschickungsmengen.

<sup>(5)</sup> Einstau der in die Dränschicht eingebauten Anthrazitkohleschicht an S3 und S4.

<sup>(6)</sup> Erhöhung der Beschickungsmengen.

<sup>(7)</sup> Teilweise Verstopfung des Zulaufverteilers von S1 zu Beginn von BP 4, deshalb hohe Mengenschwankungen.

<sup>(8)</sup> Bepflanzung von S5 mit Schilfrhizomen am 19.02.2021.

<sup>(9)</sup> Austausch der an S6 angeschlossenen Pumpe vor Beginn von BP 4.

Fortsetzung Tabelle 3-3.

Betriebsphase	Filtersäule	Hydraulische Flächenbelastung in L/(m <sup>2</sup> ·d)	CSB-Flächenbelastung in g/(m <sup>2</sup> ·d)
BP 5 10.03.-23.06.21	S1	97 ± 2,2	26 ± 11
	S2	88 ± 2,3	24 ± 10
	S3 <sup>(10,11)</sup>	80 ± 1,5 [+ Rezi: 45 L/(m <sup>2</sup> ·d) bzw. 57 %]	22 ± 10
	S4 <sup>(12,13)</sup>	81 ± 14	22 ± 11
	S5 <sup>(13)</sup>	81 ± 5,1	22 ± 9,4
	S6 <sup>(10,13)</sup>	84 ± 4,2 [+ Rezi: 45 L/(m <sup>2</sup> ·d) bzw. 54 %]	24 ± 10
BP 6 23.06.-31.08.21	S1	97 ± 2,8	23 ± 3,3
	S2	88 ± 3,1	21 ± 3,0
	S3 <sup>(14,15)</sup>	81 ± 2,9 [+ Rezi: 45 L/(m <sup>2</sup> ·d) bzw. 56 % bis 21.07.21]	19 ± 2,7
	S4 <sup>(13,14)</sup>	63 ± 4,1	15 ± 1,8
	S5	78 ± 2,0	18 ± 2,7
	S6 <sup>(15)</sup>	82 ± 1,6 [+ Rezi: 45 L/(m <sup>2</sup> ·d) bzw. 56 % bis 21.07.21]	19 ± 2,7
Betriebsphase 7 01.09.-23.11.21	S1	68 ± 1,8	27 ± 14
	S2	65 ± 2,0	26 ± 14
	S3	70 ± 2,2	28 ± 15
	S4	62 ± 3,9	24 ± 13
	S5	62 ± 1,8	25 ± 13
	S6	63 ± 1,4	25 ± 13

CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf.

<sup>(10)</sup> Rezirkulation des nitratreichen Ablaufs von S3 und S6 (zeitversetzt zur Beschickung) zur Förderung der Denitrifikation.

<sup>(11)</sup> Substratwechsel von S3 zu Beginn von BP 5: Obere 20 cm Rheinsand durch 30 Gew.-% Zeolith (0,5 – 2,0 mm) und 70 % bereits eingefahrenen Rheinsand (0 – 2 mm) ausgetauscht.

<sup>(12)</sup> Bepflanzung von S4 am 10.03.2021; Reduktion der Beschickungsmenge um ca. 20 % am 12.05.2021.

<sup>(13)</sup> Flächenbelastungen zum Teil über Ablaufmengen abgeschätzt, daher Wertunterschätzung.

<sup>(14)</sup> Einstau der Drainageschicht von S3 und S4 beendet.

<sup>(15)</sup> Beendigung der Rezirkulation von nitratreichem Ablauf an S3 und S6 am 21.07.2021.

### 3.2.3 Vertikal durchströmte bewachsene Bodenfilter im Pilotmaßstab

Die Vertikalfilteranlage im Pilotmaßstab stellte eine Kernkomponente des Impulsprojektes Stuttgart dar [siehe Eisenberg et al. (2021) und Ludwig et al. (2021) für weiterführende Informationen]. Dabei wurde eine kompakte städtische Demonstrations- und Forschungseinrichtung für Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel im zukünftigen Stadtteil Rosenstein in Stuttgart-Nord betrieben. Abbildung 3-6 zeigt das Impulsprojekt Stuttgart aus der Vogelperspektive, mit einer vereinfachten Darstellung des Wasserpfades. Schwach belastetes Grauwasser wurde über eine DN 110er Freispiegelleitung in einen Rohgrauwasserspeicher, der unter einem Holzdeck platziert war, geleitet und intermittierend

dem Bodenfilter zugeführt. Das gereinigte Grauwasser wurde in einem Klarwassertank zwischengespeichert, wobei Klarwasser und Regenwasser von Dächern ( $A = 125 \text{ m}^2$ ) in einem Bewässerungstank zusammengeführt wurden, um Bewässerungswasser für die Vertikalbegrünungen bereitzustellen (vgl. Abbildung 3-6). Ein detailliertes Fließschema zum Impulsprojekt Stuttgart bzw. Bodenfilter inkl. Wasserpfad, Flächen- und Volumenangaben sowie Steuerungslogik ist in Abbildung 3-7 ersichtlich. Wesentliche Forschungsziele der Versuche im Pilotmaßstab umfassten die Bewertung der Eignung der innovativen aufgeständerten Bauweise des Vertikalfilters zur Grauwasserbehandlung unter Einbeziehung jahreszeitlicher Temperaturschwankungen, den Vergleich zwischen den Filtermedien [Rheinsand (0 – 2 mm); Lavasand (0 – 4 mm)] sowie die Einstellung höherer Flächenbelastungen als gemäß Regelwerk (DWA-A 262 2017).

### 3.2.3.1 Aufbau und Anlagenbeschreibung

Die aufgeständerte Bodenfilteranlage in Abbildung 3-6 wurde in enger Zusammenarbeit mit der Fa. Dr. Bruch & Partner <sup>(1)</sup> am 30.01.2020 errichtet. Dabei wurde die Erweiterbarkeit von Bodenfiltern auf den besiedelten Raum erprobt. Die Beetoberfläche wurde mit handelsüblichem Schilf (*P. australis*) à 4 Pflanzen pro  $\text{m}^2$  bepflanzt. Angelehnt an DWA-A 178 (2019) wurde eine Pflanzdichte von 4 bis 8 Pflanzen je  $\text{m}^2$  gewählt. Aus ästhetischen Gründen wurden zu einem späteren Zeitpunkt (24.02.2020) weitere, kräftige Schilfrhizome aus einer bestehenden Bodenfilteranlage zur Behandlung von Gemüsewaschwasser in Mutterstadt, RLP entnommen und in den Vertikalfilter im Pilotmaßstab eingesetzt (vgl. Abbildung B - 1 in Anhang B), um die rasche Entstehung einer dichten Vegetation für das Demonstrationsprojekt sicherzustellen. An diesem Tag erfolgte ebenfalls die nasse Inbetriebnahme des Bodenfilters. Der Bodenfilter am Impulsprojekt Stuttgart bestand aus zwei Filterkammern mit je  $2,5 \text{ m}^2$  Filterfläche. Das Rheinsandfilterkompartiment war mit 75 cm Rheinsand (0 – 2 mm) befüllt, während die zweite Filterkammer 75 cm zeolithhaltigen Lavasand (0 – 4 mm) als Filterschicht aufwies (die Filtermedieneigenschaften der verbauten Rhein- und Lavasande finden sich in Tabelle 3-8). Die Abweichung vom Regelwerk (DWA-A 262 2017) stützt sich auf die Hypothese, dass tiefere Filter bessere Reinigungsleistungen erbringen.

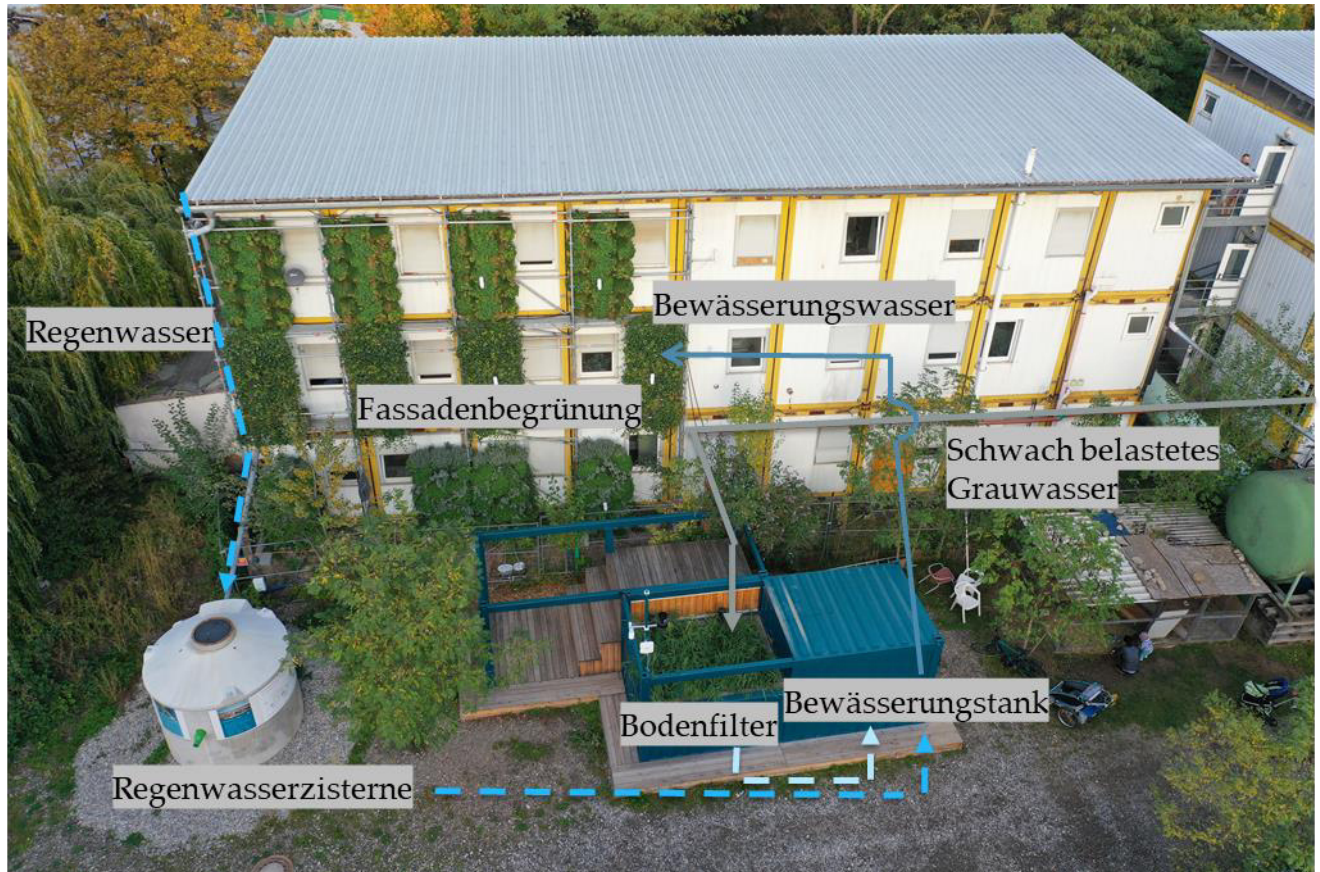
Tabelle 3-4 zeigt die wesentlichen baulichen Komponenten der Bodenfilteranlage im Pilotmaßstab und die dabei verfolgten Forschungsziele. In Abbildung 3-8 lassen sich die unterschiedlichen verbauten Filtermaterialien erkennen. Drainageschichten, bestehend aus je 25 cm Rheinkies (2 – 8 mm; vgl. Tabelle 3-7 und Tabelle 3-4), stützten die jeweiligen Filterschichten. Zusätzlich verfügte die Anlage über 20 cm Freibord (vgl. Tabelle 3-4).

Eine aufgeständerte Bodenfilterbauweise wurde angestrebt, um das Anwendungsfeld von Bodenfiltern möglichst auf innerstädtische Gebiete zu erweitern. Dabei wurde im Rahmen eines ganzjährigen Betriebs untersucht, wie sich Temperatur und jahreszeitliche Schwankungen auf Betrieb und Reinigungsleistung auswirken (vgl. Tabelle 3-4). Die Möglichkeit der Förderung der urbanen Anwendbarkeit wurde ebenfalls durch die Einstellung höherer hydraulischer Flächenbelastungen als gemäß Regelwerk (vgl. DWA-A 262

---

<sup>(1)</sup> Dr. Bruch & Partner - Geowissenschaftler und Ingenieure, Bayerfeld-Steckweiler, RLP.

2017) und die Nutzung eines zeolithhaltigen Lavasandes (0 – 4 mm; vgl. Tabelle 3-8) untersucht. Des Weiteren wurde im Jahresverlauf die Evapotranspiration durch den bepflanzen Bodenfilter unter realen Umweltbedingungen untersucht. Der Ausführungsplan des am Impulsprojekt Stuttgart umgesetzten Bodenfilters ist in Anhang B hinterlegt (siehe Abbildung B - 3).



**Abbildung 3-6:** Bodenfilteranlage zur Grauwasserbehandlung im Pilotmaßstab am Impulsprojekt Stuttgart mit vereinfachter Darstellung des Wasserpfades.  
Foto: B. Eisenberg (2020)

**Tabelle 3-4:** Wesentliche Merkmale zum Aufbau der Bodenfilteranlage im Pilotmaßstab im Untersuchungszeitraum von 11.07.2020 bis 30.11.2021 (507 Tage) am Impulsprojekt Stuttgart.

Bodenfilterkammer	Freibord	Filterschicht	Drainageschicht	Wesentliche spezifische Ziele
Rheinsandkompartiment	20 cm	75 cm Rheinsand (0 – 2 mm)	25 cm Rheinkies (2 – 8 mm)	Bewertung der Eignung der aufgeständerten Bauweise zur Förderung der urbanen Anwendbarkeit (Einfluss der Temperatur und jahreszeitlicher Schwankungen auf Betrieb und Reinigungsleistung)
Lavasandkompartiment	20 cm	75 cm Lavasand (0 – 4 mm)	25 cm Rheinkies (2 – 8 mm)	Einfluss des Filtermediums auf Betrieb und Reinigungsleistung Bewertung der Evapotranspiration

### 3.2.3.2 Betrieb

Über eine Freispiegelleitung (KG Rohr DN 110) wurde das schwach belastete Grauwasser in einen Speicher mit einem Gesamtvolumen von 2 m<sup>3</sup> (Nutzvolumen 1,8 m<sup>3</sup>) geleitet, der aus zwei IBC-Tanks (*Intermediate Bulk Container*) bestand (siehe Abbildung 3-7).

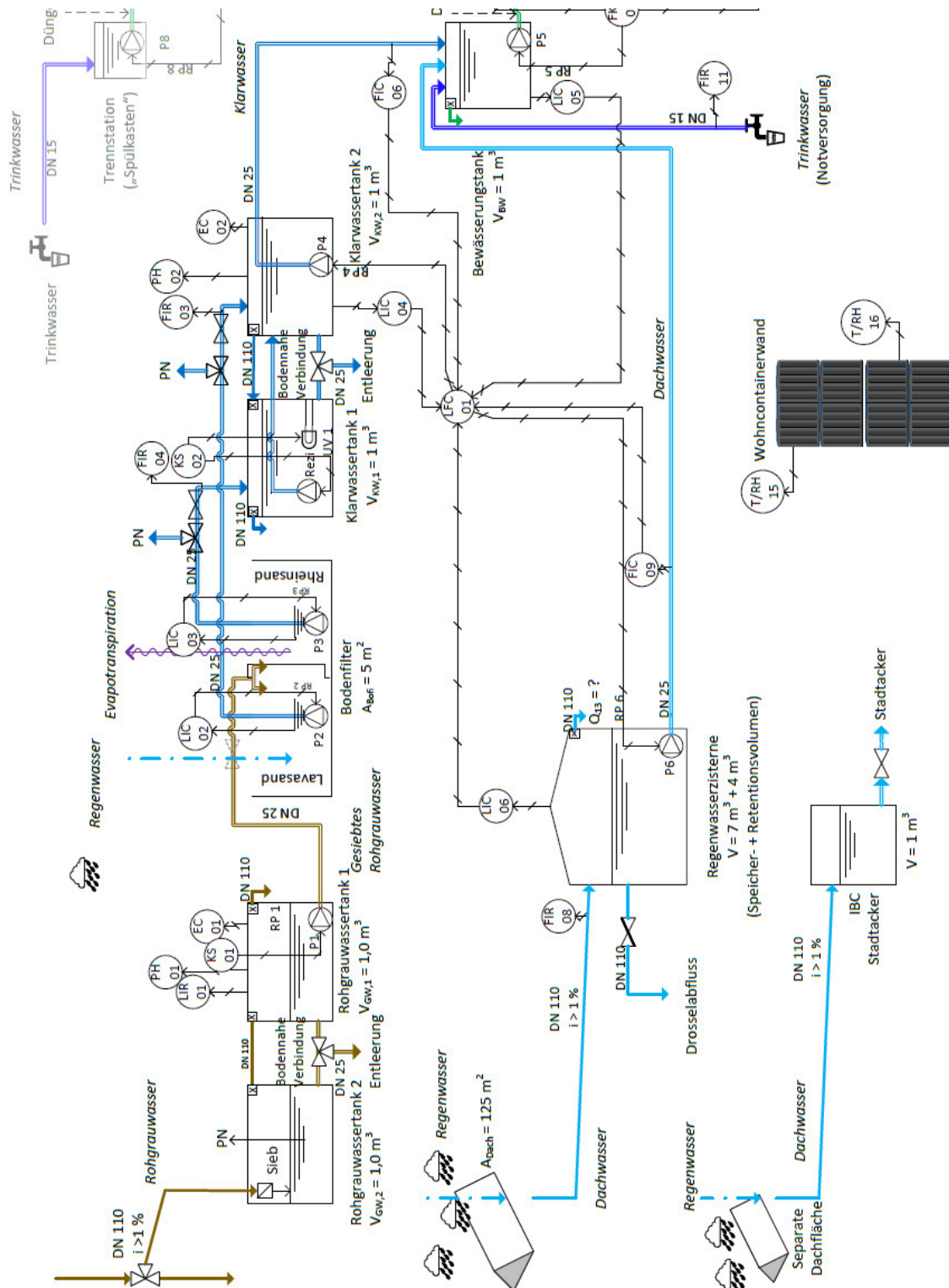
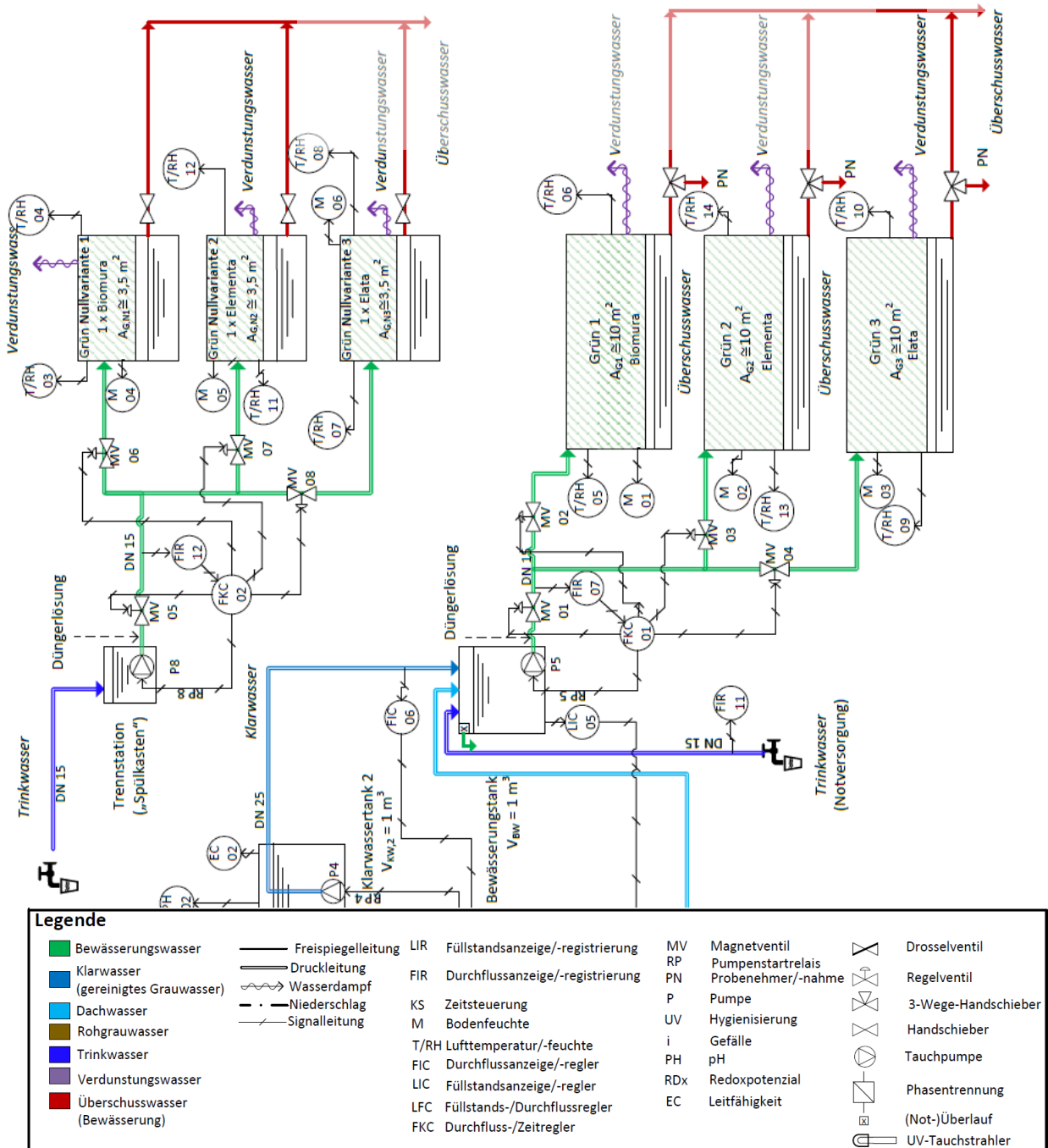


Abbildung 3-7: Fließschema des Impulsprojektes Stuttgart mit Bodenfilter zur Grauwasserbehandlung im Pilotmaßstab: Wasserpfad, Steuerungs- bzw. Regelungslogik und weitere Angaben.



Fortsetzung Abbildung 3-7.

In Abbildung 3-6 sind die Tanks nicht zu sehen, da diese unterhalb des Holzdecks verdeckt waren. Die IBCs kommunizierten hydraulisch über eine bodennahe DN 25er Schlauchverbindung. Zusätzlich wies der Rohgrauwasserspeicher einen Überlauf (KG Rohr DN 110) in den Kanal auf (vgl. Abbildung 3-7). Am Einlauf der Anlage hielt ein im vorderen IBC eingebautes Sieb <sup>(1)</sup> (vgl. Abbildung 3-9) Schwimm- und Grobstoffe zurück und wurde regelmäßig (ein- bis zweimal pro Monat) manuell rückgespült. Obgleich keine weitere Vorbehandlung erfolgte, trug die ungezielte Absetzwirkung im Speicher mit zur

<sup>(1)</sup> MW: 1,3 mm; Fa. Green Life GmbH (Schwerin, MVP).

Feststoffelimination bei, weshalb die Lagertanks alle vier Monate entleert, gereinigt und dabei vom dünnen, feststoffreichen Bodensatz befreit wurden.

Das gesiebte Grauwasser wurde sechsmal täglich zeitgesteuert mittels einer Tauchmotorpumpe mit Trockenlaufschutz <sup>(1)</sup> (vgl. Abbildung B - 4 und Abbildung B - 5 in Anhang B) über ein Einlauf- und Verteilungsbauwerk, bestehend aus zwei HD-PE DA 32-Rohren (DN 25) mit gebohrten 8 mm-Austrittsöffnungen à 3,2 Öffnungen/m<sup>2</sup>, auf die Beetoberfläche gefördert. Um den Einfluss der Anzahl von Beschickungsereignissen auf Betrieb und Reinigungsleistung zu untersuchen, wurde von den Vorgaben des Regelwerks in Bezug auf die Mindestzeit zwischen den Intervallbeschickungen abgewichen (vgl. DWA-A 262 2017); darin wird vorgegeben, dass die Mindestzeit zwischen den Intervallbeschickungen  $\geq 6$  h betragen muss (vgl. Kapitel 2.6.4). In der Zulaufleitung war ein magnetisch-induktiver Durchflussmesser <sup>(2)</sup> zur kontinuierlichen Erfassung der Beschickungsmenge installiert (vgl. Abbildung B - 2 Anhang B). Der Einsatz einer Beschickungspumpe mit Rückschlagklappe und die Erzeugung eines künstlichen Höhepunkts nach der Auslaufstrecke ermöglichten die Vollfüllung der MID-Strecke, die für die Durchflussmessung notwendig war (vgl. Abbildung B - 2 Anhang B). Gleichzeitig wurde ein Zurückfließen des Grauwassers in den IBC unterbunden ebenso wie ein Wassernachlauf auf die Beetoberfläche. Die Vollfüllung der MID-Strecke erforderte dennoch die Anbringung einer Rohrbegleitheizung, <sup>(3)</sup> um im Winter den erforderlichen Frostschutz zu gewährleisten. In Abbildung 3-10 ist ein Beschickungsereignis festgehalten. Dabei ist der Vertikalfilter zur Grauwasseraufbereitung in aufgeständerter, modularer Bauweise zu sehen. Die Dauer eines einzelnen Beschickungsvorgangs lag dabei stets bei  $< 1$  min, sodass sich das Grauwasser rasch und homogen über die gesamte Filterfläche verteilen konnte. Durch die großen Volumina innerhalb kürzester Zeit und den Einsatz von Verteilerplatten (vgl. Abbildung 3-8 und Abbildung 3-10) konnte stets ein ausreichender Lufteintrag in den Filter sichergestellt werden (vgl. Kapitel 2.6.4.2). Gleichzeitig verhinderten die Prallplatten, auf denen die Zulaufverteilerleitungen platziert waren, die Bildung von Rinnen bzw. höhlenförmigen Ausspülungen des Sandes, die sonst zu Kurzschlussströmen hätten führen können.

Bedingt durch die COVID-19-Pandemie wurden zusätzlich Schutzhüllen um die Austrittsöffnungen der Zulaufleitungen angebracht, um eine Gefährdung von Passanten durch starkes Abspritzen des unbehandelten Grauwassers auszuschließen (vgl. Abbildung 3-10).

Zwei getrennte, in der Kiesschicht gebettete Drainagen führten das durchsickernde Wasser den jeweiligen Ablaufbauwerken zu, die aus DN 400er Ablaufschächten bestanden (vgl. Abbildung 3-7 und Abbildung 3-8). Von dort wurden die jeweiligen Abläufe mittels je einer Flachsaugerpumpe <sup>(4)</sup> (vgl. Abbildung A - 4; Anhang A) in einen 2 m<sup>3</sup> großen Speicher für geklärtes Wasser gepumpt (vgl. Abbildung 3-7). Der Speicher bestand ebenfalls aus zwei IBCs mit insgesamt 1,8 m<sup>3</sup> Nutzvolumen. Das Abpumpen erfolgte füllstandsgesteuert (vgl.

---

<sup>(1)</sup> Ama-Drainer N 301; Fa. KSB SE & Co. KGaA (Frankenthal, RLP).

<sup>(2)</sup> MID; SM9000, Fa. ifm electronic GmbH (Essen, NRW).

<sup>(3)</sup> VOSS eisfrei, 128 W; Fa. VOSS GmbH & Co. KG (Wester-Ohrstedt, SH).

<sup>(4)</sup> Typ C80 W, Fa. HOMA Pumpenfabrik GmbH (Neunkirchen-Seelscheid, NRW).

Abbildung 3-7). Die Klarwasser-IBCs waren über eine bodennahe DN 25er Schlauchverbindung hydraulisch miteinander verbunden, analog zu den Rohgrauwasser-IBCs (vgl. Abbildung 3-7). Deshalb erfolgte zum Zwecke der Speicherung keine Trennung der Abläufe, wobei eine getrennte Beprobung der Abläufe über die jeweiligen Ablaufschächte möglich war. Aufgrund des kurzfristigen Teileinstaus der Dränschicht konnten 24 h-Mischproben aus dem jeweiligen Ablauf entnommen werden (siehe Kapitel 3.2.1).



**Abbildung 3-8:** Rheinsand- (0 – 2 mm) und Lavasandbodenfilter (0 – 4 mm) im Pilotmaßstab bei Inbetriebnahme mit Grauwasser (links) und nach ca. 3 Monaten Betrieb (rechts).  
Foto: J. Rettig (2020)



**Abbildung 3-9:** Im Speicher eingebauter, gereinigter Grobschmutzfilterkorb (Maschenweite = 1,3 mm) [links] und ausgebauter, ungereinigter Grobschmutzfilterkorb der Fa. Green Life GmbH (rechts) zur Vorbehandlung von Grauwasser.



Der Klarwasserspeicher war ebenfalls mit einem DN 110er Überlaufrohr in den Kanal versehen (vgl. Abbildung 3-7). Der Einsatz von Ablaufpumpen war aufgrund des mobilen Charakters der Anlage sowie der Möglichkeit einer flexiblen Füllstandsteuerung im Ablauf notwendig. Im Klarwasserspeicher erfolgte zeitgesteuert eine Desinfektion des Wassers mittels eines UV-Tauchstrahlers,<sup>(1)</sup> der an eine Umwälzpumpe<sup>(2)</sup> gekoppelt war (vgl. Abbildung 3-7 und Abbildung B - 6 in Anhang B). Dabei wurde die Desinfektionszeit auf 1 h/d eingestellt; eine längere Desinfektion wurde aus Umwelt- und Betriebsgründen nicht beabsichtigt, zumal ein Großteil des behandelten Abwassers, insbesondere im Winter, ungenutzt in den Kanal überlief.



**Abbildung 3-10:** *Beschickung des Lavasandfilters im Pilotmaßstab kurz nach dessen Inbetriebnahme mit Grauwasser (links) und Vorderansicht des aufgeständerten Vertikalfilters zur Aufbereitung von Dusch- und Handwaschbeckenabwasser (rechts).*  
Fotos: J. Rettig (2020).

Aufbereitetes Grauwasser und Regenwasser von Dächern wurden in einem IBC-Mischtank zusammengeführt, um Bewässerungswasser zu erzeugen (vgl. Abbildung 3-7). Die Befüllung des Bewässerungstanks erfolgte über eine überlagerte Füllstands- und Durchflussregelung (LFC; *Level flow controller*; vgl. Abbildung 3-7), sodass ein voreingestelltes Volumenverhältnis von aufbereitetem Grauwasser (75 %) zu Regenwasser (25 %) für die Verwendung als Bewässerungswasser stets eingehalten werden konnte. Weiterführende Informationen zur Regenwassernutzung und Bewässerung der Vertikalbegrünungen können Eisenberg et al. (2021) entnommen werden.

Sämtliche Messsensoren wurden über eine IRRInet ACE-Steuereinheit<sup>(3)</sup> angesteuert. Sowohl der pH-Wert als auch die elektrische Leitfähigkeit (EC; *electrical conductivity*) wurden im Rohwasser- und Klarwasserspeicher mittels in Eintaucharmaturen eingebauter pH-<sup>(4)</sup> und EC-

---

<sup>(1)</sup> 40 W, Fa. SIBO Fluidra Netherlands BV (Veghel, Niederlande).

<sup>(2)</sup> ZM 280, Zehnder Group Deutschland GmbH (Lahr, BW)

<sup>(3)</sup> Fa. Mottech Water Solutions Ltd. (Rosh Haayin, Israel).

<sup>(4)</sup> Modell 202705, Fa. JUMO GmbH & Co. KG (Fulda, HE).

Sensoren <sup>(1)</sup> kontinuierlich überwacht (vgl. Abbildung 3-7). Im Speicher für aufbereitetes Grauwasser war es bei der Online-Messung jedoch aufgrund der hydraulischen Verbindung nicht möglich, zwischen den Abläufen der beiden Kompartimente zu differenzieren (vgl. Abbildung 3-7). Deshalb wurden an Probenahmetagen ergänzend auch der pH-Wert und die Leitfähigkeit des Rohwassers und der beiden Abläufe (Entnahme direkt aus den jeweiligen Ablaufschächten) mittels mobiler Messgeräte bestimmt. Die Füllstände im Rohgrauwasser- und Klarwasserspeicher sowie im Bewässerungstank wurden kontinuierlich mit Ultraschallfüllstandmessgeräten <sup>(2)</sup> erfasst, während in den Ablaufschächten Drucksensoren <sup>(3)</sup> zur Online-Messung eingesetzt wurden (vgl. Abbildung 3-7). Anhand der Füllstandsänderung im Rohgrauwasserspeicher konnte an Tagen, an denen kein Überlauf auftrat, der Grauwasseranfall ermittelt werden. Anders als bei den Druckleitungen wurde kein Durchflussmessgerät in die DN 110er Grauwasserfreispiegelleitung eingebaut. Die ermittelten Volumenströme wurden ggf. unterschätzt, da Volumina, die über das Fassungsvermögen vom Speicher hinausgingen, nicht erfasst werden konnten. Die Volumenströme vom Bodenfilter zum Klarwasserspeicher und die Durchflüsse vom Klarwasserspeicher zum Bewässerungstank wurden anhand von Wasserzählern <sup>(4)</sup> bestimmt, wie in Abbildung 3-7 ersichtlich. Im Zufluss zum Bodenfilter war ein magnetisch-induktiver Durchflussmesser (MID) installiert.

In Abhängigkeit der Außenlufttemperatur und der hydraulischen Flächenbelastung wurde der Betrieb der Bodenfilteranlage im Pilotmaßstab in verschiedene Betriebsphasen eingeteilt, die in Tabelle 3-5 und Tabelle 3-6 dargestellt sind. Tabelle 3-5 gibt Auskunft über die Zeiträume und Dauer der jeweiligen Betriebsphase und geht auf die spezifischen und generellen Ziele der Untersuchungen ein. Tabelle 3-6 führt die jeweiligen hydraulischen und CSB-Flächenbelastungen für jede Phase und Filterkammer auf und gibt weiterführende Informationen hinsichtlich der Außenlufttemperatur und der Dauer der jeweiligen Betriebsphase an. Es werden unterschiedliche Unterphasen definiert.

Tabelle 3-5 verdeutlicht, dass bereits im Februar 2020 eine nasse Inbetriebnahme der Bodenfilteranlage erfolgte; demnach wurden beide Filterkammern mit deutlich verminderter Beschickung [ca. 10 L/(m<sup>2</sup>·d) Trink-, Regenwasser oder eine Mischung hiervon] betrieben, sodass sich der Schilfbewuchs in der Zeit gut entwickeln konnte. Eine Umstellung auf Grauwasser war zum genannten Zeitpunkt nicht möglich, da der Grauwasseranschluss aufgrund der COVID-19-Pandemie nicht zeitnah hergestellt werden konnte. Daraufhin konnte erst im Juli 2020 die Grauwasserfreispiegelleitung, die das Duschwasser und das Wasser der Handwaschbecken aus dem Wohnblock in den Speicher für Rohgrauwasser leitete, fertig installiert werden. Erst dann war ein Einfahren der Bodenfilteranlage mit Grauwasser möglich. Die Einfahrphase mit Grauwasser wies eine Dauer von ca. zwei Monaten auf (vgl. Tabelle 3-5). In der Einfahrphase wurde ein Soll-Wert der hydraulischen Flächenbelastung von

---

<sup>(1)</sup> BlackLine CR-EC, Fa. JUMO GmbH & Co. KG (Fulda, HE).

<sup>(2)</sup> AU006, Fa. autosen GmbH (Essen, NRW).

<sup>(3)</sup> AquaBar II, Fa. Nivus GmbH (Eppingen, BW).

<sup>(4)</sup> Hydrojet ½", Hidroconta - Tecnología hidráulica (Murcia, Spanien)

80 L/(m<sup>2</sup>·d) angestrebt, dabei erfolgte die Beschickung intermittierend mit täglich sechs Beschickungsereignissen.

**Tabelle 3-5:** Betriebsphasen während der Bodenfilteruntersuchungen zur Grauwasserbehandlung im Pilotmaßstab und spezifische Ziele im Untersuchungszeitraum von 11.07.2020 bis 30.11.2021 (507 Tage) am Impulsprojekt Stuttgart.

Betriebsphase (BP)	Anfang – Ende	Dauer in d	Wesentliche spezifische Ziele nach Betriebsphase	Generelle Ziele
Nasse Einfahrphase	24.02.–10.07.20	137	Entwicklung der Bepflanzung	Bewertung des Vorbehandlungs-erfordernisses
Einfahrphase	11.07.–08.09.20	59	Einfahren mit schwach belastetem Grauwasser	Einfluss der Filtermedien Rheinsand (0 – 2 mm) und Lavasand (0 – 4 mm) auf Betrieb und Reinigungsleistung
BP 1	09.09.–29.11.20	39	Betrieb gemäß Regelwerk [Einstellung des Soll-Wertes für die hydraulische Flächenbelastung auf den maximal zulässigen Wert von 80 L/(m <sup>2</sup> ·d)] Einfluss des Filtermediums auf Betrieb und Reinigungsleistung	Erprobung der Betriebsstrategie
BP 2	30.11.20 – 27.01.21	56	Bewertung der Betriebsflexibilität bei schwankenden Beschickungsmengen Bewertung der Auswirkungen des Wiedereinfahrens auf Betrieb und Reinigungsleistung Einfluss niedriger Luft- und Wassertemperaturen auf Betrieb und Reinigungsleistung	Bewertung der Evapotranspiration im Jahresverlauf Einfluss der Bepflanzung auf Betrieb und Reinigungsleistung
BP 3	28.01.–15.03.21	44	Vergleich zwischen Rheinsand (0 – 2 mm) und Lavasand (0 – 4 mm) Bewertung der Eignung der aufgeständerten Bauweise und der urbanen Anwendbarkeit	Einfluss der Anzahl der Beschickungsintervalle und der Tiefe auf Betrieb und Reinigungsleistung (im Vergleich zu den kleintechnischen Untersuchungen; siehe Kapitel 3.2.1)
BP 4	16.03.–31.05.21	74	Bewertung der Betriebsflexibilität bei schwankenden Beschickungsmengen	
BP 5	01.06.–26.07.21	52	Erhöhung der Flächenbelastung auf > 20 g CSB/(m <sup>2</sup> ·d) und > 80 L/(m <sup>2</sup> ·d) Bewertung der urbanen Anwendbarkeit	Bewertung der Eignung der aufgeständerten Bauweise zur Förderung der urbanen Anwendbarkeit
BP 6	27.07.–30.09.21	64	Betrieb gemäß Regelwerk [Einstellung des Soll-Wertes für die hydraulische Flächenbelastung auf etwa den maximal zulässigen Wert von 80 L/(m <sup>2</sup> ·d)]	
BP 7	01.10.–30.11.21	60		

CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf.

**Tabelle 3-6:** Filterspezifische hydraulische und CSB-Flächenbelastungen während der Untersuchungen im Pilotmaßstab zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser aus Arbeiterunterkünften von 10.09.20 – 30.11.21 (ohne Einfahrphase).

Betriebsphasen (BP):		Gesamt	Einfahrphase	BP 1		BP 2			BP 3			BP 4			BP 5				BP 6		BP 7	
				1a	1b	2a	2b	2c	3a	3b	3c	4a	4b	4c	5a	5b	5c	5d	6a	6b		
				2020								2021										
Dauer der BP	von	10.09.20	11.07	09.09	19.10	30.11	22.12	12.1	28.01	11.02	18.02	16.03	01.04	08.04	01.06	17.06	05.07	10.07	27.07	07.08	01.10	
	bis	30.11.21	08.09	18.10	29.11	21.12	11.01	27.1	10.02	17.02	15.03	31.03	07.04	31.5	16.06	04.07	09.07	26.07	06.08	30.09	30.11	
	Anzahl der Tage	446 <sup>(1)</sup>	59	39	41	21	20	15	13	6	25	15	6	53	15	17	4	16	10	54	60	
	n (Anzahl der Proben)	57	-	1	5	5	2	2	2	0	4	2	1	9	2	2	1	2	2	7	8	
Lufttemperatur in °C	Mittelwert	11,3		14,8	9,6	4,6	3,0	2,9	5,5	-0,4	7,4	7,7	7,4	10,9	20,2	21,1	18,8	20,2	19,0	17,9	8,1	
	kältestes Tagesmittel	-6,4		6,6	1,8	0,2	-2,3	-0,3	-6,0	-6,4	2,1	1,5	1,3	3,6	16,2	15,3	18,0	17,3	16,8	11,5	0,6	
	wärmstes Tagesmittel	27,4		22,8	19,3	8,3	13,7	10,2	10,6	9,0	12,9	16,0	17,0	19,9	25,3	27,4	19,9	22,9	21,2	25,0	17,8	
Lavasandfilter (0 – 4 mm)	hydraulische Flächenbelastung in L/(m <sup>2</sup> ·d)	Mittelwert	65,3	-	72,8	65,6	64,5	17,7	69,2	43,0	Außer Betrieb	47,8	71,5	32,7	71,3	100,6	70,5	Ausfall der Steuerung	95,3	72,6	68,1	67,7
		Std.-Abw.	±16,2			±2,0	±2,5	±6,6				±2,1	±1,4		±1,2	±4,7	±2,5				±3,4	±1,2
	CSB-Flächenbelastung in g/(m <sup>2</sup> ·d)	Mittelwert	16,4		17,5	19,8	20,4	7,4	14,5	9,6		10,2	16,7	6,4	17,2	26,5	20,7		28,9	20,9	18,2	10,4
		Std.-Abw.	±5,5		±5,1	±1,7	±0,8	±0,6	±0,3	±1,8		±0,9	±2,8	±2,3	±1,4							
Rheinsandfilter (0 – 2 mm)	hydraulische Flächenbelastung in L/(m <sup>2</sup> ·d)	Mittelwert	75,4	-	81,7	81,8	83,7	21,8	87,2	62,4	Außer Betrieb	58,1	79,9	34,8	77,2	111,3	81,3	108,1	80,1	75,9	77,1	
		Std.-Abw.	±17,2			±2,1	±1,7	±11,9				±4,0	±2,3		±1,5	±3,4	±1,2			±3,3	±3,6	±3,9
	CSB-Flächenbelastung in g/(m <sup>2</sup> ·d)	Mittelwert	19,0		19,7	24,5	26,6	10,2	18,3	13,8		12,3	18,6	6,8	18,6	29,3	23,8	32,8	23,0	20,2	11,8	
		Std.-Abw.	±6,2		±5,6	±3,7	±0,4	±0,6	±0,4	±1,5		±0,0	±3,1	±2,2	±1,4							

CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf.

<sup>(1)</sup> Unter Berücksichtigung der Einfahrphase liegt die Betriebszeit bei insgesamt 507 Tagen.

Im Laufe von BP 1 wurden beide Kompartimente angelehnt an DWA-A 262 (2017) im Bereich der maximal zulässigen hydraulischen Flächenbelastung [ $\sim 80 \text{ L}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$ ]; vgl. Tabelle 3-6] betrieben. In BP 1 lag der Fokus darauf, den Einfluss des Filtermediums auf Betrieb und Reinigungsleistung zu untersuchen (vgl. Tabelle 3-5). Zusätzlich konnte der Einfluss des Verzichtes einer Vorklärung (z. B. Sedimentationstank) auf Betrieb und Reinigungsleistung geprüft werden. Im Laufe von BP 1 wurden abweichend vom Regelwerk (DWA-A 262 2017) teilweise CSB-Flächenbelastungen von  $> 20 \text{ g}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  gefahren. BP 1 wurde in BP 1a und 1b unterteilt. Die Phasen unterschieden sich durch die Beprobungsstrategie; erst in BP 1b begann die reguläre wöchentliche Beprobung der Anlage mit einer hohen Beprobungshäufigkeit (vgl. Tabelle 3-6; siehe Kapitel 3.2.1).

BP 2 reichte von 30.11.20 – 27.01.21. In BP 2 konnte die Betriebsflexibilität bei schwankenden Beschickungsmengen und während Perioden ohne Beschickung geprüft werden. Ab dem 21.12.20 (BP 2b) musste die Soll-Flächenbelastung zwischen den Jahren in Vorbereitung auf die Betriebsferien und die reduzierte Belegung der Arbeiterunterkünfte von etwa  $80 \text{ L}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  auf  $30 \text{ L}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  herabgesetzt werden. Jedoch lief der Rohgrauwasserspeicher trotz reduzierter Soll-Beschickungsmenge am 01.01.2021 leer, da in der Weihnachtszeit kein Grauwasser anfiel (vgl. Tabelle 3-6). Am 04.01.20 war deshalb keine Beprobung möglich. Am 11.01.2021 (Beginn von BP 2c) konnte der Normalbetrieb aufgenommen werden. Zusätzlich konnte die Reinigungsleistung bei niedrigen Wassertemperaturen ( $> 5^\circ\text{C}$ ) untersucht werden. Dabei lag das kälteste Tagesmittel der Außenlufttemperatur in BP 2 bei  $-2,3^\circ\text{C}$  (vgl. Tabelle 3-6). Darüber hinaus konnten die Filtermedien Rheinsand und Lavasand hinsichtlich der Reinigungsleistung miteinander verglichen werden. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf den Prozess der Nitrifikation gelegt.

BP 3 kann als Erweiterung von BP 2 betrachtet werden und diente im Wesentlichen der Untersuchung des Einflusses niedriger Luft- und Wassertemperaturen auf den Betrieb und die Reinigungsleistung der Anlagen (das kälteste Tagesmittel der Außenlufttemperatur lag im Laufe von BP 3 bei  $-6,4^\circ\text{C}$ ; vgl. Tabelle 3-6). Die Ziele deckten sich größtenteils mit denen von BP 2. Ebenfalls wurde die Eignung der aufgeständerten Bauweise bzw. die urbane Anwendbarkeit des Verfahrens bewertet. Da die Speicher für Rohgrauwasser und Klarwasser nicht frostsicher aufgestellt waren, wurde in BP 3b die gesamte Bodenfilteranlage für sechs Tage außer Betrieb genommen (vgl. Tabelle 3-6). Dabei wurden die Speichertanks und die MID-Strecke vollständig ausgeleert und die Grauwasserweiche umgestellt, sodass anfallendes Grauwasser nicht mehr in den Speicher für Rohgrauwasser geleitet, sondern direkt in den Kanal abgeschlagen wurde. Insgesamt konnte untersucht werden, wie sich das Wiedereinfahren der Bodenfilteranlage auf den Betrieb und die Reinigungsleistung auswirkt. Aufgrund unzureichender Grauwassermenge konnte in BP 3c eine Flächenbelastung von nur etwa  $50 \text{ L}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  erreicht werden.

Das Ziel von BP 4 bestand darin, das Prozessverständnis bei schwankenden Beschickungsmengen zu verbessern. Zudem wurden die in Tabelle 3-5 aufgeführten, generellen Ziele grundsätzlich verfolgt. In BP 4a konnte der Soll-Wert der hydraulischen Flächenbelastung erneut auf etwa  $80 \text{ L}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  gesteigert werden, da wieder mehr Grauwasser verfügbar war. Im Zeitraum von 01.04. – 07.04.2021 (BP 4b; Osterferien) war jedoch aufgrund unzureichender Grauwasservolumina nur eine reduzierte Beschickung von ca.

30 – 35 L/(m<sup>2</sup>·d) möglich. Nach Ostern wurden dann in BP 4c hydraulische Flächenbelastungen > 70 L/(m<sup>2</sup>·d) wieder erreicht (vgl. Tabelle 3-6).

BP 5 widmete sich der Erhöhung der Flächenbelastungen, um den Einsatz kleinerer Filterflächen als gemäß Regelwerk zu prüfen (DWA-A 262 2017). Eine Flächenreduzierung würde die urbane Anwendbarkeit des Verfahrens fördern. Im Rahmen von BP 5 konnten die hydraulischen Flächenbelastungen zumindest teilweise auf > 80 L/(m<sup>2</sup>·d) erhöht werden [Soll-Wert: 120 L/(m<sup>2</sup>·d)], was ebenfalls in höheren CSB-Flächenbelastungen resultierte. Hierbei reichte jedoch der verminderte Grauwasseranfall während BP 5b für eine erhöhte Beaufschlagung des Filters nicht aus (vgl. Tabelle 3-6). Außerdem unterbrach ein Ausfall der Steuerung im Rahmen von BP 5c die Aufzeichnung der Volumenströme und Füllstände. Bei BP 5d konnten wieder höhere Flächenbelastungen gefahren werden (vgl. Tabelle 3-6).

Der Unterschied zwischen BP 6 und B7 bestand grundsätzlich darin, dass in BP 6 bei vergleichbarer hydraulischer Flächenbelastung höhere CSB-Flächenbelastungen erzielt werden konnten. In BP 6a war der Zielwert der hydraulischen Flächenbelastung zwar auf 120 L/(m<sup>2</sup>·d) eingestellt, aufgrund insgesamt niedrigerer Grauwassermengen fielen die tatsächlichen hydraulischen Flächenbelastungen jedoch mit ca. 70 – 80 L/(m<sup>2</sup>·d) deutlich niedriger aus [vgl. Tabelle 3-6]. Ab BP 6b wurde der Soll-Wert der hydraulischen Flächenbelastung, abgestimmt auf die verfügbare Grauwassermenge, auf 80 L/(m<sup>2</sup>·d) herabgesetzt. Damit wurden bei BP 6 und 7 die Betriebsbedingungen von BP 2 (Betrieb nach Regelwerk) wiederhergestellt (vgl. Tabelle 3-5).

Insgesamt wurde der Lavasandfilter mit etwas geringerer hydraulischer Flächenbelastung [65,3 ± 16,2 L/(m<sup>2</sup>·d)] beaufschlagt als der Rheinsandfilter [75,4 ± 17,2 L/(m<sup>2</sup>·d); vgl. Tabelle 3-6]. Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass sich nach Befüllung des Bodenfilters eine höhere Tiefe des Lavasandfilters einstellte und damit eine geringere Förderhöhe zwischen dem Rohgrauwasserspeicher und der Oberfläche des Rheinsandfilters gegeben war. Am 23.03.2021 wurden die Beschickungsrohre des Rheinsandkompartiments höher positioniert, um die Differenz zwischen den Flächenbelastungen zu verringern.

### 3.2.4 Filtermaterialien

Im Rahmen der durchgeführten Laborversuche (siehe Kapitel 3.2.1) sowie der Bodenfilteruntersuchungen im kleintechnischen (siehe Kapitel 3.2.2) und Pilotmaßstab (siehe Kapitel 3.2.3) kamen unterschiedliche Filter-, Adsorber- und Dränmaterialien zum Einsatz. Die Filtermaterialien dienten dem Aufbau der Filterschicht und stellten Ansiedlungsfläche für Mikroorganismen bereit, die den Hauptreinigungseffekt bewirken. Die Adsorbermaterialien dienten als Zusatzmaterialien zur gezielten Elimination von Ammoniumstickstoff oder Phosphor; sie wurden entweder in die Filterschicht integriert oder als eigene Schicht verbaut. Der Drainagekies wurde als Unterlage für das Drainagesystem verwendet, um die Sammlung des behandelten Wassers zu unterstützen und den Filter vollständig zu entleeren.

Als Filtermedien wurden zwei unterschiedliche Filtersandarten in den untersuchten Vertikalfiltern im Pilot- und kleintechnischen Maßstab verbaut. Dabei handelte es sich um enggestuften Rheinsand (d. h. mit steilem Verlauf der Sieblinie; vgl. Anhang C) der Korngröße

0–2 mm und größeren, zeolithhaltigen Lavasand (Korngröße 0–4 mm). Ein Überblick hierzu findet sich in Tabelle 3-7. Die wesentlichen Filtereigenschaften der beiden Filtersubstrate sind in Tabelle 3-8 aufgeführt.

**Tabelle 3-7:** Eingesetzte Filter-, Adsorber- und Dränmaterialien im Rahmen der Bodenfilteruntersuchungen.

Einordnung	Untersuchungen	Material	Korngröße in mm	Herkunft
<b>Filtermedium</b>	Bodenfilter im kleintechnischen und Pilotmaßstab	Rheinsand	0 – 2	Fa. Mertzmix GmbH & Co. KG, Steinbruch in Hagenbach, RLP
		Lavasand	0 – 4	Fa. Bettendorf Lava-Steinwerk GmbH, Steinbruch in Lissingen, RLP
<b>Adsorbermaterial</b>	Laborversuche zur Phosphoradsorption und -desorption Bodenfilter im kleintechnischen Maßstab	Anthrazitkohle	< 0,125	Fa. EVERS GmbH & Co. KG, Hopsten, RLP
		Zeolith	0,5 – 2	Fa. LABRADORIT.DE, ursprünglich aus der Slowakei
<b>Drainage</b>	Bodenfilter im kleintechnischen Maßstab	Rheinkies	2 – 8 8 – 16	Fa. Der Naturstein Garten in Hillscheid, RLP
		Drainagekies	2 – 8	Fa. Mertzmix GmbH & Co. KG, Steinbruch in Hagenbach, RLP

**Tabelle 3-8:** Materialeigenschaften der Filtermedien Rheinsand (0 – 2 mm) und Lavasand (0 – 4 mm).

Material	Korngröße in mm	Schlammkornanteil (< 63 µm) in Gew.-%	U d <sub>60</sub> /d <sub>10</sub>	d <sub>10</sub> in mm	k <sub>fA</sub> 0,01·d <sub>10</sub> <sup>2</sup> in m/s	k <sub>f</sub> in m/s	KAK in mmol/g	Zeolithgehalt in Gew.-%	BET-Oberfläche in m <sup>2</sup> /g
Rheinsand	0 – 2	0,5 <sup>(1)</sup>	3,7 <sup>(1)</sup>	0,18 <sup>(1)</sup>	3,2·10 <sup>-4</sup>	-	-	-	0,66 <sup>(1)</sup>
Lavasand	0 – 4	4,5 <sup>(1)</sup>	15,4 <sup>(1)</sup>	0,11	1,2·10 <sup>-4</sup>	4,3·10 <sup>-5</sup> <sup>(2)</sup>	500 – 700 <sup>(2)</sup>	ca. 10 %	81,9 <sup>(1)</sup>

U = Ungleichförmigkeitsgrad; d<sub>60</sub> = wirksamer Korndurchmesser des Filtermediums, unterhalb dessen 60 % der Körner nach Gewicht liegen; d<sub>10</sub> = wirksamer Korndurchmesser des Filtermediums, unterhalb dessen 10 % der Körner nach Gewicht liegen; k<sub>fA</sub> = theoretischer Durchlässigkeitsbeiwert vor der Inbetriebnahme; k<sub>f</sub> = Durchlässigkeitsbeiwert; KAK = Kationenaustauschkapazität; BET = Brunauer, Emmett und Teller (vgl. Brunauer et al. 1938); BET-Oberfläche, ermittelt nach der BET-Methode.

<sup>(1)</sup> Gemäß Anhang C.

<sup>(2)</sup> vgl. F1-Lavasand in Hasselbach und Bruch (2010).

Beim eingesetzten **Rheinsand der Korngröße 0 – 2 mm** <sup>(1)</sup> handelt es sich um handelsüblichen, fluviatilen Sand (Sand-Kies-Gemisch aus quartärem Oberrhein-Flussbett). Der Schlammkornanteil (Partikelgröße < 63 µm) betrug 0,5 Gew.-%, während der Ungleichförmigkeitsgrad U (d<sub>60</sub>/d<sub>10</sub>) bei 3,7 lag. Dabei wurden gemäß Tabelle 3-8 die DWA-A 262 (2017)-Vorgaben eines maximal zulässigen Schlammkornanteils von < 2 % und eines Ungleichförmigkeitsgrads < 5 stets erfüllt (vgl. Tabelle 3-8; Abbildung C - 1, Abbildung C - 2, Abbildung C - 3 in Anhang C). Der theoretische Durchlässigkeitsbeiwert nach Beyer (d. h. vor der Inbetriebnahme; k<sub>fA</sub> = 0,01·d<sub>10</sub><sup>2</sup>; vgl. DWA-A 262 2017) wurde bei Ansatz eines mittleren wirksamen Korndurchmessers (d<sub>10</sub>) von 0,18 mm (vgl. Anhang C) zu 3,2·10<sup>-4</sup> m/s (siehe Tabelle 3-8) ermittelt und lag damit im anzustrebenden Bereich von ≈ 10<sup>-4</sup> m/s für Vertikalfilter mit Sand der Korngröße 0–2 mm als Filterschicht (vgl. DWA-A 262

<sup>(1)</sup> Steinbruch in Hagenbach, RLP. Anschaffung über Fa. Mertzmix GmbH & Co. KG (Stuttgart, BW).

2017). Die BET-Oberfläche des in den Bodenfiltern verbauten Rheinsandes wurde kurz vor der Außerbetriebnahme der Pilotanlage (Dezember 2021) zu 0,64 m<sup>2</sup>/g bestimmt (vgl. Tabelle 3-8; Abbildung C - 8 in Anhang C).

Der verwendete **Lavasand (0 – 4 mm)** <sup>(1)</sup> wurde aus einem Steinbruch in Lissingen, RLP bezogen. Übliche mineralogische Zusammensetzungen bzw. Kennwerte von Lavasanden aus der Westeifel und Rheinland-Pfalz sind in Tabelle C - 1 bzw. Tabelle C - 2 in Anhang C hinterlegt. Der Lavasand (0 – 4 mm) aus Lissingen wies erhöhte, bindige Anteile auf (> 2%, vgl. F1-Lavasand in Bruch et al. 2011b); diese Erkenntnis konnte durch Laboruntersuchungen zur Ermittlung der Korngrößenverteilung mittels Analysensieben <sup>(2)</sup> bestätigt werden. Dabei lagen die abschlämmbaren Bestandteile des verwendeten Lavasandes bei ca. 4,5 Gew.-% (vgl. Tabelle 3-8 und Anhang C). Gemäß DWA-A 262 (2017) wird der abschlämmbare Anteil für Lavasand der Korngröße 0 – 4 mm, anders als bei herkömmlichem Flusssand, auf 8 % (und nicht 2 %) begrenzt, weshalb dieses Kriterium als erfüllt gilt. Der Durchlässigkeitsbeiwert des Lavasandes  $k_f$  lag bei 4,3·10<sup>-5</sup> m/s (vgl. F1-Lavasand in Bruch et al. 2011b). Der theoretische Durchlässigkeitsbeiwert nach Beyer lag mit 1,2·10<sup>-4</sup> m/s trotz der breiteren Korngrößenverteilung (0 – 4 mm) niedriger als beim eingesetzten Rheinsand. Dies lässt sich auf den höheren Anteil von 4,5 Gew.-% an Feinst- und Feinpartikeln im Lavasandfilter zurückführen, im Vergleich zu nur 0,5 Gew.-% im Rheinsandfilter (vgl. Tabelle 3-8). Der Durchlässigkeitsbeiwert gilt ebenfalls als eingehalten, da der anzustrebende Bereich nach DWA-A 262 (2017) für Vertikalfilter mit Lavasand (0 – 4 mm) zwischen 4·10<sup>-5</sup> m/s und 8·10<sup>-4</sup> m/s liegt. Verglichen mit herkömmlichen Flusssanden weist der Lavasand ebenfalls erhöhte Kationenaustauschkapazitäten (KAK = 500 – 700 mmol/g, vgl. F1-Lavasand in Hasselbach und Bruch 2010) aufgrund eines natürlichen Zeolithgehalts von ca. 10 Gew.-% auf (Morandi et al. 2021; Bruch et al. 2011a). Abweichend vom Regelwerk DWA-A 262 (2017) lag der Ungleichförmigkeitsgrad U für den Lavasand bei ca. 15,1 (vgl. Abbildung C - 4; Anhang C), was auf heterogene Körner hinweist. Da aber in Deutschland bereits mehrere Pflanzenkläranlagen (PKA) mit diesem Lavasand umgesetzt wurden und diese seit über zehn Jahren in Betrieb sind (vgl. Bruch et al. 2011b), scheinen ungleichförmige Lavasandkörner mit kantig-plattiger Struktur den Langzeitbetrieb der Anlagen oder die Stabilität des Filters nicht zu beeinträchtigen. Die BET-Oberfläche des verwendeten Lavasandes wurde kurz vor der Außerbetriebnahme der Pilotanlage (Dezember 2021) zu 81,9 m<sup>2</sup>/g bestimmt (vgl. Abbildung C - 7 in Anhang C) und lag damit deutlich höher als beim eingesetzten Rheinsand (vgl. Tabelle 3-8).

Im Zusammenhang mit den kleintechnischen Untersuchungen wurde herkömmlicher bunter **Rheinkies der Korngröße 2 – 8 mm** <sup>(3)</sup> als Drainagematerial in allen Bodenfiltersäulen verbaut. Das Quarzkies (2-8 mm) wurde aus einem Steinbruch im Umkreis von 50 km um Hillscheid (RLP) bezogen. Im unteren Bereich der Dränschicht wurden Kieselsteine derselben Firma <sup>(1)</sup> in abgestufter Korngröße (8 – 16 mm) verbaut, um ein Auswaschen kleinerer Kieselsteine durch das mit Schlitzfenstern von 8 mm Breite versehene Drainagerohr zu verhindern (vgl. Abbildung A

---

<sup>(1)</sup> Fa. Bettendorf Lava-Steinwerk GmbH (Trier, RLP).

<sup>(2)</sup> Fa. Retsch (Haan, NRW) [gemäß DIN ISO 3310-1 2001].

<sup>(3)</sup> Fa. Der Naturstein Garten (Hillscheid, RLP).



- 1, Abbildung A - 2 in Anhang A). Für die Bodenfilteranlage im Pilotmaßstab wurde **Rheinkies 2 – 8 mm**<sup>(1)</sup> verwendet. Die Drainage von Filtern mit Lavasand (0 – 4 mm) als Filterschicht ist nach DWA-A 262 (2017) mit gewaschenem, größerem Kies der Korngröße 4 – 16 mm zu erfolgen. Die Abweichung vom Regelwerk stützt sich darauf, dass sich kleinere Kieselsteine einfacher verarbeiten und nivellieren lassen als größere Kiese und das Risiko einer Suffosion (Auswaschen kleiner Filterpartikel) durch eine enger gestufte Drainageschicht minimiert wird. Die Filterregel zum Nachweis der Filterstabilität nach Terzaghi ( $D_{15}/d_{85} \leq 4$ ; vgl. Terzaghi et al. 1996) [vgl. Anhang C] wurde sowohl für Rheinsand/Rheinkies als auch für Lavasand/Rheinkies im kleintechnischen und Pilotmaßstab erfüllt.

Des Weiteren wurde im kleintechnischen Maßstab **Anthrazitkohle der Korngröße 2 – 4 mm**<sup>(2)</sup> (Everzit® N) gemäß DIN EN 12909 (2013) verwendet. Die eingesetzte Anthrazitkohle ist ein reines Naturprodukt, das einen hohen Kohlenstoffgehalt (ca. 92 %; vgl. Tabelle C - 3 in Anhang C) aufweist. Laut Herstellerangaben wird das Material aus rund 1500 m Tiefe gefördert und anschließend durch Reinigen, Brechen und Sieben veredelt. In drei der sechs Bodenfiltersäulen (Säule 3, Säule 4 und Säule 6) wurde granuliert Anthrazitkohle in die in Kies gebettete Dränschicht eingebaut (vgl. Kapitel 3.2.1). Auf diese Weise ermöglicht das alleinige Einstauen des Dränbereichs die Regeneration der Kohle im Betrieb, ohne dass der gesamte Filterkörper eingestaut und dabei die Reinigungsleistung beeinträchtigt wird. Grundsätzlich findet Anthrazitkohle laut Herstellerangaben Anwendung in Schnellfiltern in der Trink-, Brauch-, Ab- oder Schwimmbwasseraufbereitung zur Entfernung von Fest-, Schweb- und Trübstoffen. Im Rahmen der vorliegenden Forschungsarbeit wurde aber gezielt die bedarfsgerechte Phosphorelimination mittels Adsorption an Anthrazitkohle untersucht (vgl. Kapitel 3.2.1). Die wirksame Korngröße  $d_{10}$  der genutzten Anthrazitkohle belief sich laut Herstellerangaben auf 2,1 – 2,3 mm, während der Ungleichförmigkeitsgrad U bei  $< 1,4$  lag. Unter Berücksichtigung eines  $D_{15}$  für Rheinkies von 4,03 mm (vgl. Abbildung C - 5 in Anhang C) liegt  $D_{15}/d_{85}$  bei einer minimalen Korngröße von 2 mm für Anthrazitkohle stets deutlich  $< 2,0$ <sup>(3)</sup>; damit lässt sich die Filterstabilität zwischen der Adsorber- und der Dränschicht nachweisen. Die Schüttdichte der verwendeten Anthrazitkohle betrug ca. 700 kg/m<sup>3</sup>. Weitere chemisch-physikalische Eigenschaften von Everzit® N sind in Tabelle C - 3 (vgl. Anhang C) hinterlegt. Für die Laborversuche zur Untersuchung der P-Adsorption an Anthrazitkohle (2 – 4 mm) wurde das granuliert Adsorbermaterial mittels einer Planeten-Kugelmühle<sup>(4)</sup> zermahlen und auf die Korngröße  $< 0,125$  mm gebracht.

Im Zuge der kleintechnischen Untersuchungen wurde die Rheinsandfiltersäule S3 am 10.03.2021 (Inbetriebnahme am 11.06.2020) im Betrieb baulich verändert (vgl. Kapitel 3.2.1). Dabei wurde **Zeolith (0,5 – 2 mm)** in die oberen 20 cm der Filterschicht eingesetzt. Grund hierfür ist, dass die mikrobielle Aktivität in den ersten 20 cm der Filterschicht am höchsten ist (Kadlec und Wallace 2009). Dort ist auch mehr Sauerstoff vorhanden (Tietz et al. 2008). Hierfür wurden 20 cm Oberboden, bestehend aus Rheinsand (0 – 2 mm), aus S3 entnommen und bei

---

<sup>(1)</sup> Fa. Mertzmix GmbH & Co. KG (Stuttgart, BW).

<sup>(2)</sup> Fa. EVERS GmbH & Co. KG (Hopsten, NRW).

<sup>(3)</sup> Berechnet:  $D_{15}/d_{85} \ll D_{15}/d_0 = 4,03/2,0 = 2,02$ ; also liegt  $D_{15}/d_{85} \ll 2$ .

<sup>(4)</sup> Fa. Retsch (Haan, NRW).

Aufrechterhaltung der Tiefe der Filterschicht durch eine Mischung aus 30 Gew.-% Zeolith (0,5 – 2,0 mm) und 70 Gew.-% demselben, bereits eingefahrenen Rheinsand der Korngröße 0 – 2 mm ersetzt. Das reine Natur-Klinoptilolith ohne jegliche Zusätze wurde aus der Slowakei <sup>(1)</sup>bezogen und in den Korngrößen 0,5 – 1,0 mm sowie 1,0 – 2,5 mm angeschafft. Das Zeolithkornmisch der Körnung 1,0 – 2,5 mm wurde anhand von Retsch-Analysesieben auf einen Körnungsbereich von 1,0 – 2,0 mm gebracht. Danach erfolgte eine gewichtsbezogene 50 : 50-Mischung der beiden Fraktionen (0,5 – 1 mm; 1,0 – 2,0 mm). Die Fraktion 2,0 – 2,5 mm wurde verworfen, damit ähnliche Filtereigenschaften wie beim eingesetzten Rheinsand erzielt werden konnten. Bezogen auf das Gesamtgewicht der Filterschicht von S3 ergab sich ein Zeolithanteil von 12 Gew.-%, das mit dem des zeolithhaltigen Lavasandes vergleichbar ist. Weitere Eigenschaften des verwendeten Klinoptiloliths (pulverförmig) können Wasielewski (2020) entnommen werden.

Sämtliche Filter-, Adsorber- und Dränmaterialien wurden vor dem Einbau in die Versuchssäulen gewaschen und durch Analysensieben der Fa. Retsch akkurat auf die erforderliche Korngröße eingestellt. Im Pilotmaßstab war dies aufgrund der deutlich größeren Mengen nicht praktikabel.

### **3.3 Probenahme und Analytik – Technologieanpassung**

#### **3.3.1 Probenahmestandorte für Grauwasser**

##### **3.3.1.1 Studierendenwohnheime am Umwelt-Campus Birkenfeld –**

##### **Grauwasserbereitstellung für die kleintechnischen Untersuchungen**

Während der kleintechnischen Bodenfilteruntersuchungen an der RPTU wurde schwach belastetes Grauwasser mit geringem Küchenabwasseranteil aus bewohnten Studierendenwohnheimen eines Wohngebäudes am **Umwelt-Campus Birkenfeld** (UCB) bezogen. Das Wohngebäude verfügt über 36 Wohneinheiten mit 22 Toiletteneinheiten und 19 Küchenzeilen. Die Wohnungen sind in acht Einzelappartements, acht Zweier-Wohngemeinschaften und drei Vierer-Wohngemeinschaften aufgeteilt. Die Gebäudeinfrastruktur des Modellgebäudes wurde im Rahmen des BBSR-Projekts ReLab (Angilella et al. 2022) zum Teil durch die Integration des Doppel-Inliner-Verfahrens in Kombination mit einer Unterdruckentwässerung zur separaten Erfassung von Grau- und Schwarzwasser baulich umgerüstet (vgl. Kapitel 2.3). Bei Vollbelegung sämtlicher an das Doppel-Inliner-Verfahren angeschlossenen Wohneinheiten fielen gemäß Tabelle 3-9 Abwässer aus Dusch- und Handwaschbecken von 20 Studierenden an, ebenso wie Abwässer aus der Küche von sechs Studierenden.

---

<sup>(1)</sup> Über die Fa. LABRADORIT.DE (Berlin, BE).

**Tabelle 3-9:** An die Grauwasserspeicherung angeschlossene Armaturen aus acht unterschiedlichen Wohneinheiten eines Wohngebäudes am Umwelt-Campus Birkenfeld.

Armaturen	Einzelzimmer	Zweier- Wohngemeinschaft	Vierer- Wohngemeinschaft
Küchenspüle	-	3	-
Dusche	2	3	3
Handwaschbecken (Bad)	2	3	3

Der Untersuchungszeitraum fiel auf 11.06.2020 bis 23.11.2021. In diesem Zeitraum wurden die Semester rein digital durchgeführt, weshalb die Anwesenheit der Studierenden am UCB wesentlich geringer ausfiel als bei geregelter Hochschulbetrieb. Die Umfrage vor Ort unter den Studierenden ergab eine durchschnittliche Belegung von 60 %, was 12 E entspricht. Jedoch konnten zeitweise keine zuverlässigen Daten zur Anwesenheit der Studierenden ermittelt werden, weshalb der Wert nur bedingt belastbar ist (vgl. Angilella et al. 2022).

Der Füllstand im Grauwasserbehälter am UCB wurde im 15-Minutentakt mittels einer Füllstandsonde <sup>(1)</sup> erfasst. Anhand von Füllstandsänderungen im Speicher konnte der Grauwasseranfall ermittelt werden. Jedoch wurde der IBC nicht täglich, sondern nur bei Probenahme entleert, weshalb die Anfallmengen lediglich bei Befüllungen ermittelt werden konnten. Bei direktem Abschlag von Grauwasser in den Kanal, Überlauf oder in Zeiträumen ohne Tankentleerung konnte der Anfall nicht ermittelt werden. In regelmäßigen Abständen wurde eine Tagesmenge des in einem IBC gesammelten Grauwassers an die RPTU geliefert; Die Proben wurden unmittelbar nach dem Transport aus dem IBC entnommen, indem vorher eine gründliche Durchmischung erfolgte und ein Abwasserschöpfer verwendet wurde (vgl. Kapitel 3.3.2).

### 3.3.1.2 Arbeiterunterkünfte an den Stuttgarter Wagenhallen – Untersuchungen im Pilotmaßstab

Die Analytik im Rahmen der Bodenfilteruntersuchungen im Pilotmaßstab wurden direkt vor Ort am **Impulsprojekt Stuttgart** durchgeführt (vgl. Kapitel 3.3.2). Die Umsetzung des temporären Impulsprojektes Stuttgart erfolgte auf dem Gelände der Containercity (Wagenhallen, Stuttgart-Nord, BW) in der zukünftigen *Maker City* des Stadtquartiers Stuttgart-Rosenstein. Das Impulsprojekt Stuttgart befand sich westlich des nördlichsten von drei Wohnlagern zwischen der Straße „Innerer Nordbahnhof“ und der *Urban Gardening-Initiative* „Stadtacker Wagenhallen“. Das Demonstrationsprojekt bestand aus 12 Fassadenbegrünungselementen, einer Retentionszisterne mit 7 m<sup>3</sup> Fassungsvermögen und 4 m<sup>3</sup> Retentionsvolumen und zwei Überseecontainer-Modulen, <sup>(2)</sup> in die fünf IBC-Wasserspeicher, ein vertikal durchflossener bewachsener Bodenfilter und ein Technikraum inkl. Containerlabor mit einer Grundfläche von 6,9 m<sup>2</sup> integriert waren (vgl. Abbildung 3-6). Das leicht verschmutzte Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken wurde aus den Gemeinschaftsbädern des mittleren Wohnlagers bezogen, in dem bei Vollbelegung insgesamt

<sup>(1)</sup>AquaBar II, Fa. Nivus GmbH (Eppingen, BW).

<sup>(2)</sup> Fa. CARU Tech Containers (Sindelfingen, BW).

33 Bauarbeiter untergebracht werden konnten. Hier wurde lediglich das schwach belastete Grauwasser aus dem 1. und 2. OG abgezweigt. Jedes Stockwerk verfügte über vier gemeinschaftliche Duschkabinen und vier Handwaschbecken. Das Grauwasser wurde dann über eine Freispiegelleitung dem Speicher für Rohgrauwasser zugeführt (vgl. Kapitel 3.2.3). Insgesamt wären bei Vollbelegung 22 Wohneinheiten an das Impulsprojekt Stuttgart angeschlossen, jedoch wurde eine Vollbelegung im mittleren Wohnlager nach persönlicher Auskunft des Hausmeisters der ARGE Tunnel Cannstatt S21 nie erreicht. Gemäß der Bewertung der ARGE wurde zur Ermittlung einwohnerspezifischer Kennwerte eine kontinuierliche mittlere Teilbelegung von zehn Bauarbeitern angenommen. Durch die bereits vorhandenen getrennten Grau- und Schwarzwasserleitungen auf dem Gelände der Arbeiterwohnanlage fiel der bauliche Aufwand für die getrennte Grauwasserentnahme vergleichsweise niedrig aus.

### **3.3.2 Probenahmestrategie**

#### **3.3.2.1 Probenahmestrategie – kleintechnische Untersuchungen**

Am UCB wurde jeweils eine Tagesmenge (24 h-Mischprobe) Grauwasser, vereinzelt bei zeitweise zu geringem Tagesvolumen auch zwei Tagesmengen (48 h-Mischproben), in einem IBC gesammelt. Unmittelbar nach der Sammlung wurde der IBC abmontiert, durch einen leeren IBC ausgetauscht und an die RPTU transportiert. Die Grauwasseranlieferung erfolgte vorwiegend mittwochs durch die Campus Company GmbH <sup>(1)</sup> und fand von 17.06.2020 bis 16.02.2021 alle drei Wochen und von 17.02. bis 08.09.2021 aufgrund der Erhöhung der Flächenbelastung (vgl. Kapitel 3.2.1) im Zweiwochentakt statt. Ab diesem Zeitpunkt bis 23.11.2021 wurde das leicht verschmutzte Grauwasser mit geringem Küchenabwasseranteil wieder im dreiwöchigen Turnus angeliefert. Vereinzelt fand der Transport donnerstags oder freitags statt. Insgesamt gab es 26 Lieferungen.

Die Beprobung des Rohgrauwassers und des Bodenfilterzulaufes (gesiebtetes Grauwasser) erfolgte am Tag der Lieferung mittels eines Abwasserschöpfers nach gründlichem Rühren. Die Beprobung der unterschiedlichen Abläufe wurde zeitversetzt zum Zulauf durchgeführt und erfolgte direkt aus den 33 L-Weithalskanistern für Klarwasser (siehe Abbildung 3-2 und Abbildung 3-3).

Die Mischproben wurden über mehrere Tage gesammelt, zunächst als 7-Tagesmischproben, dann von März bis einschließlich August 2021 aufgrund der Erhöhung der Flächenbelastung als 5-Tagesmischproben entnommen. Nach Anlieferung von frischem Grauwasser wurden die Bodenfiltersäulen mindestens zwei weitere Tage mit dem neuen Substrat beschickt, bevor die Ablaufhähne der Weithalskanister zur Probensammlung zugedreht wurden. Dies stellte sicher, dass altes Grauwasser vor der Beprobung aus den Bodenfiltersäulen verdrängt werden konnte. Ab September 2021 (vgl. Kapitel 3.2.1) wurde mit der Reduzierung der Beschickung erneut auf 7-Tagesmischproben umgestellt.

---

<sup>(1)</sup> Hoppstädten-Weiersbach, RLP.

Hinsichtlich der hygienisch-mikrobiologischen Beschaffenheit wurden insgesamt sechs Proben von gesiebttem Grauwasser (Maschenweite; MW = 1,3 mm) an unterschiedlichen Tagen entnommen. Um eine Vergleichsbasis zu den Untersuchungen im Pilotmaßstab zu schaffen, wurde ausschließlich gesiebtes Grauwasser und nicht ungesiebtes Grauwasser auf hygienische Belange hin untersucht. Zusätzlich wurde jeweils eine Ablaufprobe pro Filtersäule (insgesamt sechs Proben) gezogen. Für die Probenahme wurden autoklavierte Glasflaschen verwendet. Die Hygieneproben wurden unmittelbar nach der Probenahme an ein externes Labor <sup>(1)</sup> zur Analyse gebracht.

Zur Untersuchung der organischen Mikroschadstoffe wurden insgesamt sechs Zulaufproben an sechs verschiedenen Tagen entnommen. Das Screening umfasste die in Tabelle E - 1 in Anhang E aufgelisteten Mikroschadstoffe aus 12 unterschiedlichen Substanzgruppen: Desinfektionsmittel, Indikatoren für Fäkalien, natürliche aromatische Säuren, natürliche Hormone, Pestizide, pharmazeutische Wirkstoffe und Metabolite, Phenole, Phosphorflammschutzmittel, phenolische Xenoestrogene, synthetische und natürliche Duftstoffe, Waschmittel und Weichmacher. Die zu analysierenden Mikroschadstoffe wurden nach den Kriterien „voraussichtlich im Grauwasser vorhandene Stoffe“ und „Indikatoren für Verunreinigung durch Fäkalien“ ausgewählt. Die Proben wurden vor der Lagerung aus Gründen der Vergleichbarkeit mit den Untersuchungen im Pilotmaßstab einer Feinsiebung unterzogen (MW = 1,3 mm) und in einem Kühlschrank bei +4°C gelagert. Erst nach der Entnahme der letzten Probe erfolgte der Transport an das Institut für Siedlungswasserbau und Abfallwirtschaft (ISWA) der Universität Stuttgart, wo die Spurenstoffanalysen durchgeführt wurden. Im kleintechnischen Maßstab erfolgte keine Bestimmung der organischen Spurenstoffe im Ablauf der Bodenfilteranlagen.

### **3.3.2.2 Probenahmestrategie – Untersuchungen im Pilotmaßstab**

Gesiebtes Rohgrauwasser und aufbereitetes Grauwasser wurden einmal wöchentlich (außer an den Feiertagen zwischen den Jahren) in einem Containerlabor am Impulsprojekt Stuttgart beprobt. Die entsprechenden Probenahmestellen (PN) sind in Abbildung 3-7 dargestellt. Die Entnahme von Proben des Rohgrauwassers wurde direkt aus dem Speichertank für Rohgrauwasser durchgeführt, wobei ein Abwasserschöpfer zur Sammlung von über mehrere Tage gesammelten Mischproben verwendet wurde. Im Gegensatz dazu wurden die behandelten Abläufe über die an die Ablaufschächte angeschlossenen Probenahmehähne als 24 h-Mischproben entnommen. Dies geschah durch einen vorübergehenden Teileinstau des Dränbereiches (vgl. Abbildung 3-7).

Hinsichtlich der Hygiene wurden an unterschiedlichen Tagen insgesamt 16 Proben entnommen. Hiervon wurden vier Proben von gesiebttem Grauwasser als über mehrere Tage gesammelte Mischproben, vier Proben pro Filterkompartiment als 24 h-Mischproben und vier Proben vom UV-hygienisierten, gemischten Ablauf als über mehrere Tage gesammelte Mischproben entnommen. Die Proben wurden umgehend ans ISWA der Universität Stuttgart

---

<sup>1</sup> Eurofins Umwelt Südwest GmbH (Karlsruhe, BW).

zur hygienisch-mikrobiologischen Analytik gebracht. Die Probenahme erfolgte anhand von autoklavierten bzw. sterilen Gefäßen.

Bezüglich der Proben für die Spurenstoffanalytik wurden insgesamt sieben Zulaufproben (gesiebttes Grauwasser; MW = 1,3 mm) an sieben unterschiedlichen Tagen und jeweils sieben Ablaufproben gezogen. Da die Reinigungsleistung des Bodenfilters im Vordergrund stand, wurden lediglich Zulauf (gesiebttes Grauwasser) und beide Abläufe beprobt. Um den Einfluss der Hygienisierung auf die Spurenstoffelimination zu untersuchen, wurden zwei Proben aus dem UV-hygenisierten Ablauf entnommen. Das Screening umfasste die in Tabelle E - 1 in Anhang E aufgelisteten Mikroschadstoffe aus 12 unterschiedlichen Substanzgruppen (vgl. Kapitel 3.3.2.1), die nach den Kriterien „voraussichtlich im Grauwasser vorhandene Stoffe“ und „Indikatoren für Verunreinigungen durch Fäkalien“ ausgewählt wurden. Die Proben wurden zunächst in einem Kühlschrank bei einer Temperatur von +4°C gelagert und dann zur Spurenstoffanalyse ans ISWA gebracht. Die Zulaufproben wurden als Mischproben über mehrere Tage aus dem Grauwasserspeicher gesammelt, während die Ablaufproben als 24 h-Mischproben aus den Ablaufschächten entnommen wurden. Es handelt sich deshalb nicht um rein korrespondierende Proben.

### **3.3.3 Probenvorbereitung und Analytik**

Die Anforderungen an Probenahme, Konservierung und Lagerung der Proben, die im Laufe der Laborversuche sowie der Untersuchungen im kleintechnischen und Pilotmaßstab entnommen wurden, unterlagen den Bestimmungen gemäß DIN EN ISO 5667-3 (2019).

#### **3.3.3.1 Probenvorbereitung und Analytik – kleintechnische Untersuchungen**

Die Analysen im Rahmen der kleintechnischen Bodenfilteruntersuchungen wurden überwiegend mittels Schnelltests <sup>(1)</sup> und anhand eines Spektralphotometers <sup>(2)</sup> in den Laboreinrichtungen der RPTU am Tag der Probenahme durchgeführt. In Tabelle 3-10 ist eine Zusammenstellung der durchgeführten Analysen und der verwendeten Testverfahren zu finden. Dabei wurden die Kationen mit hoch konzentrierter Salpetersäure auf einen pH-Wert von 2,5 bis 3,5 angesäuert, bei -18°C tiefgefroren und zu einem späteren Zeitpunkt durch Ionenchromatographie <sup>(3)</sup> bestimmt (vgl. Tabelle 3-11). Die unfiltrierten Proben, aus denen die Summenparameter CSB, TN<sub>b</sub> und P<sub>ges</sub> bestimmt wurden, wurden in einem Aufschlusskocher <sup>(4)</sup> chemisch-thermisch aufgeschlossen. Zusätzlich wurden Tenside ohne Aufschluss aus der unfiltrierten Probe bestimmt. Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit mit den Ergebnissen aus der Pilotanlage (vgl. Kapitel 3.3.3.2) wurden ausschließlich Zu- und Abläufe des Bodenfilters auf Tenside untersucht. Zur Analyse der gelöst vorliegenden Parameter wurden die Proben mittels eines 0,45 µm-Spritzenvorsatzfilters <sup>(5)</sup> filtriert.

---

<sup>(1)</sup> Küvettentests; Fa. Hach Lange GmbH (Düsseldorf, NRW).

<sup>(2)</sup> DR 1900; Hach Lange GmbH (Düsseldorf, NRW).

<sup>(3)</sup> 930 Compact IC Flex, Deutsche METROHM GmbH & Co. KG (Filderstadt, BW).

<sup>(4)</sup> LT200; Fa. Hach Lange GmbH (Düsseldorf, NRW)

<sup>(5)</sup> Minisart-RC; Fa. Sartorius (Göttingen, NI).

**Tabelle 3-10:** Analysemethoden mit Häufigkeit der Beprobung des Rohgrauwassers sowie des Zu- und Ablaufes der kleintechnischen Bodenfilteranlage.

Parameter	Testverfahren	Messbereich in mg/l	Bestimmung	Probenart	Häufigkeit (März bis einschl. August 2021)
AFS	In Anlehnung an DIN 38409-2 (1987) <sup>(1)</sup>	<sup>(2)</sup>	Doppel- bestimmung	roh und gesiebt, homogenisiert	1 x/3 Wochen (1 x/2 Wochen)
CSB <sub>hom</sub>	DIN 38409-41 (1980) (Zulauf)	15 – 300			
	LCK 1414 (Ablauf)	5 – 60			
TN <sub>b</sub>	DIN EN 12260 (2003)	0,5 – 200 <sup>(3)</sup>			
P <sub>ges</sub>	DIN EN ISO 6878 (2004) (Zulauf)	0,049 – 1,2			
	LCK 348; LCK 349 (Ablauf)	0,05 – 1,5; 0,5 – 5			
NH <sub>4</sub> -N	Ionenchromatographie (DIN EN ISO 14911 1999)	0,1 – 100 (bezogen auf NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )			
		0,08 – 78 (bezog. auf NH <sub>4</sub> -N)			
NO <sub>3</sub> -N	LCK 339; LCK 340 (Ablauf)	0,23 – 13,5; 5 – 35			
PO <sub>4</sub> -P	DIN EN ISO 6878 (2004) (Zulauf) LCK 348; LCK 349 (Ablauf)	0,043 – 1,2			
		0,05 – 1,5; 0,5 – 5			
Mg <sup>2+</sup>		0,2 – 50			
K <sup>+</sup>	Ionenchromatographie (DIN EN ISO 14911 1999)	10 – 100			
Ca <sup>2+</sup>		0,2 – 50			
Na <sup>+</sup>		10 – 100			
B <sup>3+</sup>		LCK 307	0,03 – 2,5		
Cl <sup>-</sup>	LCK 311	1: 1 – 70	Einfach- bestimmung	membranfiltriert	unregelmäßig
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	LCK 153	40 – 150			
Nichtionische Tenside	LCK 333	0,2 – 6	Einfach- bestimmung	gesiebt, homogenisiert	1 x/3 Wochen (1 x/2 Wochen)
Kationische Tenside	LCK 331	0,2 – 2			
Anionische Tenside	LCK 432 (Zulauf) LCK 332 (Ablauf)	0,1 – 4 0,05 – 2			

AFS = Abfiltrierbare Stoffe; CSB<sub>hom</sub> = Chemischer Sauerstoffbedarf aus der homogenisierten Probe; TN<sub>b</sub> = Gesamter gebundener Stickstoff; P<sub>ges</sub> = Gesamtphosphor; NH<sub>4</sub>-N = Ammoniumstickstoff; NO<sub>3</sub>-N = Nitratstickstoff; PO<sub>4</sub>-P = Phosphatphosphor.

<sup>(1)</sup> Abweichend von DIN 38409-2 (1987) wurde für die AFS-Bestimmung aus dem Ablauf 1 L pro Ansatz verwendet; somit konnte im Ablauf zur keine Zeit eine Trockenmasse (TM) von > 20 mg in der Probe eingehalten werden, da dies ein zu filtrierendes Volumen von über 20 L erfordert hätte. Die Ablaufmengen lagen im Regelfall bei 20 – 30 L, wobei viel Volumen für die sonstige Analytik erforderlich war.

<sup>(2)</sup> Das Testverfahren zur AFS-Bestimmung eignet sich wegen der höheren Filtrationsgeschwindigkeit besonders zur Untersuchung von Wasserproben mit wenig abfiltrierbaren Stoffen (< 20 mg/l). Hierfür wird dennoch eine TM von mindestens 20 mg in der Probe vorausgesetzt, was oft sehr große Probenvolumina erfordert.

<sup>(3)</sup> Die Bestimmungsgrenze ist abhängig vom gerätespezifischen Injektionsvolumen. Beim Einsatz eines geeigneten Injektionsvolumens liegt die Bestimmungsgrenze bei etwa 0,5 mg/l.

AFS, CSB, TN<sub>b</sub>, P<sub>ges</sub>, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, PO<sub>4</sub>-P und die untersuchten Kationen NH<sub>4</sub>-N, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> und Mg<sup>2+</sup> wurden durch Doppelbestimmung analysiert (vgl. Tabelle 3-10). Da Chloride und Sulfate im Bodenfilter weder entfernt noch umgewandelt wurden und Bor, nichtionische und kationische Tenside im Zusammenhang mit leicht verschmutztem Grauwater wenig

relevant sind, wurde die Analysenhäufigkeit für diese Parameter niedriger angesetzt als für die übrigen.

**Tabelle 3-11:** Konservierungsmethoden für Proben von Rohgrauwasser sowie Zu- und Ablauf der kleintechnischen Bodenfilteranlage in Kaiserslautern.

Parameter	Konservierung in Anlehnung an DIN EN ISO 5667-3 (2019)
CSB, TN <sub>b</sub> , P <sub>ges</sub> , PO <sub>4</sub> -P	Tiefgefrieren bei -18 °C.
NH <sub>4</sub> -N, Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup>	Filtrieren, Ansäuern auf pH 3 ± 0,5 mit HNO <sub>3</sub> und Tiefgefrieren bei -18 °C.

CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf; TN<sub>b</sub> = Gesamter gebundener Stickstoff; P<sub>ges</sub> = Gesamtphosphor; PO<sub>4</sub>-P = Phosphatphosphor; NH<sub>4</sub>-N = Ammoniumstickstoff.

Zur Ermittlung der hygienisch-mikrobiologischen Beschaffenheit der Proben im Rahmen der kleintechnischen Bodenfilteruntersuchungen wurden die Analysemethoden zur Ermittlung der Trinkwasserbeschaffenheit, die in Tabelle 3-12 aufgeführt sind, herangezogen. Diese sind dies bedingte, dass einige Proben bis zu einem Verhältnis von 1 : 10<sup>5</sup> verdünnt werden mussten, da sie verglichen mit üblichen Trinkwasserproben höhere Keimzahlen aufwiesen. Die Hygieneanalysen wurde durch die Fa. Eurofins Umwelt Südwest GmbH (Karlsruhe, BW) durchgeführt.

**Tabelle 3-12:** Testverfahren zur Ermittlung der hygienisch-mikrobiologischen Beschaffenheit des Zu- und Ablaufes der kleintechnischen Bodenfilteranlage in Kaiserslautern.

Parameter	Norm
<b>Coliforme Keime</b>	DIN EN ISO 9308-1 (2017)
<b>Koloniezahl bei 22°C</b>	§ 15 TrinkwV (2016)
<b>Koloniezahl bei 36°C</b>	
<i>Escherichia coli</i>	DIN EN ISO 9308-1 (2017)
<b>Enterokokken</b>	DIN EN ISO 7899-2 (2000)

Die Spurenstoffanalytik wurde seitens des ISWA der Universität Stuttgart durchgeführt. In Abhängigkeit der Stoffeigenschaften wurden zwei verschiedene Analysemethoden angewandt: Gaschromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung [GC-MS (vgl. DIN 38407-39 2011; DIN 38407-37 2013)] und Flüssigchromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung [HPLC-MS (*High-performance liquid chromatography-mass spectrometry*; vgl. DIN 38407-35 2010; DIN 38407-36 2014)].

### 3.3.3.2 Probenvorbereitung und Analytik – Untersuchungen im Pilotmaßstab

Die Analysen im Rahmen der Bodenfilteruntersuchungen im Pilotmaßstab wurden vor Ort am Impulsprojekt Stuttgart in einem Technikraum bzw. Containerlabor mittels



Küvettentests <sup>(1)</sup> und eines mobilen Spektralphotometers <sup>(2)</sup> durchgeführt. Tabelle 3-13 zeigt eine Übersicht der durchgeführten Analysen und der verwendeten Testverfahren. Lediglich die Proben für die Kationenanalyse ( $K^+$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$  und  $Na^+$ ) wurden nicht vor Ort am Tag der Probenahme analysiert, sondern gemäß DIN EN ISO 5667-3 (2019) konserviert bzw. mit hochkonzentrierter Salpetersäure auf einen pH-Wert von  $3,0 \pm 0,5$  angesäuert, bei  $-18^\circ C$  tiefgefroren und zu einem späteren Zeitpunkt in den Laboreinrichtungen der RPTU mittels Ionenchromatographie <sup>(3)</sup> bestimmt. Die unfiltrierten Proben, aus denen die Summenparameter CSB,  $TN_b$  und  $P_{ges}$  analysiert wurden, wurden vor der Analyse in einem Aufschlusskocher <sup>(4)</sup> chemisch-thermisch aufgeschlossen. Zusätzlich wurden Tenside ebenfalls mittels Schnelltests aus der unfiltrierten Probe, ohne Aufschluss bestimmt. Die Proben zur Analyse der gelöst vorliegenden Parameter wurden mittels eines  $0,45 \mu m$ -Spritzenvorsatzfilters <sup>(5)</sup> filtriert.

CSB,  $TN_b$ ,  $P_{ges}$ ,  $NH_4-N$ ,  $NO_3-N$ ,  $PO_4-P$  und die untersuchten Kationen wurden meist durch Doppelbestimmung analysiert (vgl. Tabelle 3-13). Ausnahmen bildeten  $NO_3-N$  im gesiebten Grauwasser und  $TN_b$  in beiden Abläufen, die einfach bestimmt wurden.  $NO_2-N$ ,  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$  sowie kationische, anionische und nichtionische Tenside wurden durch Einfachbestimmung analysiert, mit Ausnahme von Chlorid im gesiebten Grauwasser, das zweifach bestimmt wurde (vgl. Tabelle 3-13). Sämtliche Parameter außer  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$  und Tensiden wurden wöchentlich analysiert (vgl. Tabelle 3-13). Die Analysenhäufigkeit für Tenside, Chlorid und Sulfat wurde niedriger angesetzt als für die übrigen Parameter (vgl. Kapitel 3.3.3.1).

$BSB_5$  wurde nicht untersucht, jedoch wurden die voraussichtlichen Konzentrationsbereiche für  $BSB_5$  auf Basis der einschlägigen CSB-Konzentrationen und typischer CSB/ $BSB_5$ -Verhältnisse aus der Fachliteratur geschätzt.

Für die Bestimmung der hygienisch-mikrobiologischen Beschaffenheit der Proben wurden die Analysemethoden in Tabelle 3-14 angewendet. Die Hygieneanalysen wurden durch das ISWA der Universität Stuttgart durchgeführt.

Im Rahmen der Pilotuntersuchungen erfolgte die Spurenstoffanalytik auf gleiche Weise wie im Zusammenhang mit den kleintechnischen Untersuchungen und wurde ebenfalls durch das ISWA an der Universität Stuttgart durchgeführt.

---

<sup>(1)</sup> Hach Lange GmbH (Düsseldorf, NRW).

<sup>(2)</sup> DR 1900, Hach Lange GmbH (Düsseldorf, NRW).

<sup>(3)</sup> 930 Compact IC Flex, Deutsche METROHM GmbH & Co. KG (Filderstadt, BW).

<sup>(4)</sup> LT200; Fa. Hach Lange GmbH (Düsseldorf, NRW)

<sup>(5)</sup> Minisart-RC; Fa. Sartorius (Göttingen, NI).

**Tabelle 3-13:** Angewandte Analysemethoden mit Häufigkeit der Beprobung des Zu- und Ablaufes der Bodenfilteranlage im Pilotmaßstab.

Parameter	Testverfahren	Messbereich in mg/l	Bestimmung	Probenart	Häufigkeit
CSB <sub>hom</sub>	LCK 514 (Zulauf)	100 – 2000	Doppel- bestimmung	gesiebt, homogenisiert	wöchentlich
	LCK 1414 (Ablauf)	5 – 60			
TN <sub>b</sub>	LCK 238	5 – 40	Doppel (Zulauf) Einfach (Ablauf)		
P <sub>ges</sub>	LCK 349 (Zulauf)	0,5 – 5	Doppel (Zulauf, Ablauf Rhein) Einfach (Ablauf Lava)		
	LCK 348 (Ablauf)	0,05 – 1,5			
NH <sub>4</sub> -N	LCK 303 (Zulauf)	2 – 47	Doppel/ Einfach		
	LCK 304 (Ablauf)	0,015 – 2			
NO <sub>3</sub> -N	LCK 339 (Zulauf)	0,23 – 13,5	Einfach/ Doppel	wöchentlich	
	LCK 340 (Ablauf)	5 – 35			
NO <sub>2</sub> -N	LCK 341 (Ablauf)	0,015 – 0,6	Einfach		unregelmäßig
PO <sub>4</sub> -P	LCK 348; LCK 349	0,05 – 1,5; 0,5 – 5	Doppel (Zulauf, Ablauf Rhein) Einfach (Ablauf Lava)	wöchentlich	
Mg <sup>2+</sup>	Ionenchromatographie (DIN EN ISO 14911 1999)	0,2 – 50	Doppel- bestimmung		
K <sup>+</sup>		10 – 100			
Ca <sup>2+</sup>		0,2 – 50			
Na <sup>+</sup>		10 – 100			
Cl <sup>-</sup>	LCK 311	I: 1 – 70	Doppel (Zulauf) Einfach (Ablauf)		1 x/2 Wochen
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	LCK 153	40 – 150	Einfach- bestimmung	gesiebt, homogenisiert	unregelmäßig
Nichtionische Tenside	LCK 333	0,2 – 6			
Kationische Tenside	LCK 331	0,2 – 2			
Anionische Tenside	LCK 432 (Zulauf) LCK 332 (Ablauf)	0,1 – 4 0,05 – 2			

CSB<sub>hom</sub> = Chemischer Sauerstoffbedarf (homogenisiert); TN<sub>b</sub> = Gesamter gebundener Stickstoff; P<sub>ges</sub> = Gesamtphosphor; NH<sub>4</sub>-N = Ammoniumstickstoff; NO<sub>3</sub>-N = Nitratstickstoff; NO<sub>2</sub>-N = Nitritstickstoff; PO<sub>4</sub>-P = Phosphatphosphor.

**Tabelle 3-14:** Testverfahren zur Ermittlung der hygienisch-mikrobiologischen Beschaffenheit des Grauwassers und der Abläufe der Bodenfilteranlage im Pilotmaßstab.

Parameter	Norm
Coliforme Keime	DIN EN ISO 9308-1 (2017)
Gesamtkeimzahl bei 22°C	DIN EN ISO 8199 (2021)
<i>Escherichia coli</i>	DIN EN ISO 9308-1 (2017)
Enterokokken	DIN EN ISO 7899-2 (2000)

## 3.4 Datenauswertung – Technologieanpassung

### 3.4.1 Ermittlung der Eliminationsleistungen

Die Ermittlung der Reinigungsleistung eines Bodenfilters sollte bevorzugt über die Fracht erfolgen, da sich durch Evaporation/Evapotranspiration die Zufluss- und Abflussmengen erheblich voneinander unterscheiden können. Eine reine konzentrationsbezogene Ermittlung der Eliminationsleistung führt damit zur Wertunterschätzung, kann aber zur Abschätzung herangezogen werden. Die parameterspezifische Reinigungsleistung wird im Bodenfilter anhand von Gleichung ( 3 ) bestimmt.

$$\eta = \frac{B_{d,i,zu} - B_{d,i,ab}}{B_{d,i,zu}} \cdot 100 \% = \frac{Q_{d,zu} \cdot C_{i,zu} - Q_{d,ab} \cdot C_{i,ab}}{Q_{d,zu} \cdot C_{i,zu}} \cdot 100 \% \quad (3)$$

dabei ist  $\eta$  die Reinigungsleistung in %,  $B_{d,i,zu}$  die tägliche parameterspezifische Zulauffracht in g/d,  $B_{d,i,ab}$  die tägliche parameterspezifische Ablauffracht in g/d,  $Q_{d,zu}$  die tägliche Zuflussmenge in L/d,  $Q_{d,ab}$  die tägliche Abflussmenge in L/d,  $C_{i,zu}$  die parameterspezifische Konzentration im Zulauf und  $C_{i,ab}$  die parameterspezifische Konzentration im Ablauf.

### 3.4.2 Abwassertechnische Kenngrößen

#### CSB-Flächenbelastung

Die Ermittlung der mittleren täglichen CSB-Flächenbelastung der Filterfläche erfolgte anhand von Gleichung ( 4 ).

$$f_{A_F,CSB} = \frac{B_{d,CSB}}{A_F} \quad (4)$$

dabei ist  $f_{A_F,CSB}$  die CSB-Flächenbelastung in g CSB/(m<sup>2</sup>·d),  $B_{d,CSB}$  die tägliche CSB-Fracht zur Bodenfilteranlage in g CSB/d und  $A_F$  die Filterfläche in m<sup>2</sup>.

#### Hydraulische Flächenbelastung

Die Ermittlung der mittleren täglichen hydraulischen Flächenbelastung der Filterfläche (HLR; *hydraulic loading rate*) erfolgte anhand von Gleichung ( 5 ).

$$HLR = \frac{Q_{d,zu}}{A_F} \quad (5)$$

dabei ist HLR die hydraulische Flächenbelastung in L/(m<sup>2</sup>·d),  $Q_{d,zu}$  die tägliche Zuflussmenge in L/d und  $A_F$  die Filterfläche in m<sup>2</sup>.

#### Evapotranspiration

Die Ermittlung der Evapotranspirationsrate (EV) erfolgte anhand von Gleichung ( 6 ).

$$EV = \frac{Q_{d,zu} - Q_{d,ab}}{Q_{d,zu}} \cdot 100 \% \quad (6)$$

dabei ist EV die Evapotranspiration bzw. Evaporation (bei unbepflanzten Filtern) in Vol.-%,  $Q_{d,zu}$  die Zuflussmenge zur Bodenfilteranlage in m<sup>3</sup>/a und  $Q_{d,ab}$  die Abflussmenge in m<sup>3</sup>/a.

### **AFS-Bestimmung**

Die Bestimmung des AFS-Gehaltes erfolgte in Anlehnung an DIN 38409-2 (1987). Anhand von Gleichung ( 7 ) wurde der AFS-Gehalt einer definierten Probe berechnet.

$$C_{AFS} = \frac{m_b - m_a}{V_p} \quad (7)$$

dabei ist  $C_{AFS}$  die Konzentration abfiltrierbarer Stoffe in mg/l,  $m_a$  die Masse des getrockneten Filterpapiers in mg,  $m_b$  die Masse des getrockneten Filterpapiers mit abfiltrierbaren Stoffen in mg und  $V_p$  das Volumen der filtrierten Wasserprobe in L.

### **3.4.3 Umgang mit Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze**

Angelehnt an Toshovski et al. (2020) wurden bei der Ermittlung statistischer Kennwerte, wie etwa Mittelwert, Median und Standardabweichung, Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) mit dem numerischen Wert der halben BG angesetzt, sofern für eine Datenreihe ein ausreichender Anteil ( $\geq 50\%$ ) an Messwerten oberhalb der BG vorhanden war.

Bei unzureichendem Anteil ( $< 50\%$ ) an Messwerten  $> BG$  wurden keine Kennwerte ermittelt, stattdessen aber ein Min-Max-Bereich angegeben.

### **3.4.4 Ausschluss von Ausreißern**

Als Ausreißer werden Werte bezeichnet, die sich deutlich von den übrigen Werten im Datenkollektiv unterscheiden und deren Richtigkeit zu hinterfragen ist. Solche Extremwerte können große Auswirkungen auf die statistischen Kennwerte eines Datenkollektives haben (Toshovski et al. 2020).

Im Rahmen der vorliegenden Forschungsarbeit erfolgte stets fallspezifisch eine Plausibilitätsprüfung der erhobenen Daten. Die Entscheidung zum Ausschluss von Ausreißern fiel immer in Abhängigkeit des Kenntnisstands zum Betriebszustand sowie unter Einbeziehung betrieblicher, sonstiger Besonderheiten am Tag der Messung oder Beprobung. Nur in vereinzelt, begründeten Ausnahmefällen erfolgte der Ausschluss von Ausreißern. Meist wurden alle Werte eines Datensatzes, inklusive der Extremwerte, die den tatsächlichen Zustand der untersuchten Anlagen widerspiegeln, berücksichtigt.

Die Ausnahmen betreffen einzelne Werte, die in Tabelle E - 2 in Anhang E aufgeführt sind. Diese Werte wurden ausgeschlossen und demnach weder zur Bildung statistischer Kennwerte herangezogen noch in dieser Arbeit weiter behandelt.

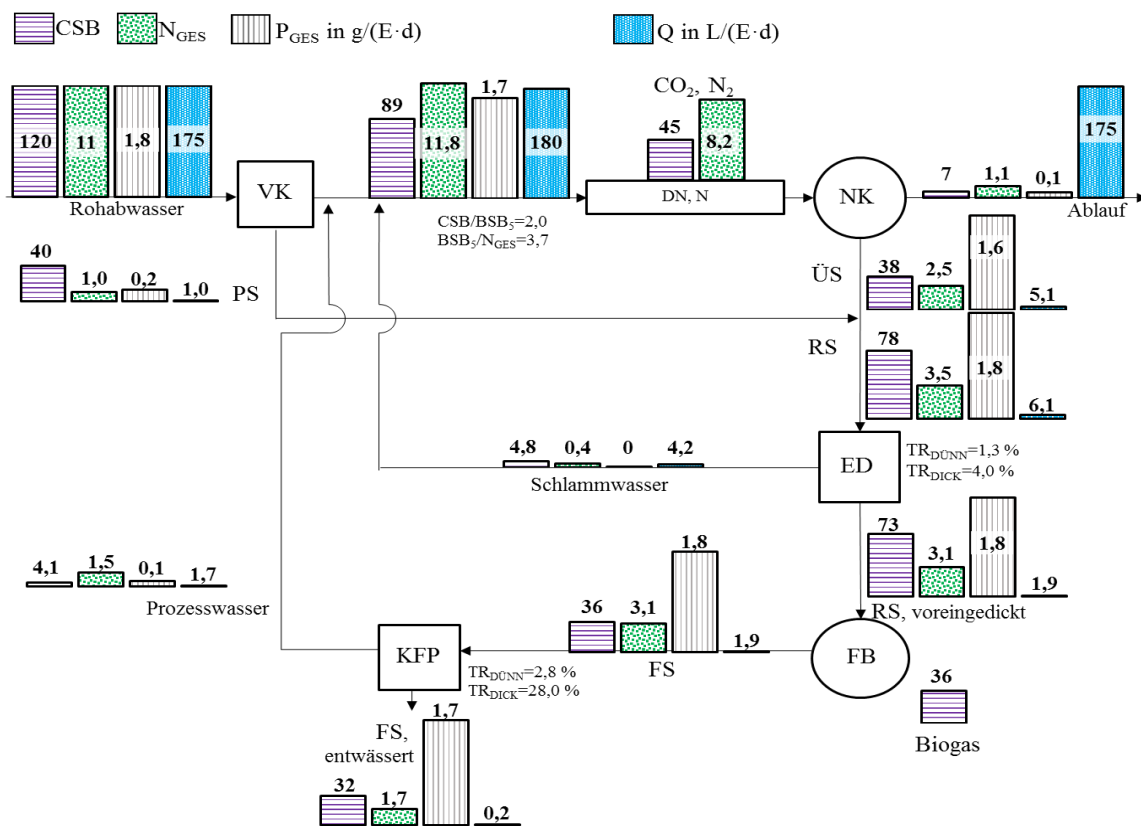
## **3.5 Modellannahmen zur Konzeptentwicklung**

Ergänzend zu den praktischen Untersuchungen in Kapitel 3.2 weist die vorliegende Forschungsarbeit ebenfalls eine theoretische Komponente auf. Ziel der Konzeptentwicklung

war es, ein Excel-basiertes Instrument zu entwickeln, mittels dessen die Auswirkungen der Stoffstromtrennung auf den Betrieb und die Verfahrenstechnik herkömmlicher kommunaler Kläranlagen identifiziert, kritische Kippunkte erfasst und daraufhin konkrete Abhilfemaßnahmen empfohlen werden können. Im Transitionszustand müssen die Ablaufanforderungen stets eingehalten und ein sicherer, stabiler Betrieb von Abwasserinfrastrukturen gewährleistet werden. Für diesen Zweck wurden Transitionsszenarien bei der Integration von ressourcenorientierten Systemen in vorhandene Abwasserinfrastrukturen bewertet. Dadurch konnte der Langzeitbetrieb von Abwasserinfrastrukturen im Kontext der Umstellung auf ressourcenorientierte Sanitärsysteme untersucht werden. Am Beispiel der getrennten Erfassung und Vor-Ort-Behandlung von Grauwasser wurde die sukzessive Transition einer Modellkläranlage mit 100 000 EW hin zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen untersucht. Als Modellkläranlage wurde eine Belebtschlammanlage mit Stickstoffelimination, simultaner chemischer Phosphorelimination mithilfe von Metallsalzen und anaerober Schlammstabilisierung gewählt (vgl. Abbildung 3-11). Derartige Kläranlagen sind etwa in Industrieländern wie Deutschland, Dänemark, Finnland, Großbritannien, der Slowakei, Spanien sowie weiteren europäischen Ländern (vgl. Kelessidis und Stasinakis 2012) und zum Teil auch in den USA, Australien usw. vorzufinden (vgl. Edwards et al. 2015). Die Modellkläranlage mit geringem Gewerbeinfluss, deren Ausgangssituation (0 % Transition) anhand von einwohnerspezifischen Fracht- und Volumenstrombilanzen für den CSB, Gesamtstickstoff ( $N_{ges}$ ), Gesamtposphor ( $P_{ges}$ ) und den Durchfluss bei Trockenwetter ( $Q_{d,TW}$ ) in Abbildung 3-11 festgehalten ist, wurde mithilfe des Excel-basierten Algorithmus erstellt. Die Entscheidung gegen eine stationäre Bemessungssoftware wurde maßgeblich durch die Inflexibilität bei der Berücksichtigung verschiedener Szenarien und Anforderungen einer ressourcenorientierten Abwasserbewirtschaftung beeinflusst. Das entwickelte Tool bietet hingegen den Vorteil, dass es an die spezifischen Anforderungen des Benutzers angepasst werden kann und dadurch flexibler ist. Die Verwendung von Microsoft Excel als gängige Software erleichtert die Bedienung ohne Programmierkenntnisse. Das Tool kann somit auch zur Modellierung weiterer Anwendungsfälle genutzt werden. Anhand des Algorithmus wurden iterative Berechnungen durchgeführt sowie Fracht- und Volumenstrombilanzen auf der Grundlage von Einwohnerwerten (EW) erstellt. Der Algorithmus wurde erstmals in Gottardo Morandi et al. (2018) publiziert und zielte ursprünglich darauf ab, die schrittweise Co-Vergärung von Schwarzwasser in Faulungsanlagen kommunaler Kläranlagen zu ermöglichen. Im Rahmen dieser Arbeit wurde der Algorithmus dahingehend angepasst, dass die Grauwasserabkoppelung vom Hauptabwasserstrom berücksichtigt wurde.

Tabelle 3-15 enthält die Annahmen, Berechnungen und Randbedingungen, die den Fracht- und Volumenstrombilanzen in Abbildung 3-11 zugrunde liegen. Weiterführende Informationen können Gottardo Morandi et al. (2018) entnommen werden. Für die Erstellung der einwohnerspezifischen Bilanzen wurden 85-Perzentilwerte (vgl. Tabelle 3-15) herangezogen, woraus alle weiteren Frachten abgeleitet wurden. Die Nutzung von 85-Perzentilwerten lag in der Tatsache begründet, dass in Deutschland der Bemessungswert von 120 g CSB/(E·d) weiterhin als Bezugsgröße zur Abschätzung von Kläranlagenbelastungen dient, auch wenn derzeit dieser und weitere Ansätze kontrovers diskutiert werden (vgl. DWA-

A 198 Entwurf 2022). In der Fachliteratur fehlen aufgrund unzureichender Erfahrung auf dem Forschungsgebiet repräsentative Daten hinsichtlich der Transition zu ressourcenorientierten Abwasserentsorgungssystemen, weshalb zum Teil eigene Daten gemäß Tabelle 3-15 übernommen und Berechnungsvereinfachungen durchgeführt wurden. Da kommunales Abwasser deutlichen Schwankungen in Menge und Zusammensetzung unterliegt, sind die absoluten Werte in Abbildung 3-11 und Tabelle 3-15 modellspezifisch und daher lediglich als Richtwerte anzusehen. Im Wesentlichen basieren die einwohnerspezifischen Bilanzen jedoch auf Literaturdaten. Sie sind daher grundsätzlich auf weitere Belebtschlammanlagen mit Stickstoffelimination und anaerober Schlammstabilisierung übertragbar, unter Einbeziehung anlagenspezifischer Rahmenbedingungen ebenfalls auf weitere Anwendungsfälle.



mit:  $Q$  = Volumenstrom; VK = Vorklärbecken; N = Nitrifikationsstufe; DN=Denitrifikationsstufe; NK = Nachklärbecken; ED = Schlammeindicker; FB = Faulbehälter; KFP = Kammerfilterpresse (Schlammmentwässerung); PS = Primärschlamm; ÜS = Überschussschlamm; RS = Rohschlamm; FS = Faulschlamm; SW = Schlammwasser.

**Abbildung 3-11:** Stoff- und Volumenstrombilanzen der Ausgangssituation (0 % Transition) der Modellkläranlage (Belebtschlammanlage zur Stickstoffelimination mit vorgeschalteter Denitrifikation und anaerober Schlammstabilisierung)

Quelle: Modifiziert übernommen aus Morandi und Steinmetz (2019).

Die Balkenhöhen für den CSB,  $N_{\text{ges}}$ ,  $P_{\text{ges}}$  und Q in Abbildung 3-11 sind parameterübergreifend nicht maßstabgetreu. Sie können ausschließlich parameterspezifisch zum Vergleich herangezogen werden. Beispielsweise lässt sich bei Betrachtung der Balkenhöhen in Abbildung 3-11 erkennen, dass im Ist-Zustand ca. ein Drittel der CSB-Fracht im Kläranlagenzulauf zu Biogas im Faulturm umgesetzt wird, und Phosphor hauptsächlich über den entwässerten Schlamm die Kläranlage verlässt. Außerdem zeigt sich, dass die Stickstoffrückbelastung im Schlamm- und Prozesswasser eine relevante Größe hat und ca. 75 % der der Kläranlage zugeführten Stickstofffracht in der biologischen Reinigungsstufe eliminiert werden.

Das Abkoppeln von Grauwasser vom Hauptabwasserstrom bzw. eine fortschreitende Transition führt zu Veränderungen sowohl in der Menge als auch in der Zusammensetzung aller Kläranlagenströme, einschließlich Kläranlagenzu- und -ablauf, Überschuss- und Primärschlamm sowie Schlamm- und Prozesswasser. Diese Veränderungen können an Stoff- und Volumenstrombilanzen festgemacht werden. Die Untersuchung ermöglichte es, die Auswirkungen unterschiedlicher Transitionszustände auf Betrieb, Verfahrenstechnik, Energie- und Nährstoffpotenziale auf der Kläranlage zu beschreiben und bewerten. Besonderes Augenmerk wurde hierbei auf jene Transitionsstufen gerichtet, bei denen die Funktionalität nicht mehr gewährleistet war. In dieser Arbeit wurden kritische Kippunkte identifiziert und Abhilfemaßnahmen empfohlen, um die Ablaufanforderungen einzuhalten und einen sicheren, stabilen Betrieb von Abwasserinfrastrukturen im Transitionszustand zu gewährleisten.

**Tabelle 3-15:** Annahmen, Berechnungen und Rahmenbedingungen für Fracht- und Volumenstrombilanzen einer Belebtschlammanlage mit Stickstoffelimination und anaerober Schlammstabilisierung.

Abwasserstrom	Frachten (85-Perzentile; $B_{d,i}$ ), Volumenströme ( $Q_d$ ), Konzentrationen ( $C_i$ ) and weitere Parameter
<b>Rohabwasser (Kläranlagenzulauf)</b>	Frachten (85-Perzentile): $B_{d,BSB,zu} = 60 \text{ g/(EW-d)}$ ; $B_{d,CSB,zu} = 120 \text{ g/(EW-d)}$ ; $B_{d,N,zu} = 11 \text{ g/(EW-d)}$ ; $B_{d,P,zu} = 1,8 \text{ g/(EW-d)}$ [ATV-DVWK A 131 2000].  Trockenwetterzufluss $Q_{d,TW} = 175 \text{ L/(EW-d)}$ [DWA-M 368 2014], davon häusliches und gewerbliches Schmutzwasser: $121 \text{ L/(EW-d)}$ = $127 \text{ L/(EW-d)}$ Trinkwasserverbrauch [BDEW 2022] – ca. $6 \text{ L/(EW-d)}$ [Annahme; Abzug des nicht abflusswirksamen Teils des Trinkwassers für Reinigungs- und Bewässerungszwecke; vgl. Kapitel 2.4.2]; industrielles Schmutzwasser und Fremdwasser: $54 \text{ L/(EW-d)}$ [über die Differenz: $175 \text{ L/(EW-d)}$ – $121 \text{ L/(EW-d)}$ ].
<b>Primärschlamm (PS)</b>	$Q_{d,PS} = 1 \text{ L/(EW-d)}$ mit 2 h Durchflusszeit in der Vorklärung [85-Perzentil]; $TR_{PS} = 4 \%$ [Annahme; typischer Bereich: $TR = 3 - 6 \%$ (DWA-M 368 2014)].  $B_{d,BSB,PS} = 20 \text{ g/(EW-d)}$ ; $B_{d,CSB,PS} = 40 \text{ g/(EW-d)}$ ; $B_{d,N,PS} = 1 \text{ g/(EW-d)}$ ; $B_{d,P,PS} = 0,2 \text{ g/(EW-d)}$ [vgl. ATV-DVWK A 131 2000].
<b>Zulauf zur biologischen Stufe bzw. zum Belebungsbecken (BB)</b>	Annahme, dass ein $BSB_5/N_{ges}$ -Verhältnis $> 3,5$ im Zulauf zur biologischen Stufe für die Gewährleistung einer vollständigen Denitrifikation erforderlich ist, um auch bei Schwankungen in der Zusammensetzung und bei ungünstigen $CSB/BSB_5$ -Verhältnissen stets ein ausreichendes $C/N$ -Verhältnis im Transitionszustand sicher einzuhalten [beruht auf erforderlichen Verhältnissen von $CSB/TKN > 5,5$ (DWA 2004) bzw. $BSB_5/TKN > 2,75$ (bei Annahme von $CSB/BSB_5 = 2,0$ ) oder $BSB_5/N_{ges} > 3,0$ (vgl. Lemos Chemicharo 2007) + Sicherheitsfaktor (ca. 15 – 25 % abhängig von der Quelle)].
<b>Überschussschlamm (ÜS)</b>	$Q_{d,ÜS} = 5,1 \text{ L/(EW-d)}$ [85-Perzentil]; $B_{d,oTR,ÜS} = 25,1 \text{ g/(EW-d)}$ ; $TR_{ÜS} = 0,7 \%$ (DWA-M 368 2014) mit $T = 15^\circ\text{C}$ , 15 d Schlammalter und $T_{Auslegung} = 12^\circ\text{C}$ , Belebtschlammverfahren.  Mit $(CSB/oTR)_{ÜS} = 1,5$ ; $(N_{ges}/oTR)_{ÜS} = 0,1$ (ATV-DVWK A 131 2000). $B_{d,CSB,ÜS} = 38 \text{ g/(EW-d)}$ ; $B_{d,N,ÜS} = 2,5 \text{ g/(EW-d)}$ ; $B_{d,P,ÜS}$ = abhängig von der chemischen P-Elimination.
<b>Gereinigtes Abwasser (Kläranlagenablauf)</b>	Annahme einer 50 %igen Einhaltung der in AbwV (2004) für deutsche KA $> 6000 \text{ kg BSB}_5/\text{d}$ (GK 5) festgelegten Ablaufgrenzwerte: $C_{CSB} = 37,5 \text{ mg/l}$ ; $C_{N_{ges}} = 6,5 \text{ mg/l}$ ; $C_{P_{ges}} = 0,5 \text{ mg/l}$ .
<b>Grauwasser (GW) (100% Transition)</b>	$Q_{d,GW} = 75 \text{ L/(E-d)}$ [vgl. Kapitel 2.4.2].  $B_{d,CSB,GW} = 48 \text{ g/(E-d)}$ ; $B_{d,N,GW} = 2,2 \text{ g/(E-d)}$ ; $B_{d,P,GW} = 0,2 \text{ g/(E-d)}$ Annahme, dass Grauwasser 40 % der $CSB$ -Fracht in häuslichem Schmutzwasser enthält (vgl. Abbildung 2-1): $B_{d,CSB,GW} = 120 \text{ g/(E-d)} \times 40 \%$ = $48 \text{ g/(E-d)}$ [85-Perzentilwert]. Bei $N_{ges}$ wird basierend auf den Ergebnissen dieser Arbeit (vgl. Kapitel 4.1.5) von einer Unterschätzung der in der Fachliteratur angegebenen $N$ -Konzentration und damit der $N$ -Frachten ausgegangen (vgl. Tabelle 2-1). Insbesondere wird dies aufgrund von Fehlnutzung vermutet, z. B. durch den Eintrag von Urin; es wird damit angenommen, dass Grauwasser 20 % der $N$ -Fracht (und nicht 10 %; vgl. Abbildung 2-1) in häuslichem Schmutzwasser ausmacht. $B_{d,N,GW} = 11 \text{ g/(E-d)} \times 20 \%$ = $2,2 \text{ g/(E-d)}$ [85-Perzentilwert] Bei $P_{ges}$ wird basierend auf den Ergebnissen dieser Arbeit (vgl. Kapitel. 4.1.6) von einer Überschätzung der $P$ -Konzentrationen und -Frachten in der Fachliteratur und damit von rückläufigen $P$ -Konzentrationen und -Frachten (vgl. Tabelle 2-1), insbesondere aufgrund gesetzlicher Bestimmungen in Deutschland und in der EU, ausgegangen (vgl. Kapitel 2.4.2); es wird daher pauschal angenommen, dass Grauwasser 10 % der $P$ -Fracht (und nicht 20 %; vgl. Abbildung 2-1) in häuslichem Schmutzwasser ausmacht. $B_{d,P,GW} = 1,8 \text{ g/(E-d)} \times 10 \%$ = $0,2 \text{ g/(E-d)}$ [85-Perzentilwert].
<b>Urin (100% Urinabkopplung)</b>	$Q_{d,Urin} = 1,37 \text{ L/(E-d)}$ [vgl. DWA 2015].  $B_{d,CSB,Urin} = 10 \text{ g/(E-d)}$ [vgl. Abbildung 2-1]; $B_{d,N,Urin} = 7,7 \text{ g/(E-d)}$ ; $B_{d,P,Urin} = 1,1 \text{ g/(E-d)}$ Annahme, dass 70 % der Gesamtstickstofffracht [ $B_{d,N,Urin} = 11 \text{ g/(E-d)}$ ] $70 \%$ = $7,7 \text{ g/(E-d)}$ und 60 % der Gesamtphosphorfracht [ $B_{d,P,Urin} = 1,8 \text{ g/(E-d)}$ ] $60 \%$ = $1,1 \text{ g/(E-d)}$ in häuslichem Schmutzwasser auf den Urin entfallen. Die Abweichung von der Fachliteratur (vgl. Abbildung 2-1) ergibt sich daraus, dass angenommen wurde, dass Grauwasser anteilig mehr Stickstoff und weniger Phosphor enthält als bislang angenommen. Deshalb wurden im Urin die prozentualen Anteile von $N$ reduziert und die von $P$ erhöht.

Basierend auf Gottardo Morandi et al. (2018).

$TR$  = Trockenrückstand;  $BSB_5$  = Biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen;  $N_{ges}$  = Gesamtstickstoff;  $CSB$  = Chemischer Sauerstoffbedarf;  $TKN$  = Gesamter Kjeldahl-Stickstoff;  $oTR$  = Glühverlust;  $P_{ges}$  = Gesamtphosphor.

Für Annahmen und Berechnungen zu eingedicktem Schlamm, Schlammwasser (nach Eindickung), Prozesswasser (nach Entwässerung), dem Belebtschlammverfahren, dem Faulbehälter, ausgefaultem Schlamm (nach Entwässerung) und Faulgas wird auf Gottardo Morandi et al. (2018) verwiesen.



## 4 Ergebnisse und Diskussion der Technologicanpassung

Kapitel 4 befasst sich mit der Technologieweiterentwicklung, die Konzeptentwicklung wird hingegen in Kapitel 5 behandelt. Im vorliegenden Kapitel wird zunächst auf den Anfall und die Beschaffenheit der untersuchten Grauwasserströme eingegangen (Kapitel 4.1). Kapitel 4.2 stellt den Kern von Kapitel 4 dar; dabei werden die erreichten Ablaufqualitäten und die erzielten Reinigungsleistungen der baulich, betrieblich modifizierten Bodenfilteranlagen diskutiert. In Kapitel 4.3 erfolgt die Bewertung der urbanen Anwendbarkeit, der Verdunstungsleistung durch Evapotranspiration und der Eignung zur Wasserwiederverwendung. Dabei werden unterschiedliche Nutzungszwecke betrachtet. In Kapitel 4.4 werden auf Grundlage der Ergebnisse zu Anfall und Beschaffenheit aus Kapitel 4.1 Kennwerte als einwohnerspezifische Frachten zur Auslegung von Anlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser zusammengeführt. Kapitel 4.4 befasst sich zudem mit dem Anpassungs- und Ergänzungsbedarf im technischen Regelwerk DWA-A 262 (2017). In Kapitel 4.5 wird ein Zwischenfazit gezogen.

### 4.1 Anfall und Beschaffenheit der untersuchten Grauwasserströme

In der vorliegenden Forschungsarbeit wurden zwei verschiedene Grauwasserströme untersucht:

- 1) Schwach belastetes Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken mit geringem Küchenabwasseranteil aus Studierendenwohnheimen in Birkenfeld (kleintechnische Untersuchungen);
- 2) Schwach belastetes Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken aus temporären Arbeiterunterkünften in Stuttgart (Pilotuntersuchungen).

Kapitel 4.1.2 – 4.1.13 (mit Ausnahme von Kapitel 4.1.3) sind so strukturiert, dass sie sich zunächst dem Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen widmen, gefolgt vom Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften. In den jeweiligen Unterkapiteln „Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten“ erfolgt eine Gegenüberstellung der Ergebnisse der beiden Standorte, und die ermittelten Werte werden in den Kontext der Fachliteratur eingeordnet.

#### 4.1.1 Überblick

Tabelle 4-1 und Tabelle 4-2 fassen den Anfall und die Beschaffenheit der untersuchten Grauwasserströme zusammen. Die unterschiedlichen Parameter werden in Kapitel 4.1.2 – 4.1.13 ausführlich diskutiert. In Tabelle 4-1 sind die Messwerte für Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen am UCB enthalten. Dabei wurde synthetisches Grauwasser (vgl. Tabelle D - 1 und Tabelle D - 2 in Anhang D), auf das ausschließlich bei Lieferengpässen zurückgegriffen wurde (vgl. Kapitel 3.2.1), nicht berücksichtigt. Eine Betrachtung der Frachten erfolgt in Kapitel 4.4.

**Tabelle 4-1:** Anfall und Beschaffenheit von schwach belastetem Grauwasser (Rohgrauwasser; ungesiebt) aus Duschen und Handwaschbecken mit geringem Küchenabwasseranteil aus Studierendenwohnheimen von 11.06.2020 – 23.11.2021.

Parameter <sup>(1)</sup>	Einheit	Mittelwert ± Std.-Abw.	Median	Min – Max	n
<b>Q</b> <sup>(2)</sup>	L/(E·d)	29 ± 12	29	3 – 58	42
<b>AFS</b>	roh	225 ± 140	200	51 – 507	19
	gesiebt	101 ± 39	97	12 – 156	17
<b>CSB</b>	roh	471 ± 184	474	138 – 844	24
	gesiebt	234 ± 79	229	114 – 460	25
<b>TN<sub>b</sub></b>	roh	20,6 ± 7,6	19	7,6 – 33,7	24
	gesiebt	14,5 ± 7,0	12	5,8 – 27,3	25
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	mg/l	6,8 ± 4,4	6,24	0,82 – 16,41	26
<b>NO<sub>3</sub>-N</b>	mg/l		< 0,23		1
<b>P<sub>ges</sub></b>	roh	1,8 ± 0,7	1,7	0,3 – 3,5	24
	gesiebt	1,1 ± 0,4	1,0	0,3 – 2,1	25
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	mg/l	0,46 ± 0,40	0,35	0,025 – 1,25	26
<b>B<sup>3+</sup></b>	mg/l	0,22 ± 0,24	0,07	0,025 – 0,53	5
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	mg/l	22,1 ± 6,9	21	5,9 – 46,5	26
<b>K<sup>+</sup></b>	mg/l		< 10 – 36,5 <sup>(3)</sup>		26
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	mg/l	2,5 ± 0,58	2,5	1,0 – 4,2	26
<b>Na<sup>+</sup></b>	mg/l	23,0 ± 10,1	19,5	14,5 – 52,0	25
<b>SAR</b>	(mmol/l) <sup>1/2</sup>	2,5 ± 1,1	2,1	1,3 – 5,9	25
<b>Cl<sup>-</sup></b>	mg/l	30,0 ± 15,4	25,3	7,9 – 70,1	24
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	mg/l		< 40 – 100 <sup>(4)</sup>		7
<b>nichtionische Tenside</b>	mg/l	2,1 ± 1,4	2,1	0,05 – 4,6	11
<b>kationische Tenside</b>	mg/l		< 0,2 – 5,1 <sup>(5)</sup>		11
<b>anionische Tenside</b>	mg/l	7,4 ± 5,9	5,4	1,1 – 18,7	13
<b>T</b>	°C	21,2 ± 3,5	21	10,4 – 27,1	24
<b>pH</b>	-	7,4 ± 0,4	7,4	6,3 – 7,8	24
<b>EC</b>	µS/cm	306 ± 87	282	204 – 595	23

AFS = Abfiltrierbare Stoffe; CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf; TN<sub>b</sub> = Gesamter gebundener Stickstoff; P<sub>ges</sub> = Gesamtphosphor; NH<sub>4</sub>-N = Ammoniumstickstoff; NO<sub>3</sub>-N = Nitratstickstoff; PO<sub>4</sub>-P = Phosphatphosphor; SAR = Natriumadsorptionswert; T = Temperatur; EC = Elektrische Leitfähigkeit.

<sup>(1)</sup> Synthetisches Grauwasser nicht berücksichtigt.

<sup>(2)</sup> Unter Annahme von durchgehend 12 Studierenden.

<sup>(3)</sup> 23 von 26 Werten < BG; Mittelwert der innerhalb des Messbereiches liegenden Werte: 19,3 mg/l.

<sup>(4)</sup> 6 von 7 Werten < BG; Wert innerhalb des Messbereiches: 100 mg/l.

<sup>(5)</sup> 9 von 11 Messwerten < BG; Mittelwert der innerhalb des Messbereiches liegenden Werte: 1,2 mg/l.

**Tabelle 4-2:** Anfall und Beschaffenheit von gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken aus temporären Arbeiterunterkünften von 29.11.2020 – 30.11.2021.

Parameter	Einheit	Mittelwert	± Std.-Abw.	Median	Min	– Max	n
<b>Q</b>	L/(E·d)	37	± 17 <sup>(1)</sup>	38	0	– 87	197
<b>CSB</b>	mg/l	270	± 137	245	131	– 1039	56
<b>CSB<sub>gelöst</sub></b>	mg/l	123	± 55	103	60	– 230	6
<b>TN<sub>b</sub></b>	mg/l	27,3	± 6,3	26,7	16,8	– 46,8	56
<b>TN<sub>b,gelöst</sub></b>	mg/l	21,7	± 3,8	22,7	14,6	– 25,9	6
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	mg/l	15,6	± 5,5	15,8	2,8	– 27,4	56
<b>NO<sub>3</sub>-N</b>	mg/l	< 0,23 – 0,77 <sup>(2)</sup>					6
<b>P<sub>ges</sub></b>	mg/l	1,8	± 0,5	1,8	1,0	– 3,2	56
<b>P<sub>gelöst</sub></b>	mg/l	1,2	± 0,3	1,3	0,5	– 1,5	6
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	mg/l	1,3	± 0,5	1,3	0,5	– 2,6	55
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	mg/l	60,6	± 16,9	63,7	13,9	– 97,8	47
<b>K<sup>+</sup></b>	mg/l	<10 – 72 <sup>(4)</sup>					50
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	mg/l	9,0	± 2,5	9,7	1,8	– 12,4	47
<b>Na<sup>+</sup></b>	mg/l	23,4	± 7,0	24,3	5,0	– 38,6	47
<b>SAR-Wert</b>	(mmol/l) <sup>1/2</sup>	1,5	± 0,33	1,5	0,58	– 2,3	47
<b>Cl<sup>-</sup></b>	mg/l	54,4	± 9,9	55,7	28,6	– 80,3	30
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	mg/l	< 40 – 49,7 <sup>(3)</sup>					30
<b>nichtionische Tenside</b>	mg/l	3,9	± 3,7	2,7	1,8	– 16,8	14
<b>kationische Tenside</b>	mg/l	0,7	± 0,3	0,6	0,3	– 1,3	14
<b>anionische Tenside</b>	mg/l	12,8	± 3,2	12,1	9,3	– 21,5	14
<b>T</b>	°C	15,9	± 4,7	15,8	5,3	– 25,9	51
<b>pH</b>	-	8,3	± 0,2	8,3	7,6	– 8,8	54
<b>EC</b>	µS/cm	729	± 47,0	726	643	– 837	44

CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf; TN<sub>b</sub> = Gesamter gebundener Stickstoff; P<sub>ges</sub> = Gesamtphosphor; NH<sub>4</sub>-N = Ammoniumstickstoff; NO<sub>3</sub>-N = Nitratstickstoff; PO<sub>4</sub>-P = Phosphatphosphor; SAR = Natriumadsorptionswert; T = Temperatur; EC = Elektrische Leitfähigkeit.

<sup>(1)</sup> Unter Annahme von durchgehend zehn Bauarbeitern.

<sup>(2)</sup> 4 von 6 Messwerten > BG; Mittelwert der innerhalb des Messbereiches liegenden Werte: 0,56 mg/l.

<sup>(3)</sup> 26 von 30 Messwerten < BG; Mittelwert der innerhalb des Messbereiches liegenden Werte: 44,1 mg/l.

<sup>(4)</sup> 37 von 50 Messwerten < BG; Mittelwert der innerhalb des Messbereiches liegenden Werte: 15,8 mg/l.

## 4.1.2 Volumenstrom

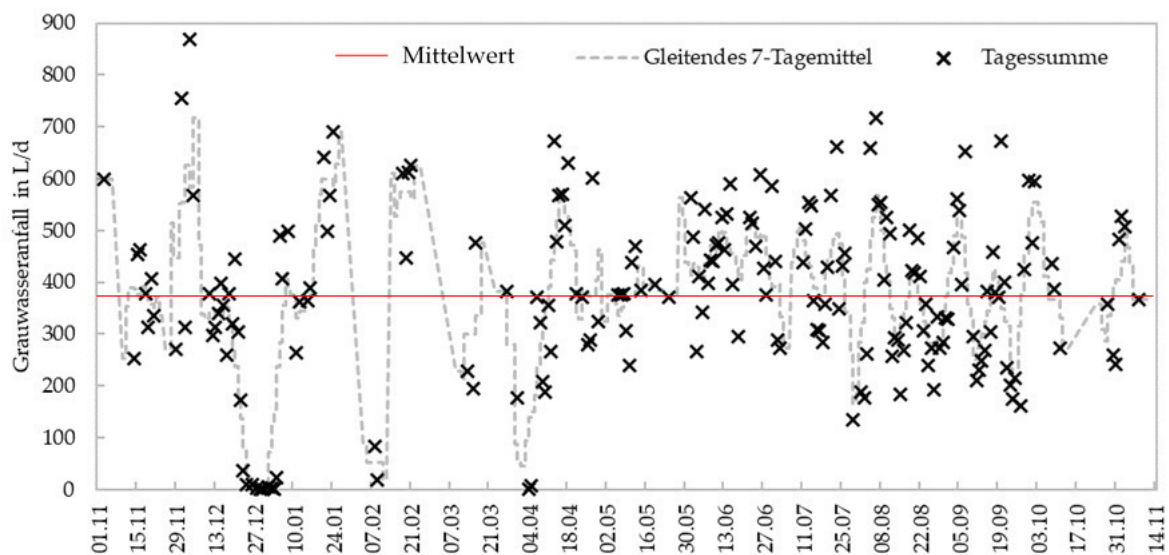
### 4.1.2.1 Studierendenwohnheime

Für das leicht verschmutzte Grauwasser am UCB wurde ein durchschnittlicher absoluter Grauwasseranfall von  $343 \pm 147$  L/d ermittelt; bezogen auf 12 Einwohner (Annahme einer durchgehenden Teilbelegung der Studierendenwohnheime; vgl. Kapitel 3.3.1.1) ergibt sich ein einwohnerspezifischer Anfall von  $29 \pm 12$  L/(E·d). Die Schwankungsbreite lag zwischen 3 – 58 L/(E·d). Insgesamt konnten lediglich 42 vollständige Tagesmittelwerte in der Mittelwertbildung berücksichtigt werden, da die Anfallmengen über die Änderung des Füllstandes im Grauwasserbehälter ermittelt wurden. Tage, an denen eine Behälterentleerung erfolgte, waren ausschließlich Probenahmetage. An diesen Tagen sowie an den darauffolgenden Tagen bis zur Vollfüllung des IBC-Tanks konnte eine Veränderung des Füllstands festgestellt werden (vgl. Kapitel 3.3.1.1).

#### 4.1.2.2 Arbeiterunterkünfte

Unter einer durchgehenden Belegung von 10 Bauarbeitern in den Bauarbeiterunterkünften in Stuttgart-Nord (vgl. Kapitel 3.3.1.2) belief sich der durchschnittliche einwohnerspezifische Anfall von Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken auf  $37 \pm 17$  L/(E·d). Dabei reichte der Volumenstrom von 0 – 87 L/(E·d) <sup>(1)</sup> [vgl. Tabelle 4-2]. Die Anzahl der Werte betrug 201.

Abbildung 4-1 zeigt die absoluten Grauwassermengen der Arbeiterunterkünfte und lässt erkennen, dass dezentrale Anlagen zur Grauwasseraufbereitung mit erheblichen Schwankungen in der Menge umgehen müssen. Insbesondere während der Betriebsferien oder an Feiertagen wie Weihnachten, Neujahr und Ostern fiel deutlich weniger Grauwasser an als an gewöhnlichen Werktagen (vgl. Abbildung 4-1). Auch an Wochenenden war ein Rückgang der Grauwassermenge zu verzeichnen.

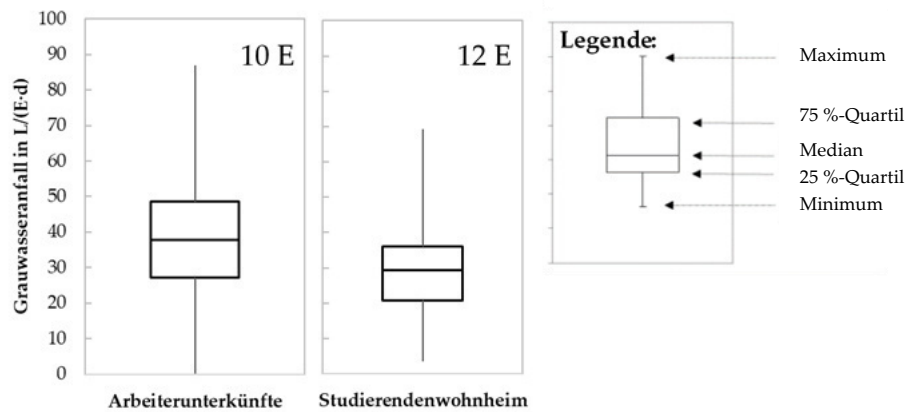


**Abbildung 4-1:** Jahresganglinie der Grauwassermenge aus Duschen und Handwaschbecken in temporären Arbeiterunterkünften in Stuttgart, bei einer Belegung von zehn Bauarbeitern.

#### 4.1.2.3 Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten

In Abbildung 4-2 sind die einwohnerspezifischen Grauwassermengen der untersuchten Grauwasserströme als Boxplots gegenübergestellt. Grundsätzlich lässt sich festhalten, dass der Grauwasseranfall in den Arbeiterunterkünften, sowohl im Medianwert von 38 L/(E·d) als auch in der Schwankungsbreite von 0 – 87 L/(E·d) [vgl. Tabelle 4-2], höher ausfiel als in den Studierendenwohnheimen [Median: 29 L/(E·d); Min – Max: 3 – 58 L/(E·d); vgl. Tabelle 4-2]. Die weite Spanne des Volumenstroms in Stuttgart lässt sich auf den verringerten Anfall am Wochenende und während der Feiertage bzw. Betriebsferien zurückzuführen.

<sup>(1)</sup> Plausibilitätsprüfung: Bei Ausschluss aller Werte < 5 L/d [bzw. < 0,05 L/(E·d)] ergibt sich ein korrigierter Grauwasseranfall von  $39 \pm 15$  L/(E·d) [Min – Max: 0,6 – 87 L/(E·d); n = 191]. Dies verdeutlicht, dass der Anfall durch einen Mangel an Grauwasser während der Feiertage oder Betriebsferien nur geringfügig beeinflusst wurde.



**Abbildung 4-2:** Box-Plot der Anfallmengen von Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken aus Arbeiterunterkünften in Stuttgart und Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken mit geringem Küchenabwasseranteil aus Studierendenwohnheimen in Birkenfeld im Vergleich.

Die ermittelten Mittelwerte für den Grauwasseranfall, mit 29 L/(E·d) für die Studierendenwohnheime und 38 L/(E·d) für die Arbeiterunterkünfte, lagen leicht unter dem unteren Referenzwert für den deutschen häuslichen Bereich. Nach DWA-M 277 (2017) liegt der Anfall an leicht verschmutztem Grauwasser vom Baden, Duschen und Händewaschen bei 40 – 100 L/(E·d). BDEW (2022) gibt einen durchschnittlichen Wert von 46 L/(E·d) für die Trinkwasserverwendung bei Baden, Duschen und Körperpflege im häuslichen Bereich an (vgl. Kapitel 2.4.2). Für Küchenabwasser können weitere 5 – 10 L/(E·d) angenommen werden (DWA-M 277 2017).

Der deutlich geringere Grauwasseranfall in den Studierendenwohnheimen legt die Vermutung nahe, dass aufgrund der unklaren Datenlage hinsichtlich der Anwesenheit der Studierenden (vgl. Kapitel 3.3.1.1) die angenommene Belegung von 60 % (12 E von 20 E) zu hoch angesetzt wurde (vgl. Kapitel 3.3.1.2). Diese Ergebnisse erfordern eine Validierung, sobald der reguläre Hochschulbetrieb am UCB wieder aufgenommen wird. Bis dahin sollen sie lediglich als Orientierungswerte betrachtet werden.

Auch die Grauwassermengen aus den Arbeiterunterkünften lagen niedriger als zuvor angenommen. Da sie jedoch über die Füllstandsänderung im Rohgrauwasserspeicher ermittelt wurden und dabei nur Tage ohne Überlauf berücksichtigt werden konnten (vgl. Kapitel 3.2.3), wird von einer leichten Unterschätzung des Volumenstroms ausgegangen. Weiterhin nahm der verringerte Anfall am Wochenende und während der Feiertage bzw. Betriebsferien Einfluss auf den Mittelwert des Grauwasseranfalls. Bei unregelmäßigem Anfall können die schwankenden Volumenströme etwa durch ausreichend große Ausgleichsbehälter ausgeglichen werden. Bei nahezu kontinuierlichem Grauwasseranfall wird hingegen generell maximal eine Tagesmenge als Größe des Grauwasserspeichers empfohlen (fbr H 201 2005).

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Grauwassermenge in den Studierendenwohnheimen und Arbeiterunterkünften von den üblichen Mengen an häuslichem Grauwasser abwich. Zudem müssen dezentrale Grauwasseranlagen erhebliche Mengenschwankungen auffangen. Dies muss bei der Planung und Auslegung solcher

Anlagen berücksichtigt werden. Falls dennoch Einrichtungen außerhalb des privaten Bereichs an eine Grauwasser-Recyclinganlage angeschlossen werden, eröffnen sich zusätzliche Möglichkeiten für eine Wasserwiederverwendung.

### 4.1.3 Abfiltrierbare Stoffe

Aufgrund des mobilen Charakters des Impulsprojektes Stuttgart (Pilotuntersuchungen) konnte vor Ort keine AFS-Bestimmung erfolgen (vgl. Kapitel 3.3.3.2). Dennoch konnten Erkenntnisse hierzu aus den Untersuchungen zum Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen gewonnen werden.

Der durchschnittliche Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen wurde zu  $225 \pm 140$  mg/l ermittelt (vgl. Tabelle 4-1), dabei variierte der AFS-Gehalt von 51 – 507 mg/l. Die hohe Standardabweichung des AFS-Gehaltes im Rohgrauwasser von über 60 % kann durch die Dezentralität des Grauwassersystems begründet werden, was durch die Teilbelegung der Wohnheime weiter verschärft wurde. Gesiebtes Grauwasser (Bodenfilterzulauf) wies  $101 \pm 39$  mg/l AFS auf (Min – Max: 12 – 156 mg/l AFS; vgl. Tabelle 4-1).

Die hier ermittelten Werte für Rohgrauwasser lagen zwischen typischen Literaturwerten für schwach belastetes Grauwasser aus Badewannen, Duschen und Handwaschbecken [AFS: 49,1 mg/l (Weingärtner 2013); 87 mg/l, Min – Max: 54 – 120 mg/l (DWA 2015)] und Angaben für stark belastetes Grauwasser aus dem Küchenbereich [AFS: 400 mg/l (n = 1), siehe DWA 2015; 130 – 1300 mg/l, vgl. DWA-M 277 2017]. Zu beachten ist, dass die Datenlage für den AFS-Gehalt in der Fachliteratur wenig verlässlich ist und Konzentrationsangaben aufgrund methodischer Fehler einer hohen Variabilität unterliegen (vgl. Kapitel 2.4.3.1).

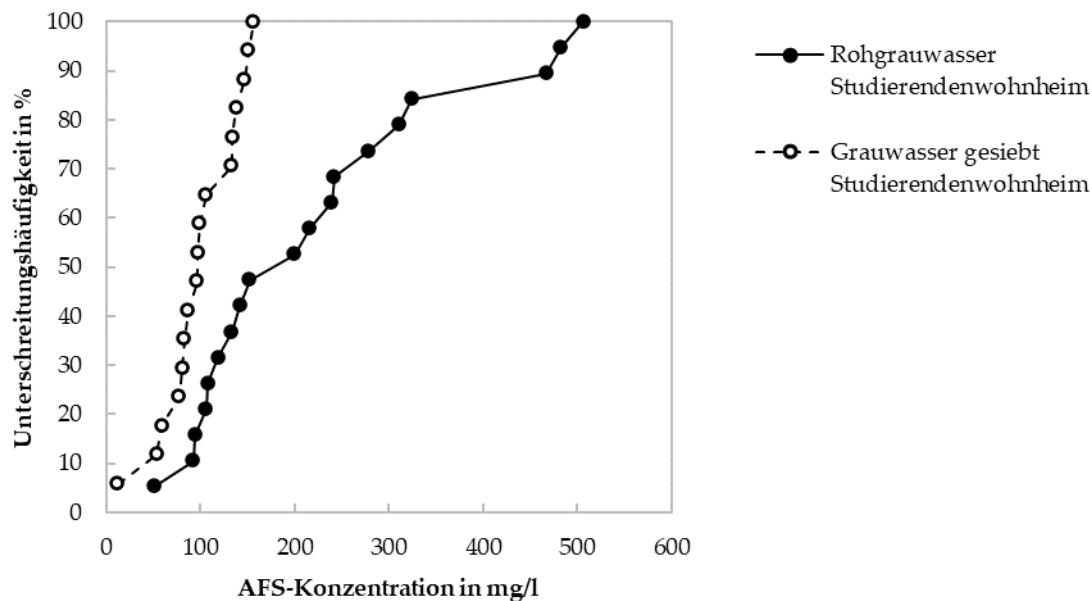
Abbildung 4-3 stellt die Unterschreitungshäufigkeiten von gesiebtem und ungesiebttem Grauwasser gegenüber. Die hohen AFS-Spitzenwerte (> 400 mg/l) machen deutlich, dass Einzelereignisse, wie beispielsweise das Entleeren abgelaufener Lebensmittel oder Kochvorgänge, einen wesentlichen Einfluss auf die Grauwasserbeschaffenheit in dezentralen Einheiten haben können.

Im Mittel wurden die Feststoffe im Rohgrauwasser durch das Feinsieb (MW = 1,3 mm) und die ungezielte Absetzwirkung im Speicher zu 42 % (n = 17) entfernt. Die Feinsiebung vergleichmäßigte die Schwankungen der AFS-Konzentration deutlich (vgl. Abbildung 4-3). Bei der Vorbehandlung von Schmutzwasser in Mehrkammergruben oder Absetzteichen wird bei Annahme einer Mindestdurchflusszeit von zwei Stunden bei maximalem Schmutzwasserzufluss eine frachtbezogene Feststoffentfernung von 64,3 % <sup>(1)</sup> erzielt (DWA-A 262 2017). Möglicherweise kann die hier ermittelte, geringere Elimination von AFS mittels Feinsiebung dadurch erklärt werden, dass im Grauwasser deutlich geringere

---

<sup>(1)</sup> Berechnet: Reduktion der Fracht an Trockensubstanz im Rohabwasser nach Vorbehandlung von 70 g/(E·d) auf 25 g/(E·d); die Angaben beziehen sich auf Schmutzwasser und wurden von ATV-DVWK-A 198 (2003) übernommen.

Feststoffkonzentrationen vorkommen als im kommunalen Abwasser, was eine Entfernung durch Siebung oder Sedimentation erschwert.



**Abbildung 4-3:** Unterschreitungshäufigkeiten der Konzentration von abfiltrierbaren Stoffen in ungesiebttem und gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser mit geringem Küchenanteil aus Studierendenwohnheimen in Birkenfeld.

#### 4.1.4 Organischer Kohlenstoff

##### 4.1.4.1 Studierendenwohnheime

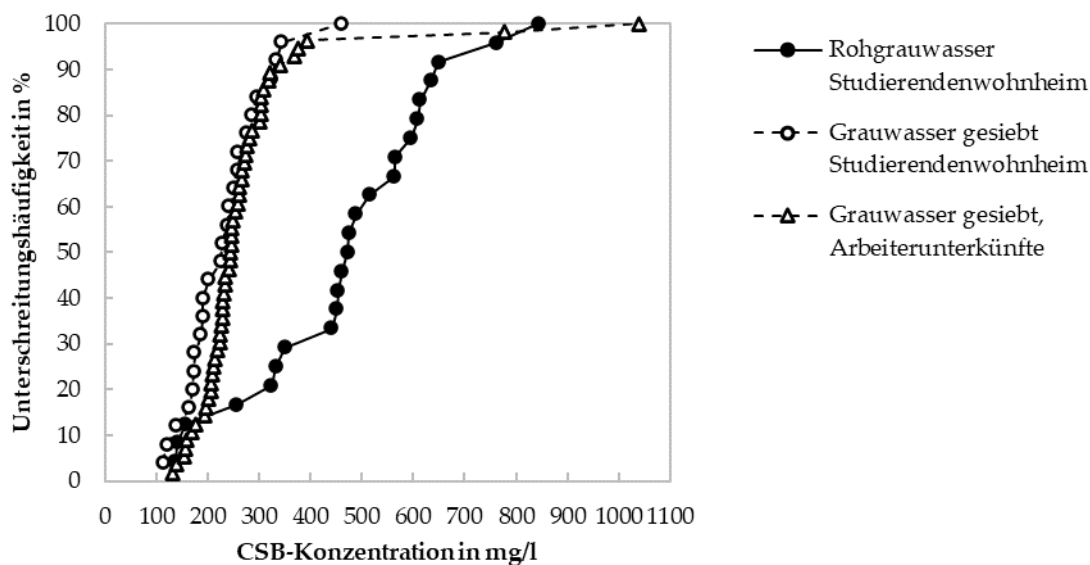
Leicht verschmutztes Grauwasser mit geringem Küchenabwasseranteil wies eine CSB-Konzentration von im Mittel  $471 \pm 184$  mg/l auf (Min – Max: 138 – 844 mg/l; vgl. Tabelle 4-1). Es erfolgte keine Untersuchung des BSB<sub>5</sub>. Die Kombination aus Feinsieb und Absetzwirkung im Speicher verminderte die mittlere CSB-Konzentration im Grauwasser in vergleichbarem Maße (43 %; n = 23) wie den AFS-Gehalt, was auf das Auftreten von hohen Anteilen an partikulären organischen Feststoffen im Rohgrauwasser hindeutet. Die CSB-Konzentration im gesiebten Grauwasser belief sich auf  $234 \pm 79$  mg/l.

##### 4.1.4.2 Arbeiterunterkünfte

Der Mittelwert der CSB-Konzentration in gesiebttem leicht verschmutztem Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften betrug  $270 \pm 137$  mg/l, dabei schwankte die Konzentration insgesamt zwischen 131 – 1039 mg/l CSB (siehe Tabelle 4-2). Auch hier erfolgte keine BSB<sub>5</sub>-Untersuchung. Der Anteil des gelösten CSB am gesamten CSB wurde zu  $58 \pm 10$  % (n = 6) bestimmt, was verdeutlicht, dass auch nach der Siebung über 40 % des CSB partikulär vorlagen. Dabei handelte es sich um Feststoffpartikel < 1,3 mm, wie z. B. Haut- und Schuppenteile.

#### 4.1.4.3 Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten

Abbildung 4-4 zeigt die Unterschreitungshäufigkeiten der CSB-Konzentration für Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen und aus den Arbeiterunterkünften. Trotz des Küchenabwassereinflusses im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen wiesen die gesiebten Grauwasserströme vergleichbare Verteilungen und Medianwerte der CSB-Konzentration auf (Studierendenheime = 229 mg/l; Arbeiterunterkünfte = 245 mg/l; vgl. Tabelle 4-1 und Tabelle 4-2). Analog zu AFS (vgl. Kapitel 4.1.3) ist die CSB-Konzentration im Rohgrauwasser aus den Studierendenwohnheimen einer hohen Variabilität unterworfen, der dennoch durch die Vorbehandlung deutlich entgegengewirkt wurde (vgl. Abbildung 4-4). Daraus folgt, dass die hohe Schwankungsbreite der CSB-Konzentration vor allem auf den partikulär vorliegenden CSB entfällt.



**Abbildung 4-4:** Unterschreitungshäufigkeiten der CSB-Konzentration in ungesiebt und gesiebt, schwach belastetem Grauwasser mit geringem Küchenanteil aus Studierendenwohnheimen in Birkenfeld sowie in gesiebt, schwach belastetem Grauwasser aus Arbeiterunterkünften in Stuttgart.

Die Literaturangaben für die CSB-Konzentration in schwach belastetem Grauwasser sind je nach Literaturquelle äußerst variabel (vgl. Kapitel 2.4.3.2). Demnach entsprachen auch hier die ermittelten CSB-Konzentrationen für Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen mit im Median 474 mg/l CSB (Min – Max: 138 – 844 mg/l CSB) typischen Literaturangaben für schwach belastetes Grauwasser aus dem häuslichen Bereich. Nach Meininger und Oldenburg (2009) enthält schwach belastetes Grauwasser im Median 535 mg/l CSB (Min – Max: 350 – 783 mg/l CSB).

Obwohl das Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften gesiebt wurde, waren die ermittelten CSB-Konzentrationen im Median mit 245 mg/l (131 – 1039 mg/l) vergleichbar mit denen von ungesiebt, schwach belastetem Grauwasser aus Haushalten. Gemäß DWA (2015) liegt der CSB-Gehalt in solchem Grauwasser bei im Median 283 mg/l (Min – Max: 104 – 651 mg/l CSB). Während die CSB-Konzentration für Duschwasser aus dem Betriebsgebäude einer deutschen Kläranlage gemäß Gethke et al. (2007)  $95 \pm 33$  mg/l CSB betrug, liegt die durchschnittliche CSB-



Konzentration für Duschwasser weltweit höher. Nach den Angaben von Gross et al. (2015) beträgt sie 374 mg/l.

In DWA-A 262 (2017) wird von einer frachtbezogenen CSB-Entfernung von 33,3 % <sup>(1)</sup> aus Schmutzwasser in Mehrkammergruben oder Absetzteichen mit einer Durchflusszeit von mindestens zwei Stunden bei maximalem Schmutzwasserzufluss ausgegangen. Die hier mittels feinmaschiger Siebung erreichten, höheren CSB-Entfernungen von 43 % (vgl. Kapitel 4.1.4.1) deuten auf einen vergleichsweise hohen Organikanteil der im Grauwasser enthaltenen Feststoffe hin. Dies ist eine wichtige Erkenntnis und verdeutlicht, dass Schmutzwasserwerte nicht ohne weiteres auf Grauwasser übertragbar sind, weshalb Messungen zur Bestimmung der Qualität des vorgereinigten Grauwassers notwendig sind.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die gesiebten Grauwasserströme aus den Studierendenwohnheimen und den Arbeiterunterkünften vergleichbare Verteilungen und Medianwerte der CSB-Konzentration aufwiesen. Sie waren ähnlich organisch belastet wie schwach belastetes Grauwasser aus dem häuslichen Bereich. Darüber hinaus erwies sich die Kombination aus Feinsiebung und Absetzwirkung im Speicher als geeignete Vorbehandlungsmaßnahme, um die CSB-Konzentration signifikant zu reduzieren. Die Reduktion der CSB-Konzentration mittels feinmaschiger Siebung (MW = 1,3 mm) übertraf übliche Entfernungen in Mehrkammergruben oder Absetzteichen bei der Vorbehandlung von Schmutzwasser.

## **4.1.5 Stickstoffverbindungen**

### **4.1.5.1 Studierendenwohnheime**

Am UCB wurde die TN<sub>b</sub>-Konzentration in ungesiebttem Grauwasser mit geringem Küchenabwasseranteil zu  $20,6 \pm 7,6$  mg/l (davon  $6,8 \pm 4,4$  mg/l NH<sub>4</sub>-N) bestimmt (siehe Tabelle 4-1). Insgesamt schwankten die TN<sub>b</sub>-Konzentrationen zwischen 7,6 – 33,7 mg/l. Durch die Vorbehandlung wurde die TN<sub>b</sub>-Konzentration im Grauwasser um ca. 31 % (n = 23) auf einen Wert von  $14,5 \pm 7,0$  mg/l reduziert (siehe Tabelle 4-1).

### **4.1.5.2 Arbeiterunterkünfte**

Trotz vorgeschalteter Feinsiebung wurden vergleichsweise hohe TN<sub>b</sub>-Konzentrationen von  $27,3 \pm 6,3$  mg/l (davon  $15,6 \pm 5,5$  mg/l NH<sub>4</sub>-N) in schwach belastetem Grauwasser am Impulsprojekt Stuttgart gemessen (vgl. Tabelle 4-2). Im gesiebttem Grauwasser betrug der gelöste Anteil von TN<sub>b</sub> am gesamten TN<sub>b</sub>  $86 \pm 3$  % (n = 6), was verdeutlicht, dass nach der Siebung ein Großteil des TN<sub>b</sub> gelöst vorlag. Der gelöste TN<sub>b</sub>-Anteil im gesiebttem Grauwasser lag damit deutlich höher als der gelöste CSB-Anteil von 58 % (vgl. Kapitel 4.1.4.2) und der gelöste P<sub>ges</sub>-Anteil von 65 % (vgl. Kapitel 4.1.6.2). Da NO<sub>3</sub>-N im Grauwasser meist nicht und kationische Tenside, die im Regelfall quartäre Ammoniumgruppen enthalten, nur in geringen Konzentrationen im Grauwasser nachweisbar waren (vgl. Tabelle 4-2), könnte der erhöhte

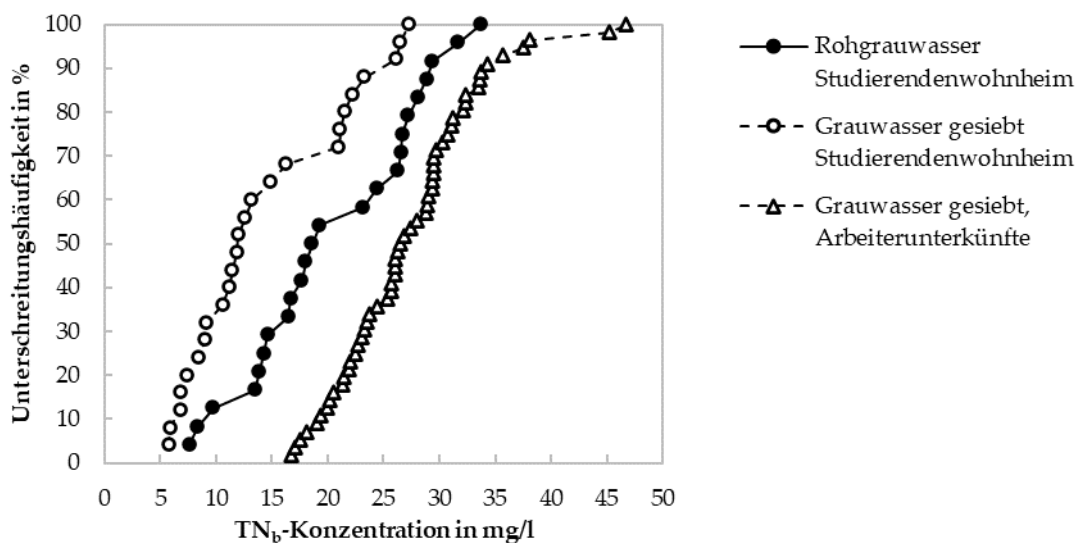
---

<sup>(1)</sup> Berechnet: Reduktion der CSB-Fracht im Rohabwasser nach Vorbehandlung von 120 g/(E·d) auf 80 g/(E·d); die Angaben beziehen sich auf Schmutzwasser und wurden von ATV-DVWK-A 198 (2003) übernommen.

gelöste Stickstoffgehalt auf Harnstoff zurückzuführen sein. Die Vermutung einer Urinkontaminierung durch Fehlnutzung konnte durch Erkenntnisse aus der Spurenstoffanalytik bestätigt werden. Dieser Aspekt wird in Kapitel 4.1.11.2 diskutiert.

#### 4.1.5.3 Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten

Abbildung 4-5 verdeutlicht, dass Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften, bezogen auf  $TN_b$ , deutlich stärker belastet war als Grauwasser mit geringem Küchenabwasseranteil aus den Studierendenwohnheimen. Dies lässt sich insbesondere durch eine stärkere Kontamination mit Urin im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften begründen (vgl. Kapitel 4.1.11.2). Abbildung 4-5 zeigt auch, dass Grauwasser, anders als in der Fachliteratur beschrieben, nicht zwingend stickstoffarm ist. Es kann davon ausgegangen werden, dass ausreichende Stickstoffanteile für den aeroben Abbau vorhanden sind (vgl. Kapitel 2.4.3.5 und Kapitel 4.1.7), wobei je nach Nutzungszweck eine Stickstoffentfernung erforderlich sein kann. Zusätzlich hatte die Feinsiebung einen deutlich kleineren Einfluss auf den  $TN_b$ -Gehalt als auf den Gehalt von CSB oder AFS (vgl. Abbildung 4-3 und Abbildung 4-4). Dies führt zu der Annahme, dass das Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen überwiegend kohlenstoffhaltige Feststoffe enthielt.



**Abbildung 4-5:** Unterschreitungshäufigkeiten der  $TN_b$ -Konzentration in ungesiebttem und gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser mit geringem Küchenanteil aus Studierendenwohnheimen in Birkenfeld sowie in gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser aus Arbeiterunterkünften in Stuttgart.

Die in dieser Arbeit ermittelten  $TN_b$ -Konzentrationen lagen sowohl am UCB als auch am Impulsprojekt Stuttgart deutlich über gängigen Konzentrationsangaben für leicht verschmutztes Grauwasser aus Badewannen, Duschen und Handwaschbecken [Min – Max: 3,6 – 19,4 mg/l (Li et al. 2009); 13 mg/l, Min – Max: 7 – 22 mg/l (Meinzinger und Oldenburg 2009); vgl. Kapitel 2.4.3.3]. Spurenstoffanalysen machen deutlich, dass eine unsachgemäße Nutzung der Dusche durch den Eintrag von Urin erfolgte (vgl. Kapitel

4.1.11.1). Auch Keyzers et al. (2008) stellten in ihrer Studie die Vermutung auf, dass die vergleichsweise erhöhten  $N_{\text{ges}}$ -Konzentration im Duschwasser einer Kläranlage (Median: 20 mg/l  $N_{\text{ges}}$ ; Min – Max: 2,3 – 97 mg/l  $N_{\text{ges}}$ ) durch Urineinträge verursacht wurden; die Autoren gingen der Ursache jedoch nicht auf den Grund. Im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen trug der geringe Küchenabwasseranteil ggf. zum höheren Stickstoffgehalt bei, da Grauwasser aus der Küche je nach Literaturquelle 21,9 – 43,5 mg/l  $N_{\text{ges}}$  (vgl. Huelgas et al. 2009) bzw. 63,2 mg/l (vgl. Weingärtner 2013) enthalten kann.

Wenn Schmutzwasser als Referenz herangezogen wird, liegt gemäß DWA-A 262 (2017) die frachtbezogene  $N_{\text{ges}}$ -Entfernung nach Vorbehandlung in Mehrkammergruben oder Absetzteichen mit einer Durchflusszeit von mindestens zwei Stunden bei nur 9,1 %. <sup>(1)</sup> Die hier mittels feinmaschiger Siebung ermittelte  $N_{\text{ges}}$ -Entfernung von 31 % für Grauwasser (vgl. Kapitel 4.1.5.1) lag deutlich höher als für Schmutzwasser. Demnach wiesen die Feststoffe im Grauwasser einen vergleichsweise hohen Stickstoffgehalt auf. Dies unterstreicht die Notwendigkeit der Charakterisierung von Grauwasserströmen, da die Übertragbarkeit von Schmutzwasserwerten auf Grauwasser, ähnlich wie beim CSB, nur bedingt möglich ist. Die Siebung/Sedimentation im Speicher wirkte sich auf den  $TN_b$  weniger ausgeprägt aus als auf den CSB und AFS (vgl. Kapitel 4.1.3 und Kapitel 4.1.4.1), was mit DWA-A 262 (2017) übereinstimmt. Zudem trug die Feinsiebung zur Angleichung der  $TN_b$ -Konzentration an typische Literaturangaben für schwach belastetes Grauwasser bei.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass Grauwasser nicht zwangsläufig niedrige Stickstoffkonzentrationen aufweist. Eine Ursache für erhöhte Stickstoffkonzentrationen im Grauwasser kann die unsachgemäße Nutzung der Dusche durch absichtliches Urinieren sein. Es ist wichtig, dass verlässliche Messdaten für Grauwasser durch Messung erhoben werden, da eine direkte Übertragbarkeit von Schmutzwasser auf Grauwasser nicht zielführend ist. Ein Beispiel hierfür ist, dass sich bei Grauwasser ein Feinsieb als wirkungsvoller bei der Entfernung von Stickstoff erwies als eine Mehrkammergrube oder ein Absetzteich bei Schmutzwasser. Solche Aspekte müssen zwingend bei der Planung und Auslegung von Anlagen berücksichtigt werden, da die Vorbehandlungsleistung die nachgeschaltete Behandlung erheblich beeinflusst.

## 4.1.6 Phosphorverbindungen

### 4.1.6.1 Studierendenwohnheime

Im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen lagen die gemessenen Phosphorkonzentrationen bei  $1,8 \pm 0,7$  mg/l (davon  $0,46 \pm 0,40$  mg/l  $PO_4\text{-P}$ ) mit einer Schwankungsbreite von 0,3 – 3,5 mg/l (vgl. Tabelle 4-1). Gesiebtes Grauwasser wies im Mittel eine Konzentration von  $1,1 \pm 0,4$  mg/l  $P_{\text{ges}}$  auf. Verglichen mit ungesiebttem Grauwasser bedingte die Siebung, kombiniert mit einer ungezielten Absetzwirkung im Speicher, auch hier eine deutliche Verringerung der  $P_{\text{ges}}$ -Konzentration von 34 % ( $n = 23$ ). In DWA-A 262 (2017)

---

<sup>(1)</sup> Berechnet: Reduktion der TKN-Fracht im Rohabwasser nach Vorbehandlung von 11 g/(E·d) auf 10 g/(E·d); die Angaben beziehen sich auf Schmutzwasser und wurden von ATV-DVWK-A 198 (2003) übernommen.

wird von einer frachtbezogenen  $P_{\text{ges}}$ -Entfernung von 11,1 %<sup>(1)</sup> für Rohabwasser nach Vorbehandlung in Mehrkammergruben oder Absetzteichen mit einer Durchflusszeit von mindestens 2 h bei maximalem Schmutzwasserzufluss ausgegangen.

#### 4.1.6.2 Arbeiterunterkünfte

Phosphorkonzentrationen im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften lagen bei  $1,8 \pm 0,5$  mg/l [davon  $1,3 \pm 0,5$  mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$  ( $n = 56$ ; siehe Tabelle 4-2)]. Untersuchungsergebnisse zeigen, dass das gesiebte Grauwasser einen gelösten P-Anteil am  $P_{\text{ges}}$  von  $65 \pm 7$  % aufwies ( $n = 6$ ; vgl. Tabelle 4-2).

#### 4.1.6.3 Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten

Die  $P_{\text{ges}}$ -Konzentrationen aus den Studierendenwohnheimen und den Arbeiterunterkünften lagen deutlich niedriger als Literaturwerte für Rohgrauwasser aus Bädern [2,8 mg/l  $P_{\text{ges}}$ , siehe Gross et al. 2015; 4,6 mg/l (0,4 – 8 mg/l), siehe Meininger und Oldenburg 2009; 3,3 mg/l  $P_{\text{ges}}$ , siehe DWA 2015]. Im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen war die P-Konzentration trotz des Küchenabwasseranteils niedrig. In der Fachliteratur liegen übliche  $P_{\text{ges}}$ -Konzentrationsangaben im Küchenabwasser bei im Median 24 mg/l mit einem Min-Max-Bereich von 7 – 41 mg/l (DWA 2015). Im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften handelte es sich um gesiebtetes Grauwasser. Auch bei Annahme von 50 % höheren  $P_{\text{ges}}$ -Werten für ungesiebtetes Grauwasser läge die  $P_{\text{ges}}$ -Konzentration immer noch unterhalb einschlägiger Literaturwerte, was verdeutlicht, dass Grauwasser in Deutschland generell deutlich weniger Phosphor enthält als bislang angenommen.

Die aktuellen Ergebnisse untermauern die Feststellung aus Kapitel 2.4.3.4, dass die  $P_{\text{ges}}$ -Konzentrationen im Grauwasser heutzutage aufgrund gesetzlicher Regelungen (PHöchstMengV 1980; EU-DetergV 2004; WRMG 2013) niedriger ausfallen müssen als in älteren Fachliteraturangaben aufgeführt. Internationale und ältere Angaben zur  $P_{\text{ges}}$ -Konzentration sind daher nur eingeschränkt nützlich.

Die relativ niedrigen P-Konzentrationen können auf den Einsatz von phosphatarmer bzw. -freien Reinigungsmitteln zurückzuführen sein. In Stuttgart wurden nach persönlicher Auskunft des Reinigungspersonals vor Ort folgende Reinigungsprodukte in den gemeinschaftlichen Duschanlagen der Arbeiterwohnungen zwei- bis dreimal wöchentlich eingesetzt: SEKI-Spiegelblank (Sprühreiniger; phosphatfrei) und das alkalische Hochkonzentrat Force F<sup>(2)</sup> (phosphatarm; weitergehende Informationen finden sich in Anhang D).

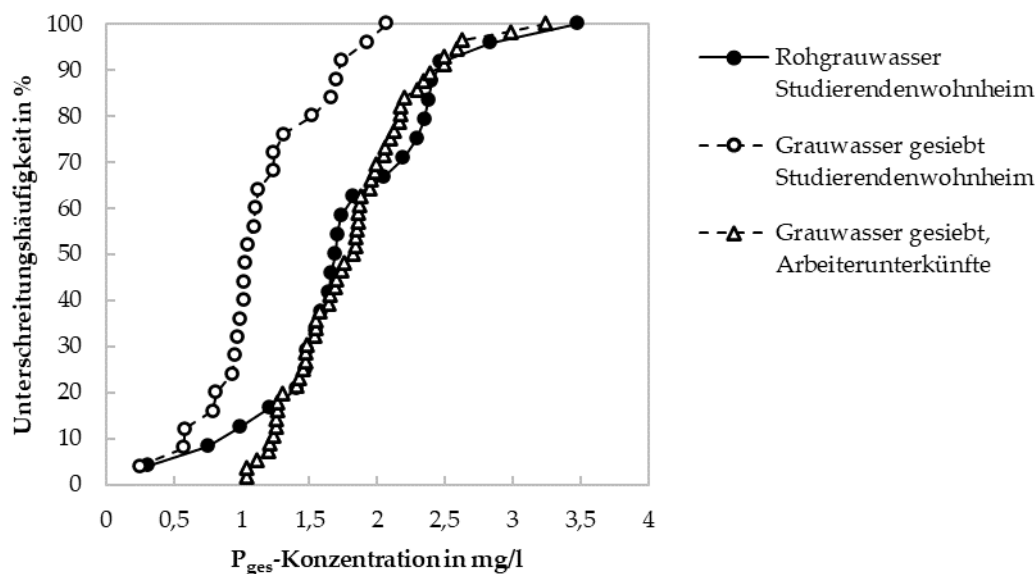
Abbildung 4-6 zeigt, dass gesiebtetes Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften und ungesiebtetes Rohgrauwasser aus den Studierendenwohnheimen einen ähnlichen P-Konzentrationsverlauf aufwiesen. Zudem wird aus dem Vergleich von Tabelle 4-1 und Tabelle

---

<sup>(1)</sup> Berechnet: Reduktion der  $P_{\text{ges}}$ -Fracht im Rohabwasser nach Vorbehandlung von 1,8 g/(E·d) auf 1,6 g/(E·d); die Angaben beziehen sich auf Schmutzwasser und wurden von ATV-DVWK-A 198 (2003) übernommen.

<sup>(2)</sup> Fa. Layer-Chemie GbmH (Leingarten, BW)

4-2 klar, dass im gesiebten Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften ein höheres Verhältnis von  $\text{PO}_4\text{-P}$  zu  $P_{\text{ges}}$  gegeben ist als im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen. Auch wenn insgesamt sämtliche Konzentrationen deutlich geringer ausfielen als entsprechende Literaturwerte, lassen sich die tendenziell höheren  $P_{\text{ges}}$ -Konzentrationen im gesiebten Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften durch eine stärkere Fehlnutzung in der Dusche begründen (vgl. Kapitel 4.1.11.2). Bei Betrachtung des Grauwassers aus den Studierendenwohnheimen in Abbildung 4-6 fällt weiterhin auf, dass die Feinsiebung weniger  $P_{\text{ges}}$  zurückhielt als CSB oder AFS.



**Abbildung 4-6:** Unterschreitungshäufigkeiten der  $P_{\text{ges}}$ -Konzentration in ungesiebttem und gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser mit geringem Küchenabwasseranteil aus den Studierendenwohnheimen in Birkenfeld sowie in gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser aus Arbeiterunterkünften in Stuttgart.

#### 4.1.7 CSB : N : P-Verhältnis

##### 4.1.7.1 Studierendenwohnheime

Im Grauwasser konnte ein mittleres CSB : N : P-Verhältnis von  $100 : 5,1 \pm 3,1 : 0,41 \pm 0,17$  ( $n = 24$ ) ermittelt werden. Nach der Siebung erhöhte sich das Nährstoffverhältnis auf  $100 : 6,4 \pm 2,9 : 0,51 \pm 0,19$  ( $n = 25$ ), da anteilig mehr partikulär vorliegender Kohlenstoff entfernt wurde als Stickstoff und Phosphor (vgl. Kapitel 4.1.5.3 und Kapitel 4.1.6.3).

##### 4.1.7.2 Arbeiterunterkünfte

Das CSB : N : P-Verhältnis im gesiebtten, schwach belasteten Grauwasser aus Stuttgart betrug im Untersuchungszeitraum  $100 : 11,1 \pm 3,5 : 0,73 \pm 0,24$  ( $n = 56$ ).

#### 4.1.7.3 Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten

Aus dem Vergleich der mittleren Nährstoffverhältnisse im gesiebten Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen (CSB : N : P = 100 : 6,4 : 0,51) und im gesiebten Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften (CSB : N : P = 100 : 11,1 : 0,73) wird ersichtlich, dass in Bezug auf den CSB das Stickstoff- bzw. Phosphorangebot im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften im Vergleich zu gesiebttem Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen um 73 % bzw. 43 % höher lag. Die Ergebnisse der Spurenstoffanalysen bestätigen einen stärkeren Eintrag von Urin in Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften; dies könnte möglicherweise die höheren Nährstoffkonzentrationen verursacht haben.

Im untersuchen Grauwasser konnte der erforderliche Mindestnährstoffbedarf für den aeroben Abbau von  $CSB : N_{ges} : P_{ges} = 100 : 2,5 : 0,4 - 0,5$  (vgl. Kapitel 2.4.3.5) stets eingehalten werden, wenn auch bei Betrachtung der Standardabweichungen Phosphordefizite nicht jederzeit ausgeschlossen werden können. Unter praktischen Bedingungen konnte dennoch keine Verschlechterung der Reinigungsleistung aufgrund zu geringen Nährstoffanteils beobachtet werden (vgl. Kapitel 4.2.1), weshalb ein ausreichendes Nährstoffverhältnis im Grauwasser angenommen werden kann. Das CSB : N : P-Verhältnis der beiden Grauwasserströme lag bezogen auf den Stickstoff meist höher als in Literaturangaben für schwach belastetes Grauwasser (vgl. Tabelle 2-1). Dies ist auf die Kontamination des Grauwassers mit Urin in den Duschen der Studierendenwohnheime und Arbeiterunterkünfte zurückzuführen. Hierbei ist das durchschnittliche CSB : N-Verhältnis von 100 : 11,1 im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften vergleichbar mit üblichen Nährstoffanteilen im kommunalen Abwasser (CSB : N = 100 : 11–13; siehe Tabelle 2-1). Je nach Nutzungszweck kann deshalb eine Stickstoffelimination erforderlich sein (vgl. Kapitel 2.4.3.3).

Gemäß DWA-A 226 (2022) werden im Regelfall keine Rechen und Siebe mit Durchtrittsweiten von < 3 mm zur Abwasserreinigung eingesetzt, da dies zu einem Anstieg des Rechengutanfalls führt und sich das C/N-Verhältnis für eine Denitrifikation verschlechtert. Jedoch wurde durch die Feinsiebung (MW = 1,3 mm) der Nährstoffanteil im Grauwasser gesteigert, wie in Kapitel 4.1.7.1 beschrieben. Diese Erhöhung ist vorteilhaft für eine nachgeschaltete biologische Behandlung, denn Grauwasser meist als nährstoffarm gilt. Des Weiteren enthält Grauwasser in aller Regel geringere Feststoffgehalte als Schmutzwasser (vgl. Tabelle 2-1), wodurch bei Siebung auch weniger Siebgut anfällt.

#### 4.1.8 Bor, Calcium, Kalium, Magnesium, Natrium und SAR-Wert

Bor, Calcium, Kalium und Magnesium sowie der SAR-Wert sind für eine Bewässerung relevant. Ein Überschuss an Bor kann phytotoxisch wirken und Schäden an Pflanzen verursachen, während ein erhöhter Natriumgehalt zu einem erhöhten Salzgehalt im Boden und undurchlässigen Krusten führen kann. Es ist wichtig, die Konzentrationen von  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  und  $Na^+$  bzw. den SAR-Wert zu beachten, um Rückschlüsse auf die Bodenstruktur zu ziehen. Kalium ist ein Makronährstoff und damit essenziell für das Pflanzenwachstum (DIN 19684-10 2009; ISO 16075-1 2020).

#### 4.1.8.1 Studierendenwohnheime

Die Borkonzentration im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen lag bei  $0,22 \pm 0,24$  mg/l ( $n = 5$ ; vgl. Tabelle 4-1).

Am UCB lagen die Kaliumkonzentrationen im Grauwasser bis auf 3 Einzelwerte ( $n = 26$ ) stets unterhalb der Bestimmungsgrenze ( $< 10$  mg/l; vgl. Tabelle 4-1).

Die Calcium- und Magnesiumkonzentrationen betragen im Mittel  $22,1$  mg/l  $\text{Ca}^{2+}$  und  $2,5$  mg/l  $\text{Mg}^{2+}$  (vgl. Tabelle 4-1). Daraus ergibt sich eine Wasserhärte von  $3,7^\circ\text{dH}$ .

Die  $\text{Na}^+$ -Konzentration im Grauwasser wurde zu  $23 \pm 10,1$  mg/l bestimmt.

Aus den jeweiligen Natrium-, Calcium- und Magnesiumkonzentrationen ergibt sich ein SAR-Wert von im Mittel  $2,5$  ( $\text{mmol/l})^{1/2}$  [vgl. Tabelle 4-1].

#### 4.1.8.2 Arbeiterunterkünfte

Bor wurde im Rahmen der Untersuchungen im Pilotmaßstab nicht untersucht.

Auch im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften lagen die Kaliumkonzentrationen meist bei  $< 10$  mg/l (vgl. Tabelle 4-2), dabei unterschritten 37 von 50 Messwerten die BG, wobei der Mittelwert der innerhalb des Messbereiches liegenden Messwerte  $15,8$  mg/l  $\text{K}^+$  betrug.

Die Calcium- bzw. Magnesiumkonzentrationen beliefen sich auf im Mittel  $60,6$  mg/l  $\text{Ca}^{2+}$  bzw.  $9,0$  mg/l  $\text{Mg}^{2+}$  (vgl. Tabelle 4-2), was der mittelharten Wasserhärte des örtlichen Trinkwassers von  $10,6^\circ\text{dH}$  geschuldet ist.

Die  $\text{Na}^+$ -Konzentration im Grauwasser aus den Bauarbeitercontainern wurde zu  $23,4 \pm 7,0$  mg/l bestimmt.

Aus den jeweiligen Natrium-, Calcium- und Magnesiumkonzentrationen ergibt sich ein SAR-Wert im Grauwasser von im Mittel  $1,5$  ( $\text{mmol/l})^{1/2}$  (vgl. Tabelle 4-2).

#### 4.1.8.3 Vergleich der beiden Standardort mit Literaturdaten

In der Fachliteratur liegen für Grauwasser und Grauwasserströme in Deutschland Konzentrationsangaben zu den Kationen Bor, Calcium, Kalium, Magnesium und Natrium nur vereinzelt vor. Die Qualität des örtlichen Trinkwassers bestimmt den Ionengehalt im Grauwasser mit, was eine Einordnung der Ergebnisse erschwert.

Die Borkonzentration im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen lag bei  $0,22 \pm 0,24$  mg/l und damit in einem ähnlichen Bereich wie in der Fachliteratur angegeben. Walker et al. (2016) wiesen im Grauwasser aus Badewannen, Duschen sowie Handwaschbecken eine Borkonzentration von  $0,005 - 0,083$  mg/l nach. Gemäß TrinkwV (2016) gilt für Deutschland ein Grenzwert für Bor von  $1,0$  mg/l. Nach Gross et al. (2015) reicht die Borkonzentration im Grauwasser aus Bädern typischerweise von  $0,31 - 0,41$  mg/l. Bei Küchenabwasser wurde in Gross et al. (2015) eine Spanne für  $\text{B}^{3+}$  von  $0,02 - 0,54$  mg/l angegeben.

Die Kaliumkonzentrationen lagen in dieser Arbeit meist  $< 10 \text{ mg/l}$  (BG). Nach Gross et al. (2015) können die  $\text{K}^+$ -Konzentrationen im Grauwasser aus Duschen von  $7 - 43 \text{ mg/l}$  variieren. Ghunmi et al. (2008) wiesen für Grauwasser aus der Küchenspüle in jordanischen Studierendenwohnheimen  $\text{K}^+$ -Konzentrationen von  $7 \pm 2 \text{ mg/l}$  nach.

Die  $\text{Ca}^{2+}$ - und  $\text{Mg}^{2+}$ -Gehalte werden maßgeblich von der hiesigen Trinkwasserqualität bzw. -härte beeinflusst. Aus einem Trinkwasserprüfbericht der überörtlichen Wasserleitung zur Versorgung der Gemeinde Hoppstädten-Weiersbach vom 24.09.20 (vgl. Hilbert 2021) geht hervor, dass das Trinkwasser im Landkreis Birkenfeld Konzentrationen und eine Wasserhärte in vergleichbarer Größenordnung ( $26 \text{ mg/l Ca}^{2+}$ ,  $2,4 \text{ mg/l Mg}^{2+}$ ,  $4,2^\circ\text{dH}$ ) aufwies wie das untersuchte Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen. Das Trinkwasser für Stuttgart-Nord wird hingegen überwiegend aus Grundwasser aus dem Donauried gewonnen. Eine auf 2021 datierte Trinkwasseranalyse des Zweckverbandes Landeswasserversorgung in BW (vgl. LW 2021) führte Konzentrationen im Trinkwasser von  $75 \text{ mg/l Ca}^{2+}$ ,  $11,7 \text{ mg/l Mg}^{2+}$  und eine Wasserhärte von  $13,2^\circ\text{dH}$  auf. Die Größenordnung dieser Werte stimmt mit den Konzentrationen des untersuchten Grauwassers aus den Arbeiterunterkünften überein. Die  $\text{Ca}^{2+}$ - bzw.  $\text{Mg}^{2+}$ -Konzentrationen im Stuttgarter Grauwasser lagen deutlich höher als im weichen Trinkwasser aus dem Landkreis Birkenfeld. Insgesamt lässt sich festhalten, dass die  $\text{Ca}^{2+}$ - und  $\text{Mg}^{2+}$ -Konzentrationen im Trinkwasser zur Abschätzung der Konzentrationen im schwach belasteten Grauwasser herangezogen werden können. Jedoch kann die Nutzung von Haushaltschemikalien, Reinigungsmitteln oder Körperpflegeprodukten zum Eintrag weiterer Ionen in das Grauwasser beitragen.

Natrium kann in Grauwasser über das Trinkwasser oder durch die Nutzung natriumhaltiger Seifen und Tenside gelangt sein. Beispielsweise belief sich die Natriumkonzentration im Stuttgarter Trinkwasser auf  $13,6 \text{ mg/l Na}^+$  (vgl. LW 2021). Abwasser aus dem Geschirrspüler ist zwar der Haupteintragspfad für  $\text{Na}^+$  ins Grauwasser (vgl. Kapitel 2.4.3.12), der Geschirrspülerabfluss wurde allerdings weder am Impulsprojekt Stuttgart noch am UCB erfasst. Die ermittelten Werte von  $23 \pm 10,1 \text{ mg/l Na}^+$  am UCB und von  $23,4 \pm 7,0 \text{ mg/l Na}^+$  am Impulsprojekt Stuttgart liegen im von Walker et al. (2016) angegebenen Konzentrationsbereich von  $8,9 - 53 \text{ mg/l Na}^+$  für deutsche Haushalte.

Die  $\text{Na}^+$ -Konzentrationen fielen in beiden Grauwasserströmen recht ähnlich aus. Insbesondere die höheren Calcium- und Magnesiumkonzentrationen im Stuttgarter Grauwasser führten zu einem geringeren Natriumadsorptionswert, wobei in beiden Grauwasserströmen der SAR-Wert in einem für die Bewässerung geeigneten Bereich lag (vgl. DIN 19684-10 2009). Auf diesen Aspekt wird in Kapitel 4.3 näher eingegangen.

#### **4.1.9 Chlorid und Sulfat**

Die Relevanz von Chlorid ergibt insbesondere bei Bewässerungsmaßnahmen, denn Chlorid ist im Überschuss pflanzenschädlich. Ein hoher Chloridgehalt im Grauwasser kann darüber hinaus zu einer erhöhten Salzbelastung führen (DIN 19684-10 2009). Hohe Sulfatkonzentrationen wirken korrosiv, z. B. in Rohrleitungen (TrinkwV 2016).



#### **4.1.9.1 Studierendenwohnheime**

Am UCB wies leicht verschmutztes Grauwasser mit geringem Küchenabwasseranteil eine Chloridkonzentration von in Mittel  $30 \pm 15,4$  mg/l auf (vgl. Tabelle 4-1).

Die Sulfatkonzentration im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen lag bis auf eine Ausnahme stets unterhalb von 40 mg/l (BG; n = 7; vgl. Tabelle 4-1).

#### **4.1.9.2 Arbeiterunterkünfte**

Im Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken am Impulsprojekt Stuttgart lag die mittlere Chloridkonzentration bei  $54,4 \pm 9,9$  mg/l (vgl. Tabelle 4-2)

Auch im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften lagen bis auf vier Messwerte die Sulfatkonzentrationen meist  $< 40$  mg/l (n = 30; vgl. Tabelle 4-2).

#### **4.1.9.3 Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten**

Die höhere Chloridkonzentration im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften als im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen lässt sich durch die höheren Cl<sup>-</sup>-Konzentrationen im Trinkwasser aus Stuttgart-Nord begründen. Der Chloridgehalt im Stuttgarter Trinkwasser betrug nach einer Trinkwasseranalyse von LW (2021) 34,5 mg/l, wobei  $54,4 \pm 9,9$  mg/l Cl<sup>-</sup> im Grauwasser am Impulsprojekt gemessen wurden. Von  $30 \pm 15,4$  mg/l Cl<sup>-</sup> im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen kamen 13 mg/l Cl<sup>-</sup> (Stichprobe) aus dem örtlichen Trinkwasser (vgl. Hilbert 2021). In einer Studie untersuchten Walker et al. (2016) unterschiedliche Proben von schwach belastetem Grauwasser aus deutschen Haushalten. Die gemessenen Cl<sup>-</sup>-Konzentrationen lagen im Bereich von 2,0 – 80,4 mg/l. Damit lagen die in dieser Arbeit ermittelten Werte innerhalb des in der Fachliteratur angegebenen Bereichs.

Die SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>-Konzentrationen in schwach belastetem Grauwasser scheinen ebenfalls maßgeblich von der Trinkwasserqualität beeinflusst zu sein. Im Trinkwasser dürfen sie gemäß TrinkwV (2016) nicht höher als 250 mg/l liegen. In den untersuchten Grauwasserströmen lagen die Sulfatkonzentrationen bis auf vereinzelte Ausnahmen unterhalb der BG von 40 mg/l. Im Trinkwasser aus dem Landkreis Birkenfeld wurde die Sulfatkonzentration zu 10 mg/l bestimmt. Der Sulfatgehalt im Stuttgarter Trinkwasser lag bei 26,3 mg/l (LW 2021). In den USA reichten die Sulfatkonzentrationen in komplettem Grauwasser aus einem Zweipersonenhaushalt von 39,8 – 88,5 mg/l (vgl. Casanova et al. 2001).

### **4.1.10 Tenside**

#### **4.1.10.1 Studierendenwohnheime**

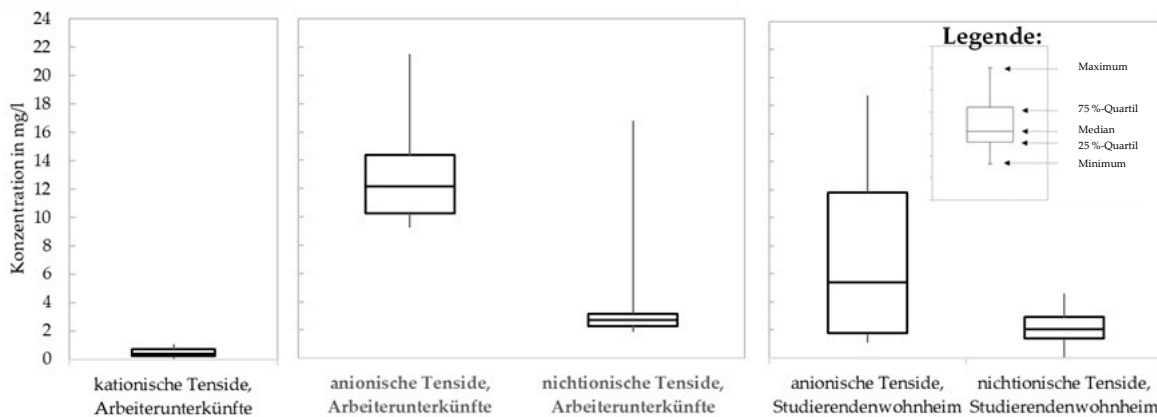
Tabelle 4-1 verdeutlicht, dass bis auf zwei Einzelwerte kationische Tenside im schwach belasteten Grauwasser am UCB nicht bestimmbar waren. Im Gegensatz zu den kationischen Tensiden konnten deutlich höhere Konzentrationen an anionischen Tensiden im Grauwasser gemessen werden ( $7,4 \pm 5,9$  mg/l; vgl. Tabelle 4-1). Auch nichtionische Tenside (z. B. Haushaltsreiniger und Handgeschirrspülmittel als Fettlöser, vgl. Kapitel 2.4.3.6) wurden zu  $2,1 \pm 1,4$  mg/l bestimmt.

#### 4.1.10.2 Arbeiterunterkünfte

Kationische Tenside wurden im Dusch- und Handwaschwasser in Stuttgart nachgewiesen, wenn auch in geringen Konzentrationen ( $0,7 \pm 0,3$  mg/l; vgl. Tabelle 4-2). Die anionischen Tenside wiesen eine Konzentration von  $12,8 \pm 3,2$  mg/l auf, während die Konzentration der nichtionischen Tenside bei  $3,9 \pm 3,7$  mg/l lag.

#### 4.1.10.3 Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten

Abbildung 4-7 stellt die Tensidkonzentrationen in beiden Grauwasserströmen gegenüber.



**Abbildung 4-7:** Box-Plot der Konzentration von kationischen, anionischen und nichtionischen Tensiden in Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken aus Arbeiterunterkünften in Stuttgart und Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken mit geringem Küchenabwasseranteil aus Studierendenwohnheimen in Birkenfeld im Vergleich.

Aus Abbildung 4-7 wird deutlich, dass das Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften höhere Konzentrationen an anionischen Tensiden (Median: 12,1 mg/l) mit kleinerer Bandbreite aufwies (Min – Max: 9,3 – 21,5 mg/l) als das Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen [Median: 5,4 mg/l (Min – Max: 1,1 – 18,7 mg/l); vgl. Tabelle 4-1]. Anionische Tenside finden typischerweise in Reinigungsmitteln (vgl. Kapitel 2.4.3.6) und Shampoos Einsatz (Trüb 2007). Deshalb können die höheren Konzentrationen am Impulsprojekt Stuttgart auf die regelmäßige Reinigung der Duschkabinen (zwei- bis dreimal pro Woche) mit dem alkalischen Hochkonzentrat Force F zurückzuführen sein, das 5 – 15 % anionische Tenside enthält (siehe Anhang D). Gemäß Gross et al. (2015) beträgt die Konzentration der anionischen Tenside (MBAS) im Duschwasser 16 – 51 mg/l. Die Übertragbarkeit dieser Werte auf Deutschland ist allerdings nicht ohne Weiteres gegeben.

Kationische Tenside konnten im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen größtenteils nicht bestimmt werden und sind deshalb in Abbildung 4-7 nicht abgebildet. In ähnlicher Weise konnten Keysers et al. (2008) kationische Tenside in Duschwasser nicht bestimmen, da diese überwiegend als Weichspüler Einsatz finden (vgl. Kapitel 2.4.3.6) und kein Waschmaschinenabwasser an das Grauwassersystem am UCB angeschlossen war. Der Nachweis geringer Konzentrationen an kationischen Tensiden im Grauwasser des Impulsprojektes Stuttgart (vgl. Abbildung 4-7) könnte jedoch auf den Gebrauch von

„weichmachenden“ Haarspülungen zurückzuführen sein, die kationaktive Tenside enthalten (Im et al. 2008).

Abbildung 4-7 verdeutlicht, dass die Konzentration an nichtionischen Tensiden im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen (Median: 2,1 mg/l; vgl. Tabelle 4-1) etwas niedriger lag als im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften (Median: 2,7 mg/l; vgl. Tabelle 4-2). Keyzers et al. (2008) stellten eine Konzentration an nichtionische Tensiden von 1,4 – 1,7 mg/l in Duschwasser fest. Evtl. können nichtionische Tenside am Impulsprojekt Stuttgart, ähnlich wie die anionischen Tenside, überwiegend über das Badreinigungsmittel Force F in das Grauwasser gelangt sein (siehe Anhang D). Am UCB kann der Einsatz von Spülmitteln als Fettlöser zu einem zusätzlichen Eintrag von nichtionischen Tensiden in das Küchenabwasser geführt haben.

#### **4.1.11 Organische Mikroverunreinigungen**

##### **4.1.11.1 Studierendenwohnheime**

Genau 53 organische Mikroschadstoffe aus elf Substanzgruppen wurden in den 24 h-Mischproben von gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser mit geringem Küchenabwasseranteil (n = 6) nachgewiesen. Die Auswahl der Mikroschadstoffe erfolgte wie in Kapitel 3.3.2.1 beschrieben. Unter den analysierten Substanzen waren lediglich natürliche Hormone nicht nachweisbar. Die Analyseergebnisse sind in Tabelle F - 3 in Anhang F hinterlegt. Um eine Vergleichbarkeit mit Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften zu gewährleisten, wurde gesiebtes Grauwasser (Zulauf zur Bodenfilteranlage) auf organische Mikroverunreinigungen untersucht. Es ist zu berücksichtigen, dass einige Mikroschadstoffe eine große Partikelbindung aufweisen, weshalb die Siebung einen Einfluss auf deren Konzentrationen nehmen kann.

Unter den pharmazeutischen Wirkstoffen und deren Metaboliten konnten Diclofenac mit im Mittel  $0,46 \pm 0,58 \mu\text{g/l}$  und Ibuprofen mit im Mittel  $0,68 \pm 1,05 \mu\text{g/l}$  nachgewiesen werden (vgl. Tabelle F - 3 in Anhang F). Es konnten zwar keine Abbauprodukte von Diclofenac bestimmt werden, Ibuprofen-Metaboliten waren im Grauwasser jedoch stets enthalten (vgl. Tabelle F - 3 in Anhang F).

Unter den Desinfektionsmitteln waren Phenoxyethanol ( $79,1 \pm 95,7 \mu\text{g/l}$ ), Phenoxypropanol ( $70,1 \pm 95,1 \mu\text{g/l}$ ), Chlorxylenol (ca.  $95,8 \pm 119 \mu\text{g/l}$ ) und Terpeneol ( $31,8 \pm 47,3 \mu\text{g/l}$ ) in Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen nachweisbar (siehe Tabelle F - 3 in Anhang F).

Grauwasser wies weiterhin die phenolischen Xenoestrogene (synthetische chemische Verbindungen mit östrogenähnlicher Wirkung) Butylhydroanisol (BHA;  $0,35 \pm 0,15 \mu\text{g/l}$ ) und Butylhydroxytoluol (BHT;  $0,071 \pm 0,033 \mu\text{g/l}$ ) auf (siehe Tabelle F - 3 in Anhang F).

Die Weichmacher-Substanzen Triethylcitrat ( $9,23 \pm 4,99 \mu\text{g/l}$ ), Tributylcitrat ( $0,29 \pm 0,25 \mu\text{g/l}$ ) und Tributylacetylcitrat ( $0,93 \pm 0,57 \mu\text{g/l}$ ), die als Weichmacher, Emulgatoren, Verdicker, Lösemittel und Fixiermittel von Duftstoffen in Kosmetika eingesetzt werden (Finkelstein und Gold. 1959; Gruetzmann und Wagner 2005), konnten ebenfalls im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen nachgewiesen werden (vgl. Tabelle F - 3 in Anhang F). Dies trifft

ebenso auf Phthalate zu (vgl. Tabelle F - 3 in Anhang F), die als Weich-PVC (Polyvinylchlorid mit Weichmacher) Einsatz finden (Koch et al. 2015) und in Körperpflegeprodukten, Waschmitteln und Kosmetika enthalten sind. Diethylphthalate (DEP), die überwiegend kosmetischen Produkten zugesetzt werden (Legrum 2015), wurden im Grauwasser mit  $0,29 \pm 0,25 \mu\text{g/l}$  nachgewiesen. Di-iso-Nonylphthalat (DiNP) wird typischerweise als Ersatzstoff für Diethylhexylphthalat (DEHP) angewendet (Yang et al. 2021) und wies eine Konzentration von  $2,12 \pm 1,82 \mu\text{g/l}$  im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen auf (vgl. Tabelle F - 3 in Anhang F). Analog wurde DEHP zu  $1,19 \pm 0,81 \mu\text{g/l}$  und Di-n-butylphthalat (DBP) zu  $0,78 \pm 0,21 \mu\text{g/l}$  bestimmt. Die erheblichen Unterschiede in den Konzentrationen der Phthalate zwischen den Proben weisen darauf hin, dass es starke Variationen gibt. Dabei könnte eine Querkontamination, etwa durch den Transport oder die technische Ausrüstung, eine mögliche Ursache für diese Streuung sein.

Auch verschiedene Phosphorflammschutzmittel, die überwiegend in Schaumstoffen und weiteren Konstruktionsmaterialien enthalten sind (van der Veen und Boer 2012), aber keine üblichen Bestandteile von Kosmetika oder Waschmitteln darstellen, wurden in den Proben von gesiebttem Grauwasser aus Birkenfeld nachgewiesen (vgl. Tabelle F - 3 in Anhang F). Mögliche Eintragspfade am UCB sind das HT-Fallrohr, die Hebeanlage oder die Grauwasserspeicher. Tris-(2-chlorethyl)-phosphat (TCEP) wurde zu  $1,20 \pm 0,63 \mu\text{g/l}$  bestimmt. Am UCB wurden Tris-(chlorpropyl)-phosphat (TCPP) mit  $1,82 \pm 1,83 \mu\text{g/l}$  und Tris-(dichlorpropyl)-phosphat (TDCPP) mit  $0,002 \pm 0,001 \mu\text{g/l}$  bestimmt.

Duftstoffe, die übliche Inhaltsstoffe von Kosmetika und Waschmitteln sind (Schnuch und Griem 2018), waren im untersuchten Grauwasser ebenfalls nachweisbar. Die Konzentration von Galaxolid (HHCB) lag bei  $1,09 \pm 0,72 \mu\text{g/l}$ . Tonalid (AHTN) wurde im Grauwasser am UCB mit  $0,32 \pm 0,30 \mu\text{g/l}$  bestimmt. Weitere nachgewiesene Duftstoffe sind in Tabelle F - 3 in Anhang F ersichtlich. Hier schlagen sich Alter, Kultur, sozialer Hintergrund etc. in den Konzentrationen des Abwassers nieder, weshalb große Abweichungen plausibel sind.

Weiterhin wurde der in Textilwaschmitteln eingesetzte Bleichmittelaktivator TAED (Tetraacetyldiamin; vgl. Dreja et al. 2018) mit  $6,93 \pm 1,67 \mu\text{g/l}$  im untersuchten Grauwasser nachgewiesen, obwohl keine Erfassung von Waschmaschinenabwasser erfolgte. Die Substanz könnte durch das Handwaschen von Kleidung in der Dusche oder am Waschbecken ins Grauwasser gelangt sein. Außerdem konnte Triacetyldiamin (TriAED), das entsprechende Abbauprodukt, mit  $2,54 \pm 1,03 \mu\text{g/l}$  im Grauwasser festgestellt werden.

Wenngleich Fäkalienabwasser im Grauwasser nicht enthalten sein sollte, konnte eine Vielzahl von Indikatoren für Fäkalien (vgl. Kapitel 4.1.12) in den 24 h-Mischproben nachgewiesen werden (vgl. Tabelle F - 3 in Anhang F). Koffein lag mit einer Konzentration von  $18,5 \pm 8,95 \mu\text{g/l}$  im Grauwasser vor, wobei keine Koffein-Metaboliten festgestellt wurden, was einen Eintrag über den Urin ausschließt. Koffein kann über Koffeinshampoo oder koffeinhaltige Nahrungsmittel in das Küchenabwasser gelangt sein. Des Weiteren konnten Indol (ca.  $25,7 \pm 32,5 \mu\text{g/l}$ ) und Skatol (ca.  $1,29 \pm 0,76 \mu\text{g/l}$ ) im Grauwasser festgestellt werden. Diese Mikroverunreinigungen sind zwar Fäkalgeruchsstoffe, können aber auch über den Urin ins Grauwasser eingetragen werden (Sato et al. 2001). Im Grauwasser wurden auch Nicotin mit  $0,95 \pm 0,56 \mu\text{g/l}$  und Cotinin (Abbauprodukt von Nicotin) mit  $0,57 \pm 0,55 \mu\text{g/l}$  nachgewiesen.

Cholesterin und Cholestenon, typische Indikatoren für Ausscheidungen, waren hingegen im untersuchten Grauwasser nicht nachweisbar ( $< 0,02 \mu\text{g/l}$ ). Squalen ist charakteristisch für menschliche und tierische Ausscheidungen (Popa et al. 2015) und konnte mit  $26,3 \pm 18,1 \mu\text{g/l}$  bestimmt werden (vgl. Tabelle F - 3 in Anhang F). Die Fäkalanteile im Grauwasser können auf das Duschen nach dem Toilettengang oder die Analhygiene zurückgeführt werden.

Auch Phenole, die zu  $138 \pm 237 \mu\text{g/l}$  bestimmt wurden, weisen auf eine Urinkontamination im Grauwasser hin, da diese Substanzen typische Indikatoren für Urin sind (Pohling 2015). Phenole können jedoch ebenfalls Abbauprodukte der Desinfektionsmittel Phenoxyethanol und -propanol umfassen. Auch Methylphenole, sogenannte Kresole, wurden am UCB zu  $262 \pm 328 \mu\text{g/l}$  bestimmt.

Des Weiteren waren verschiedene natürliche aromatische Säuren im Grauwasser enthalten (vgl. Tabelle F - 3 in Anhang F), die übliche Inhaltsstoffe von Ausscheidungen sind (Reineke und Schlömann 2020).

Hinsichtlich der Pestizide konnte ausschließlich Diethyltoluamid (DEET), ein Insektenrepellent (Nguyen et al. 2018), mit einer Konzentration von  $0,057 \pm 0,043 \mu\text{g/l}$  im Grauwasser nachgewiesen werden.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass in jeder Probe mehrere Spurenstoffe nachweisbar waren, deren Vorkommen aber stark von den eingesetzten Produkten, dem individuellen Verhalten und der Anzahl der Nutzer abhängig ist. Insbesondere durch Fehlnutzungen in der Dusche wurde Urin in Grauwasser eingetragen. Aufgrund der Dezentralität des Grauwassersystems und des ungleichmäßigen Einsatzes von Reinigungsmitteln und Medikamenten können erhebliche Schwankungen in den Konzentrationen organischer Spurenstoffe auftreten.

#### **4.1.11.2 Arbeiterunterkünfte**

Die Messergebnisse zur Mikroschadstoffcharakterisierung in gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften sind in Tabelle F - 4 in Anhang F hinterlegt. Insgesamt konnten 35 organische Mikroschadstoffe aus den Substanzgruppen „Desinfektionsmittel“, „Indikatoren für Fäkalien“, „Pharmazeutische Wirkstoffe und Metaboliten“, „Phenole“, „Phosphorflammschutzmittel“, „synthetische und natürliche Duftstoffe“ und „Weichmacher“ nachgewiesen werden. Die Auswahl der Mikroschadstoffe erfolgte wie in Kapitel 3.3.2.2 beschrieben. Die Reinigungsleistung der Lavasand- und Rheinsandfilter hinsichtlich der Elimination organischer Spurenstoffe wird in Kapitel 4.2.3.8 diskutiert.

Die Ergebnisse in Tabelle F - 4 in Anhang F verdeutlichen, dass im untersuchten Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften hinsichtlich der Substanzgruppe „Medikamentenrückstände“ ausschließlich Diclofenac mit  $0,05 \pm 0,03 \text{ mg/l}$ , Ibuprofen ( $< 0,01 - 24 \text{ mg/l}$ ) und Ibuprofen-Metaboliten nachweisbar waren. Auch hier wird die große Streuung der Konzentration als plausibel angesehen (vgl. Kapitel 4.1.11.1). Im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften konnten analog zum Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen (vgl. Kapitel 4.1.11.1) keine Diclofenac-Abbauprodukte festgestellt werden.

Ähnlich wie im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen konnte im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften eine Reihe von Verunreinigungen nachgewiesen werden, die auf das Vorhandensein von Fäkalien hindeuten. Beispiele sind Koffein ( $31,0 \pm 11,2 \mu\text{g/l}$ ), Nicotin ( $15,6 \pm 9,3 \mu\text{g/l}$ ), Continin ( $7,1 \pm 0,8 \mu\text{g/l}$ ; Abbauprodukt von Nicotin), Squalen ( $68,8 \pm 34,8 \mu\text{g/l}$ ), Phenole ( $15,3 \pm 7,3 \mu\text{g/l}$ ), Kresole ( $61,8 \pm 19,2 \mu\text{g/l}$ ) [vgl. Tabelle F - 4 in Anhang F]. Zusätzlich konnten Cholesterin mit einer Konzentration von  $0,09 \pm 0,06 \mu\text{g/l}$  und Cholestenon mit  $2,6 \pm 1,2 \mu\text{g/l}$  festgestellt werden. Diese Substanzen sind typische Indikatoren für menschliche und tierische Ausscheidungen.

Des Weiteren konnte Triethylcitrat aus der Substanzgruppe „Weichmacher“ im Grauwasser nachgewiesen werden (vgl. Tabelle F - 4 in Anhang F). Außerdem enthielten die Proben eine Vielzahl an Alkanolen, Alkoxyaten etc. (vgl. Tabelle F - 4 in Anhang F), die typische Duftstoffe von Kosmetika sind (Schnuch und Griem 2018).

Analog zum UCB konnten die Desinfektionsmittel Phenoxyethanol mit  $77,3 \pm 59,0 \mu\text{g/l}$  und Phenoxypropanol (Min – Max:  $< 0,01 - 7,7 \mu\text{g/l}$ ) im Grauwasser nachgewiesen werden (vgl. Tabelle F - 4 in Anhang F), was auf den erhöhten Gebrauch an Desinfektionsmitteln während der Covid19-Pandemie zurückgeführt werden kann.

Im untersuchten Grauwasser konnten zudem die Phosphorflammschutzmittel Tris-chlorethyl-phosphat (TCEP;  $0,1 \mu\text{g/l}$ ) und Tris-chlorpropyl-phosphat (TCPP;  $1,5 \mu\text{g/l}$ ) nachgewiesen werden (vgl. Tabelle F - 4 in Anhang F), die keine üblichen Inhaltsstoffe von kosmetischen Formulierungen, sondern gewöhnlich in Schaumstoffen und anderen Konstruktionsmaterialien vorkommen (van der Veen und Boer 2012). Sie können durch Querkontamination, beispielsweise über die HT-Grauwasserfreispegelleitung oder den IBC-Tank, in das Grauwasser gelangt sein.

#### **4.1.11.3 Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten**

Generell weist das Auftreten von einigen Mikroschadstoffen aus dem Urin, wie z. B. Ibuprofen-Metaboliten, auf Fehlnutzungen in der Dusche durch z. B. absichtliches Urinieren und somit den Eintrag von Urin in die Grauwasserströme hin. Im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften konnten tendenziell deutlich höhere Schwankungsbreiten der Konzentration von Ibuprofen ( $< 0,01 - 24 \text{ mg/l}$ ) bzw. Ibuprofen-Metaboliten festgestellt werden als im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen ( $0,68 \pm 1,05 \text{ mg/l}$  Ibuprofen; vgl. Tabelle F - 3 und Tabelle F - 4 in Anhang F). Ibuprofen muss in beiden Standorten durch den Urin in Grauwasser gelangt sein (z. B. durch die unsachgemäße Nutzung der Dusche). Zwar konnte Diclofenac in beiden Grauwasserströmen nachgewiesen werden, allerdings muss die Substanz aufgrund der Abwesenheit von Abbauprodukten als Salbe auf die Haut appliziert worden sein (vgl. Hagen und Baker 2017). Da Medikamente oft nur über einen bestimmten Zeitraum eingenommen werden, ist die hohe Variabilität der Konzentration durchaus plausibel. Bereits die Nutzung von Arzneimitteln durch Einzelpersonen kann zu zeitweise hohen Konzentrationen führen. Turner et al. (2019) stellten eine Konzentration von  $0,01 \mu\text{g/l}$  Diclofenac in gesamtem Grauwasser fest. Steinmetz et al. (2021) konnten zwar kein Diclofenac, aber Ibuprofen ( $0,61 - 5,58 \mu\text{g/l}$ ) und dessen Abbauprodukte in komplettem Grauwasser

nachweisen, was zeigt, dass eine Kontamination von Grauwasser mit Urin nicht ungewöhnlich ist. Die vergleichsweise erhöhten  $N_{ges}$ -Konzentrationen in beiden Grauwasserströmen untermauern die Feststellung einer Urinkontamination (vgl. Kapitel 4.1.5). Solche Erkenntnisse sind wertvoll, damit frühzeitig mögliche Risiken erkannt und Sicherheiten in Planungsaufgaben und bei der Anlagenauslegung berücksichtigt werden.

Desinfektionsmittel konnten in beiden Grauwasserströmen nachgewiesen werden. Phenoxyethanol und Phenoxypropanol sind in der EU übliche Inhaltsstoffe von Kosmetika und Desinfektionsmitteln (EU-KosmetikV 2009). Die Kombination aus Chlorxylenol und Terpeneol im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen kommt hingegen im starken Desinfektionsmittel der Marke „Dettol“ vor (Singh et al. 2014; Choi und Oh 2019), das insbesondere im asiatischen Raum Einsatz findet (Alkolaibe et al. 2015). Die Ergebnisse lassen vermuten, dass aufgrund der zeitgleichen Covid-19-Pandemie Desinfektionsmittel stärker eingesetzt wurden als zuvor üblich. Zum Untersuchungszeitpunkt waren keine genauen Angaben zur Herkunft der Studierenden vorhanden, doch die Annahme besteht, dass sie aus einer Mischung von ausländischen und deutschen Studierenden bestand.

Ebenfalls konnten ausschließlich im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen phenolische Xenoestrogene nachgewiesen werden, was darauf schließen lässt, dass BHA und BHT überwiegend über die Kunststoffabtragung vom aus Epoxidharz bestehenden Doppel-Inliner in Grauwasser eingetragen wurden. Phenolische Xenoestrogene werden unter anderem als Antioxidantien bzw. Stabilisatoren in Kunststoffen, aber zum Teil auch in kosmetischen Formulierungen verwendet (Panico et al. 2019; Moreta und Tena 2015). Mögliche Eintragspfade für Kunststoffpartikel in Grauwasser sind das Verwenden von Haar- oder Zahnbürsten und die Kunststoffabtragung vom Doppel-Inliner (siehe Kapitel 2.3).

Des Weiteren konnten im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen im Gegensatz zu den Arbeiterunterkünften Phthalate (Weichmacher) mit einer Konzentration von  $1,19 \pm 0,81 \mu\text{g/l}$  DEHP bzw.  $0,78 \pm 0,21 \mu\text{g/l}$  DBP nachgewiesen werden (vgl. Tabelle F - 3 und Tabelle F - 4 in Anhang F), was auf einen höheren Gebrauch von Körperpflegeprodukten, Waschmitteln und Kosmetika am Campus schließen lässt. Steinmetz et al. (2021) wiesen in gesamt anfallendem Grauwasser deutlich höhere mittlere Konzentrationen von DBP von  $16,6 \mu\text{g/l}$  und von DEHP von  $12,2 \mu\text{g/l}$  ( $n = 2$ ) nach.

Hinsichtlich der Phosphorflammschutzmittel lag die Konzentration an TCEP mit  $1,2 \text{ mg/l}$  im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen und mit  $0,1 \mu\text{g/l}$  im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften niedriger als für komplettes Grauwasser [vgl. Mittelwert:  $5,6 \mu\text{g/l}$ , Steinmetz et al. (2021);  $1,5 \mu\text{g/l}$  TCEP; Turner et al. (2019)]. Steinmetz et al. (2021) stellten TCPP mit einer Konzentration von  $2,3 \mu\text{g/l}$  im Grauwasser fest. Eriksson et al. (2003) konnten im häuslichen Grauwasser ebenfalls Phosphorflammschutzmittel nachweisen. Daraus folgt, dass das Vorhandensein von Phosphorflammschutzmitteln in Grauwasser nicht unüblich ist.

Hinsichtlich der Duftstoffe konnte HHCB (Moschus-Galaxolid) im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen zu  $1,09 \text{ mg/l}$  und im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften zu  $6,8 \text{ mg/l}$  bestimmt werden. HHCB wurde in weiteren Studien mit einer Konzentration von  $10,7 \mu\text{g/l}$  (Hernández Leal 2010) und  $24 \mu\text{g/l}$  (Turner et al. 2019) in komplettem Grauwasser

nachgewiesen. In der Fachliteratur sind AHTN-Konzentrationen von 1,5 µg/l (Turner et al. 2019) und 2,2 µg/l (Hernández Leal 2010) üblich.

Spurenstoffe der „Waschmittel“-Substanzgruppe konnten ausschließlich im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen nachgewiesen werden, was auf das Handwaschen von Kleidung zurückgeführt werden kann (vgl. Kapitel 4.1.11.1).

Die festgestellten, überwiegend wesentlich höheren Konzentrationen der Indikatoren für fäkale Verunreinigungen (inklusive Urin) in Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften deutet eine stärkere Fehlnutzung in der Dusche hin, verglichen mit den Studierendenwohnheimen. Steinmetz et al. (2021) konnten in komplettem Grauwasser 7,09 µg/l Indol und 0,21 µg/l Skatol nachweisen.

In den Studierendenwohnheimen wurden im Grauwasser Phenole mit einer Konzentration von  $138 \pm 237$  mg/l und in den Arbeiterunterkünften mit  $15,3 \pm 7,3$  mg/l nachgewiesen. Phenole konnten Steinmetz et al. (2021), wenn auch in geringerer Konzentration von 4,08 µg/l, ebenfalls in komplettem Grauwasser feststellen.

Die Konzentrationen natürlicher aromatischer Säuren im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen sind im Vergleich zu 5,88 µg/l nach Steinmetz et al. (2021) überwiegend deutlich höher.

Pestizide wurden ausschließlich im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen nachgewiesen. Aufgrund der begrenzten Anzahl der Proben können jedoch keine belastbaren Schlussfolgerungen bezüglich der jahreszeitlichen Schwankungen von DEET im Grauwasser gezogen werden. Auch das Vorkommen von Pestiziden im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften kann nicht ausgeschlossen werden.

Insgesamt sind Angaben zu Mikroschadstoffkonzentrationen im Grauwasser bisher nur vereinzelt vorhanden, weshalb sich ein Vergleich mit Literaturwerten schwierig gestaltet. Pauschale Aussagen zur Einordnung der gemessenen Werte sind demnach kaum möglich. Um die Relevanz der Stoffe gerade für weitere Nutzungen zu beurteilen, müssen zukünftig verlässliche Daten im Zu- und Ablauf unterschiedlicher Behandlungsstufen durch Messungen erhoben werden (vgl. Kapitel 4.2.3.8).

## **4.1.12 Keimbelastung**

### **4.1.12.1 Studierendenwohnheime**

In Tabelle 4-3 sind unterschiedliche hygienisch-mikrobiologische Parameter im gesiebten Grauwasser aus Handwaschbecken und Duschen mit geringem Küchenabwasseranteil aufgeführt. Dabei handelt es sich zwar um 24 h-Mischproben, die Aussagekraft der Ergebnisse ist aufgrund der geringen Anzahl der Proben jedoch begrenzt.



**Tabelle 4-3:** Hygienisch-mikrobiologische Beschaffenheit von schwach belastetem Grauwasser (Rohgrauwasser; ungesiebt) aus Duschen und Handwaschbecken mit geringem Küchenabwasseranteil aus Studierendenwohnheimen.

Parameter	Koloniezahl 22°C in KBE/ml	Koloniezahl 36°C in KBE/ml	<i>Escherichia coli</i> in KBE/100 ml	Coliforme Keime in KBE/100 ml	Enterokokken in KBE/100 ml
<b>Gesiebtes</b>					
Rohgrauwasser (n = 6)	$(6,27 \pm 2,85) \cdot 10^6$	$(9,15 \pm 2,61) \cdot 10^6$	$(2,35 \pm 1,72) \cdot 10^4$	$(3,24 \pm 4,12) \cdot 10^7$	$(8,34 \pm 1,51) \cdot 10^4$

KBE = Koloniebildende Einheit.

Grundsätzlich ist der Nachweis von Koloniezahlen bei 22°C mit  $(6,27 \pm 2,85) \cdot 10^6$  KBE/ml bzw. bei 36°C mit  $(9,15 \pm 2,61) \cdot 10^6$  KBE/ml kein Beweis für die hygienische Bedenklichkeit eines Wassers (vgl. Tabelle 4-3), denn Keime kommen unter anderem auch natürlicherweise in Gewässern ohne fäkale Belastung vor (vgl. DWA 2022).

Das Auftreten von *E. coli* [ $(2,35 \pm 1,72) \cdot 10^4$  KBE/100 ml; vgl. Tabelle 4-3] verdeutlicht allerdings, dass das untersuchte Grauwasser fäkal verunreinigt ist und damit das Vorhandensein weiterer Krankheitserreger fäkalen Ursprungs nicht auszuschließen ist.

Coliforme Keime, die auf natürliche Weise in Gewässern ohne fäkale Verunreinigungen vorkommen (vgl. DWA 2022), wurden im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen zu  $(3,24 \pm 4,12) \cdot 10^7$  KBE/100 ml bestimmt. Zum einen kann der Anteil an Küchenabwasser zur erhöhten Keimbelastung beigetragen haben. Diese Keime können durch verschiedene Wege in Küchenabwasser gelangt sein, wie etwa durch die unsachgemäße Handhabung von Lebensmitteln, insbesondere rohem Fleisch, Geflügel und Fisch. Auch könnte die Bildung von wenig durchmischten Totzonen in der Hebeanlage die Vermehrung der Keime begünstigt haben, was Bedingungen in der Praxis widerspiegeln kann. Coliforme Keime können sich vermehren, wenn Nährstoffe, Kohlenstoffverbindungen und Sauerstoff vorhanden sind, die Wassertemperatur günstig ist und den Keimen genügend Zeit für ungestörte Zellteilung gegeben wird (DWA 2022).

Das Auftreten von Enterokokken im untersuchten Grauwasser mit  $(8,34 \pm 1,51) \cdot 10^4$  KBE/100 ml ist ein eindeutiger Hinweis auf fäkale Einträge (vgl. Tabelle 4-3).

#### 4.1.12.2 Arbeiterunterkünfte

In Tabelle 4-4 sind unterschiedliche hygienisch-mikrobiologische Parameter im gesiebtten Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften aufgeführt. Dabei handelt es sich zwar um über mehrere Tage gesammelte Mischproben, die Ergebnisse sind aufgrund der geringen Anzahl der Proben jedoch nur bedingt belastbar.

**Tabelle 4-4:** Hygienisch-mikrobiologische Beschaffenheit von schwach belastetem Grauwasser (Rohgrauwasser; ungesiebt) aus Duschen und Handwaschbecken aus Arbeiterunterkünften.

Parameter	Koloniezahl 22°C in KBE/ml	<i>Escherichia coli</i> in KBE/100 ml	Coliforme Keime in KBE/100 ml	Enterokokken in KBE/100 ml
<b>Gesiebtes</b>				
Rohgrauwasser (n = 4)	$(3,95 \pm 0,98) \cdot 10^6$	$(2,68 \pm 0,90) \cdot 10^5$	$(7,59 \pm 6,43) \cdot 10^7$	$(7,69 \pm 3,47) \cdot 10^3$

KBE = Koloniebildende Einheit.

Die Koloniezahl bei 22°C wurde zu  $(3,95 \pm 0,98) \cdot 10^6$  KBE/ml und die Keimzahl für *E. coli* zu  $(2,68 \pm 0,90) \cdot 10^5$  KBE/100 ml (vgl. Tabelle 4-4) bestimmt. Der Nachweis von vergleichsweise hohen Konzentrationen von *E. coli* zeigt, dass das Grauwasser fäkal verunreinigt war. Dieser Trend zeigte sich auch bei den übrigen untersuchten hygienisch-mikrobiologischen Parametern in Tabelle 4-4.

Die Zahl an coliformen Keimen wurde im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften zu  $(7,59 \pm 6,43) \cdot 10^7$  KBE/100 ml bestimmt.

Der Nachweis von Enterokokken im Grauwasser  $(7,69 \pm 3,47) \cdot 10^4$  KBE/100 ml (vgl. Tabelle 4-3) weist ebenfalls auf fäkale Einträge hin.

Im Bodenfilter am Impulsprojekt Stuttgart war es betriebsbedingt nicht möglich, 24 h-Mischproben für Grauwasser zu entnehmen. Deshalb wurden über mehrere Tage gesammelte Mischproben direkt aus dem Grauwasserspeicher entnommen (vgl. Kapitel 3.2.3). Es kann deshalb angenommen werden, dass die fehlende Durchmischung im Speicher zur Erhöhung der Keimbelastung im Zulauf des Bodenfilters führte. Des Weiteren wurden die Grauwasserspeicher nur dreimal jährlich geleert, gereinigt und vom dünnen feststoffreichen Bodensatz befreit (vgl. Kapitel 3.2.3), weshalb eine mutmaßliche Keimvermehrung für möglich gehalten wird. Diese Rahmenbedingungen spiegeln sich häufig in der Praxis wider, da Abwasser vor der Behandlung in einem Vertikalfilter aufgrund der intermittierenden Beschickung gespeichert werden muss.

#### **4.1.12.3 Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten**

Der Vergleich der hygienisch-mikrobiologischen Beschaffenheit des Grauwassers in Tabelle 4-8 (Studierendenwohnheime) und Tabelle 4-10 (Arbeiterunterkünfte) zeigt, dass die Keimzahlen in ihrer Größenordnung vergleichbar waren, aber generell etwas höher lagen als die in der Fachliteratur angegebenen Mittelwerte für schwach belastetes Grauwasser, wie im Folgenden ausgeführt.

Die durchschnittliche Konzentration an *E. coli* wurde im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen zu  $2,35 \cdot 10^4$  KBE/100 ml und im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften zu  $2,68 \cdot 10^5$  KBE/100 ml bestimmt. Da *E. coli* in der Umwelt nicht persistiert, deutet der Nachweis des Bakteriums auf frische Verunreinigungen hin (DWA-M 205 2013), die die menschliche Gesundheit gefährden können (DWA-M 624 2016). Laut DWA-M 277 (2017) liegen typische Keimzahlen für *E. coli* in schwach belastetem Grauwasser zwischen  $10 - 10^7$  KBE/100 ml. Für Duschwasser aus dem Betriebsgebäude einer Kläranlage wiesen Keyzers et al. (2008) eine *E. coli*-Zahl von  $6 \cdot 10$  KBE/100 ml (Min – Max:  $0 - 10^5$  KBE/100 ml) nach. In komplettem Grauwasser wurden *E. coli*-Belastungen von ca.  $10^5$  KBE/100 ml nachgewiesen (Knerr et al. 2009), die vergleichbar mit den in dieser Arbeit ermittelten Werten sind.

Hinsichtlich der coliformen Keimen lagen die durchschnittlichen Konzentrationen bei  $3,24 \cdot 10^7$  KBE/100 ml im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen und bei  $7,59 \cdot 10^7$  KBE/100 ml im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften und damit höher als

bislang in der Literatur für schwach belastetes Grauwasser angegeben, aber innerhalb des für komplettes Grauwasser erwarteten Bereichs. Nach Gross et al. (2015) reicht die Keimzahl an Fäkalcoliformen im leichten Grauwasser typischerweise von  $10 - 7,9 \cdot 10^6$  KBE/100 ml. Gesamt anfallendes Grauwasser enthält bezogen auf coliforme Keime im Regelfall  $10^3 - 10^8$  KBE/100 ml.

In ähnlicher Weise wurden auch für Enterokokken höhere Keimzahlen als bislang angenommen festgestellt. Die ermittelten Mittelwerte schwankten zwischen  $7,69 \cdot 10^3$  KBE/100 ml (Arbeiterunterkünfte) und  $8,34 \cdot 10^4$  KBE/100 ml (Studierendenwohnheime). Literaturangaben für Enterokokken in leicht verschmutztem Grauwasser liegen üblicherweise bei  $10 - 2,51 \cdot 10^3$  KBE/100 ml und in komplettem Grauwasser zwischen  $2,51 \cdot 10^2 - 3,98 \cdot 10^4$  KBE/100 ml (vgl. Gross et al. 2015). Keime fäkalen Ursprungs wurden über das Duschen oder Handwaschen nach der Analhygiene in Grauwasser eingetragen.

Insgesamt war in beiden Grauwasserströmen die Keimbelastung hinsichtlich *E. coli*, coliformer Keime und Enterokokken vergleichbar mit etwa der Belastung von gesamt anfallendem Grauwasser (vgl. Gross et al. 2015). Möglicherweise lag dies an wenig durchmischten Totzonen im Grauwassersystem (z. B. Hebeanlage am UCB, Rohgrauwasserspeicher), was zur Erhöhung der Keimbelastung beitrug, wobei solche Bedingungen ebenfalls in der Praxis vorkommen. Kontaminationen durch Organismen wie Legionellen, Pseudomonaden, Viren oder Parasiten, die in dieser Studie nicht analysiert wurden, lassen sich mithilfe von Fäkalindikatoren wie *E. coli* und Enterokokken nicht oder nur unsicher identifizieren oder ausschließen.

Trotz der vergleichsweise erhöhten Keimbelastung lagen die ermittelten Keimzahlen unterhalb gängiger Anhaltswerte für kommunales Abwasser. Die untersuchten Grauwasserströme zeigten *E. coli*-Konzentrationen, die um eine bis vier Zehnerpotenzen niedriger waren als die von kommunalem Abwasser. Diese liegen typischerweise zwischen  $10^6 - 10^8$  KBE/100 ml (Metcalf & Eddy, Inc. et al. 2007).

Insgesamt zeigen die Ergebnisse, dass eine Speicherung vor der Behandlung Einfluss auf die Keimbelastung im Zulauf der Behandlungsanlage hat. Demnach kann je nach Anwendungsfall eine ausreichende Keimreduktion, z. B. als nachgeschaltete Desinfektion, notwendig sein (vgl. Kapitel 2.5).

#### **4.1.13 Temperatur, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit**

Die Temperaturmesswerte von Grauwasser sind in Tabelle 4-1 und Tabelle 4-2 dargestellt. Diese sind mit Sorgfalt zu berücksichtigen, da sie nicht dem Temperaturniveau unmittelbar nach dem Entstehen des Grauwassers entsprechen, sondern die Temperaturen bei der Probenahme bzw. nach der Speicherung wiedergeben. Die Temperatur wurde im Rahmen der kleintechnischen Untersuchungen nach dem Transport bzw. der Probenahme ermittelt. Bei der Pilotanlage erfolgte die Temperaturmessung nach der Probenahme. Das Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen wurde in den Kellerräumen des Gebäudes gesammelt und nach 24 h an die RPTU transportiert. Am Impulsprojekt Stuttgart waren die Speicher, aus

denen die Proben für Grau- und Klarwasser entnommen wurden, im Außenbereich aufgestellt und nicht gegen Frost geschützt.

#### **4.1.13.1 Studierendenwohnheime**

Der Temperaturbereich des in Birkenfeld gesammelten Grauwassers reichte zum Zeitpunkt der Probenahme von 10,4 – 27,1°C (vgl. Tabelle 4-1). In den Grauwasserproben wurde ein Minimalwert von 10,4°C festgestellt. Dies ist die Folge des ungeschützten Grauwassertransports per Anhänger vom UCB zur RPTU.

Der pH-Wert von  $7,4 \pm 0,4$  im Grauwasser am UCB schwankte zwischen 6,3 (leicht sauer) und 7,8 (leicht basisch; vgl. Tabelle 4-1).

Die elektrische Leitfähigkeit im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen betrug im Mittel 306  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , kann aber standortabhängig sehr unterschiedlich ausfallen, denn sie wird maßgeblich von der hiesigen Trinkwasserbeschaffenheit bestimmt (vgl. Kapitel 2.4.3.12).

#### **4.1.13.2 Arbeiterunterkünfte**

Das Temperaturniveau des Grauwassers aus den Arbeiterunterkünften reichte von 5,3 – 25,9°C. Die hohe Variabilität wurde durch die Außenaufstellung des Grauwasserspeichers bedingt.

Der pH-Wert des untersuchten Grauwasserstroms lag bei  $8,3 \pm 0,2$  (siehe Tabelle 4-2). Der basische pH-Wert im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften ist womöglich der regelmäßigen Nutzung stark alkalischer Reinigungsmittel zuzuschreiben (Force F weist einen pH-Wert von 13,5 auf; vgl. Anhang D). Das örtliche Trinkwasser wies einen pH-Wert von  $7,4 \pm 0,1$  ( $n = 10$ ) auf.

Die elektrische Leitfähigkeit des Leitungswassers am Impulsprojekt Stuttgart wurde zu  $522 \pm 9 \mu\text{S}/\text{cm}$  ( $n = 10$ ) bestimmt.

#### **4.1.13.3 Vergleich der beiden Standorte mit Literaturdaten**

Die niedrigen Grauwassertemperaturen in den Arbeiterunterkünften wurden durch die ungeschützte Außenaufstellung des Speichers verursacht (5,3 – 25,9°C). Eine ausreichende Wärmedämmung könnte solch niedrige Wassertemperaturen unterbinden. Übliche Kennwerte für die Temperatur in gesamtem Grauwasser liegen in der Fachliteratur im Bereich von 11 – 50°C. (vgl. Sievers 2018).

Der basische pH-Wert des Stuttgarter Grauwassers von im Mittel  $8,3 \pm 0,2$  (Tabelle 4-2) unterscheidet sich vom pH-Wert des Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen ( $\text{pH} = 7,4$ ; vgl. Tabelle 4-1). Nach LW (2021) wird bei 13,9°C ein pH-Wert von 7,65 für Stuttgarter Trinkwasser angegeben, weshalb der Einsatz von Reinigungs- und Körperpflegemitteln zu einer Erhöhung des pH-Wertes im Grauwasser führte. Der erhöhte pH-Wert im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften ist auf die Nutzung stark alkalischer Reinigungsmittel zurückzuführen (Force F weist einen pH-Wert von 13,5 auf; vgl. Anhang D). Der pH-Wert im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen lag zwar in einem für leicht verschmutztes

Grauwasser typischen Bereich (vgl. Tabelle 2-1), die leicht sauren pH-Werte im unteren Wertebereich (Min – Max: 6,3 – 7,8) sind jedoch möglicherweise auf den Einfluss des Küchenabwassers zurückzuführen.

Die unterschiedlichen EC-Werte im Grauwasser werden maßgeblich von der örtlichen Trinkwasserqualität beeinflusst, die sich im Landkreis Birkenfeld und in Stuttgart deutlich voneinander unterscheiden. Trinkwasser im Landkreis Birkenfeld weist üblicherweise einen EC-Wert von 193  $\mu\text{S}/\text{cm}$  auf (vgl. Hilbert 2021). Gemäß LW (2021) beläuft sich im Stuttgarter Trinkwasser die elektrische Leitfähigkeit bei 25°C auf 531  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Der Einsatz von Reinigungs- und Körperpflegemitteln führte demnach zu einer Aufsalzung des Grauwassers von etwa 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in Birkenfeld und 200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in Stuttgart, da der EC-Wert des Grauwassers bei im Mittel 306  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in Birkenfeld bzw. 729  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in Stuttgart lag (vgl. Tabelle 4-2).

#### 4.1.14 Zwischenfazit

Es wurden zwei unterschiedliche Grauwasserströme aus Studierendenwohnheimen am UCB und Arbeiterunterkünften in Stuttgart untersucht, die Ergebnisse gegenübergestellt und in den Kontext der Fachliteratur eingeordnet. Dabei wurden neben den Volumenströmen Feststoffe, Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen, Kationen, Anionen, der SAR-Wert, Tenside, organische Mikroverunreinigungen, Keime, die elektrische Leitfähigkeit, der pH-Wert und die Temperatur diskutiert.

Die ermittelten Volumenströme für die leicht verschmutzten Grauwasserströme lagen mit 37 L/(E·d) in temporären Arbeiterunterkünften und mit 29 L/(E·d) in Studierendenwohnheimen unterhalb von 46 L/(E·d) für die Trinkwasserverwendung bei Baden, Duschen und Körperpflege im häuslichen Bereich (vgl. BDEW 2022). Aufgrund der unklaren Datenlage hinsichtlich der Belegung der Studierendenwohnheime am UCB (vgl. Kapitel 3.3.1.1) wurde der Wert von 29 L/(E·d) möglicherweise unterschätzt. Es wird angenommen, dass bei Wiederaufnahme des regulären Hochschulbetriebs mehr Grauwasser anfällt. Die hier ermittelten Werte dienen lediglich als Orientierungswerte. In den Arbeiterunterkünften fiel an Wochenenden deutlich weniger und während der Betriebsferien bzw. Feiertage (Weihnachten, Neujahr, Ostern etc.) kaum Grauwasser an, was den Mittelwert des Volumenstroms etwas verminderte. Nichthäusliches Grauwasser kann dennoch wichtige Ansatzpunkte für eine Wasserwiederverwendung bieten. Dezentrale Anlagen zur Grauwasseraufbereitung müssen jedoch deutliche Schwankungen in der Menge und Qualität auffangen.

Hinsichtlich der Kohlenstoffparameter kann festgehalten werden, dass die hier ermittelten Konzentrationen mit Literaturangaben für schwach belastetes Grauwasser aus Haushalten übereinstimmen. Die Siebung, kombiniert mit der ungezielten Absetzwirkung im Speicher, übte einen ausgleichenden Effekt auf die Beschaffenheit von Grauwasser aus, dabei verringerten sich die partikulären Anteile der Abwasserinhaltsstoffe erheblich ebenso wie die Streuung der Konzentrationen. AFS und CSB wurden durch die Vorbehandlung zu 40 – 45 % und  $N_{\text{ges}}$  und  $P_{\text{ges}}$  zu 30 – 35 % entfernt. Die Entfernung eines Großteils der partikulär vorliegenden Inhaltsstoffe ist für die nachgeschaltete biologische Behandlung im Bodenfilter

vorteilhaft (vgl. Kapitel 2.6.4.2), was die Eignung der Feinsiebung als Vorbehandlung unterstreicht.

Die festgestellten  $N_{\text{ges}}$ -Konzentrationen von  $> 20 \text{ mg/l}$  im Grauwasser verdeutlichen, dass schwach belastetes Grauwasser nicht zwingend stickstoffarm sein muss, was den meisten Befunden aus der Fachliteratur grundsätzlich widerspricht. Sowohl Medikamentenrückstände von oral verabreichten Substanzen, wie etwa Ibuprofen, als auch üblicherweise in Urin vorkommende Inhaltsstoffe weisen auf eine Fehlnutzung in der Dusche hin.

Die Gesamtposphorkonzentrationen im Grauwasser, die in dieser Arbeit bei  $< 2 \text{ mg/l}$  lagen, verdeutlichen, dass die  $P_{\text{ges}}$ -Belastung im Grauwasser in der EU und Deutschland aufgrund gesetzlicher Vorgaben (PHöchstMengV 1980; EU-DetergV 2004; WRMG 2013) deutlich niedriger ist als bislang in der Fachliteratur angenommen. Deshalb sind internationale und ältere Literaturangaben zur  $P_{\text{ges}}$ -Konzentration nur begrenzt belastbar.

Der Mindestnährstoffbedarf für den aeroben Abbau ( $CSB:N_{\text{ges}}:P_{\text{ges}} = 100:2,5:0,4 - 0,5$ ; vgl. Kapitel 2.4.3.5) konnte jederzeit im Grauwasser erfüllt werden, weshalb ein Nährstoffdefizit ausgeschlossen werden kann. In der Fachliteratur wird im Grauwasser sonst Stickstoff oft als limitierender Nährstoff für den aeroben Abbau angegeben (vgl. Kapitel 2.4.3.5), weshalb ein gewisser Anteil an Urin förderlich für die biologische Reinigung sein kann. Höhere Stickstoffkonzentrationen können dennoch eine Nährstoffelimination erforderlich machen.

Es konnte ebenfalls gezeigt werden, dass die örtliche Trinkwasserqualität die elektrische Leitfähigkeit und die Konzentrationen von im Grauwasser gelöst vorliegenden Kationen und Anionen maßgeblich beeinflusst. Zusätzlich erfolgt der Eintrag weiterer Salze in Grauwasser durch die Nutzung von Körperpflegeprodukten und Detergenzien.

Überwiegend anionische Tenside konnten im Grauwasser festgestellt werden, da diese aufgrund gesetzlicher Bestimmungen (EU-DetergV 2004; UBA 2012) weltweit am häufigsten eingesetzt werden (vgl. Kapitel 2.4.3.6). Sie weisen lineare Kohlenstoffketten auf und sind biologisch besser abbaubar als kationische oder nichtionische Tenside (Gross et al. 2015). Kationische Tenside wurden hingegen kaum bzw. nur in geringen Konzentrationen bestimmt. Grund hierfür war der Ausschluss von Waschmaschinenabwasser.

Hinsichtlich der organischen Mikroverunreinigungen konnten im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften tendenziell deutlich höhere Konzentrationen von fäkal- und urinbezogenen Inhaltsstoffen sowie Ibuprofen-Rückständen nachgewiesen werden als im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen, was auf eine stärkere Verunreinigung mit Urin bzw. Fäkalanteilen in den Arbeiterunterkünften schließen lässt. Zusätzlich konnten lediglich im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen phenolische Xenoestrogene nachgewiesen werden, was verdeutlicht, dass die östrogenwirkenden Substanzen möglicherweise über die Kunststoffabtragung vom aus Epoxidharz bestehenden Doppel-Inliner ins Grauwasser gelangt sein müssen.

Die ermittelten Keimzahlen (bezogen auf *E. coli*, coliforme Keime und Enterokokken) lagen generell höher als Literaturangaben für schwach belastetes Grauwasser, wobei das Ausmaß

der fäkalen Verunreinigungen geringer ausfiel als im kommunalen Abwasser. Wenig durchmischte Totzonen im Grauwassersystem trugen zur Erhöhung der Keimbelastung bei.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse der Grauwassercharakterisierung, dass die gemessenen Werte erheblich von Literaturangaben abweichen können. Deshalb ist eine möglichst genaue Erfassung der Qualität und Quantität des zu behandelnden Grauwassers für die Dimensionierung der Aufbereitungsanlage und den Projekterfolg entscheidend. Sofern möglich, sollte vor einer Anlagenplanung stets eine Messkampagne durchgeführt und eine hohe Sicherheit, etwa durch eine Bemessung auf Grundlage von 85-Perzentilwerten (siehe Kapitel 4.4.1), vorgesehen werden.

## **4.2 Einfluss der baulichen und betrieblichen Anpassungen auf Reinigungsleistung und Ablaufwerte**

In Kapitel 4.2 wird der Schwerpunkt von Kapitel 4 gesetzt, da hier Reinigungsleistung und Ablaufqualitäten der im Aufbau und Betrieb angepassten Bodenfilteranlagen im kleintechnischen und Pilotmaßstab diskutiert werden.

### **4.2.1 Laborversuche zur Phosphoradsorption/-desorption und Tracer-Versuche**

Die Laborversuche umfassten die Batchversuche zur Ermittlung der Kapazität von Anthrazitkohle zur Phosphoradsorption, die Versuche zur Phosphordesorption im Bodenfilterbetrieb sowie die Tracer-Versuche zur Erlangung von Auskunft bezüglich des hydraulischen Verhaltens der Filtermedien (vgl. Kapitel 3.2.1).

Sämtliche Ergebnisse der Laborversuche können Anhang F entnommen werden. Eine Ausnahme bilden die Erkenntnisse zur P-Desorption im Betrieb, die in Kapitel 4.2.2.5 zusammen mit den Ergebnissen zum Phosphorrückhalt im Rahmen der kleintechnischen Untersuchungen behandelt werden. Die in Anhang F dargestellten Ergebnisse fließen in Kapitel 4.2.1 „Kleintechnische Untersuchungen“ und Kapitel 4.2.3 „Untersuchungen im Pilotmaßstab“ ein und werden dort diskutiert.

### **4.2.2 Kleintechnische Untersuchungen**

Im vorliegenden Kapitel wird auf die Untersuchungen mittels der kleintechnischen Bodenfiltersäulen in der Betriebszeit von 11.06.2020 bis 23.11.2021 (530 Tage) an der RPTU eingegangen. Dabei wurde schwach belastetes Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken mit geringem Küchenabwasseranteil in Vertikalfiltersäulen aufbereitet, die baulich und betrieblich modifiziert wurden. Die nutzungsorientierte Grauwasseraufbereitung bzw. der Einfluss der Modifikationen auf Betrieb und Reinigungsleistung wurde untersucht und die Betriebsstrategie erprobt.

#### **4.2.2.1 Überblick**

Tabelle 4-5 gibt einen Überblick über die von den Bodenfiltersäulen S1 – S6 erreichten Ablaufwerte bei der Behandlung von gesiebttem Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken mit geringem Küchenabwasseranteil in Gegenüberstellung mit dem Zulauf zur Anlage und den Anforderungen an die Wasserwiederverwendung. Die unterschiedlichen Parameter werden in Kapitel 4.2.2.2 bis Kapitel 4.2.2.10 detailliert diskutiert. Das synthetisch hergestellte Grauwasser (vgl. Tabelle D - 2 in Anhang D), auf das ausschließlich bei Lieferengpässen zurückgegriffen wurde (siehe z. B. Abbildung 4-8), fand in Tabelle 4-5 ebenfalls Berücksichtigung, weshalb die mittleren Zulaufwerte und die Anzahl der Werte von den in Tabelle 4-1 aufgeführten Angaben abweichen.



**Tabelle 4-5:** Qualitäten von Rohgrauwasser, Zulauf und Abläufen der kleintechnischen Bodenfiltersäulen S1 – S6 zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser aus Studierendenwohnheimen mit Rheinsand (0 – 2 mm) oder Lavasand (0 – 4 mm) als Filterschicht, von 11.06.2020 – 23.11.2021 (530 Tage).

Parameter	Einheit	Roh- grauwasser	Gesiebtes Grauwasser	S1-Rheinsand- Filter	S2-Lavasand- Filter	S3-Rheinsand- Filter	S4-Rheinsand- Filter	S5-Rheinsand- Filter	S6-Lavasand- Filter	Wesentliche Anforderungen an die Wasserwiederverwendung
				HLR <sup>(1)</sup> = 82 ± 21 L/(m <sup>2</sup> d)	HLR <sup>(1)</sup> = 79 ± 11 L/(m <sup>2</sup> d)	HLR <sup>(1)</sup> = 76 ± 7,8 L/(m <sup>2</sup> d)	HLR <sup>(1)</sup> = 69 ± 13 L/(m <sup>2</sup> d)	HLR <sup>(1)</sup> = 71 ± 9,3 L/(m <sup>2</sup> d)	HLR <sup>(1)</sup> = 76 ± 17 L/(m <sup>2</sup> d)	
		(inkl. Beschickungen mit synthetischem Grauwasser in Einzelfällen; n = 3)		f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 19 ± 8,8 g CSB/(m <sup>2</sup> d)	f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 18,0 ± 7,4 g CSB/(m <sup>2</sup> d)	f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 17 ± 6,7 g CSB/(m <sup>2</sup> d)	f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 16 ± 7,1 g CSB/(m <sup>2</sup> d)	f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 16 ± 7,0 g CSB/(m <sup>2</sup> d)	f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 17 ± 7,2 g CSB/(m <sup>2</sup> d)	
AFS	mg/l	219 ± 138 (n = 20)	101 ± 38 (n = 18)	1,6 ± 1,4 (n = 5)	1,2 ± 0,6 (n = 5)	0,9 ± 0,4 (n = 5)	1,25 (n = 1)	1,0 ± 0,5 (n = 4)	2,1 ± 1,5 (n = 2)	≤ 5 mg/l (max. 10 mg/l) für sehr hochwertiges, aufbereitetes Wasser der Güteklasse A (ISO 16075-1 2020) ≤ 10 mg/l für Wasser der Güteklasse A (EU-WasserWVVO 2020)
CSB	mg/l	488 ± 181 (n = 27)	277 ± 148 (n = 28)	6,5 ± 3,4 (n = 29)	6,2 ± 2,6 (n = 28)	7,8 ± 3,2 (n = 28)	8,2 ± 4,7 (n = 23)	6,5 ± 3,3 (n = 27)	< 5 (BG) – 11,4 <sup>(2)</sup> (n = 27)	< 60 mg/l (DIN 19650 1999) aufgrund mikrobiologisch-hygienischer Bedenken < 5,0 (Oxidierbarkeit; TrinkwV 2016)
TN <sub>b</sub>	mg/l	23,0 ± 11,9 (n = 27)	18,1 ± 15,8 (n = 28)	13,7 ± 11,2 (n = 29)	13,9 ± 5,7 (n = 28)	10,5 ± 6,6 (n = 28)	12,9 ± 11,1 (n = 28)	13,8 ± 11,3 (n = 27)	12,8 ± 9,9 (n = 21)	-
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	< 0,23 (BG) (n = 1)		12,1 ± 9,9 (n = 29)	12,1 ± 4,8 (n = 28)	9,7 ± 6,7 (n = 28)	9,2 ± 4,1 (n = 23)	11,5 ± 9,3 (n = 23)	11,6 ± 9,7 (n = 21)	< 11,3 mg/l (TrinkwV 2016; GrwV 2010)
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	7,4 ± 6,1 (n = 28)		< 0,08 (BG) – 2,1 <sup>(3)</sup> (n = 26)	< 0,08 (BG) – 0,66 <sup>(4)</sup> (n = 22)	< 0,08 (BG) – 0,35 <sup>(5)</sup> (n = 23)	< 0,08 (BG) – 0,66 <sup>(6)</sup> (n = 23)	< 0,08 (BG) – 0,74 <sup>(7)</sup> (n = 23)	< 0,08 (BG) – 0,54 <sup>(8)</sup> (n = 18)	< 0,78 mg/l (DIN 19650 1999) aufgrund mikrobiologisch-hygienischer Bedenken < 0,39 mg/l (TrinkwV 2016; GrwV 2010)
P <sub>ges</sub>	mg/l	1,9 ± 0,7 (n = 27)	1,2 ± 0,5 (n = 28)	0,29 ± 0,24 (n = 29)	< 0,05 (BG) – 0,16 <sup>(9)</sup> (n = 29)	0,25 ± 0,15 (n = 28)	< 0,05 – 0,94 <sup>(10)</sup> (n = 23)	0,19 ± 0,14 (n = 27)	< 0,05 (BG) – 0,6 <sup>(11)</sup> (n = 21)	-

HLR = Hydraulische Flächenbelastung; f<sub>AF,CSB</sub> = CSB-Flächenbelastung; AFS = Abfiltrierbare Stoffe; CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf; TN<sub>b</sub> = Gesamter gebundener Stickstoff; NO<sub>3</sub>-N = Nitratstickstoff; NH<sub>4</sub>-N = Ammoniumstickstoff; P<sub>ges</sub> = Gesamtphosphor.

<sup>(1)</sup> Die hydraulische und CSB-Flächenbelastungen wurden als über den gesamten Untersuchungszeitraum gemittelte Werte angegeben, jedoch im Rahmen von Betriebsphasen gezielt variiert.

<sup>(2)</sup> 14 von 27 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 5,6 mg/l.

<sup>(3)</sup> 14 von 26 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,33 mg/l.

<sup>(4)</sup> 14 von 22 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,21 mg/l.

<sup>(5)</sup> 14 von 23 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,16 mg/l.

<sup>(6)</sup> 12 von 21 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,35 mg/l.

<sup>(7)</sup> 18 von 23 Werten < BG; Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,23 mg/l.

<sup>(8)</sup> 15 von 18 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,24 mg/l.

<sup>(9)</sup> 21 von 28 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,11 mg/l.

<sup>(10)</sup> 13 von 23 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,34 mg/l.

<sup>(11)</sup> 16 von 21 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,10 mg/l.

Fortsetzung Tabelle 4-5.

Parameter	Einheit	Roh-	Gesiebtes	S1-Rheinsand-	S2-Lavasand-	S3-Rheinsand-	S4-Rheinsand-	S5-Rheinsand-	S6-Lavasand-	Wesentliche Anforderungen an die Wasserwiederverwendung
		grauwasser	Grauwasser	Filter	Filter	Filter	Filter	Filter	Filter	
		(inkl. Beschickungen mit synthetischem Grauwasser in Einzelfällen; n=3)		HLR <sup>(1)</sup> = 82 ± 21 L/(m <sup>2</sup> d)	HLR <sup>(1)</sup> = 79 ± 11 L/(m <sup>2</sup> d)	HLR <sup>(1)</sup> = 76 ± 7,8 L/(m <sup>2</sup> d)	HLR <sup>(1)</sup> = 69 ± 13 L/(m <sup>2</sup> d)	HLR <sup>(1)</sup> = 71 ± 9,3 L/(m <sup>2</sup> d)	HLR <sup>(1)</sup> = 76 ± 17 L/(m <sup>2</sup> d)	
				f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 19 ± 8,8 g <sub>CSB</sub> /(m <sup>2</sup> d)	f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 18,0 ± 7,4 g CSB/(m <sup>2</sup> d)	f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 17 ± 6,7 g CSB/(m <sup>2</sup> d)	f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 16 ± 7,1 g CSB/(m <sup>2</sup> d)	f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 16 ± 7,0 g CSB/(m <sup>2</sup> d)	f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 17 ± 7,2 g CSB/(m <sup>2</sup> d)	
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,4 ± 0,4 (n = 28)	0,30 ± 0,35 (n = 29)	< 0,05 (BG)–0,11 <sup>(2)</sup> (n = 28)	0,22 ± 0,14 (n = 28)	< 0,05 (BG)–0,84 <sup>(3)</sup> (n = 23)	0,17 ± 0,13 (n = 27)	< 0,05 (BG) – 0,23 <sup>(4)</sup> (n = 21)	0,16 (GrwV 2010)	
B <sup>3+</sup>	mg/l	0,21 ± 0,22 (n = 6)	< 0,05 – 0,45 (n = 5)	< 0,05 – 0,46 (n = 5)	< 0,05 – 0,47 (n = 5)	< 0,05 – 0,48 (n = 5)	< 0,05 (n = 4)	< 0,05 – 0,052 (n = 4)	< 1 mg/l (DIN 19684-10 2009; TrinkwV 2016)	
K <sup>+</sup>	mg/l	< 10 (BG) – 212 <sup>(5,6)</sup> (n = 28)	< 10 (BG) – 40,9 <sup>(7)</sup> (n = 28)	26,2 ± 6,1 (n = 27)	< 10 (BG)– 25,8 <sup>(8)</sup> (n = 29)	< 10 (BG) (n = 22)	< 10 (BG)– 10,4 <sup>(9)</sup> (n = 29)	28,6 ± 5,0 (n = 20)	--	
Na <sup>+</sup>	mg/l	36,9 ± 56,9 <sup>(1)</sup> (n = 28)	41,6 ± 60,2 <sup>(1)</sup> (n = 28)	31,4 ± 12,0 <sup>(1)</sup> (n = 27)	41,6 ± 60,2 <sup>(1)</sup> (n = 27)	48,5 ± 62,0 <sup>(1)</sup> (n = 22)	41,7 ± 52,2 <sup>(1)</sup> (n = 22)	23,5 ± 9,8 <sup>(1)</sup> (n = 20)	< 30 mg/l (bei Salzeempfindlichkeit der Pflanzenkultur; DIN 19684-10 2009) Kulturen: < 150 mg/l (ISO 16075-1 2020) < 200 mg/l (TrinkwV 2016)	
Ca <sup>2+</sup>	mg/l	22,9 ± 7,2 (n = 28)	53,1 ± 8,4 (n = 28)	55,9 ± 18,5 (n = 27)	53,1 ± 8,4 (n = 27)	58,7 ± 16,0 (n = 22)	58,6 ± 17,2 (n = 26)	54,2 ± 23,4 (n = 20)	-	
Mg <sup>2+</sup>	mg/l	2,4 ± 0,7 (n = 28)	2,8 ± 0,8 (n = 28)	7,1 ± 2,9 (n = 27)	2,5 ± 0,9 (n = 27)	2,4 ± 1,0 (n = 22)	2,8 ± 1,2 (n = 26)	9,8 ± 4,6 (n = 20)	-	
SAR	(mmol/l) <sup>1/2</sup>	4,1 ± 6,2 <sup>(1)</sup> (n = 25)	3,2 ± 5,0 (n = 28)	2,2 ± 0,9 (n = 27)	2,9 ± 4,5 (n = 27)	4,1 ± 6,3 (n = 22)	3,5 ± 5,4 (n = 26)	1,7 ± 0,7 (n = 20)	< 6 (DIN 19684-10 2009), geeignet für die Bewässerung aller Bodenarten Für alle Kulturen geeignet: < 70 mg/l (DIN 19684-10 2009); salzeempfindliche Kulturen: < 250 mg/l (ISO 16075-1 2020); < 250 mg/l (TrinkwV 2016; GrwV 2010) aufgrund korrosiver Wirkung	
Cl <sup>-</sup>	mg/l	34,0 ± 24,9 (n = 25)	30,9 ± 23,7 (n = 26)	31,2 ± 24,1 (n = 25)	35,0 ± 27,3 (n = 25)	35,6 ± 30,4 (n = 20)	31,6 ± 25,3 (n = 24)	34,4 ± 28,0 (n = 19)		

HLR = Hydraulische Flächenbelastung; f<sub>AF,CSB</sub> = CSB-Flächenbelastung; PO<sub>4</sub>-P = Phosphatphosphor; SAR = Natriumadsorptionswert.

<sup>(1)</sup> Die hydraulische und CSB-Flächenbelastungen wurden als über den gesamten Untersuchungszeitraum gemittelte Werte angegeben, jedoch im Rahmen von Betriebsphasen gezielt variiert.

<sup>(2)</sup> 23 von 28 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,10 mg/l.

<sup>(3)</sup> 15 von 23 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,32 mg/l.

<sup>(4)</sup> 16 von 21 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,10 mg/l.

<sup>(5)</sup> 24 von 28 Werten < BG; Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 67,3 mg/l.

<sup>(6)</sup> bedingt durch den relativ hohen Gehalt an Salzen (insbesondere Na<sup>+</sup>) von synthetischem Grauwasser in Einzelfällen.

<sup>(7)</sup> 26 von 28 Werten < BG; Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 27,3 mg/l.

<sup>(8)</sup> 15 von 27 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 15,6 mg/l.

<sup>(9)</sup> 24 von 26 Werten < BG; Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 10,4 mg/l.

Fortsetzung Tabelle 4-5.

Parameter	Einheit	Roh- grauwasser	Gesiebtes Grauwasser	S1-Rheinsand- Filter	S2-Lavasand- Filter	S3-Rheinsand- Filter	S4-Rheinsand- Filter	S5-Rheinsand- Filter	S6-Lavasand- Filter	Wesentliche Anforderungen an die Wasserwiederverwendung
				HLR <sup>(1)</sup> = 82 ± 21 L/(m <sup>2</sup> d) f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 19 ± 8,8 g <sub>CSB</sub> /(m <sup>2</sup> d)	HLR <sup>(1)</sup> = 79 ± 11 L/(m <sup>2</sup> d) f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 18,0 ± 7,4 g <sub>CSB</sub> /(m <sup>2</sup> d)	HLR <sup>(1)</sup> = 76 ± 7,8 L/(m <sup>2</sup> d) f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 17 ± 6,7 g <sub>CSB</sub> /(m <sup>2</sup> d)	HLR <sup>(1)</sup> = 69 ± 13 L/(m <sup>2</sup> d) f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 16 ± 7,1 g <sub>CSB</sub> /(m <sup>2</sup> d)	HLR <sup>(1)</sup> = 71 ± 9,3 L/(m <sup>2</sup> d) f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 16 ± 7,0 g <sub>CSB</sub> /(m <sup>2</sup> d)	HLR <sup>(1)</sup> = 76 ± 17 L/(m <sup>2</sup> d) f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 17 ± 7,2 g <sub>CSB</sub> /(m <sup>2</sup> d)	
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/l	< 40 – 100 (2) (n = 8)	< 40 – 57,1 (3) (n = 4)	< 40 – 62,2 (4) (n = 4)	< 40 – 85,5 (5) (n = 4)	< 40 – 73,1 (6) (n = 3)	< 40 – 59,1 (7) (n = 4)	< 40 – 64,3 (8) (n = 3)	< 250 (TrinkwV 2016; GrwV 2010) aufgrund korrosiver Wirkung	
Nichtionische Tenside	mg/l	-	2,5 ± 1,9 (n = 12)	< 0,1 (BG) – 2,4 <sup>(9)</sup> (n = 11)	< 0,1 (BG) – 2,4 <sup>(10)</sup> (n = 11)	< 0,1 (BG) – 2,4 <sup>(11)</sup> (n = 10)	< 0,1 (BG) – 2,4 <sup>(12)</sup> (n = 10)	< 0,1 (BG) – 0,2 <sup>(13)</sup> (n = 10)	< 0,1 (BG) – 0,2 <sup>(14)</sup> (n = 10)	-
Kationische Tenside	mg/l	-	< 0,2 (BG) – 5 <sup>(15)</sup> (n = 12)	< 0,2 (BG) (n = 4)	< 0,2 (BG) (n = 4)	< 0,2 (BG) (n = 4)	< 0,2 (BG) (n = 4)	< 0,2 (BG) (n = 4)	< 0,2 (BG) (n = 4)	-
Anionische Tenside	mg/l	-	12,1 ± 18,5 (n = 14)	0,33 ± 0,36 (n = 15)	0,33 ± 0,30 (n = 14)	0,31 ± 0,30 (n = 14)	0,33 ± 0,32 (n = 14)	0,30 ± 0,19 (n = 14)	0,25 ± 0,12 (n = 14)	-
T	°C	-	21,0 ± 3,4 (n = 26)	21,2 ± 2,7 (n = 28)	21,2 ± 2,7 (n = 25)	21,2 ± 2,7 (n = 27)	21,3 ± 2,8 (n = 23)	21,2 ± 2,7 (n = 26)	21,7 ± 2,6 (n = 21)	-
pH-Wert	-	-	7,5 ± 0,6 (n = 26)	8,0 ± 0,2 (n = 27)	7,9 ± 0,3 (n = 26)	8,0 ± 0,3 (n = 26)	8,1 ± 0,2 (n = 23)	7,9 ± 0,2 (n = 26)	8,3 ± 0,3 (n = 21)	Empfehlung: 6 – 8 (DIN 19684-10 2009) 6,5 – 9,5 (TrinkwV 2016; DWA-M 277 2017)
EC	µS/cm	-	357 ± 249 (n = 26)	561 ± 344 (n = 26)	635 ± 263 (n = 25)	622 ± 340 (n = 25)	625 ± 329 (n = 23)	576 ± 302 (n = 26)	602 ± 257 (n = 21)	Mittlere Salztoleranz: 300 – 800 µS/cm (DIN 19684-10 2009); salzempfindliche Kulturen: < 1400 µS/cm (ISO 16075-1 2020) 2790 µS/cm (TrinkwV 2016)

HLR = Hydraulische Flächenbelastung; f<sub>AF,CSB</sub> = CSB-Flächenbelastung; EC = Elektrische Leitfähigkeit.

<sup>(1)</sup> Die hydraulische und CSB-Flächenbelastungen wurden als über den gesamten Untersuchungszeitraum gemittelte Werte angegeben, jedoch im Rahmen von Betriebsphasen gezielt variiert.

<sup>(2)</sup> 6 von 8 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 70 mg/l.

<sup>(3)</sup> 3 von 4 Werten < BG, Wert innerhalb des Messbereichs am 21.12.2020: 57,1 mg/l.

<sup>(4)</sup> 3 von 4 Werten < BG, Wert innerhalb des Messbereichs am 21.12.2020: 62,2 mg/l.

<sup>(5)</sup> 3 von 4 Werten < BG, Wert innerhalb des Messbereichs am 21.12.2020: 85,5 mg/l.

<sup>(6)</sup> 2 von 3 Werten < BG, Wert innerhalb des Messbereichs am 21.12.2020: 73,1 mg/l.

<sup>(7)</sup> 3 von 4 Werten < BG, Wert innerhalb des Messbereichs am 21.12.2020: 59,1 mg/l.

<sup>(8)</sup> 2 von 3 Werten < BG, Wert innerhalb des Messbereichs am 21.12.2020: 64,3 mg/l.

<sup>(9)</sup> 10 von 11 Werten < BG; Wert innerhalb des Messbereichs am 02.12.2020: 2,35 mg/l.

<sup>(10)</sup> 9 von 11 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 1,3 mg/l.

<sup>(11)</sup> 8 von 10 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 1,3 mg/l.

<sup>(12)</sup> 9 von 10 Werten < BG; Wert innerhalb des Messbereichs am 25.11.2020: 2,41 mg/l.

<sup>(13)</sup> 9 von 10 Werten < BG; Wert innerhalb des Messbereichs am 09.06.2021: 0,22 mg/l.

<sup>(14)</sup> 8 von 10 Werten < BG; Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,21 mg/l.

<sup>(15)</sup> 8 von 12 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 1,1 mg/l.

#### 4.2.2.2 Entfernung der abfiltrierbaren Stoffe

In allen untersuchten Rheinsand- und Lavasandbodenfiltersäulen wurden unabhängig von den Betriebs- und Belastungsbedingungen äußerst geringe Ablaufkonzentrationen an AFS erreicht (vgl. Tabelle 4-5). Der höchste gemessene AFS-Wert im Ablauf betrug 4,0 mg/l und wurde im Ablauf von S1 nachgewiesen. Die AFS-Konzentrationen lagen meist bei < 2,0 mg/l und stets  $\leq 4$  mg/l, was zu äußerst hohen AFS-Eliminationen von überwiegend > 98 % führte. Gegenüber Bodenfiltern aus der Fachliteratur, die je nach Quelle mittlere Ablaufkonzentrationen von  $8,7 \pm 5,9$  mg/l AFS (Gross et al. 2015) oder 17 mg/l AFS und durchschnittliche Eliminationen von 71 % AFS (Arden und Ma 2018) aufweisen, erweisen sich die hier untersuchten Bodenfilter als überlegen. Die hier erreichten Werte ähneln sogar typischen Ablaufwerten und Reinigungsleistungen von MBR-Anlagen zur Grauwasserbehandlung (vgl. Tabelle 2-6). Die äußerst hohen Reinigungsleistungen lassen sich durch (1) eine vereinfachte Behandlung durch den Bezug von ausschließlich leicht verschmutztem Grauwasser mit geringem Küchenanteil und (2) die hohe Filterwirkung im Bodenfilter durch die Verwendung von feinem Sand als Filtermedium begründen (vgl. Kapitel 2.6.4.2).

Die erreichten Konzentrationen erfüllten stets die Anforderungen an hochwertiges aufbereitetes Wasser zur Bewässerung der Güteklasse A (d. h. uneingeschränkte Bewässerung;  $\leq 5$  mg/l, siehe ISO 16075-1 2020;  $\leq 10$  mg/l, siehe EU-WasserWVVO 2020). Zusätzlich kann das behandelte Grauwasser als nahezu feststofffrei angesehen werden, weshalb das Wasser unter der Berücksichtigung der Angaben nach SenSBW (2007) für eine Wiederverwendung im häuslichen Bereich geeignet ist. Das Bodenfilterverfahren umfasst nicht nur die biologische Reinigung, sondern erfüllt auch die Anforderungen einer nachgeschalteten Filtration für die Wassergüte A bzw. die uneingeschränkte Bewässerung gemäß EU-WasserWVVO (2020) [vgl. Kapitel 2.5.1 und Kapitel 2.6.4]. Niedrige Feststoffkonzentrationen in aufbereitetem Wasser wirken sich positiv auf die Leistung einer nachgeschalteten UV-Entkeimung aus (vgl. Kapitel 2.6.5).

Das Fehlen von Betriebsstörungen im Bodenfilter im Zusammenhang mit der effektiven Vorbehandlung (vgl. Kapitel 4.1.3) lässt auf eine geeignete Vorreinigung mittels feinmaschiger Siebung (MW = 1,3 mm) schließen, weshalb auf ein platz- und geruchsintensives Absetzbecken (vgl. DWA-A 262 2017) verzichtet werden kann.

#### 4.2.2.3 Entfernung der organischen Kohlenstoffverbindungen

Unabhängig von den untersuchten baulichen und betrieblichen Anpassungen wurden die CSB-Konzentrationen im Zulauf zur kleintechnischen Anlage von im Mittel  $277 \pm 148$  mg/l auf insgesamt < 10 mg/l in den Abläufen der Bodenfiltersäulen vermindert (bis auf vereinzelte Ausnahmen; siehe Tabelle 4-5). Dabei wurde bei dem Lavasandfilter S6 die BG von 5 mg/l CSB mehrmals unterschritten. Laut Gross et al. (2015) erreichen Vertikalfilter zur Grauwasserbehandlung typischerweise Ablaufwerte von  $58 \pm 57$  mg/l für CSB und  $11 \pm 15$  mg/l für BSB<sub>5</sub> (vgl. Tabelle 2-8). Die Ablaufwerte der untersuchten Filtersäulen waren deutlich besser als bisher in der Fachliteratur angegeben und lagen sogar im ähnlichen Bereich wie die

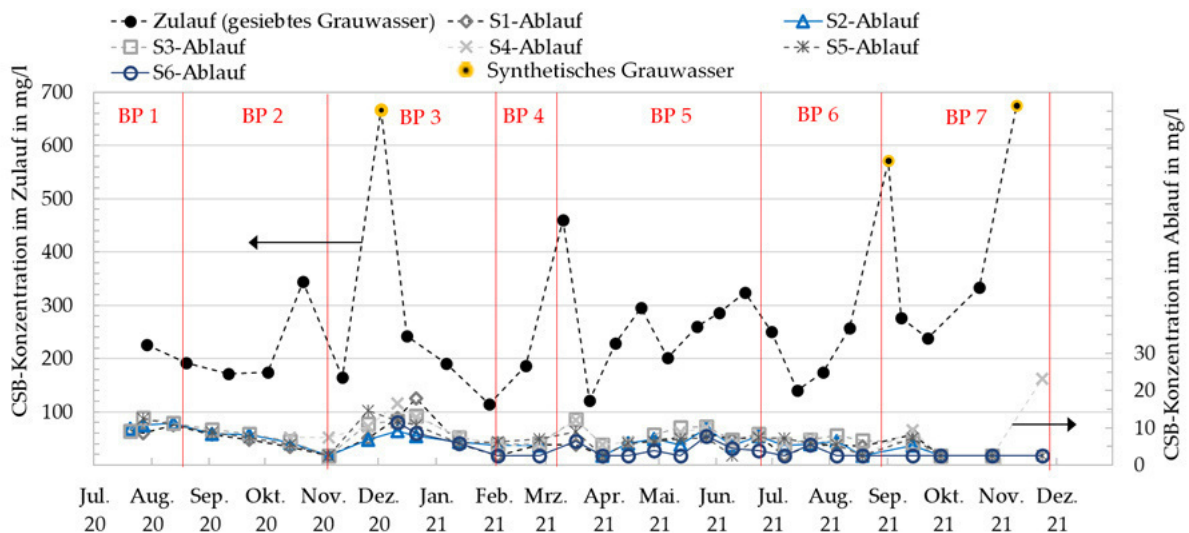
Angaben von Liberman et al. (2016) für MBR-Anlagen zur Grauwasserbehandlung (2,6 – 9,1 mg/l CSB; vgl. Tabelle 2-6).

Zudem unterschritten die Ablaufwerte die Anforderung von 60 mg/l CSB für Bewässerungswasser deutlich (DIN 19650 1999). Gemäß TrinkwV (2016) gilt ein Grenzwert für die Oxidierbarkeit von 5,0 mg/l, weshalb in Bezug auf den CSB eine nahezu trinkwasserähnliche Qualität erreicht werden konnte.

Für die gesamte Untersuchungszeit wurden mittlere frachtbezogene CSB-Eliminationen von überwiegend > 97 % CSB erreicht ( $97,5 \pm 1,2$  % für S1;  $97,4 \pm 1,2$  % für S2;  $97,0 \pm 1,3$  % für S3;  $96,9 \pm 1,2$  % für S4;  $97,5 \pm 1,2$  % für S5; und  $97,8 \pm 1,1$  % für S6). In der Fachliteratur werden für Bodenfilteranlagen solch hohe CSB-Eliminationsleistungen selten beschrieben. Besonders MBR-Anlagen zur Grauwasserbehandlung können aber hohe CSB-Eliminationen von 86 – 99 % (Boano et al. 2020) bzw. 97 – 99 % (Liberman et al. 2016) erreichen.

Gemäß Arden und Ma (2018) erreichen Vertikalfilter zur Grauwasserbehandlung eine durchschnittliche Eliminationsleistung von 85 % BSB<sub>5</sub> (vgl. Tabelle 2-8), während Vertikalfilter zur Abwasserbehandlung nach Stefanakis et al. (2014) mittlere Reinigungsleistungen von 85 % für den BSB<sub>5</sub> (Min – Max: 48 – 99 %) und 75,2 % für den CSB (Min – Max: 44 – 95 %) erbringen. Vereinzelt wurden auch höhere Eliminationsleistungen von 99,5 % BSB<sub>5</sub> für Vertikalfilter zur Abwasserbehandlung beobachtet (vgl. Nivala et al. 2013). Kommunales Abwasser weist eine typische Konzentration von 575 mg/l CSB (vgl. DWA 2020) und 301 mg/l AFS auf (vgl. Chen et al. 2020), während komplettes Grauwasser im Regelfall 729 mg/l CSB und 142 mg/l AFS enthält (Sievers und Londong 2018). Die hohen CSB-Reinigungsleistungen und niedrigen Ablaufkonzentrationen, die im Rahmen dieser Arbeit erzielt wurden, könnten auf die überwiegend geringeren Zulaufkonzentrationen in der Größenordnung von 300 mg/l CSB und 100 mg/l AFS zurückzuführen sein. Es wird angenommen, dass die Art und der Grad der Verschmutzung zu einer effektiven Behandlung im Bodenfilter beitragen.

Abbildung 4-8 stellt den Verlauf der CSB-Konzentration im gesiebten Grauwasser (Bodenfilterzulauf) und in den Abläufen der Filtersäulen S1 – S6 während der gesamten Betriebszeit dar. Im Auslass von S6 wurde ausschließlich für Darstellungszwecke die Hälfte der BG (2,5 mg/l) bei Werten < BG (5 mg/l) angenommen, wenngleich im Gegensatz zu Toshovski et al. (2020) nicht mehr als 50 % der Messwerte innerhalb der Messwerte lagen (vgl. Kapitel 3.4.3); für die statistische Auswertung traf dies jedoch nicht zu, wie aus Tabelle 4-5 ersichtlich.



BP = Betriebsphase; CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf; Si = Bodenfiltersäule i. Bei Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) < 5 mg/l wurde bei ausreichendem Datenanteil von > 50 % die Hälfte der BG (= 2,5 mg/l) angesetzt. Zusätzlich wurde ausschließlich im Auslass von S6, jedoch nur für Darstellungszwecke, die Hälfte der BG (2,5 mg/l) auch bei unzureichendem Datenanteil (< 50 %) angesetzt.

**Abbildung 4-8:** Veränderung der CSB-Konzentration im Zulauf und den Abläufen der kleintechnischen Bodenfilteranlagen S1 – S6 in Abhängigkeit der Betriebsphase.

Abbildung 4-8 zeigt, dass bis auf vereinzelte Ausnahmen – vor allem in den Betriebsphasen BP 1, die der Einfahrphase von S1, S2 und S3 nachfolgte, und BP 3 – CSB-Konzentrationen von > 10 mg/l (dennoch weiterhin unterhalb von 20 mg/l) im Ablauf festgestellt wurden. Die abfallenden CSB-Konzentrationen bis zu BP 2 (vgl. Abbildung 4-8) lassen darauf schließen, dass Monate vergehen können, bis die auf dem Filtermaterial angesiedelte Biozönose vollständig entwickelt und an das Substrat adaptiert ist, wobei bereits nach kürzester Zeit (Einfahrphase von 28 d; vgl. Tabelle 3-2) Ablaufqualitäten in BP 1 von < 15 mg/l erreicht werden konnten (vgl. Abbildung 4-8). Am 02.12.20 (BP 3) musste aufgrund von Lieferengpässen in Birkenfeld auf synthetisches Grauwasser zurückgegriffen werden (vgl. Tabelle D - 2 in Anhang D), das nach Siebung eine CSB-Konzentration von 667 mg/l aufwies (vgl. Abbildung 4-8). Es ist eindeutig, dass in BP 3 die erhöhte Zulaufkonzentration leicht höhere Ablaufkonzentrationen verursachte, die jedoch stets < 20 mg/l lagen. Diese Ergebnisse unterstreichen die Widerstandsfähigkeit des Bodenfilterverfahrens gegenüber Schwankungen der Zulaufqualität.

Abbildung 4-8 verdeutlicht weiterhin, dass die CSB-Reinigungsleistung weder durch die eingestaute Drainage bei S3 und S4 in BP 3 – 5 noch durch die Rezirkulation des nitratreichen Ablaufes in BP 5 – 6 beeinträchtigt wurde (vgl. Tabelle 3-2). Die Erhöhung der hydraulischen Flächenbelastung auf einen Zielwert von 120 L/(m<sup>2</sup>-d) in BP 4 – 6 wirkte sich nicht negativ auf die Ablaufqualitäten aus (vgl. Tabelle 3-2); im Gegenteil konnten womöglich aufgrund des mehrmonatigen Betriebs und der vollständig etablierten Biozönose insgesamt deutlich stabilere CSB-Konzentrationen ab BP 4 erzielt werden. Auch die baulichen Modifikationen (Anthrazitkohleschicht bei S3, S4 und S6; Bepflanzung von S4 in BP 5 und von S5 in BP 4, Substratwechsel bei S3 in BP 5; vgl. Tabelle 3-1 und Tabelle 3-2) hatten keinen negativen

Einfluss auf die CSB-Reinigungsleistung. Beide Filtermaterialien (Rhein- und Lavasand) erzielten im kleintechnischen Maßstab recht ähnliche CSB-Reinigungsleistungen und CSB-Ablaufqualitäten, wobei tendenziell leicht bessere CSB-Ablaufqualitäten durch die Lavasandfilter S2 und S6 erreicht werden konnten. Dieser Aspekt wird in Kapitel 4.2.3.2 ausführlich diskutiert.

S4 (Rheinsand 0 – 2 mm) wies eine Tiefe der Filterschicht von 40 cm auf (vgl. Kapitel 3.2.2.1). Abbildung 4-8 zeigt, dass die CSB-Ablaufwerte mit  $8,2 \pm 4,7$  mg/l nur geringfügig höher lagen als die der übrigen Rheinsandbodenfiltersäulen mit im Mittel 6,5 mg/l CSB (S1, S5) bis 7,8 mg/l (S3) [vgl. Tabelle 4-5]. Auch der Mittelwert der CSB-Elimination bei S4 lag mit 96,9 % nur geringfügig niedriger als bei den übrigen Rheinsandbodenfiltersäulen, die durchschnittliche CSB-Eliminationen zwischen 97,0 % (S3) und 97,5 % (S1, S5) aufwiesen. Die Ergebnisse sind im Einklang mit den Ergebnissen einer Simulationsstudie von Canet Marti et al. (2022). Nach den Autoren trat erst bei wesentlich höheren CSB-Flächenbelastungen von 40 g/(m<sup>2</sup>-d) und/oder bei wesentlich flacheren Tiefen von 20 – 30 cm eine Verschlechterung der CSB-Elimination in Vertikalfiltern mit feinem Sand (0,06 – 4 mm) als Filterschicht ein (vgl. Canet Marti et al. 2022). Es kann festgehalten werden, dass unter den hier untersuchten Betriebs- und Belastungsbedingungen [im Mittel insgesamt 70 – 80 L/(m<sup>2</sup>-d) und 15 – 20 g CSB/(m<sup>2</sup>-d)] Filtertiefen von 40 cm (S4) und 50 cm (S1, S3, S5) in Bodenfiltern mit feinem Filtermaterial (Rheinsand 0 – 2 mm) als gleichwertig geeignet für die CSB-Elimination betrachtet werden können. Allerdings konnte im Rahmen dieser Arbeit der Aspekt der Ausbildung hydraulischer Kurzschlüsse bei flacheren Tiefen aufgrund eines weitreichenden Wurzelwerks nicht hinreichend untersucht werden, da sich die Bepflanzung von S3 und S5 im Untersuchungszeitraum nicht vollständig entwickeln konnte.

Aus Abbildung 4-8 folgt, dass die Wiederaufnahme des regulären Betriebes in BP 6 und BP 7 (d. h. Beendigung des teilweise gestauten Betriebes bei S3 und S4 sowie die Ausschaltung der Ablaufzirkulation bei S3 und S6; vgl. Kapitel 3.2.3.2) zu keiner Beeinträchtigung der CSB-Eliminationen führte. Dies unterstreicht die Betriebsflexibilität und Robustheit der untersuchten Vertikalfilter.

Insgesamt hatten die baulichen und betrieblichen Modifikationen keinen negativen Einfluss auf die CSB-Reinigung. Die untersuchten Bodenfilteranlagen eigneten sich hinsichtlich der CSB-Entfernung hervorragend zur Reinigung von Grauwasser. Die überdurchschnittlichen Ablaufqualitäten und Reinigungsleistungen für die hier untersuchten Bodenfilter lassen darauf schließen, dass sie auch bei noch höherer Beaufschlagung für die Aufbereitung von Grauwasser geeignet sind (vgl. Kapitel 4.2.3.2).

#### **4.2.2.4 Umsetzung der Stickstoffverbindungen und bedarfsgerechte Stickstoffelimination**

Im Zulauf zur kleintechnischen Bodenfilteranlage wurden über den gesamten Untersuchungszeitraum gemittelte TN<sub>b</sub>-Konzentrationen von  $18,1 \pm 15,8$  mg/l [davon  $7,4 \pm 6,1$  mg/l NH<sub>4</sub>-N] nachgewiesen (vgl. Tabelle 4-5).

Die geringe Differenz zwischen den mittleren Stickstoffkonzentrationen [ $TN_b$ :  $10,5 \pm 6,6$  mg/l (S3) bis  $13,8 \pm 11,1$  mg/l (S5)] und den Nitratstickstoffgehalten im Ablauf der Säulen S1 – S6 [ $NO_3-N$ :  $9,2 \pm 4,1$  mg/l (S4) bis  $12,1 \pm 9,9$  mg/l (S1); vgl. Tabelle 4-5] lässt bei gleichzeitiger Betrachtung der äußerst niedrigen  $NH_4-N$ -Ablaufkonzentrationen (meist < BG von 0,08 mg/l) auf eine nahezu vollständig ablaufende Nitrifikation schließen. Die Ablauftemperatur der Bodenfiltersäulen betrug dabei  $21 - 22^\circ C$  (vgl. Tabelle 4-5). Der Einfluss niedriger Temperaturen auf den Prozess der Nitrifikation wurde im Rahmen der Versuche im Pilotmaßstab untersucht (vgl. Kapitel 4.2.3.3). Die hier erreichten  $NH_4-N$ -Ablaufwerte liegen deutlich niedriger als 10 mg/l und sind vergleichbar zu den von Liberman et al. (2016) erreichten Qualitäten bei der Grauwasserbehandlung mittels MBR-Anlagen (vgl. Tabelle 2-6).

Der Substratwechsel an S3 umfasste den Austausch von 20 cm Oberboden (Rheinsand 0 – 2 mm) durch eine Mischung aus 30 % Zeolith (0,5 – 2 mm) und 70 % bereits eingefahrenem Rheinsand (0 – 2 mm) während BP 5. Der Wechsel trug nicht zur weiteren Steigerung der Nitrifikationsleistung bei. Denn niedrige Temperaturen wurden in der Versuchsumgebung aufgrund der Innenaufstellung der Versuchsaufbauten nie erreicht, weshalb eine weitergehende Nitrifikationsleistung immer gegeben war.

Die  $TN_b$ -Ablaufkonzentrationen in Tabelle 4-5, die von  $10,5 \pm 6,6$  mg/l (S3) bis  $13,8 \pm 11,1$  mg/l (S5) reichten, deuten unter Betrachtung der  $TN_b$ -Zulaufkonzentrationen auf eine Stickstoffelimination in geringem Umfang hin. Aufgrund der aeroben Bedingungen in Vertikalfiltern war jedoch keine weitgehende  $N_{ges}$ -Entfernung möglich (vgl. Kapitel 2.6.4.2). Die partielle Stickstoffelimination kann auf Denitrifikationsprozesse unter anoxischen Milieubedingungen im Inneren des Biofilms zurückgeführt werden (vgl. Stefanakis et al. 2014). Demgegenüber ist eine Elimination über die Nährstoffaufnahme durch den Schilfbewuchs und anschließende Ernte der Pflanzenbiomasse zweitrangig (vgl. Kapitel 2.6.4.2). Auch der Nährstoffeinbau in die Bakterienbiomasse steht bei nahezu konstanten Betriebsbelastungen mit der Zerfallsrate des Biofilms im Gleichgewicht; aufgrund des hohen Schlammalters der sessilen Biomasse ist dieser Eliminationspfad (Austrag der Bakterien aus dem Filter) unbedeutend.

In Tabelle 4-6 sind die filterspezifischen  $N_{ges}$ -Eliminationen im gesamten Untersuchungszeitraum und je Betriebsphase aufgeführt. Es wurde beobachtet, dass vorangegangene Beschickungen unterschiedlicher Qualität zeitversetzt Einfluss auf die  $N_{ges}$ -Konzentration im Ablauf nahmen. Insbesondere bei Verwendung von synthetischem Grauwasser, das deutlich höhere  $N_{ges}$ -Konzentrationen von im Mittel  $41,9 \pm 19,5$  mg/l  $N_{ges}$  ( $n = 3$ ) aufwies [vgl. Tabelle D - 1 in Anhang D], stellte sich heraus, dass Stickstoff mehrere Tage bzw. Wochen im Bodenfilter verbleiben kann. Das erschwerte insgesamt die  $N_{ges}$ -Bilanzierung. Besonders im Lavasandfilter ist dieser Effekt aufgrund der hohen KAK und des damit einhergehenden höheren  $NH_4-N$ -Rückhaltes mittels Ionenaustausch signifikant (vgl. Kapitel 3.2.4). Zusätzlich machten sich die vereinzelt Beschickungen mit synthetischem Grauwasser bemerkbar. Die Bodenfiltersäulen S1, S2 und S5 wurden im Gegensatz zu S3, S4 und S6 nicht mit dem Ziel der gezielten Stickstoffentfernung betrieben, und wiesen demnach geringere  $N_{ges}$ -Eliminationen von  $26,7 + 9,9$  % (S1),  $20,1 + 20,8$  % (S2) und  $19,4 \pm 16,5$  % (S3) auf, wie in Tabelle 4-6 ersichtlich. Diese Ergebnisse stimmen mit dem von Dotro et al. (2017) angegebenen Bereich von maximal 20 – 30 %  $N_{ges}$ -Elimination in Vertikalfiltern zur



Abwasserbehandlung gut überein (vgl. Kapitel 2.6.4.2). Zusätzlich wurde hinsichtlich der Elimination von Gesamtstickstoff keine Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Filtermaterialien festgestellt.

**Tabelle 4-6:** Mittlere frachtbezogene  $N_{ges}$ -Elimination in %, je Bodenfiltersäule im kleintechnischen Maßstab.

$N_{ges}$ -Eliminationen im Gesamtzeitraum	BP 1	BP 2	BP 3	BP 4	BP 5	BP 6	BP 7
Betrieblich nicht angepasste Säulen hinsichtlich $N_{ges}$			-Einstau der Drainage bei S3 und S4-				
					-Rezi S3 und S6-		
				-Erhöhung der hydr. Flächenbelastung-			
					- S4 bepflanzt und Substratwechsel S3-		
<b>S1</b> 26,7 + 9,9							- S5 bepflanzt -
<b>S2</b> 20,1 + 20,8							
<b>S5</b> 19,4 ± 16,5							
Betrieblich angepasste Säulen zur gezielten Stickstoffelimination	<b>Phasenspezifische <math>N_{ges}</math>-Eliminationen</b>						
<b>S3</b> 44,6 ± 15,1	28,1	29,0	53,6	70,7	51,7	28,9	50,0
<b>S4</b> 34,0 ± 10,9	-	19,9	45,9	51,1	26,7	29,3	31,3
<b>S6</b> 37,2 ± 10,2	-	-	31,4	38,8	40,7	22,2	52,8

Bei den betrieblich angepassten Bodenfiltersäulen zur gezielten Stickstoffelimination wird aus Tabelle 4-6 deutlich, dass sowohl der Einstau der Drainage bei S3 und S4 als auch in geringerem Maße die zeitversetzte Rezirkulation des nitratreichen Ablaufes bei S3 und S6 die  $N_{ges}$ -Elimination förderten. Die Dränschichten von S3 und S4 wurden in BP 3 – 5 eingestaut betrieben. Tabelle 4-6 zeigt, dass bei S4 die  $N_{ges}$ -Elimination von 19,9 % in BP 2 (Drainage ohne Einstau) auf 45,9 % in BP 3 durch den Einstau der Dränschicht gesteigert werden konnte. In BP 4 wurde bei S4 eine  $N_{ges}$ -Elimination in vergleichbarer Größenordnung (51,1 %) erreicht. Es wird angenommen, dass anfangs insbesondere die sich vom Kiesmaterial ablösende, abgestorbene Bakterienbiomasse als Quelle für leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen diente und damit den Prozess der Denitrifikation im anoxischen, wassergesättigten Bereich förderte. In BP 5 lag die  $N_{ges}$ -Elimination bei S4 mit nur noch 28,9 % etwas höher als vor der Betriebsumstellung, aber geringer als in BP 3 und BP 4 (vgl. Tabelle 4-6), was den Schluss zulässt, dass womöglich ein Großteil der leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen bereits aufgebracht war. Bei S4 und S5 kann auch der Einbau anorganischer Stickstoffverbindungen in die Pflanzenbiomasse in BP 4 und BP 5 zur Stickstoffelimination beigetragen haben, wobei dieser Effekt zweitrangig ist (vgl. Kapitel 2.6.4.2).

Auch bei S3 spiegelte sich das Einstauen der Drainage in den vergleichsweise hohen  $N_{ges}$ -Eliminationen in BP 3 – 5 wider, die von 51,7 – 70,7 % (bezogen auf die zugeführte  $N_{ges}$ -Fracht) reichten. Es wird angenommen, dass bei Betriebsumstellung Teile des sich auf dem Dränmaterial befindlichen Biofilms abstarben und damit C-Quelle für den Prozess der Denitrifikation lieferten. Die höhere  $N_{ges}$ -Elimination bei S3 in BP 5 (51,7 %) im Vergleich zu S4 (26,7 %) ist auf die gleichzeitige Rückführung von Nitrat auf die Filteroberfläche (Erhöhung des Angebots an  $NO_3$ -N für die denitrifizierenden Bakterien) sowie die stärkere Durchnässung des Filterkörpers zurückzuführen. Diese Bedingungen förderten die Denitrifikation im

Inneren des Biofilms. In BP 4 konnte bei S3 eine Stickstoffelimination von 70,7 % erreicht werden. Diese Leistungssteigerung kann womöglich durch die Erhöhung der hydraulischen Flächenbelastung erklärt werden. Dadurch gelangte mehr organisches Material in die tieferen Schichten, was die Denitrifikation in der anoxischen Drainage begünstigte.

In BP 6 wurden  $N_{ges}$ -Eliminationen von 10,6 % für S1, 7,5 % für S2, 28,9 % für S3, 29,3 % für S4, 1,4 % für S5 und 22,2 % für S6 erreicht. Damit erbrachten die höchsten Eliminationsleistungen für  $N_{ges}$  eindeutig die betrieblich modifizierten Betriebssäulen S3, S4 und S6. Dennoch lagen die Werte insgesamt niedriger als in den übrigen Betriebsphasen. Möglicherweise kann dies auf die oben genannte Bilanzierungsproblematik hinsichtlich des Stickstoffs zurückgeführt werden. Denn die  $TN_b$ -Zulaufkonzentrationen fielen während BP 5 höher aus als während BP6. Das Auftreten höhere  $TN_b$ -Ablaufkonzentrationen erstreckte sich aber bis in BP6, was rein rechnerisch mit geringeren Eliminationen für BP6 einhergeht.

Analog wurde auch in BP 7 die  $N_{ges}$ -Bilanzierung erschwert. Während dieser Betriebsphase wurde aufgrund von Lieferengpässen zweimal auf synthetisches Grauwasser zurückgegriffen (vgl. Abbildung 4-8). Es wurde beobachtet, dass auffällig viele Feststoffe, vornehmlich aus dem Küchenbereich (vgl. Tabelle D - 2 in Anhang D), das Sieb passierten und zur erhöhten  $N_{ges}$ -Konzentration im Zulauf der Anlage beitrugen (34,0 mg/l  $N_{ges}$  in BP 7). Diese Feststoffe wurden aber infolge der Filterwirkung in allen Säulen weitestgehend zurückgehalten und erst nach mehreren Tagen bzw. Wochen weitestgehend mineralisiert. Während BP 7 konnte dies teilweise nicht mehr erfasst werden, was die durchschnittlich hohen  $N_{ges}$ -Eliminationen in allen Säulen erklärt (23,3 % für S1, 53,9 % für S2, 50 % für S3, 31,3 % für S4, 26,0 für S5 und 52,8 % für S6).

Tabelle 4-6 verdeutlicht auch, dass die Lavasandfiltersäule S6, die stets nicht eingestaut betrieben wurde, mit insgesamt  $37,2 \pm 10,2$  %  $N_{ges}$ -Entfernung deutlich höhere Eliminationsleistungen erbrachte als die Lavasand-Referenzsäule S2 mit rund  $20,1 + 20,8$  %  $N_{ges}$ -Elimination. Dies verdeutlicht, dass die alleinige Rückführung des nitratreichen Ablaufs, wenn auch in geringem Umfang, zur Erhöhung der  $N_{ges}$ -Elimination beitrug. Es wird davon ausgegangen, dass die Kombination aus höheren Beschickungsmengen (z. B. in BP 4) und der zeitversetzten Rückführung des nitratreichen Ablaufes zu einer stärkeren Durchnässung des Filterkörpers führte (vgl. Tabelle 4-6) und gleichzeitig  $NO_3-N$  für die denitrifizierenden Bakterien lieferte, was ggf. verbesserte Bedingungen für die Denitrifikation im Inneren des Biofilms schaffte. BP 6 und BP 7 werden aus den oben genannten Gründen nicht betrachtet.

Insgesamt konnte bei S3, S4 und S6 über die ungezielte Stickstoffelimination hinaus eine partielle, bedarfsgerechte Stickstoffelimination durch betriebliche Modifikationen erreicht werden. Die höchste  $N_{ges}$ -Eliminationsleistung erbrachte S3. Daraus folgt, dass der gleichzeitige Einstau der Dränschicht in Kombination mit der (zur Beschickung zeitversetzten) Rezirkulation des nitratreichen Ablaufes am besten geeignet ist, um  $N_{ges}$  zu entfernen. Da je nach Entstehungsort Grauwasser doch noch niedrigere Stickstoffkonzentrationen aufweisen kann, kann eine teilweise Stickstoffentfernung ausreichend sein, um die Anforderungen an die Wasserwiederverwendung zu erfüllen (vgl. Kapitel 4.3). Eine weitestgehende Denitrifikation ist aufgrund des fehlenden leicht abbaubaren Kohlenstoffs in der wassergesättigten Drainage nicht realisierbar.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass sich die untersuchten Rhein- und Lavasandvertikalfilter für die Umsetzung von Ammonium- zu Nitratstickstoff eignen. Durch geeignete Betriebsanpassungen (besonders durch die Kombination aus eingestauter Dränschicht und einer zur Beschickung zeitversetzten Nitratrückführung) konnte eine bessere Stickstoffentfernung erreicht werden (50 – 70 %). Damit kann eine vergleichbare Stickstoffelimination wie bei der Rückführung des Filterablaufs in die Vorklärung erreicht werden (vgl. DWA-A 262 2017). Bei alleinigem Einstauen der Dränschicht sind  $N_{\text{ges}}$ -Elimination von maximal 25 – 50 % möglich. Bei alleiniger Nitratrückführung (zeitversetzt zur Beschickung) können maximal 40 %  $N_{\text{ges}}$ -Elimination angesetzt werden. Dabei wirkten sich die betrieblichen Änderungen nicht negativ auf die CSB-Reinigungsleistung aus (vgl. Kapitel 4.2.2.3). Bisher wurde in der Fachliteratur angenommen, dass eine zweistufige Bodenfilterkonfiguration mit größerem Sand als Filterschicht (z. B. 2 – 3 mm) [z. B. Langergraber et al. 2011] oder eine Rückführung des nitratreichen Ablaufs in die Vorbehandlung (Arias et al. 2005; DWA-A 262 2017) notwendig ist, um eine verbesserte Elimination von Stickstoffverbindungen zu erreichen. Es stellte sich heraus, dass eine zeitversetzte Rückführung des Ablaufs direkt auf die Filterfläche ebenfalls geeignet ist. Eine Rückführung des Ablaufes in die mechanische Stufe ginge in der Praxis womöglich mit längeren Förderstrecken einher, während ein zweistufiges Bodenfiltersystem aufgrund des erhöhten Flächenbedarfes kaum für den städtischen Raum geeignet wäre. Es kann aus den vorliegenden Ergebnissen geschlossen werden, dass durch einfache betriebliche Anpassungen an einstufigen Vertikalfiltern eine verbesserte Elimination von Stickstoffverbindungen erreicht werden kann.

#### **4.2.2.5 Rückhalt der Phosphorverbindungen und bedarfsgerechte Phosphorentfernung**

Tabelle 4-7 zeigt die erreichten filterspezifischen Eliminationen im kleintechnischen Maßstab während der gesamten Betriebszeit und je Betriebsphase. Es wird deutlich, dass insgesamt durchschnittliche Eliminationen von über  $> 80\%$   $P_{\text{ges}}$  erreicht werden konnten. Hinsichtlich des Phosphorrückhalts nahm die Eliminationsleistung in den Rheinsand-Bodenfiltersäulen (S1, S3, S4 und S5) mit der Betriebszeit generell ab, wie in Tabelle 4-7 ersichtlich. Dieser Befund ist in Übereinstimmung mit den Erkenntnissen aus den Pilotuntersuchungen (siehe Kapitel 4.2.3.4) und der Fachliteratur (siehe z. B. Stefanakis et al. 2014) und bedingte etwa einem Jahr Betrieb höhere  $P_{\text{ges}}$ -Ablaufwerte im Auslass der Rheinsandfilter als zu Beginn der Untersuchungen. Generell gilt, dass die Sorption von Phosphor im Bodenfilter ein endlicher Prozess ist, weshalb beim Einsatz von klassischem Rheinsand der Phosphorrückhalt mit der Zeit abnimmt (Hasselbach 2013; Meuleman et al. 2003; Stefanakis und Tsihrintzis 2012b). Langzeitversuche konnten in dieser Arbeit jedoch nicht durchgeführt werden.

**Tabelle 4-7:** Frachtbezogene  $P_{ges}$ -Elimination in % je Bodenfiltersäule und Betriebsphase im kleintechnischen Maßstab in Kaiserslautern.

	Gesamt	BP 1	BP 2	BP 3	BP 4	BP 5	BP 6	BP 7
				-Einstau der Drainage bei S3 und S4-				
						-Rezi S3 und S6-		
				-Erhöhung der hydr. Flächenbelastung-				
						- S4 bepflanzt und Substratwechsel S3 -		
<b>S1</b>	80,1 ± 9,0	93,6	79,7	89,4	83,5	75,6	73,4	65,4
<b>S2</b>	94,8 ± 2,6	90,3	91,4	96,8	95,6	96,1	96,5	97,2
<b>S3</b>	83,4 ± 6,4	91,1	84,3	89,1	90,0	77,1	76,2	76,0
<b>S4</b>	88,3 ± 10,9	-	94,9	96,8	95,3	95,4	79,5	67,9
<b>S5</b>	84,4 ± 6,1	-	94,8	87,8	75,1	95,4	84,4	80,3
<b>S6</b>	94,3 ± 3,7	-	-	87,0	95,4	95,4	96,3	97,4

BP = Betriebsphase;  $P_{ges}$  = Gesamtphosphor; S<sub>i</sub> = Bodenfiltersäule i.

Für die Lavasandfiltersäulen S2 und S6 konnte keine Verschlechterung der  $P_{ges}$ -Ablaufwerte mit zunehmender Betriebszeit beobachtet werden (vgl. Tabelle 4-7). Insgesamt waren S2 und S6 hinsichtlich der P-Entfernung aus dem Grauwasser allen Rheinsandfiltersäulen überlegen. Dabei wurden über den gesamten Untersuchungszeitraum gemittelte  $P_{ges}$ -Eliminationen von  $94,8 \pm 2,6$  % für S2 und  $94,3 \pm 3,7$  % für S6 erreicht (vgl. Tabelle 4-7). Tabelle 4-5 zeigt, dass die  $P_{ges}$ -Konzentration im Zulauf von  $1,2 \pm 0,5$  mg/l auf meist  $< 0,05$  mg/l (BG) in den Auslässen von S2 und S6 vermindert werden konnte. Studien aus der Fachliteratur bestätigen, dass bei einem mittleren Zulaufwert von 5,6 mg/l  $P_{ges}$  die Phosphorentfernung in Lavasand-Pflanzenkläranlagen zur Abwasserreinigung nach langjährigem Betrieb bei 55 – 80 % lag (Bruch et al. 2011b; Alewell et al. 2021). Eine gesteigerte Entfernung von  $P_{ges}$  konnte auch im Rahmen der Untersuchungen im Pilotmaßstab beobachtet werden (siehe Kapitel 4.2.3.4). Gefördert wird die P-Elimination durch den natürlichen Zeolithgehalt des verwendeten Lavasandes von ca. 10 Gew.-% (siehe Kapitel 3.2.4), was mit einem hohen Wasserbindungsvermögen einhergeht und damit zu längeren Kontaktzeiten zwischen durchströmendem Wasser und porösem Medium im Filterkörper führt (Bruch et al. 2011b). Die Beteiligung weiterer Minerale an der Quellung ist ebenfalls möglich (Bruch et al. 2011a). Tracer-Versuche verdeutlichten zusätzlich, dass die Zeit, bis 90 % der Fracht an Tracer-Substanz aus dem Bodenfilter ausgetragen werden, bei S2 (Lavasand) mit im Mittel  $72 \pm 9$  h [ $67 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ] um etwa 36 % höher lag als bei S1 (Rheinsand) mit 53 h [ $74 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ]; vgl. Abbildung F - 2 und Tabelle F - 2 in Anhang F]. Eine gesteigerte Adsorption ist aber nur aufgrund der höheren BET-Oberfläche des Lavasandes mit  $81,9 \text{ m}^2/\text{g}$  im Vergleich zu  $0,66 \text{ m}^2/\text{g}$  für Rheinsand möglich (vgl. Abbildung C - 7 und Abbildung C - 8 in Anhang C). Maßgebend ist die chemische Adsorption über das kovalente Anbinden von  $\text{PO}_4^{3-}$  an den Lavasand (vgl. z. B. Bruch et al. 2011a).

Trotz höherer  $P_{ges}$ -Eliminationsleistungen der Lavasandfilter konnte im Laufe des teils eingestauten Betriebs bei den Rheinsandfiltern S3 und S4 (im Unterschied zu den üblichen Rheinsandfiltersäulen S1 und S5) ein deutliches Abflachen der P-Spitzenwerte festgestellt werden. Von November 2020 bis Juni 2021 (BP 3 – 5; vgl. Tabelle 4-5) wies der Ablauf der

Rheinsandreferenzsäule S1 eine mittlere Konzentration von 0,31 mg/l PO<sub>4</sub>-P mit einem Max.-Wert von 1,6 mg/l PO<sub>4</sub>-P auf, während sich bei S3 der Mittelwert auf 0,21 mg/l PO<sub>4</sub>-P mit einem Max.-Wert von 0,48 mg/l belief. Ein Vergleich der P<sub>ges</sub>-Eliminationen gestaltet sich aber schwierig, da aufgrund der vergleichsweise niedrigen P<sub>ges</sub>-Konzentrationen im Zulauf von im Mittel 1,2 mg/l keine Sättigung der P-Sorptionskapazität im Laufe des Untersuchungszeitraumes eintrat. Die dennoch tendenziell höheren P-Entfernungen bei S3 und S4 (bis maximal 90 – 95 %) im Vergleich zu den übrigen Rheinsandfiltersäulen S1 und S5 (vgl. Tabelle 4-7) können auf die wassergesättigte Adsorberschicht, bestehend aus Anthrazitkohle, zurückgeführt werden. Der Einstau der Dränschicht erhöhte die Kontaktzeit für die Adsorption erheblich (HRT = ca. 1,5 d).<sup>(1)</sup> Üblicherweise entfernen Vertikalfilter mit herkömmlichem Flusssand als Filterschicht aufgrund der kurzen Kontaktzeit zwischen Abwasser und porösem Medium unzureichend P<sub>ges</sub> (Arias und Brix 2005; Stefanakis und Tsihrintzis 2012a). Im Rahmen der in Kapitel 3.2.1.1 beschriebenen Laborversuche konnte die Eignung von Pulveranthrazitkohle zur P-Adsorption nachgewiesen werden. Die maximale Beladung der Sorptionsoberfläche q<sub>max</sub> wurde zu 0,15 mg P pro g Anthrazitkohle bestimmt (vgl. Abbildung F - 1 in Anhang F). Zukünftige Forschungen sollten auch andere Adsorbentmaterialien mit hoher P-Bindungskapazität (vgl. z. B. Arias und Brix 2005, Fehr et al. 2003) einschließen, um weitere Erkenntnisse zu gewinnen.

Die Desorptionslösung aus 5 Gew.-% NaCl und 3 Gew.-% NaOH erwies sich nach einer Drainageeinstauzeit von sieben Tagen als geeignet (vgl. Tabelle F - 1 in Anhang F), um PO<sub>4</sub>-P aus der Anthrazitkohle zu desorbieren. Durch den kurzfristigen, vollständigen Einstau der Anthrazitkohleschicht von S3 mit 7 L Desorptionslösung konnten nach sieben Tagen 109 mg/l PO<sub>4</sub>-P desorbiert bzw. rückgelöst werden, was einem Vielfachen der Zulaufkonzentration entsprach, die im Mittel bei 1,2 ± 0,5 mg/l lag (vgl. Tabelle 4-5).

Bei 7 L errechnet sich eine desorbierte P-Fracht von 763 mg; bezogen auf die S3-Filterfläche<sup>(2)</sup> entspricht dies 11,5 g PO<sub>4</sub>-P/m<sup>2</sup> bei einer Tiefe der Adsorberschicht von 10 cm. Damit wurde das empirisch ermittelte Maximum von 10,5 g PO<sub>4</sub>-P/m<sup>2</sup><sup>(3)</sup> überschritten. Die Beobachtung von biofilmähnlichem Material in der Desorptionslösung weist allerdings auf den Einfluss mikrobiologischer Vorgänge innerhalb der Drainage hin (wie etwa die Biofilmbildung bzw. der Einbau von Phosphor in die Bakterienbiomasse), die zur P-Akkumulation in der Drainage beitragen. Bei der basischen Desorption wurde der biologisch gebundene Phosphor ebenfalls freigesetzt.

Aus der empirisch ermittelten Adsorptionskapazität von 10,5 g P/m<sup>2</sup> für 10 cm Anthrazitkohle lässt sich ableiten, dass bei Zulaufkonzentrationen von 1 – 3 mg/l P<sub>ges</sub>, wie diese im schwach belasteten Grauwasser vorkommen, drei bis vier Regenerationen pro Jahr<sup>(4)</sup> für eine ganzjährige P-Entfernung erforderlich wären. Durch Anpassung der Tiefe (z. B. 20 cm oder

<sup>(1)</sup> HLR = (7 L in wasserführenden Porenräumen der Drainage) ÷ [ca. 70 L/(m<sup>2</sup>-d) × 0,066 m<sup>2</sup>] ≈ 1,5 d

<sup>(2)</sup> A<sub>S3</sub> = (0,29/2)<sup>2</sup> × π = 0,066 m<sup>2</sup>

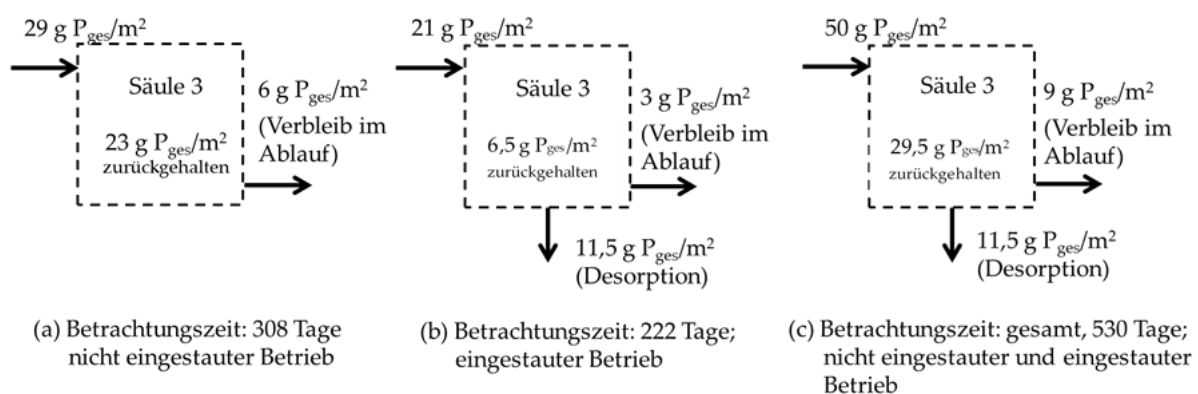
<sup>(3)</sup> Berechnet: 700 kg/m<sup>3</sup> [Schüttdichte Anthrazitkohle, siehe Tabelle C - 3 in Anhang C] × 0,10 m · [Tiefe der Anthrazitkohleschicht] × 0,15 g P<sub>ges</sub>/kg Anthrazitkohle [q<sub>max</sub>; siehe Abbildung F - 1 in Anhang F] = 10,5 g/m<sup>2</sup>

<sup>(4)</sup> Berechnet: 76 L/(m<sup>2</sup>-d) [hydr. Flächenbel. zu S3, siehe Tabelle 4-5] × 1,24 · 10<sup>-3</sup> g P<sub>ges</sub>/l [mittlere Zulaufkonzentration, siehe Tabelle 4-5] × 365 d ÷ 10,5 g PO<sub>4</sub>-P/m<sup>2</sup> = 3,3

eine vollständige Funktionalisierung der Drainage) und/oder die Möglichkeit des zeitweisen Phosphorverbleibs im Ablauf (z. B. im Sommerhalbjahr als Bewässerungswasser) ist unter Umständen nur eine Regeneration pro Jahr erforderlich. Im Rahmen zukünftiger Forschungen sollten weitere regenerierfähige Adsorbentmaterialien mit hoher P-Bindungskapazität herangezogen werden, um einen langjährigen Betrieb der bedarfsgerechten Phosphorelimination bei modifizierten Flussandfiltern sicherzustellen.

Die für die Desorption notwendige Einstauzeit von sieben Tagen lässt sich gut mit der einzuhaltenden Ruhephase für eine Teilfläche des Bodenfilters mit dem Ziel einer Mineralisierung organischer Feststoffe kombinieren (DWA-A 262 2017). Dies verdeutlicht, dass eine Regeneration der Anthrazitkohleschicht im Betrieb (ggf. in Verbindung mit der Rückgewinnung des an Anthrazitkohle adsorptiv gebundenen Phosphors) durch basische Desorption grundsätzlich umsetzbar ist.

In Abbildung 4-9 sind vereinfachte Frachtbilanzen für  $P_{ges}$  an S3 bei Betrachtung unterschiedlicher Zeiträume dargestellt. Hinsichtlich des Zeitraumes mit nicht wassergesättigtem Betrieb (308 Tage) wird deutlich, dass ca. 79 % des Phosphors innerhalb der S3-Rheinsandfilterschicht zurückgehalten wurden und die übrigen 21 % im Ablauf verblieben. In Bezug auf den Zeitraum mit eingestauter Dränschicht (222 Tage) konnten insgesamt ca. 55 % der Säule 3 zugeführten P-Fracht rückgelöst und aufkonzentriert werden (vgl. Abbildung 4-9). Dabei verblieben nur ca. 12,5 % der zugeführten  $P_{ges}$ -Fracht im Ablauf. Die P-Bilanz während der Gesamtbetriebszeit (c) ergibt sich aus der Summe von (a) und (b). Im Vergleich zu Lavasand bietet eine mit Anthrazitkohle funktionalisierte Dränschicht den Vorteil einer Desorption im Betrieb, ohne dass hierfür der gesamte Filterkörper eingestaut werden muss. Dadurch wird eine bedarfsgerechte P-Elimination grundsätzlich ermöglicht.



**Abbildung 4-9:** Frachtbilanzen für  $P_{ges}$  in der Bodenfiltersäule S3 mit 50 cm Filtertiefe und 10 cm in der Dränschicht eingebauter P-Adsorbenschicht (a) während des nicht eingestauten Betriebs, (b) des eingestauten Betriebs der Dränschicht und (c) bei Betrachtung des gesamten Untersuchungszeitraumes.

Insgesamt sind baulich und betrieblich modifizierte Vertikalfilter (d. h. durch den Einbau einer geeigneten Adsorbenschicht in die Drainage und den wassergesättigten Betrieb der

Dränschicht) zur bedarfsgerechten Entfernung von Phosphor bei vergleichsweise geringen  $P_{ges}$ -Zulaufkonzentrationen (bis 3 mg/l), wie diese z. B. in schwach belastetem Grauwasser enthalten sind, geeignet. Die grundsätzliche Umsetzbarkeit bzw. Praxistauglichkeit der bedarfsweisen Phosphorentfernung konnte damit nachgewiesen werden. Langzeitversuche und die Erforschung zusätzlicher Adsorbentmaterialien sind jedoch nach wie vor erforderlich. Um die Verfügbarkeit von Forschungsergebnissen zu verbessern und eine bessere Bewertung von Filtermaterialien zu ermöglichen, sollten zukünftig auch grundlagenorientierte Desorptionsversuche berücksichtigt werden. Darüber hinaus können sich möglicherweise Synergien zwischen einer kombinierten Elimination von Phosphor und organischen Spurenstoffen in der Dränschicht ergeben, sofern adäquate Adsorbentmaterialien gewählt werden. Dieser Aspekt sollte in zukünftigen Forschungsvorhaben Beachtung finden. Je nach Nutzungszweck und Zielsetzung [z. B. weitergehende Phosphorentfernung bei Versickerungsmaßnahmen (vgl. Kapitel 4.3.4) oder Einleitung in empfindliche Gewässer] könnten auch Lavasand-Vertikalfilter zur weitergehenden Phosphorentfernung beitragen.

#### **4.2.2.6 Bor, Calcium, Kalium, Magnesium, Natrium und SAR-Wert**

Tabelle 4-5 verdeutlicht, dass  $B^{3+}$  im Bodenfilter weder entfernt noch umgewandelt wurde. Die Borkonzentrationen lagen im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen stets bei  $< 1,0$  mg/l (vgl. TrinkwV 2016), wie in Kapitel 4.1.8.1 aufgeführt. Deshalb konnte stets eine für die Wasserwiederverwendung geeignete Qualität erreicht werden (vgl. Kapitel 4.3).

Die  $K^+$ -Konzentrationen lagen im Zulauf überwiegend unter 10 mg/l (BG; der Extremwert von 212 mg/l  $K^+$  für synthetisches Grauwasser am 2.12.2020 außen vorgelassen; vgl. Tabelle 4-5). Bei S2 bzw. S6 lagen die  $K^+$ -Ablaufwerte durchschnittlich bei 26,2 mg/l bzw. 28,6 mg/l (vgl. Tabelle 4-5). Beide Lavasandvertikalfilter (S2 und S6, vgl. Tabelle 4-5) gaben unter den untersuchten Bedingungen  $K^+$  an das Ablaufwasser ab, was z. B. die Qualität des Wassers im Falle einer Bewässerung aufwertet (vgl. Kapitel 4.3.1). Tabelle C - 1 in Anhang C zeigt, dass rheinlandpfälzische Lavasande im Regelfall 1 – 3 Gew.-%  $K_2O$  und Lavasand aus der Westeifel 1 – 2,2 %  $K_2O$  enthalten, was die Kaliumauswaschung begründet. Im Ablauf von S1, S3, S4 und S5 (Rheinsandfiltersäulen) wurde hingegen, ähnlich wie im Zulauf, die BG von 10 mg/l  $K^+$  meist unterschritten. Damit wurde Kalium aus dem Rheinsand grundsätzlich nicht ausgetragen.

Hinsichtlich des zweiwertigen Metallions Calcium kann festgehalten werden, dass sich die Konzentrationen im Auslass der untersuchten Rhein- und Lavasandbodenfiltern im Vergleich zum Zulauf ( $22,9 \pm 7,2$  mg/l  $Ca^{2+}$ ) durch die Bodenpassage deutlich anstiegen [ $53,1 \pm 8,4$  mg/l  $Ca^{2+}$  (S1, S3) bis  $58,7 \pm 16,0$  mg/l  $Ca^{2+}$  (S3); vgl. Tabelle 4-5]. Der Anstieg ist ggf. dem Herauslösen von Calcium aus dem Filterkörper geschuldet.  $Mg^{2+}$  wurde, ähnlich wie  $K^+$ , lediglich aus den Lavasandfiltersäulen S2 und S6 ausgelaugt (d. h. herausgelöst und ausgewaschen). Aus Tabelle C - 1 in Anhang C geht hervor, dass Lavasande in RLP typischerweise 3 – 12 %  $MgO$  und Lavasand aus der Westeifel 8 – 14 %  $MgO$  aufweisen, was das Auswaschen von Magnesiumionen begründet. Aus den Ergebnissen lässt sich ableiten, dass die Auslaugung der Härtebildner  $Ca^{2+}$  und  $Mg^{2+}$  zur Erhöhung der Wasserhärte von

3,8°dH im Zulauf auf 8,0 – 8,9°dH im Auslass der Rheinsandfilter S1, S3, S4 und S5 und auf 9,5 – 9,9°dH im Auslass der Lavasandfilter S2 und S6 führte.

Tabelle 4-5 zeigt, dass die Nutzung von synthetischem Grauwasser sowohl im Zulauf als auch im Ablauf Einfluss auf den Mittelwert der Natriumkonzentrationen nahm. In den Rheinsandfiltersäulen (S1, S3, S4 und S5) wurde Natrium weder entfernt noch im Bodenfilter ausgetauscht (vgl. Tabelle 4-5). Die hohen Standardabweichungen können ebenfalls durch die Nutzung von synthetischem Grauwasser begründet werden, das deutlich höhere Na<sup>+</sup>-Konzentrationen aufwies als Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen. Die Lavasandfiltersäulen wiesen im Gegensatz hierzu geringere Natriumablaufkonzentrationen auf, denn Natrium wurde zum Teil im Lavasandfilterkörper zurückgehalten bzw. gegen Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> und/oder K<sup>+</sup> ausgetauscht, wodurch hohe Konzentrationswerte im Grauwasser durch den Lavasandfilter abgepuffert werden konnten. Dieses hydraulische Verhalten ist in Übereinstimmung mit den Erkenntnissen der Tracer-Versuche an S1 und S2 mit Chlorid als Tracer (vgl. Abbildung F - 2 in Anhang F). Dabei gaben S2 und S6 Natrium verzögert an das Ablaufwasser ab. Die höheren EC-Werte von 635 µS/cm (S2) und 602 µS/cm (S6) und damit die höheren Konzentrationen an Gesamtsalzen im Ablauf als im Zulauf (357 µS/cm) verdeutlichen (vgl. Kapitel 4.2.2.10), dass eine Auslaugung der Kationen und nicht nur ein Ionenaustausch erfolgte.

Die stärkere Abnahme des SAR-Wertes, der bei  $4,1 \pm 6,2$  (mmol/l)<sup>1/2</sup> im Zulauf lag und nach der Bodenpassage  $2,2 \pm 0,9$  (mmol/l)<sup>1/2</sup> im Ablauf von S2 und  $1,7 \pm 0,7$  (mmol/l)<sup>1/2</sup> im Ablauf von S6 betrug, lässt sich auf einen partiellen Natriumrückhalt und das gleichzeitige Herauslösen von Magnesium aus dem Filterkörper zurückführen. Im Auslass der Rheinsandfiltersäulen schwankte der SAR-Wert zwischen  $2,9 \pm 4,5$  (mmol/l)<sup>1/2</sup> (S3) und  $4,1 \pm 6,3$  (mmol/l)<sup>1/2</sup> (S4), dabei wurde der Grenzwert von 6 (mmol/l)<sup>1/2</sup> stets eingehalten (DIN 19684-10 2009). Deshalb lag der Natriumadsorptionswert insgesamt in einem für die Bewässerung geeigneten Bereich (vgl. Kapitel 4.3.1).

#### 4.2.2.7 Chlorid und Sulfat

Die Anionen Cl<sup>-</sup> und SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> wurden im Bodenfilter weder eliminiert noch wesentlich verändert. Deshalb eignet sich Chlorid als Tracer-Substanz (vgl. Tracer-Versuche in Anhang F). Im Zulauf zur Anlage lagen die mittleren Konzentrationen bei  $34,0 \pm 24,9$  mg/l Cl<sup>-</sup> (n = 25) und meist < 40 mg/l SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (n = 8; bis auf zwei Ausnahmen: 40,1 mg/l am 02.12.2020 und 100 mg/l am 16.12.2020). In den verschiedenen Abläufen reichten die mittleren Cl<sup>-</sup>-Konzentrationen von 30,9 mg/l (S1) bis 35,6 mg/l (S5). Die Sulfatkonzentrationen lagen meist < 40 mg/l. Somit wurden zu jeder Zeit die geltenden Empfehlungen bzw. Anforderungen an die Wasserwiederverwendung eingehalten (vgl. Kapitel 4.3): < 250 mg/l SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (TrinkwV 2016) bzw. < 70 mg/l Cl<sup>-</sup> für Pflanzen mit geringer Salztoleranz (DIN 19684-10 2009).

#### 4.2.2.8 Tensidentfernung

Tabelle 4-5 führt die Zu- und Ablaufwerte der Tenside für die Bodenfilteranlage am Impulsprojekt Stuttgart auf. Im Zulauf zur kleintechnischen Bodenfilteranlage lag die



durchschnittliche Konzentration an nichtionischen Tensiden bei  $2,5 \pm 1,9$  mg/l, im Ablauf hingegen wurde die BG von 0,20 mg/l meist unterschritten. Eine Ausnahme bildete dabei der Extremwert von 2,4 mg/l am 25.11.2020 in S1 – S4. Daraus folgt, dass die Lava- und Rheinsandvertikalfilter Tenside effektiv entfernten. In der Studie von Liberman et al. (2016) wurden Tensideliminierungen von 88 – 96 % mittels MBR-Anlagen zur Grauwasserbehandlung angegeben (vgl. Tabelle 2-6). Die in dieser Arbeit erreichten Reinigungsleistungen der Bodenfilteranlagen sind mit den Angaben aus der Studie vergleichbar.

Hinsichtlich der Entfernung von anionischen Tensiden wurde unabhängig vom Füllmaterial der Zulaufwert von  $12,1 \pm 18,5$  mg/l auf im Mittel 0,2 – 0,3 mg/l vermindert. Damit gehen durchschnittliche Eliminationen von  $> 91$  % einher.

Kationische Tenside konnten im Grauwasser meist nicht nachgewiesen werden (vgl. Tabelle 4-5), denn das Grauwasser enthielt kein Waschmaschinenabwasser, das typischerweise mit kationischen Tensiden (Weichspüler) belastet ist (vgl. Kapitel 2.4.3.6).

Insgesamt hatten die baulichen und betrieblichen Modifikationen der Vertikalfilter keinen negativen Einfluss auf die Tensidentfernung, die durchgehend als hoch betrachtet werden kann. Dies verdeutlicht die Eignung der untersuchten Bodenfilter zur Tensidentfernung.

#### 4.2.2.9 Keimreduktion

Tabelle 4-8 zeigt die hygienisch-mikrobiologische Parameter im Zu- und Ablauf der kleintechnischen Bodenfilteranlagen. Aufgrund der geringen Anzahl der Proben sind die Ergebnisse und die daraus abgeleiteten Aussagen nur bedingt belastbar. Aus Tabelle 4-8 lässt sich erkennen, dass im Bodenfilter eine Reduktion von 3 log-Stufen (S1, S2, S3, S5, S6) bis hin zu 4 log-Stufen (S4) in Bezug auf die Koloniezahl bei 22°C möglich war. Dabei wurde eine vergleichbare Reduktion der Koloniezahl bei 36 °C erreicht. Ersichtlich ist auch, dass das Wasser nach der Behandlung erwartungsgemäß nicht vollständig von Keimen befreit wurde, da ein Bodenfilter ein biologisch arbeitendes System ist, in dem Bakterien die Reinigungsleistung bewerkstelligen.

**Tabelle 4-8:** Gegenüberstellung der Hygieneparameter im Zulauf (gesiebtes Grauwasser) und im Ablauf der kleintechnischen Bodenfiltersäulen S1 – S6.

Parameter <sup>(1)</sup>	Mittelwert Zulauf (n = 6)	S1 (n = 1)	S2 (n = 1)	S3 (n = 1)	S4 (n = 1)	S5 (n = 1)	S6 (n = 1)
Koloniezahl 22°C in KBE/ml	$6,27 \cdot 10^6$	$1,09 \cdot 10^4$	$1,18 \cdot 10^4$	$3,20 \cdot 10^3$	$1,50 \cdot 10^3$	$2,7 \cdot 10^3$	$4,8 \cdot 10^3$
Koloniezahl 36°C in KBE/ml	$9,15 \cdot 10^6$	$1,11 \cdot 10^4$	$8,50 \cdot 10^3$	$7,60 \cdot 10^3$	$1,90 \cdot 10^3$	$5,8 \cdot 10^3$	$6,7 \cdot 10^3$
<i>Escherichia coli</i> in KBE/100 ml	$2,35 \cdot 10^4$	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
Coliforme Keime in KBE/100 ml	$3,24 \cdot 10^7$	< BG	< 100	$4 \cdot 10^2$	< BG	$6 \cdot 10^2$	< 100
Enterokokken in KBE/100 ml	$8,34 \cdot 10^4$	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG

S<sub>i</sub> = Bodenfiltersäule i; KBE = Koloniebildende Einheit

<sup>(1)</sup> Keine korrespondierenden Proben.

Die durchschnittliche Keimreduktion im Bodenfilter (bezogen auf *E. coli*, coliforme Bakterien und Enterokokken) liegt gemäß DWA (2015) typischerweise bei 1,5 – 2,5 log-Stufen, kann aber im Einzelfall bis zu 5 log-Stufen reichen (DWA 2015). Aus den Messergebnissen aus Tabelle 4-8 wird deutlich, dass die untersuchten Bodenfiltersäulen *E. coli* um 4 log-Stufen verminderten. Dies galt ebenfalls für die intestinalen Enterokokken (Fäkalstreptokokken). Somit waren *E. coli* und Fäkalstreptokokken im aufbereitetem Wasser nicht nachweisbar, weshalb die strengen Anforderungen hinsichtlich *E. coli* und Fäkalstreptokokken an Bewässerungswasser der Eignungsklasse 1 (Trinkwasser), das für die Anwendung in allen Gewächshaus- und Freilandkulturen ohne Einschränkung geeignet ist, eingehalten wurden (vgl. DIN 19650 1999).

Bei den Gesamtcoliformen konnte im Bodenfilter eine Reduktion von 5 – 8 log-Stufen erreicht werden (vgl. Tabelle 4-8), dabei reichten die Keimzahlen im Ablauf je nach Bodenfilter von < BG bis maximal  $6 \cdot 10^2$  KBE/100 ml. Für den Nutzungszweck „Entnahme für die Landwirtschaft – Beregnungswasser für Freilandkulturen“ werden in AGA (1991) Richtwerte für Gesamtcoliforme von  $< 10^3$  KBE/100 ml angegeben. Somit wäre das behandelte Grauwasser auch in Bezug auf Gesamtcoliforme generell als Bewässerungswasser geeignet.

Insgesamt konnte im Bodenfilter hinsichtlich der analysierten Hygieneparameter *E. coli*, Enterokokken und Gesamtcoliforme stets eine  $> 3$  log-Keimreduktion erreicht werden. Daraus folgt, dass die erreichte Keimreduktion deutlich höher lag als bisher in der Fachliteratur für Bodenfilteranlagen angegeben (vgl. Kapitel 2.6.4.2). Dies kann möglicherweise auf eine vereinfachte Behandlung im Bodenfilter durch den Bezug von ausschließlich schwach belastetem Grauwasser zurückzuführen sein. Anhand der Ergebnisse konnten hinsichtlich der Hygiene keine nennenswerten Unterschiede zwischen den baulichen Merkmalen der Bodenfiltersysteme festgestellt werden. Wenngleich teilweise sehr niedrige Keimzahlen nachgewiesen wurden und *E. coli* und Enterokokken in den Auslässen der beiden Bodenfilter nicht nachweisbar waren, bedarf es einer höheren Anzahl von Proben, um die hier erzielten Ergebnisse zu bestätigen. Trotz der hohen Keimreduktionen kann nutzungsabhängig eine nachgeschaltete Desinfektion (z. B. mittels UV-Bestrahlung) erforderlich sein (vgl. Kapitel 4.3).

#### **4.2.2.10 Temperatur, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit**

Tabelle 4-5 verdeutlicht, dass das behandelte Grauwasser zum Zeitpunkt der Probenahme eine Temperatur von im Mittel 21,2°C (S1, S2, S3 und S5) bis 21,7°C (S6) aufwies. Dieses Temperaturniveau entsprach in etwa der durchschnittlichen Temperatur, bei der die mikrobiologischen Prozesse im Bodenfilter abliefen und bildet damit nicht die Temperaturbedingungen in der Praxis ab.

Der pH-Wert, bei dem eine Einstufung im Zusammenhang mit der Eignung zur Bewässerung nicht besteht, ein Richtwert zwischen 6 und 8 jedoch empfohlen wird (DIN 19684-10 2009), fiel trotz des Alkalinitätsverbrauchs durch die Nitrifikation (Tchobanoglous et al. 2014) höher als im Zulauf aus ( $7,5 \pm 0,6$ ; vgl. Tabelle 4-5). Damit variierte der pH-Wert im Ablauf zwischen  $7,9 \pm 0,2$  (S5) bis  $8,3 \pm 0,3$  (S6). Für Bewässerungsmaßnahmen sind pH-Werte  $> 8$  nur bei gleichzeitig hoher Karbonathärte aufgrund der Bindung von  $Mg^{2+}$  und  $Ca^{2+}$  im Boden phytotoxisch (z. B. ÖWAV 407 2016). Gemäß TrinkwV (2016) sind im Trinkwasser pH-Werte

im Bereich von 6,5 bis 9,5 zulässig. Die vorliegenden Ergebnisse zum pH-Wert stehen im Widerspruch zu den Ergebnissen der Untersuchungen im Pilotmaßstab, bei denen nach der Bodenpassage der pH-Wert absank (vgl. Kapitel 4.2.3.10). Eine Ursache könnte die die Auslaugung von Kalk aus dem Filtermedium sein, der sich im durchströmenden Wasser löst und damit basisch wirkt. Diese Auslaugung wird möglicherweise durch die geringe Basekapazität in Trinkwasser aus dem Landkreis Birkenfeld von 0,30 mg/l freier Kohlensäure gefördert (vgl. Trinkwasserprüfbericht für Hoppstädten-Weiersbach in Hilbert 2021). Die geringe Basekapazität zeigt, dass das Trinkwasser gegenüber Basen nur eine geringe Pufferkapazität (pH-Wert-Stabilität) aufweist. Ein weiterer Grund könnte das Fehlen von (ausgewachsenem) Schilfbewuchs in den Filtersäulen sein. Die Schilfpflanzen scheiden über ihre Wurzeln Pflanzenexsudate in Form von H<sup>+</sup>/organischen Säuren aus (vgl. z. B. Chen et al. 2016; Bezbaruah und Zhang 2004) und setzen ebenfalls CO<sub>2</sub> frei (Wurzelatmung), was zu einer pH-Absenkung führt.

Ferner wurden im Ablauf der kleintechnischen Anlage insgesamt höhere EC-Werte ermittelt als im Zulauf. Dabei stieg die elektrische Leitfähigkeit von 357 ± 249 µS/cm in gesiebttem Grauwasser auf 561 ± 344 µS/cm (S1) bis 635 ± 263 µS/cm (S2) im Ablauf an (vgl. Tabelle 4-5). Weiterhin trug der Abbau organisch gebundener Verbindungen in gelöste Ionen (z. B. z. B. N<sub>ges</sub> in NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) zur Erhöhung der Leitfähigkeit im Ablauf bei.

### **4.2.3 Untersuchungen im Pilotmaßstab**

Im vorliegenden Kapitel wird auf die Untersuchungen mittels der Bodenfilteranlagen im Pilotmaßstab von 11.07.20 – 30.11.21 (507 Tage) am Impulsprojekt Stuttgart eingegangen. Dabei wurde schwach belastetes Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken in zwei Vertikalfilterkammern verschiedenen Füllmaterials mit je 2,5 m<sup>2</sup> Filterfläche aufbereitet. Wesentliche Ziele der Untersuchungen umfassten die Bewertung der Eignung der aufgeständerten Bauweise (Einfluss der Temperatur und jahreszeitlicher Schwankungen auf Betrieb und Reinigungsleistung), den Einfluss des Filtermediums auf Betrieb und Reinigungsleistung, die Bewertung der Evapotranspiration sowie die Erprobung der Betriebsstrategie.

#### **4.2.3.1 Überblick**

Tabelle 4-9 gibt einen Überblick über die durch beide Filterkammer erreichten Ablaufwerte in Gegenüberstellung mit dem Zulauf zur Anlage und den Anforderungen an die Wasserwiederverwendung. Die parameterspezifischen Ablaufqualitäten werden in Kapitel 4.2.3.2 bis Kapitel 4.2.3.10 in Detail diskutiert.

**Tabelle 4-9:** Bewachsene Vertikalfilter mit Lavasand (0 – 4 mm) und Rheinsand (0 – 2 mm) als Filterschicht zur Behandlung von gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser aus Gemeinschaftsduschen und Handwaschbecken aus temporären Bauarbeiterunterkünften: Zu- und Ablaufwerte, 09.07.2020 – 30.11.2021.

Parameter	Einheit	Gesiebttes Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken			Lavasand-Bodenfilter HLR <sup>(1)</sup> = 65 ± 16 L/(m <sup>2</sup> ·d) f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 16,4 ± 5,5 g CSB/(m <sup>2</sup> ·d)			Rheinsand-Bodenfilter HLR <sup>(1)</sup> = 75 ± 17 L/(m <sup>2</sup> ·d) f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 19,0 ± 6,2 g CSB/(m <sup>2</sup> ·d)			Anforderungen an die Wasserwiederverwendung
		Mittelwert ± Std.-Abw.	Median (Min – Max)	n	Mittelwert ± Std.-Abw.	Median (Min – Max)	n	Mittelwert ± Std.-Abw.	Median (Min – Max)	n	
		CSB	mg/l	270 ± 137	245 (131 – 1039)	56	4,8 ± 2,4	4,7 (2,5 – 16,8)	56	7,8 ± 4,0	
TN <sub>b</sub>	mg/l	27,3 ± 6,3	26,7 (16,8 – 46,8)	56	24,5 ± 6,6	23,4 (8,9 – 44,2)	56	24,1 ± 6,8	23,7 (10,0 – 51,9)	56	-
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	< 0,23 (BG) – 0,77 <sup>(2)</sup>		6	23,3 ± 6,5	22,5 (8,2 – 42,2)	55	21,5 ± 6,5	21,8 (9,6 – 49,0)	56	< 11,3 (TrinkwV 2016; GrwV 2010)
NO <sub>2</sub> -N	mg/l	< 0,015 (BG)		1	< 0,015		6	0,32 ± 0,30	0,17 (0,01 – 0,95)	13	< 0,15 (TrinkwV 2016; GrwV 2010)
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	15,6 ± 5,5	15,8 (2,8 – 27,4)	56	< 0,015 (BG) – 0,5 <sup>(3)</sup>		46	0,92 ± 1,40	0,14 (0,01 – 4,9)	50	< 0,78 mg/l (DIN 19650 1999) aufgrund mikrobiologisch-hygienischer Bedenken < 0,39 (TrinkwV 2016; GrwV 2010)
P <sub>ges</sub>	mg/l	1,8 ± 0,5	1,8 (1,0 – 3,2)	56	< 0,05 (BG)		55	1,0 ± 0,29	1,06 (0,16 – 1,71)	56	-
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	1,3 ± 0,5	1,3 (0,5 – 2,6)	55	< 0,05 (BG) – 0,08 <sup>(4)</sup>		56	1,04 ± 0,29	1,06 (0,14 – 1,8)	55	< 0,16 (GrwV 2010)
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	mg/l	< 40 (BG) – 49,7 <sup>(5)</sup>		30	42 ± 16	50 (20 – 57)	6	46 ± 17 <sup>(6)</sup>	53 (20 – 62)	7	< 250 mg/l (TrinkwV 2016), sonst korrosiv
Cl <sup>-</sup>	mg/l	54 ± 10	56 (29 – 80)	30	51 ± 10	50 (31 – 69)	30	50 ± 11	50 (24 – 67)	28	Für alle Kulturen geeignet: < 70 mg/l (DIN 19684-10 2009); salzempfindliche Kulturen: < 250 mg/l (ISO 16075-1 2020) < 250 (TrinkwV 2016; GrwV 2010) aufgrund korrosiver Wirkung
Na <sup>+</sup>	mg/l	23,3 ± 7,0	24,3 (5,0 – 38,6)	47	16,0 ± 7,6	15,1 (5,0 – 31,1)	45	25,4 ± 8,5	26,5 (5,0 – 43,9)	49	< 30 mg/l (DIN 19684-10 2009); salzempfindliche Kulturen: < 150 mg/l (ISO 16075-1 2020) < 200 (TrinkwV 2016)

HLR = Hydraulische Flächenbelastung; f<sub>AF,CSB</sub> = CSB-Flächenbelastung; AFS = Abfiltrierbare Stoffe; CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf; TN<sub>b</sub> = Gesamter gebundener Stickstoff; NO<sub>3</sub>-N = Nitratstickstoff; NH<sub>4</sub>-N = Ammoniumstickstoff; P<sub>ges</sub> = Gesamtphosphor; PO<sub>4</sub>-P = Phosphatphosphor.

<sup>(1)</sup> Die hydraulische und CSB-Flächenbelastungen wurden als über den gesamten Untersuchungszeitraum gemittelte Werte angegeben, im Rahmen von Betriebsphasen jedoch gezielt variiert.

<sup>(2)</sup> 4 von 6 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,56 mg/l.

<sup>(3)</sup> 31 von 46 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,1 mg/l.

<sup>(4)</sup> 54 von 56 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,07 mg/l.

<sup>(5)</sup> 26 von 30 Werten < BG; Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 44 mg/l.

<sup>(6)</sup> 10 von 14 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,40 mg/l.

Fortsetzung Tabelle 4-9.

Parameter	Einheit	Gesiebtes Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken			Lavasand-Bodenfilter HLR <sup>(1)</sup> = 65 ± 16 L/(m <sup>2</sup> ·d) f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 16,4 ± 5,5 g CSB/(m <sup>2</sup> ·d)			Rheinsand-Bodenfilter HLR <sup>(1)</sup> = 75 ± 17 L/(m <sup>2</sup> ·d) f <sub>AF,CSB</sub> <sup>(1)</sup> = 19,0 ± 6,2 g CSB/(m <sup>2</sup> ·d)			Anforderungen an die Wasserwiederverwendung
		Mittelwert	Median	n	Mittelwert	Median	n	Mittelwert	Median	n	
		± Std.-Abw.	(Min – Max)		± Std.-Abw.	(Min – Max)		± Std.-Abw.	(Min – Max)		
Ca <sup>2+</sup>	mg/l	61 ± 17	64 (14 – 98)	47	89 ± 22	96 (47 – 121)	45	89 ± 24	95 (13 – 142)	49	-
Mg <sup>2+</sup>	mg/l	9,0 ± 2,5	9,7 (1,8 – 12,4)	47	13,9 ± 4,3	14,3 (5,1 – 21,2)	45	9,8 ± 2,5	10,4 (1,7 – 14,6)	49	-
K <sup>+</sup>	mg/l	< 10 (BG) – 72 <sup>(2)</sup>		50	24 ± 12	22 (10,1 – 86)	45	< 10 (BG) – 24 <sup>(3)</sup>		49	-
SAR	(mmol/l) <sup>1/2</sup>	1,5 ± 0,3	1,5 (0,6 – 2,3)	47	0,8 ± 0,4	0,8 (0,3 – 1,5)	45	1,3 ± 0,3	1,4 (0,3 – 1,9)	49	< 6 (DIN 19684-10 2009), geeignet für die Bewässerung aller Bodenarten
Nichtionische Tenside	mg/l	3,9 ± 3,7	2,7 (1,8 – 16,8)	14	< 0,20 (BG) – 0,24 <sup>(4)</sup>		14	< 0,20 (BG) – 0,26 <sup>(5)</sup>		14	-
Kationische Tenside	mg/l	0,7 ± 0,3	0,6 (0,3 – 1,3)	14	< 0,20 (BG) – 0,57 <sup>(6)</sup>		14	< 0,20 (BG) – 0,73 <sup>(7)</sup>		14	-
Anionische Tenside	mg/l	12,8 ± 3,2	12,1 (9,3 – 21,5)	14	0,42 ± 0,11	0,38 (0,28 – 0,63)	14	0,52 ± 0,23	0,45 (0,25 – 0,99)	14	-
T	°C	16,6 ± 4,8	16,4 (8,1 – 26)	44	13,8 ± 5,9	13,0 (1,4 – 24,7)	50	13,4 ± 5,8	12,4 (1,4 – 24,0)	50	-
pH	-	8,3 ± 0,2	8,3 (7,6 – 8,8)	54	7,5 ± 0,1	7,4 (7,1 – 7,7)	53	7,3 ± 0,1	7,3 (6,9 – 7,6)	53	Empfehlung: 6 – 8 (DIN 19684-10 2009) 6,5 – 9,5 (TrinkwV 2016) Mittlere Salztoleranz: 300 – 800 µS/cm (DIN 19684-10 2009); salzempfindliche Kulturen: < 1400 µS/cm (ISO 16075-1 2020) 2790 bei 25 °C (TrinkwV 2016) aufgrund korrosiver Wirkung
EC	µS/cm	729 ± 47	726 (643 – 837)	44	850 ± 61	844 (752 – 1094)	45	769 ± 90	766 (550 – 1057)	45	

HLR = Hydraulische Flächenbelastung; f<sub>AF,CSB</sub> = CSB-Flächenbelastung; SAR = Natriumadsorptionswert; EC = Elektrische Leitfähigkeit.

<sup>(1)</sup> Die hydraulische und CSB-Flächenbelastungen wurden als über den gesamten Untersuchungszeitraum gemittelte Werte angegeben, im Rahmen von Betriebsphasen jedoch gezielt variiert.

<sup>(2)</sup> 37 von 50 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 15,8 mg/l.

<sup>(3)</sup> 39 von 49 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 12,2 mg/l.

<sup>(4)</sup> 11 von 14 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,22 mg/l.

<sup>(5)</sup> 11 von 14 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,25 mg/l.

<sup>(6)</sup> 13 von 14 Werten < BG, nur am 08.03.2021: 0,57 mg/l.

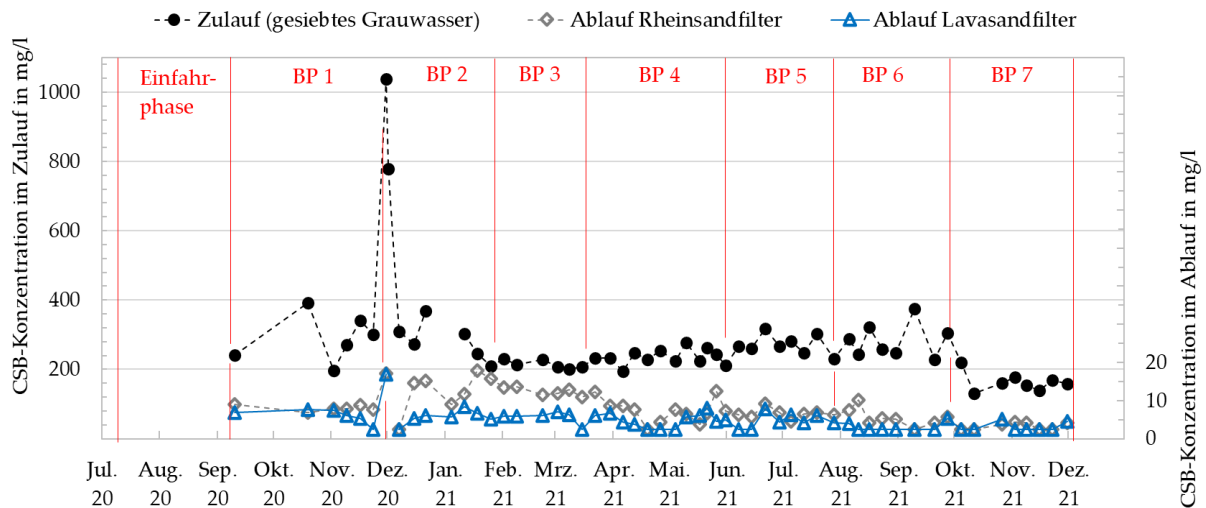
<sup>(7)</sup> 10 von 14 Werten < BG, Mittelwert der innerhalb des Messbereichs liegenden Werte: 0,40 mg/l.

#### 4.2.3.2 Entfernung der organischen Kohlenstoffverbindungen

Im Pilotmaßstab lagen die CSB-Konzentrationen im Bodenfilterzulauf bei  $270 \pm 137$  mg/l (vgl. Tabelle 4-9). Es konnten insgesamt äußerst geringe CSB-Ablaufwerte im Ablauf der Lavasandkammer ( $4,8 \pm 2,4$  mg/l;  $n = 56$ ) und Rheinsandkammer ( $7,8 \pm 4,0$  mg/l;  $n = 56$ ) erreicht werden (vgl. Tabelle 4-9). Dies unterstreicht die Eignung der untersuchten Bodenfilter zur Grauwasserbehandlung hinsichtlich des Kohlenstoffabbaus. Die CSB-Ablaufkonzentrationen der Filtersäulen waren signifikant niedriger als bisher in der Fachliteratur für Vertikalfilter zur Grauwasserbehandlung angegeben (vgl. Tabelle 2-8). Sie lagen in einem ähnlichen Bereich wie übliche Ablaufwerte leistungsfähiger MBR-Anlagen zur Grauwasserbehandlung (vgl. Tabelle 2-6).

Die über die Fracht ermittelte mittlere CSB-Elimination im Lavasandfilter betrug  $98,2 \pm 0,7$  %. Im Rheinsandkompartiment lag diese bei  $97,0 \pm 1,6$  %. Somit übertrafen die erreichten CSB-Eliminationen übliche Reinigungsleistungen von Bodenfiltern zur Grauwasserbehandlung (vgl. Boano et al. 2020); gemäß Arden und Ma (2018) entfernen Vertikalfilter zur Grauwasserbehandlung BSB<sub>5</sub> typischerweise zu 85 %. Die CSB-Eliminationen sind vergleichbar mit denen, die durch leistungsfähige MBR-Anlagen zur Grauwasserbehandlung erreicht werden (vgl. Tabelle 2-6). Die hier ermittelten äußerst hohen CSB-Eliminationen stehen in Einklang mit den Erkenntnissen aus den kleintechnischen Untersuchungen (vgl. Kapitel 4.2.2.3) und beruhen auf der Substratwahl und der Behandlung von ausschließlich leicht verschmutztem Grauwasser.

Die erreichten CSB-Konzentrationen sind in Abbildung 4-10 dargestellt. Im Winterhalbjahr, in dem die mikrobiologische Aktivität deutlich eingeschränkt ist, wurden ebenfalls äußerst niedrige CSB-Ablaufwerte in beiden Filterauslässen gemessen, wenn auch während BP 2 und BP 3 leicht höhere Mittelwerte der CSB-Konzentration im Ablauf des Rheinsandkompartiments zu verzeichnen waren (BP 2: 13,0 mg/l; BP 3: 12,4 mg/l). Eine Verschlechterung der CSB-Ablaufwerte im Ablauf des Lavasandfilters konnte im Winterhalbjahr trotz niedriger Wassertemperaturen nicht beobachtet werden (vgl. Abbildung 4-10 und Tabelle 4-9). Eine Ausnahme bildete die gemessene CSB-Konzentration von 16,8 mg/l im Ablauf des Lavasandfilters am 30.11.2020 (zu Beginn von BP 2), die aber auf den Extremwert der CSB-Konzentration von 1039 mg/l im Bodenfilterzulauf zurückgeführt werden kann (vgl. Abbildung 4-10). Obgleich der mikrobiologische Abbau in Vertikalfiltern als zentraler Mechanismus zur Entfernung organischer Substanzen gilt (vgl. DWA-A 262 2017), spielen auch andere Reinigungsprozesse wie Filtration, Sedimentation und Adsorption eine Rolle bei der Elimination von Kohlenstoff. Die Pflanzen erhöhen den Sauerstoffgehalt in der Rhizosphäre, was die mikrobielle Aktivität fördert. Durch Adsorption von Kohlenstoffverbindungen an dem Filtermaterial und den Pflanzenwurzeln wird die mikrobielle Aktivität ebenfalls gefördert. Die Kombination diverser Reinigungsmechanismen trägt zur Robustheit des Bodenfilterverfahrens und sorgt für nahezu gleichbleibende Konzentrationen im Ablauf bei.



BP = Betriebsphase; CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf. Bei Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) < 5 mg/l wurden bei ausreichendem Datenanteil > BG 0,5·BG (= 2,5 mg/l) angesetzt.

**Abbildung 4-10:** Veränderung der CSB-Konzentration im Zulauf und den Abläufen der Rhein- und Lavasandbodenfilter im Pilotmaßstab in Abhängigkeit der Betriebsphase.

In Bezug auf den Kohlenstoffabbau schnitt der Lavasandfilter insgesamt etwas besser ab als der konventionelle Rheinsandfilter. Dies resultierte einerseits aus der etwas geringeren hydraulischen Flächenbelastung zum Lavasandfilter [ $65 \pm 16 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ] im Vergleich zum Rheinsandfilter [ $75 \pm 17 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ], was in Tabelle 4-9 zu sehen ist. Möglicherweise kann dies durch das höhere Wasserbindevermögen des zeolithhaltigen Lavasandes im Vergleich zu herkömmlichem fluviatilem Sand erklärt werden. Diese Eigenschaft bewirkt bei Kontakt mit Wasser das Aufquellen der Kornstruktur, eine Verengung der wasserführenden Porenräume und eine gleichmäßige Wasserverteilung innerhalb des Filtermediums. Dadurch wird die hydraulische Durchlässigkeit verringert, was die Kontaktzeit zwischen Wasser und Mikroorganismen verlängert (Bruch et al. 2011b) und die Reinigungsleistung verbessert. Die verbesserte Reinigungsleistung des Lavasandes machte sich vor allem während BP 2 und BP 3, der kältesten Betriebsphasen, bemerkbar (vgl. Abbildung 4-10). Aus den Materialeigenschaften in Kapitel 3.2.4 lässt sich ableiten, dass die hydraulische Durchlässigkeit des Lavasandes um den Faktor sieben geringer ist als die des Rheinsandes. Untersuchungen der BET-Oberfläche legen nahe, dass die spezifische Oberfläche des verwendeten Lavasands bei  $81,9 \text{ m}^2/\text{g}$  lag, während der Rheinsand eine spezifische Oberfläche von  $0,66 \text{ m}^2/\text{g}$  aufwies; dazwischen liegt ein Faktor von 125. Die deutlich größere spezifische Oberfläche sorgte im Lavasandbodenfilter für einen verbesserten Kontakt zwischen Filtersubstrat und durchströmendem Wasser, der sowohl den CSB-Abbau als auch generell Sorptionsprozesse förderte (Phosphatphosphorrückhalt und Umsetzung von Ammoniumstickstoff, siehe Kapitel 4.2.3.3 und Kapitel 4.2.3.4).

Ausgehend von einem angenommenen CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnis von 2,0 (DWA 2015) für Grauwasser im Bodenfilterzulauf und üblichen Reinigungsleistungen von 85 % BSB<sub>5</sub> und 75,2 % CSB (Stefanakis et al. 2014) kann für das behandelte Wasser ein CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnis von 3,3 ermittelt werden. Daraus lassen sich theoretische BSB<sub>5</sub>-Ablaufkonzentrationen von im

Mittel 1,4 mg/l für den Lavasandfilter bzw. 2,3 mg/l für den Rheinsandfilter ableiten, wobei die hier erreichten CSB-Eliminationen mit  $\geq 97\%$  deutlich höher lagen als einschlägige Literaturwerte. Deshalb kann unter Berücksichtigung einer weitergehenden Nitrifikation (siehe Kapitel 4.2.3.3) von einer vollständigen BSB<sub>5</sub>-Elimination ausgegangen werden. Damit gilt, dass hinsichtlich des Parameters BSB<sub>5</sub> mehrere Vorgaben in geltenden Normen und Richtlinien für die uneingeschränkte Nutzung von aufbereitetem Wasser eingehalten werden.

Aus den hohen Reinigungsleistungen hinsichtlich des CSB sowie den äußerst niedrigen CSB-Konzentrationen im Ablauf der untersuchten Bodenfilter wird deutlich, dass das Verfahren des Bodenfilters für die Behandlung von ausschließlich leicht verschmutztem Grauwasser (mit einer CSB-Konzentration im Bereich von 300 mg/l) geeignet ist.

#### **4.2.3.3 Umsetzung der Stickstoffverbindungen und Nitrifikation**

Im Zulauf zur Bodenfilteranlage wurden TN<sub>b</sub>-Konzentrationen von  $27,3 \pm 6,3$  mg/l gemessen (siehe Tabelle 4-9). Bezogen auf die Nitrifikation erwies sich der Lavasandbodenfilter bei vergleichbaren Betriebs- und Belastungsbedingungen als leistungsfähiger als der Rheinsandfilter. Im Durchschnitt betrug die TN<sub>b</sub>-Konzentration im Ablauf des Lavasandfilters  $24,5 \pm 6,6$  mg/l ( $23,4 \pm 6,5$  mg/l als NO<sub>3</sub>-N vorliegend), während im Ablauf des Rheinsandfilters  $24,1 \pm 6,8$  mg/l TN<sub>b</sub> und hiervon  $21,5 \pm 6,5$  mg/l NO<sub>3</sub>-N nachgewiesen wurden (siehe Tabelle 4-9). Nitrate werten zwar die Qualität des Bewässerungswassers auf, da sie von den Pflanzen aufgenommen werden. Im Gegensatz dazu ist eine Senkung der Nitratstickstoffkonzentration bei Versickerungsmaßnahmen notwendig (vgl. Tabelle 4-9), insbesondere aufgrund der teils erhöhten Nitratwerte im deutschen Grundwasser (siehe z. B. Klug 2019; vgl. Kapitel 4.3.4). Im Sinne des Verschlechterungsverbot darf der Schwellenwert von 50 mg/l NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (11,3 mg/l NO<sub>3</sub>-N) im Grundwasserleiter nicht überschritten werden (vgl. GrwV 2010).

In den kältesten Betriebsphasen ließen sich im Auslass der Lavasandkammer nur geringe Ammoniumstickstoffkonzentrationen [Min:  $< 0,015$  (BG); Max: 0,5 mg/l NH<sub>4</sub>-N] nachweisen, während kein Nitrit im Ablauf enthalten war. Der verwendete Lavasand hat eine deutlich höhere Kationenaustauschkapazität als herkömmliche fluviatile Sande und kann daher Kationen effektiv über Adsorption festhalten und bei Bedarf wieder freisetzen (Bruch et al. 2011b). Dies verbesserte den Ammoniumrückhalt im Filtermedium deutlich. Durch die Kombination aus hoher KAK und verbesserter Kontaktzeit zwischen nitrifizierenden Bakterien und Substrat, insbesondere aufgrund der Quellfähigkeit (siehe Abbildung F - 2 in Anhang F) und der erhöhten spezifischen Oberfläche des zeolithhaltigen Lavasandes (siehe Abbildung C - 7 in Anhang C) wurde, auch bei sehr niedrigen Wassertemperaturen  $> 5^\circ\text{C}$ , eine weitestgehende Nitrifikation erreicht. Über den Zeitraum von einer Woche lag die Wassertemperatur sogar nahe dem Gefrierpunkt, ohne dass sich die Nitrifikation verschlechterte. Dies ist eine wichtige Erkenntnis, da nach DWA-A 262 (2017) bemessene vertikal durchflossene Bodenfilteranlagen erst bei Ablauftemperaturen von über  $12^\circ\text{C}$  für eine weitergehende Nitrifikation (NH<sub>4</sub>-N  $< 10$  mg/l) mit einem Wirkungsgrad von 85 % bis 90 % bezogen auf N<sub>ges</sub> geeignet sind. Die Nitrifikation läuft bei Abwassertemperaturen unter  $10^\circ\text{C}$  in aller Regel sehr eingeschränkt ab (WEF 1998). Es ist allgemein anerkannt, dass das optimale Temperaturniveau für die Nitrifikation bei  $25 - 35^\circ\text{C}$  liegt, während der Prozess bei



Temperaturen unter 4 – 5 °C so gut wie inhibiert wird (Kuschik et al. 2003; Vymazal 2007). Die Ergebnisse dieser Arbeit für Lavasand stellen jedoch die Erkenntnisse aus der Fachliteratur infrage, da bestimmte Filtermaterialien auch bei niedrigen Wassertemperaturen den Prozess der Nitrifikation verbessern können. Es ist daher wichtig, eine Unterscheidung zwischen den verschiedenen Filtermaterialien vorzunehmen und gezielt Filter- und Adsorbentmaterialien einzusetzen, die den Prozess der Nitrifikation fördern können.

Im Winterhalbjahr wurden im Ablauf des aufgeständerten Rheinsandfilters im Vergleich zum Lavasandfilter zeitweise höhere Konzentrationen an Nitrit ( $0,32 \pm 0,30$  mg/l  $\text{NO}_2\text{-N}$ ; Max: 0,95 mg/l) und leicht höhere Konzentrationen von Ammoniumstickstoff ( $0,92 \pm 1,40$  mg/l; Max: 4,9 mg/l) gemessen (siehe Tabelle 4-9). Der Grund hierfür liegt insbesondere in den niedrigen Wassertemperaturen  $< 12^\circ\text{C}$ , unterhalb derer klassische Rheinsandfilter, die nach deutschem Regelwerk (DWA-A 262 2017) bemessen sind, nicht vollständig nitrifizieren können. Im Gegensatz zum verwendeten Lavasand weisen herkömmliche Rheinsandfilter keine hohe BET-Oberfläche auf (vgl. Kapitel 3.2.4). Insgesamt konnten daher die Schwellenwerte nach GrwV (2010) nicht immer eingehalten werden ebenso wie die Grenzwerte nach TrinkwV (2016). Die hier erreichten  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Ablaufwerte lagen dennoch deutlich unterhalb von 10 mg/l (vgl. DWA-A 262 2017) und damit nur leicht höher als die in Liberman et al. (2016) angegebenen Ablaufwerte, die durch den Einsatz von MBR-Anlagen zur Grauwasserbehandlung erreicht wurden (vgl. Tabelle 2-6).

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass eine weitgehende Nitrifikation bei aufgeständerten Rheinsandfiltern erst ab Wassertemperaturen  $> 12^\circ\text{C}$  zuverlässig ablaufen kann. Dies entspricht den Empfehlungen des technischen Regelwerks für in das Erdreich eingelassene Filter (DWA-A 262 2017). Die klassische Bauweise bietet Vorteile gegenüber dem aufgeständerten Aufbau für Rheinsandfilter, da klassische Vertikalfilter durch Erdwärme gegen Frost geschützt sind, was mit insgesamt höheren Wassertemperaturen einhergeht. Eine deutliche Verschlechterung der Nitrifikation konnte trotz der ungeschützten Außenaufstellung der Lagertanks und der exponierten Lage des aufgeständerten Rheinsandfilters nicht festgestellt werden. Eine weitere Maßnahme zur Steigerung der Nitrifikationsleistung bei reduzierten Temperaturen könnte in Flusssandvertikalfiltern den Einbau von Zeolithen umfassen, wie an S3 im Rahmen der kleintechnischen Untersuchungen realisiert (vgl. Kapitel 4.2.2.4). Dennoch waren die Untersuchungen zur verbesserten Nitrifikation an S3 nicht abschließend, insbesondere aufgrund der vergleichsweise hohen Temperaturen von stets  $> 12^\circ\text{C}$  in der Versuchshalle der RPTU. Zeolithe wurden aber bereits mehrfach zur Verbesserung der Ammoniumstickstoffelimination als Filtermedium in Bodenfiltern verbaut (vgl. z. B. Yalcuk et al. 2010, Huang et al. 2013, Wang et al. 2020a), zumal sie aufgrund ihrer hohen KAK Ammoniumstickstoff zurückhalten können, bis dieser zu Nitratstickstoff umgesetzt wird.

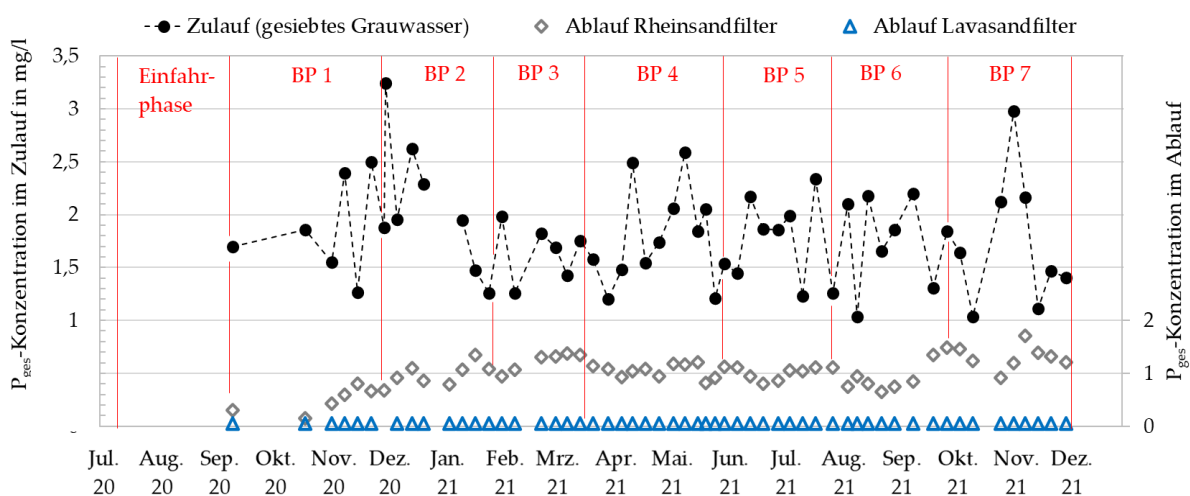
Erwartungsgemäß wurde in den Vertikalfiltern mit Lavasand und Rheinsand als Filterschicht keine weitreichende Stickstoffelimination festgestellt, da im Filterkörper aerobe Milieubedingungen vorherrschten. Die über die Fracht ermittelte  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Elimination lag im Lavasandkompartiment bei im Mittel  $12,8 \pm 26,7$  %, während der Rheinsandfilter eine ähnliche  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Eliminationsleistung von im Mittel  $12,6 \pm 26,4$  % erbrachte. Die hohen

Standartabweichungen gehen zum Teil auf zeitweise negative Eliminationen zurück, vor allem im Frühjahr. Grund hierfür ist, dass das Schilf nicht geerntet, sondern auf die Filteroberfläche als Streuschicht gelegt wurde (vgl. Abbildung 4-13). Damit kam es zu einer teilweisen Rücklösung der in der abgestorbenen Pflanzenbiomasse biologisch gebundenen Nährstoffe, was im Ablauf zeitweise höhere  $N_{ges}$ -Konzentrationen bedingte als im Zulauf.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass Lavasandfilter bei niedrigen Wassertemperaturen eine weitgehende Nitrifikationsleistung erbringen und neben der klassischen, in den Boden eingelassenen Bauweise aufgeständert ausgeführt werden können. Die Ergebnisse dieser Arbeit belegen, dass sie bereits bei Wassertemperaturen  $> 5^{\circ}\text{C}$  zur weitgehenden Nitrifikation geeignet sind. Für Rheinsandvertikalfilter gilt, dass sie nur bei Wassertemperaturen  $> 12^{\circ}\text{C}$  für eine weitergehende Nitrifikation geeignet sind. Dabei ist jedoch eine differenzierte Betrachtung der verschiedenen Filtermaterialien erforderlich. Es besteht die Möglichkeit, dass durch den Einsatz von Zusatzmaterialien wie etwa Zeolithen eine Verbesserung der Nitrifikation erreicht werden kann. Insgesamt eröffnet die aufgeständerte, modulare Bauweise zahlreiche Planungsmöglichkeiten in städtischen Gebieten, wie beispielsweise die Platzierung von Bodenfiltern auf gepflasterten Höfen, Dächern oder Carports sowie temporäre Nutzungen. Dies kann dazu beitragen, Konflikte um die Flächenkonkurrenz in besiedeltem Raum zu entschärfen (vgl. Kapitel 4.3.2).

#### 4.2.3.4 Rückhalt der Phosphorverbindungen

In Bezug auf Phosphor wurde mit fortschreitender Betriebszeit eine leichte Abnahme der Eliminationsleistung im Ablauf des Rheinsandfilters beobachtet (vgl. Abbildung 4-11), was mit den Erkenntnissen aus den kleintechnischen Untersuchungen (vgl. Kapitel 4.2.2.5) und der Fachliteratur (siehe z. B. Stefanakis et al. 2014) übereinstimmt. Eine Phosphorsättigung im Filterkörper konnte im Untersuchungszeitraum nicht beobachtet werden, insbesondere aufgrund der geringen  $P_{ges}$ -Zulaufkonzentrationen.



**Abbildung 4-11:** Veränderung der  $P_{ges}$ -Konzentration im Zulauf und den Abläufen der Rhein- und Lavasandbodenfilter im Pilotmaßstab in Abhängigkeit der Betriebsphase.

Im Untersuchungszeitraum betrug die durch die Fracht ermittelte mittlere Elimination für  $P_{ges}$  im Rheinsandfilter  $43,5 \pm 24,4$  %. Analog zu  $N_{ges}$  wurden außerhalb der Vegetationsperiode teilweise auch negative Einzelwerte für die  $P_{ges}$ -Elimination beobachtet, etwa  $-23,2$  % in BP 7. Dies deutet auf eine partielle Rücklösung des Phosphors hin, der in der Pflanzenbiomasse als organisch gebunden vorlag. Das Lavasandkompartiment wies hingegen stets  $P_{ges}$ -Ablaufwerte von  $< 0,05$  mg/l (BG) auf (siehe Tabelle 4-9 und Abbildung 4-11), was abhängig von der Zulaufqualität mit P-Eliminationen von  $> 95,5 - 98,4$  %  $P_{ges}$  einhergeht und Befunde der Fachliteratur über eine verbesserte Phosphorentfernung in Lavasand-Pflanzenkläranlagen validiert (Bruch et al. 2011b; Alewell et al. 2021). Der P-Rückhalt wird durch den hohen natürlichen Zeolithgehalt vom Lavasand (Alewell et al. 2021) und die verlängerte Kontaktzeit zwischen durchströmendem Wasser und porösem Medium gesteigert (Bruch et al. 2011b). Zudem verbessert die deutlich höhere spezifische BET-Oberfläche vom Lavasand ( $81,9$  m<sup>2</sup>/g; vgl. Abbildung C - 7 in Anhang C) die chemische Adsorption von Phosphor. Im Vergleich lag die BET-Oberfläche vom untersuchten Rheinsand um den Faktor 125 geringer (vgl. Abbildung C - 7 in Anhang C).

Insgesamt lässt sich festhalten, dass im Gegensatz zu Bodenfiltern mit fluviatilem Sand als Filterschicht der untersuchte Lavasandvertikalfilter bei vergleichsweise geringen  $P_{ges}$ -Zulaufkonzentrationen ( $1 - 3$  mg/l), wie diese z. B. in schwach belastetem Grauwasser enthalten sind, und hydraulischen Flächenbelastungen im Bereich von  $80$  L/(m<sup>2</sup>·d) für eine weitestgehende Phosphorelimination geeignet sind. Eine Abnahme des P-Rückhalts nach langjährigem Betrieb kann jedoch nicht ausgeschlossen werden.

#### 4.2.3.5 Calcium, Kalium, Magnesium, Natrium und SAR-Wert

Kalium lag im Grauwasser und im Ablauf des Rheinsandfilters meist unterhalb der Bestimmungsgrenze von  $10$  mg/l (vgl. Tabelle 4-9), was darauf schließen lässt, dass keine wesentliche Zu- oder Abnahme der Konzentration eintrat, was im Einklang mit den Erkenntnissen aus den kleintechnischen Untersuchungen ist (vgl. Kapitel 4.2.2.6). Im Gegensatz hierzu wurde eine mittlere  $K^+$ -Konzentration im Auslass des Lavasandfilters von  $24 \pm 12$  mg/l nachgewiesen (vgl. Tabelle 4-9), was verdeutlicht, dass Kalium aus dem Lavasandfilterkörper zum Teil ausgetragen wurde.

Die durchschnittliche  $Mg^{2+}$ -Konzentration stieg von  $9 \pm 2,5$  mg/l im Zulauf auf  $13,9 \pm 4,3$  mg/l im Ablauf des Lavasandfilters an, während sich der  $Ca^{2+}$ -Gehalt von  $61 \pm 17$  mg/l auf  $89 \pm 22$  mg/l im Ablauf erhöhte (vgl. Tabelle 4-9). Dies verdeutlicht, dass sowohl  $Ca^{2+}$  als auch  $Mg^{2+}$ , analog zu Kalium, aus dem Lavasandfilter ausgelaugt wurden. Eine  $Ca^{2+}$ -Auswaschung wurde im Gegensatz zu Magnesium auch im Auslass des Rheinsandfilters mit  $89 \pm 24$  mg/l  $Ca^{2+}$  beobachtet (siehe Tabelle 4-9). Die Magnesiumkonzentration im Auslass des Rheinsandfilters belief sich hingegen auf  $9,8 \pm 2,5$  mg/l; die leichte Erhöhung des Mittelwertes der Konzentration liegt in der Evapotranspiration von im Mittel  $9,4$  % der Zulaufmenge begründet (vgl. Kapitel 4.3.1). Wie auch im Rahmen der kleintechnischen Untersuchungen beobachtet, führte die Ausspülung von Calcium und im Falle von Lavasandfilter auch von Magnesium zu einer Erhöhung der Wasserhärte. Diese stieg von  $10,6^\circ$ dH im Zulauf auf  $16,7^\circ$ dH im Ablauf des Lavasandfilters und auf  $15,7^\circ$ dH im Auslass des Rheinsandfilters. In geringerem Maße trug auch die Evapotranspiration zur Aufkonzentrierung der gelösten Magnesium- und Calciumionen bzw. zur Erhöhung der Wasserhärte bei.

Natrium passierte den Rheinsandfilter unverändert (vgl. Tabelle 4-9), wurde aber im Lavasandfilter partiell zurückgehalten bzw. ausgetauscht, wie auch im kleintechnischen Maßstab beobachtet. Im Mittel lag die über die Fracht ermittelte Na<sup>+</sup>-Entfernung im Lavasandfilter bei 22,8 %. Diese Erkenntnis ist gerade bei Nutzung von zeolithhaltigem Lavasand in Retentionsbodenfiltern zur Behandlung von Straßenabflüssen wichtig. In Anlehnung an DWA-A 178 (2019) muss eine ausreichende Basen- bzw. Carbonatausstattung (Calciumcarbonatgehalt von  $\geq 20$  Gew.-%) gewährleistet werden, da im Winter solche RBF mit erheblichen Tausalzfrachten beaufschlagt werden können. Dies kann, besonders in Filtern mit hohen abschlämmbaren Anteilen wie Lavasand (DWA-A 178 2019), durch den Austausch von Ca<sup>2+</sup> und Mg<sup>2+</sup> mit Na<sup>+</sup> zu einer Destabilisierung des Bodengefüges und nachfolgender innerer Kolmation führen.

Der SAR-Wert in Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften lag deutlich niedriger als der in Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen, was auf die verhältnismäßig höheren Ca<sup>2+</sup>- und Mg<sup>2+</sup>-Anteile im Stuttgarter Trinkwasser im Vergleich zu Trinkwasser aus dem Landkreis Birkenfeld zurückgeführt werden kann. Der SAR-Wert konnte im Grauwasser aus Stuttgart von  $1,5 \pm 0,3$  (mmol/l)<sup>1/2</sup> im Zulauf auf  $0,8 \pm 0,4$  (mmol/l)<sup>1/2</sup> im Auslass des Lavasandfilters und auf  $1,3 \pm 0,3$  (mmol/l)<sup>1/2</sup> im Auslass des Rheinsandfilters vermindert werden. Die stärkere Abnahme des Natriumadsorptionswerts im Lavasandfilter lässt sich durch die Kalkauslaugung aus dem Filterkörper und den teilweisen Rückhalt von Na<sup>+</sup> begründen. Im Rheinsandfilter wurde lediglich Ca<sup>2+</sup> ausgewaschen, während Mg<sup>2+</sup> und Na<sup>+</sup> weitgehend unverändert blieben.

#### 4.2.3.6 Chlorid und Sulfat

Chloride und Sulfate wurden im bewachsen Bodenfilter nicht wesentlich umgewandelt (vgl. Tabelle 4-9). Im Zulauf zur Anlage lagen die durchschnittlichen Konzentrationen bei  $54 \pm 10$  mg/l Cl<sup>-</sup> (n = 30) und meist < 40 mg/l SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (n = 30). Im Lavasandfilterablauf betrugen die Konzentrationen  $51 \pm 10$  mg/l Cl<sup>-</sup> und meist  $42 \pm 16$  mg/l SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (n = 6). Im Rheinsandauslass lagen die Konzentrationen im ähnlichen Bereich mit  $50 \pm 11$  mg/l Cl<sup>-</sup> und  $46 \pm 17$  mg/l SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (n = 7). Die höheren Sulfatkonzentrationen im Ablauf können darauf zurückgeführt werden, dass die Anzahl der Proben im Ablauf deutlich niedriger ausfiel als im Zulauf. Zudem wurde der Ablauf auf Sulfat nur dann untersucht, wenn die Konzentration im Zulauf bei > BG lag. Es kann damit angenommen werden, dass Sulfat im Bodenfilter nicht wesentlich verändert wurde. Insgesamt wurden zu jeder Zeit die geltenden Empfehlungen bzw. Anforderungen an die Wasserwiederverwendung erfüllt (vgl. Kapitel 4.3): < 250 mg/l SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (TrinkwV 2016) und < 70 mg/l Cl<sup>-</sup> für Pflanzen mit geringer Salztoleranz (DIN 19684-10 2009).

#### 4.2.3.7 Tensidentfernung

Tenside wurden von beiden Filtermedien effektiv entfernt (vgl. Tabelle 4-9). Im Zulauf zum Bodenfilter lag der Gehalt an nichtionischen Tensiden im Mittel bei  $3,9 \pm 3,7$  mg/l. Die Konzentration kationischer Tenside betrug durchschnittlich  $0,7 \pm 0,3$  mg/l, während die Konzentration anionischer Tenside zu  $12,8 \pm 3,2$  mg/l bestimmt wurde. Aufgrund des

fehlenden Waschmaschinenabwassers konnten lediglich geringe Konzentrationen kationischer Tenside nachgewiesen werden. Dies konnte im Rahmen der kleintechnischen Untersuchungen ebenfalls beobachtet werden (vgl. Kapitel 4.2.2.8). Im Auslass der Lavasand- und Rheinsandfilter lagen die Konzentrationen für nichtionische und kationische Tenside überwiegend bei  $< 0,20$  mg/l (BG, vgl. Tabelle 4-9), was auf eine hohe Reinigungsleistung schließen lässt. Im Auslass des Lavasandfilters lag die Konzentration anionischer Tenside im Mittel bei nur noch  $0,42 \pm 0,11$  mg/l. Im Ablauf des Rheinsandkompartiments betrug sie  $0,52 \pm 0,23$  mg/l. Damit gehen über die Fracht ermittelte mittlere Eliminationsraten von  $96,4 \pm 1,5$  % für den Lavasandfilter und  $95,9 \pm 1,8$  % für den Rheinsandfilter einher. Die ermittelten Eliminationen liegen am oberen Ende des von Liberman et al. (2016) angegebenen Bereichs von 88 – 96 % für die Tensidentfernung mittels MBR-Anlagen zur Grauwasserbehandlung (vgl. Tabelle 2-6).

Diese Erkenntnisse bestätigen die Erkenntnisse aus Kapitel 4.2.2.8. Daraus kann gefolgert werden, dass sich die untersuchten Vertikalfilter ebenfalls zur Tensidentfernung eignen.

#### **4.2.3.8 Entfernung der organischen Mikroverunreinigungen**

Eine Zusammenstellung der Messergebnisse zur Mikroschadstoffentfernung aus gesiebttem Grauwasser durch den Einsatz von Lavasand- und Rheinsandbodenfiltern ist in Tabelle F - 4 in Anhang F hinterlegt. Dabei wurden für Vergleichszwecke ebenfalls Spurenstoffkonzentrationen nach der UV-Entkeimung aufgeführt.

Die Reinigung im Bodenfilter beruht auf dem Zusammenwirken physikalischer, chemischer und biologischer Vorgänge wie etwa Sorption, Filtration, Fällung, mikrobiologischer Abbau und Phytoremediation (DWA-A 262 2017). Die Sorption umfasst die Absorption (Hydrophobie) und die Adsorption (elektrostatische Wechselwirkungen). Zur Abschätzung der Hydrophobie wird der Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient  $K_{ow}$  herangezogen.  $K_{ow}$ -Werte  $> 4,5$  (Beier 2010) zeigen an, dass ein Stoff lipophil ist und demnach zur Sorption neigt (Sipma et al. 2010).

Ibuprofen und Ibuprofen-Abbauprodukte wurden von beiden Bodenfilterkammern sicher entfernt und im Ablauf nicht bzw. nur in geringen Konzentrationen nachgewiesen (vgl. Tabelle F - 4 in Anhang F). Grund hierfür ist, dass Ibuprofen als sehr gut biologisch abbaubar gilt (Wellbrock et al. 2019).

Laut Fachliteratur ist bei den meisten Arzneimitteln die Elimination durch Sorption in aller Regel nicht relevant, insbesondere aufgrund der geringen Partikelaffinität (Sipma et al. 2010).

Diclofenac lag mit einer Konzentration von  $0,24 \pm 0,15$  µg/l ( $n = 7$ ) im Ablauf des Rheinsandfilters höher als im Zulauf (vgl.  $0,053 \pm 0,032$  µg/l). Im Auslass des Lavasandfilters wurde Diclofenac mit geringeren Konzentrationen ( $0,07 \pm 0,03$  µg/l;  $n = 7$ ) gemessen als im Auslass des Rheinsandfilters (vgl. Tabelle F - 4 in Anhang F). Dies lässt den Schluss zu, dass der Lavasandfilter Diclofenac besser entfernte als der konventionelle Rheinsandfilter. Eine klare Beurteilung der Reinigungsleistung im Bodenfilter in Bezug auf Diclofenac gestaltet sich als schwierig, da die Probenmenge begrenzt und keine direkt vergleichbaren Proben

vorhanden waren (vgl. Kapitel 3.3.2.2). Diclofenac hat weder eine hohe Affinität zur Sorption, noch ist es gut biologisch abbaubar (Papageorgiou et al. 2016). Bei kleinen Anlagen können Spitzenwerte auftreten, die nicht repräsentativ für das gesamte System sind. In aller Regel begünstigt ein hohes Schlammalter (> 150 Tage) die Entfernung von schwer biologisch abbaubarem Diclofenac und anderen Mikroschadstoffen. Denn spezialisierte Mikroorganismen können sich anreichern und an das Substrat anpassen (vgl. Vieno und Sillanpää 2014). Es kann grundsätzlich davon ausgegangen werden, dass sich mit zunehmender Betriebszeit geringere Ablaufwerte für Diclofenac erzielt werden. Dennoch können die schwankenden Zulaufbelastungen in dezentralen Einheiten die Anreicherung solcher Mikroorganismen erschweren.

Im Zulauf zu kommunalen Kläranlagen sind Konzentrationen von im Mittel 2,1 µg/l (0,3 – 4,1 µg/l) Diclofenac üblich, wobei diese Substanz in aller Regel mit Eliminationen von < 20 % schlecht entfernt wird (Venditti et al. 2022b). Matamoros et al. (2007) wiesen für einen bepflanzten Vertikalfilter zur Behandlung von kommunalem Abwasser mit Sand als Filterschicht [Zulauf: 0,82 µg/l (0,48 – 1,28 µg/l)] eine Elimination für Diclofenac von 73 ± 3 % nach. Im Gegensatz dazu zeigten Venditti et al. (2022b), dass Vertikalfilter als *Polishing*-Stufe zur Behandlung von Kläranlagenablauf [1,52 µg/l (0,48 – 2,51) µg/l Diclofenac] Eliminationsleistungen von im Mittel 99 % erbrachten, was in Ablaufwerten von 0,011 µg/l (0,04 – 0,031 µg/l) resultierte. Die hohen Diclofenac-Eliminationen sind laut Venditti et al. (2022a) auf die gewählten Filtermedien, die für eine Biosorption förderlich sind, sowie die Beschickungsstrategie (drei tägliche Beschickungsereignisse; Beschickungszeit: 30 Minuten; Intervall zwischen Beschickungen: 8 Stunden) zurückzuführen.

Squalen (Zulauf: 68,8 ± 34,8 µg/l) konnte im Ablauf des Lavasandfilters mit 0,50 ± 0,42 µg/l nachgewiesen werden (Elimination: 99,2 ± 0,9 %), wobei im Rheinsandfilterablauf die durchschnittliche Konzentration mit 1,68 ± 2,55 µg/l Squalen etwas höher lag (vgl. Tabelle F - 4 in Anhang F). Damit geht eine hohe Elimination von 97,7 ± 3,3 % einher. Koffein ( $K_{ow} = -0,07$ ) und Nicotin ( $K_{ow} = 1,17$ ) [vgl. GESTIS 2023], auch Indikatoren für Verunreinigungen mit Urin bzw. Fäkalien, wurden in beiden Kammern weitgehend entfernt; die Tatsache, dass diese Stoffe niedrige  $K_{ow}$ -Werte aufweisen, deutet darauf hin, dass sie nicht überwiegend über Sorption entfernt wurden. Es konnten auch hier tendenziell bessere Reinigungsleistungen durch den Lavasandfilter erreicht werden, was auf die längere Kontaktzeit zurückgeführt werden kann, verglichen mit dem Rheinsandfilter. Cholesterin, Phenole, Kresole und Desinfektionsmittel konnten in beiden Kammern weitgehend entfernt werden (vgl. Tabelle F - 4 in Anhang F). Phenol weist einen  $K_{ow}$ -Wert von 1,5 auf, während Phenoxyethanol (Desinfektionsmittel) einen  $K_{ow}$ -Wert von 1,16 aufweist (GESTIS 2023). Beide Stoffe sind gut wasserlöslich und zeigen keine Tendenz zur Sorption, was darauf hindeutet, dass sie im Filter hauptsächlich durch den mikrobiologischen Abbau entfernt wurden. Im Gegensatz hierzu weist Cholesterin einen  $K_{ow}$ -Wert von 9,5 auf (GESTIS 2023), was die Neigung zur Sorption unterstreicht. Darüber hinaus erwies sich der Lavasandfilter hinsichtlich der Entfernung von Fäkal- und Urinverunreinigungen als leicht besser geeignet als der klassische Rheinsandfilter.

Der Weichmacher Triethylcitrat (Zulauf: 10,9 ± 7,1 µg/l) konnte im Lavasandfilter zu 88,8 ± 11,4 % und im Rheinsandfilter zu 92,4 ± 2,6 % eliminiert werden, wenn auch der

Mikroschadstoff weiterhin im Auslass von beiden Kammern mit  $0,93 \pm 0,49 \mu\text{g/l}$  (Lavasandfilter) und  $0,76 \pm 0,32 \mu\text{g/l}$  (Rheinsandfilter) nachweisbar war (vgl. Tabelle F - 4 in Anhang F). Triethylcitrat weist einen  $K_{ow}$ -Wert von 0,71 (Inostroza Bustos 2016) auf und ist deshalb wenig sorptionsfähig.

Alkanolen und Alkoxylenen, die typische Duftstoffe von Kosmetika sind (Schnuch und Griem 2018), wiesen ein gutes Abbauverhalten im Bodenfilter auf (vgl. Tabelle F - 4 in Anhang F). Der Lavasandfilter schien, ähnlich wie bei den Indikatoren Fäkalien, synthetische Duftstoffe verhältnismäßig besser zu eliminieren als der Rheinsandfilter (vgl. Tabelle F - 4 in Anhang F). Möglicherweise lässt sich dies auf eine verbesserte Sorption im Lavasandfilter aufgrund der höheren BET-Oberfläche (vgl. Kapitel 3.2.4) und der porösen Struktur des Lavasandes zurückführen.

Im Zulauf zum Bodenfilter konnten  $1,4 \pm 3,1 \mu\text{g/l}$  alpha-Isomethylionon (Duftstoff, der oft Deodorants und Parfums zugesetzt wird) nachgewiesen werden. Im Ablauf des Lavasandfilters waren  $0,03 \pm 0,01 \mu\text{g/l}$  nachweisbar, wobei der Ablauf des Rheinsandfilters noch  $0,28 \pm 0,58 \mu\text{g/l}$  alpha-Isomethylionon enthielt. Auch hier können die hohe BET-Oberfläche und das hohe Wasserbindevermögen vom Lavasand zu besserer Spurenstoffelimination geführt haben. Nichtsdestotrotz waren Metabolite synthetischer Duftstoffe, z. B. Moschus-Galaxolid (HHCB) und Patchouli-Ethanon (OTNE; Amber), in beiden Abläufen zum Teil noch nachweisbar (vgl. Tabelle F - 4 in Anhang F). Tonalid ist ein Stoff mit hohem  $K_{ow}$ -Wert von 5,6 (Ávila et al. 2014) und damit hoher Partikelbindung. Dieser wurde überwiegend über Sorptionsprozesse entfernt. Ähnliches gilt für Galaxolid.

Ferner trug die nachgeschaltete UV-Desinfektion zur weiteren Entfernung organischer Duftstoffe und ihrer Abbauprodukte bei. Ein Beispiel hierfür ist OTNE-OX, ein Abbauprodukt von OTNE. Die Konzentration von OTNE-OX lag im Ablauf bei im Mittel  $1,4 \mu\text{g/l}$  (Lavasand) und  $1,6 \mu\text{g/l}$  (Rheinsand). In UV-hygienisiertem Ablauf war die Substanz hingegen nur noch mit einer Konzentration von  $0,16 \mu\text{g/l}$  enthalten.

Hinsichtlich der Entfernung im Bodenfilter waren die Phosphorflammschutzmittel TCEP (Zulauf:  $0,09 \pm 0,03 \mu\text{g/l}$ ) und TCPP (Zulauf:  $1,5 \pm 0,03 \mu\text{g/l}$ ) im Ablauf des Bodenfilters mit  $0,13 \pm 0,15 \mu\text{g/l}$  TCEP (Lavasand) und  $0,10 \pm 0,11 \mu\text{g/l}$  TCEP (Rheinsand) sowie  $0,11 \pm 0,08 \mu\text{g/l}$  TCPP (Lavasand) und  $0,10 \pm 0,06 \mu\text{g/l}$  TCPP (Rheinsand) nachweisbar (vgl. Tabelle F - 4 in Anhang F), dabei wurde TCPP in beiden Kammern zu  $> 90 \%$  entfernt. Im Gegensatz dazu konnten Venditti et al. (2022b) bei der Behandlung von Kläranlagenablauf [ $3,0 \mu\text{g/l}$  ( $1,1 - 5,2 \mu\text{g/l}$ ) TCPP] lediglich  $26 \%$  Elimination nachweisen. Die schlechte Elimination in der Studie kann auf höhere hydraulische Flächenbelastungen in Kombination mit höheren Zulaufkonzentrationen der Substanz (vgl. Venditti et al. 2022b) zurückgeführt werden. Daraus folgt, dass das Auftreten von Phosphorflammschutzmitteln im Grauwasser nicht untypisch ist und die Aufbereitung in den untersuchten Bodenfiltern zu geringen Konzentrationen an Phosphorflammschutzmitteln in aufbereitetem Wasser führte.

Abgesehen von vereinzelt Ausnahmen erwies sich das Verfahren des Bodenfilters, das auf dem Zusammenwirken unterschiedlichster Vorgänge (Filtration, Adsorption, Fällung, mikrobiologischer Abbau etc.) beruht, hinsichtlich der Spurenstoffelimination als gut bis sehr

gut geeignet. Bis auf Tetramethylpiperidon (sofern vorhanden) und die Abbauprodukte Galaxolidon-I und Galaxaxolidon-II, OTNE-OX, Phenylethanol und Diclofenac konnten Eliminationen von überwiegend > 85 %, oft > 99 % oder vergleichsweise niedrige Konzentrationen (z. B. TCEP) im Ablauf erreicht werden. Die niedrigen Konzentrationen waren aber vor allem dadurch bedingt, dass leicht verschmutztes Grauwasser diese Mikroschadstoffe oft nur in geringeren Konzentrationen enthält. Zudem entfernte der Lavasandfilter Spurenstoffe und deren Metaboliten tendenziell besser als herkömmliche Rheinsandfilter. Eine nachgeschaltete UV-Entkeimung kann zum weiteren Abbau organischer Mikroschadstoffe beitragen.

#### 4.2.3.9 Keimreduktion und Hygienisierung

In Tabelle 4-10 ist die hygienisch-mikrobiologische Beschaffenheit des Zu- und Ablaufes der Bodenfilteranlage im Pilotmaßstab aufgeführt. Dabei wurde ebenfalls der UV-hygenisierte, gemischte Ablauf auf Keime untersucht, um Rückschlüsse auf die Wirksamkeit der nachgeschalteten Desinfektion zu ziehen.

**Tabelle 4-10:** *Hygienisch-mikrobiologische Beschaffenheit des Zulaufes (gesiebtes Grauwasser) und Ablaufes der Bodenfilteranlage im Pilotmaßstab (Auslass Lavasand- und Rheinsandfilter) sowie des hygienisierten Grauwassers (gemischter Ablauf).*

Parameter	Gesiebtes Rohgrauwasser	Ablauf Lavasand-filter (n = 4)	Ablauf Rheinsand-filter (n = 4)	UV-hygenisierter Ablauf (n = 4)
Koloniezahl 22°C in KBE/ml	$(3,95 \pm 0,98) \cdot 10^6$ (n = 4)	$(2,67 \pm 2,53) \cdot 10^3$	$(1,92 \pm 1,69) \cdot 10^2$	52
<i>Escherichia coli</i> in KBE/100 ml	$(2,68 \pm 0,90) \cdot 10^5$ (n = 4)	332 ± 453	75 ± 60	18 ± 21
Coliforme Keime in KBE/100 ml	$(7,59 \pm 6,43) \cdot 10^7$ (n = 3)	$(1,05 \pm 1,24) \cdot 10^5$	$(4,64 \pm 3,84) \cdot 10^3$	113 ± 77
Enterokokken <sup>(1)</sup> in KBE/100 ml	$(7,69 \pm 3,47) \cdot 10^3$ (n = 4)	5 ± 6	2 ± 1	0

KBE = Koloniebildende Einheit.

<sup>(1)</sup> Ohne den Einsatz von Antibiotika.

Aus den Keimzahlen in Tabelle 4-10 wird deutlich, dass hinsichtlich der Koloniezahl bei 22 °C konzentrationsbezogen eine Reduktion von ca. 3 – 4 log-Stufen (n = 4) im Lavasandfilter und von 4 – 5 log-Stufen (n = 4) im Rheinsandfilter erreicht wurde. Die Größenordnung der Keimreduktion ist in Übereinstimmung mit den Ergebnissen aus Kapitel 4.2.2.9. Bezogen auf die Gesamtkeimzahl wurde das aufbereitete Wasser im Bodenfilter, einem biologisch arbeitenden System, erwartungsgemäß nicht vollständig hygienisiert bzw. sterilisiert. Im Ablauf des Vertikalfilters konnten aber deutlich geringere Keimzahlen für Fäkalindikatoren (*E. coli* und Enterokokken) als im Zulauf nachgewiesen werden. Bei *E. coli* waren durchschnittlich 332 KBE/100 ml im Ablauf des Lavasandfilters und 75 KBE/100 ml im Ablauf des Rheinsandfilters vorhanden, während bei Enterokokken die Keimzahl im Mittel bei 5 KBE/100 ml (Lavasandfilter) und 2 KBE/100 ml (Rheinsandfilter) lag (vgl. Tabelle 4-10).



Für coliforme Keime wurden Keimreduktionen von 3 – 4 log-Stufen festgestellt. Nach der Behandlung wurden Keimzahlen von  $10^3$  –  $10^5$  KBE/100 ml nachgewiesen, was verdeutlicht, dass eine nachgeschaltete Desinfektionsstufe erforderlich wäre, um die mikrobiologische Belastung weiter zu reduzieren.

Trotz guter Keimreduktion im Bodenfilter konnte erst mit einer Desinfektion mittels UV die Gesamtkeimzahl von im Mittel  $3,95 \cdot 10^6$  KBE/ml im Zulauf auf 52 KBE/ml im Ablauf erheblich reduziert werden. Dies entspricht einer Gesamtkeimreduktion von im Mittel 5 log-Stufen. Dabei wurde die Anzahl der coliformen Keime ebenfalls um ca. 5 log-Stufen vermindert (vgl. Tabelle 4-10). *E. coli* erfuhr nach der Bodenpassage und der nachgeschalteten UV-Entkeimung eine 4 – 5 log-Keimreduktion, während Enterokokken im UV-hygienisierten Ablauf nicht mehr nachweisbar waren (vgl. Tabelle 4-10). Aus Umwelt- und Betriebsgründen wurde die Desinfektionszeit am Impulsprojekt Stuttgart auf 1 h/d eingestellt. Um ein sicher hygienisch unbedenkliches Wasser zu erzeugen, bedarf es allerdings der Erhöhung der Desinfektionszeit. Trotz eingeschränkter Desinfektionszeit konnten vergleichsweise hohe Keimreduktionen in UV-hygienisiertem Ablauf erreicht werden, was sich durch die vorgeschaltete Keimreduktion im Bodenfilter und die äußerst niedrigen Feststoffkonzentrationen in aufbereitetem Wasser begründen lässt (vgl. Kapitel 2.6.5.2 und Kapitel 4.2.2.2).

Insgesamt lässt sich festhalten, dass stets eine Keimreduktion von > 3 log-Stufen im Bodenfilter erreicht wurde, wobei aufgrund der geringen Anzahl der Proben die Aussagekraft dieses Ergebnisses begrenzt ist. Auch wenn nach der Bodenpassage teilweise sehr niedrige Keimzahlen nachgewiesen wurden (im Rahmen der kleintechnischen Untersuchungen waren *E. coli* und Enterokokken im Ablauf nicht mehr nachweisbar; vgl. Kapitel 4.2.2.9), fand im Pilotmaßstab eine weitestgehende Desinfektion erwartungsgemäß erst in Kombination mit einer nachgeschalteten UV-Bestrahlung statt (vgl. Tabelle 4-10). Es kann demnach festgehalten werden, dass die erreichte Keimreduktion mittels des Bodenfilterverfahrens deutlich höher ausfiel als bislang in der Fachliteratur angenommen, was mit der Substratwahl bzw. der Behandlungsvereinfachung durch den Bezug von ausschließlich leicht verschmutztem Grauwasser zusammenhängt. Diese Erkenntnisse stimmen mit den Erkenntnissen aus den kleintechnischen Untersuchungen in Kapitel 4.2.2.9 überein. Eine Differenzierung zwischen Rheinsand und Lavasand blieb auch am Impulsprojekt Stuttgart schwierig, da die Anzahl der Proben gering war und keine Erkenntnisse zu Langzeitversuchen vorlagen.

#### **4.2.3.10 Temperatur, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit**

Aus Tabelle 4-9 wird deutlich, dass der Zulauf zur Bodenfilteranlage eine Temperatur von im Mittel  $16,6 \pm 4,8^\circ\text{C}$  (Min – Max:  $8,1$  –  $26^\circ\text{C}$ ) aufwies, die ca.  $3^\circ\text{C}$  höher als das Temperaturniveau der beiden Auslässe lag [ $13,8 \pm 5,9^\circ\text{C}$  (Min – Max:  $1,4$  –  $24,7^\circ\text{C}$ ) im Lavasandfilter;  $13,4 \pm 5,8^\circ\text{C}$  (Min – Max:  $1,4$  –  $24,0^\circ\text{C}$ ) im Rheinsandfilter]. Eine Isolierung der Speicher, wie dies bei großtechnischen Umsetzungen üblich und notwendig ist, würde demnach zur Erhöhung des Temperaturniveaus führen und im Winterhalbjahr den Prozess der Nitrifikation, insbesondere im Rheinsandfilter, unterstützen (vgl. Kapitel 4.2.3.3).

Der basische pH-Wert von  $8,3 \pm 0,2$  im Zulauf zur Anlage konnte im Lavasandfilter auf  $7,5 \pm 0,1$  und im Rheinsandfilter auf  $7,3 \pm 0,1$  vermindert werden, was auf eine Kombination aus dem Alkalinitätsverbrauch durch die Nitrifikation (Tchobanoglous et al. 2014), die Ausscheidung von Pflanzenexsudaten in Form von  $H^+$ /organischen Säuren (Chen et al. 2016; Bezbaruah und Zhang 2004) sowie die Wurzelatmung, d. h. die  $CO_2$ -Freisetzung durch die Wurzeln, zurückgeführt werden kann. Es konnten hinsichtlich des pH-Wertes alle geltenden Anforderungen an die Wasserwiederverwendung eingehalten werden (vgl. Kapitel 4.3).

Im Pilotmaßstab wurden höhere EC-Werte als im Rahmen der kleintechnischen Untersuchungen nachgewiesen, was der örtlichen Trinkwasserqualität in Stuttgart-Nord geschuldet ist (vgl. Kapitel 4.1.13.3). Auch hier führte die Bodenpassage in Kombination mit der Evapotranspiration zu einer Aufsalzung des Ablaufwassers (vgl. Kapitel 4.2.2.10). Die elektrische Leitfähigkeit von  $729 \pm 47 \mu S/cm$  im Zulauf stieg nach der Bodenpassage auf  $850 \pm 61 \mu S/cm$  im Auslass des Lavasandfilters und auf  $769 \pm 90 \mu S/cm$  im Ablauf des Rheinsandfilters an.

#### **4.2.4 Zwischenfazit**

In Kapitel 4.2 wurde der Einfluss der baulichen und betrieblichen Anpassungen an den insgesamt acht angepassten Vertikalfilter auf die Reinigungsleistung und die Ablaufqualität diskutiert. Sechs Bodenfiltersäulen wurden im kleintechnischen Maßstab und zwei aufgeständerte Bodenfilter im Pilotmaßstab umgesetzt. Die Vertikalfilter waren entweder mit Rheinsand (0 – 2 mm) oder mit Lavasand (0 – 4 mm) befüllt. Die Anpassungen zielten auf eine bedarfsgerechte Grauwasseraufbereitung ab. Hierfür wurden gezielte Strategien im Aufbau (Substratwahl, Einbau von Adsorbiermaterialien etc.) und Betrieb (Einstau der Dränschicht, Ablaufrückführung, Erhöhung der Flächenbelastung etc.) untersucht. Eine Bewertung hierzu erfolgt in Kapitel 4.3.

Insgesamt zeigen die Untersuchungsergebnisse, dass bei Vertikalfiltern zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser auf ein vorgeschaltetes Absetzbecken mit hohem Raumbedarf und Geruchsbelästigung verzichtet werden kann und stattdessen eine Siebung (MW = 1 – 2 mm) in Kombination mit der Speicherung als Vorbehandlungsmaßnahme ausreichend ist.

Der Ablauf des Bodenfilters war stets nahezu feststofffrei. Im kleintechnischen Maßstab wurden Ablaufkonzentrationen von meist  $< 2,0 \text{ mg/l}$  (stets  $< 5 \text{ mg/l}$ ; vgl. Tabelle 4-5) erreicht, was mit AFS-Eliminationen von überwiegend  $> 98 \%$  einhergeht. Die erreichten Werte sind vergleichbar mit üblichen Ablaufwerten und Reinigungsleistungen von MBR-Anlagen (vgl. Tabelle 2-6). Da das Bodenfilterverfahren nicht nur eine biologische Behandlung, sondern auch eine Filtration umfasst, erfüllen Bodenfilter die Vorgabe einer Filtration für eine uneingeschränkte Bewässerung (EU-WasserWVVO 2020).

Die betrieblich und baulich angepassten Vertikalfilter zur Grauwasserbehandlung eigneten sich stets für die CSB-Entfernung mit Eliminationen von überwiegend  $> 97 \%$ , die in der Fachliteratur meist nur im Zusammenhang mit leistungsfähigen MBR-Anlagen zur Grauwasserbehandlung erreicht werden (vgl. Tabelle 2-6).

Der Lavasandfilter setzte auch ganzjährig, einschließlich im Winterhalbjahr, weitestgehend  $\text{NH}_4\text{-N}$  zu  $\text{NO}_3\text{-N}$  um. Im Pilotmaßstab wurde in der Rheinsandkammer eine Verschlechterung der Nitrifikation bei sehr niedrigen Wassertemperaturen beobachtet. Der Lavasandfilter erbrachte hingegen auch bei Wassertemperaturen  $> 5^\circ\text{C}$  eine weitestgehende Nitrifikationsleistung. Mittels geeigneter Betriebsanpassungen konnte eine verbesserte Stickstoffentfernung im Vertikalfilter mit feinem Filtermaterial (0 – 2 mm, Rheinsand; oder 0 – 4 mm, Lavasand) erreicht werden. Bei der Kombination aus eingestauter Drainage und einer zur Beschickung zeitversetzten Nitratrückführung ließen sich  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Elimination von ca. 50 – 70 % erreichen. Bei alleinigem Einstau der Dränschicht war eine  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Elimination von maximal 25 – 50 % erreichbar. Bei alleiniger Nitratrückführung (zeitversetzt zur Beschickung) waren ca. maximal 40 %  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Elimination möglich.

Hinsichtlich des Phosphorrückhaltes kann festgehalten werden, dass Lavasandvertikalfilter mit hoher BET-Oberfläche und hohem Wasserbindevermögen bei vergleichsweise geringen  $\text{P}_{\text{ges}}$ -Zulaufkonzentrationen (1 bis 3 mg/l), wie diese z. B. in schwach belastetem Grauwasser enthalten sind, und hydraulischen Belastungen im Bereich von 80 L/(m<sup>2</sup>·d) für eine weitestgehende Phosphorelimination geeignet sind. Zur Validierung der Ergebnisse sind jedoch Langzeitversuche erforderlich, wobei Erfahrungen aus der Praxis zeigen, dass auch bei Zulaufkonzentrationen von im Mittel 5,6 mg/l  $\text{P}_{\text{ges}}$  nach langjährigem Betrieb überdurchschnittliche  $\text{P}_{\text{ges}}$ -Eliminationen von 55 – 80 %  $\text{P}_{\text{ges}}$  in Lavasand-Pflanzenkläranlagen zur Abwasserreinigung aufrechterhalten werden konnten (Bruch et al. 2011b; Alewell et al. 2021). Darüber hinaus konnte in dieser Arbeit durch betriebliche und bauliche Veränderungen am klassischen Vertikalfilter mit Rheinsand als Filterschicht (d. h. Einbau einer Adsorberschicht in die Dränschicht und eingestauter Betrieb der Drainage) die prinzipielle Praxistauglichkeit einer bedarfsgerechten Entfernung/Rückgewinnung von Phosphor nachgewiesen werden. Dabei konnte die Eignung von Anthrazitkohle zur P-Adsorption mit einer maximalen Beladung von 0,15 mg P pro g Anthrazitkohle (vgl. Abbildung F - 1 in Anhang F) im Betrieb aufgezeigt werden. Zudem konnte die P-Desorption mit Natriumchlorid/-hydroxid erfolgreich durchgeführt werden. Damit war die Regeneration des Adsorbermaterials im Betrieb möglich, was prinzipiell einen langjährigen Betrieb der bedarfsgerechten Phosphorelimination zulässt, wobei Langzeitversuche hierzu noch fehlen. Die erforderliche Desorption zur Regenerierung des Adsorbermaterials ließe sich gut mit der einzuhaltenden Ruhephase von sieben Tagen zur verbesserten Mineralisierung der organischen Inhaltsstoffe vereinbaren (vgl. DWA-A 262 2017).

Die Kationen  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{K}^+$  wurden in den Lavasandfiltern im Pilot- und kleintechnischen Maßstab zum Teil ausgewaschen und an das Ablaufwasser abgegeben, während  $\text{Na}^+$  teilweise zurückgehalten wurde. Bei Rheinsand wurde lediglich  $\text{Ca}^{2+}$  ausgewaschen, während die Konzentrationen der übrigen Kationen weitgehend unberührt blieben. Damit ging eine Reduzierung des SAR-Wertes in beiden Abläufen einher, was im Lavasandfilter ausgeprägter ausfiel, da durch die Bodenpassage die Anteile von  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  im Verhältnis zu  $\text{Na}^+$  angehoben wurden. Die Anionen  $\text{Cl}^-$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  wurden durch die Behandlung weder eliminiert noch wesentlich verändert. Die baulich und betrieblich modifizierten Vertikalfilter eigneten sich ebenfalls für eine Tensidentfernung, was etwa einer Bodenbewässerung zugutekommt.

Insgesamt konnte bei den analysierten Hygieneparametern eine Keimreduktion von mindestens 3 log-Stufen (bezogen auf *E. coli*, Enterokokken und coliforme Bakterien) sowohl im kleintechnischen Bodenfilter als auch im Rahmen der Pilotuntersuchungen erreicht werden. Die vergleichsweise hohen Keimreduktionen verdeutlichen, dass Bodenfilteranlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser Keime tendenziell besser entfernen als bisher in der Fachliteratur angenommen. Dies kann mit einer besser ablaufenden Behandlung durch den Bezug von ausschließlich leicht verschmutztem Grauwasser bedingt sein. Es konnten keine Unterschiede zwischen Lava- und Rheinsand ausgemacht werden, da die Anzahl der Proben gering war und keine Erkenntnisse zu Langzeitversuchen verfügbar waren.

Das Verfahren des Bodenfilters erwies sich hinsichtlich der Entfernung organischer Mikroschadstoffe als gut bis sehr gut geeignet. Bis auf vereinzelte Ausnahmen (vgl. Kapitel 4.2.3.8) konnten Eliminationen von überwiegend > 85 %, oft > 99 % oder vergleichsweise geringe Konzentrationen (z. B. TCEP) im Ablauf des Bodenfilters erreicht werden, wobei das schwach belastete Grauwasser diese Mikroschadstoffe oft nur in geringen Konzentrationen enthielt. Zudem entfernte der Lavasandfilter Spurenstoffe und deren Metaboliten tendenziell besser als herkömmliche Rheinsandfilter. Weiterhin trug die UV-Entkeimung zum weiteren Abbau organischer Mikroschadstoffe bei.

Hinsichtlich der physikalischen Parameter pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Temperatur kann festgehalten werden, dass eine Anhebung oder Absenkung des pH-Wertes in nitrifizierenden Bodenfiltern von verschiedenen Faktoren, unter anderem der Trinkwasserbeschaffenheit, dem Vorhandensein von Pflanzen, der Auswaschung alkalisch wirkender Substratbestandteile beeinflusst wird. Die Bodenpassage hebt die elektrische Leitfähigkeit an, wobei das Ausmaß dieser Anhebung durch die Salzauslaugung aus dem Filterkörper bestimmt wird. Mikrobiologische Prozesse laufen bei höheren Temperaturen deutlich besser ab, weshalb niedrige Wassertemperaturen, wie diese im Rahmen der Pilotuntersuchungen, festgestellt wurden, zu vermeiden sind. Dies kann z. B. durch die vollständige Isolierung oder Innenaufstellung des Grauwasserspeichers erfolgen.

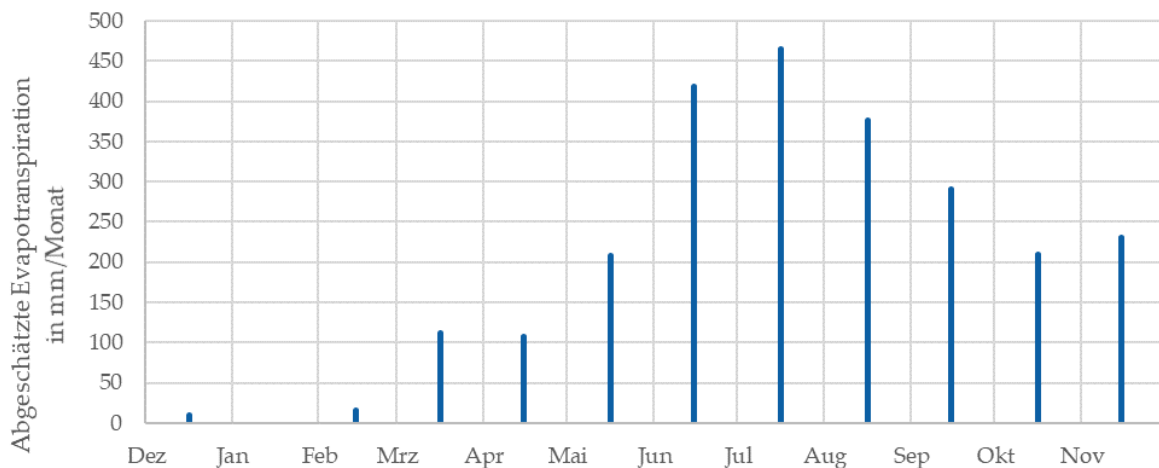
Insgesamt eröffnet die aufgeständerte, modulare Bauweise der Lavasandbodenfilter vielfältige Planungsmöglichkeiten für städtische Gebiete, was Flächennutzungskonflikte in urbanem Raum entschärft. Es besteht die Chance, dass in der Zukunft betrieblich und baulich angepasste Bodenfilter zur Grauwasserbehandlung deutlich zur sicheren Wasserwiederverwendung beitragen.

### 4.3 Bewertung der Verdunstungsleistung und der Eignung zur Wasserwiederverwendung im urbanen Raum

Im vorliegenden Kapitel wird zunächst die Verdunstungsleistung des Bodenfilters im Pilotmaßstab bewertet. Anschließend wird die Tauglichkeit der modifizierten Vertikalfilter für den Einsatz in dicht besiedelten Gebieten erörtert. Schließlich erfolgt die Bewertung der Eignung des aufbereiteten Wassers für verschiedene Nutzungszwecke (Bewässerung, Versickerung, Toilettenspülung).

#### 4.3.1 Bewertung der Verdunstungsleistung durch Evapotranspiration

Abbildung 4-12 stellt den Jahresverlauf der über die Wasserbilanz abgeschätzten Evapotranspiration des Vertikalfilters im Pilotmaßstab dar, dabei wurde keine Unterscheidung zwischen den beiden Kompartimenten vorgenommen.



**Abbildung 4-12:** *Evapotranspiration des Bodenfilters im Pilotmaßstab im Betriebsjahr von Dez. 2020 bis Nov. 2021 bei einer mittleren hydraulischen Flächenbelastung von 70 L/(m<sup>2</sup>-d) bzw. 70 mm/d.*

Bezogen auf das Betriebsjahr Dezember 2020 bis November 2021 und den Standort Stuttgart-Nord konnte eine Evapotranspiration von insgesamt 2400 mm/a [bzw. 2,4 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>-a)] für die mit *P. australis* bepflanzter Bodenfilteranlage ermittelt werden. Dies entsprach im Mittel 9,4 % der Zuflussmenge zur Anlage. Zur Einordnung des ermittelten Wertes kann für deutsche Verhältnisse die Verdunstungsleistung von Fassadenbegrünungen [1000 mm/a; vgl. Ludwig et al. 2021], vom Schilfrohr unter natürlichen Bedingungen [1305 mm/a; vgl. Million et al. 2020] oder aus freien Wasserflächen [ca. 700 mm/a; vgl. DWA-M 504-1 2018] herangezogen werden. Aus der Gegenüberstellung wird deutlich, dass mit herkömmlichem Schilf bepflanzte Filter einen relevanten eigenständigen Beitrag für das kleinräumige Klima durch Evapotranspiration liefern können. Diese lag im Vergleich zu der Evaporation von freien Wasserflächen um den Faktor 3,5 höher. Die vergleichsweise hohe Evapotranspiration des Vertikalfilters im Pilotmaßstab kann auf folgende Faktoren zurückgeführt werden:

- permanente Wasserversorgung;
- die höheren Nährstoffanteile im zu behandelnden Grauwasser und im Filterkörper als unter natürlichen Bedingungen, die das Wachstum der Sumpfpflanzen fördern, sowie
- die höheren Temperaturen im innerstädtischen Bereich als unter natürlichen Bedingungen.

Die ermittelte Evapotranspiration des Bodenfilters war mit 466 mm bzw. 466 L/m<sup>2</sup> im Juli 2021 am höchsten, weshalb saisonale Unterschiede gemäß Abbildung 4-12 im Rahmen einer Wasserwiederverwendung zu beachten sind. Ferner muss berücksichtigt werden, dass die Evapotranspiration in Abhängigkeit des Klimas und des Standortes von Jahr zu Jahr unterschiedlich ausfallen kann, weshalb aus Abbildung 4-12 lediglich Tendenzen abzuleiten sind. Insgesamt kann festgehalten werden, dass der Bodenfilter einen eigenständigen Beitrag zur Verdunstung über Vegetationsflächen lieferte. Eine flächendeckende Umsetzung des Verfahrens im städtischen Raum könnte damit zur Wiederherstellung des natürlichen Wasserhaushalts beitragen.

### **4.3.2 Bewertung der urbanen Anwendbarkeit des angepassten Bodenfilterverfahrens zur Grauwasserbehandlung**

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde die Eignung aufgeständerter Bodenfilteranlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser in innerstädtischen Gebieten untersucht. Dabei zeigte sich, dass diese naturbasierten Anlagen als multifunktionale Lösungen positive Auswirkungen auf die Bereiche Siedlungswasserwirtschaft, Landschafts-, Stadt- und Freiraumplanung haben. Damit ergeben sich Möglichkeiten für eine erweiterte Nutzung von Bodenfiltern im urbanen Umfeld. Insgesamt verdeutlichen die Ergebnisse dieser Arbeit, dass die Einbindung des Verfahrens in den städtischen Kontext durch folgende Aspekte begünstigt wird: (1) Wegfall der Vorklärung und die verringerte Gesamtanlagenfläche (Kapitel 4.3.2.1), (2) aufgeständerter Aufbau und Modularität der Vertikalfilter (Kapitel 4.3.2.2), (3) die geringere erforderliche Filterfläche und -tiefe als gemäß Regelwerk (vgl. Kapitel 4.3.2.4 und Kapitel 4.4.2.8), (4) die Möglichkeit der bedarfsweisen Wasseraufbereitung bzw. der flexiblen Bereitstellung von hochwertigem Wasser für unterschiedliche Nutzungszwecke im urbanen Kontext (vgl. Kapitel 4.2.1) sowie (5) die Multifunktionalität des Bodenfilterverfahrens [z. B. Biodiversitätsförderung und Aufwertung des Stadtbildes (vgl. Kapitel 4.3.2.5), Verdunstungskühlung durch Evapotranspiration (vgl. Kapitel 4.3.1)].

Die präsentierten technologischen Innovationen bieten neue Gestaltungsmöglichkeiten für den urbanen Kontext und entschärfen Konflikte um die Flächenkonkurrenz im städtischen Bereich. Alternative Bau- und Betriebsweisen bewachsener Vertikalfilter sind bislang im Regelwerk nicht verankert und sollen zukünftig berücksichtigt werden, um neue Anwendungsfelder der Bodenfiltertechnologie zu erschließen (vgl. Kapitel 4.4.2).

#### **4.3.2.1 Vorbehandlungserfordernis**

Das Arbeitsblatt DWA-A 262 (2017) gibt vor, dass bepflanzten und unbepflanzten Bodenfiltern zur Reinigung häuslichen und kommunalen Abwassers [mittlerer AFS: 301 mg/l (Min – Max:

250 – 600 mg/l); vgl. Chen et al. 2020] eine Vorklärung zur Grobentschlammung vorzuschalten ist. Die Vorklärung dient dem Kolmationsschutz und dem Schutz der technischen Ausrüstung (Pumpen, Leitungen etc.). Für gesamt anfallendes Grauwasser wird eine Grobstoffentfernung (z. B. Absetzbecken oder Sieb) empfohlen, jedoch werden keine weiteren Angaben zur Auslegung gemacht (vgl. DWA-A 262 2017). Die Ergebnisse und Erkenntnisse der kleintechnischen Untersuchungen (Kapitel 4.2.1) und der Untersuchungen im Pilotmaßstab (Kapitel 4.2.3) beleuchten, dass im Untersuchungszeitraum weder Betriebsstörungen (z. B. teilweise oder vollständige Kolmation) noch nachlassende Reinigungsleistungen aufgrund eines Versagens der Vorbehandlung auftraten, und unterstreichen damit die Eignung einer feinmaschigen Siebung (MW = 1,3 mm) zur Feststoffentfernung aus schwach belastetem Grauwasser (mit geringem Küchenabwasseranteil). Eine Siebung, wie im kleintechnischen und Pilotmaßstab realisiert, ließe sich in den Grauwasserspeicher, der für eine intermittierende Beschickung des Vertikalfilters erforderlich ist, integrieren (vgl. Abbildung 3-9). Zudem können Feinrechen oder -siebe mit Durchlass- bzw. Maschenweiten von 1 – 2 mm erfolgreich zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser mit geringem Küchenabwasseranteil eingesetzt werden. Die Abweichung von Durchtrittsweiten von 3 – 6 mm gemäß DWA-A 226 (2022) für kommunale Kläranlagen im Mischsystem liegt in der Tatsache begründet, dass in leicht verschmutztem Grauwasser kaum Grobstoffe vorkommen wie im Zulauf zur Kläranlage (z. B. Toilettenpapier, Hygieneartikel, Steine, Kleintierkadaver). Die Ergebnisse zur Grauwasserbeschaffenheit in Kapitel 4.1 verdeutlichten, dass die Kombination aus Feinsiebung und ungezielter Absetzwirkung im Speicher zum Belastungsausgleich führte bzw. die Streuung der Konzentrationen verringerte. Die vergleichmäßigte Belastung zum Bodenfilter ging mit einer hohen Betriebssicherheit und stabileren Ablaufwerten einher.

Insgesamt hat der Wegfall des Absetzbeckens als Vorbehandlungsmaßnahme einen verminderten Flächenbedarf der Gesamtanlage und einen verminderten Bauaufwand zur Folge, wodurch die urbane Anwendbarkeit des Bodenfilterverfahrens gefördert wird.

#### **4.3.2.2 Aufgeständerte, modulare Bauweise des Vertikalfilters**

Bislang wird gemäß DWA-A 262 (2017) ausschließlich die klassische, in den Erdboden eingelassene Bauweise des Bodenfilterverfahrens empfohlen. Die Untersuchungsergebnisse im Pilotmaßstab (vgl. Kapitel 4.2.3) unterstreichen aber die Praxistauglichkeit von Bodenfiltern in aufgeständerter Bauweise, die Lavasand (0 – 4 mm) oder je nach Zielsetzung Rheinsand (0 – 2 mm) als Filterschicht aufweisen. Es kann trotz exponierter Lage von einer äußerst hohen Reinigungsleistung bezogen auf CSB und Ammoniumstickstoff, auch bei sehr niedrigen Wassertemperaturen, ausgegangen werden (vgl. Kapitel 4.2.3). Die Modularität und aufgeständerte Bauweise der technischen Innovationen erwiesen sich als vorteilhaft für den Einsatz des Bodenfilterverfahrens in beengten innerstädtischen Bereichen. Ein modularer, erhöhter Bodenfilter bietet vielfältige Gestaltungsmöglichkeiten für urbane Gebiete, darunter temporäre Nutzungen, Platzierung auf gepflasterten Höfen, Dächern oder Carports. Durch die Entschärfung von Flächennutzungskonflikten wird deutlich mehr Flexibilität für

Stadtplaner/-innen und Ingenieurbüros geschaffen. Es besteht damit die Chance, dass das Anwendungsfeld von Bodenfiltern auf den innerstädtischen Bereich ausgeweitet wird.

Bei dem klassischen Rheinsandfilter (0 – 2 mm) wurde bei Wassertemperaturen  $< 12^{\circ}\text{C}$  eine Verminderung der Nitrifikationsleistung festgestellt. Dabei wurden für Ammoniumstickstoff Konzentrationen von  $0,92 \pm 1,40 \text{ mg/l}$  (Max: 4,9 mg/l) und für Nitritstickstoff Konzentrationen von  $0,32 \pm 0,30 \text{ mg/l}$  (Max: 0,95 mg/l) im aufbereiteten Wasser nachgewiesen (vgl. Kapitel 4.2.3.3). Nutzungsabhängig, z. B. für Versickerungsmaßnahmen (vgl. GrwV 2010), können diese Werte bereits zu hoch liegen. Hohe Nitritkonzentrationen sollten nicht nur bei Versickerungs-, sondern auch bei Bewässerungsmaßnahmen vermieden werden, denn Nitrite werden bei stark verdichteten oder sauerstoffarmen Böden nicht vollständig zu Nitrat oxidiert und können in das Grundwasser gelangen und damit indirekt über das Trinkwasser bereits in niedrigen Konzentrationen Mensch und Tier schaden (vgl. Kapitel 4.3.4). Die aufgeständerte Bauweise des klassischen Rheinsandfilters ist nur für Wassertemperaturen von über  $12^{\circ}\text{C}$  geeignet (vgl. Kapitel 4.3.3 und Kapitel 4.3.4). Künftige Forschungsansätze sollten die Anreicherung des Rheinsandes (0 – 2 mm) mit Zeolithen und weiteren Adsorbentmaterialien hoher KAK in Betracht ziehen. Dieser Aspekt wurde auch in kleintechnischem Maßstab untersucht (vgl. Kapitel 4.2.2.4). Der Einbau zeolithähnlicher Filtermedien in die Filterschicht könnte auch bei niedrigen Wassertemperaturen und aufgeständelter Bauweise die Nitrifikation unterstützen, wodurch der Einsatz von Bodenfiltern in städtischen Gebieten gefördert wird.

#### **4.3.2.3 Filtermedium**

Die Qualität des behandelten Grauwassers wird maßgeblich durch die Wahl des Filtermediums beeinflusst, wie in Kapitel 4.3.3 – 4.3.5 beschrieben. Je nach Zielsetzung kann herkömmlicher Rheinsand (0 – 2 mm) oder zeolithhaltiger Lavasand (0 – 4 mm) verwendet werden. Wenn beispielsweise eine weitgehende Phosphorelimination aus Grauwasser angestrebt wird oder eine weitgehende Nitrifikation auch bei niedrigen Wassertemperaturen ( $> 5^{\circ}\text{C}$ ) erforderlich ist, ist Lavasand das bevorzugte Substrat. Sofern Wasser für Zwecke bereitgestellt wird, für die weniger strenge Anforderungen gelten (z. B. Toilettenspülung), kann der lokal verfügbare Rheinsand verwendet werden. Durch die flexible Anpassung an unterschiedliche Anforderungen kann die Auswahl des Filtermaterials dazu beitragen, neue Anwendungsfelder für das Bodenfilterverfahren zu erschließen.

#### **4.3.2.4 Erforderliche Filterfläche und -tiefe**

In Kapitel 4.4.2.8 wurde für vertikal durchströmte Bodenfilter zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser ein Flächenbedarf von  $0,3 - 0,4 \text{ m}^2/$  ermittelt; dabei bezieht sich E auf schwach belastetes Grauwasser (vgl. Tabelle 4-14, Tabelle 4-15). Damit liegt der ermittelte Flächenbedarf im Vergleich zu kommunalem Abwasser mit  $4 \text{ m}^2/\text{E}$  und komplettem Grauwasser mit  $2 \text{ m}^2/\text{E}$  deutlich niedriger (siehe DWA-A 262 2017). Dies liegt einerseits an den geringen einwohnerspezifischen Anfallmengen leicht verschmutzten Grauwassers mit  $29 \pm 12 \text{ L}/(\text{E}\cdot\text{d})$  bei den Studierendenwohnheimen und mit  $37 \pm 17 \text{ L}/(\text{E}\cdot\text{d})$  bei den



Arbeiterunterkünften (vgl. Kapitel 4.1.2) im Vergleich zu kommunalem Abwasser [Anfall: 150 L/(E·d); vgl. Imhoff et al. 2009] und gesamt anfallendem Grauwasser [Anfall: 75 L/(E·d); vgl. DWA-A 272 2014]. Andererseits konnte in dieser Arbeit die hydraulische Flächenbelastung auf maximal 130 L/(m<sup>2</sup>·d) und die CSB-Flächenbelastung auf maximal 32 g CSB/(m<sup>2</sup>·d) gesteigert werden (vgl. Kapitel 4.4.2.8). Dabei konnten diese Erhöhungen ohne negative Auswirkungen auf die Reinigungsleistung durchgeführt werden und es traten keine Kolmationserscheinungen auf (vgl. Kapitel 4.2.2.3 und Kapitel 4.2.3.2).

Gemäß Sigglow (2011) liegt der Flächenbedarf von MBR-Anlagen zur Behandlung von kommunalem Abwasser bei 0,12 – 0,25 m<sup>2</sup>/EW. Eine Umrechnung auf schwach belastetes Grauwasser ergäbe einen Flächenbedarf von 0,03 – 0,07 m<sup>2</sup>/E. <sup>(1)</sup> Dies verdeutlicht, dass die erforderliche Fläche eines Vertikalfilters zur Grauwasserbehandlung mit 0,3 – 0,4 m<sup>2</sup>/E etwa siebenmal so groß wäre wie die Fläche einer korrespondierenden MBR-Anlage.

Darüber hinaus wiesen die acht untersuchten vertikal durchströmten Bodenfilter im kleintechnischen und Pilotmaßstab unterschiedliche Tiefen der Filterschicht auf (vgl. Tabelle 4-11).

**Tabelle 4-11:** Einfluss der Tiefe der Filterschicht auf die Reinigungsleistung bei den untersuchten Vertikalfiltern im kleintechnischen und Pilotmaßstab.

Filtermedium	Vertikalfilter	Filtertiefe in cm	CSB-Flächen- belastung in L/(m <sup>2</sup> ·d)	Wasser- temperatur in °C	CSB-Elimination in %	NH <sub>4</sub> -N- Elimination in %	
Rheinsand (0 – 2 mm)	Kleintechni- scher Maßstab	S1	50	19,1 ± 8,8	21,2 ± 2,7	97,5 ± 1,2	96,0 ± 6,8
		S3	50	17,3 ± 6,7	21,2 ± 2,7	97,0 ± 1,3	97,1 ± 3,8
		S4	40	15,6 ± 7,1	21,3 ± 2,8	96,9 ± 1,2	93,7 ± 10,8
		S5	50	16,2 ± 7,0	21,2 ± 2,7	97,5 ± 1,2	97,4 ± 3,1
	Pilotmaßstab	75	19,0 ± 6,2	13,4 ± 5,8	97,0 ± 1,6	91,1 ± 14,4	
Lavasand (0 – 4 mm)	Kleintechni- scher Maßstab	S2	60	18,1 ± 7,4	21,2 ± 2,7	97,4 ± 1,2	97,5 ± 2,7
		S6	60	17,4 ± 7,2	21,7 ± 2,6	97,8 ± 1,1	97,5 ± 2,5
	Pilotmaßstab	75	16,4 ± 5,5	13,8 ± 5,9	98,2 ± 0,7	99,2	

CSB = Chemischer Sauerstoff; NH<sub>4</sub>-N = Ammoniumstickstoff.

Tabelle 4-11 verdeutlicht, dass unter den untersuchten Betriebs- und Belastungsbedingungen eine Änderung der Filtertiefe kaum Einfluss auf die CSB-Reinigungsleistung nahm. Allerdings gestaltet sich ein direkter Vergleich der Ergebnisse im kleintechnischen und Pilotmaßstab aufgrund der unterschiedlichen Wassertemperaturen und der unterschiedlichen Anzahl von Beschickungen schwierig (vgl. Kapitel 4.4.2.6).

Canet Marti et al. (2022) stellten im Rahmen einer Studie zur Simulation von Vertikalfiltern zur kommunalen Abwasserbehandlung mit feinem Sand (0,06 – 4 mm) als Filterschicht fest, dass eine nennenswerte Verschlechterung der CSB-Elimination erst bei wesentlich höheren CSB-Flächenbelastungen von > 40 g/(m<sup>2</sup>·d) und wesentlich flacheren Tiefen < 20 – 30 cm auftrat [z. B. von > 95 % bei 20 g CSB/(m<sup>2</sup>·d) und 50 cm Filtertiefe auf ca. 85 % bei 80 g CSB/(m<sup>2</sup>·d) und 20 cm Filtertiefe; dabei lag die Dichte des Verteilungsnetzes bei

<sup>(1)</sup> 0,12 – 0,25 m<sup>2</sup>/EW [Sigglow 2011] ÷ 80 g CSB/(EW·d) [in vorgereinigtem kommunalem Abwasser; vgl. (ATV-DVWK-A 198 2003)] × 22 g CSB/(E·d) [in vorgereinigtem, schwach belastetem Grauwasser; vgl. Tabelle 4-15] = 0,03 – 0,07 m<sup>2</sup>/E; E bezieht sich auf gesiebtes, schwach belastetes Grauwasser.

1 Austrittsöffnung/m<sup>2</sup> und die Zeit zwischen Beschickungen bei 6 h]. Pucher und Langergraber (2019) konnten in einer weiteren Studie zur Simulation von Vertikalfiltern zur Abwasserreinigung mit feinem Sand (0,06 – 4 mm) als Filterschicht eine Verschlechterung der CSB-Ablaufkonzentrationen bei Verringerung der Wassertemperatur beobachten; die CSB-Ablaufkonzentration stieg von 18 mg/l auf 27 mg/l, als die Wassertemperatur von 20°C auf 5°C gesenkt wurde. Dabei lag die CSB-Flächenbelastung konstant bei 20 g CSB/(m<sup>2</sup>·d), während die Dichte des Verteilernetzes 1 Austrittsöffnung pro m<sup>2</sup> betrug. Bei 10°C und dichterem Verteilungsnetz (d. h. bei > 2 Austrittsöffnungen pro m<sup>2</sup>) lag die Konzentration bei 23 mg/l (die Dichte der Austrittsöffnungen auf der Pilotanlage lag im Vergleich bei 3,2 Öffnungen pro m<sup>2</sup>; vgl. Kapitel 3.2.3.2). Des Weiteren stellten Pucher und Langergraber (2019) fest, dass eine deutliche Verschlechterung der CSB-Ablaufkonzentrationen auf im Median 131 mg/l erst bei höheren CSB-Flächenbelastungen von 80 g CSB/(m<sup>2</sup>·d), deutlich niedrigeren Temperaturen (5°C) und einer geringeren Anzahl von Austrittsöffnung von 0,5 Öffnungen/m<sup>2</sup> eintrat.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit waren CSB-Flächenbelastungen im Bereich von ca. 10 – 30 g/(m<sup>2</sup>·d), Filtertiefen von 40 – 75 cm und Temperaturen von ca. 10 – 25°C üblich (vgl. Tabelle 4-11). Grundsätzlich kann festgehalten werden, dass unter diesen Bedingungen keine nennenswerten Unterschiede hinsichtlich der CSB- Reinigungsleistung mit einer Veränderung der Filtertiefe auszumachen waren. Es besteht damit eine starke Übereinstimmung mit den Ergebnissen der Fachliteratur (vgl. Canet Marti et al. 2022; Pucher und Langergraber 2019).

Es konnte nicht eindeutig geklärt werden, ob und in welchem Maße die Verringerung der Filtertiefe auf 40 cm die Nitrifikationsleistung, insbesondere bei niedrigen Temperaturen, beeinträchtigt (vgl. Tabelle 4-11). Tabelle 4.11 zeigt jedoch, dass die Nitrifikationsleistung im Lavasandfilter tendenziell leicht besser ablief als in den untersuchten Rheinsandfiltern. In Rheinsandfiltern hat die Temperatur einen stärkeren Einfluss auf die Nitrifikation als die Tiefe der Filterschicht. Dies wurde im Pilotmaßstab durch eine durchschnittliche NH<sub>4</sub>-N-Elimination von 91,1 % im Rheinsandfilter im Vergleich zu 99,2 % im zeolithhaltigen Lavasandfilter bestätigt (vgl. Tabelle 4-11).

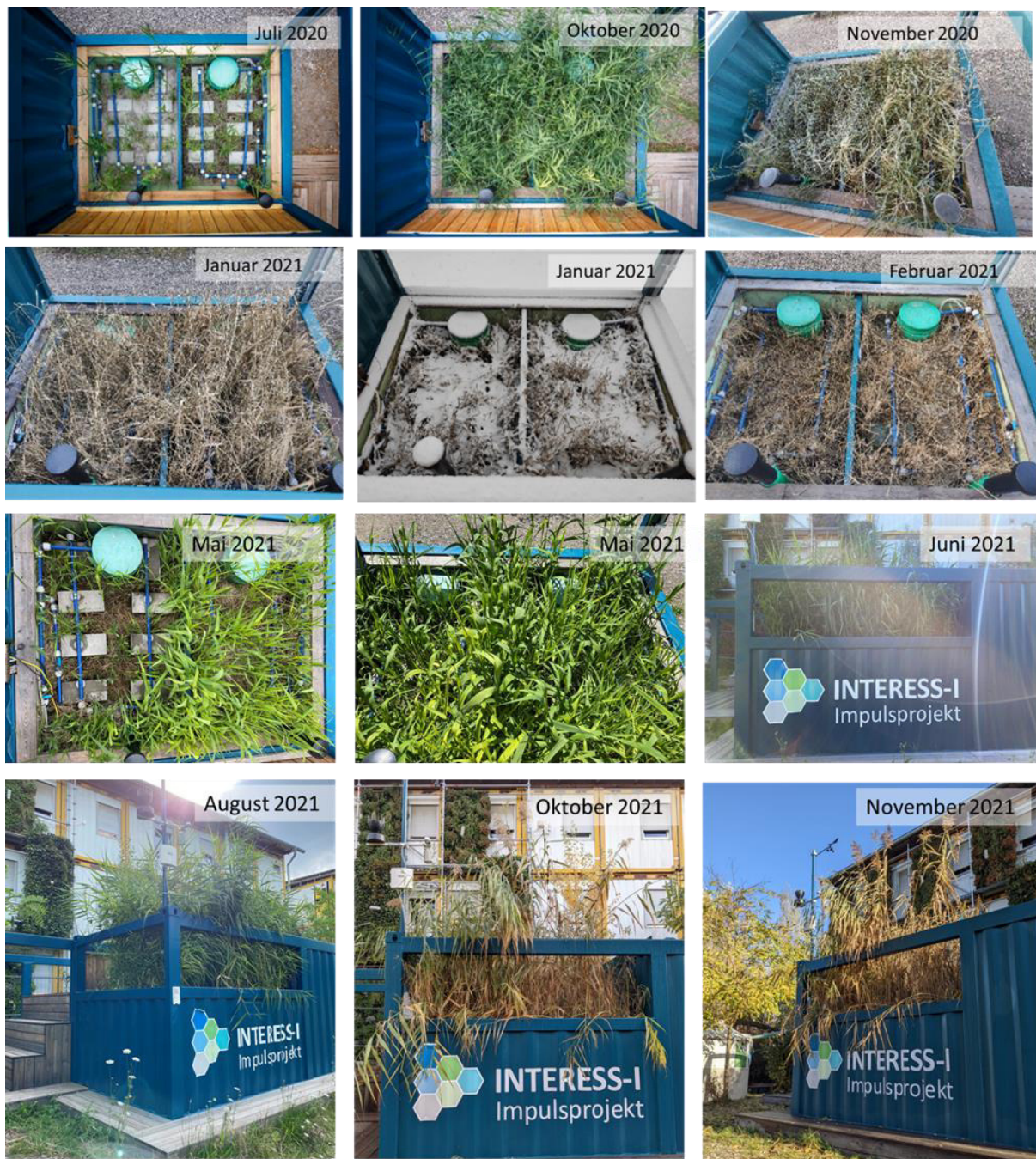
Insgesamt lässt sich festhalten, dass bei 20 g CSB/(m<sup>2</sup>·d) eine Erhöhung der Tiefe auf > 50 cm nicht zwingend notwendig ist und, anders als in DWA-A 262 (2017) vorgegeben, auch flachere Rheinsandfilter mit 40 cm Filtertiefe erfolgreich zur Aufbereitung von Grauwasser eingesetzt werden können. Jedoch konnte der Aspekt der Ausbildung hydraulischer Kurzschlüsse, die durch die Wurzelbildung ausgewachsener Schilfpflanzen entstehen können, nicht hinreichend untersucht werden. Hierzu sind Langzeitversuche erforderlich. Insgesamt kann die Möglichkeit des Einsatzes flacherer Vertikalfilter mit alternativer Bauweise die urbane Anwendbarkeit des Bodenfilterverfahrens fördern, da hiermit ein vermindertes Gesamtgewicht der Anlage einhergeht.

#### **4.3.2.5 Biodiversität und Landschaftsgestaltung**

Bewachsene Bodenfilter können zumindest teilweise einen Ausgleich für die weit verbreitete Degradierung natürlicher Feuchtgebiete (vgl. Horvath et al. 2017) und damit alternative Lebensräume für Flora und Fauna bieten, wodurch die biologische Vielfalt in stark

versiegelten Stadtgebieten gesteigert wird. Jedoch unterscheiden sich technische Systeme von natürlichen Feuchtgebieten erheblich, weshalb hierfür nur suboptimale Bedingungen geboten werden können (Zhang et al. 2020a). Dichte Blütenpflanzen, wie z. B. Schilf (*P. australis*), die im Sommer Blütenstände ausbilden, können zahlreichen Insekten, anderen Kleintieren und Vögeln Nahrung, Versteck und ungestörte Brutplätze bieten.

Des Weiteren können bepflanzte Bodenfilter in die urbane Landschaft eingebunden werden, was zu einem ästhetischen Mehrwert bzw. einer Aufwertung des Stadtbildes führen kann. Eine weitere Aufwertung erfolgt durch die Begrünung von Gebäudefassaden und Dächern, die ressourceneffizient durch Wasserwiederverwendung bewässert werden können. Die Entwicklung der Bodenfiltervegetation im Laufe der Betriebszeit ist in Abbildung 4-13 dargestellt. Bereits im Verlauf des ersten Betriebsjahres (von Juli bis Oktober 2020) konnte ein rasches Wachstum der Makrophyten festgestellt werden. Die Schilfrohre erreichten am 28.08.2021, also nach etwa anderthalb Jahren nach der Einpflanzung, eine Höhe von 2100 – 2700 mm (ab GOK des Bodenfilters) und verwandelten die „technische“ Bodenfilteranlage in ein optisch naturnahes System, das sich leicht in die städtische Landschaftsgestaltung integrieren lässt und Passanten am Impulsprojekt Stuttgart stets beeindruckte. Aus Abbildung 4-13 (siehe z. B. Mai 2021) wird deutlich, dass sich der Schilfbewuchs im Lavasandkompartiment besser und schneller entwickelte als in der Rheinsandkammer. Lavasande werden im Gartenbau oft als Bodenverbesserer genutzt, denn sie erhöhen das Wasserhaltevermögen des Bodens und können aufgrund der hohen Ionenaustauschkapazität und kantiger, poröser Sandkörner viele mineralische Nährstoffe festhalten und diese effizient austauschen (Garrett 2003).



**Abbildung 4-13:** *Entwicklung der Bodenfilterbepflanzung im Laufe des Anlagenbetriebs.*  
Fotos: J. Rettig; P. Moosmann; C. Morandi

Festzuhalten ist, dass bewachsene Bodenfilter als naturbasierte Lösungen einen Beitrag zur Erhöhung der Biodiversität und Aufwertung des Stadtbildes leisten können. Durch die Multifunktionalität des Bodenfilterverfahrens, die unter anderem die Aufbereitung von hochwertigem Wasser für unterschiedliche Nutzungen, die Förderung der Artenvielfalt und die Aufwertung des Stadtbildes umfasst, besteht ein erhebliches Potenzial, den Anwendungsbereich von Bodenfiltern auf den städtischen Bereich zu erweitern.

### 4.3.3 Eignung des aufbereiteten Wassers zur Bewässerung landwirtschaftlich und urban genutzter Flächen

Grundsätzlich kann aus der Gegenüberstellung zwischen den geltenden Anforderungen an die Bewässerung (vgl. Tabelle 2-3) und den erreichten Qualitäten von aufbereitetem Wasser im kleintechnischen Maßstab (vgl. Kapitel 4.2.1) und im Pilotmaßstab (vgl. Kapitel 4.2.3) abgeleitet werden, dass bis auf vereinzelte Ausnahmen stets eine für die Bewässerung geeignete Qualität erreicht wurde. Wenngleich der Bodenfilter einen guten Keimrückhalt erbrachte, kann dennoch in Abhängigkeit der Eignungs- bzw. Güteklasse eine nachgeschaltete Desinfektion erforderlich sein, um die Qualitätsanforderungen nach EU-WasserVVVO (2020) und DIN 19650 (1999) zu erfüllen.

Durch Wahl des Filtermaterials (Rheinsand, Lavasand), Einbau von P-Adsorbermaterial in die Dränschicht und Änderung der Betriebsweise (vgl. Kapitel 4.2.1) können flexible Nährstoffkonzentrationen und SAR-Werte im aufbereiteten Wasser gemäß Tabelle 4-12 erreicht werden. Damit kann unter Berücksichtigung der Standortbedingungen bedarfsgerecht bewässert werden. Angelehnt an die Düngeverordnung (DüV 2017) sollen die durch das Bewässerungswasser zusätzlich aufgebrauchten Nährstofffrachten in der Düngebilanz berücksichtigt werden, da sonst überschüssiges Bewässerungswasser versickern und das Grundwasser gefährden kann (vgl. Kapitel 4.3.4).

**Tabelle 4-12:** Mittlere Nährstoffkonzentrationen und SAR-Wert im Ablauf eines Vertikalfilters mit einer hydraulischen Flächenbelastung im Bereich von 80 L/(m<sup>2</sup>·d) in Abhängigkeit der Zulaufkonzentration und unter Einbeziehung betrieblicher und baulicher Merkmale.

		N <sub>ges</sub> in mg/l	P <sub>ges</sub> in mg/l	K <sup>+</sup> in mg/l	SAR-Wert in (mmol/l) <sup>1/2</sup>
<b>Betriebliche oder bauliche Merkmale</b>	<b>Zulauf- werte</b>	13 – 30	1 – 2,5	< 10	1,5 – 4,5
	<b>Ablaufwerte</b>				
Filtermedium	Rheinsand (0 – 2 mm)	10 – 25	0,2 – 1	< 10	1 – 4
	Lavasand (0 – 4 mm)		< 0,05 <sup>(1)</sup>	20 – 30	0,5 – 2,5
Drainageeinstau und Ablaufrückführung		5 – 12	- ohne Wirkung -		
Einbau von P-Adsorbermaterial in die Drainage und Drainageeinstau		8 – 19	< 0,05	- ohne Wirkung -	

N<sub>ges</sub> = Gesamtstickstoff; P<sub>ges</sub> = Gesamtphosphor; SAR = Natriumadsorptionswert.

<sup>(1)</sup> Mit fortschreitendem Betrieb ist eine mögliche Zunahme der P<sub>ges</sub>-Ablaufkonzentration zu berücksichtigen, die von der Zulaufkonzentration und dem P<sub>ges</sub>-Bindungsvermögen des Filtermediums abhängt.

Tabelle 4-12 verdeutlicht, dass Lavasandfilter (0 – 4 mm) Phosphor in erheblichem Maße zurückhalten, Kalium hingegen an das Ablaufwasser teilweise abgeben. Zusätzlich tritt bei Lavasandfiltern eine Verringerung des SAR-Wertes ein, da die Härtebildner Ca<sup>2+</sup> und Mg<sup>2+</sup> aus dem Filterkörper ausgelaugt werden, während Na<sup>+</sup> teilweise zurückgehalten wird (vgl. Kapitel 4.2.2.6 und Kapitel 4.2.3.5). Dabei kann stets von einer Unterschreitung des

Grenzwertes von  $6 \text{ (mmol/l)}^{1/2}$  für den SAR-Wert ausgegangen werden (DIN 19684-10 2009). Die Reduktion des SAR-Werts kommt einer Bodenbewässerung zugute, denn erhöhte  $\text{Na}^+$ -Anteile führen zu Infiltrationsproblemen. Bei  $\text{Na}^+$ -Konzentrationen von  $> 30 \text{ mg/l}$  und bei der Bewässerung salzempfindlicher Pflanzenkulturen (vgl. DIN 19684-10 2009) ist der Einsatz von Lavasandfiltern empfehlenswert, um Natrium teilweise zu entfernen. Da in Rheinsandfiltern weder  $\text{Na}^+$  zurückgehalten noch  $\text{Mg}^{2+}$  ausgewaschen wird, verringert sich der SAR-Wert nur leicht (vgl. Kapitel 4.2.2.6 und Kapitel 4.2.3.5). Prinzipiell kann auch im Rheinsandfilter durch bauliche und betriebliche Änderungen (Einbau von P-Adsorbermaterial in die Drainage und Einstau der Dränschicht) eine weitergehende Phosphorelimination erreicht werden. Die Begründung für den Einbau der Kohle in die Drainageschicht ist in Kapitel 3.2.4 angegeben. Die Ionen  $\text{B}^{3+}$ ,  $\text{Cl}^-$ , und  $\text{SO}_4^{2-}$  wurden im Bodenfilter weder entfernt noch umgewandelt und lagen damit in einem für die Bewässerung geeigneten Bereich [ $< 1 \text{ mg/l B}^{3+}$ ;  $< 70 \text{ mg/l Cl}^-$  (DIN 19684-10 2009);  $< 250 \text{ mg/l SO}_4^{2-}$  (TrinkwV 2016)].

Die Wasserbehandlung im Bodenfilter führt zu einer Erhöhung der elektrischen Leitfähigkeit und damit der Salinität, dabei ist insbesondere die Auslaugung von Salzen aus dem Filterkörper maßgebend. Der Vergleich zwischen den Ergebnissen aus Kapitel 4.2.2.10 und Kapitel 4.2.3.10 verdeutlicht, dass das Ausmaß der Auslaugung von Ionen im kleintechnischen Maßstab von im Mittel  $357 \text{ }\mu\text{S/cm}$  im Zulauf zur Anlage auf im Mittel  $561 \text{ }\mu\text{S/cm}$  (S1) bis  $635 \text{ }\mu\text{S/cm}$  (S2) deutlich höher ausfiel als im Pilotmaßstab [Zulauf:  $726 \text{ }\mu\text{S/cm}$ ; Abläufe  $769 \text{ }\mu\text{S/cm}$  (Rheinsand) bis  $844 \text{ }\mu\text{S/cm}$  (Lavasand)]. Verschiedene Freisetzungsmechanismen können den Auslaugungsprozess beeinflussen, abhängig von der Zusammensetzung des Grauwassers. In kleintechnischem Maßstab kann jedoch aufgrund der deutlich niedrigeren Salinität des Grauwassers angenommen werden, dass die diffusionsgesteuerte Freisetzung von Ionen stärker ausgeprägt war als im Pilotmaßstab. Dabei kam es zu einem signifikanten Anstieg des EC-Wertes. Leidglich einer der acht untersuchten Vertikalfilter (Lavasandfilter im Pilotmaßstab) wies eine Leitfähigkeit von über  $800 \text{ }\mu\text{S/cm}$  im Ablauf auf, was gemäß DIN 19684-10 (2009) bereits der oberen Grenze der Salztoleranz von Pflanzen mit mittlerer Salzverträglichkeit entspricht. Dabei wird die elektrische Leitfähigkeit im Grauwasser jedoch maßgebend durch die örtliche Trinkwasserqualität bestimmt. Im Widerspruch hierzu sieht der internationale Standard ISO 16075-1 (2020) einen Toleranzbereich von bis zu  $1.400 \text{ }\mu\text{S/cm}$  für Pflanzen mit geringer Salztoleranz vor. Auch für Trinkwasser, das in Deutschland häufig zur Bewässerung herangezogen wird, ist eine elektrische Leitfähigkeit von bis zu  $2790 \text{ }\mu\text{S/cm}$  zulässig. Eine Möglichkeit zur Reduktion des erhöhten Salzgehalts besteht darin, dem aufbereiteten Wasser Regenwasser beizufügen, beispielsweise durch die Nutzung von Dachwasser.

Die erreichten pH-Werte in aufbereitetem Wasser lagen im Pilotmaßstab mit im Mittel 7,3 (Rheinsandfilter) und 7,5 (Lavasandfilter) im leicht basischen Bereich und damit stets in einem für die Bewässerung geeigneten pH-Bereich von 6 und 8 (DIN 19684-10 2009). Im kleintechnischen Maßstab variierte der pH-Wert in den Abläufen des Bodenfilters von 7,9 (S2, S5) bis 8,3 (S6) und lag damit teilweise über 8, wobei für die Bewässerung ein Richtwert von 6 – 8 empfohlen wird (DIN 19684-10 2009). Jedoch sind pH-Werte  $> 8$  erst bei gleichzeitig hoher Karbonathärte phytotoxisch (z. B. ÖWAV 407 2016). Gemäß TrinkwV (2016) sind für Trinkwasser pH-Werte im Bereich von 6,5 bis 9,5 zugelassen.

Förderlich für Bewässerungsmaßnahmen sind weiterhin die erreichten, sehr niedrigen AFS-Gehalte und CSB-Ablaufkonzentrationen im Bereich von meist  $< 2$  mg/l AFS und  $< 10$  mg/l CSB, die BSB<sub>5</sub>-Konzentrationen  $< 5$  mg/l entsprechen. Damit werden sämtliche Anforderungen an die Bewässerung, insbesondere hinsichtlich des organischen Kohlenstoffes und der Feststoffe eingehalten:  $\leq 10$  mg/l AFS und  $\leq 5$  mg/l BSB<sub>5</sub> für die uneingeschränkte Nutzung (Wasser der Güteklasse A; vgl. EU-WasserVVVO 2020; vgl. Tabelle 2-3). Aufgrund der Tatsache, dass vertikal durchflossene Bodenfilter nicht nur die biologische Reinigung, sondern auch eine Filtration umfassen, wird die nach EU-WasserVVVO (2020) für die Wassergüte A (uneingeschränkte Bewässerung) geforderte Zielvorgabe für die Technik eingehalten. Zudem eigneten sich die acht untersuchten Bodenfilter ausnahmslos für eine weitgehende Tensidentfernung, während vielfältige organische Mikroschadstoffe sehr häufig zu  $> 85$  % und oft zu  $> 99$  % eliminiert werden konnten. Dies unterstreicht die gute Qualität des Bewässerungswassers.

Im Rheinsandfilter im Pilotmaßstab konnte bei niedrigen Wassertemperaturen im Winterhalbjahr keine vollständige Nitrifikationsleistung erreicht werden, dabei wurden erhöhte, über den Untersuchungszeitraum gemittelte Konzentrationen von Ammoniumstickstoff ( $0,92 \pm 1,40$  mg/l; Max: 4,9 mg/l) und Nitritstickstoff ( $0,32 \pm 0,30$  mg/l; Max: 0,95 mg/l) im Ablauf nachgewiesen. Damit konnten die Anforderungen gemäß DIN 19650 (1999) von  $< 0,78$  mg/l NH<sub>4</sub>-N sowie die Grenzwerte nach TrinkwV (2016) und die Schwellenwerte gemäß GrwV (2010) von  $< 0,39$  mg/l NH<sub>4</sub>-N und  $< 0,15$  mg/l NO<sub>2</sub>-N nicht eingehalten werden. Im Bewässerungswasser sollten hohe Nitritkonzentrationen zwingend vermieden werden, da Nitrite das Grundwasser erreichen und über das Trinkwasser, das aus Grundwasser gewonnen wird, bereits in niedrigen Konzentrationen Gesundheitsschäden für Mensch und Tier verursachen können (vgl. Kapitel 4.3.4). Wird aber zwischen Oktober und März nicht bewässert, ist auch der Einsatz von Rheinsandfiltern möglich. Alternativ kann für klassische, aufgeständerte Rheinsandfilter auf Filtermaterialien mit hoher KAK, wie Zeolithe, zurückgegriffen werden, um die Ammoniumstickstoffelimination im Filter auch bei Wassertemperaturen  $< 12^{\circ}\text{C}$  zu fördern und eine unbedenkliche Wasserqualität ganzjährig zu gewährleisten.

Hinsichtlich der hygienisch-mikrobiologischer Parameter konnte stets eine Keimreduktion von mindestens 3 log-Stufen (bezogen auf *E. coli*, Enterokokken und coliforme Bakterien) sowohl im kleintechnischen Bodenfilter als auch im Rahmen der Pilotuntersuchungen erreicht werden. Gemäß EU-WasserVVVO (2020) ist für die Güteklasse A von aufbereitetem Wasser für die Bewässerung ein Leistungsziel für *E. coli* von  $\geq 5,0$  log-Stufen vorgegeben. Sollte *E. coli* nicht nachweisbar sein, gilt die Validierungsanforderung als eingehalten. Zusätzlich gilt für die Güteklasse A nach EU-WasserVVVO (2020) die Zielvorgabe für die Technik „Zweitbehandlung, Filtration und Desinfektion“, dabei sollte die Konzentration von *E. coli* auf  $\leq 10$  KBE/100 ml begrenzt werden (EU-WasserVVVO 2020). Im kleintechnischen Maßstab wurden die hygienischen Anforderungen nach EU-WasserVVVO (2020) zwar erfüllt, eine nachgeschaltete Desinfektion wird für die uneingeschränkte Bewässerung trotzdem gefordert. Im Pilotmaßstab konnten die Bewässerungsanforderungen an Fäkalstreptokokken ( $\leq 100$  KBE/100 ml) in Wasser der Eignungskategorie 2, das für Freiland- und Gewächshauskulturen für den Rohverzehr sowie auf Schulsportplätzen und öffentlichen Parkanlagen angewendet

werden kann, stets erfüllt werden (vgl. DIN 19650 1999). In Bezug auf *E. coli* konnten Wasserqualitäten zwischen der Eignungsklasse 2 ( $\leq 200$  KBE/100 ml) und der Eignungsklasse 3 ( $\leq 2000$  KBE/100 ml) erreicht werden (vgl. DIN 19650 1999). Die Ergebnisse verdeutlichen, dass je nach Nutzung des Bewässerungswassers eine nachgeschaltete Desinfektion erforderlich sein kann, um die geltenden Anforderungen an die Bewässerung sicher einzuhalten. Die untersuchten Vertikalfilter wiesen einen effektiven Keimrückhalt von mindestens 3 log-Stufen bezogen auf *E. coli*, Enterokokken und coliforme Keime auf. Gleichzeitig waren die AFS-Konzentrationen äußerst niedrig. Dies ginge insgesamt mit einer reduzierten erforderlichen Mindestbestrahlungsdosis für die nachfolgende Desinfektion einher und würde zur Förderung der Wasserwiederverwendung beitragen.

#### **4.3.4 Eignung des aufbereiteten Wassers zur Versickerung bzw. Grundwasseranreicherung**

Die gezielte Versickerung von aufbereitetem Grauwasser in den Untergrund gilt als Gewässerbenutzung und bedarf der Erlaubnis, Bewilligung und Zulassung seitens der zuständigen Wasserbehörde. In Anbetracht des Verschlechterungsverbots (vgl. Kapitel 2.5.2) sind Maßnahmen, die zu einer Verschlechterung des chemischen und mengenmäßigen Zustandes des Grundwassers führen, zu vermeiden. Deshalb kann die Einleitung von behandeltem Grauwasser in das Grundwasser als unzulässig festgesetzt werden. Zudem können regional weitergehende Anforderungen für eine Versickerung von behandeltem Abwasser gelten. Die unterschiedlichen Bestimmungen erschweren eine Bewertung der Eignung von aufbereitetem Wasser zur Versickerung, wobei anhand der in Tabelle 2-4 aufgeführten Qualitätsanforderungen an die Grundwasseranreicherung eine erste Einschätzung der Eignung vorgenommen werden kann. Hierfür wird ein Vergleich mit den hier erreichten Ablaufwerten der untersuchten Vertikalfilter aufgestellt (vgl. Kapitel 4.2.1 und Kapitel 4.2.3).

Die erreichten Konzentrationen für den CSB im Ablauf des Bodenfilters erfüllten stets die Anforderungen gemäß Anhang 1, AbwV (2004) an Kläranlagen der GK 1 (als Anhaltswerte für eine Versickerung in den Untergrund). Werden strengere Anforderungen angenommen (z. B. Kläranlagen der GK 5), dann können mit den betrieblich und konstruktiv angepassten Bodenfiltern auch diese Grenzwerte [CSB (75 mg/l), BSB<sub>5</sub> (15 mg/l), N<sub>ges</sub> (13 mg/l), NH<sub>4</sub>-N (10 mg/l) und P<sub>ges</sub> (1 mg/l)] sicher eingehalten werden (vgl. AbwV 2004). Um die Stickstoffentfernung zu verbessern, sollte die Dränschicht eingestaut betrieben werden, wobei der nitratreiche Ablauf rezirkuliert und Lavasand (0–4 mm) als Filtermaterial zur weitestgehenden Phosphorentfernung eingesetzt werden sollte (siehe Tabelle 4-12). Durch die angepasste Bau- und Betriebsweise von Lavasandvertikalfiltern können bei der Aufbereitung von schwach belastetem Grauwasser Ablaufkonzentrationen im Bereich von 5–12 mg/l N<sub>ges</sub> und < 0,05 mg/l P<sub>ges</sub> erreicht werden (vgl. Tabelle 4-12). Die N<sub>ges</sub>-Konzentration setzt sich aus etwa 85 % NO<sub>3</sub>-N und 15 % organisch gebundenem Stickstoff (N<sub>org</sub>) zusammen.

Um die Schwellenwerte nach GrwV (2010) unter Berücksichtigung des Verschlechterungsverbots einzuhalten, sollte aufbereitetes Wasser, das versickert wird, generell nicht mehr als 0,5 mg/l NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (0,39 mg/l NH<sub>4</sub>-N), 50 mg/l NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (11,3 mg/l NO<sub>3</sub>-N),



0,5 mg/l  $\text{NO}_2^-$  (0,15 mg/l  $\text{NO}_2\text{-N}$ ) und 0,5 mg/l  $\text{PO}_4^{3-}$  (0,16 mg/l  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) enthalten. Im Ablauf des Rheinsandfilters wurden jedoch höhere mittlere Konzentrationen von Ammoniumstickstoff ( $0,92 \pm 1,40$  mg/l; Max: 4,9 mg/l) und Nitritstickstoff ( $0,32 \pm 0,30$  mg/l; Max: 0,95 mg/l) festgestellt (vgl. Kapitel 4.2.3.3), sodass die genannten Schwellenwerte nicht immer eingehalten werden konnten. Besonders hohe Nitritkonzentrationen sollten bei Versickerungsmaßnahmen vermieden werden, da Nitrit in sauerstoffarmen Böden nicht vollständig zu Nitrat oxidiert wird und im Trinkwasser Gesundheitsschäden verursachen kann (vgl. z. B. Mensinga et al. 2003). Daraus folgt, dass der Rheinsandfilter bei Versickerungsmaßnahmen nur bei Wassertemperaturen  $> 12^\circ\text{C}$  geeignet ist (vgl. DWA-A 262 2017). Bei ganzjährigen Versickerungsmaßnahmen oder niedrigeren Wassertemperaturen ist ein Lavasandbodenfilter mit gestauter Drainage und Ablaufrückführung vorzuziehen, um die in Tabelle 2-4 aufgeführten Nutzungsanforderungen zu erfüllen. Die vollständige Nitrifikation im Lavasandfilter ist auch bei Wassertemperaturen  $> 5^\circ\text{C}$  und einer aufgeständerten Bauweise gewährleistet.

Zudem ist der Einbau von Anthrazitkohle als P-Adsorbiermaterial (wie z. B. Anthrazitkohle der Korngröße 2 – 4 mm) in die Dränschicht des Lavasandfilters sinnvoll, um langfristig auch bei Belastungsschwankungen eine hohe P-Entfernung zu gewährleisten.

Die Schwellenwerte gemäß GrwV (2010) für Chlorid ( $< 250$  mg/l) und Sulfat ( $< 250$  mg/l) wurden im behandelten, schwach belasteten Grauwasser (meist  $< 40$  mg/l  $\text{SO}_4^{2-}$ ; 30 – 50 mg/l  $\text{Cl}^-$ ) stets unterschritten, woraus keine Gefährdung für das Grundwasser hervorgeht.

Wird zusätzlich der US-amerikanische Standard EPA (2012) als Orientierung für weitergehende Anforderungen an eine Grundwasseranreicherung mit behandeltem Abwasser herangezogen, dann ergeben sich folgende Vorgaben: Trübung  $< 2$  NTU; pH von 6 – 8,5; TOC von  $\leq 2$  mg/l (bzw.  $\leq 8$  mg/l CSB bei Annahme eines CSB/TOC-Verhältnisses von 4 gemäß § 6, AbwV 2004); Rest-Chlor  $< 1$  mg/l. Des Weiteren sollten coliforme Keime in der Probe nicht nachweisbar sein. Zusätzlich zur mechanisch-biologischen Behandlung ist eine nachfolgende Filtration und Desinfektion erforderlich (vgl. Tabelle 4-12).

Die Ergebnisse der vorliegenden Forschungsarbeit verdeutlichen, dass mit dem Lavasandbodenfilter zur Grauwasserbehandlung meist die vergleichsweise niedrigen TOC- bzw. CSB-Konzentrationen von 2 mg/l bzw. 8 mg/l gemäß EPA (2012) eingehalten wurden [im Pilotmaßstab wurden mit dem Lavasandbodenfilter Ablaufkonzentrationen von  $4,8 \pm 2,4$  mg/l CSB und im kleintechnischen Maßstab  $6,2 \pm 2,6$  mg/l CSB (S2) und meist  $< 5$  mg/l CSB (S6) erreicht; vgl. Kapitel 4.2.3.2 und Kapitel 4.2.2.3].

Für Deutschland ist der Parameter Rest-Chlor irrelevant, da eine Chlorung grundsätzlich nicht zugelassen ist (vgl. Kapitel 2.6.5).

Die Trübung wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht untersucht. Gemäß Tchobanoglous et al. (2014) entspricht jedoch die AFS-Konzentration in mg/l im Kläranlagenablauf je nach Kläranlage dem 1,3- bis 2,4-Fachen des Trübungswertes in NTU. In Anbetracht der niedrigen AFS-Gehalte von meist  $< 2$  mg/l und in Anlehnung an Tchobanoglous et al. (2014) kann daher die Anforderung an die Trübung als erfüllt betrachtet werden.

Im Ablauf von allen untersuchten Vertikalfiltern wurden zudem pH-Werte von im Mittel 7,3 (Rheinsandfilter im Pilotmaßstab; Kapitel 4.2.3.2) bis 8,3 (S6 im kleintechnischen Maßstab; Kapitel 4.2.2.3) erreicht, weshalb die Vorgabe zum pH-Wert gemäß EPA (2012) erfüllt wird.

Einzig die Anforderung nach EPA (2012) an die coliformen Keime könnte nur in Kombination mit einer nachgeschalteten UV-Desinfektion erfüllt werden.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass durch die betrieblich und konstruktiv angepassten Filter meist eine für die Versickerung geeignete Qualität erreicht werden kann. Regional können jedoch rechtliche Bestimmungen das Einleiten von mittels Bodenfilter aufbereitetem Wasser in den Untergrund erschweren bzw. als unzulässig festsetzen. Diese Arbeit verdeutlicht jedoch, dass mittels naturnaher Verfahren Qualitäten erreicht werden können, die die potenzielle Gefahr für Mensch, Tier und Grundwasser verringern.

#### **4.3.5 Eignung des aufbereiteten Wassers zur Toilettenspülung, Gartenbewässerung und Reinigung von Wäsche**

Im Gegensatz zu aufbereitetem Wasser, das versickert werden darf (vgl. Kapitel 2.5.2), besteht für aufbereitetes Wasser zur Toilettenspülung, Gartenbewässerung und Reinigung von Wäsche prinzipiell keine Genehmigungspflicht (SenSBW 2007), weshalb meist nur die Anzeige nach Baurecht bei der zuständigen Behörde (DWA-M 277 2017) und aus wasserrechtlicher Sicht beim zuständigen Gesundheitsamt erfolgen muss (§ 13 Abs. 4, TrinkwV 2016).

Aus der Gegenüberstellung zwischen den geltenden Anforderungen an Betriebswasser im Haushalt (vgl. Tabelle 2-5) und den erreichten Qualitäten des aufbereiteten Wassers im kleintechnischen (vgl. Kapitel 4.2.1) und Pilotmaßstab (vgl. Kapitel 4.2.3) lässt sich ableiten, dass bis auf vereinzelte Ausnahmen stets eine für die Wasserwiederverwendung geeignete Qualität erreicht werden konnte.

Die Vorgaben nach SenSBW (2007) hinsichtlich der Parameter Trübung (nahezu schwebstofffrei), Geruch (nahezu geruchslos) und Färbung (nahezu farblos und klar) konnten nach eigener Wahrnehmung stets eingehalten werden. Die erreichten AFS-Konzentrationen von meist < 2 mg/l und CSB-Konzentrationen zwischen 5 – 10 mg/l verdeutlichen zudem, dass das Ablaufwasser nach der Behandlung kaum noch Feststoffe enthielt (vgl. Kapitel 4.2.2.2) und allerhöchstens sehr niedrige BSB<sub>7</sub>-Konzentrationen aufwies (vgl. Kapitel 4.2.3.2). Die Einhaltung einer O<sub>2</sub>-Sättigung von 50 % (vgl. Tabelle 2-5) ist nur bei direkter Wiederverwendung möglich oder im Falle einer Speicherung durch ständiges Rezirkulieren oder den Einbau einer Belüftungspumpe erreichbar. Der Parameter *Pseudomonas aeruginosa* wurde nicht untersucht. Die Einhaltung des Parameters *E. coli* (< 1000 KBE/100 ml; vgl. SenSBW 2007) mit „nicht nachweisbar“ im kleintechnischen Maßstab (vgl. Kapitel 4.2.2.9) und mit 7,5·10 – 3,3·10<sup>2</sup> KBE/100 ml im Pilotmaßstab (vgl. Kapitel 4.2.3.9) lässt darauf schließen, dass hinsichtlich dieses Parameters das aufbereitete Grauwasser für eine Nutzung als Nicht-Trinkwasser auf Haushaltsebene geeignet ist.

Zusätzlich konnte die Vorgabe an coliforme Keime ( $< 10^4$  KBE/100 ml; vgl. SenSBW 2007) mit  $< 100$  bis  $6 \cdot 10^2$  KBE/100 ml im kleintechnischen Maßstab (vgl. Kapitel 4.2.2.9) und im Bereich von  $10^3$  bis  $10^5$  KBE/100 ml im Pilotmaßstab (vgl. Kapitel 4.2.3.9) in sieben von acht Filtern eingehalten werden (Ausnahme: Lavasandfilter im Pilotmaßstab). Dies verdeutlicht, dass unter Umständen auch hier eine nachgeschaltete UV-Entkeimung mit verminderter Bestrahlungsdosis erforderlich sein könnte.

Die Vorgaben gemäß DWA-M 277 (2017) für eine Nutzung als Toilettenspülwasser im privaten Bereich konnten stets eingehalten werden (pH von 6,5 – 9,5 und die Zielvorgabe einer mechanisch-biologischen Reinigung; vgl. Tabelle 2-5). Um bei Speicherung die Gefahr einer Wiederverkeimung zu reduzieren und damit die Vorgabe von  $> 50$  %  $O_2$ -Sättigung einzuhalten, müsste auch hier eine ausreichende Umwälzung oder aktive Belüftung des gespeicherten Wassers gewährleistet sein.

Für die Nutzungszwecke WC-Spülung, Gartenbewässerung und Reinigung im öffentlichen Bereich bedarf es nach DWA-M 277 (2017) der zusätzlichen Einhaltung eines Trübungswertes von  $< 2$  NTU und der Erfüllung der hygienisch-mikrobiologischen Anforderungen, wie z. B. nach SenSBW (2007). Die Trübung wurde in dieser Arbeit zwar nicht direkt untersucht, kann jedoch aufgrund der gemessenen AFS-Gehalte von meist  $< 2$  mg/l im Ablauf und typischer Verhältnisse zwischen AFS und der Trübung von 1,3 – 2,4 mg/(l·NTU) in Kläranlagenabläufen (vgl. Tchobanoglous et al. 2014) als eingehalten betrachtet werden.

Zusätzlich zur mechanisch-biologischen Behandlung wird für den öffentlichen Bereich gemäß DWA-M 277 (2017) eine nachgeschaltete Desinfektion empfohlen, die aber zur Reduzierung der Anzahl der coliformen Keime auf  $< 10^4$  KBE/100 ml im Ablauf des Bodenfilters ohnehin erforderlich wäre. Aufgrund des guten Keimrückhalts im Bodenfilter von mindestens 3 log-Stufen und des nahezu feststofffreien Ablaufs könnte aber auch hier eine verminderte Bestrahlungsdosis [d. h.  $< 250 - 400$  J/m<sup>2</sup>; vgl. Kapitel 2.6.5] bereits ausreichend sein.

Die hygienisch-mikrobiologischen Anforderungen an eine Sprühanwendung (z. B. Hochdruckreinigung, Gartensprenger, Autowäsche) und die Reinigung von Wäsche gemäß DIN EN 16941-2 (2021) [vgl. Tabelle 2-5] könnten nur dann erfüllt werden, wenn eine UV-Entkeimung dem Bodenfilter nachgeschaltet wird. Bei den übrigen Anwendungen ohne Versprühen (z. B. Gartenbewässerung, Toilettenspülung) gelten die hygienisch-mikrobiologischen Anforderungen von  $< 100$  KBE/100 ml Fäkalstreptokokken,  $< 250$  KBE/100 ml *E. coli* und  $< 10^3$  KBE/100 ml coliforme Bakterien. Auch hierfür könnte der Bodenfilter nicht immer eine hygienisch unbedenkliche Wasserqualität gewährleisten (vgl. Kapitel 4.2.2.9 und Kapitel 4.2.3.9), weshalb ebenfalls auf eine nachgeschaltete Desinfektion zurückgegriffen werden müsste.

Die Untersuchungsergebnisse verdeutlichen, dass die Behandlung im Bodenfilter zu einer deutlichen Steigerung der Wasserhärte führen kann. Im kleintechnischen Maßstab stieg die Härte des Wassers von 3,8°dH (weich) im Zulauf auf 8,0 – 8,9°dH (weich – mittelhart) im Auslass der Rheinsandfilter (S1, S3, S4 und S5) sowie auf 9,5 – 9,9°dH (mittelhart) im Auslass der Lavasandfilter (S2 und S6), während im Pilotmaßstab eine Zunahme der Wasserhärte von 10,6°dH (mittelhart) im Zulauf auf 16,7°dH (hart) im Auslass des Lavasandfilters und auf

15,7°dH (hart) im Auslass des Rheinsandfilters stattfand. Die Wasserhärte beeinflusst die Dosierung von Waschmitteln, da höhere Wasserhärten, bedingt durch höhere  $\text{Ca}^{2+}$ - und  $\text{Mg}^{2+}$ -Konzentrationen, Ausfällungen mit waschaktiven Substanzen verursachen können. Dies kann die Wirksamkeit des Waschmittels mindern und erfordert daher eine erhöhte Dosierung des Waschmittels. Für die Reinigung von Wäsche eignet sich in erster Linie der klassische Rheinsandfilter, wobei auch hier eine Erhöhung der Wasserhärte auftrat, wenn auch nicht in dem Ausmaß wie bei dem Lavasandfilter. Je nach Zielsetzung könnte eine Beimischung von Regenwasser zur Senkung der Wasserhärte zweckmäßig sein.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass die Aufbereitung von Grauwasser im Bodenfilter meist die Qualitätsanforderungen an die Toilettenspülung, Gartenbewässerung und Wäschereinigung erfüllt. Es kann jedoch in Einzelfällen notwendig sein, zusätzlich eine nachgeschaltete UV-Entkeimung vorzusehen, um die Anforderungen an coliforme Keime einzuhalten.

Die Verdunstungsleistung des Bodenfilters im Pilotmaßstab und die Anwendbarkeit der angepassten Vertikalfilter für den urbanen Raum wurden in Kapitel 4.3 bewertet. Es erfolgte anhand der Ergebnisse aus Kapitel 4.2 die Bewertung der Eignung des behandelten Grauwassers für unterschiedliche Nutzungen (landwirtschaftliche Bewässerung, Versickerung und Nutzung als Betriebswasser im Haushalt).

Insgesamt erbrachte der Bodenfilter mit 2400 mm/a von Dezember 2020 bis November 2021 eine um den Faktor 3,5 höhere Evapotranspiration als die von freien Wasserflächen (vgl. DWA-M 504-1 2018) und lieferte damit einen eigenständigen Beitrag zur Verdunstung über Vegetationsflächen. Eine flächendeckende Umsetzung des Verfahrens könnte zur Wiederherstellung des natürlichen Wasserhaushalts im urbanen Raum beitragen.

Die hier präsentierten technologischen Innovationen fördern die Einbindung des Bodenfilterverfahrens in den städtischen Kontext. Folgende Aspekte sind maßgebend:

- Wegfall der Vorklärung und verringerte Gesamtanlagenfläche (Kapitel 4.3.2.1);
- aufgeständerte, modulare Bauweise des Lavasandvertikalfilters (Kapitel 4.3.2.2);
- die geringen Filtertiefen von 40 cm für Rheinsandfilter (0 – 2 mm) und die deutlich geringere Filterfläche von 0,3 – 0,4  $\text{m}^2/\text{E}$  als gemäß Regelwerk (vgl. Kapitel 4.3.2.4 und Kapitel 4.4.2.8);
- die Möglichkeit der bedarfsweisen Wasseraufbereitung bzw. der flexiblen Erzeugung von hochwertigem Wasser für unterschiedliche Nutzungszwecke im urbanen Kontext (vgl. Kapitel 4.2.1) sowie
- die Multifunktionalität des Bodenfilterverfahren [z. B. Biodiversitätsförderung und Aufwertung des Stadtbildes (vgl. Kapitel 4.3.2.5) und Verdunstungskühlung durch Evapotranspiration (vgl. Kapitel 4.3.1)].

Tabelle 4-13 führt eine Bewertung der Eignung der untersuchten Bodenfilter für unterschiedliche Nutzungszwecke auf.

**Tabelle 4-13:** Eignung von betrieblich und baulich angepassten Vertikalfiltern zur nutzungsorientierten Grauwasseraufbereitung.

Nutzungszweck	Lavasandfilter (0 – 4 mm)	Rheinsandfilter (0 – 2 mm)
Landwirtschaftliche und städtische Bewässerung	ganzjährig und abhängig von der Eignungsklasse ggf. nur bei nachgeschalteter Desinfektion geeignet	nur außerhalb der Dormanzphase (bei Wassertemperaturen > 12°C) und abhängig der Eignungsklasse ggf. nur bei nachgeschalteter Desinfektion geeignet
	bei Anpassung der Betriebs- und Bauweise Erreichen unterschiedlicher Qualitäten gemäß Tabelle 4-12 möglich	
Versickerung in den Untergrund <sup>(1)</sup>	bei Wassertemperaturen > 5°C geeignet	nur bei Wassertemperaturen > 12°C geeignet
	bei Einstau der Drainage (mit P-Adsorbermaterial funktionalisiert, wie z. B. Anthrazitkohle der Korngröße 2 – 4 mm) und Rückführung des nitratreichen Ablaufes geeignet; bei weitergehenden Anforderungen ggf. weitere Verfahrensschritte erforderlich (z. B. Desinfektion)	
WC-Spülung	im privaten Bereich geeignet; im öffentlichen Bereich ggf. nur bei nachgeschalteter Desinfektion geeignet	
Gartenbewässerung, Sprühanwendung	ggf. nur bei nachgeschalteter Desinfektion geeignet	
Reinigung von Wäsche	bei nachgeschalteter Desinfektion und ggf. Beifügungen von Regenwasser geeignet	bei nachgeschalteter Desinfektion und ggf. Beifügungen von Regenwasser geeignet; besser geeignet als Lavasand (0 – 4 mm)

<sup>(1)</sup> Regionale Bestimmungen können die Einleitung von behandeltem Abwasser in den Untergrund als unzulässig festsetzen.

Bei Bewässerungsmaßnahmen könnten durch Anpassung der Bau- und/oder Betriebsweise, wie auch im Rahmen dieser Arbeit durchgeführt, unterschiedliche Nährstoffkonzentrationen und SAR-Werte im Ablauf des Bodenfilters eingestellt werden. Durch Anpassung der Wasserqualität an die örtlichen Bodenverhältnisse ergibt sich die Möglichkeit einer bedarfsweisen Bewässerung. Die Bodenpassage führt zu einer Steigerung der elektrischen Leitfähigkeit, weshalb eine Verschneidung mit weichem Regenwasser förderlich sein kann, aber nicht zwingend notwendig ist. Das Verfahren des Bodenfilters umfasst eine biologische Behandlung und gleichzeitig eine Filtration, weshalb die Forderung nach einer Filtration für die uneingeschränkte Bewässerung mit dem Bodenfilterverfahren eingehalten wird (EU-WasserWVVO 2020). Lavasandfilter können auch bei sehr niedrigen Wassertemperaturen nitrifizieren und sollten dann eingesetzt werden, wenn eine ganzjährige Bewässerung (z. B. ganzjährige Nahrungsmittelproduktion) erforderlich ist. Wird lediglich außerhalb der Dormanzphase (z. B. Straßenbewässerung) bewässert, kann ebenfalls auf aufgeständerte Rheinsandfilter, die bei Wassertemperaturen > 12°C vollständig nitrifizieren, zurückgegriffen werden. Eine nachgeschaltete Desinfektion ist trotz einer Keimreduktion im Bodenfilter von > 3 log-Stufen für die uneingeschränkte Bewässerung erforderlich (vgl. z. B. EU-WasserWVVO 2020).

Hinsichtlich einer Versickerung in den Untergrund wird eine Bewertung der Eignung durch unterschiedliche länderspezifische Bedingungen deutlich erschwert. Eine generelle Beurteilung kann jedoch anhand der Anhaltswerte in Tabelle 2-4 erfolgen. Aufgrund einer

unvollständigen Nitrifikation im Rheinsandfilter während des Winterhalbjahres (vgl. Kapitel 4.2.3.3) ist dieser nicht geeignet, um bei Wassertemperaturen  $< 12^{\circ}\text{C}$  eine für die Versickerung geeignete Qualität bereitzustellen. Der Rheinsandfilter eignet sich nur bei  $> 12^{\circ}\text{C}$  für eine weitgehende Nitrifikation (DWA-A 262 2017), weshalb der Lavasandfilter bei niedrigen Wassertemperaturen bevorzugt werden sollte. Zur Einhaltung der Schwellenwerte nach GrwV (2010) von  $< 0,39 \text{ mg/l NH}_4\text{-N}$  und  $< 0,15 \text{ mg/l NO}_2\text{-N}$  bzw. im Sinne des Verschlechterungsverbotes sind Bodenfilter mit wassergesättigter Drainage, die mit P-Adsorbermaterial funktionalisiert ist, einzusetzen. Zusätzlich sollte der nitratreiche Ablauf anteilig rezirkuliert werden, um eine Denitrifikation zu unterstützen. Bei weitergehenden Anforderungen könnte ggf. eine Nachbehandlung, etwa zur Entkeimung, erforderlich sein, wobei das Ausmaß der notwendigen Reinigung vom Grundwasserzustand abhängt und von der zuständigen Wasserbehörde festgelegt wird.

Hinsichtlich der Eignung zur Toilettenspülung, Gartenbewässerung und Reinigung von Wäsche kann festgehalten werden, dass bis auf die Wiederverwendung zur Toilettenspülung die hygienisch-mikrobiologischen Anforderungen meist nur in Kombination mit einer nachgeschalteten Desinfektion sicher eingehalten werden können. Hierzu wäre aber ggf. eine verminderte Bestrahlungsdosis  $< 250 - 400 \text{ J/m}^2$  (vgl. Kapitel 2.6.5) bereits ausreichend, denn die untersuchten Bodenfilter wiesen bereits einen Keimrückhalt von  $> 3 \text{ log}$  (bezogen auf *E. coli*, Enterokokken und coliforme Bakterien) sowie einen äußerst guten Feststoffrückhalt auf, was die nachgeschaltete UV-Desinfektion deutlich entlastet. Die Bodenpassage führt zu einer erhöhten Wasserhärte, weshalb explizit für den Anwendungsfall „Reinigung von Wäsche“ der klassische Rheinsandfilter, bei dem das Ausmaß dieser Erhöhung etwas geringer ausfällt, bevorzugt eingesetzt werden sollte.

Bis auf vereinzelte Ausnahmen kann mittels betrieblich und konstruktiv modifizierter Vertikalfilter (ggf. in Kombination mit einer nachgeschalteten Desinfektion) grundsätzlich eine für die Bewässerung, die Versickerung sowie die Toilettenspülung, Gartenbewässerung und Reinigung von Wäsche geeignete Qualität erreicht werden. In Abhängigkeit der Anforderungen und des Nutzungszweckes kann eine z. B. in das Bodenfilterverfahren integrierte, gezielte Nährstoffelimination erforderlich bzw. sinnvoll sein.

## **4.4 Bemessungswerte für Grauwasseranlagen und Anpassungsbedarf im technischen Regelwerk**

Anhand der Untersuchungsergebnisse im Pilotmaßstab werden in diesem Kapitel einwohnerspezifische Frachtwerte ermittelt und Kennwerte zur Auslegung von Anlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser empfohlen. Der Vollständigkeit halber werden aus den Versuchsergebnissen im kleintechnischen Maßstab einwohnerspezifische Kennwerte ermittelt, die jedoch aufgrund der Rahmenbedingungen ausschließlich als Anhaltswerte zur Abschätzung der Grauwasserbelastung heranzuziehen sind. Insgesamt wird ein Beitrag dazu geleistet, die bislang äußerst eingeschränkte Datenverfügbarkeit hinsichtlich der Belastung von Grauwasserteilströmen in der Fachliteratur zu ergänzen. Zudem wird im zweiten Teil des Kapitels aus den Ergebnissen der Untersuchungen zur Technologieanpassung der Anpassungs- und Ergänzungsbedarf für das technische Regelwerk DWA-A 262 (2017) abgeleitet und zusammengeführt.

### **4.4.1 Bemessungswerte für Grauwasseranlagen**

Für die hier untersuchten, schwach belasteten Grauwasserströme werden die wesentlichen einwohnerspezifischen Frachten, die zur Bemessung biologischer Grauwasseranlagen heranzuziehen sind, ermittelt. Die ermittelten Richtwerte für schwach belastetes Grauwasser ergänzen die von Sievers (2018) ermittelten Kennwerte zur Bemessung von Anlagen zur Behandlung von komplettem Grauwasser.

Gemäß ATV-DVWK-A 198 (2003) sollten der Ermittlung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen mindestens 30 gleichmäßig über den betrachteten Zeitraum verteilte Frachtwerte zugrunde liegen.

#### **Schwach belastetes Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken mit geringem Küchenabwasseranteil – Studierendenwohnheime**

Tabelle 4-14 führt die im Rahmen der kleintechnischen Untersuchungen ermittelten Kennwerte zur Abschätzung der Belastung von schwach belastetem Grauwasser mit geringem Küchenabwasseranteil auf. Diese Werte dienen lediglich als Anhaltswerte und sollen nicht zur Bemessung von Anlagen zur Grauwasserbehandlung herangezogen werden, da die Anzahl der Ausgangswerte gemäß ATV-DVWK-A 198 (2003) nicht ausreichend ist und verlässliche Daten zur Belegung der Studierendenwohnheime am UCB nicht vorlagen (vgl. Kapitel 3.3.1.1).

**Tabelle 4-14:** *Einwohnerspezifische Anhaltswerte zur Abschätzung der Belastung von schwach belastetem Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken mit geringem Küchenabwasseranteil.*

	Schwach belastetes Grauwasser, <sup>(1)</sup> ungesiebt			Schwach belastetes Grauwasser, <sup>(1)</sup> gesiebt <sup>(2)</sup> (Zulauf zur biologischen Stufe)						
	Median	85-Perzentil	n	Min.-Wert	Mittelwert	± Std.-Abw.	Median	85-Perzentil	Max.-Wert	n
<b>Q<sub>d</sub></b> in L/(E·d)	29,4	42	42	3,4	28,6	± 12,2	29,4	42	58	42
<b>B<sub>d,AFS</sub></b> in g/(E·d)	10	14	18	0,60	3,8	± 2,3	3,3	5,8	9,7	16
<b>B<sub>d,CSB</sub></b> in g/(E·d)	21	30	21	3,73	10	± 6,3	8,3	15	30	22
<b>B<sub>d,N</sub></b> in g/(E·d)	0,9	1,2	21	0,18	0,6	± 0,4	0,6	0,8	1,5	22
<b>B<sub>d,P</sub></b> in g/(E·d)	0,1	0,1	21	0,01	0,05	± 0,02	0,05	0,07	0,1	22

Q<sub>d</sub> = Täglicher Grauwasseranfall; B<sub>d,CSB</sub> = Tägliche Fracht an CSB (chemischer Sauerstoffbedarf); B<sub>d,AFS</sub> = Tägliche Fracht an abfiltrierbaren Stoffen (AFS); B<sub>d,N</sub> = Tägliche Stickstofffracht; B<sub>d,P</sub> = Tägliche Phosphorfracht.

<sup>(1)</sup> Die ermittelten Werte beziehen sich auf Grauwasser aus Studierendenwohnheimen (Einwohnerzahl = 12).

<sup>(2)</sup> Feinmaschige Siebung (Maschenweite = 1,3 mm).

### **Schwach belastetes Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken – Arbeiterunterkünfte**

Für die Bemessung von Anlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken kann auf die in Tabelle 4-15 aufgeführten Kennwerte zurückgegriffen werden. Dabei wurden ausreichend Ausgangswerte zur Ermittlung der einwohnerspezifischen Kennwerte herangezogen (vgl. ATV-DVWK-A 198 2003). Die Angaben für schwach belastetes Grauwasser wurden im Rahmen der Untersuchungen im Pilotmaßstab ermittelt (siehe Kapitel 4.2.3) und beziehen sich auf vorgereinigtes Grauwasser (Zulauf zur biologischen Stufe). Da im kleintechnischen Maßstab ein identisches Sieb verwendet wurde, wurden aus den Ergebnissen zur Feststoffentfernung (vgl. Kapitel 4.1.3) Frachtwerte für ungesiebt, schwach belastetes Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften rechnerisch abgeschätzt.



**Tabelle 4-15:** Einwohnerspezifische Kennwerte zur Bemessung von Anlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken.

	Schwach belastetes Grauwasser, <sup>(1)</sup> ungesiebt ABSCHÄTZUNG <sup>(2)</sup>		Schwach belastetes Grauwasser, <sup>(1)</sup> gesiebt <sup>(3)</sup> (Zulauf zur biologischen Stufe)						
	Median	85-Perzentil	Min.-Wert	Mittelwert	± Std.-Abw.	Median	85-Perzentil	Max.-Wert	n
<b>Q<sub>d</sub></b> in L/(E·d)	38	55	0	37	± 17	38	55	87	201
<b>B<sub>d,CSB</sub></b> in g/(E·d)	18	22	1,1	11	± 7,9	11	13	46	46
<b>B<sub>d,N</sub></b> in g/(E·d)	1,6	2,1	0,1	1,1	± 0,4	1,1	1,4	2,6	46
<b>B<sub>d,P</sub></b> in g/(E·d)	0,11	0,14	0,01	0,07	± 0,03	0,07	0,10	0,18	46

Q<sub>d</sub> = Täglicher Grauwasseranfall; B<sub>d,CSB</sub> = Tägliche Fracht an CSB (chemischer Sauerstoffbedarf); B<sub>d,N</sub> = Tägliche Stickstofffracht; B<sub>d,P</sub> = Tägliche Phosphorfracht.

<sup>(1)</sup> Die ermittelten Werte beziehen sich auf Grauwasser aus temporären Arbeiterunterkünften (Einwohner = 10).

<sup>(2)</sup> Abschätzung basierend auf den Untersuchungsergebnissen zur Feststoffentfernung mittels Siebung im kleintechnischen Maßstab (vgl. Kapitel 4.1).

<sup>(3)</sup> Feinmaschige Siebung (Maschenweite = 1,3 mm).

## Vergleich

Die Anzahl der Ausgangswerte zur Ermittlung der einwohnerspezifischen Frachten fiel im Rahmen der kleintechnischen Untersuchungen (vgl. Tabelle 4-14) deutlich geringer aus (n = 16 – 22) als die im Rahmen der Pilotuntersuchungen (vgl. Tabelle 4-15; n = 46). Zudem waren verlässliche Daten zur Belegung der Studierendenwohnheime am UCB nicht vorhanden (vgl. Kapitel 3.3.1.1). Damit sind die ermittelten Kennwerte in Tabelle 4-14 lediglich für eine erste Abschätzung der Belastung von schwach belastetem Grauwasser mit geringem Küchenabwasseranteil geeignet. Im Gegensatz hierzu eignen sich die in Tabelle 4-15 aufgeführten Frachtwerte, die aus den Untersuchungsergebnissen im Pilotmaßstab abgeleitet wurden, für eine Auslegung von Grauwasseranlagen. Da derzeit wenig Daten zur Validierung der in Tabelle 4-14 und Tabelle 4-15 aufgeführten Kennwerte von schwach belastetem Grauwasser verfügbar sind, wird insgesamt empfohlen, die 85-Perzentilwerte der CSB-Fracht mit 13 g/(E·d) und der Menge mit 55 L/(E·d), die im Rahmen der Pilotuntersuchungen ermittelt wurden, für eine sichere Bemessung von biologischen Anlagen zur Behandlung von vorgereinigtem, schwach belastetem Grauwasser heranzuziehen, bis weitere Angaben in der Fachliteratur verfügbar sind. Auf diese Weise können Unsicherheiten bzw. zeitweise außergewöhnlich hohe oder stark variierende Zulaufbelastungen aufgefangen werden. Liegen jedoch gut definierte Bedingungen in Bezug auf Anfall und Zusammensetzung vor (z. B. nahezu kontinuierlicher Anfall, nur geringe saisonale Schwankungen, Abwesenheit von Fracht- oder Spülstößen), kann im Einzelfall auf die Medianwerte der CSB-Fracht mit 10 g/(E·d) und des Anfalls mit 38 L/(E·d) [vgl. Tabelle 4-15] zurückgegriffen werden. Die Entscheidung muss von Fall zu Fall unter Berücksichtigung der örtlichen Rahmenbedingungen erfolgen.

Werden die von Sievers (2018) ermittelten Frachten für komplettes Grauwasser (siehe Tabelle 2-2) zum Vergleich herangezogen, wird deutlich, dass schwach belastetes Grauwasser mit im Median 18 g CSB/(E·d) in Stuttgart und mit 21 g CSB/(E·d) in Birkenfeld 38 – 45 % des in gesamtem Grauwasser enthaltenen CSB [47 g/(E·d); n = 53] ausmacht. Dies wird als plausibel angesehen, zumal der Großteil des CSB im Küchen- und Waschmaschinenabwasser enthalten ist. Die ermittelten Werte weichen aber erheblich vom in DWA (2015) angegebenen Wert für den CSB von 30 g/(E·d) ab [leicht verschmutztes Grauwasser; Min – Max: 10 – 65 g/(E·d); siehe Tabelle 2-1], wobei die Anzahl der in DWA (2015) aufgeführten Werte bei nur n = 5 lag. Dies verdeutlicht, dass insbesondere Frachtwerte aus der Fachliteratur nicht immer verlässlich sind, da eine hinreichende Anzahl von Messwerten zur Ableitung von Kennwerten vorliegen muss. Bei  $P_{ges}$  läge der hier ermittelte Wert für schwach belastetes Grauwasser bei nur 25 % des von Sievers (2018) ermittelten Frachtwerts von 0,4 g  $P_{ges}$ /(E·d) [n = 54] für komplettes Grauwasser. Der  $P_{ges}$ -Frachtwert von Sievers (2018) unterschritt bereits um 20 % den in DWA (2015) bzw. DWA-A 272 (2014) angebenen Wert von 0,5 g  $P_{ges}$ /(E·d) [n = 36] für komplettes Grauwasser. Daraus folgt, dass in Deutschland aufgrund gesetzlicher Bestimmungen (vgl. Kapitel 2.4.3.4) die Phosphorbelastung im Grauwasser und in Grauwasserteilströmen heute niedriger liegt als bislang angenommen. Auffällig ist zudem, dass der von Sievers (2018) ermittelte Medianwert für die  $N_{ges}$ -Fracht mit 1,0 g/(E·d) für gesamt anfallendes Grauwasser deutlich niedriger lag als die hier ermittelten einwohnerspezifischen Frachten von 1,6 g  $N_{ges}$ /(E·d) in Stuttgart und 1,2 g  $N_{ges}$ /(E·d) in Birkenfeld, obwohl in dieser Arbeit ausschließlich schwach belastetes Grauwasser (mit geringem Küchenabwasseranteil) untersucht wurde. Diese Diskrepanz beleuchtet, dass abhängig vom Entstehungsort deutlich unterschiedliche Stickstofffrachten und -konzentrationen im Grauwasser möglich sind (vgl. Kapitel 4.1.5). Im Grauwasser aus den Arbeiterunterkünften in Stuttgart und aus den Studierendenwohnheimen in Birkenfeld ist die erhöhte Stickstoffbelastung auf eine Fehlnutzung in der Dusche durch den Urineintrag zurückzuführen (vgl. Kapitel 4.1.11.2). Diese Erkenntnis ist wichtig, da eine Stickstoffelimination abhängig von der Nutzung der Wasserwiederverwendung notwendig sein kann und in der Planung und Dimensionierung der Anlage Berücksichtigung finden muss. Es wird empfohlen, vor einer Anlagenplanung durch Messkampagnen eine ausreichende Anzahl von Daten zur Abschätzung der Belastung des zu behandelnden Grauwassers zu erheben.

#### **4.4.2 Ermittlung des Anpassungs- und Ergänzungsbedarfs für das technische Regelwerk**

Aus den Ergebnissen zur Technologieanpassung lässt sich im Folgenden der erforderliche Änderungs- bzw. Ergänzungsbedarf im technischen Regelwerk DWA-A 262 (2017) „Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kläranlagen mit bepflanzten und unbepflanzten Filtern zur Reinigung häuslichen und kommunalen Abwassers“ ableiten. Zusätzlich werden in geringerem Umfang Empfehlungen zur Aktualisierung der folgenden DWA-Regelwerke bereitgestellt: DWA-A 272 (2014) „Grundsätze für die Planung und Implementierung Neuartiger Sanitärsysteme (NASS)“, DWA-M 277 (2017) „Hinweise zur Auslegung von Anlagen zur Behandlung und Nutzung von Grauwasser und

Grauwasserteilströmen“ und „DWA (2015) „Neuartige Sanitärsysteme. Begriffe, Stoffströme, Behandlung von Schwarz-, Braun-, Gelb-, Grau-, und Regenwasser, Stoffliche Nutzung“.

#### **4.4.2.1 Kennwerte zur Bemessung von Anlagen zur Grauwasserbehandlung**

Um den Einsatz von Bodenfiltern auf den innerstädtischen Bereich zu erweitern, müssen im technischen Regelwerk DWA-A 262 (2017) bestehende Ansätze zu Bemessung (einschließlich Bemessung der Vorbehandlung), Bau und Betrieb konkret auf Grauwasser und schwach belastetes Grauwasser erweitert werden bzw. auf diese Teilströme abgestimmt sein. Es wird im Arbeitsblatt DWA-A 262 (2017) erwähnt, dass Grauwasser in den Anwendungsbereich des Arbeitsblattes fällt. Jedoch wird kaum auf als Bodenfilter ausgeführte Grauwasseranlagen eingegangen. DWA-A 262 (2017) führt informativ Median- und Mittelwerte für komplettes Grauwasser auf und verweist dabei auf DWA-A 272 (2014), jedoch werden in beiden Arbeitsblättern weder Angaben zur Verlässlichkeit der Daten bzw. zur Anzahl der Frachtwerte noch zu 85-Perzentilwerten gemacht, da gemäß DWA-A 272 (2014) zur Ermittlung von bemessungsmaßgebenden Frachtwerten in den Abwasserteilströmen Erfahrungen nicht in dem Maße vorliegen wie bei kommunalem Abwasser. Des Weiteren wird in Anbetracht der äußerst geringen Datenqualität, die im Themenband DWA (2015) zur Ermittlung von Frachtwerten für schwach belastetes Grauwasser herangezogen wurde, empfohlen, auf Angaben mit einer unzureichenden Anzahl von Werten zu verzichten und ersatzweise auf inzwischen bekanntgewordene verlässliche Frachtwerte zu setzen. DWA-M 277 (2017) führt Median- und 85-Perzentilwerte für gesamt anfallendes Grauwasser auf, verweist jedoch auf Frachtwerte eines Konferenzbeitrages von Sievers et al. (2014) und empfiehlt diese zur Bemessung. In dem Beitrag wurden zur Verbesserung der Datenlage zusätzlich zu zwei in Deutschland durchgeführten Messkampagnen internationale Literaturangaben im Rahmen einer Literaturstudie herangezogen, die nicht zwingend auf Deutschland übertragbar sind. Die ermittelten Frachtwerte weichen teilweise deutlich von den in Sievers (2018) postulierten Median- und 85-Perzentilwerten für Grauwasser in Deutschland ab. In Sievers (2018) sind jedoch für den deutschen Raum verlässliche Daten zu Stofffrachten und Volumenströmen von komplettem Grauwasser (auch als 85-Perzentilwerte) enthalten. Die bemessungsrelevanten Werte sollten zwingend im technischen Regelwerk Berücksichtigung finden (vgl. Tabelle 2-1). Auch die hier ermittelten Bemessungswerte für Anlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser sollten in das technische Regelwerk zügig eingebunden werden, um das Anwendungsfeld von Bodenfiltern auf Grauwasser und Grauwasserströme zu erweitern.

#### **4.4.2.2 Wahl und Bemessung der Vorbehandlung**

Im Regelwerk DWA-A 262 (2017) wird für kommunales Abwasser eine Grobentschlammung in Mehrkammergruben oder Absetzteichen und für komplettes Grauwasser eine Grobstoffentfernung in Absetzbecken oder Siebanlagen vorgegeben. Allerdings wird ausschließlich die Bemessung der Grobentschlammung behandelt, während die Bemessung der Grobstoffentfernung bei Grauwasser nicht adressiert wird. Wie in Kapitel 4.3.2.4 aufgeführt, konnte in dieser Arbeit gezeigt werden, dass Feinrechen oder -siebe mit einer

Spalt- bzw. Maschenweite von 1 – 2 mm zur Feststoffentfernung aus schwach belastetem Grauwasser geeignet sind. Damit entfällt die Notwendigkeit eines Absetzbeckens. Da gerade die Vorbehandlung in mehrfacher Hinsicht Einfluss auf die Auslegung der biologischen Reinigungsstufe nimmt, sollten in das technische Regelwerk Bemessungsansätze und -hinweise für Feinrechen und -siebe zur Vorbehandlung von Grauwasser und Grauwasserströmen, analog zur Grobentschlammung bei kommunalem Abwasser, eingebunden werden. Der Wegfall eines Absetzbeckens hat den positiven Effekt eines verminderten Flächenbedarfs und einer verminderten Geruchsbelästigung der Gesamtanlage zur Folge.

#### **4.4.2.3 Vorgabe zur Tiefe der Filterschicht**

In Kapitel 4.3.2.4 wurde gezeigt, dass der Einsatz flacherer Rheinsandfilter im kleintechnischen Maßstab (40 cm anstelle von 50 cm Tiefe der Filterschicht) im Bereich der im Regelwerk DWA-A 262 (2017) vorgegebenen Flächenbelastungen keinen negativen Einfluss auf die CSB-Elimination nahm. Befunde aus der Fachliteratur sind in Übereinstimmung mit diesen Erkenntnissen und verdeutlichen, dass erst bei deutlich höheren CSB-Flächenbelastungen als gemäß Regelwerk oder deutlich niedrigen Wassertemperaturen eine Verschlechterung der Reinigungsleistung eintritt. Allerdings konnte im Rahmen dieser Arbeit der Aspekt der Ausbildung hydraulischer Kurzschlüsse bei flacheren Tiefen nicht hinreichend untersucht werden. Die Möglichkeit der Nutzung flacherer Vertikalfilter, wie auch in anderen Ländern realisiert, sollte im Regelwerk diskutiert werden, denn flachere Filter können die aufgeständerte Bauweise und damit den Einsatz des Bodenfilterverfahrens im städtischen Raum fördern.

#### **4.4.2.4 Vorgabe zum Ungleichförmigkeitsgrad für Lavasand (0 – 4 mm)**

Im technischen Regelwerk DWA-A 262 (2017) gilt für zeolithhaltigen Lavasand die Vorgabe eines Ungleichförmigkeitsgrads von  $< 5$ . Für den verwendeten Lavasand lag der Ungleichförmigkeitsgrad jedoch bei 15,4, was auf ungleichförmige Körner bzw. einen nur bedingt steilen Verlauf der Sieblinie hinweist. In der Praxis wurden aber bereits mehrere PKA mit vergleichbarem Lavasand umgesetzt, die seit über zehn Jahren in Betrieb sind (vgl. Bruch et al. 2011b). Auch im Rahmen der kleintechnischen Untersuchungen und auf der Pilotanlage konnten keine Betriebsstörungen, die im Zusammenhang mit einer Kolmation des Filters standen, festgestellt werden. Daraus folgt, dass sich ungleichförmige Lavasandkörner weder auf die Leistung noch die Stabilität des Filters negativ auswirkten und ein Anpassungsbedarf hinsichtlich des Ungleichförmigkeitsgrads im technischen Regelwerk DWA-A 262 (2017) besteht. Die Angabe der Ungleichförmigkeitsgrad sollte bei zeolithhaltigen Lavasandfiltern auf  $< 16$  geändert werden.

#### **4.4.2.5 Vorgabe zur beschickten Fläche pro Austrittsöffnung für Lavasand (0 – 4 mm)**

DWA-A 262 (2017) gibt vor, dass für Lavasandbodenfilter (0 – 4 mm) als biologische Hauptstufe die beschickte Filterfläche pro Austrittsöffnung in Abhängigkeit des  $k_{fA}$ -Wertes zwischen  $\leq 5 \text{ m}^2/\text{Öffnung}$  bzw.  $\leq 0,2 \text{ Öffnung/m}^2$  (bei höherer hydraulischer Durchlässigkeit)

bis  $\leq 25 \text{ m}^2/\text{Öffnung}$  bzw.  $0,04 \text{ Öffnung}/\text{m}^2$  (bei geringerer hydraulischer Durchlässigkeit) betragen sollte, da die Beschickung punktuell, also anhand punktförmiger Einleitungen ohne ausgeprägtes Verteilungsnetz, beispielsweise durch den Einsatz von Pralltellern, erfolgen sollte. Gemäß DWA-A 178 (2019) „Retentionsbodenfilteranlagen“ können punktuelle Einleitungen hingegen eine gleichmäßige Frachtverteilung nicht leisten und sind daher zu vermeiden. Demgegenüber gilt für Rheinsand (0 – 2 mm) als biologische Hauptstufe eine deutlich unterschiedliche Vorgabe für die Fläche pro Beschickungsöffnung von  $\leq 1 \text{ m}^2/\text{Öffnung}$  bis  $\leq 5 \text{ m}^2/\text{Öffnung}$ . Gleichzeitig ist der Schlämmkornanteil bodenfiltergeeigneter Lavasande gemäß DWA-A 262 (2017) auf 8 Gew.-% begrenzt (im Gegensatz zu 2 % bei herkömmlichen Rheinsanden), was mit einer geringeren Infiltrationsleistung einherginge. Damit würde sich eine bessere Abwasserverteilung einstellen, weshalb Verteilersysteme wie Prallteller für die Beschickung von Lavasandfiltern geeignet wären. Damit ergäbe sich eine große beaufschlagte Fläche. Jedoch kann nicht mit jedem Lavasand eine gleichmäßige Wasserverteilung auf der gesamten Filteroberfläche sichergestellt werden. Lavasande, mit ihrer verklüfteten Struktur, sind weitaus weniger einheitliche Substrate als Rheinsande (Rundkornsande) und können aus verschiedenen mineralischen Oxiden bestehen und je nach Fundort und Herkunft sehr unterschiedliche Eigenschaften aufweisen (Hasselbach et al. 2011). Der im Rahmen dieser Arbeit verwendete Lavasand wies 4,5 % abschlämbbare Anteile auf (vgl. Kapitel 3.2.4), weshalb im Sinne einer vergleichmäßigten Beaufschlagung des Filters auch gelochte Verteilerrohre, die deutlich höhere Dichten der Beschickungsöffnungen erfordern, für Lavasandvertikalfilter im Regelwerk empfohlen werden müssten. Demnach muss im technischen Regelwerk zwischen den unterschiedlichen Verteilersystemen, gerade im Zusammenhang mit dem Filtermedium und der Reinigungsleistung, differenziert werden.

#### **4.4.2.6 Vorgabe zur Mindestzeit zwischen den Intervallbeschickungen**

Das technische Regelwerk legt für Vertikalfilter als biologische Hauptstufe eine Zeit zwischen den Intervallbeschickungen bei  $\geq 6 \text{ h}$  fest, was maximal vier Beschickungsereignisse am Tag zur Folge hat (vgl. Kapitel 2.6.4.2), wobei international die Anzahl der Beschickungen am Tag für Vertikalfilter in aller Regel von drei bis 12 reicht (vgl. Stefanakis et al. 2014). Etwa in Österreich wird eine Mindestzeit zwischen den Intervallbeschickungen von 3 – 6 h (also, 4 – 8 Beschickungen täglich) für Vertikalfilter mit Sand 0,06 – 4 mm als biologische Hauptstufe angesetzt (ÖNORM B 2505 2005). DWA-A 262 (2017) begründet die strenge Vorgabe mit dem Erfordernis einer weitgehenden Entleerung des Filterkörpers zwischen zwei Beschickungsvorgängen, um einen erhöhten Sauerstofftransfer innerhalb des Filterbetts und damit verbesserte aerobe Bedingungen im Bodenkörper zu ermöglichen. Im Rahmen der Pilotuntersuchungen wurde der Bodenfilter mit sechs Beschickungen am Tag beaufschlagt, dabei wurden äußerst hohe CSB-Reinigungsleistungen erreicht (vgl. Kapitel 3.2.3.2). Zusätzlich stellten Pucher und Langergraber (2019) im Rahmen einer Simulationsstudie fest, dass sich eine Veränderung der Anzahl der Beschickungen von zwei auf 12 bei feinem Filtermaterial (0,06 – 4 mm Sand) kaum auf die Reinigungsleistung auswirkte. Es wird empfohlen, die Vorgabe zur Mindestzeit zwischen den Intervallbeschickungen zu flexibilisieren und im Regelwerk angelehnt an die internationale Fachgemeinschaft die

Möglichkeit mehrerer täglicher Beschickungen aufzunehmen. Daraus könnten sich Vorteile ergeben, beispielsweise geringeres Speichervolumen für Grauwasser, das intermittierend dem Bodenfilter zugeführt wird.

#### **4.4.2.7 Eignung zur Nitrifikation bei reduzierten Wassertemperaturen**

Grundsätzlich sind die in DWA-A 262 (2017) aufgeführten Vertikalfilter geeignet, die Anforderungen an die Abwasserbehandlung für die GK 1 gemäß Anhang 1, AbwV (2004) zu erfüllen. Zusätzlich eignen sich vertikal durchflossene Filter bei Temperaturen im Ablauf der Filter von  $> 12\text{ °C}$  für eine weitergehende Nitrifikation ( $C_{\text{NH}_4\text{-N}} \leq 10\text{ mg/l}$ ). Dabei erfolgt keine Unterscheidung des Filtermediums, obwohl die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit verdeutlichen, dass sich zeolithhaltige Lavasandfilter (0 – 4 mm) bei Wassertemperaturen  $> 5\text{ °C}$  zur vollständigen Nitrifikation eignen (vgl. Tabelle 4-2). In der Fachliteratur wird ebenfalls darauf hingewiesen, dass Vertikalfilter mit zeolithhaltigem Lavasand als Filterschicht (z. B. Hasselbach et al. 2011) für eine weitestgehende Nitrifikation geeignet sind. Es wird daher empfohlen, die Eignung von zeolithhaltigen Lavasandfiltern (0 – 4 mm) zur weitergehenden Nitrifikation im Regelwerk zu vermerken und dabei die untere Temperaturgrenze, bei der eine Eignung zur Nitrifikation besteht, von  $12\text{ °C}$  auf  $5\text{ °C}$  zu vermindern.

#### **4.4.2.8 Vorgabe zur erforderlichen Fläche und Bemessungsansätze**

In Deutschland führt das Erfordernis dafür, dass Bodenfilter im Winterhalbjahr nicht versagen dürfen, zu einem höheren Flächenbedarf als in wärmeren Ländern, wie z. B. Australien, Brasilien, Griechenland und Israel. In gemäßigten Klimazonen werden bei niedrigen Temperaturen im Regelfall einwohnerspezifische Filterflächen von bis zu  $4\text{ – }5\text{ m}^2/\text{E}$  für Vertikalfilter zur Behandlung von kommunalem Abwasser angesetzt, während in wärmeren Regionen die Behandlungsprozesse intensiver ablaufen und die erforderliche Filterfläche auf  $1\text{ – }2\text{ m}^2/\text{E}$  reduziert werden kann (Stefanakis et al. 2014). Für Vertikalfilter mit Rheinsand (0 – 2 m) oder Lavasand (0 – 4 mm) als biologische Hauptstufe gelten in Deutschland die Vorgaben  $20\text{ g CSB}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  für die maximal zulässige CSB-Flächenbelastung und  $80\text{ L}/(\text{m}^2\cdot\text{d})$  für die maximal zulässige hydraulische Flächenbelastung (DWA-A 262 2017). Diese Bemessungsansätze gehen mit einem hohen Flächenbedarf von  $4\text{ m}^2/\text{E}$  für Anlagen zur Behandlung von kommunalem Abwasser bzw.  $2\text{ m}^2/\text{E}$  für gesamtes Grauwasser einher, was bislang den Einsatz von Bodenfiltern in eng bebauten urbanen Räumen deutlich einschränkte. In Morandi et al. (2019) wurde ein Vergleich zwischen Bodenfiltersystemen zur Grauwasserbehandlung in Deutschland und Brasilien aufgestellt. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass in Deutschland Vertikalfilter zur Behandlung von Grauwasser unter Ausschluss von Küchenabwasser und ggf. Waschmaschinenabwasser rein rechnerisch mit weniger als  $1\text{ m}^2/\text{E}$  ausgelegt werden könnten. Dieser Effekt beruht auf einer geringeren Belastung und dem verminderten Anfall von schwach belastetem Grauwasser. Dem verminderten Flächenbedarf liegen die geringere Belastung und der geringere Anfall von leicht verschmutztem Grauwasser zugrunde. Im Regelwerk DWA-A 262 (2017) sind weder differenzierte Angaben für die zulässigen Flächenbelastungen von Anlagen zur Behandlung

von Grauwasser und Abwasser vorhanden noch werden unterschiedliche Grauwasserteilströme und dezentrale Anlagen hinreichend adressiert, weshalb vorliegende Bemessungsansätze bislang nur sinngemäß auf Bodenfilter zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser angewendet werden können.

Die Ergebnisse der kleintechnischen Bodenfilteruntersuchungen (siehe Kapitel 4.2.1) und der Untersuchungen im Pilotmaßstab (vgl. Kapitel 4.2.3) verdeutlichen, dass sich eine über längere Zeiträume erhöhte Flächenbelastung von über 80 L/(m<sup>2</sup>·d) bzw. über 20 g CSB/(m<sup>2</sup>·d) weder auf die Reinigungsleistung negativ auswirkte noch zum hydraulischen Versagen des Bodenfilters führte. Daraus folgt, dass deutlich kleinere Flächenbedarfe möglich sind, wie im Folgenden aufgeführt.

Im kleintechnischen Maßstab konnten filterspezifisch über die Betriebsphase gemittelte CSB-Flächenbelastungen von bis zu 24 g CSB/(m<sup>2</sup>·d) [S4] bis 28 g CSB/(m<sup>2</sup>·d) [S3, vgl. Tabelle 3-3] erreicht werden. Wochenwerte der CSB-Flächenbelastung konnten auf bis zu 37 g CSB/(m<sup>2</sup>·d) [S3] bis 45 g CSB/(m<sup>2</sup>·d) [S1] erhöht werden (vgl. Tabelle 3-3), was gegenüber dem Regelwerk 85 % bis zu 125 % höherer Belastung entspricht, ohne dass Einbußen in der Reinigungsleistung hingenommen werden mussten. Hinsichtlich der hydraulischen Flächenbelastung konnten je nach Filter über die Betriebsphase gemittelte Höchstwerte von 81 L/(m<sup>2</sup>·d) [S4] bis 129 L/(m<sup>2</sup>·d) [S3, inkl. Rezirkulation] erreicht werden, wobei Wochenwerte der hydraulischen Flächenbelastung bis hin zu 91 L/(m<sup>2</sup>·d) [S3, S5] bis 142 L/(m<sup>2</sup>·d) [S1] reichten. Diese Spitzenbelastungen entsprachen gegenüber dem Regelwerk einer Erhöhung von 14 % bis zu 78 %. Eine weitere Erhöhung der Belastungsgrenze konnte aufgrund unzureichender Grauwassermenge nicht eingestellt werden.

Im Pilotmaßstab konnte der Bodenfilter phasenweise mit mindestens 28 % (Lavasand) bis hin zu 40 % (Rheinsand) höherer hydraulischer Flächenbelastung und mindestens 45 % (Lavasand) bis hin zu 60 % (Rheinsand) höherer CSB-Flächenbelastung als gemäß Regelwerk (DWA-A 262 2017) beaufschlagt werden (vgl. Tabelle 3-6). Wochenwerte der Flächenbelastung reichten bis zu 28,9 g CSB/(m<sup>2</sup>·d) [Lavasand] bis 32,8 g CSB/(m<sup>2</sup>·d) [Rheinsand]. Eine weitere Erhöhung der Belastungsgrenze konnte aufgrund unzureichender Grauwassermenge nicht erreicht werden. Bruch und Hilscher (2007) zeigten jedoch, dass bei einem Bodenfilter mit Lavasand (0 – 4 mm) als Filterschicht ( $A_F = 0,3 \text{ m}^2$ ), der einer Teichkläranlage nachgeschaltet wurde, eine hydraulische Flächenbelastung von 700 L/(m<sup>2</sup>·d) über einen Zeitraum von 18 Wochen aufrechterhalten werden konnte. Bei Rheinsand (0 – 4 mm) hingegen kam bereits nach vier Wochen bei 700 L/(m<sup>2</sup>·d) zur Kolmation. Analog kolmatierte ein RBF mit Rheinsand als Filterschicht (0 – mm;  $A_F = 1 \text{ m}^2$ ) bei einer Beaufschlagung von 700 L/(m<sup>2</sup>·d) bereits nach einer Woche, während es bei dem äquivalenten Lavasand-RBF erst bei 1875 L/(m<sup>2</sup>·d) zum hydraulischen Versagen nach einer Woche kam (vgl. Drescher 2003). Insgesamt sind Lavasandfilter hinsichtlich der hydraulischen Leistungsfähigkeit gegenüber Rheinsandfiltern überlegen.

Innerhalb der Kälteperiode wurde beim aufgeständerten Rheinsandfilter eine Verschlechterung der Nitrifikation festgestellt, was zu höheren Ammonium- und Nitritstickstoffkonzentrationen im Ablauf führte (vgl. Kapitel 4.2.3.3). Beim Lavasandfilter konnte nahezu vollständig nitrifiziert werden, weshalb sich aufgeständerte Lavasandfilter

ganzjährig bei Wassertemperaturen  $> 5^{\circ}\text{C}$  für eine weitestgehende  $\text{NH}_4\text{-N}$ -Entfernung eignen. Sofern eine ganzjährige Nitrifikation erforderlich ist, sind Rheinsandfilter nur bei Wassertemperaturen  $> 12^{\circ}\text{C}$ , d. h. prinzipiell nur außerhalb der Kälteperiode einsetzbar (vgl. Kapitel 4.3). Vertikalfilter zur Behandlung von leicht verschmutztem Grauwasser mit Lava- oder Rheinsand als Filterschicht können mit deutlich höheren Belastungen und damit deutlich kleineren Filterflächen ausgelegt werden als gemäß Regelwerk. Bei niedrigen Temperaturen ist das in Rheinsandfiltern behandelte Wasser ausschließlich dort einsetzbar, wo ammonium- und nitritthaltiges Wasser keine Relevanz hat (z. B. Toilettenspülung). Damit kann die Beaufschlagung eines aufgeständerten Rheinsandfilters im Winter so herabgesetzt werden, dass lediglich der Bedarf für solche Nutzungen (z. B. Toilettenspülung) sicher gedeckt wird. Der unbehandelte Anteil des Grauwassers müsste dann in den Kanal abgeschlagen werden, was die Abhängigkeit zentraler und dezentraler Systeme auch bei fortschreitender Stoffstromtrennung unterstreicht. Während der Vegetationsperiode, in der niedrige Wassertemperaturen auszuschließen sind, können dann höhere Belastungen sicher gefahren und damit mehrere Bedarfe (z. B. Bewässerung und Toilettenspülung) gleichzeitig gedeckt werden

Aus den Erkenntnissen zur Technologieanpassung können Handlungsempfehlungen abgeleitet werden:

- Bodenfilter zur Aufbereitung von schwach belastetem Grauwasser (mit oder ohne Beifügungen von stark belastetem Grauwasser; z. B. Küchenabwasser) sind mit einer maximal zulässigen **hydraulischen Flächenbelastung** von **130 L/(m<sup>2</sup>·d)** und einer maximal zulässigen **CSB-Flächenbelastung** von **32 g CSB/(m<sup>2</sup>·d)** auszulegen. Vereinzelt höhere Belastungen von bis zu 45 g CSB/(m<sup>2</sup>·d) und 150 L/(m<sup>2</sup>·d) sind über das Jahr verteilt für 1 – 2 Wochen möglich.

In Bezug auf die CSB-Flächenbelastung von 20 g CSB/(m<sup>2</sup>·d) wird mit 32 g CSB/(m<sup>2</sup>·d) eine 60 %ige Reduzierung der erforderlichen Filterfläche erreicht. Hinsichtlich der hydraulischen Flächenbelastung ergeben sich 62,5 % Flächenverminderung. Unter Berücksichtigung der Medianwerte der Fracht für den CSB im Zulauf der biologischen Stufe und des Volumenstroms (vgl. Tabelle 4-15) ergeben sich einwohnerspezifische Flächenbedarfe von **0,30 m<sup>2</sup>/E** (hydraulisch) und **0,35 m<sup>2</sup>/E** (über die CSB-Flächenbelastung) für die Behandlung von vorgereinigtem, schwach belastetem Grauwasser (mit geringen Anteilen von stark belastetem Grauwasser). Bezogen auf 85-Perzentilwerte, die eine sicherere Bemessung bei unklaren Rahmenbedingungen ermöglichen (vgl. Kapitel 4.4.1), erhöhen sich die spezifischen Flächen jeweils auf **0,40 m<sup>2</sup>/E** (hydraulisch und über die CSB-Flächenbelastung). Der Vergleich mit einer Filterfläche von 2 m<sup>2</sup>/E für Vertikalfilter zur Behandlung von komplettem Grauwasser gemäß DWA-A 262 (2017) zeigt, dass die erforderliche Fläche für Vertikalfilter zur Behandlung von gesiebttem leicht verschmutztem Grauwasser deutlich kleiner angesetzt werden kann. Grund hierfür ist die deutlich geringere Zulaufbelastung als bei kommunalem Abwasser oder komplettem Grauwasser.

Die Ergebnisse beleuchten die Relevanz von abwasserspezifischen Bemessungsansätzen, die bislang im technischen Regelwerk nicht verankert sind. Eine entsprechende Ergänzung des



Regelwerks wäre sinnvoll, um eine sichere Auslegung von Bodenfiltern zu gewährleisten, die auf das spezifische Wasser zugeschnitten ist.

#### **4.4.3 Zwischenfazit**

Bis in der Fachliteratur mehr verlässliche Bemessungswerte für Anlagen zur Behandlung von vorgereinigtem, schwach belastetem Grauwasser verfügbar sind, wird empfohlen, die hier ermittelten 85-Perzentilwerte der CSB-Fracht mit  $13 \text{ g}/(\text{E}\cdot\text{d})$  und der Menge mit  $55 \text{ L}/(\text{E}\cdot\text{d})$  zur Bemessung heranzuziehen. Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass die Belastung in schwach belastetem Grauwasser von Literaturangaben abweichen kann, weshalb verlässliche, für Deutschland repräsentative Kennwerte zur Bemessung von Anlagen zur Behandlung von Grauwasser und schwach belastetem Grauwasser in das technische Regelwerk zügig eingebunden werden müssen.

Tabelle 4-16 fasst die empfohlenen Änderungen und Ergänzungen für das technische Regelwerk zusammen.

**Tabelle 4-16:** *Änderungs- und Ergänzungsbedarf im technischen Regelwerk DWA-A 262 (2017) am Beispiel von Vertikalfiltern als Hauptstufe zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken.*

Empfohlene Ergänzungen und Änderungen	Zu ergänzende Kennwerte	Bisherige Angaben im Regelwerk
Erweiterung auf Grauwasserströme (wie etwa schwach belastetes Grauwasser). Notwendigkeit der Angabe von verlässlichen, für Deutschland repräsentativen Kennwerten zur Bemessung von Anlagen zur Behandlung von Grauwasser und schwach belastetem Grauwasser (einschließlich Frachtwerten zu vorbehandeltem Grauwasser).	<u>Grauwasser, gesamt:</u> Angaben aus Sievers (2018).  <u>Grauwasser, schwach belastet</u> Angaben aus Tabelle 4-15.	Meist Median- oder Mittelwerte mit geringer Datenqualität [Angaben zu schwach belastetem Grauwasser nur im NASS-Themenband DWA (2015) enthalten]. Lediglich in DWA-M 277 (2017) werden 85-Perzentilwerte aufgeführt, die jedoch zum Teil auf internationalen Quellen basieren.
Wahl und Bemessung der Vorbehandlung und Wegfall der Vorklärung (Absetzbecken) für schwach belastetes Grauwasser	<u>Grauwasser, schwach belastet</u> Feinrechen oder -siebe mit einer Spalt- bzw. Maschenweite von 1 – 2 mm.	<u>Kommunales Abwasser</u> Grobentschlammung [z. B. Mehrkammergrube (300 L/E), Absetzteich]  <u>Komplettes Grauwasser</u> Grobstoffentfernung (z. B. Absetzbecken oder Sieb)
Differenzierung der Abwasserströme hinsichtlich der Auslegung und Notwendigkeit von substratspezifischen Bemessungsansätzen	<u>Grauwasser, schwach belastet, gesiebt</u> 32 g CSB/(m <sup>2</sup> ·d) 130 L/(E·d) definierte Rahmenbedingungen: 0,30 – 0,35 m <sup>2</sup> /E unklare Rahmenbedingungen: 0,4 m <sup>2</sup> /E (basiert auf 85-Perzentilwerten)	<u>Mechanisch vorgereinigtes kommunales Abwasser</u> 20 g CSB/(m <sup>2</sup> ·d) 80 L/(E·d) 4 m <sup>2</sup> /E  <u>Mechanisch vorgereinigtes komplettes Grauwasser</u> 2 m <sup>2</sup> /E
Anpassung der Vorgabe zur Mindestzeit zwischen den Intervallbeschickungen bei Filtern mit Rheinsand (0 – 2 mm) bzw. Lavasand (0 – 4 mm) als Filterschicht	≥ 4 h	≥ 6 h
Vorgabe zur Tiefe der Filterschicht	≥ 40 cm Rheinsand (0 – 2 mm), insbesondere für unbepflanzte Vertikalfilter	≥ 50 cm Rheinsand (0 – 2 mm) ≥ 60 cm Lavasand (0 – 4 mm)
Anpassung des Geltungsbereiches der Wassertemperatur für nitrifizierende Lavasandfilter (0 – 4 mm) als biologische Hauptstufe	Auch bei > 5°C für eine weitergehende Nitrifikation geeignet (C <sub>NH4-N</sub> ≤ 10 mg/l)	> 12 °C für eine weitergehende Nitrifikation (C <sub>NH4-N</sub> ≤ 10 mg/l)
Möglichkeit einer aufgeständerten Bauweise für Vertikalfilter mit Lavasand als Filterschicht (0 – 4 mm)	-	Bislang nur in den Erdboden eingelassene Bauweise empfohlen
Anpassung der Vorgabe zum Ungleichförmigkeitsgrad für Lavasand (0 – 4 mm)	$U = d_{60}/d_{10} < 16$	$U = d_{60}/d_{10} < 5$
Anpassung der Vorgabe zur beschickten Fläche pro Austrittsöffnungen für Lavasand (0 – 4 mm)	≥ 5 – 25 m <sup>2</sup> /Öffnung (nur bei Gewährleistung einer gleichmäßigen Verteilung), ansonsten ≥ 1 – 5 m <sup>2</sup> /Öffnung	≥ 5 – 25 m <sup>2</sup> /Öffnung

## 4.5 Zwischenfazit – Technologieanpassung

In Kapitel 4 wurde zunächst auf Anfall und Beschaffenheit der untersuchten Grauwasserströme eingegangen. Anschließend wurden die erreichten Ablaufqualitäten und Reinigungsleistungen der baulich und betrieblich modifizierten Bodenfilteranlagen diskutiert. Es erfolgte dann die Bewertung der urbanen Anwendbarkeit, der Verdunstungsleistung durch Evapotranspiration und der Eignung zur Wasserwiederverwendung für unterschiedliche Nutzungen (Bewässerung, Versickerung, Toilettenspülung etc.). Auf Basis der Ergebnisse zu Anfall und Beschaffenheit wurden Kennwerte zur Auslegung von Anlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser empfohlen und daraus der erforderliche Anpassungs- und Ergänzungsbedarf im technischen Regelwerk DWA-A 262 (2017) abgeleitet.

Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken wies aufgrund von Fehlnutzung in der Dusche (Urineintrag) deutlich höhere mittlere  $N_{\text{ges}}$ -Konzentrationen auf ( $> 20 \text{ mg/l } N_{\text{ges}}$ ) als bislang in der Fachliteratur beschrieben, was durch Spurenstoffanalysen belegt werden konnte. Demgegenüber lagen die durchschnittlichen  $P_{\text{ges}}$ -Konzentrationen mit  $< 2 \text{ mg/l}$  deutlich niedriger als erwartet. Es konnte kein Nährstoffmangel für den aeroben Abbau festgestellt werden. Insbesondere die örtliche Trinkwasserqualität bestimmte die elektrische Leitfähigkeit des Grauwassers und damit den Salzgehalt mit, was im Sinne einer Bewässerung berücksichtigt werden muss. Aufgrund gesetzlicher Bestimmungen konnten überwiegend anionische Tenside im Grauwasser nachgewiesen werden. Im Rahmen der Pilotuntersuchungen konnte eine stärkere Verunreinigung mit Urin bzw. Fäkalanteilen festgestellt werden als im Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen. Die Keimbelastung in leichtem Grauwasser fiel generell höher aus als in bisherigen Literaturangaben, was auf eine Keimvermehrung in den betriebsbedingt nicht bzw. nur schlecht durchmischten Teilen des Grauwassersystems (z. B. Rohgrauwasserspeicher, Hebeanlage) zurückgeführt werden kann. Insgesamt kann die Beschaffenheit von Grauwasser in der Praxis deutlich von erwarteten Literaturangaben abweichen, weshalb eine Datenerhebung durch Messung nach Möglichkeit durchzuführen ist.

Eine Siebung (MW = 1,3 mm) als Vorbehandlungsmaßnahme, kombiniert mit der ungezielten Absetzwirkung im Speicher, führte zu 40 – 45 % AFS- und CSB-Elimination und gleichzeitig zu 30 – 35 %  $N_{\text{ges}}$ - und  $P_{\text{ges}}$ -Entfernung, was die nachgeschaltete biologische Behandlung im Bodenfilter unterstützt. Es kam zu keiner Zeit zu Betriebsstörungen, die auf ein Versagen der Vorbehandlung, wie beispielsweise Kolmation, zurückzuführen waren. Dies unterstreicht die Eignung der Siebung zur Vorreinigung von schwach belastetem Grauwasser. Damit entfällt für schwach belastetes Grauwasser das Erfordernis eines platz- und geruchsintensiven Absetzbeckens.

Die untersuchten Bodenfilter im kleintechnischen Maßstab wiesen Ablaufkonzentrationen von meist  $< 2,0 \text{ mg/l}$  AFS und AFS-Eliminationen von überwiegend  $> 98 \%$  auf. Der Bodenfilter umfasst dabei gleichzeitig eine biologische Behandlung und Filtration, weshalb die durch EU-WasserWVVO (2020) geforderte Filtration für eine uneingeschränkte Bewässerung als erfüllt gilt. Zudem wurden stets äußerst geringe CSB-Konzentrationen von  $< 10 \text{ mg/l}$  sowie CSB-Eliminationen von  $> 95 \%$  erreicht. Im Pilotmaßstab wurde im Rheinsandfilter eine Verschlechterung der Nitrifikation bei Wassertemperaturen  $< 12^\circ\text{C}$  beobachtet. Der

Lavasandfilter erbrachte hingegen auch bei niedrigen Wassertemperaturen ( $> 5^{\circ}\text{C}$ ) eine weitestgehende Nitrifikationsleistung. Zudem konnte eine teilweise Stickstoffentfernung mittels betrieblich angepasster Vertikalfilter mit feinem Filtermaterial erreicht werden, die von 25 – 50 %  $\text{N}_{\text{ges}}$ -Elimination beim alleinigem Einstau der Dränschicht bis hin zu 50 – 70 % beim kombinierten Drainageeinstau und einer zur Beschickung zeitversetzten Nitratrückführung reichte. Lavasandvertikalfilter konnten weitestgehend Phosphor eliminieren. Zur Validierung der Ergebnisse sind jedoch Langzeitversuche erforderlich, wobei Erfahrungen aus der Praxis zeigen, dass überdurchschnittliche  $\text{P}_{\text{ges}}$ -Eliminationen auch nach langjährigem Betrieb von Lavasand-PKA aufrechterhalten blieben (vgl. Alewell et al. 2021). Zudem konnte durch betriebliche und bauliche Veränderungen (d. h. Einbau einer Adsorbierschicht in die Dränschicht und eingestauter Betrieb des Dränbereiches) die prinzipielle Praxistauglichkeit einer bedarfsgerechten Entfernung/Rückgewinnung von Phosphor nachgewiesen werden. In diesem Zusammenhang konnte die Eignung von Anthrazitkohle zur P-Adsorption mit einer maximalen Beladung von 0,15 mg  $\text{PO}_4\text{-P}$  pro g Anthrazitkohle im Betrieb aufgezeigt werden. Zudem konnte die Regenerierung der Adsorbierschicht durch die Desorption von Phosphor mit Natriumchlorid/-hydroxid erfolgreich im Betrieb durchgeführt werden, was prinzipiell einen langjährigen Betrieb der bedarfsgerechten Phosphorelimination ermöglicht. Die Kationen  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{K}^{+}$  wurden durch die Bodenpassage im Lavasandfilter zum Teil an das Ablaufwasser abgegeben, während  $\text{Na}^{+}$  zum Teil mittels Ionenaustausch zurückgehalten wurde. Bei Rheinsand wurde lediglich  $\text{Ca}^{2+}$  teils ausgewaschen, während die Konzentrationen der übrigen Kationen weitgehend unberührt blieben. Damit ging eine Reduzierung des SAR-Wertes einher, was förderlich für eine Bewässerung ist. Durch die Bodenpassage wurde zudem die elektrische Leitfähigkeit aufgrund der Auswaschung von Kalk und weiteren Ionen angehoben. Die Anionen  $\text{Cl}^{-}$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  wurden hingegen weder aus dem Grauwasser eliminiert noch im Filter verändert. Die baulich und betrieblich modifizierten Vertikalfilter eigneten sich ebenfalls für eine Tensidentfernung und eine Keimreduktion (von mindestens 3 log-Stufen bezogen auf *E. coli*, Enterokokken und coliforme Keime). Des Weiteren erreichten sie Eliminationen organischer Mikroverunreinigungen, die bis auf vereinzelte Ausnahmen (vgl. Kapitel 4.2.3.8) überwiegend bei  $> 85\%$  lagen, oft aber bis hin zu  $> 99\%$  reichten. Zudem trug die UV-Desinfektion zum weiteren Abbau der organischen Mikroschadstoffe bei.

Lavasandbodenfilter in aufgeständerter Bauweise erwiesen sich als geeignet für eine sicherere Wasserwiederverwendung und bieten damit neue Gestaltungsmöglichkeiten für den städtischen Raum. Gleichzeitig können bepflanzte Bodenfilter einen eigenständigen Beitrag zur Verdunstung über Vegetationsflächen leisten. Im Pilotmaßstab konnte eine Evapotranspiration von 2400 mm/a nachgewiesen werden (um den Faktor 3,5 höher als die von freien Wasserflächen; vgl. DWA-M 504-1 2018). Die technologischen Innovationen sowie die Substratwahl (schwach belastetes Grauwasser) eröffnen neue Perspektiven für die Integration des Bodenfilterverfahrens in den städtischen Kontext.

Bis auf vereinzelte Ausnahmen kann mittels betrieblich und konstruktiv modifizierter Vertikalfilter grundsätzlich eine für die Bewässerung, die Versickerung sowie die Toilettenspülung und Reinigung von Wäsche geeignete Qualität erreicht werden. Zusätzlich können in Abhängigkeit der Anforderungen an die jeweilige Nutzung weitergehende Aufbereitungsmaßnahmen (z. B. Mikroschadstoffentfernung, Teilentsalzung), Verfahren zur

Nährstoffelimination und/oder Desinfektionsverfahren erforderlich sein. Lavasandfilter können auch bei sehr niedrigen Wassertemperaturen weitestgehend nitrifizieren und sollten daher dort Einsatz finden, wo Wassertemperaturen von 12°C unterschritten werden. Eine nachgeschaltete Desinfektion ist für die uneingeschränkte Bewässerung erforderlich (vgl. z. B. EU-WasserWVVO 2020). Zusätzlich sind Rheinsandfilter aufgrund der unvollständigen Nitrifikation bei Wassertemperaturen < 12°C prinzipiell nicht für ganzjährige Versickerungsmaßnahmen geeignet. Hier sollten Lavasandfilter bevorzugt eingesetzt werden. Zur Einhaltung der Schwellenwerte für anorganische Stickstoffverbindungen und Phosphat gemäß GrwV (2010) sind Lavasandbodenfilter mit wassergesättigter Drainage, die mit P-Adsorbiermaterial funktionalisiert ist, und mit der Rezirkulation des nitratreichen Ablaufes anzuwenden. Die untersuchten Vertikalfilter erfüllten stets die Anforderungen an eine Toilettenspülung auf Haushaltsebene. Für weitere Nutzungen im privaten und öffentlichen Bereich ist in aller Regel eine nachgeschaltete Desinfektion erforderlich. Die Bodenpassage führte zu einer erhöhten Wasserhärte, weshalb explizit für den Anwendungsfall „Reinigung von Wäsche“ herkömmliche Rheinsandfilter bevorzugt werden sollten.

Bis eine höhere Anzahl verlässlicher Bemessungswerte für Anlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser verfügbar sind, wird empfohlen, die 85-Perzentilwerte der CSB-Fracht mit 13 g/(E·d) und der Menge mit 55 L/(E·d) zur Bemessung der biologischen Hauptstufe heranzuziehen. Es besteht zudem in nicht unerheblichem Umfang Anpassungs- und Ergänzungsbedarf im technischen Regelwerk. Es ist notwendig, dass das Arbeitsblatt konkret auf Grauwasserströme (wie z. B. schwach belastetes Grauwasser) erweitert wird. Dabei müssen verlässliche, für Deutschland repräsentative Kennwerte zur Bemessung von Anlagen zur Behandlung von Grauwasser und Grauwasserströmen Berücksichtigung finden. Auch die Vorbehandlung muss für unterschiedliche Abwasserströme differenziert betrachtet werden (bei leicht verschmutztem Grauwasser entfällt das Erfordernis eines Absetzbeckens). Weiterhin müssen Bodenfilteranlagen abwasserspezifisch ausgelegt werden, weshalb substratspezifische Bemessungssätze, so wie diese für schwach belastetes Grauwasser aus den Ergebnissen dieser Arbeit abgeleitet werden konnten, erforderlich sind. Vertikalfilter zur Behandlung von gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser können mit 0,3 – 0,4 m<sup>2</sup>/E dimensioniert werden. Dem verminderten Flächenbedarf liegen eine maximal zulässige CSB-Flächenbelastung von 32 g/(Ed) und eine maximal zulässige hydraulische Flächenbelastung von 130 L/(Ed) zugrunde. Weiterhin können Lavasandbodenfilter weitestgehend nitrifizieren. Deshalb sollte im technischen Regelwerk die Vorgabe des Temperaturgeltungsbereiches für nitrifizierende Vertikalfilter immer filtermaterialspezifisch erfolgen. Insgesamt besteht die Chance, dass betrieblich und baulich angepasste Vertikalfilter zur Grauwasserbehandlung deutlich zur sicheren Wasserwiederverwendung beitragen können.

## **5 Ergebnisse und Diskussion der Konzeptentwicklung**

Das vorliegende Kapitel befasst sich mit den Auswirkungen einer fortschreitenden Grauwasserseparation auf den Betrieb und die Verfahrenstechnik einer Modellkläranlage mit 100 000 EW mit Stickstoffelimination und getrennt anaerober Schlammstabilisierung.

### **5.1 Einbindung bestehender Abwasserinfrastrukturen in Transitionskonzepte für ressourcenorientierte Sanitärsysteme**

Mögliche Transitionswege von der bisherigen gemeinsamen Erfassung und Behandlung aller häuslichen Abwasserströme hin zu einer ressourceneffizienteren Abwasserbewirtschaftung mit Trennung der Stoffströme auf Haushaltsebene bestehen beispielsweise in der schrittweisen Abkopplung von Grauwasser aus dem Hauptabwasserstrom (Kläranlagenzulauf), sodass der Kläranlage Grauwasser anteilig nicht mehr zufließt. Die Integration bestehender Kläranlagen in Konzepte für ressourcenorientierte Sanitärsysteme ergibt sich durch das Erfordernis, das Restabwasser (grauwasserabgereichertes, kommunales Abwasser) einer Behandlung zuzuführen und durch betriebliche und/oder verfahrenstechnische Veränderungen (z. B. gemeinsame Behandlung von Urin und Prozess-/Schlammwasser, vgl. Kapitel 5.2) einen sicheren Betrieb der Kläranlage und damit die Siedlungshygiene, die Entsorgungssicherheit und den Gewässerschutz stets zu gewährleisten. Im vorliegenden Kapitel werden mithilfe einer vereinfachten Excel-basierten Fracht- und Volumenstrombilanz am Beispiel der in Kapitel 3.5 vorgestellten Modellkläranlage (vgl. Abbildung 3-11) die Auswirkungen eines Transitionsszenarios (Abkopplung von Grauwasser) auf Betrieb, Energiebilanz und Verfahrenstechnik bestehender Kläranlagen näher beleuchtet und die sich dabei ergebenden Rückgewinnungspotenziale beschrieben. In Gottardo Morandi et al. (2018) ist ein weiterer Transitionsweg am Beispiel der schrittweisen Abkopplung des Schwarzwassers von der derzeitigen Kanalisation, seiner getrennten Ableitung über Unterdrucksysteme und der direkten Einbringung in bestehende Faultürme mit vorhandenen hydraulischen Kapazitäten beschrieben. Zudem wurde im Rahmen eines Konferenzbeitrages (vgl. Morandi et al. 2016) die Übertragbarkeit der vorgestellten Methode auf kläranlagenspezifische Randbedingungen am Beispiel des Lehr- und Forschungsklärwerts der Universität Stuttgart aufgezeigt.

### **5.2 Auswirkungen der Grauwasserseparation auf zentrale Abwasserbehandlungsanlagen**

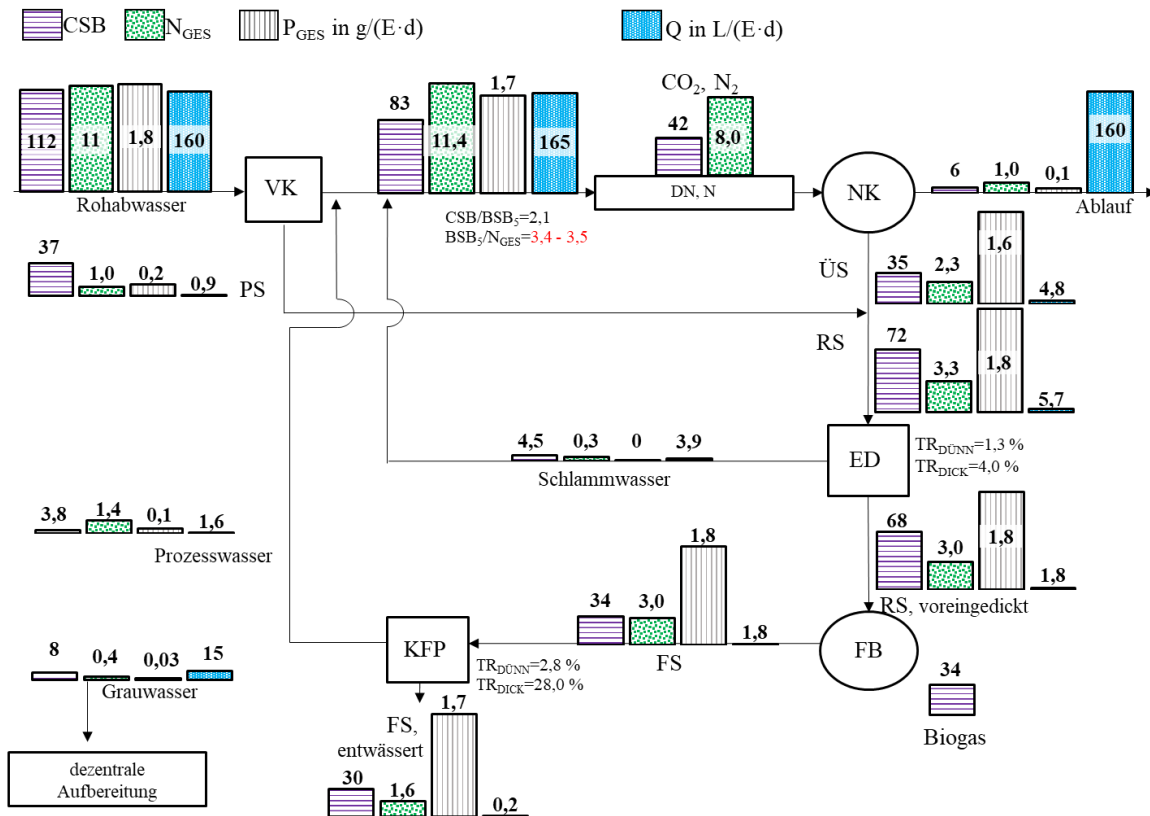
Bis zu einer Transition von 17 % traten weder betriebliche noch verfahrenstechnische kritische Kippunkte auf, die anderweitig hätten ausgeglichen werden müssen, um einen einwandfreien Betrieb zu gewährleisten und die Einhaltung der Ablaufanforderungen sicherzustellen. Abbildung 5-1 zeigt für 17 % Transition Stoff- und Volumenstrombilanzen am Beispiel der Modellkläranlage (vgl. Abbildung 3-11). Konkret wird dabei angenommen, dass das Grauwasser von 17 % aller an die Anlage angeschlossenen Einwohnerwerte (d. h. 17 000 EW bezogen auf die Modellkläranlage) vom konventionellen Abwassersystem abgekoppelt, separat gesammelt und vor Ort behandelt wird. Aus dem Vergleich zwischen

dem Ist-Zustand (siehe Abbildung 3-11) und 17 % Transition (siehe Abbildung 5-1) folgt, dass bei 17 % Grauwasserabkopplung bereits Veränderungen in den Frachten und Volumenströmen zur Anlage und damit in der Abwasserzusammensetzung auftraten. Durch die Abkopplung des Grauwassers aus dem Kläranlagenablauf wurde vorrangig eine Reduktion des Volumenstroms und der CSB-Fracht bewirkt, während die Nährstofffrachten nur geringfügig abnahmen. In der Folge erhöhte sich die CSB-Konzentration im Zulauf nur unbedeutend (2 %), die Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen stiegen hingegen mit etwa 10 % gegenüber dem Ist-Zustand deutlich an, wobei sie mit  $69 \text{ mg/l N}_{\text{ges}}$  und  $11 \text{ mg/l P}_{\text{ges}}$  weiterhin in einem für kommunales Abwasser typischen Bereich lagen (vgl. Tabelle 2-1). Daraufhin verschob sich das C : N : P-Verhältnis zugunsten der Nährstoffe. Es konnte anhand des Excel-basierten Algorithmus verdeutlicht werden, dass bis zu 17 % Transition das  $\text{BSB}_5/\text{N}_{\text{ges}}$ -Verhältnis im Zulauf zur biologischen Stufe nicht unter 3,5 (vgl. Kapitel 3.5) fiel bzw. weiterhin in einem für die Denitrifikation günstigen Bereich lag, weshalb auch bei schwankenden Zusammensetzungen eine stabile Denitrifikation auf der Kläranlage aufrechterhalten werden konnte.

Des Weiteren führte die Entnahme von Kohlenstoff aus dem Hauptabwasserstrom gegenüber dem Ist-Zustand zu einem verminderten Strombedarf für die Belüftung [Reduktion um  $1,4 \text{ kWh}/(\text{EW}\cdot\text{a})$  bei 17 % Transition bzw.  $0,8 \text{ kWh}/(\text{EW}\cdot\text{a})$  pro 10 % Transition], jedoch verringerte sich ebenfalls die Verstromung des im Faulbehälter erzeugten Biogases im Blockheizkraftwerk (BHKW) bei 17 % Transition um  $1,1 \text{ kWh}/(\text{EW}\cdot\text{a})$  bzw. um  $0,65 \text{ kWh}/(\text{EW}\cdot\text{a})$  pro 10 % Transition. Grund hierfür ist der verringerte Anfall an Überschussschlamm bzw. in geringerem Maße auch die verringerte Produktion an Primärschlamm (vor allem aufgrund der fehlenden Feststoffe aus dem Küchenabwasser). Bei 17 % Grauwasserabkopplung betrug also der Nettogewinn an elektrischer Energie nur etwa  $0,3 \text{ kWh}/(\text{EW}\cdot\text{a})$ , was vergleichsweise wenig ist. Denn bei einer Transition von 17 % verringerte sich die CSB-Zulauffracht im Vergleich zum Ist-Zustand nur um knapp 7 % (vgl. Abbildung 3-11 und Abbildung 5-1), wodurch das Schwarzwasser von 100 000 EW und das Grauwasser von über 83 000 EW weiterhin der Kläranlage zuflossen. Weiterführende Informationen können Morandi und Steinmetz (2019) entnommen werden. Deshalb geht die fortschreitende Grauwasserabkopplung mit einem Nettogewinn an elektrischer Energie von nur  $0,15 \text{ kWh}/(\text{EW}\cdot\text{a})$  pro 10 % Transition einher. Zur Steigerung der Biogasproduktion bzw. Stromerzeugung und damit der Ressourceneffizienz im Transitionszustand kann die Ausnutzung der im Faulbehälter frei werdenden Kapazitätsreserven erzielt werden, beispielsweise durch die Co-Vergärung externer Schlämme im Rahmen von Schlammverbundkonzepten (vgl. Knerr et al. 2017) oder sonstiger biogener Co-Substrate (vgl. Chow et al. 2020; Esposito et al. 2012), wie z. B. eingedickten Schwarzwassers (vgl. Gottardo Morandi et al. 2018).

Aus dem Vergleich zwischen der Ausgangssituation (siehe Abbildung 3-11) und 17 %iger Transition (siehe Abbildung 5-1) lässt sich ableiten, dass eine Grauwasserabtrennung kaum Einfluss auf das Nährstoffrückgewinnungspotenzial in den höher konzentrierten Schlamm- und Prozesswasserströmen hatte. Weiterhin waren theoretische Rückgewinnungspotenziale im Prozesswasser von maximal 15 % der N-Zulauffracht und 5 % der P-Zulauffracht möglich. Zur Erhöhung der N- und P-Rückgewinnungspotenziale im Klärschlamm bzw. Prozesswasser

könnte auch hier die Mitvergärung von Schwarzwasser im Faulturm (Gottardo Morandi et al. 2018) durch die Verlagerung der im Schwarzwasser enthaltenen Nährstoffe in die Anaerobstufe Abhilfe schaffen. Eine Alternative hierzu bietet bei weitreichender Urinseparation die kombinierte Behandlung von Urin und Schlamm-/Prozesswasser (Wilson und van Loosdrecht 2006).



mit  $Q$  = Volumenstrom; VK = Vorklärbecken; N = Nitrifikationsstufe; DN = Denitrifikationsstufe; NK = Nachklärbecken; ED = Schlammeindicker; FB = Faulturm; KFP = Kammerfilterpresse (Schlammwässern); PS = Primärschlamm; ÜS = Überschussschlamm; RS = Rohschlamm; FS = Faulschlamm; SW = Schlammwasser.

**Abbildung 5-1:** Stoff- und Volumenstrombilanzen der Modellkläranlage (Belebtschlammanlage mit Stickstoffelimination und anaerober Schlammstabilisierung) bei 17 % Transition zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen (17 % Grauwasserabkopplung vom Hauptabwasserstrom)

Quelle: Modifiziert übernommen aus Morandi und Steinmetz (2019).

Bei zunehmender Transition kann das Auftreten von einem ungünstigen  $BSB_5/N_{ges}$ -Verhältnis  $< 3,5$  in der Denitrifikationsstufe einen kritischen Kipppunkt darstellen, dem entgegengewirkt werden muss. Hintergrund ist, dass auf Grauwasser etwa 40 % der CSB-Fracht im häuslichen Schmutzwasser entfallen, wobei Grauwasser im Regelfall nährstoffarm ist (vgl. Abbildung 2-1 und Tabelle 2-1). Deshalb wurde eine prozentual ausgeprägtere Entnahme von Kohlenstoff als von Stickstoff oder Phosphor beobachtet. Wird die Kläranlage unverändert weiter betrieben, können ungünstige C/N-Verhältnisse im Zulauf der biologischen Stufe eine vollständig ablaufende Denitrifikation behindern. Um demnach eine Verschlechterung der



Stickstoffablaufwerte auszuschließen, müssen Gegenmaßnahmen ergriffen werden. Beispielsweise kann der biologischen Stufe externer Kohlenstoff zudosiert werden (wie in Kaufmann Alves 2012 vorgeschlagen), was dennoch aus Sicht der Ressourceneffizienz wenig sinnvoll ist. Weiterhin besteht die Möglichkeit, weniger Primärschlamm über die Vorklärung abzuführen, indem ein Teil des unvorgeklärten Abwassers um die Vorklärung geleitet wird. Diese Maßnahme kann sich jedoch negativ auf den Energiemehrbedarf in der biologischen Stufe auswirken. Eine weitere alternative Abhilfemaßnahme beruht darauf, Stickstoff im Zulauf der Kläranlage (z. B. über eine Urinseparierung, vgl. Wilsenach und van Loosdrecht 2006) oder im Prozess-/Schlammwasser zu reduzieren.

Wird das Prozesswasser als Ansatzpunkt für eine Stickstofffrachtreduktion herangezogen, dann muss dessen Zusammensetzung beachtet werden. Das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff im Prozesswasser ist mit ca. 2,8 g CSB/g TKN (vgl. Abbildung 3-11) bzw. 1,1 g BSB<sub>5</sub>/g N<sub>ges</sub><sup>(1)</sup> für eine vollständige Stickstoffentfernung durch heterotrophe Denitrifikation (CSB/TKN > 5,5; vgl. DWA 2004) oder Nitritation/Denitritation (CSB/TKN > 3,6; vgl. DWA 2004) zu gering. Es bedarf daher ab 17 % Transition der Umsetzung einer geeigneten N-Eliminations-/Rückgewinnungsstufe aus dem stickstoffreichen Prozesswasser, um einen sicheren Betrieb der Kläranlage zu ermöglichen. Infrage kommende Verfahren zur N-Entfernung/Rückgewinnung im Nebenstrom sind:

- Deammonifikation, die auf der Kombination aus partieller Nitritation und anaerober Ammoniumoxidation (Anammox) beruht, vollständig autotroph abläuft und somit keinen externen Kohlenstoff erfordert (z. B. van Hulle et al. 2010; Jardin und Hennerkes 2012; Lackner et al. 2014);
- Ammoniakstrippung [größtechnische Erfahrungen liegen überwiegend im Bereich der industriellen Abwasserreinigung vor (z. B. Carey et al. 2016, Kinidi et al. 2018), wobei im deutschsprachigen Raum einige kommunale Kläranlagen existieren, die bereits eine Ammoniakstrippung im Nebenstrom implementierten; Beispiele hierfür sind KA Steinhof nahe Braunschweig (Kleyöcker et al. 2022), Abwasserreinigungsanlage Kloten-Opfikon in der Schweiz (z. B. Boehler et al. 2015), KA Straubing, KA Cuxhaven und KA Göttingen (vgl. DWA 2004)].
- Einsatz von Klinoptilolithen (Zeolithen) zur Ammoniumrückgewinnung mittels Ionenaustausch (vgl. Wasielewski 2020), jedoch sind erhebliche Mengen an vergleichsweise teurem Adsorptionsmittel erforderlich, und es besteht bei dem Verfahren weiterer Entwicklungsbedarf bis zur großtechnischen Umsetzung, wobei die Zeitspanne, bis eine 17 %ige Transition erreicht ist, dazu genutzt werden könnte;
- Struvitfällung, jedoch ist im Prozesswasser eine weitgehende N-Rückgewinnung nur bei Zugabe von Phosphor (und Magnesium) möglich (vgl. z. B. Lorick et al. 2020).

Aufgrund der Notwendigkeit, ab 17 % Transition die Stickstofffracht zur biologischen Stufe zu reduzieren, z. B. durch die Verminderung der Stickstoffrückbelastung zur Anlage, wurde

---

<sup>(1)</sup> Berechnet über ein CSB/BSB<sub>5</sub>-Verhältnis von 2,6 im Prozesswasser [vgl. Dichtl und Schmelz 2015] und die Annahme von N<sub>ges</sub> ≈ TKN im Zulauf zur biologischen Stufe.

in Abbildung 5-2 die Implementierung einer N-Entfernung/Rückgewinnung im Nebenstrom am Beispiel einer 35 %igen Transition bzw. der Abkopplung des Grauwassers von 35 000 E der an die Modellkläranlage angeschlossenen Einwohnerwerte berücksichtigt. Aus dem Vergleich zwischen Abbildung 5-2 (35 % Grauwasserabtrennung) und dem Ist-Zustand (vgl. Abbildung 3-11) kann abgeleitet werden, dass sich die Zulaufcharakteristik bei zunehmender Transition weiter veränderte. Dabei verschob sich das C:N:P-Verhältnis im Rohabwasser von 100 : 9,2 : 1,5 im Ist-Zustand auf 100 : 9,9 : 1,7 bei 35 % Transition. Bei 35 % Transition waren mindestens 50 % Stickstoffentfernung/-rückgewinnung aus dem stickstoffreichen Prozesswasser erforderlich, um für die Denitrifikation günstige Milieubedingungen zu schaffen, wie aus Abbildung 5-2 ersichtlich. Mit 90 % Stickstoffentfernung aus dem Prozesswasser, was vom Stand der Technik zum Zeitpunkt der Transition abhängt, ließe sich eine Transition von bis zu 48 % realisieren, ohne dass weitere Gegenmaßnahmen ergriffen werden müssten.

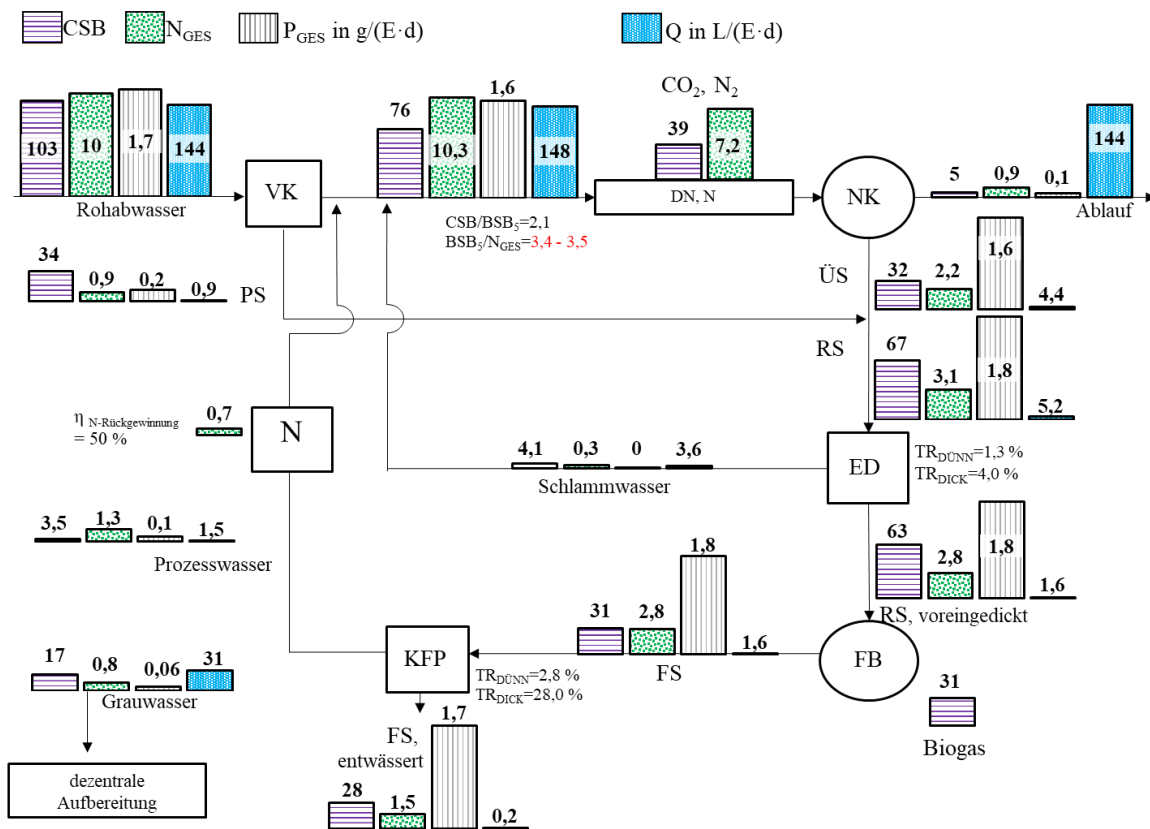
Eine 35 %ige Grauwasserabkopplung vom Rohabwasser führte in Kombination mit einer N-Entfernung aus Prozesswasser zu einer Verminderung des Strombedarfes für die Belüftung um 14 % gegenüber dem Ist-Zustand, gleichzeitig verringerte sich aber die Stromerzeugung aus Faulschlamm im BHKW deutlich, weshalb hier ein Nettogewinn an elektrischer Energie gegenüber dem Ist-Zustand von 1 kWh/(EW·a) erreichbar war. Wird zusätzlich der erforderliche Energieaufwand für eine Stickstoffentfernung im Nebenstrom am Beispiel einer Deammonifikation mit 0,8 – 2 kWh/kg N (vgl. Lackner et al. 2014) bzw. 0,2 – 0,5 kWh/(E·a) <sup>(1)</sup> berücksichtigt, wird deutlich, dass unter energetischen Gesichtspunkten die alleinige Grauwasserabkopplung vom Kläranlagenzulauf nur leicht vorteilhaft ist.

Ab 35 % Transition und bei 50 % Wirkungsgrad der Stickstoffentfernung/-rückgewinnung (bzw. alternativ ab 48 % Transition und bei 90 % Wirkungsgrad) gleicht die alleinige Stickstoffelimination aus dem stickstoffhaltigen Prozesswasser den infolge der weitreichenden Grauwasserabkopplung bedingten Kohlenstoffentzug nicht mehr aus. Damit müsste mit einem Anstieg der Nitratkonzentrationen im Ablauf aufgrund unzureichender Denitrifikation gerechnet werden. Spätestens dann müssten erhebliche betriebliche, verfahrenstechnische und strukturelle Änderungen auf der Kläranlage vorgenommen werden, um den fehlenden Kohlenstoff im Kläranlagenzulauf zu kompensieren. Damit wäre etwa die verfahrenstechnische Umstellung der nitrifizierenden Belebtschlammanlage mit vorgeschalteter Denitrifikation auf z. B. Nitritation/Denitritation oder Nitritation/Anammox erforderlich. Alternativ könnte die Vorklärung zur Primärschlammmentnahme teilweise rückgebaut oder komplett auf eine aerobe Schlammstabilisierung umgestellt werden, was jedoch unter energetischen Gesichtspunkten ineffizient wäre. Eine weit ressourcenschonendere Alternative bestünde darin, neben dem Grauwasser entweder das Schwarzwasser oder den Urin vom Hauptabwasserstrom mit zu separieren und einer gezielten Behandlung zuzuführen. Schwarzwasser könnte beispielsweise im Faulturm mitvergoren werden (Gottardo Morandi et al. 2018). Bei Urin wäre eine Aufbereitung, z. B. in semizentralen Urinaufbereitungszentren oder in Kombination mit der Prozess-

---

<sup>(1)</sup> Berechnet über 0,8 – 2 kWh/kg N [Strombedarf für die Deammonifikation (Lackner et al. 2014)] x 0,7 g N/(E·d) [eliminierte Stickstofffracht bei 50 % N-Entfernung aus dem Prozesswasser bei 35 % Transition (vgl. Abbildung 5-2)] x 1 kg/1000 g x 365 d/a = 0,2 – 0,5 kWh/(E·a).

/Schlammwasserbehandlung auf der Kläranlage, denkbar (vgl. Wilsenach und van Loosdrecht 2006).



mit Q = Volumenstrom; VK = Vorklärbecken; DN, N = vorgeschaltete Denitrifikation und Nitrifikation; NK = Nachklärbecken; ED = Schlammverdicker; FB = Faulbehälter; KFP = Kammerfilterpresse (Schlammwässerung); PS = Primärschlamm; ÜS = Überschussschlamm; RS = Rohnschlamm; FS = Faulschlamm; SW = Schlammwasser; N = Stickstoffelimination oder -rückgewinnung.

**Abbildung 5-2:** Stoff- und Volumenströmbilanzen der Modellkläranlage (Belebtschlammanlage mit Stickstoffelimination und anaerober Schlammstabilisierung) bei 35 % Transition zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen (35 % Grauwasserabkopplung vom Hauptabwasserstrom) mit einer integrierten N-Entfernung/Rückgewinnung im Nebenstrom.

Quelle: Modifiziert übernommen aus Morandi und Steinmetz (2019).

Abbildung 5-3 zeigt Stoff- und Volumenströmbilanzen für eine 50%ige Grauwasserseparierung (50 % Transition) aus dem Hauptstrom der Modellkläranlage. Die Abkopplung des Urins in ausreichender Menge (53 % Urinabtrennung) bzw. dessen dezentrale Behandlung ermöglichte den Verzicht auf eine zusätzliche Nährstoffrückgewinnungsanlage zur Prozesswasserbehandlung im Nebenstrom ermöglichen. Der Umfang der erforderlichen Urinseparierung im Zusammenhang mit der Grauwasserseparierung wird anhand von Gleichung ( 8 ) beschrieben.

$$US > 1,26 \cdot GS - 9,3 \quad (8)$$

US = Urinseparierung in %; GS = Grauwasserseparierung in %; modellbedingter Gültigkeitsbereich: 0 – 87 % Transition

Diese Korrelation wurde mithilfe des Excel-basierten Algorithmus ermittelt, um für verschiedene Prozentsätze der Grauwasserabkopplung die erforderliche abzutrennende Urinmenge zu bestimmen und stets ein für die Denitrifikation sicheres  $BSB_5/N$ -Verhältnis von  $> 3,5$ , auch bei schwankenden Zusammensetzungen, aufrechtzuerhalten.

Nach Gleichung (8) erfordern beispielsweise 50 % Grauwasserseparation mindestens 53 % Urinabtrennung vom Hauptabwasserstrom, um eine vollständige Denitrifikation sicherzustellen. Bei 75 % Grauwasserseparation ist eine Separation des Urins von 85 % der an die Modellkläranlage angeschlossenen Einwohnern erforderlich. Übergangszustände von mehr als 50 % stellen jedoch sehr unwahrscheinliche Szenarien für die nächsten Jahrzehnte dar, da die längerfristige Abwasserbewirtschaftung, insbesondere in städtischen Gebieten, nicht ausschließlich dezentrale Behandlungsstrategien, sondern vielmehr eine Kombination aus zentralen und dezentralen Ansätzen umfassen wird.

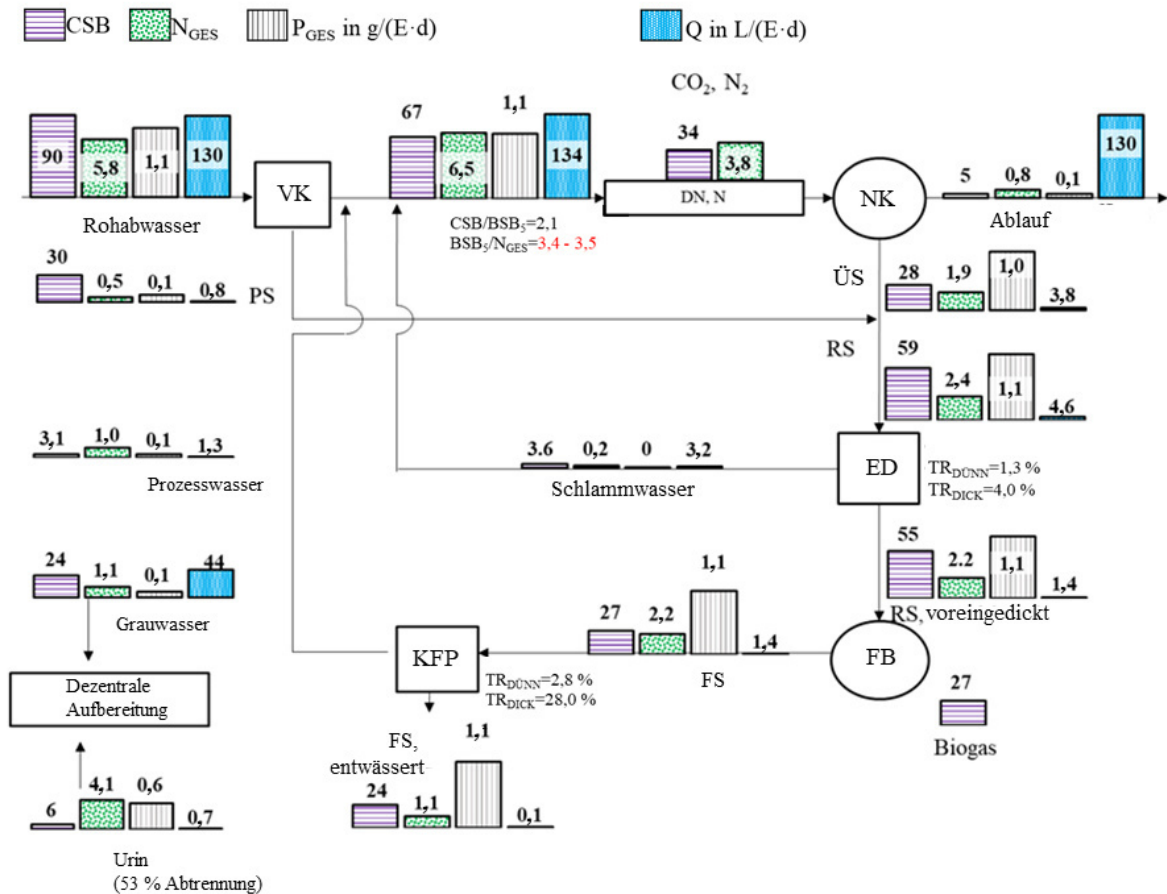
Bei einer Transition von 50 % veränderte sich durch die kombinierte Abtrennung von Grauwasser und Urin die Zusammensetzung des Kläranlagenzulaufes deutlich, vor allem aber machten sich die Veränderungen in der Fracht und dem Volumenstrom bemerkbar, was in Abbildung 5-3 ersichtlich ist. Im Vergleich zum Ist-Zustand (Abbildung 3-11) wird deutlich, dass die Frachten der verschiedenen Abwasserinhaltsstoffe in den unterschiedlichen Abwasser- und Schlammströmen sowie die dazugehörigen Volumenströme erheblich variierten. Aus Abbildung 5-3 geht hervor, dass eine Abtrennung von Urin aus dem häuslichen Abwasser der Denitrifikation auf kommunalen Kläranlagen erheblich zugutekommt. Andernfalls läge bei 50 % Transition das  $BSB_5/N_{ges}$ -Verhältnis um ca. 15 % niedriger, was mit einer unzureichenden Nitrifikation einherginge. Der Strombedarf für die Belüftung betrug bei 50 %iger Transition (50 % Grauwasserabkopplung) in Kombination mit 53 % Urinabkopplung nur noch 70 % des Stromverbrauches im Ausgangszustand [23,4 kWh/(EW·a); vgl. Gottardo Morandi et al. 2018], wobei die Urinseparierung allein ca. 13 % der gesamten Energieeinsparungen für die Belüftung ausmachte, während die verbleibenden 17 % der Kohlenstoffentnahme aufgrund der Grauwasserseparierung zuzuschreiben sind. Insgesamt ließen sich dadurch 7 kWh/(EW·a) Strom einsparen, jedoch konnten aus dem Klärschlamm bei 50 % Transition nur noch 12,3 kWh/(EW·a) elektrische Energie anstelle von 16,3 kWh/(EW·a) im Ausgangszustand rückgewonnen werden. Mit einem Nettogewinn an elektrischer Energie von 3 kWh/(EW·a) bei 50 % Transition gegenüber dem Ist-Zustand wird deutlich, dass auch im fortgeschrittenen Transitionszustand eine Erhöhung der Energieeffizienz kommunaler Kläranlagen nur durch die Ausnutzung der frei werdenden Kapazitätsreserven im Faulturn bzw. die Mitvergärung von biogenen Co-Substraten zu erreichen ist.

Tabelle 5-2 fasst die kritischen Kippunkte einer Grauwasserabkopplung vom Hauptabwasserstrom als mögliches Transitionsszenario konventioneller Kläranlagen hin zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen zusammen. Aufgrund von Unklarheiten bezüglich zukünftiger Entwicklungen und den langen Betrachtungsdauern bei Systemumgestaltungen, die die üblichen Planungshorizonte von 20 bis 40 Jahren überschreiten (Kaufmann Alves 2012), lässt sich aktuell nicht bestimmen, welcher Transitionsgrad bei der Implementierung ressourcenorientierter Sanitärsysteme realisierbar ist. In Tabelle 5-2 werden betriebliche und

verfahrenstechnische Maßnahmen empfohlen, um langfristig die Anlagenfunktionalität zu sichern und gleichzeitig die Ressourceneffizienz im Betrieb zu steigern.

Die Beschreibung der Auswirkungen einer Transition zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen auf das Kanalnetz war nicht Schwerpunkt dieser Arbeit, jedoch weist DWA (2015) darauf hin, dass eine weitreichende Grauwasserabkopplung in erster Linie eine hydraulische Entlastung des Kanalnetzes zur Folge hätte. Dies ginge prinzipiell mit einer Verringerung der Mischwasserentlastungen und Stoffeinträge in Gewässer einher (Kaufmann Alves 2012). Allerdings könnten aufgrund reduzierter Fließgeschwindigkeiten anaerobe Vorgänge begünstigt werden, die den Vorabbau organischer Kohlenstoffverbindungen fördern und besonders in Schmutzwasserkanälen Ablagerungs- und Geruchsprobleme verursachen können. Die daraus resultierende Sulfidbildung könnte zu Korrosion von zementgebundenen Materialien führen (DWA 2015).

Insgesamt lässt sich festhalten, dass bis zu 17 % Transition die Abkopplung des Grauwassers den Anlagenbetrieb begünstigte, darüber hinaus jedoch Verfahrensumsetzungen im Schlammfad (N-Rückgewinnung aus stickstoffreichem Prozesswasser) erforderlich wären, um ungünstigen C/N-Verhältnissen in der anoxischen Stufe entgegenzuwirken. Außerdem könnte ab 17 % Transition auf umfangreiche Prozessumstellungen im Hauptstrom (z. B. Nitrifikation/Anammox) verzichtet werden, wenn z. B. durch die Urinseparierung deutlich weniger N-Fracht die Denitrifikationsstufe erreicht. Sollte ab 17 % Transition bzw. Grauwasserabkopplung keine N-Entfernung/Rückgewinnung aus dem Prozesswasser durchgeführt werden, wäre eine Urinseparierung notwendig.



mit Q = Volumenstrom; VK = Vorklärbecken; N = Nitrifikationsstufe; DN = Denitrifikationsstufe; NK = Nachklärbecken; ED = Schlammeindicker; FB = Faulbehälter; KFP = Kammerfilterpresse (Schlammwässerung); PS = Primärschlamm; ÜS = Überschussschlamm; RS = Rohschlamm; FS = Faulschlamm; SW = Schlammwasser.

**Abbildung 5-3:** Stoff- und Volumenstrombilanzen der Modellkläranlage (Belebtschlammanlage mit Stickstoffelimination und anaerober Schlammstabilisierung) bei 50 % Transition zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen (50 % Grauwasserabkopplung vom Hauptabwasserstrom) mit Urinseparierung zur Aufrechterhaltung eines günstigen C/N-Verhältnisses in der anoxischen Phase.

Quelle: Modifiziert übernommen aus Morandi und Steinmetz (2019).

Unter Berücksichtigung einer parallel ablaufenden Grauwasser- und Urinseparierung ergab sich eine Verringerung des Strombedarfs für die Belüftung von 1,4 kWh/(EW·a) pro 10 % Transition. Damit würden sich die Stromeinsparungen um den Faktor 1,75 im Vergleich zur Separierung von ausschließlich Grauwasser erhöhen [vgl. 0,8 kWh/(EW·a) pro 10 %]. Grund hierfür ist die deutliche Entlastung der Nitrifikationsstufe durch die Urinabkopplung. Während die Abtrennung des Grauwassers vom Hauptabwasserstrom kaum die Potenziale für eine Nährstoffrückgewinnung auf der Kläranlage beeinflusste, könnte durch die Urinseparierung ein deutlicher Beitrag zur Ressourceneffizienz und Nachhaltigkeit geleistet werden. Einerseits könnte die Nährstoffrückgewinnung begünstigt werden (z. B. durch die Möglichkeit der Nährstoffrückgewinnung aus Urin oder Prozesswasser/Urin). Andererseits könnte auch die Stickstofffracht zur biologischen Stufe deutlich reduziert werden. Bei einer

kombinierten Nährstoffrückgewinnung aus dem Prozesswasser und dem Urin ergeben sich im Transitionszustand die in Gleichung (9) und Gleichung (10) aufgeführten Nährstoffpotenziale. Dabei gilt die zuvor in Gleichung (8) angegebene Korrelation.

$$N = 0,087 \cdot GS + 0,800 \quad (9)$$

$$P = 0,013 \cdot GS - 0,005 \quad (10)$$

N = N-Rückgewinnungspotenzial in g N/(EW·d); P = P-Rückgewinnungspotenzial in g P/(EW·d); GS = Grauwasserseparierung in %; modellbedingter Gültigkeitsbereich: 17 % – 87 % Transition.

Beispielsweise erhöhten sich von 0 % bis 50 % Transition die Nährstoffpotenziale bei der kombinierten N- bzw. P-Rückgewinnung aus Urin und Prozesswasser jeweils von 1,5 g N/(EW·d) auf 5,15 g N/(EW·d) bzw. 0,1 g P/(EW·d) auf 0,64 g P/(EW·d). Dies begründet sich durch die Urinseparierung und damit die teilweise Verlagerung der Nährstoffe auf den Schlammfad im Rahmen der kombinierten Behandlung mit Prozesswasser.

Tabelle 5-1 zeigt, dass ein vollständiger Verzicht auf die Stickstoffelimination in Abhängigkeit des Trockenwetterzuflusses und der geltenden Anforderungen an das Abwasser für die Einleitungsstelle prinzipiell möglich wäre, wobei auch bei hohen Trockenwetterzuflüssen und weniger strengen Anforderungen eine weitreichende Urinseparation erforderlich wäre. Dabei wurde die Grauwasserabkopplung nicht berücksichtigt.

**Tabelle 5-1:** Erforderliche Urinseparierung (%) aus dem Hauptabwasserstrom für einen vollständigen Verzicht auf die Stickstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen am Beispiel einer nitrifizierenden Belebtschlammanlage mit Stickstoffelimination und anaerober Schlammstabilisierung.

Trockenwetterzufluss in L/(EW·d)	GK der Kläranlage	
	GK 4 (N <sub>ges</sub> < 18 mg/l)	GK 5 (N <sub>ges</sub> < 13 mg/l)
150	85 %	93 %
175	80 %	89 %
200	74 %	85 %
225	68 %	81 %
250	62 %	77 %
275	57 %	73 %
300	51 %	69 %

N<sub>ges</sub> = Gesamtstickstoff; GK = Größenklasse nach AbwV (2004).

Bei einem Trockenwetterzufluss von 175 L/(EW·d) wäre eine Stickstoffelimination im Hauptstrom erst bei einer unrealistischen Abkopplung von ca. 89 % des gesamt anfallenden Urins aus dem Kläranlagenzulauf nicht mehr erforderlich (siehe Tabelle 5-1), um die in Deutschland üblichen N<sub>ges</sub>-Einleitwerte von 13 mg/l für Kläranlagen mit einer Anschlussgröße > 6000 kg/d BSB<sub>5</sub>, d.h. Anlagen mit mehr als 100 000 EW (GK 5), einzuhalten (vgl. AbwV 2004).

Wird jedoch von 250 L/(EW·d) Trockenwetterabfluss (z. B. bei Kläranlagen mit höherem Fremdwasseranteil) und weniger strengen Anforderungen von 18 mg/l für die Einleitung ins Gewässer ausgegangen, was für deutsche Kläranlagen der GK 4 mit 600 – 6000 kg/d BSB<sub>5</sub> bzw. 10 000 – 100 000 EW Anschlussgröße zutrifft, müsste der Urin von 62 % aller Einwohner separat gesammelt und anderweitig behandelt werden, damit sich auf der Kläranlage eine Stickstoffelimination erübrigt. Bei 300 L/(EW·d) und 18 mg/l N<sub>ges</sub> im Ablauf würden bereits 51 % Urinseparierung ausreichen, um eine Nitrifikation/Denitrifikation entbehrlich zu machen. Je nach Anlagengröße, Trockenwetterzufluss und geltenden Anforderungen an N<sub>ges</sub> könnte eine weitreichende Urinseparation also erheblich zur Reduktion des Ressourceneinsatzes beitragen und dem durch die Grauwasserabkopplung bedingten ungünstigen C/N-Verhältnis entgegenwirken, was in der Erhöhung der Ressourceneffizienz und der Nachhaltigkeit und damit der Reduzierung der Gesamtumweltbelastung konventioneller Abwasserinfrastrukturen resultieren würde. Jedoch wären solche Vorteile an lange Übergangszeiten gekoppelt.



**Tabelle 5-2:** Grauwasserabkopplung vom Kläranlagenablauf als mögliches Transitionsszenario für bestehende Kläranlagen und Maßnahmen zur Sicherstellung eines einwandfreien Betriebes.

Transitionswege	Vor- (+) und Nachteile (-) gegenüber dem Ist-Zustand	Maßnahmen
<p><u>0 – 17 % Transition:</u></p> <p>0 – 17 % Grauwasserabtrennung vom Hauptabwasserstrom (Kläranlagenzulauf) und dezentrale Grauwasseraufbereitung zur Wasserwiederverwendung</p>	<p>(+) Reduzierung des Strombedarfes für die Belüftung um 0,8 kWh/(EW·a) pro 10 % Transition (Grauwasserabkopplung)</p> <p>(-) Verringerung der Stromerzeugung aus Klärschlamm um 0,65 kWh/(EW·a) pro 10 % Transition durch die Grauwasserabkopplung</p> <p>→ Nettogewinn an elektrischer Energie von 0,15 kWh/(EW·a) pro 10 % Transition</p>	<p><u>Ziel:</u> Verbesserung der Stromerzeugung im Transitionszustand.</p> <p>Mitbehandlung von Co-Fermenten im Faulturm, wie z. B. eingedicktem Schwarzwasser (siehe Gottardo Morandi et al. 2018)</p>
<p><u>17 – 35 % Transition:</u></p> <p>17 – 35 % Grauwasserabtrennung vom Hauptabwasserstrom und dezentrale Grauwasseraufbereitung zur Wasserwiederverwendung</p>	<p>(-) Erhöhung der Nitratkonzentrationen im Kläranlagenablauf aufgrund unzureichender Denitrifikation (BSB<sub>5</sub>:N &lt; 3,5:1)</p>	<p><u>Ziel:</u> Verbesserung des C/N-Verhältnisses in der Denitrifikationsstufe.</p> <p>N-Elimination/Rückgewinnung aus stickstoffreichem Prozesswasser mit mindestens 50 % Entfernung bei 35 % Transition oder geringere Primärschlammentnahme durch teilweisen Bypass, Verkürzung der Durchflusszeit in der Vorklärung oder externe Kohlenstoffzufuhr in die Denitrifikationsstufe</p>
<p><u>35 – 85 % Transition:</u></p> <p>35 – 85 % Grauwasserabtrennung vom Hauptabwasserstrom und dezentrale Grauwasseraufbereitung zur Wasserwiederverwendung</p>	<p>(-) Erhöhung der Nitratkonzentrationen im Kläranlagenablauf aufgrund unzureichender Denitrifikation (BSB<sub>5</sub>:N &lt; 3,5:1)</p> <p>(+) Reduzierung des Strombedarfes für die Belüftung um 1,4 kWh/(EW·a) pro 10 % Transition bei kombinierter Abkopplung von Grauwasser und Urin</p> <p>→ Nettogewinn an elektrischer Energie von 0,75 kWh/(EW·a) pro 10 % Transition</p> <p>(+) Möglichkeit der Rückgewinnung von N und P aus Prozesswasser und Urin gemäß</p> <p><math>N [g N/(EW \cdot d)] = 0,087 \cdot GS [\%] + 0,800</math></p> <p><math>P [g P/(EW \cdot d)] = 0,013 \cdot GS [\%] - 0,005</math></p> <p>dabei steht „GS“ für Grauwasserabtrennung (Transition) in %.</p>	<p><u>Ziel:</u> Sichere Einhaltung der Ablaufanforderungen.</p> <p>Urinabkopplung vom Hauptabwasserstrom gemäß <math>US [\%] &gt; 1,26 \cdot GS [\%] - 9,3</math>, dabei bezieht sich „US“ auf die Urinseparierung in %, während „GS“ die Grauwasserseparation (Transition) in % umfasst, oder getrennte Sammlung und Behandlung von Schwarzwasser oder aufwändige Verfahrensumstellungen im Hauptstrom, wie z. B. Nitritation/Denitritation, Nitritation/Anammox, aerobe Schlammstabilisierung usw.</p>

BSB<sub>5</sub> = Biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen; C/N = Kohlenstoff-zu-Stickstoff-Verhältnis; N = Stickstoff; P = Phosphor; GS = Grauwasserabtrennung; US = Urinseparierung.

„Transition“ wurde definiert als der Prozentsatz der an eine konventionelle Kläranlage angeschlossenen Einwohnerwerte, die Stoffstromtrennung zur separaten Erfassung von Grauwasser betreibt.

BSB<sub>5</sub> = Biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen. N = Stickstoff. P = Phosphor. EW = Einwohnerwert.

### 5.3 Zwischenfazit – Konzeptentwicklung

In Kapitel 5 wurden die Auswirkungen einer fortschreitenden Grauwasserseparation auf den Betrieb und die Verfahrenstechnik einer Modellkläranlage mit 100 000 EW mit Stickstoffelimination und getrennt anaerober Schlammstabilisierung identifiziert und bewertet. Daraufhin konnten Maßnahmen empfohlen werden, um den Betrieb der Kläranlage im Transitionszustand aufrechtzuerhalten und die Ablaufanforderungen einzuhalten.

Die Stoffstromtrennung/Dezentralisierung ist von signifikanter Bedeutung für die langfristige Abwasserentsorgung, bei der sowohl dezentrale Aufbereitungssysteme als auch zentrale Kläranlagen wichtige Funktionen einnehmen werden. Es konnte gezeigt werden, dass derzeitige Kläranlagen erfolgreich in Übergangskonzepte für eine ressourcenorientierte Abwasserentsorgung integriert werden können und sich dabei bereits deutliche Vorteile gegenüber dem Ist-Zustand ergeben. Die Umstellung der bestehenden zentralen Abwasserinfrastrukturen auf nachhaltigere siedlungswasserwirtschaftliche Systeme ist eine Voraussetzung für die Minderung des Ressourcenverbrauches im Abwassersektor. Nur durch die Betrachtung des Gesamtsystems können Synergieeffekte bei zentralen und dezentralen Ansätzen erzielt und damit ein wesentlicher Beitrag zur Nachhaltigkeit siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme geleistet werden.

Die Kläranlage kann bei Trennung des Grauwassers aus dem Hauptabwasserstrom unverändert weiter betrieben und somit in Konzepte für ressourcenorientierte Sanitärsysteme eingebunden werden, bis Probleme in der Denitrifikation aufgrund unzureichenden Kohlenstoffs (vgl. Kapitel 3.5) bei 17 % Abkopplung von gesamt anfallendem Grauwasser Maßnahmen zur Sicherstellung eines einwandfreien Betriebes erfordern. Durch die einseitige Fokussierung auf den Teilstrom Grauwasser wird jedoch bei fortschreitender Transition die Einbindung konventioneller Kläranlagen in Transitionskonzepte deutlich erschwert. Fällt hingegen die Betrachtung gleichermaßen auf alle Teilströme häuslichen Schmutzwassers, können Synergien hinsichtlich der Energiebilanz, des Nährstoffpotenzials sowie betriebliche Vorteile erreicht werden.

Insgesamt bietet die Grauwasserabkopplung dezentral erhebliche Vorteile (Wasserrecycling) und führt zentral durch die Entlastung der Kohlenstoffelimination zu einer Verminderung des Ressourceneinsatzes, gleichzeitig fällt aber weniger Rohschlamm an (überwiegend Überschussschlamm), weshalb ein nennenswerter Nettogewinn an elektrischer Energie erst bei kombinierter Grauwasser- und Urinabtrennung oder im Zusammenspiel mit einer Co-Vergärung von Schwarzwasser erreichbar ist. Die Urinseparierung entlastet die Stickstoffelimination und verbessert die Energiebilanz auf kommunalen Kläranlagen. Urin könnte beispielsweise in semizentralen Urinbehandlungszentren oder in Verbindung mit der Prozess- und Schlammwasserbehandlung auf der Kläranlage aufbereitet werden. Zudem verbessert eine Co-Vergärung von Schwarzwasser im Faulturn die Energiebilanz auf Kläranlagen deutlich (weniger Strombedarf für Belüftung, gesteigerte Stromerzeugung aus Biogas) und verlagert die Nährstoffe in die Anaerobstufe, was die Nährstofffrachten im Schlammfad deutlich erhöht und damit den Einsatz von Nährstoffrückgewinnungsverfahren fördert.

## 6 Fazit und Ausblick

### 6.1 Validierung der Forschungshypothesen

Die in Kapitel 2.8 aufgeführten Forschungshypothesen werden in Tabelle 6-1 anhand der in Kapitel 2.8 formulierten Bewertungsmaßstäbe bestätigt oder widerlegt. Detaillierte Erläuterungen sind ebenfalls in Tabelle 6-1 aufgeführt. Die Ergebnisse zeigen, dass bis auf Hypothese 1 und Hypothese 6 die Forschungshypothesen im Wesentlichen bestätigt werden konnten.

Gemäß Hypothese 1 können die ermittelten Mengen, Konzentrations- und Frachtwerte aufgrund der bislang begrenzten Datenverfügbarkeit in der Fachliteratur signifikant von Literaturangaben für schwach belastetes Grauwasser abweichen. Diese Hypothese konnte größtenteils bestätigt werden. Insbesondere wurden bei den Nährstoffkonzentrationen und der Stickstofffracht erhebliche Diskrepanzen zu Literaturangaben festgestellt (vgl. Tabelle 6-1). Da die Datenlage für schwach belastetes Grauwasser in Deutschland nicht ausreichend zuverlässig ist, ist der Vergleich dennoch erschwert. Daher ist es notwendig, systematische Untersuchungen in größeren Einheiten durchzuführen, um die Ergebnisse dieser Arbeit zu bestätigen.

Hypothese 2 besagt, dass die in dieser Arbeit ermittelten Kennwerte für die Menge und Fracht von schwach belastetem Grauwasser eine gezielte Auslegung von Anlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser ermöglichen. Diese Hypothese wurde bestätigt, da gezeigt wurde, dass schwach belastetes Grauwasser aufgrund von Fehlnutzung in der Dusche eine deutlich höhere Stickstofffracht aufweist als bisher angenommen (vgl. Tabelle 6-1). Es könnte deshalb erforderlich werden, das Reinigungsziel anzupassen, wodurch der Reinigungsaufwand je nach Nutzungszweck erhöht wird. Es ist umso wichtiger, Bemessungswerte für schwach belastetes Grauwasser in den geltenden Regelwerken aufzunehmen, damit Grauwasseranlagen abwasserspezifisch dimensioniert werden können.

Hypothese 3 besagt, dass eine Vorbehandlung zur Feststoffentfernung aus schwach belastetem Grauwasser mittels feinmaschiger Siebung (1,3 mm) ausreichend ist. Denn das leicht verschmutzte Grauwasser enthält deutlich weniger Feststoffe als kommunales Abwasser und komplettes Grauwasser. Diese Hypothese konnte bestätigt werden. Die Ergebnisse zeigen, dass die Siebung den Feststoffanteil signifikant reduzierte und keine Kolmationserscheinungen im Bodenfilter im Pilotmaßstab auftraten. Dies gewährleistet eine effektive Vorbehandlung für die nachgeschaltete biologische Behandlung im Bodenfilter (vgl. Tabelle 6-1).

Gemäß Forschungshypothese 4, die ebenfalls bestätigt werden konnte, können Vertikalfilter durch betriebliche und bauliche Strategien derart angepasst werden, dass sie in beengten Stadtteilen zur Schließung kleinräumiger Wasserkreisläufe einsetzbar sind. In dieser Arbeit konnte die Belastungsgrenze auf  $130 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  und  $32 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  erhöht werden, ohne dass es zu Betriebsstörungen kam, was mit einem Flächenbedarf von  $0,3 - 0,4 \text{ m}^2/\text{E}$  einhergeht (vgl. Tabelle 6-1). Ob noch höhere Flächenbelastungen möglich sind, konnte nicht untersucht werden.

Forschungshypothese 5 legt nahe, dass Bodenfilter zur Grauwasserbehandlung geeignet sind, unterschiedliche Nutzungsanforderungen an die Wasserwiederverwendung zu erfüllen. Diese Hypothese konnte bestätigt werden, wobei im Einzelfall zusätzlich eine gezielte Nährstoffelimination und/oder eine nachgeschaltete Desinfektion erforderlich sein können. Daraus folgt, dass Bodenfilter zur Grauwasserbehandlung deutlich zur sicheren Wasserwiederverwendung beitragen können.

Hypothese 6 besagt, dass Phosphor und Stickstoff durch betriebliche und bauliche Modifikationen von Vertikalfiltern weitgehend entfernt werden können. Hypothese 6 wurde nur teilweise bestätigt, da gezeigt wurde, dass in einem einstufigen modifizierten Vertikalfilter Stickstoff maximal zu 50 – 70 % entfernt werden kann. Demgegenüber ließ sich Phosphor durch die Auswahl geeigneter Filter- und/oder Adsorbermaterialien sowie bauliche und betriebliche Strategien weitergehend entfernen.

Hypothese 7 basiert auf der Annahme, dass bewachsene Bodenfilter einen eigenständigen Beitrag zur Verdunstung liefern. Diese Annahme wurde bestätigt, da die untersuchten Vertikalfilter im Pilotmaßstab über Vegetationsflächen deutlich mehr zur Verdunstung beitrugen als freie Wasserflächen oder herkömmliche Fassadenbegrünungen (vgl. Tabelle 6-1).

Hypothese 8 wurde bestätigt, da gezeigt wurde, dass die Grauwasserabkopplung aus dem Kläranlagenzulauf betriebliche Konsequenzen auf der Kläranlage mit sich bringt. Insbesondere wird der Prozess der Denitrifikation beeinträchtigt, da weniger Kohlenstoff die biologische Stufe erreicht. Jedoch können betriebliche und verfahrenstechnische Maßnahmen dazu beitragen, einen einwandfreien Betrieb der Kläranlage auch im Transitionszustand sicherzustellen.

Hypothese 9 wurde bestätigt, da gezeigt wurde, dass Kläranlagen so transformiert werden können, dass sie in Konzepte für eine ressourcenorientierte Abwasserbewirtschaftung eingebunden werden können. Dies verdeutlicht, dass nicht nur dezentrale Systeme zur Steigerung der Ressourceneffizienz beitragen können.

Hypothese 10 besagt, dass ein benutzerfreundliches Tool entwickelt werden kann, das quantitative Erkenntnisse zum Anpassungsbedarf bestehender Abwasserinfrastrukturen generiert, die in Transitionskonzepten für ressourcenorientierte Sanitärsysteme eingebunden werden können. Auch diese Hypothese konnte mit dem entwickelten Excel-basierten Algorithmus bestätigt werden.

**Tabelle 6-1:** Forschungshypothesen und Bewertungsmaßstäbe zur Validierung der wissenschaftlichen Hypothesen.

Nr.	Forschungshypothese	Anwendung der Bewertungsmaßstäbe zur Validierung				Bestätigt /widerlegt	
1	Anfall und Beschaffenheit von schwach belastetem Grauwasser (AFS, CSB, N <sub>ges</sub> und P <sub>ges</sub> ) weichen deutlich von bisherigen Literaturangaben ab. Grund hierfür ist die bislang begrenzt verlässliche Datenbasis für schwach belastetes Grauwasser in der Fachliteratur (vgl. Kapitel 2.4).	Vergleich eigener Werte (siehe Tabelle 4-1, Tabelle 4-2, Tabelle 4-14 und Tabelle 4-15) mit Medianwerten der Fracht und Konzentrationsangaben für schwach belastetes Grauwasser aus Tabelle 2-1:				Größtenteils bestätigt	
		Parameter	Ermittelte Konzentrationen	Literaturangaben	Parameter	Ermittelte Frachten und Volumenströme	Literaturangaben
			-		Q <sub>d</sub>	29 – 38 L/(E·d)	< 46 L/(E·d) (BDEW 2022)
		C <sub>AFS</sub> (Wohnheime)	225 mg/l <sup>(1)</sup>	>> 87 mg/l (DWA 2015)	B <sub>d,AFS</sub> (Wohnheime)	10 g/(E·d) <sup>(1)</sup>	> 5 g/(E·d) (DWA 2015)
		C <sub>CSB</sub> (Wohnheime)	471 mg/l	< 535 mg/l (Meinzingler und Oldenburg 2009), > 283 mg/l (DWA 2015)	B <sub>d,CSB</sub>	18 – 21 g/(E·d)	< 30 g/(E·d) (DWA 2015)
		C <sub>CSB,gesiebt</sub> Arbeiterunterkünfte	270 mg/l	374 mg/l, Duschwasser, gesiebt (Gross et al. 2015)			
		C <sub>N<sub>ges</sub></sub>	20,6 – 27,3 mg/l <sup>(2)</sup>	>> 13 mg/l (Meinzingler und Oldenburg 2009)	B <sub>d,N<sub>ges</sub></sub>	1,2 – 1,6 g/(E·d) <sup>(3)</sup>	>> 0,7 g/(E·d)
		C <sub>P<sub>ges</sub></sub>	1,8 mg/l	<< 4,6 mg/ (Meinzingler und Oldenburg 2009)	B <sub>d,P<sub>ges</sub></sub>	0,11 g/(E·d)	~ 0,1 g/(E·d) <sup>(4)</sup> (DWA 2015)
		<sup>(1)</sup> Das schwach belastete Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen enthielt aufgrund des Küchenabwasseranteils höhere AFS-Konzentrationen und -Frachten, weshalb der Vergleich erschwert ist. <sup>(2)</sup> Damit ergeben sich um ca. 60 – 110 % höhere N <sub>ges</sub> -Konzentrationen als bislang in der Fachliteratur angenommen. Am Impulsprojekt Stuttgart wurde lediglich gesiebtes Grauwasser untersucht, weshalb die C <sub>N<sub>ges</sub></sub> im Rohgrauwasser noch höher liegen müsste <sup>(3)</sup> Damit ergeben sich um ca. 70 – 130 % höhere N <sub>ges</sub> -Frachten als bislang in der Fachliteratur angenommen. <sup>(4)</sup> n = 5; damit ist dieser Wert nur begrenzt verlässlich.					
		Insgesamt bestehen vor allem signifikante Abweichungen bei den Nährstoffkonzentrationen und der Stickstofffracht im Vergleich zu Literaturangaben.					

AFS = Abfiltrierbare Stoffe; CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf; N<sub>ges</sub> = Gesamtstickstoff; P<sub>ges</sub> = Gesamtphosphor; Q<sub>d</sub> = Tägliche Durchflussmenge; C<sub>CSB</sub> = Konzentration an CSB; B<sub>d,CSB</sub> = Tägliche Fracht an CSB (chemischer Sauerstoffbedarf); C<sub>AFS</sub> = AFS-Konzentration; B<sub>d,AFS</sub> = Tägliche Fracht an abfiltrierbaren Stoffen (AFS); C<sub>N<sub>ges</sub></sub> = Gesamtstickstoffkonzentration; B<sub>d,N</sub> = Tägliche Stickstofffracht; C<sub>P<sub>ges</sub></sub> = Gesamtphosphorkonzentration; B<sub>d,P</sub> = Tägliche Phosphorfracht.

Fortsetzung Tabelle 6-1.

Nr.	Forschungshypothese	Anwendung der Bewertungsmaßstäbe zur Validierung	Bestätigt /widerlegt															
2	Ermittelte Kennwerte zur Menge und Fracht von schwach belastetem Grauwasser ermöglichen eine präzise Auslegung von Anlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser. Aufgrund fehlender abwasserspezifischer Bemessungsgrundlagen in technischen Regelwerken ist dies derzeit nicht möglich (vgl. Kapitel 2.4.4).	<p style="text-align: center;">Anteil von schwach belastetem Grauwasser in gesamtem Grauwasser (basierend auf den Werten in Tabelle 2-2 und Tabelle 4-15):</p> <table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th></th> <th style="text-align: center;">Anteil bezogen auf Medianwerte</th> <th style="text-align: center;">Anteil bezogen auf 85-Perzentilwerte</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Q<sub>d</sub></td> <td style="text-align: center;">57 %</td> <td style="text-align: center;">67 %</td> </tr> <tr> <td>B<sub>d,CSB</sub></td> <td style="text-align: center;">38 %</td> <td style="text-align: center;">39 %</td> </tr> <tr> <td>B<sub>d,Nges</sub></td> <td style="text-align: center;">160 %</td> <td style="text-align: center;">168 %</td> </tr> <tr> <td>B<sub>d,Pges</sub></td> <td style="text-align: center;">25 %</td> <td style="text-align: center;">20 %</td> </tr> </tbody> </table>		Anteil bezogen auf Medianwerte	Anteil bezogen auf 85-Perzentilwerte	Q <sub>d</sub>	57 %	67 %	B <sub>d,CSB</sub>	38 %	39 %	B <sub>d,Nges</sub>	160 %	168 %	B <sub>d,Pges</sub>	25 %	20 %	Bestätigt
	Anteil bezogen auf Medianwerte	Anteil bezogen auf 85-Perzentilwerte																
Q <sub>d</sub>	57 %	67 %																
B <sub>d,CSB</sub>	38 %	39 %																
B <sub>d,Nges</sub>	160 %	168 %																
B <sub>d,Pges</sub>	25 %	20 %																
Insgesamt müssen Bemessungswerte für schwach belastetes Grauwasser im Regelwerk berücksichtigt werden, damit Bodenfilteranlagen abwasserspezifisch ausgelegt und eine angemessene Behandlung von schwach belastetem Grauwasser sichergestellt werden können.																		
3	Die Behandlung von schwach belastetem Grauwasser in Vertikalfiltern erfordert keine Vorreinigung in Mehrkammergruben oder Absetzbecken, wie dies für kommunales Abwasser gemäß dem technischen Regelwerk (DWA-A 262 2017) vorgesehen ist. Grund hierfür ist, dass schwach belastetes Grauwasser deutlich geringere Feststoffkonzentrationen und -frachten enthält als kommunales Abwasser und komplettes Grauwasser (vgl. Kapitel 2.4.3.1).	Im Mittel wurden im kleintechnischen Maßstab Feststoffe, gemessen als AFS, zu 42 % durch das Feinsieb (MW = 1,3 mm) und die ungezielte Absetzwirkung im Speicher entfernt. Zusätzlich traten bei ganzjährigem Betrieb im Pilotmaßstab weder im Rheinsand- noch im Lavasandfilter Kolmationserscheinungen auf (vgl. Kapitel 4.3.2.1). Diese Ergebnisse unterstreichen die Eignung der Feinsiebung (MW = 1,3 mm) zur Feststoffentfernung aus schwach belastetem Grauwasser (mit geringem Küchenanteil). Damit kann auf platz- und geruchsintensive Absetzbecken verzichtet werden, was den Einsatz in dicht besiedelten urbanen Bereichen fördert.	Bestätigt															
4	Vertikal durchströmte Bodenfilteranlagen zur Aufbereitung von schwach belastetem Grauwasser lassen sich durch gezielte Strategien im Aufbau und im Betrieb derart anpassen, dass sie auch in beengten städtischen Räumen zur Schließung kleinräumlicher Wasserkreisläufe eingesetzt werden können. Aufgrund der geringeren Verschmutzung von schwach belastetem Grauwasser (vgl. Kapitel 2.4.3) und der Einstellung höherer hydraulischer Flächenbelastungen wird davon ausgegangen, dass auf gleicher Fläche deutlich größere Mengen an Grauwasser aufbereitet werden können als bei Schmutzwasser.	Der Mindestflächenbedarf eines Vertikalfilters zur Behandlung von schwach belastetem Grauwassers wurde bei Anwendung des 85-Perzentilwertes der CSB-Fracht und des Volumenstroms (vgl. Tabelle 4-15), einer maximal zulässigen hydraulischen Flächenbelastung von 130 L/(m <sup>2</sup> ·d) und einer maximal zulässigen CSB-Flächenbelastung von 32 g/(m <sup>2</sup> ·d) zu 0,3 – 0,4 m <sup>2</sup> /E [ $\ll 2$ m <sup>2</sup> /E für vorgereinigtes, komplettes Grauwasser; vgl. DWA-A 262 2017] ermittelt (vgl. Kapitel 4.4.2.8). Die modulare und aufgeständerte Bauweise des modifizierten Vertikalfilters ist bei Wassertemperaturen > 12°C praxistauglich (vgl. Kapitel 4.3.2.2). Aufgeständerte Lavasandfilter eignen sich ebenfalls bereits ab Wassertemperaturen von 5°C.	Bestätigt															

Q<sub>d</sub> = Tägliche Durchflussmenge; B<sub>d,CSB</sub> = Tägliche Fracht an CSB; CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf; B<sub>d,N</sub> = Tägliche Stickstofffracht; B<sub>d,P</sub> = Tägliche Phosphorfracht; MW = Maschenweite.

Fortsetzung Tabelle 6-1.

Nr.	Forschungshypothese	Anwendung der Bewertungsmaßstäbe zur Validierung	Bestätigt /widerlegt
5	<p>Im Betrieb und Aufbau modifizierte Vertikalfilter zur Grauwasserbehandlung erfüllen strenge, chemisch-physikalische, hygienisch-mikrobiologische Anforderungen an die Wasserwiederverwendung.</p> <p>Dabei wird angenommen, dass die Reinigungsleistung der modifizierten Vertikalfilter bei der Behandlung von schwach belastetem Grauwasser, das im Vergleich zu Schmutzwasser deutlich weniger verschmutzt ist (vgl. Kapitel 2.4.3), erheblich gesteigert werden kann.</p>	<p>Grundsätzlich kann mittels betrieblich und konstruktiv angepasster Vertikalfilter eine für Bewässerung, Versickerung und Toilettenspülung geeignete Qualität erreicht werden, wobei in Abhängigkeit der Nutzungsanforderungen zusätzlich eine gezielte Nährstoffelimination und eine nachgeschaltete Desinfektion erforderlich bzw. sinnvoll sein können. Tabelle 4-13 geht auf die Eignung der untersuchten Bodenfilter für unterschiedliche Nutzungszwecke ein.</p>	Bestätigt
6	<p>Eine weitgehende Entfernung von Phosphor und Stickstoff aus schwach belastetem Grauwasser ist durch betriebliche und bauliche Modifikationen von Vertikalfiltern zur gezielten Nährstoffelimination erreichbar.</p> <p>Es wird davon ausgegangen, dass Anpassungen im Aufbau und Betrieb geeignete Bedingungen für die Denitrifikation und Phosphorsorption schaffen. In herkömmlichen Vertikalfiltern laufen diese Prozesse nur ungezielt ab (vgl. Kapitel 2.6.4.2).</p>	<p>Betrieblich und baulich modifizierte Vertikalfilter erreichten für Phosphor eine weitergehende Elimination entweder durch die Wahl des Filtermediums (Lavasand 0 – 4 mm) oder durch kombinierte bauliche und betriebliche Anpassungen, d.h. den Einbau einer Adsorbenschicht zur Phosphorentfernung in die Dränschicht und das Einstauen der Drainage. Damit wurden P-Eliminationen <math>\geq 90\%</math> und <math>P_{\text{ges}}</math>-Ablaufwerte <math>&lt; 0,1</math> mg/l erreicht, weshalb die Anforderungen an <math>\text{PO}_4\text{-P}</math> (0,16 mg/l) bei Versickerungsmaßnahmen prinzipiell eingehalten werden konnten (vgl. Tabelle 2-4).</p> <p>Bei Gesamtstickstoff konnte mittels der untersuchten aeroben Vertikalfilter nur eine partielle Stickstoffelimination erreicht werden. Maximal ließen sich insgesamt 50 – 70 % <math>N_{\text{ges}}</math>-Elimination durch das gleichzeitige Einstauen der Dränschicht und eine zur Beschickung zeitversetzten Rückführung des nitratreichen Ablaufes erreichen (vgl. Kapitel 4.2.2.4).</p>	Teils bestätigt
7	<p>Bewachsene Vertikalfilter liefern einen relevanten eigenständigen Beitrag für das kleinräumige Klima durch Evapotranspiration. Diese Hypothese stützt sich auf die Tatsache, dass blau-grüne Infrastrukturen Kühlung durch Evapotranspiration erzeugen (vgl. Kapitel 2.2).</p> <p>Es wird zudem angenommen, dass natürliche Kühlungseffekte durch die hohen hydraulischen Durchsätze im Bodenfilter gesteigert werden können.</p>	<p>Die Verdunstungsleistung des Vertikalfilters über Vegetationsflächen wurde zu 2400 mm/a ermittelt und überstieg somit den Maximalwert der Verdunstungsleistung von Fassadenbegrünungen mit 1000 mm/a (vgl. Ludwig et al. 2021) und von freien Wasserflächen (ca. 700 mm/a; vgl. DWA-M 504-1 2018). Das verdeutlicht, dass bepflanzte Bodenfilter einen relevanten eigenständigen Beitrag für das urbane Mikroklima durch Evapotranspiration liefern können.</p>	Bestätigt

$P_{\text{ges}}$  = Gesamtphosphor;  $\text{PO}_4\text{-P}$  = Phosphatphosphor;  $N_{\text{ges}}$  = Gesamtstickstoff.

Fortsetzung Tabelle 6-1.

Nr.	Forschungshypothese	Anwendung der Bewertungsmaßstäbe zur Validierung	Bestätigt /widerlegt
8	Die Grauwasserseparation vom Kläranlagenzulauf hat bei hohen Transitions- bzw. Abkoppelungsgraden negative Auswirkungen auf den Betrieb konventioneller Kläranlagen. Diese negativen Auswirkungen lassen sich jedoch durch gezielte betriebliche und technologische Maßnahmen abmildern. Diese Hypothese leitet sich daraus ab, dass durch die Grauwasserseparation anteilig mehr Kohlenstoff abgekoppelt wird als Nährstoffe. Dies könnte den Denitrifikationsprozess beeinträchtigen (vgl. Kapitel 2.3.2).	Das Kohlenstoff-zu-Stickstoff-Verhältnis im Zulauf zur biologischen Stufe verschiebt sich ab 17 % Transition (d. h. Abkoppelung des Grauwassers von 17 % der an die Kläranlage angeschlossenen Einwohnerwerte) in einen für die Denitrifikation ungünstigen Bereich von < 3,5 (vgl. Kapitel 5.2). Durch geeignete betriebliche und verfahrenstechnische Maßnahmen kann ein einwandfreier Betrieb der Kläranlage auch im Transitionszustand sichergestellt werden. Beispiele hierfür sind N-Elimination/Rückgewinnung aus stickstoffreichem Prozesswasser, geringere Primärschlammmentnahme durch teilweisen Bypass oder Verkürzung der Durchflusszeit in der Vorklärung, externe Kohlenstoffzufuhr, Verfahrensumstellungen im Hauptstrom, wie Nitrifikation/Denitrifikation, Nitrifikation/Anammox, aerobe Schlammstabilisierung etc.	Bestätigt
9	Konzepte für eine ressourcenorientierte Abwasserbewirtschaftung lassen sinnvoll in konventionelle Kläranlagen einbinden. Diese Hypothese stützt sich auf die Annahme, dass auch zentrale Kläranlagen durch eine schrittweise Transition zu ressourcenorientierten Systemen in ihrer Ressourceneffizienz und Nachhaltigkeit verbessert werden können (vgl. Kapitel 2.3.2).	Die Funktionstüchtigkeit zentraler Kläranlagen kann im Transitionszustand durch die Umsetzung einfacher betrieblicher und/oder verfahrenstechnischer Strategien aufrechterhalten bleiben (vgl. Kapitel 5.2).	Bestätigt
10	Ein benutzerfreundliches Instrument zur Bilanzierung von Stofffracht- und Volumenströmen kann entwickelt werden, um den Anpassungsbedarf bestehender Abwasserinfrastrukturen im Transitionszustand zu ermitteln (vgl. Kapitel 2.3.2).	Aus den Ergebnissen des entwickelten Excel-basierten Algorithmus zur Bilanzierung von Fracht- und Volumenströmen lassen sich konkrete Empfehlungen für den Betrieb und die Verfahrenstechnik von Kläranlagen ableiten [z. B. Verbesserung des C/N-Verhältnisses in der Denitrifikation durch (1) verminderte Primärschlammmentnahme, (2) Umsetzung von Stickstoffrückgewinnungsverfahren, und/oder (3) Urinabkoppelung vom Kläranlagenzulauf].	Bestätigt

C/N = Kohlenstoff-zu-Stickstoff-Verhältnis.



## 6.2 Zusammenfassung der Ergebnisse

In dieser Arbeit wurden technologiebasierte Innovationen zur Anpassung des Bodenfilterverfahrens im Sinne einer nutzungsorientierten Grauwasseraufbereitung und konzeptionelle Ansätze zur Erfassung der Auswirkungen einer Grauwasserseparation auf zentrale Abwasserbehandlungsanlagen vorgestellt. Die Technologieanpassung umfasste unter anderem die Untersuchung von insgesamt acht vertikal durchströmten Bodenfiltern zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken mit geringem Küchenabwasseranteil. Um eine bedarfsgerechte Aufbereitung von Grauwasser zu erreichen, wurden gezielte Strategien im Aufbau (Substratwahl, Einbau von Adsorbiermaterialien etc.) und Betrieb (Einstau der Dränschicht, Ablaufrückführung, Erhöhung der Belastungsgrenze etc.) untersucht. Die Konzepte beruhten auf der Entwicklung eines Excel-basierten Instruments zur Erfassung der Auswirkungen einer Transition von herkömmlichen Kläranlagen hin zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen auf Betrieb und Verfahrenstechnik bestehender Kläranlagen.

### Anfall und Beschaffenheit von schwach belastetem Grauwasser

Die Untersuchungen im kleintechnischen und Pilotmaßstab verdeutlichen, dass Einrichtungen wie die Arbeiterunterkünfte in Stuttgart und Studierendenwohnheime in Birkenfeld mit einem durchschnittlichen Grauwasseranfall von 29 – 38 L/(m<sup>2</sup>·d) [ $< 46$  L/(m<sup>2</sup>·d); BDEW 2022] insgesamt wichtige Ansatzpunkte für eine Wasserwiederverwendung bieten können.

An beiden Standorten wies das schwach belastete Grauwasser aufgrund des Eintrages von Urin ins Duschwasser deutlich höhere mittlere N<sub>ges</sub>-Konzentrationen und -Frachten auf [ $>20$  mg/l N<sub>ges</sub>; 1,2–1,6 g N<sub>ges</sub>/(E·d)] als bislang in der Fachliteratur angenommen. Die Fehlnutzung in der Dusche konnte durch Spurenstoffanalysen (Vorhandensein von Ibuprofen-Metaboliten und weiteren Urininhaltstoffen) belegt werden.

Demgegenüber lagen die durchschnittlichen P<sub>ges</sub>-Konzentrationen mit  $< 2$  mg/l insgesamt deutlich niedriger als erwartet (4,6 mg/l P<sub>ges</sub>; siehe Meinzinger und Oldenburg 2009). Die P<sub>ges</sub>-Fracht in leicht verschmutztem Grauwasser liegt mit einem Median von 0,11 g P<sub>ges</sub>/(E·d) [85-Perzentil: 0,14 g P<sub>ges</sub>/(E·d)] im unteren Bereich des in der Fachliteratur angegebenen Bereichs von 0,1 – 0,3 g P<sub>ges</sub>/(E·d) für schwach belastetes Grauwasser (DWA 2015). Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die in der Fachliteratur verfügbare Datenmenge mit  $n = 5$  zu gering ist, um daraus belastbare Aussagen abzuleiten.

Insgesamt sind insbesondere hinsichtlich des Stickstoffs und des Phosphors große Diskrepanzen bei Konzentrationen und/oder Frachten gegenüber Literaturwerten gegeben, die bei einer Anlagenplanung zu beachten sind. Die Nährstoffanteile in schwach belastetem Grauwasser lassen auf ein für den aeroben Abbau ausreichendes Nährstoffangebot schließen. Dies konnte auch durch den einwandfreien Bodenfilterbetrieb im kleintechnischen und Pilotmaßstab bestätigt werden.

Hinsichtlich der Tenside konnten aufgrund gesetzlicher Bestimmungen überwiegend anionische Tenside im Grauwasser nachgewiesen werden.

Die Keimbelastung in leicht verschmutztem Grauwasser fiel generell höher aus als bislang in der Fachliteratur angenommen, was mit einer Keimvermehrung im Zusammenhang mit der Speicherung von Rohgrauwasser zusammenhängen kann.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass in der Praxis Anfall und Beschaffenheit von Grauwasser deutlich von erwarteten Literaturangaben abweichen können, weshalb vor einer Anlagenplanung eine Datenerhebung durch Messung angestrebt werden sollte.

### **Bewertung des Vorbehandlungserfordernisses bei einer Behandlung im Bodenfilter**

Hinsichtlich der Vorbehandlung konnten mittels einer Feinsiebung mit 1,3 mm Maschenweite und der ungezielten Absetzwirkung im Speicher AFS und CSB zu 40 – 45 % und gleichzeitig  $N_{ges}$  und  $P_{ges}$  zu 30 – 35 % entfernt werden, was die nachgeschaltete biologische Reinigungsstufe deutlich entlastet. Der einwandfreie Betrieb der untersuchten Bodenfilteranlagen unterstreicht die Eignung der Siebung in Kombination mit der Speicherung als Vorbehandlungsmaßnahme. Damit kann auf geruchs- und platzintensive Absetzbecken verzichtet werden, was den Einsatz von Bodenfiltern in beengten urbanen Bereichen fördert.

### **Einfluss der baulichen und betrieblichen Anpassungen auf die Reinigungsleistung und Ablaufwerte**

In Bezug auf die erreichten Reinigungsleistungen und Ablaufqualitäten der untersuchten Vertikalfilter kann festgehalten werden, dass im kleintechnischen Maßstab das behandelte Grauwasser meist  $< 2,0$  mg/l AFS und AFS-Eliminationen von überwiegend  $> 98$  % aufwies. Das Bodenfilterverfahren umfasst gleichzeitig die biologische Behandlung und die Filtration, weshalb die Zielvorgabe gemäß EU-WasserWVVO (2020) einer nachgeschalteten Filtration für eine uneingeschränkte Bewässerung erfüllt wird.

Die äußerst niedrigen mittleren CSB-Konzentrationen von  $< 10$  mg/l und die hohen CSB-Eliminationen von  $> 95$  % verdeutlichen, dass im Betrieb und Aufbau modifizierte Vertikalfilter zur Grauwasseraufbereitung für eine Wasserwiederverwendung geeignet sind.

Im aufgeständerten Rheinsandfilter wurde eine Verschlechterung der Nitrifikation bei Wassertemperaturen  $< 12^\circ\text{C}$  festgestellt. Der Lavasandfilter erbrachte hingegen auch bei Wassertemperaturen  $> 5^\circ\text{C}$  eine weitestgehende Nitrifikationsleistung. Zudem konnte eine anteilige Stickstoffentfernung in den betrieblich angepassten Vertikalfiltern (Rheinsand 0 – 2 mm; Lavasand 0 – 4 mm) erreicht werden, die von 25 – 50 %  $N_{ges}$ -Elimination bei Einstau der Dränschicht bis hin zu 50 – 70 % bei kombiniertem Drainageeinstau und einer zur Beschickung zeitversetzten Nitratrückführung reichte.

Lavasandvertikalfilter konnten zudem weitestgehend Phosphor zurückhalten, was insbesondere für Nutzungen wie „Einleitung ins Gewässer“ oder „Versickerung“ förderlich sein kann. Hierzu bedarf es aber noch Langzeitversuchen zur Validierung der hier gewonnenen Erkenntnisse, wobei Erfahrungen aus der Praxis verdeutlichen, dass die überdurchschnittlichen  $P_{ges}$ -Eliminationen auch nach langjährigem Betrieb von Lavasand-PKA aufrechterhalten blieben und kein P-Durchbruch zu beobachten war (vgl. Alewell et al.

2021). Darüber hinaus konnte durch betriebliche und bauliche Veränderungen des Vertikalfilters (d. h. Einbau einer Adsorbierschicht in die Dränschicht und wassergesättigter Betrieb des Dränbereiches) die prinzipielle Praxistauglichkeit einer bedarfsgerechten Entfernung/Rückgewinnung von Phosphor nachgewiesen werden. Dabei konnte die Eignung von Anthrazitkohle zur Phosphoradsorption im Betrieb mit einer maximalen Beladung von 0,15 mg PO<sub>4</sub>-P pro g Anthrazitkohle aufgezeigt und die Regenerierung der Adsorbierschicht im Betrieb durch die Desorption von Phosphor mit Natriumchlorid/-hydroxid erfolgreich durchgeführt werden. Damit konnten prinzipiell die Voraussetzungen für einen langjährigen Betrieb der bedarfsgerechten Phosphorelimination geschaffen werden, wobei Langzeitversuche noch fehlen.

Die Kationen Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup> und K<sup>+</sup> wurden in geringem Maße aus dem Lavasandfilter ausgewaschen, während Na<sup>+</sup> anteilig mittels Ionenaustausch zurückgehalten wurde. Auch wenn ein Ionenaustausch zwischen Natrium und den übrigen Kationen nicht auszuschließen ist, lässt die durch die Bodenpassage bedingte Anhebung der elektrischen Leitfähigkeit überwiegend auf eine Auswaschung der Ionen schließen. Bei Rheinsand wurde lediglich Ca<sup>2+</sup> teils ausgewaschen, während die Konzentration der restlichen Kationen weitgehend unverändert blieb. In allen Filtern konnte eine Reduzierung des SAR-Wertes festgestellt werden, was für eine Bewässerung förderlich ist.

Des Weiteren konnte die Eignung der baulich und betrieblich modifizierten Bodenfilter zur Tensidentfernung nachgewiesen werden, was vor allem hinsichtlich der Nutzung als Bewässerungswasser als positiv bewertet werden kann.

Die Vertikalfilter erreichten zudem stets eine Keimreduktion von mindestens 3 log-Stufen (bezogen auf *E. coli*, Enterokokken und coliforme Keime). Damit reduziert das Bodenfilterverfahren den Aufwand einer nachgeschalteten Desinfektion, die je nach Nutzungsanforderungen erforderlich werden kann.

Die untersuchten Vertikalfilter wiesen Eliminationen organischer Mikroverunreinigungen auf, die bis auf vereinzelte Ausnahmen (vgl. Kapitel 4.2.3.8) überwiegend bei > 85 % lagen, oft aber bis hin zu > 99 % reichten. Das ist ein erheblicher Vorteil gegenüber sonstigen Verfahren zur Grauwasseraufbereitung.

### **Bewertung der aufgeständerten, modularen Bauweise der Vertikalfilter**

Hinsichtlich der modularen, aufgeständerten Bauweise der angepassten Vertikalfilter kann festgehalten werden, dass die innovative Bauart für Lavasandbodenfilter bereits ab Wassertemperaturen von 5°C als geeignet für eine sicherere Wasserwiederverwendung angesehen werden kann. Damit ergeben sich neue Chancen für den städtischen Raum, wodurch Flächennutzungskonflikte gemindert werden können.

### **Evapotranspiration**

Bepflanzte Vertikalfilter können über Vegetationsflächen einen eigenständigen Beitrag zur Verdunstung und bei flächendeckender Umsetzung auch zur Verbesserung des städtischen Mikroklimas leisten; eine Evapotranspiration von 2400 mm/a wurde für die Bodenfilteranlage

im Pilotmaßstab unter den untersuchten Belastungs- und Betriebsbedingungen nachgewiesen (um den Faktor 3,5 höher als die von freien Wasserflächen; vgl. DWA-M 504-1 2018).

### **Erforderliche Filterfläche**

Hinsichtlich des Flächenbedarfes fördert der ermittelte Wert von 0,3 m<sup>2</sup>/E (bezogen auf Medianwerte) bis 0,4 m<sup>2</sup>/E (bezogen auf 85-Perzentilwerte) für Bodenfilter zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser (um den Faktor 5–7 geringer als bei gesamtem Grauwasser mit 2 m<sup>2</sup>/E; vgl. DWA-A 262 2017) die urbane Anwendbarkeit des Verfahrens erheblich. Es zeigte sich, dass die technologischen Innovationen sowie die Substratwahl (schwach belastetes Grauwasser) die Einbindung des Bodenfilterverfahrens in den städtischen Kontext deutlich begünstigen.

### **Bewertung der Eignung der nutzungsorientierten Grauwasserbehandlung**

Die Ergebnisse zur Bewertung der Eignung des behandelten Wassers für verschiedene Nutzungen verdeutlichen, dass mittels betrieblich und konstruktiv modifizierter Vertikalfilter bis auf vereinzelte Ausnahmen geeignete Qualitäten für unterschiedliche Nutzungszwecke erreicht werden können. Hier besteht insgesamt die Chance, dass die Anwendung des Bodenfilterverfahrens in der Zukunft vermehrt in die Breite getragen wird. Abhängig von den Anforderungen an den jeweiligen Nutzungszweck können jedoch zusätzliche Behandlungsschritte erforderlich werden, wie z. B. eine Desinfektion und/oder eine weitergehende Aufbereitung (z. B. Elimination von Nähr- oder Mikroschadstoffen, Teilentsalzung). Eine nachgeschaltete Desinfektion wird etwa für die uneingeschränkte Bewässerung gefordert (vgl. z. B. EU-WasserWVVO 2020). Lavasandfilter können auch bei Wassertemperaturen > 5°C vollständig nitrifizieren und prinzipiell dort eingesetzt werden, wo z. B. eine permanente Wasserwiederverwendung (z. B. ganzjährige Nahrungsmittelproduktion) im Vordergrund steht. Demgegenüber eignet sich der herkömmliche Rheinsandfilter als biologische Hauptstufe erst bei Wassertemperaturen > 12°C für eine weitgehende Nitrifikation (DWA-A 262 2017), weshalb Lavasandfilter auch bei Nutzungen, bei denen niedrige Nitrit- und Ammoniumkonzentrationen erforderlich sind, bevorzugt eingesetzt werden sollten. Zur Einhaltung der Schwellenwerte an NO<sub>2</sub>-N und NH<sub>4</sub>-N (sowie PO<sub>4</sub>-P) gemäß GrwV (2010) sind Lavasandbodenfilter mit wassergesättigter Dränschicht, die mit P-Adsorbermaterial funktionalisiert ist, und einer Rückführung des nitratreichen Ablaufes einzusetzen. Auf Haushaltsebene könnten außer bei einer Wiederverwendung zur Toilettenspülung die hygienisch-mikrobiologischen Anforderungen meist nur in Kombination mit einer Entkeimung sicher erfüllt werden. Für die nachgeschaltete Desinfektion wäre aber nur noch eine geminderte Bestrahlungsdosis erforderlich.

### **Bemessungswerte für schwach belastetes Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken**

Hinsichtlich der Auslegung von Anlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser wird empfohlen, die 85-Perzentilwerte der CSB-Fracht mit 13 g/(E·d) und der Menge mit 55 L/(E·d) im Zulauf zur biologischen Stufe zur Bemessung heranzuziehen, bis mehr Daten in der Fachliteratur verfügbar sind. Zusätzlich werden basierend auf den

Ergebnissen dieser Arbeit Empfehlungen zur Anpassung und Ergänzung im technischen Regelwerk (DWA-A 262 2017) gegeben.

### **Änderungs- und Ergänzungsbedarf im technischen Regelwerk**

Es ist erforderlich, dass das Arbeitsblatt DWA-A 262 (2017) auf Grauwasserströme, wie z. B. schwach belastetes Grauwasser, erweitert wird. Dabei müssen verlässliche, für Deutschland repräsentative Kennwerte zur Bemessung von Anlagen zur Behandlung von Grauwasser und Grauwasserströmen Berücksichtigung finden. Auch die Wahl und Bemessung der Vorbehandlung müssen für die unterschiedlichen Abwasserströme (kommunales Abwasser, Grauwasser, leicht verschmutztes Grauwasser) differenziert betrachtet werden. Weiterhin müssen Bodenfilteranlagen abwasserspezifisch ausgelegt werden können, weshalb substratspezifische Bemessungsgrundlagen erforderlich sind. Solche Bemessungssätze wurden im Rahmen dieser Arbeit für Vertikalfilter zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser ermittelt. Weiterhin sollte im Regelwerk der Temperaturgeltungsbereich für ganzjährig nitrifizierende, zeolithhaltige Lavasandfilter (0 – 4 mm) von  $> 12^{\circ}\text{C}$  auf  $> 5^{\circ}\text{C}$  vermindert werden.

### **Bemessungsgrundlagen für Vertikalfilter zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser**

Die Untersuchungsergebnisse verdeutlichen, dass Vertikalfilter zur Behandlung von gesiebttem, schwach belastetem Grauwasser mit  $0,4 \text{ m}^2/\text{E}$  ausgelegt werden sollten. Dem verminderten Flächenbedarf liegen 85-Perzentilwerte der Fracht und Menge sowie eine maximal zulässige CSB-Flächenbelastung von  $32 \text{ g}/(\text{E}\cdot\text{d})$  und eine maximal zulässige hydraulische Flächenbelastung von  $130 \text{ L}/(\text{E}\cdot\text{d})$  zugrunde.

### **Auswirkungen der Grauwasserabkopplung auf das Gesamtsystem**

Mit der Nutzung von aufbereitetem Grauwasser im dezentralen, städtischen Bereich stellen sich Fragen zur Auswirkung einer Grauwasserseparation auf herkömmliche kommunale Kläranlagen. Bilanzierungen zeigen, dass die Abtrennung des Grauwassers von bis zu 17 % der angeschlossenen EW den Aufwand zur Belüftung reduziert, ohne dass eine Verschlechterung der Denitrifikation eintritt. Damit kann die Kläranlage unverändert bis zu 17 % Transition weiter betrieben werden. Ein nennenswerter Nettogewinn an elektrischer Energie ist jedoch erst in Kombination mit einer Urinseparierung oder der Co-Vergärung von Schwarzwasser im Faulturm erreichbar. Wird deutlich mehr Grauwasser abgekoppelt, entstehen ungünstige C/N-Verhältnisse im Zulauf zur biologischen Stufe, sodass eine Stickstoffrückgewinnung/-entfernung aus N-reichen Schlammströmen erforderlich wird.

Die Ergebnisse verdeutlichen, dass bestehende Kläranlagen erfolgreich in Übergangskonzepte für eine ressourcenorientierte Abwasserentsorgung integriert werden können. Nur durch die Betrachtung des Gesamtsystems können Synergieeffekte auf zentraler und dezentraler Ebene ausgenutzt und damit ein wesentlicher Beitrag zur Nachhaltigkeit siedlungswasserwirtschaftlicher Systeme geleistet werden. Die Grauwasserabkopplung bietet dezentral durch den Einsatz von Bodenfiltern erhebliche Vorteile (Wasserwiederverwendung, Klimawirkung, Aufwertung des Stadtbildes, Förderung der Biodiversität etc.) und führt

zentral durch die Entlastung der Kohlenstoffelimination zu einer Verminderung des Ressourceneinsatzes. Insgesamt besteht im Rahmen einer Transition von zentralen Abwasserinfrastrukturen hin zu nachhaltigeren siedlungswasserwirtschaftlichen Systemen die Chance, dass betrieblich und baulich angepasste Bodenfilter zur Grauwasserbehandlung erheblich zur Steigerung der Ressourceneffizienz und der Klimaresilienz in der Siedlungswasserwirtschaft beitragen.

## **6.3 Forschungsbedarf und Ausblick**

### **Charakterisierung von schwach belastetem Grauwasser**

Die Ergebnisse der vorliegenden Forschungsarbeit verdeutlichen, dass Stoffkonzentrationen und -frachten sowie Volumenströme von schwach belastetem Grauwasser deutlich von Literaturangaben abweichen können. Oft sind nur internationale Angaben in der Fachliteratur verfügbar, die nicht direkt auf Deutschland übertragbar sind. Deshalb sind national mehr Forschungsprojekte erforderlich, die sich mit der Charakterisierung von Grauwasser und Grauwasserteilströmen befassen, um die aktuelle Datenlage zu verbessern. Vor allem hinsichtlich der Fracht liegen bei Grauwasserteilströmen erhebliche Wissenslücken vor, wobei verlässliche Kennwerte für eine sichere Bemessung von Grauwasseranlagen notwendig sind. Ferner bedarf es der Validierung der hier ermittelten frachtbezogenen Anhaltswerte für schwach belastetes Grauwasser aus den Studierendenwohnheimen in Birkenfeld, da nur bedingt belastbare Angaben zur Belegung der Wohnheime während der COVID-19-Pandemie vorlagen. Des Weiteren ist die Erfassung weiterer Messdaten sowohl bei den hygienisch-mikrobiologischen Parametern als auch bei der Spurenstoffanalyse erforderlich, damit eine hinreichende Anzahl von Werten zur Validierung der hier getroffenen Aussagen gegeben ist.

### **Erhöhung der Flächenbelastung**

Im Rahmen der Bodenfilteruntersuchungen war es aufgrund der begrenzten, zur Verfügung stehenden Grauwassermengen nicht möglich, die Belastungsgrenze auf  $> 130 \text{ L}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  und  $> 32 \text{ g CSB}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  zu erhöhen. Daher sind ergänzende Versuche an den modifizierten Vertikalfiltern zum Ausloten der hydraulischen und der CSB-Flächenbelastung im Rahmen zukünftiger Forschungsansätze sinnvoll.

### **Weitergehende Phosphorelimination durch den Einsatz von Lavasandfiltern (0 – 4 mm) als nachgeschaltete Stufe auf kommunalen Kläranlagen**

Die untersuchten Lavasandfilter (0 – 4 mm) erbrachten bei  $P_{\text{ges}}$ -Ausgangskonzentrationen im Bereich von 1 – 3 mg/l, wie diese im vorgereinigten Grauwasser enthalten sind, äußerst hohe  $P_{\text{ges}}$ -Eliminationsleistungen. Gleichzeitig wurden sowohl eine Teildesinfektion als auch ganzjährig eine weitestgehende Nitrifikation erreicht. Zusätzlich konnten organische Mikroverunreinigungen größtenteils eliminiert werden. Damit besteht erhebliches Potenzial, Lavasandbodenfilter als nachgeschaltete Stufe zur weitergehenden Aufbereitung vom Kläranlagenablauf einzusetzen. Diesem Aspekt sollte im Rahmen zukünftiger Forschungen Beachtung geschenkt werden.

### **Neuartige Filtermaterialien und Kombinationen von Filter- und Adsorbermaterialien**

Erforderlich sind fortlaufende Untersuchungen zu neuartigen Filtermaterialien bzw. weltweit verfügbaren, kostengünstigen Alternativen zu den nur lokal erhältlichen Lavasanden mit natürlichem Zeolithanteil, ggf. durch eine Kombination unterschiedlicher Materialien. Das Endprodukt sollte neben geeigneten Filtereigenschaften und hydraulischen Durchlässigkeiten gleichzeitig hohe Kationenaustauschkapazitäten und BET-Oberflächen aufweisen. Eine hohe KAK fördert das Wasserbindevermögen des Filterkörpers und verbessert den Kontakt zwischen durchströmendem Wasser und Filtermedium, während größere spezifische Oberflächen dem Prozess der Adsorption zugutekommen. Es besteht die Chance, dass durch Zusätze von z. B. Zeolithen, Aktivkohle und/oder weiteren Materialien mit hoher KAK und/oder hoher BET-Oberfläche auch herkömmliche Rheinsandfilter dazu befähigt werden, bei niedrigen Wassertemperaturen zu nitrifizieren und/oder Phosphor zuverlässig und langfristig zu eliminieren.

### **Aufeinanderfolgende Adsorptions- und Desorptionszyklen**

Durch die Untersuchungen mittels der betrieblich und baulich modifizierten Vertikalfilter mit Anthrazitkohle konnte die grundsätzliche Umsetzbarkeit einer bedarfsgerechten Phosphorelimination im Betrieb aufgezeigt werden. Batchversuche zur Ermittlung der Desorptionskapazität oder Untersuchungen zu aufeinanderfolgenden Adsorptions-/Desorptionszyklen (wie z. B. in Drenkova-Tuhtan 2018) waren aber nicht Schwerpunkt der Arbeit, wobei Erkenntnisse hierzu erforderlich wären, um einen Langzeitbetrieb der bedarfsgerechten Phosphorelimination zu gewährleisten.

### **Regenerierbare Adsorbermaterialien zur Phosphorentfernung**

Des Weiteren war die Untersuchung unterschiedlicher Adsorbermaterialien nicht Schwerpunkt dieser Arbeit, weshalb zusätzliche Untersuchungen zur bedarfsgerechten Phosphorelimination bzw. Regenerierung des Adsorbermaterials vonnöten sind. Dabei sollten weitere Adsorbermaterialien mit höheren maximalen Beladungen hinsichtlich  $\text{PO}_4\text{-P}$  untersucht werden. Auch sollten unterschiedliche Tiefen der Adsorberschicht einschließlich einer vollständigen Funktionalisierung der Dränschicht mit Adsorbermaterial in Erwägung gezogen werden, um P-Spitzenbelastungen oder insgesamt höhere  $P_{\text{ges}}$ -Konzentrationen im Zulauf aufzufangen und gleichzeitig die Nutzungsdauer des Adsorbers bis zur Regeneration durch mehr verfügbare Oberfläche zu steigern.

### **Kombinierte Spurenstoff- und Phosphorelimination durch den Einbau von Adsorbermaterialien in die Dränschicht**

Des Weiteren sollte der Aspekt einer kombinierten Spurenstoff- und Phosphorelimination mittels in die Dränschicht eingebauter Adsorbermaterialien erforscht werden. Eine räumliche Trennung zwischen Adsorberzusätzen (als eigenständige Adsorberschicht innerhalb der Drainage) und der Rhizosphäre geht möglicherweise mit einer verbesserten Steuerbarkeit der kombinierten Spurenstoff- und Phosphorelimination einher und würde prinzipiell eine Regenerierung des Adsorbermaterials im Betrieb ermöglichen, ohne dass in die Filterschicht eingegriffen werden muss. Damit wären deutlich höhere Standzeiten möglich als bei der

direkten Zumischung in die Filterschicht. Bisher gibt es diesbezüglich keine bekannten Untersuchungen oder Erkenntnisse.

### **Sensitivitätsanalyse der Bilanzierungen sowie Erweiterung auf schwach belastetes Grauwasser und unterschiedliche Abwasserbehandlungsanlagen**

Die Bilanzierungen hinsichtlich der Grauwasserabkopplung aus dem Hauptabwasserstrom liefern lediglich Anhaltspunkte für eine sichere Transition von zentralen Abwasserinfrastrukturen zu ressourcenorientierten Sanitärsystemen. Da nicht nur Anfall und Beschaffenheit von Grauwasser variabel sind, sondern ebenfalls unterschiedliche Betriebsparameter deutlichen Schwankungen unterliegen, sollte zukünftig eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt werden, um den Einfluss einzelner Parameter auf die im Rahmen dieser Arbeit getroffenen Aussagen zu prüfen. Es empfiehlt sich, die Bilanzierungen auf schwach belastetes Grauwasser zu erweitern, um wesentliche Unterschiede zu gesamt anfallendem Grauwasser auszumachen. Zusätzlich bezieht sich der entwickelte Algorithmus ausschließlich auf eine spezifische Modellkläranlage der GK 5, die insbesondere für Deutschland repräsentativ ist. Da aber hierzulande und in anderen Ländern der Welt unterschiedliche Kläranlagentypen hinsichtlich der Betriebsführung und Verfahrenstechnik existieren, sollten auch verschiedene Abwasserbehandlungsanlagen durchkalkuliert werden, um die Praxistauglichkeit des entwickelten Excel-Tools zu steigern und damit unter variablen Randbedingungen frühzeitig Kippunkte einer Transition zu identifizieren und Gegenmaßnahmen zu ergreifen.

Insgesamt bedarf es mehr Forschungen, die nicht nur auf rein technologiebasierten Ansätzen beruhen oder sich ausschließlich mit konzeptionellen Lösungen befassen, sondern technische und theoretische Komponenten gleichermaßen untersuchen. Nur so können Synergien in geeignetem Maße ausgenutzt und dabei ein deutlicher Beitrag zur Erhöhung der Ressourceneffizienz und der Nachhaltigkeit der Siedlungswasserwirtschaft geleistet werden.



## Literaturverzeichnis

1. Abdel-Shafy, H.I., Al-Sulaiman, A.M., & Mansour, M.S.M. (2015). Anaerobic/aerobic treatment of greywater via UASB and MBR for unrestricted reuse. *Water Science and Technology*, 71(4), 630–637.
2. Abedi, T., & Mojiri, A. (2019). Constructed wetland modified by biochar/zeolite addition for enhanced wastewater treatment. *Environmental Technology & Innovation*, 16, 100472.
3. AbfKlärV (2017). "Klärschlammverordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465), die zuletzt durch Artikel 137 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1328) geändert worden ist, 1–47. [https://www.gesetze-im-internet.de/abfkl\\_rv\\_2017/AbfKl%C3%A4rV.pdf](https://www.gesetze-im-internet.de/abfkl_rv_2017/AbfKl%C3%A4rV.pdf). Zugegriffen: 24. Juli 2022.
4. AbwV (2004). Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer. Anhang 1 Häusliches und kommunales Abwasser. *Abwasserverordnung*. [http://www.gesetze-im-internet.de/abwv/anhang\\_1.html](http://www.gesetze-im-internet.de/abwv/anhang_1.html).
5. Adyel, T.M., Oldham, C.E., & Hipsey, M.R. (2016). Stormwater nutrient attenuation in a constructed wetland with alternating surface and subsurface flow pathways: Event to annual dynamics. *Water research*, 107, 66–82.
6. AGA (1991). Allgemeine Güteanforderungen für Fließgewässer (AGA) Entscheidungshilfe für die Wasserbehörden in wasserrechtlichen Erlaubnisverfahren RdErl. d. Ministeriums für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft - IV B 7 1571/11-30707 - v. 14.5.1991: mit Stand vom 24.5.2022.
7. Alewell, C., Huang, J.-H., McLaren, T.L., Huber, L., & Bünemann, E.K. (2021). Phosphorus retention in constructed wetlands enhanced by zeolite- and clinopyroxene-dominated lava sand. *Hydrological Processes*, 35(2).
8. Alfiya, Y., Dubowski, Y., & Friedler, E. (2018). Diurnal patterns of micropollutants concentrations in domestic greywater. *Urban Water Journal*, 15(5), 399–406.
9. Alkolaibea, A.M., Al-ameri, G.A., Alkadasi, M.N., & Zaid, A.A. (2015). Study of the Efficacy of Disinfectant against Bacterial Contamination in Burns Unit –Algumhory and International Yemen Hospitals in Taiz City. *Int J Res Stud Biosci*, 26-33.
10. Angilella, M., Wilden, E., Weiten, J., Ecker, L., Dema, R., Ermisch, A., et al. (2022). *ReLab - Real Labor „Abwasserfreier Umwelt-Campus Birkenfeld“: Neue Technologien in der Gebäudesanierung für eine zukunftsfähige Ressourcenwirtschaft*. Projektbericht. Aktenzeichen: 10.08.18.7-17.64. Projektlaufzeit: 23.10.2017 – 23.10.2021. Bonn.
11. Arden, S., & Ma, X. (2018). Constructed wetlands for greywater recycle and reuse: A review. *The Science of the total environment*, 630, 587–599.
12. Arias, C.A., & Brix, H. (2005). Phosphorus removal in constructed wetlands: can suitable alternative media be identified? *Water Science and Technology*, 51(9), 267–273.
13. Arias, C.A., Brix, H., & Marti, E. (2005). Recycling of treated effluents enhances removal of total nitrogen in vertical flow constructed wetlands. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering*, 40(6-7), 1431–1443.
14. Atanasova, N., Dalmau, M., Comas, J., Poch, M., Rodriguez-Roda, I., & Buttiglieri, G. (2017). Optimized MBR for greywater reuse systems in hotel facilities. *Journal of environmental management*, 193, 503–511.
15. ATV 262 (1989). Behandlung von häuslichem Abwasser in Pflanzenbeeten: Hinweisblatt. Hennef, Deutschland: Regelwerk Abwasser-Abfall.
16. ATV-DVWK A 131 (2000). *Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen*. Hennef: GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V.

17. ATV-DVWK-A 198 (2003). *Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen*. Hennef: ATV-DVWK, Dt. Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall.
18. Austin, D., & Nivala, J. (2009). Energy requirements for nitrification and biological nitrogen removal in engineered wetlands. *Ecological Engineering*, 35(2), 184–192.
19. AVBWasserV (1980). *Verordnung über Allgemeine Bedingungen für die Versorgung mit Wasser*. Ausfertigungsdatum: 20.06.1980 Vollzitat: "Verordnung über Allgemeine Bedingungen für die Versorgung mit Wasser vom 20. Juni 1980 (BGBl. I S. 750, 1067), die zuletzt durch Artikel 8 der Verordnung vom 11. Dezember 2014 (BGBl. I S. 2010) geändert worden ist".
20. Ávila, C., Nivala, J., Olsson, L., Kassa, K., Headley, T., Mueller, R.A., et al. (2014). Emerging organic contaminants in vertical subsurface flow constructed wetlands: influence of media size, loading frequency and use of active aeration. *The Science of the total environment*, 494–495, 211–217.
21. Bachmann-Machnik, A. (2020). *Optimierung des Betriebs von Kanalnetzen im Mischsystem auf Basis von Online-Messdaten: Dissertationsschrift*. Kaiserslautern: Technische Universität Kaiserslautern.
22. Bakhshoodeh, R., Alavi, N., Oldham, C., Santos, R.M., Babaei, A.A., Vymazal, J., et al. (2020). Constructed wetlands for landfill leachate treatment: A review. *Ecological Engineering*, 146, 105725.
23. Ballantine, D.J., & Tanner, C.C. (2010). Substrate and filter materials to enhance phosphorus removal in constructed wetlands treating diffuse farm runoff: a review. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 53(1), 71–95.
24. BBodSchG (1998). *Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten*. Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998 (BGBl. I S. 502), das zuletzt durch Artikel 7 des Gesetzes vom 25. Februar 2021 (BGBl. I S. 306) geändert worden ist.: BBodSchG - Bundes-Bodenschutzgesetz.
25. BBodSchV (1999). *Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung* Ausfertigungsdatum: 12.07.1999 Vollzitat: "Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), die zuletzt durch Artikel 126 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1328) geändert worden ist": BBodSchV.
26. BDEW (2022). *Trinkwasserverwendung im Haushalt 2021: Durchschnittswerte bezogen auf die Wasserabgabe an Haushalte und Kleingewerbe - Anteile*.
27. Beier, S. (2010). *Elimination von Arzneimitteln aus Krankenhausabwasser: Dissertationsschrift*. Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen.
28. Berndt, M., & Veser, S. (2017). EVaSENS – Neue Wege der Abwassertrennung im Siedlungsbestand. In M. Porth & H. Schüttrumpf (Hrsg.), *Wasser, Energie und Umwelt* (S. 123–129). Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden.
29. Besir, A.B., & Cuce, E. (2018). Green roofs and facades: A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82, 915–939.
30. Bezbaruah, A.N., & Zhang, T.C. (2004). pH, Redox, and oxygen microprofiles in rhizosphere of bulrush (*Scirpus validus*) in a constructed wetland treating municipal wastewater. *Biotechnology and bioengineering*, 88(1), 60–70.
31. Birch, H. (2016). Das Haber-Bosch-Verfahren. In H. Birch (Hrsg.), *50 Schlüsselideen Chemie* (S. 68–71). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
32. Bischoff, A. (2013). *Desinfektion von behandeltem Abwasser: Vergleich verschiedener Desinfektionsverfahren*. Darmstadt: Institut IWAR.
33. BMUB (2015). *Grün in der Stadt – Für eine lebenswerte Zukunft*. Berlin. [www.bmub.bund.de](http://www.bmub.bund.de).

34. BMUB (2017). Weißbuch Stadtgrün - Grün in der Stadt – Für eine lebenswerte Zukunft. Berlin. [www.bmub.bund.de](http://www.bmub.bund.de).
35. Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., et al. (2020). A review of nature-based solutions for greywater treatment: Applications, hydraulic design, and environmental benefits. *The Science of the total environment*, 711, 134731.
36. Boehler, M.A., Heisele, A., Seyfried, A., Grömping, M., & Siegrist, H. (2015). (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> recovery from liquid side streams. *Environmental science and pollution research international*, 22(10), 7295–7305.
37. Böhm, J., Böhme, C., Bunzel, A., Kühnau, C., & Reinke, M. (2016). *Urbanes Grün in der doppelten Innenentwicklung: Abschlussbericht zum F+E-Vorhaben "Entwicklung von naturschutzfachlichen Zielen und Orientierungswerten für die planerische Umsetzung der doppelten Innenentwicklung sowie als Grundlage für ein entsprechendes Flächenmanagement" (FKZ 3513 82 0500)*. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz.
38. Boyjoo, Y., Pareek, V.K., & Ang, M. (2013). A review of greywater characteristics and treatment processes. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 67(7), 1403–1424.
39. Brears, R.C. (2018). *Blue and Green Cities: The Role of Blue-Green Infrastructure in Managing Urban Water Resources*. London: Palgrave Macmillan Limited.
40. Brix, H., & Arias, C.A. (2005). The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*, 25(5), 491–500.
41. Bruch, I., Alewell, U., Hahn, A., Hasselbach, R., & Alewell, C. (2014). Influence of soil physical parameters on removal efficiency and hydraulic conductivity of vertical flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 68, 124–132.
42. Bruch, I., Alewell, U., & Hasselbach, R. (2011a). Forschungsprojekt „Reinigungsprozesse in Lavasand-Bodenfiltern in der Mischwasserbehandlung“: Abschlussbericht. Auftraggeber: Entsorgungsverband Saar. Förderung: Ministerium für Umwelt, Energie und Verkehr.
43. Bruch, I., Fritsche, J., Bänninger, D., Alewell, U., Sendelov, M., Hürlimann, H., et al. (2011b). Improving the treatment efficiency of constructed wetlands with zeolite-containing filter sands. *Bioresource technology*, 102(2), 937–941.
44. Bruch, I., & Hilscher, J. (2007). Kommunale Abwasserbehandlung - Nachgeschalteter hoch belasteter Bodenfilter zur Sanierung einer Teichklaranlage. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*(54(1), 42.).
45. Brunauer, S., Emmett, P.H., & Teller, E. (1938). Adsorption of gases in multimolecular layers. *Journal of the American chemical society*(60), 309–319.
46. Brunhoferova, H., Venditti, S., & Hansen, J. (2022a). Characterization of unconventional sand-based substrates for adsorption of micropollutants in nature-based systems. *Journal of environmental management*, 318, 115593.
47. Brunhoferova, H., Venditti, S., Laczny, C.C., Lebrun, L., & Hansen, J. (2022b). Bioremediation of 27 Micropollutants by Symbiotic Microorganisms of Wetland Macrophytes. *Sustainability*, 14(7), 3944.
48. Brunhoferova, H., Venditti, S., Schlien, M., & Hansen, J. (2021). Removal of 27 micropollutants by selected wetland macrophytes in hydroponic conditions. *Chemosphere*, 281, 130980.
49. Brunsch, A., Beyerle, L., Knorz, K., Brepols, C., Dahmen, H., Christoffels, E., et al. (2020). Retentionsbodenfilter zur Entfernung von Mikroschadstoffen aus Mischwasserabschlägen und Kläranlagenablauf(67), 780–788.

50. Busgang, A., Friedler, E., Gilboa, Y., & Gross, A. (2018). Quantitative Microbial Risk Analysis for Various Bacterial Exposure Scenarios Involving Greywater Reuse for Irrigation. *Water*, 10(4), 413.
51. Byrne, J., Dallas, S., Anda, M., & Ho, G. (2020). Quantifying the Benefits of Residential Greywater Reuse. *Water*, 12(8), 2310.
52. Calheiros, C.S.C., Pereira, S.I., Franco, A.R., & Castro, P.M.L. (2019). Diverse Arbuscular Mycorrhizal Fungi (AMF) Communities Colonize Plants Inhabiting a Constructed Wetland for Wastewater Treatment. *Water*, 11(8), 1535.
53. Canet Marti, A., Pucher, B., & Langergraber, G. (2022). *Predicting vertical flow wetlands performance for domestic wastewater treatment from design parameters: Tagungsband und Vortrag*. IWA 17th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control (ICWS), Lyon, Frankreich., 6. November 2022.
54. Carden, K., Fisher-Jeffes, L., Young, C., Barnes, J., & Winter, K. (2018). *Guidelines for greywater use and management in South Africa. A report to the Water Research Commission, South Africa*. (TT 746/17).
55. Carey, D.E., Yang, Y., McNamara, P.J., & Mayer, B.K. (2016). Recovery of agricultural nutrients from biorefineries. *Bioresource technology*, 215, 186–198.
56. Casanova, L.M., Gerba, C.P., & Karpiscak, M. (2001). Chemical and microbial characterization of household graywater. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering*, 36(4), 395–401.
57. Chang, J.C., Ossoff, S.F., Lobe, D.C., Dorfman, M.H., Dumais, C.M., Qualls, R.G., et al. (1985). UV inactivation of pathogenic and indicator microorganisms. *Applied and environmental microbiology*, 49(6), 1361–1365.
58. Chen, G.-H., Ekama, G.A., van Loosdrecht, M.C.M., & Brdjanovic, D. (Hrsg.) (2020). *Biological wastewater treatment: Principles, modelling and design*. London: Iwa Publishing.
59. Chen, Z.-J., Tian, Y.-H., Zhang, Y., Song, B.-R., Li, H.-C., & Chen, Z.-H. (2016). Effects of root organic exudates on rhizosphere microbes and nutrient removal in the constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 92, 243–250.
60. Choi, D., & Oh, S. (2019). Removal of Chloroxylenol Disinfectant by an Activated Sludge Microbial Community. *Microbes and environments*, 34(2), 129–135.
61. Chow, W.L., Chong, S., Lim, J.W., Chan, Y.J., Chong, M.F., Tiong, T.J., et al. (2020). Anaerobic Co-Digestion of Wastewater Sludge: A Review of Potential Co-Substrates and Operating Factors for Improved Methane Yield. *Processes*, 8(1), 39.
62. Chowdhury, R., & Abaya, J.S. (2018). An Experimental Study of Greywater Irrigated Green Roof Systems in an Arid Climate. *Journal of Water Management Modeling*.
63. Comber, S.D.W., & Gunn, A.M. (1996). Heavy Metals Entering Sewage-Treatment Works from Domestic Sources. *Water and Environment Journal*, 10(2), 137–142.
64. Cooper, P. (2009). What can we learn from old wetlands? Lessons that have been learned and some that may have been forgotten over the past 20 years. *Desalination*, 246(1-3), 11–26.
65. Destatis (2021). Anschlussgrad sowie Wasserabgabe an Haushalte, gewerbliche und sonstige Abnehmer. 15. Oktober 2021. <https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Wasserwirtschaft/Tabellen/ww-01-wasserabgabe1991-2019.html#fussnote-2-133302>. Zugegriffen: 1. August 2022.
66. Destatis (2022). Bevölkerungsstand: Bevölkerung nach Nationalität und Geschlecht 2021. Ergebnisse der Bevölkerungsfortschreibung auf Grundlage des Zensus 2011.
67. Dettmer, J., & Brombach, H. (2019). Im Spiegel der Statistik: Abwasserkanalisation und Regenwasserbehandlung in Deutschland. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*(66 (5)), 354–364.

68. Dichtl, N., & Schmelz, K.-G. (2015). Verfahrenstechniken zur Behandlung von Klärschlamm. In K.-H. Rosenwinkel, H. Kroiss, N. Dichtl, C.-F. Seyfried, & P. Weiland (Hrsg.), *Anaerobtechnik*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
69. Dierkes, C., Nolde, E., & Sperfeld, D. (2020). Wasserwende jetzt! Betriebs- und Regenwassernutzung mindert Folgen des Klimawandels und spart Zeit und Energie. *fbr Wasserspiegel*, 2, 3–6.
70. DIN 19650 (1999). Bewässerung - Hygienische Belange von Bewässerungswasser. Februar 1999. *Deutsches Institut für Normung e. V.*
71. DIN 19684-10 (2009). Bodenbeschaffenheit – Chemische Laboruntersuchungen: Teil 10: Untersuchung und Beurteilung des Wassers bei Bewässerungsmaßnahmen. Januar 2009. *Deutsches Institut für Normung e. V.*, 1–20.
72. DIN 38407-35 (2010). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Gemeinsam erfassbare Stoffgruppen (Gruppe F) - Teil 35: Bestimmung ausgewählter Phenoxyalkancarbonsäuren und weiterer acider Pflanzenschutzmittelwirkstoffe - Verfahren mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie und massenspektrometrischer Detektion (HPLC-MS/MS) (F 35), 46.
73. DIN 38407-36 (2014). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Gemeinsam erfassbare Stoffgruppen (Gruppe F) - Teil 36: Bestimmung ausgewählter Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und anderer organischer Stoffe in Wasser - Verfahren mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie und massenspektrometrischer Detektion (HPLC-MS/MS bzw. -HRMS) nach Direktinjektion (F 36).
74. DIN 38407-37 (2013). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Gemeinsam erfassbare Stoffgruppen (Gruppe F) - Teil 37: Bestimmung von Organochlorpestiziden, Polychlorbiphenylen und Chlorbenzolen in Wasser - Verfahren mittels Gaschromatographie und massenspektrometrischer Detektion (GC-MS) nach Flüssig-Flüssig-Extraktion (F 37), 45.
75. DIN 38407-39 (2011). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Gemeinsam erfassbare Stoffgruppen (Gruppe F) - Teil 39: Bestimmung ausgewählter polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) - Verfahren mittels Gaschromatographie und massenspektrometrischer Detektion (GC-MS) (F 39), 36.
76. DIN 38409-2 (1987). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes (H 2), 1987-03, 1–11.
77. DIN 38409-41 (1980). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H); Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) im Bereich über 15 mg/l (H 41), 1–14.
78. DIN 4261-1 (2010). Kleinkläranlagen: Teil 1: Anlagen zur Schmutzwasservorbehandlung. *Deutsches Institut für Normung e. V.*
79. DIN 4261-5 (2012). Kleinkläranlagen – Teil 5: Versickerung von biologisch aerob behandeltem Schmutzwasser, 1–10.
80. DIN EN 12260 (2003). Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Stickstoff - Bestimmung von gebundenem Stickstoff (TNb) nach Oxidation zu Stickstoffoxiden; Deutsche Fassung EN 12260:2003, 1–16.
81. DIN EN 12909 (2013). Produkte zur Aufbereitung von Wasser für den menschlichen Gebrauch - Anthrazit.
82. DIN EN 16323 (2014). Wörterbuch für Begriffe der Abwassertechnik; Dreisprachige Fassung EN 16323:2014. *DIN Deutsches Institut für Normung e. V.*

83. DIN EN 16941-2 (2021). Vor-Ort-Anlagen für Nicht-Trinkwasser - Teil 2: Anlagen für die Verwendung von behandeltem Grauwasser; Deutsche Fassung EN 16941-2:2021. *Deutsches Institut für Normung e. V., November 2021*, 1–31.
84. DIN EN ISO 14688-2 (2020). Geotechnische Erkundung und Untersuchung - Benennung, Beschreibung und Klassifizierung von Boden - Teil 2: Grundlagen für Bodenklassifizierungen (ISO 14688-2:2017); Deutsche Fassung EN ISO 14688-2:2018. Berlin: DIN.
85. DIN EN ISO 14911 (1999). Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der gelösten Kationen Li<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Mn<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>, Sr<sup>2+</sup> und Ba<sup>2+</sup> mittels Ionenchromatographie - Verfahren für Wasser und Abwasser (ISO 14911:1998); Deutsche Fassung EN ISO 14911:1999, 1–31.
86. DIN EN ISO 5667-3 (2019). Wasserbeschaffenheit - Probenahme - Teil 3: Konservierung und Handhabung von Wasserproben (ISO 5667-3:2018); Deutsche Fassung EN ISO 5667-3:2018: Water quality - Sampling - Part 3: Preservation and handling of water samples (ISO 5667-3:2018); German version EN ISO 5667-3:2018, 2019-07, 1–76.
87. DIN EN ISO 6878 (2004). Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Phosphor - Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat: (ISO 6878:2004). Deutsche Fassung EN ISO 6878:2004. DIN.
88. DIN EN ISO 7899-2 (2000). Nachweis und Zählung von intestinalen Enterokokken.: Teil 2: Verfahren durch Membranfiltration. DIN.
89. DIN EN ISO 8199 (2021). Wasserbeschaffenheit - Allgemeine Anforderungen und Anleitung für mikrobiologische Untersuchungen mittels Kulturverfahren (ISO 8199:2018); Deutsche Fassung EN ISO 8199:2018, 75.
90. DIN EN ISO 9308-1 (2017). Wasserbeschaffenheit - Zählung von Escherichia Coli und coliformen Bakterien.: Teil 1: Membranfiltrationsverfahren für Wässer mit niedriger Begleitflora (ISO 9308-1:2014 + Amd 1:2016); Deutsche Fassung EN ISO 9308-1:2014 + A1:2017. DIN.
91. DIN ISO 3310-1 (2001). Analysensiebe - Technische Anforderungen und Prüfung - Teil 1: Analysensiebe mit Metalldrahtgewebe (ISO 3310-1:2000): Englischer Titel: Test sieves - Technical requirements and testing - Part 1: Test sieves of metal wire cloth (ISO 3310-1:2000).
92. Dittmer, U. (2006). *Prozesse des Rückhaltes und Umsatzes von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen in Retentionsbodenfiltern zur Mischwasserbehandlung*. Kaiserslautern: Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Techn. Univ.
93. Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., et al. (2017). Biological Wastewater Treatment Series, Volume Seven: Treatment Wetlands. *Water Intelligence Online*, 16.
94. Dreja, M., Häzelt, A., & Bluhm, N. (2018). Bleichsysteme für Haushaltswaschmittel. *Chemie in unserer Zeit*, 52(3), 164–176.
95. Drenkova-Tuhtan, A. (2018). *Phosphorus Elimination and Recovery from Wastewater with Reusable Nanocomposite Magnetic Particles: Dissertationsschrift, Universität Stuttgart*. Essen: Deutscher Industrieverlag.
96. Drescher, D. (2003). Stand der Technik – Stand der Forschung bei bewachsenen Bodenfiltern.: In: Fachkolloquium „Bewachsene Bodenfilter“ am 13.11.2003 in Otzenhausen, Band 1, EVS.
97. Du, L., Zhao, Y., Wang, C., Zhang, H., Chen, Q., Zhang, X., et al. (2020). Removal performance of antibiotics and antibiotic resistance genes in swine wastewater by integrated vertical-flow constructed wetlands with zeolite substrate. *The Science of the total environment*, 721, 137765.
98. DüngG (2009). *Düngegesetz vom 9. Januar 2009 (BGBl. I S. 54; 136), das zuletzt durch Artikel 2 Absatz 13 des Gesetzes vom 20. Dezember 2022 (BGBl. I S. 2752) geändert worden ist*.
99. Dunne, E.J., Reddy, K.R., & Carton, O.T. (2005). *Nutrient management in agricultural watersheds: A wetlands solution*. Wageningen: Wageningen Academic Publishers.

- 100.DüV (2017). *Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen*. Ausfertigungsdatum: 26.05.2017 Vollzitat: "Düngeverordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305), die zuletzt durch Artikel 97 des Gesetzes vom 10. August 2021 (BGBl. I S. 3436) geändert worden ist": DüV.
- 101.DVGW W 126 (2007). Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur künstlichen Grundwasseranreicherung für die Trinkwassergewinnung: Arbeitsblatt 09/2007.
- 102.DVGW W 239 (2021). Einsatz von Aktivkohle zur Entfernung organischer Stoffe bei der Trinkwasseraufbereitung: Arbeitsblatt 10/2021.
- 103.DVGW W 410 (2008). Wasserbedarf - Kennwerte und Einflussgrößen. *Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V. (DVGW)*.
- 104.DWA (2004). Rückbelastung aus der Schlammbehandlung – Verfahren zur Schlammwasserbehandlung: DWA-Arbeitsgruppe AK-1.3 "Rückbelastung aus der Schlammbehandlung". Februar 2004, 1–24.
- 105.DWA (2010). *Energiepotenziale in der deutschen Wasserwirtschaft - Schwerpunkt Abwasser: Themenband*. Hennef: DWA.
- 106.DWA (Hrsg.) (2015). *Neuartige Sanitärsysteme: Begriffe, Stoffströme, Behandlung von Schwarz-, Braun-, Gelb-, Grau-, und Regenwasser, Stoffliche Nutzung*. Kromsdorf: Bauhaus-Universitätsverlag als Imprint von VDG Weimar.
- 107.DWA (2018). Nachhaltigkeitsbewertung von Wasserinfrastruktursystemen - Leitfaden zur Anwendung des DWA-A 272.
- 108.DWA (2019). *Non-Potable water reuse: Development, technologies and international framework for agricultural, urban and industrial uses*. Hennef: German Association for Water Wastewater and Waste (DWA).
- 109.DWA (2020). 33. Leistungsnachweis kommunaler Kläranlagen: Entwicklung des Stromverbrauches.
- 110.DWA (2022). *Hygiene in der Wasser-, Abwasser- und Abfallwirtschaft: DWA-Themenband*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.
- 111.DWA, DVGW, & LAWA (2012). *Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien)*. Hennef: DWA.
- 112.DWA-A 102-1/BWK-A 3-1 (2020). *Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer: Teil 1: Allgemeines*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.
- 113.DWA-A 102-2/BWK-A 3-2 (2020). *Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer: Teil 2: Emissionsbezogene Bewertungen und Regelungen*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.
- 114.DWA-A 131 (2016). Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e. V, 1–68.
- 115.DWA-A 178 (2019). *Arbeitsblatt DWA-A 178 Retentionsbodenfilteranlagen*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.
- 116.DWA-A 198 Entwurf (2022). *Ermittlung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e. V.
- 117.DWA-A 201 (2005). *Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Abwasserteichanlagen*. Hennef: DWA.
- 118.DWA-A 216 (2015). *Energiecheck und Energieanalyse - Instrumente zur Energieoptimierung von Abwasseranlagen: Arbeitsblatt DWA-A 216*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.

- 119.DWA-A 226 (2022). *Grundsätze für die Abwasserbehandlung in Belebungsanlagen mit gemeinsamer aerober Schlammstabilisierung ab 1.000 Einwohnerwerte: Arbeitsblatt DWA-A 226*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.
- 120.DWA-A 262 (2017). *Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kläranlagen mit bepflanzten und unbepflanzten Filtern zur Reinigung häuslichen und kommunalen Abwassers*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA).
- 121.DWA-A 272 (2014). *Grundsätze für die Planung und Implementierung Neuartiger Sanitärsysteme (NASS)*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- 122.DWA-M 102-3/BWK-M 3-3 (2021). *Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer: Teil 3: Immissionsbezogene Bewertungen und Regelungen*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.
- 123.DWA-M 102-4/BWK-M 3-4 (2022). *Grundsätze zur Bewirtschaftung und Behandlung von Regenwetterabflüssen zur Einleitung in Oberflächengewässer - Teil 4: Wasserhaushaltsbilanz für die Bewirtschaftung des Niederschlagswassers*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.
- 124.DWA-M 205 (2013). *Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- 125.DWA-M 227 (2014). *Membran-Bioreaktor-Verfahren (MBR-Verfahren)*. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- 126.DWA-M 277 (2017). *Hinweise zur Auslegung von Anlagen zur Behandlung und Nutzung von Grauwasser und Grauwasserteilströmen*. Hennef: DWA.
- 127.DWA-M 368 (2014). *Biologische Stabilisierung von Klärschlamm (DWA-Regelwerk)*. Hennef: DWA.
- 128.DWA-M 504-1 (2018). *Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen: Teil 1: Grundlagen, experimentelle Bestimmung, Gewässerverdunstung*. Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft Abwasser und Abfall e.V.
- 129.DWA-M 624 (2016). *Risiken an Badestellen und Freizeitgewässern aus gewässerhygienischer Sicht*.
- 130.Edwards, J., Othman, M., & Burn, S. (2015). A review of policy drivers and barriers for the use of anaerobic digestion in Europe, the United States and Australia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 52, 815–828.
- 131.Eisenberg, B., Morandi, C., Richter, P., Well, F., Winker, M., Minke, R., et al. (2021). The Impulse Project Stuttgart—Stimulating Resilient Urban Development Through Blue-Green Infrastructure. In G. Hutter, M. Neubert, & R. Ortlepp (Hrsg.), *Building Resilience to Natural Hazards in the Context of Climate Change* (S. 157–171). Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden.
- 132.Elmitwalli, T., & Otterpohl, R. (2011). Grey water treatment in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor at different temperatures. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 64(3), 610–617.
- 133.Elmitwalli, T.A., Shalabi, M., Wendland, C., & Otterpohl, R. (2007). Grey water treatment in UASB reactor at ambient temperature. *Water Science and Technology*, 55(7), 173–180.
- 134.EPA (2012). *Guidelines for water reuse*. (AR-1530). Washington, DC. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-08/documents/2012-guidelines-water-reuse.pdf>. Zugegriffen: 15. August 2022.
- 135.EPA (2016). *Green Infrastructure for Climate Resiliency*. <https://www.epa.gov/green-infrastructure/green-infrastructure-climate-resiliency>.



136. Eriksson, E., Auffarth, K., Eilersen, A.-M., Henze, M., & Ledin, A. (2003). Household chemicals and personal care products as sources for xenobiotic organic compounds in grey wastewater. *Water SA*, 29(2).
137. Eriksson, E., & Donner, E. (2009). Metals in greywater: Sources, presence and removal efficiencies. *Desalination*, 248(1-3), 271–278.
138. Eriksson, E.H. (2002). *Potential and problems related to reuse of water in households*. Lyngby: Environment & Resources, Technical University of Denmark, DTU.
139. Esposito, G., Frunzo, L., Giordano, A., Liotta, F., Panico, A., & Pirozzi, F. (2012). Anaerobic co-digestion of organic wastes. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 11(4), 325–341.
140. Etchepare, R., & van der Hoek, J.P. (2015). Health risk assessment of organic micropollutants in greywater for potable reuse. *Water research*, 72, 186–198.
141. EU-BadeGewRL (2006). Richtlinie 2006/7/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:064:0037:0051:DE:PDF>. Zugegriffen: 10. September 2022.
142. EU-DetergV (2004). *Verordnung (EG) Nr. 648/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 31. März 2004 über Detergenzien*.
143. EU-FischGewRL (2006). Richtlinie 2006/44/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. September 2006 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:264:0020:0031:DE:PDF>. Zugegriffen: 11. September 2022.
144. EU-GWRL (2006). *Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung*.
145. EU-KosmetikV (2009). *Verordnung (EG) Nr. 1223/2009 des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 30. November 2009 über kosmetische Mittel (Neufassung): Kosmetikverordnung*.
146. EU-UWWTD (1991). *vom 21. Mai 1991 Richtlinie des Rates über die Behandlung von kommunalem Abwasser (91/271/EWG) Kommunalabwasserrichtlinie (Urban Waste Water Treatment Directive): UWWTD*.
147. EU-UWWTD Entwurf (2022). *Vorschlag für eine RICHTLINIE DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES über die Behandlung von kommunalem Abwasser (Neufassung): Kommunalabwasserrichtlinie*.
148. EU-WasserWVVO (2020). *Verordnung (EU) 2020/741 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 25. Mai 2020 über Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung: Verordnung über Mindestanforderungen an die Wasserwiederverwendung*.
149. EU-WRRL (2000). *Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik: EU-WRRL*.
150. fbr H 201 (2005). *Grauwasser-Recycling: Planungsgrundlage und Betriebshinweise (Hinweisblatt)*.
151. Fehr, G., Geller, G., Goetz, D., Hagendorf, U., Kunst, S., Rustige, H., et al. (2003). *Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie: Abschlussbericht, UBA-Texte, 05/03*. Berlin.
152. Fester, T. (2013). Arbuscular mycorrhizal fungi in a wetland constructed for benzene-, methyl tert-butyl ether- and ammonia-contaminated groundwater bioremediation. *Microbial biotechnology*, 6(1), 80–84.

153. Finkelstein, M., & Gold, H. (1959). Toxicology of the citric acid esters: tributyl citrate, acetyl tributyl citrate, triethyl citrate, and acetyl triethyl citrate. *Toxicology and applied pharmacology*, 1(3), 283–298.
154. Finley, S., Barrington, S., & Lyew, D. (2009). Reuse of Domestic Greywater for the Irrigation of Food Crops. *Water, air, and soil pollution*, 199(1-4), 235–245.
155. Fliß, R., Baumeister, C., Gudera, T., Hergesell, M., Kopp, B., Neumann, J., et al. (2021). Auswirkungen des Klimawandels auf das Grundwasser und die Wasserversorgung in Süddeutschland. *Grundwasser*, 26(1), 33–45.
156. Förstner, U., & Köster, S. (2018). *Umweltschutztechnik*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
157. Fowdar, H.S., Hatt, B.E., Breen, P., Cook, P.L.M., & Deletic, A. (2017). Designing living walls for greywater treatment. *Water research*, 110, 218–232.
158. Francis, R.A., & Lorimer, J. (2011). Urban reconciliation ecology: the potential of living roofs and walls. *Journal of environmental management*, 92(6), 1429–1437.
159. Friedler, E. (2004). Quality of Individual Domestic Greywater Streams and its Implication for On-Site Treatment and Reuse Possibilities. *Environmental technology*, 25(9), 997–1008.
160. Friedler, E., & Hadari, M. (2006). Economic feasibility of on-site greywater reuse in multi-storey buildings. *Desalination*, 190(1-3), 221–234.
161. Frijns, J., Hofman, J., & Nederlof, M. (2013). The potential of (waste)water as energy carrier. *Energy Conversion and Management*, 65, 357–363.
162. García, J., Rousseau, D.P.L., Morató, J., Lesage, E.L.S., Matamoros, V., & Bayona, J.M. (2010). Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 40(7), 561–661.
163. Garrett, H. (2003). Pest Control Products. In H. Garrett (Hrsg.), *Dear Dirt Doctor* (S. 67–81). University of Texas Press.
164. Geiger, W., Dreiseitl, H., & Stemplewski, J. (2010). *Neue Wege für das Regenwasser: Handbuch zum Rückhalt und zur Versickerung von Regenwasser in Baugebieten*. München: Oldenbourg Industrieverlag.
165. GESTIS (2023). GESTIS Substance Database. <https://gestis-database.dguv.de/list>. Zugegriffen: 14. Mai 2023.
166. Gethke, K., Herbst, H., Keysers, C., & Pinnekamp, J. (2007). Grey water reuse in hotel and catering industry. *6th IWA Specialist Conference on Wastewater Reclamation and Reuse for Sustainability*, 9–12 Oktober, 2007.
167. Ghaitidak, D.M., & Yadav, K.D. (2013). Characteristics and treatment of greywater--a review. *Environmental science and pollution research international*, 20(5), 2795–2809.
168. Ghunmi, L.A., Zeeman, G., van Lier, J., & Fayyed, M. (2008). Quantitative and qualitative characteristics of grey water for reuse requirements and treatment alternatives: the case of Jordan. *Water Science and Technology*, 58(7), 1385–1396.
169. Giese, T., & Londong, J. (2015). *Kopplung von regenerativer Energiegewinnung mit innovativer Stadtentwässerung: Synthesebericht zum Forschungsprojekt KREIS*.
170. Glibert, P.M., Maranger, R., Sobota, D.J., & Bouwman, L. (2014). The Haber Bosch–harmful algal bloom (HB–HAB) link. *Environmental Research Letters*, 9(10), 105001.
171. Gorito, A.M., Ribeiro, A.R., Gomes, C.R., Almeida, C.M.R., & Silva, A.M.T. (2018). Constructed wetland microcosms for the removal of organic micropollutants from freshwater aquaculture effluents. *The Science of the total environment*, 644, 1171–1180.
172. Gottardo Morandi, C., Wasielewski, S., Mouarkech, K., Minke, R., & Steinmetz, H. (2018). Impact of new sanitation technologies upon conventional wastewater infrastructures. *Urban Water Journal*, 15(6), 526–533.

173. Gross, A., Maimon, A., Alfiya, Y., & Friedler, E. (2015). *Greywater Reuse*. Boca Raton, FL: CRC Press.
174. Gruetzmann, R., & Wagner, K.G. (2005). Quantification of the leaching of triethyl citrate/polysorbate 80 mixtures from Eudragit RS films by differential scanning calorimetry. *European journal of pharmaceutics and biopharmaceutics : official journal of Arbeitsgemeinschaft fur Pharmazeutische Verfahrenstechnik e.V.*, 60(1), 159–162.
175. GrwV (2010). "Grundwasserverordnung vom 9. November 2010 (BGBl. I S. 1513), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 4. Mai 2017 (BGBl. I S. 1044) geändert worden ist.
176. Guillossou, R., Le Roux, J., Mailler, R., Vulliet, E., Morlay, C., Nauleau, F., et al. (2019). Organic micropollutants in a large wastewater treatment plant: What are the benefits of an advanced treatment by activated carbon adsorption in comparison to conventional treatment? *Chemosphere*, 218, 1050–1060.
177. Gujer, W. (2007). *Siedlungswasserwirtschaft*. Berlin: Springer.
178. GWIG, JBA, & Water Corporation WA (2019). *The West Australian Greywater Guide: A source of practical information on how to best reuse domestic greywater in Western Australia*. Perth.
179. Hagen, M., & Baker, M. (2017). Skin penetration and tissue permeation after topical administration of diclofenac. *Current medical research and opinion*, 33(9), 1623–1634.
180. Hasselbach, R. (2013). *Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen im Mischsystem mit Lavasand als Filtersubstrat: Dissertationsschrift*. Kaiserslautern: Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft, Techn. Univ.
181. Hasselbach, R., & Bruch, I. (2010). Lavasand als Filtersubstrat: Lavasand: ein Naturmaterial mit interessanten Eigenschaften und sehr guten Reinigungsergebnissen. *Wasserwirtschaft Wassertechnik (wwt)*.
182. Hasselbach, R., Bruch, I., & Hahn, A. (2011). Pflanzenkläranlagen: Nitrifikation in Bodenfiltern. *Wasserwirtschaft Wassertechnik (wwt)*(3).
183. Headley, T.R., & Kadlec, R.H. (2007). Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 7(3-4), 269–282.
184. Heiland, S., Mengel, A., Hänel, K., Geiger, B., Arndt, P., Reppin, N., et al. (2017). *Bundeskonzzept Grüne Infrastruktur. Fachgutachten*. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.
185. Hembach, N. (2021). *Vergleich ausgewählter Verfahren der weitergehenden Abwasserbehandlung auf Grundlage ihrer Reduktion von mikrobiellen Kontaminationen*. UNSPECIFIED.
186. Henze, M., van Loosdrecht, M.C., Ekama, G.A., & Brdjanovic, D. (Hrsg.) (2008). *Biological wastewater treatment: Principles, modelling and design*. London: IWA Pub.
187. Hernández Leal, L. (2010). *Removal of micropollutants from grey water: Combining biological and physical/chemical processes*. Doctoral thesis. Wageningen University.
188. Hernández Leal, L., Temmink, H., Zeeman, G., & Buisman, C.J.N. (2010). Comparison of Three Systems for Biological Greywater Treatment. *Water*, 2(2), 155–169.
189. Hijosa-Valsero, M., Reyes-Contreras, C., Domínguez, C., Bécares, E., & Bayona, J.M. (2016). Behaviour of pharmaceuticals and personal care products in constructed wetland compartments: Influent, effluent, pore water, substrate and plant roots. *Chemosphere*, 145, 508–517.
190. Hilbert, N. (2021). *Betrieb kleintechnischer Bodenfiltersäulen zur bedarfsgerechten Behandlung von Grauwasser*. Masterarbeit. Kaiserslautern.
191. Hocaoglu, S.M., Celebi, M.D., Basturk, I., & Partal, R. (2021). Treatment-based hospital wastewater characterization and fractionation of pollutants. *Journal of Water Process Engineering*, 43, 102205.
192. Hoffmann H., Platzer C., Winker M., & von Muench E. (2011). Technology review of constructed wetlands: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic

- wastewater treatment. <http://www.susana.org/en/resources/library/details/930>, last accessed 25 May 2017. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ): Eschborn, Germany. [https://www.susana.org/\\_resources/documents/default/2-930-giz2011-en-technology-review-constructed-wetlands.pdf](https://www.susana.org/_resources/documents/default/2-930-giz2011-en-technology-review-constructed-wetlands.pdf). Zugegriffen: 9. September 2022.
193. Hörnlein, S., Londong, J., Veser, S., & Berndt, M. (2022). Technische Lösungen für Source Separation im Bestand. *fbr Wasserspiegel*(27), 27–33.
  194. Horvath, E.K., Christensen, J.R., Mehaffey, M.H., & Neale, A.C. (2017). Building a potential wetland restoration indicator for the contiguous United States. *Ecological indicators*, 83, 462–473.
  195. Howard, E., Misra, R., Loch, R., & Le-Minh, N. (2005). Laundry grey water potential impact on Toowoomba soils: Final report. National Centre for Engineering in Agriculture, University of Southern Queensland, Toowoomba for the Toowoomba City Council.
  196. Hsu, C.-B., Hsieh, H.-L., Yang, L., Wu, S.-H., Chang, J.-S., Hsiao, S.-C., et al. (2011). Biodiversity of constructed wetlands for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 37(10), 1533–1545.
  197. Huang, X., Liu, C., Wang, Z., Gao, C., Zhu, G., & Liu, L. (2013). The Effects of Different Substrates on Ammonium Removal in Constructed Wetlands: A Comparison of Their Physicochemical Characteristics and Ammonium-Oxidizing Prokaryotic Communities. *CLEAN - Soil, Air, Water*, 41(3), 283–290.
  198. Hubbe, M.A., Chen, H., & Heitmann, J.A. (2009). Permeability reduction phenomena in packed beds, fiber mats, and wet webs of paper exposed to flow of liquids and suspensions: A review. *BioResources*(4.1), 405–451.
  199. Huber, S. (1998). *Untersuchungen zur Belagbildung auf UV-Strahlern und Wiederverkeimung des bestrahlten Wassers bei der Abwasser- und Wasserdesinfektion*. Aachen: Shaker.
  200. Huelgas, A., Nakajima, M., Nagata, H., & Funamizu, N. (2009). Comparison between treatment of kitchen-sink wastewater and a mixture of kitchen-sink and washing-machine wastewaters. *Environmental technology*, 30(1), 111–117.
  201. Husain Khan, A., Abdul Aziz, H., Khan, N.A., Ahmed, S., Mehtab, M.S., Vambol, S., et al. (2020). Pharmaceuticals of emerging concern in hospital wastewater: removal of Ibuprofen and Ofloxacin drugs using MBBR method. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 1–15.
  202. Hutinel, M., Larsson, D.G.J., & Flach, C.-F. (2022). Antibiotic resistance genes of emerging concern in municipal and hospital wastewater from a major Swedish city. *The Science of the total environment*, 812, 151433.
  203. Im, S.H., Jeong, Y.H., & Ryoo, J.J. (2008). Simultaneous analysis of anionic, amphoteric, nonionic and cationic surfactant mixtures in shampoo and hair conditioner by RP-HPLC/ELSD and LC/MS. *Analytica chimica acta*, 619(1), 129–136.
  204. Imhoff, K., Imhoff, K.R., & Jardin, N. (2009). *Taschenbuch der Stadtentwässerung: Mit ... 67 Tabellen*. München: Oldenbourg Industrieverl.
  205. Inostroza Bustos, P.A. (2016). *Organic micropollutants in freshwater ecosystems: Pollution dynamic and adverse effects at population genetic level in a model freshwater population*. Dissertationsschrift. RWTH Aachen.
  206. IPCC (2022). *Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change*.
  207. ISO 16075-1 (2020). *Guidelines for treated wastewater use for irrigation projects: Part 1: The basis of a reuse project for irrigation*. Genf, Schweiz: ISO.
  208. Jardin, N., & Hennerkes, J. (2012). Full-scale experience with the deammonification process to treat high strength sludge water -- a case study. *Water Science and Technology*, 65(3), 447–455.

209. Jefferson, B., Palmer, A., Jeffrey, P., Stuetz, R., & Judd, S. (2004). Grey water characterisation and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. *Water Science and Technology*, 50(2), 157–164.
210. Jönsson, H., & Vinnerås, B. (2013). Closing the loop: Recycling nutrients to agriculture. In T.A. Larsen, K.M. Udert, & J. Lienert (Hrsg.), *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management*. London, New York: Iwa Publishing.
211. Juvillà Ballester, E. (Hrsg.) (2019). *Renaturing Cities*. Barcelona: Diputació de Barcelona.
212. Kabisch, N., Korn, H., Stadler, J., & Bonn, A. (Hrsg.) (2017). *Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas: Linkages between Science, Policy and Practice*. Cham: Springer Open.
213. Kadlec, R.H., & Wallace, S.D. (2009). *Treatment Wetlands: Second Edition*. Boca Raton, FL: CRC Press.
214. Kahl, S., Nivala, J., van Afferden, M., Müller, R.A., & Reemtsma, T. (2017). Effect of design and operational conditions on the performance of subsurface flow treatment wetlands: Emerging organic contaminants as indicators. *Water research*, 125, 490–500.
215. Kaspar, F., Friedrich, K., & Imbery, F. (2020). 2019 global zweitwärmstes Jahr: Temperaturentwicklung in Deutschland im globalen Kontext. . Offenbach am Main.
216. Kaufmann Alves, I. (2012). *Strategieentwicklung zur Integration ressourcenorientierter Abwasserbewirtschaftung durch mathematische Optimierung*. Dissertationsschrift.
217. Kayser, R., Stobbe, G., & Werner, M. (1992). Operational Results of the Wolfsburg Wastewater Treatment Plant. *Water Science and Technology*, 25(4-5), 203–209.
218. Kelessidis, A., & Stasinakis, A.S. (2012). Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. *Waste management (New York, N.Y.)*, 32(6), 1186–1195.
219. Keyzers, C., Gethke, K., & Pinnekamp, J. (2008). Grauwassernutzung im Hotel- und Gaststättengewerbe. *GWA Tagungsband*, 1–20.
220. Khan, M.A.Q., & Stanton, R.H. (Hrsg.) (1981). *Toxicology of halogenated hydrocarbons: Health and ecolog. effects ; [papers of a symposium held at the 2nd Chem. Congress of the North American Continent and the 180th national meeting of the American Chem. Soc. in fall of 1980 in Las Vegas, Nev.]*. New York, Oxford, Toronto, Sydney, Paris, Frankfurt [Main i.e. Kronberg/Taunus]: Pergamon Press.
221. Kickuth, R. (1982). Das Wurzelraumverfahren — ein kostengünstiges Klärverfahren für den dezentralen Einsatz in Kommunen und Gewerben. Oktober 1982. *Der Tropenlandwirt, Zeitschrift für die Landwirtschaft in den Tropen und Subtropen*, 83., 141–154.
222. Kinidi, L., Tan, I.A.W., Abdul Wahab, N.B., Tamrin, K.F.B., Hipolito, C.N., & Salleh, S.F. (2018). Recent Development in Ammonia Stripping Process for Industrial Wastewater Treatment. *International Journal of Chemical Engineering*, 2018, 1–14.
223. Kleyöcker, A., Heinze, J., & Kraus, F. (2022). Technology related results of the case study Braunschweig (DE). [https://mp.uwmh.eu/media/publications/Deliverable\\_CS\\_BS\\_2022\\_10\\_15.pdf](https://mp.uwmh.eu/media/publications/Deliverable_CS_BS_2022_10_15.pdf). Zugegriffen: 5. Mai 2023.
224. Klug, D. (2019). *Nitratbelastung im Grundwasser: EU verklagt Deutschland*. Norderstedt: Books on Demand.
225. Kluge, T., & Libbe, J. (Hrsg.) (2010). *Transformationsmanagement für eine nachhaltige Wasserwirtschaft: Handreichung zur Realisierung neuartiger Infrastrukturlösungen im Bereich Wasser und Abwasser*. Berlin: Difu.

226. Knerr, H. (2012). *Untersuchungen zur Zusammensetzung und zum Abbau von Schwarzwasser mittels des Belebungsverfahrens sowie zur Kinetik des heterotrophen und autotrophen Stoffwechsels*. Dissertationsschrift. Technische Universität Kaiserslautern. Kaiserslautern.
227. Knerr, H., Dilly, T.C., Schäfer, M., & Schmitt, T.G. (2017). Potenziale der Faulung und Faulgasverwertung in Rheinland-Pfalz. In T.G. Schmitt (Hrsg.), *Kläranlagen in der Energiewende: Faulung optimieren & Flexibilität wagen: Fachtagung Kaiserslautern, 30. November 2017*. Kaiserslautern: Technische Universität Kaiserslautern, Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft.
228. Knerr, H., Einsfeld, K., Engelhart, M., Heck, A., Legrix, J.C., Rechenburg, A., et al. (2009). Modulare Gesamtlösung für dezentrales Wasserrecycling. *gwf Wasser | Abwasser*(150(01)), 64–71.
229. Knowles, P., Dotro, G., Nivala, J., & García, J. (2011). Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. *Ecological Engineering*, 37(2), 99–112.
230. Koch, Holger M., Weiß, T., & Brüning, T. (2015). Substitutionseffekte bei Phthalaten Humanbiomonitoring untersucht Exposition gegenüber Weichmachern. *IPA-Journal*.
231. KOMS-BW (2023). Verfahren zur Spurenstoffentfernung aus kommunalem Abwasser. <https://koms-bw.de/technologien/spurenstoffentfernung/>. Zugegriffen: 13. Mai 2023.
232. Koppe, P., & Stozek, A. (1999). *Kommunales Abwasser: Seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Kläranlagenprozess einschliesslich Klärschlämme*. Essen: Vulkan-Verlag.
233. Koutchma, T. (2009). Advances in Ultraviolet Light Technology for Non-thermal Processing of Liquid Foods. *Food and Bioprocess Technology*, 2(2), 138–155.
234. Kümmerer, K. (2013). The issue of micropollutants in urban water management. In T.A. Larsen, K.M. Udert, & J. Lienert (Hrsg.), *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management*. London, New York: Iwa Publishing.
235. Kusch, P., Wiessner, A., Kappelmeyer, U., Weissbrodt, E., Kästner, M., & Stottmeister, U. (2003). Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. *Water research*, 37(17), 4236–4242.
236. Kuzawa, K., Jung, Y.-J., Kiso, Y., Yamada, T., Nagai, M., & Lee, T.-G. (2006). Phosphate removal and recovery with a synthetic hydrotalcite as an adsorbent. *Chemosphere*, 62(1), 45–52.
237. Lackner, S., Gilbert, E.M., Vlaeminck, S.E., Joss, A., Horn, H., & van Loosdrecht, M.C.M. (2014). Full-scale partial nitrification/anammox experiences--an application survey. *Water research*, 55, 292–303.
238. Langergraber, G. (2008). Modeling of Processes in Subsurface Flow Constructed Wetlands: A Review. *Vadose Zone Journal*, 7(2), 830–842.
239. Langergraber, G., Pressl, A., Leroch, K., Rohrhofer, R., & Haberl, R. (2011). Long-term behaviour of a two-stage CW system regarding nitrogen removal. *Water Science and Technology*, 64(5), 1137–1141.
240. Langergraber, G., Pucher, B., Simperler, L., Kisser, J., Katsou, E., Buehler, D., et al. (2020). Implementing nature-based solutions for creating a resourceful circular city. *Blue-Green Systems*, 2(1), 173–185.
241. Larsen, T.A., Alder, A.C., Eggen, R.I.L., Maurer, M., & Lienert, J. (2009). Source Separation: Will We See a Paradigm Shift in Wastewater Handling? 1. *Environmental Science & Technology*, 43(16), 6121–6125.
242. Larsen, T.A., & Gujer, W. (1996). Separate management of anthropogenic nutrient solutions (human urine). *Water Science and Technology*, 34(3-4).
243. Larsen, T.A., Riechmann, M.E., & Udert, K.M. (2021). State of the art of urine treatment technologies: A critical review. *Water research X*, 13, 100114.

244. Larsen, T.A., Udert, K.M., & Lienert, J. (Hrsg.) (2013). *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management*. London, New York: Iwa Publishing.
245. LAWA (2020). Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft – Bestandsaufnahme, Handlungsoptionen und strategische Handlungsfelder 2020: Kurztitel: LAWA Klimawandel-Bericht 2020. LAWA.
246. LAWA (2022). *Endbericht der LAWA-Ad hoc AG/KG Water Reuse an die 163. LAWA-Vollversammlung*.
247. Legrum, W. (2015). *Riechstoffe, zwischen Gestank und Duft*. Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden.
248. Lema, J.M., & Suarez Martinez, S. (2017). *Innovative Wastewater Treatment & Resource Recovery Technologies: Impacts on Energy, Economy and Environment*. London: Iwa Publishing.
249. Lemos Chernicharo, C.A. (2007). *Anaerobic Reactors: Biological Wastewater Treatment Series*. [Place of publication not identified]: Iwa Publishing.
250. LfU-BY (2011). Bepflanzter Bodenfilter zur Reinigung häuslichen Abwassers in Kleinkläranlagen: Informationen für Planung, Bau und Betrieb. Augsburg, 1–34.
251. LfU-BY (2018). Anforderungen an die Einleitungen von Schmutz- und Niederschlagswasser: Merkblatt Nr. 4.4/22.
252. LGB-RLP (2016). Steckbriefe: Charakteristik rheinland-pfälzischer Steine und Erden. [https://www.lgb-rlp.de/fileadmin/service/lgb\\_downloads/rohstoffe/rohstoffe\\_allgemein/steckbriefe\\_-\\_charakteristik\\_rheinland-pfaelzischer\\_steine\\_und\\_erden\\_01.pdf](https://www.lgb-rlp.de/fileadmin/service/lgb_downloads/rohstoffe/rohstoffe_allgemein/steckbriefe_-_charakteristik_rheinland-pfaelzischer_steine_und_erden_01.pdf). Zugegriffen: 23. September 2022.
253. Li, F., Wichmann, K., & Otterpohl, R. (2009). Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *The Science of the total environment*, 407(11), 3439–3449.
254. Liberman, N., Shandalov, S., Forgacs, C., Oron, G., & Brenner, A. (2016). Use of MBR to sustain active biomass for treatment of low organic load grey water. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 18(4), 1219–1224.
255. Lipp, P., Groß, H.-J., & Tiehm, A. (2012). Improved elimination of organic micropollutants by a process combination of membrane bioreactor (MBR) and powdered activated carbon (PAC). *DESALINATION AND WATER TREATMENT*, 42(1-3), 65–72.
256. Londong, J. (2022). HOSS: Ein Hygiene-orientiertes Siedlungsentwässerungssystem. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*.
257. Londong, J., Scharf, S., & Klein, S. (2013). Greywater (re) use options in a German urban context—necessities, challenges, barriers. Braunschweig, 6.
258. Lorick, D., Macura, B., Ahlström, M., Grimvall, A., & Harder, R. (2020). Effectiveness of struvite precipitation and ammonia stripping for recovery of phosphorus and nitrogen from anaerobic digestate: a systematic review. *Environmental Evidence*, 9(1).
259. Ludwig, F., Well, F., Moseler, E.-M., Eisenberg, B., Deffner, J., Drautz, S., et al. (2021). *Integrierte Planung blau-grüner Infrastrukturen - Ein Leitfaden*. Technical University of Munich.
260. LW (2021). TRINKWASSERANALYSE 2021. Zweckverband Landeswasserversorgung. <https://www.lw-online.de/>. Zugegriffen: 29. November 2022.
261. LWG (2017). Stadtgrün 2021 - Abschlussbericht zur Projektphase 2015 - 2017: Selektion, Anzucht und Verwendung von Gehölzen unter sich ändernden klimatischen Bedingungen. Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben Nr.: KL/14/02. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF).
262. Mackuľák, T., Cverenkárová, K., Vojs Staňová, A., Fehér, M., Tamáš, M., Škulcová, A.B., et al. (2021). Hospital Wastewater-Source of Specific Micropollutants, Antibiotic-Resistant Microorganisms, Viruses, and Their Elimination. *Antibiotics (Basel, Switzerland)*, 10(9).

263. Madge, B.A., & Jensen, J.N. (2006). Ultraviolet disinfection of fecal coliform in municipal wastewater: effects of particle size. *Water environment research : a research publication of the Water Environment Federation*, 78(3), 294–304.
264. Margeta, K., Zabukovec, N., Siljeg, M., & Farkas, A. (2013). Natural Zeolites in Water Treatment – How Effective is Their Use. In W. Elshorbagy (Hrsg.), *Water Treatment*. InTech.
265. Masi, F., Bresciani, R., Rizzo, A., Edathoot, A., Patwardhan, N., Panse, D., et al. (2016). Green walls for greywater treatment and recycling in dense urban areas: a case-study in Pune. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 6(2), 342–347.
266. Masi, F., Rizzo, A., Bresciani, R., & Conte, G. (2017). Constructed wetlands for combined sewer overflow treatment: Ecosystem services at Gorla Maggiore, Italy. *Ecological Engineering*, 98, 427–438.
267. Masi, F., Rizzo, A., & Regelsberger, M. (2018). The role of constructed wetlands in a new circular economy, resource oriented, and ecosystem services paradigm. *Journal of environmental management*, 216, 275–284.
268. Matamoros, V., Arias, C., Brix, H., & Bayona, J.M. (2007). Removal of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from urban wastewater in a pilot vertical flow constructed wetland and a sand filter. *Environmental Science & Technology*, 41(23), 8171–8177.
269. Meininger, F., & Oldenburg, M. (2009). Characteristics of source-separated household wastewater flows: a statistical assessment. *Water Science and Technology*, 59(9), 1785–1791.
270. Mensinga, T.T., Speijers, G.J., & Meulenbelt, J. (2003). Health implications of exposure to environmental nitrogenous compounds. *Toxicological reviews*, 22(1), 41–51.
271. Metcalf & Eddy, Inc., Asano, T., Burton, F., Leverenz, H., Tsuchihashi, R., & Tchobanoglous, G. (2007). *Water reuse: Issues, technologies, and applications*. New York: McGraw-Hill.
272. Meuleman, A.F., van Logtestijn, R., Rijs, G.B., & Verhoeven, J.T. (2003). Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 20(1), 31–44.
273. Meyer, I. (2022). Eignung von unterschiedlichen Filtermaterialien zur weitergehenden Phosphor-Elimination in Bodenfiltern als nachgeschaltete Stufe. Masterarbeit.
274. Miller, J. (2007). *Constructed Wetlands Technology Assessment and Design Guidance*. Iowa Department of Natural Resources, 1–80.
275. Million, A., Bürgow, G., & Steglich, A. (Hrsg.) (2020). *Roof water-farm: Handlungsempfehlungen: Hygienische Aspekte gebäudeintegrierter Farmwirtschaft in Verbindung mit gebäudeintegriertem Wasserrecycling*. Berlin: Technische Universität Berlin.
276. Mo, W., & Zhang, Q. (2013). Energy-nutrients-water nexus: Integrated resource recovery in municipal wastewater treatment plants. *Journal of environmental management*, 127, 255–267.
277. Morandi, C., Schreiner, G., Moosmann, P., & Steinmetz, H. (2021). Elevated Vertical-Flow Constructed Wetlands for Light Greywater Treatment. *Water*, 13(18), 2510.
278. Morandi, C., Souza, H.H., Paulo, P., & Steinmetz, H. (2019). *Adaptable constructed wetlands for on-demand greywater treatment in Brazil and Germany.: Vortrag im Rahmen der 16th Specialised Conference on Small Water and Wastewater Systems & 8th Specialised Conference on Resources Oriented Sanitation*, Perth, Australia, 2019.
279. Morandi, C., & Steinmetz, H. (2019). How does greywater separation impact the operation of conventional wastewater treatment plants? *Water Science and Technology*, 79(8), 1605–1615.
280. Morandi, C., & Steinmetz, H. (2022). *Aufbereitung urbaner Wasserressourcen zur Bewässerung von Stadtgrün. Fachlicher Schlussbericht des Teilprojektes der TU Kaiserslautern. BMBF-Verbundprojekt: Integrierte Strategien zur Stärkung urbaner blaugrüner Infrastrukturen INTERESS-I*.



281. Morandi, C., Wasielewski, S., Minke, R., & Steinmetz, H. (2016). *Case study: integration of new sanitation technologies into current wastewater infrastructures exemplified by the Treatment Plant for Education and Research at the University of Stuttgart.: Vortrag, Tagungsband*. 13th IWA Specialized Conference on Small Water and Wastewater Systems (SWWS) & 5th IWA Specialized Conference on Resources-Oriented Sanitation (ROS), Athen, Griechenland, 2016.
282. Morel, A., & Diener, S. (2006). *Greywater management in low an [i.e. and] middle-income countries: Review of different treatment systems for households or neighbourhoods*. Dübendorf: Sandec at Eawag.
283. Moreta, C., & Tena, M.-T. (2015). Determination of plastic additives in packaging by liquid chromatography coupled to high resolution mass spectrometry. *Journal of chromatography. A*, 1414, 77–87.
284. Mudrack, K., & Kunst, S. (2010). *Biologie der Abwasserreinigung*. [Place of publication not identified]: Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg.
285. Münch, K., Angerbauer, F., & Jung, T. (2020). Auswertung der Pges - und AFS- Ablaufkonzentrationen von rheinland-pfälzischen Belebungsanlagen an p1-Wasserkörpern. *Korrespondenz Abwasser, Abfall*(67, 12), 954-961.
286. Nel, N., & Jacobs, H.E. (2019). Investigation into untreated greywater reuse practices by suburban households under the threat of intermittent water supply. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development*, 9(4), 627–634.
287. Nguyen, Q.-B.D., Vu, M.-A.N., & Hebert, A.A. (2018). Insect Repellents: An Updated Review for the Clinician. *Journal of the American Academy of Dermatology*.
288. Nivala, J., Wallace, S., Headley, T., Kassa, K., Brix, H., van Afferden, M., et al. (2013). Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 61, 544–554.
289. Nolde, E. (2017). Getrennte Erfassung von Grauwasser: Ein Weg zu mehr Ressourceneffizienz in der Siedlungswasserwirtschaft. *fbr-wasserspiegel*.
290. Obarska-Pempkowiak, H., Gajewska, M., Wojciechowska, E., & Pempkowiak, J. (2015). Domestic Wastewater Treatment. In H. Obarska-Pempkowiak, M. Gajewska, E. Wojciechowska, & J. Pempkowiak (Hrsg.), *Treatment Wetlands for Environmental Pollution Control* (S. 15–87). Cham: Springer International Publishing.
291. Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R.R., Doshi, H., Dunnett, N., et al. (2007). Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services. *BioScience*, 57(10), 823–833.
292. ÖNORM B 2505 (2005). Bepflanzte Bodenfilter (Pflanzenkläranlagen)–Anwendung, Bemessung, Bau und Betrieb. Wien: Österreichisches Normungsinstitut.
293. Oral, H.V., Carvalho, P., Gajewska, M., Ursino, N., Masi, F., van Hullebusch, E.D., et al. (2020). A review of nature-based solutions for urban water management in European circular cities: a critical assessment based on case studies and literature. *Blue-Green Systems*, 2(1), 112–136.
294. Oteng-Peprah, M., Acheampong, M.A., & deVries, N.K. (2018). Greywater Characteristics, Treatment Systems, Reuse Strategies and User Perception-a Review. *Water, air, and soil pollution*, 229(8), 255.
295. Otterpohl, R. (2001). Design of highly efficient source control sanitation and practical experiences. *Decentralised sanitation and reuse*, 164–179.
296. ÖWAV 407 (2016). Empfehlungen für die Bewässerung.
297. Panico, A., Serio, F., Bagordo, F., Grassi, T., Idolo, A., Giorgi, M. de, et al. (2019). Skin safety and health prevention: an overview of chemicals in cosmetic products. *Journal of preventive medicine and hygiene*, 60(1), E50-E57.

- 298.Papageorgiou, M., Kosma, C., & Lambropoulou, D. (2016). Seasonal occurrence, removal, mass loading and environmental risk assessment of 55 pharmaceuticals and personal care products in a municipal wastewater treatment plant in Central Greece. *The Science of the total environment*, 543(Pt A), 547–569.
- 299.Patel, A., Mungray, A.A., & Mungray, A.K. (2020). Technologies for the recovery of nutrients, water and energy from human urine: A review. *Chemosphere*, 259, 127372.
- 300.Petitjean, A., Forquet, N., & Boutin, C. (2016). Oxygen profile and clogging in vertical flow sand filters for on-site wastewater treatment. *Journal of environmental management*, 170, 15–20.
- 301.Pfleger, I. (2010). Bewässerungswasserqualität - Hygienische und chemische Belange.: Themenblatt-Nr.: 52.06.
- 302.PHöchstMengV (1980). *Verordnung über Höchstmengen für Phosphate in Waschund Reinigungsmitteln (Phosphathöchstmengenverordnung): PHöchstMengV.*
- 303.Pinnekamp, J., & Friedrich, H. (2006). *Membrantechnik für die Abwasserreinigung*. Aachen: FiW.
- 304.Piol, M.N., Paricoto, M., Saralegui, A.B., Basack, S., Vullo, D., & Boeykens, S.P. (2019). Dolomite used in phosphate water treatment: Desorption processes, recovery, reuse and final disposition. *Journal of environmental management*, 237, 359–364.
- 305.Pohling, R. (2015). *Chemische Reaktionen in der Wasseranalyse*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- 306.Popa, O., Băbeanu, N.E., Popa, I., Niță, S., & Dinu-Pârvu, C.E. (2015). Methods for obtaining and determination of squalene from natural sources. *BioMed research international*, 2015, 367202.
- 307.Prodanovic, V., Hatt, B., McCarthy, D., Zhang, K., & Deletic, A. (2017). Green walls for greywater reuse: Understanding the role of media on pollutant removal. *Ecological Engineering*, 102, 625–635.
- 308.Pucher, B., & Langergraber, G. (2019). Influence of design parameters on the treatment performance of VF wetlands - a simulation study. *Water Science and Technology*, 80(2), 265–273.
- 309.Ramprasad, C., Smith, C.S., Memon, F.A., & Philip, L. (2017). Removal of chemical and microbial contaminants from greywater using a novel constructed wetland: GROW. *Ecological Engineering*, 106, 55–65.
- 310.Randall, D.G., & Naidoo, V. (2018). Urine: The liquid gold of wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(2), 2627–2635.
- 311.Reddy, K.R., Kadlec, R.H., Flaig, E., & Gale, P.M. (1999). Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(1), 83–146.
- 312.Reineke, W., & Schlömann, M. (2020). *Umweltmikrobiologie*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- 313.Ronteltap, M., Maurer, M., & Gujer, W. (2007). The behaviour of pharmaceuticals and heavy metals during struvite precipitation in urine. *Water research*, 41(9), 1859–1868.
- 314.Rosenwinkel, K.-H., Kroiss, H., Dichtl, N., Seyfried, C.-F., & Weiland, P. (Hrsg.) (2015). *Anaerobtechnik*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- 315.Rosenwinkel, K.-H., Wagner, J., & Nagy, J. (2000). Membranverfahren in der industriellen Abwasserbehandlung. *Chemie Ingenieur Technik*, 72(5), 433–440.
- 316.Rott, U., & Schöler, A. (2001). Untersuchungen über den Einfluss von suspendierten Stoffen und deren Partikelgrößenverteilung auf die Desinfektionswirkung einer UV-Anlage: Abschlussbericht. FKZ: BMBF 02 WA 9742/1.
- 317.Röttcher, K. (2020). Vorsorge und Anpassung an Dürren bei der Bereitstellung von Wasser für die Feldberegnung. *Wasser und Abfall*(09), 44–49.

318. Ruppelt, J.P., Pinnekamp, J., & Tondera, K. (2020). Elimination of micropollutants in four test-scale constructed wetlands treating combined sewer overflow: Influence of filtration layer height and feeding regime. *Water research*, 169, 115214.
319. Saeed, T., & Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of environmental management*, 112, 429–448.
320. Sato, H., Hirose, T., Kimura, T., Moriyama, Y., & Nakashima, Y. (2001). Analysis of Malodorous Volatile Substances of Human Waste: Feces and Urine. *Journal of Health Science*, 47(5), 483–490.
321. Schäfer, M., Hobus, I., & Schmitt, T.G. (2017). Energetic flexibility on wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 76(5-6), 1225–1233.
322. Scheele, U., & Holländer, R. (2019). Wasserwirtschaft im Wandel. In H. Mühlenkamp, F. Schulz-Nieswandt, M. Krajewski, & L. Theuvsen (Hrsg.), *Öffentliche Wirtschaft*. Nomos Verlagsgesellschaft mbH & Co. KG.
323. Schmid, T. (2022). *Klimaanpassung und Folgen: Landesverbandstagung Hessen/Rheinland-Pfalz/Saarland (LVT HRPS)*. Vortrag, Frankenthal, 13. Juli 2022.
324. Schnuch, A., & Griem, P. (2018). Fragrances as allergens. *Allergo Journal International*, 27(6), 173–183.
325. Schütze, M., Wriege-Bechtold, A., Zinati, T., Söbke, H., Wißmann, I., Schulz, M., et al. (2019). Simulation and visualization of material flows in sanitation systems for streamlined sustainability assessment. *Water Science and Technology*, 79(10), 1966–1976.
326. SenSBW (2007). *Innovative Wasserkonzepte - Betriebswassernutzung in Gebäuden*. Berlin.
327. Shingare, R.P., Thawale, P.R., Raghunathan, K., Mishra, A., & Kumar, S. (2019). Constructed wetland for wastewater reuse: Role and efficiency in removing enteric pathogens. *Journal of environmental management*, 246, 444–461.
328. Shorney-Darby, H., & Harms, L.L. (2010). Chlorination of portable water. In White G (Hrsg.), *White's handbook of chlorination and alternative disinfectants* (S. 230–325). New Jersey: Wiley.
329. Sievers, J.C. (2018). *Charakterisierung von Grauwasser*. Dissertation. Bauhaus-Universität Weimar; Rhombos-Verlag.
330. Sievers, J.C., & Londong, J. (2018). Characterization of domestic graywater and graywater solids. *Water Science and Technology*, 77(5-6), 1196–1203.
331. Sievers, J.C., Londong, J., Albold, A., & Oldenburg, M. (2014). Characterisation of Greywater – Estimation of Design Values. In J. Lohaus (Hrsg.), *WatEnergyResources - Water, Energy and Resources: Innovative Options and Sustainable Solutions: Proceedings of 17th International EWA Symposium*. München.
332. Sigglow, J. (2011). *Ressourcenbewirtschaftung im Siedlungsraum: Rahmenbedingungen neuartiger Sanitärssysteme im urbanen Umfeld*. Aachen: Shaker.
333. Singh, P., Rani, A., & Pal, S. (2014). Comparative efficacy of disinfectant against routine lab bacterial contaminants. *WJPR (World Journal of Pharmaceutical Research)*, 709-715.
334. Sipma, J., Osuna, B., Collado, N., Monclús, H., Ferrero, G., Comas, J., et al. (2010). Comparison of removal of pharmaceuticals in MBR and activated sludge systems. *Desalination*, 250(2), 653–659.
335. Skambraks, A.-K., Kjerstadius, H., Meier, M., Davidsson, Å., Wuttke, M., & Giese, T. (2017). Source separation sewage systems as a trend in urban wastewater management: Drivers for the implementation of pilot areas in Northern Europe. *Sustainable Cities and Society*, 28, 287–296.
336. Smith, S.E., & Read, D. (2008). *Mycorrhizal symbiosis*. Amsterdam, London: Academic Press.

- 337.Sommer, R., Weber, G., Cabaj, A., Wekerle, J., Keck, G., & Schauburger, G. (1989). UV-Inaktivierung von Mikroorganismen in Wasser. *Zbl. Hyg.*(189), 214–224.
- 338.Sossalla, N.A., Nivala, J., Reemtsma, T., Schlichting, R., König, M., Forquet, N., et al. (2021). Removal of micropollutants and biological effects by conventional and intensified constructed wetlands treating municipal wastewater. *Water research*, 201, 117349.
- 339.Spieler, M., Muffler, L., & Drewes, J.E. (2020). Wasserrechtliche Rahmenbedingungen der Wasserwiederverwendung in Deutschland: Teil 1: Rechtliche Grundlagen. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*(67), 970–976.
- 340.Spieler, M., Muffler, L., & Drewes, J.E. (2022). Genehmigungsanforderungen an die Wiederverwendung von aufbereitetem Wasser. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*(69), 610–618.
- 341.Statista (2013). Wasserverbrauch der Accor-Hotelkette pro belegtem Hotelzimmer im Jahr 2012 nach Marken (pro Nacht in Liter).
- 342.Stefanakis, A. (2019). The Role of Constructed Wetlands as Green Infrastructure for Sustainable Urban Water Management. *Sustainability*, 11(24), 6981.
- 343.Stefanakis, A., Tsihrintzis, V.A., & Akratos, C.S. (2014). *Vertical flow constructed wetlands: Eco-engineering systems for wastewater and sludge treatment*. Burlington: Elsevier Science.
- 344.Stefanakis, A.I., & Tsihrintzis, V.A. (2012a). Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*, 181-182, 416–430.
- 345.Stefanakis, A.I., & Tsihrintzis, V.A. (2012b). Use of zeolite and bauxite as filter media treating the effluent of Vertical Flow Constructed Wetlands. *Microporous and Mesoporous Materials*, 155, 106–116.
- 346.Steinmetz, H. (2017). Perspektiven der kommunalen Abwasserbehandlung. In M. Porth & H. Schüttrumpf (Hrsg.), *Wasser, Energie und Umwelt* (S. 2–9). Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden.
- 347.Steinmetz, H., & Morandi, C. (2017). Ressourceneffizienz in der Abwasserwirtschaft. *Ingenieurspiegel*(4).
- 348.Steinmetz, H., Xiao, J., Bruch, I., Alewell, U., Kölsch, T., & Albold, A. (2021). Entwicklung und Erprobung eines autarken Ressourcenrückgewinnungs- und Abwasserentsorgungssystems für den ländlichen Raum.: Kurztitel: Projekt Reinhof. Abschlussbericht des Projekts AZ 34165/01.
- 349.Stottmeister, U., Wiessner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., et al. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology advances*, 22(1-2), 93–117.
- 350.Sybertz, F., & Schmitt, F. (2019). Prüfbericht Nr. 2018/488-1 - Prüfungen an Gesteinkörnungen für Beton gemäß EN 12620:2008-07 im Hinblick auf die CE-Zertifizierung, eine weitergehende, freiwillige Produktzertifizierung und bestimmte Anwendungsbereiche: unveröffentlicht. Auftraggeber: HBM Hagenbacher Bau- und Mineralstoffe GmbH & Co. KG.
- 351.Tanner, C.C., Sukias, J.P., & Upsdell, M.P. (1998). Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. *Water research*, 32(10), 3046–3054.
- 352.Tchobanoglous, G., Stensel, H.D., Tsuchihashi, R., Burton, F.L., Abu-Orf, M., Bowden, G., et al. (2014). *Wastewater engineering: Treatment and resource recovery*. New York, NY: McGraw-Hill Education.
- 353.Ternes, T.A., Bonerz, M., Herrmann, N., Teiser, B., & Andersen, H.R. (2007). Irrigation of treated wastewater in Braunschweig, Germany: an option to remove pharmaceuticals and musk fragrances. *Chemosphere*, 66(5), 894–904.

354. Terzaghi, K., Peck, R.B., & Mesri, G. (1996). *Soil mechanics in engineering practice*. New York: Wiley.
355. Tietz, A., Langergraber, G., Watzinger, A., Haberl, R., & Kirschner, A.K.T. (2008). Bacterial carbon utilization in vertical subsurface flow constructed wetlands. *Water research*, 42(6-7), 1622–1634.
356. Tilley, E., Atwater, J., & Mavinic, D. (2008). Recovery of struvite from stored human urine. *Environmental technology*, 29(7), 797–806.
357. Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, P., Schertenleib, R., & Zurbrügg, C. (2014). *Compendium of sanitation systems and technologies*. Dübendorf, Switzerland: eawag.
358. Tolksdorf, J. (2018). *Grau- und Schwarzwasserreinigung in semizentralen Ver- und Entsorgungssystemen*. Darmstadt: Verein zur Förderung des Instituts IWAR der TU Darmstadt e.V.
359. Tolksdorf, J., & Cornel, P. (2017). Semicentralized greywater and blackwater treatment for fast growing cities: how uncertain influent characteristics might affect the treatment processes. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research*, 75(7-8), 1722–1731.
360. Top, S., Akgün, M., Kıpçak, E., & Bilgili, M.S. (2020). Treatment of hospital wastewater by supercritical water oxidation process. *Water research*, 185, 116279.
361. Toshovski, S., Kaiser, M., Fuchs, S., Sacher, F., Thoma, A., Kümmel, V., et al. (2020). *Prioritäre Stoffe in kommunalen Kläranlagen - Ein deutschlandweit harmonisiertes Vorgehen (German: Priority substances in municipal wastewater treatment plants - A harmonized approach throughout Germany)* (173/2020). Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/prioritaere-stoffe-in-kommunalen-klaeranlagen>. Zugegriffen: 12. März 2020.
362. Tränckner, J., Koegst, T., Cramer, M., Gießler, M., Richter, B., & Müther, F. (2016). Phosphor-Elimination in Kläranlagen bis 10.000 Einwohnerwerte in Mecklenburg-Vorpommern. Abschlussbericht.
363. Trapp, J.H., Nenz, D., Matringer, A., Rounault, P., Gunkel, M., & Reichmann, B. (2019). Planungsprozesse in der wassersensiblen und klimagerechten Stadt. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*(11), 929–934.
364. Trazzi, P.A., Leahy, J.J., Hayes, M., & Kwapinski, W. (2016). Adsorption and desorption of phosphate on biochars. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(1), 37–46.
365. TrinkwV (2016). *Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch - Trinkwasserverordnung (German: Ordinance on the quality of water intended for human consumption - Drinking Water Ordinance): TrinkwV*.
366. Trüeb, R.M. (2007). Shampoos: ingredients, efficacy and adverse effects. *Journal der Deutschen Dermatologischen Gesellschaft, JDDG*, 5(5), 356–365.
367. Truu, M., Juhanson, J., & Truu, J. (2009). Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. *The Science of the total environment*, 407(13), 3958–3971.
368. Turner, R.D.R., Warne, M.S.J., Dawes, L.A., Thompson, K., & Will, G.D. (2019). Greywater irrigation as a source of organic micro-pollutants to shallow groundwater and nearby surface water. *The Science of the total environment*, 669, 570–578.
369. UBA (2009). *Energieeffizienz kommunaler Kläranlagen*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
370. UBA (2012). Was hat sich durch Detergenzien-Verordnung der EU für Hersteller/Inverkehrbringer und die Verbraucher geändert? Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/service/uba-fragen/was-hat-sich-durch-detergenzien-verordnung-der-eu>. Zugegriffen: 10. August 2022.

371. UBA (2016). Rahmenbedingungen für die umweltgerechte Nutzung von behandeltem Abwasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung.: UBA-Texte, 34/2016. Dessau-Roßlau.
372. UBA (2020). Energieverbrauch privater Haushalte. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/private-haushalte-konsum/wohnen/energieverbrauch-privater-haushalte>. Zugegriffen: 11. August 2022.
373. UBA (2021). Neue EU-Verordnung zu Wasserwiederverwendung. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/wasserbewirtschaften/wasserwiederverwendung/neue-eu-verordnung-zu-wasserwiederverwendung#--2>. Zugegriffen: 22. Juli 2022.
374. UBA (2022). Bodenversiegelung. Dessau-Roßlau. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-boden-land-oekosysteme/boden/bodenversiegelung>. Zugegriffen: 21. Juli 2022.
375. Udert, K.M., & Wächter, M. (2012). Complete nutrient recovery from source-separated urine by nitrification and distillation. *Water research*, 46(2), 453–464.
376. van der Veen, I., & Boer, J. de (2012). Phosphorus flame retardants: properties, production, environmental occurrence, toxicity and analysis. *Chemosphere*, 88(10), 1119–1153.
377. van Genuchten, M.T., & Alves, W.J. (1982). *Analytical Solutions of the One-Dimensional Convective-Dispersive Solute Transport Equation*. Unknown.
378. van Hulle, S.W., Vandeweyer, H.J., Meesschaert, B.D., Vanrolleghem, P.A., Dejans, P., & Dumoulin, A. (2010). Engineering aspects and practical application of autotrophic nitrogen removal from nitrogen rich streams. *Chemical Engineering Journal*, 162(1), 1–20.
379. VDI 3907-3 (2015). *Verbrauchskennwerte für Gebäude - Teilkennwerte Wasser: Blatt 3. VDI-Richtlinien*. Düsseldorf: © Verein Deutscher Ingenieure e.V.
380. Venditti, S., Brunhoferova, H., & Hansen, J. (2022a). Behaviour of 27 selected emerging contaminants in vertical flow constructed wetlands as post-treatment for municipal wastewater. *The Science of the total environment*, 819, 153234.
381. Venditti, S., Kiesch, A., Brunhoferova, H., Schlien, M., Knerr, H., Dittmer, U., et al. (2022b). Assessing the impact of micropollutant mitigation measures using vertical flow constructed wetlands for municipal wastewater catchments in the greater region: a reference case for rural areas. *Water Science and Technology*, 86(1), 128–141.
382. Vesper, S. (2015). *Doppel-Inliner-Verfahren zur getrennten Erfassung von Schwarz- und Grauwasser im Gebäudebestand.: Dissertationsschrift*.
383. Vieno, N., & Sillanpää, M. (2014). Fate of diclofenac in municipal wastewater treatment plant - a review. *Environment international*, 69, 28–39.
384. Vohla, C., Kõiv, M., Bavor, H.J., Chazarenc, F., & Mander, Ü. (2011). Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—A review. *Ecological Engineering*, 37(1), 70–89.
385. Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 25(5), 478–490.
386. Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *The Science of the total environment*, 380(1-3), 48–65.
387. Vymazal, J. (2011). Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. *Environmental Science & Technology*, 45(1), 61–69.
388. Vymazal, J. (2014). Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological Engineering*, 73, 724–751.
389. Vymazal, J., & Březinová, T. (2015). The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: a review. *Environment international*, 75, 11–20.

390. Walker, R., Schenk, D., Jauch, M., Krummradt, I., Schmitz, H.-J., Lohr, D., et al. (2016). *Optimierung der Evapotranspirations- und Kühlleistung extensiver Dachbegrünungen durch gezielte Nutzung von Grauwasser: Abschlussbericht* (DBU-Forschungsprojekt AZ 28577-23). Freising.
391. Wang, H., Xu, J., & Sheng, L. (2020a). Purification mechanism of sewage from constructed wetlands with zeolite substrates: A review. *Journal of Cleaner Production*, 258, 120760.
392. Wang, S., & Peng, Y. (2010). Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 156(1), 11–24.
393. Wang, Y., Cai, Z., Sheng, S., Pan, F., Chen, F., & Fu, J. (2020b). Comprehensive evaluation of substrate materials for contaminants removal in constructed wetlands. *The Science of the total environment*, 701, 134736.
394. Wasielewski, S. (2020). Ammoniumrückgewinnung aus Schlammwasser mittels Ionenaustausch an Klinoptilolith: Dissertationsschrift.
395. WEF (1998). Biological and chemical systems for nutrient removal. Water Environment Federation. *Water Pollution Control Federation*.
396. Weingärtner, D.E. (2013). *Greywater characteristics, biodegradability and reuse of some greywaters*. Karlsruhe: Verl. Siedlungswasserwirtschaft.
397. Well, F., & Ludwig, F. (2020). Blue–green architecture: A case study analysis considering the synergetic effects of water and vegetation. *Frontiers of Architectural Research*, 9(1), 191–202.
398. Well, F., Morandi, C., & Richter, P. (2020). Regen- und Grauwasser als alternative Wasserquelle für Vertikalbegrünung.
399. Wellbrock, K., Knobloch, J.K.-M., Heim, M., & Grottker, M. (2019). Spurenstoffe und Multiresistente Bakterien in den Entwässerungssystemen Schleswig-Holsteins: Ableitung von Kennwerten zur Quantifizierung der Herkunft, der Ausbreitung und des Rückhaltes.
400. Wendland, C. (2008). *Anaerobic digestion of blackwater and kitchen refuse.: Dissertationsschrift, Technische Universität Hamburg*.
401. WHG (2009). *Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts: Wasserhaushaltsgesetz - WHG*.
402. Wilsenach, J.A., Schuurbijs, C.A.H., & van Loosdrecht, M.C.M. (2007). Phosphate and potassium recovery from source separated urine through struvite precipitation. *Water research*, 41(2), 458–466.
403. Wilsenach, J.A., & van Loosdrecht, M.C. (2006). Integration of Processes to Treat Wastewater and Source-Separated Urine. *Journal of Environmental Engineering*, 132(3), 331–341.
404. Winker, M. (2009). *Pharmaceutical residues in urine and potential risks related to usage as fertiliser in agriculture*. Dissertationsschrift, Technische Universität Hamburg.
405. Winker, M., Frick-Trzebitzky, F., Matzinger, A., Schramm, E., & Stieß, I. (2019). Die Kopplungsmöglichkeiten von grünen, grauen und blauen Infrastrukturen mittels raumbezogener Bausteine.: Ergebnisse aus dem Arbeitspaket 2, netWORKS 4. Berlin: Deutsches Institut für Urbanistik (Difu).
406. Winker, M., Vinnerås, B., Muskolus, A., Arnold, U., & Clemens, J. (2009). Fertiliser products from new sanitation systems: their potential values and risks. *Bioresource technology*, 100(18), 4090–4096.
407. WRMG (2013). *Gesetz über die Umweltverträglichkeit von Wasch- und Reinigungsmitteln - Wasch- und Reinigungsmittelgesetz*.
408. Wu, J., He, F., Xu, D., Wang, R., Zhang, X., Xiao, E., et al. (2011). Phosphorus removal by laboratory-scale unvegetated vertical-flow constructed wetland systems using anthracite, steel slag and related blends as substrate. *Water Science and Technology*, 63(11), 2719–2724.
409. Wu, S., Carvalho, P.N., Müller, J.A., Manoj, V.R., & Dong, R. (2016). Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. *The Science of the total environment*, 541, 8–22.

410. Xiao, J., Alewell, U., Bruch, I., & Steinmetz, H. (2021). Development of a Self-Sustaining Wastewater Treatment with Phosphorus Recovery for Small Rural Settlements. *Sustainability*, 13(3), 1363.
411. Yalcuk, A., Pakdil, N.B., & Turan, S.Y. (2010). Performance evaluation on the treatment of olive mill waste water in vertical subsurface flow constructed wetlands. *Desalination*, 262(1-3), 209–214.
412. Yang, Y., Sun, F., Chen, H., Tan, H., Yang, L., Zhang, L., et al. (2021). Postnatal exposure to DINP was associated with greater alterations of lipidomic markers for hepatic steatosis than DEHP in postweaning mice. *The Science of the total environment*, 758, 143631.
413. Zeeman, G., & Kujawa-Roeleveld, K. (2013). Anaerobic treatment of source-separated domestic wastewater. In T.A. Larsen, K.M. Udert, & J. Lienert (Hrsg.), *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management* (S. 307–319). London, New York: Iwa Publishing.
414. Zehnsdorf, A., Stock, N., Richter, J., Blumberg, M., & Müller, R.A. (2016). Grauwasserreinigung mit einer Sumpfpflanzenmatte unter Praxisbedingungen. *Chemie Ingenieur Technik*, 88(8), 1138–1144.
415. Zhang, C., Wen, L., Wang, Y., Liu, C., Zhou, Y., & Lei, G. (2020a). Can Constructed Wetlands be Wildlife Refuges? A Review of Their Potential Biodiversity Conservation Value. *Sustainability*, 12(4), 1442.
416. Zhang, S., Huang, J., Zhao, Z., Cao, Y., & Li, B. (2020b). Hospital Wastewater as a Reservoir for Antibiotic Resistance Genes: A Meta-Analysis. *Frontiers in public health*, 8, 574968.
417. Zhang, X.L., Zhang, S., He, F., Cheng, S. P., L., W., & Wu, Z.B. (2007). Differentiate performance of eight filter media in vertical flow constructed wetland: Removal of organic matter, nitrogen and phosphorus. *Fresenius Environmental Bulletin*, 16(11 B), 1468–1473.
418. Zraunig, A., Estelrich, M., Gattringer, H., Kissler, J., Langergraber, G., Radtke, M., et al. (2019). Long term decentralized greywater treatment for water reuse purposes in a tourist facility by vertical ecosystem. *Ecological Engineering*, 138, 138–147.



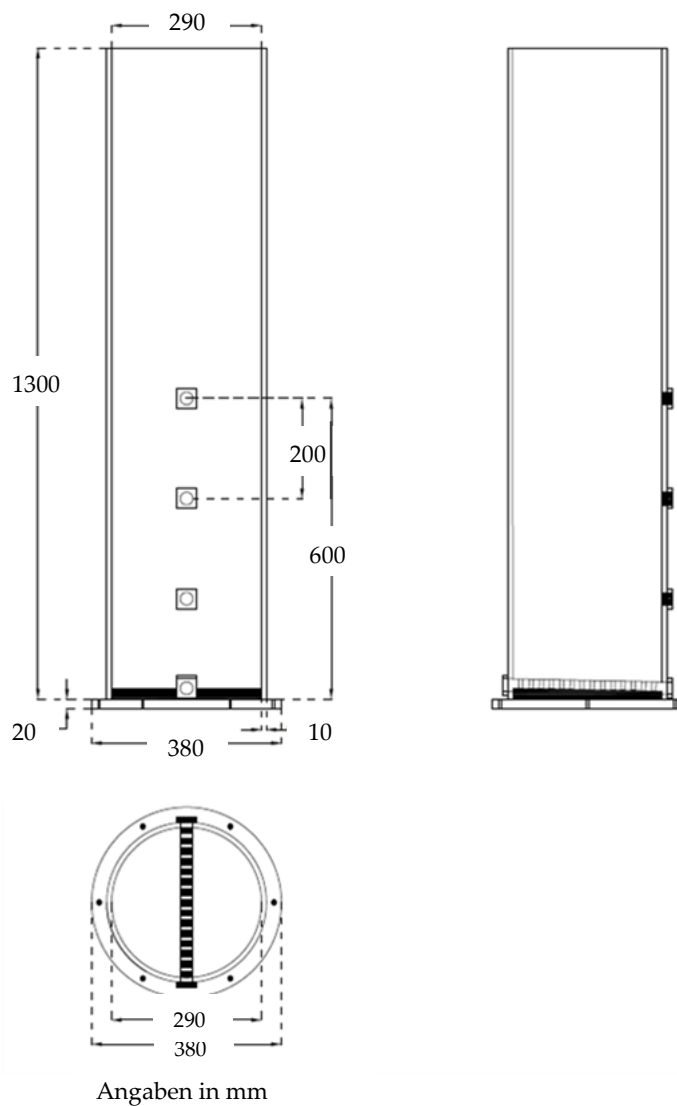
# Anhang

## Anhang A Bauliche und betriebliche Aspekte der kleintechnischen Bodenfilter

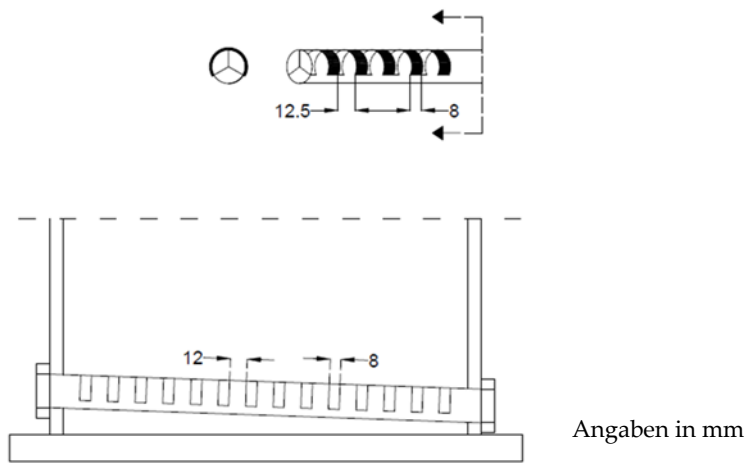
### Vertikalfiltersäulen

*Tabelle A - 1: Auskunft über Fertigungsfirma, Maße, Material sowie weitere Besonderheiten der Vertikalfiltersäulen im kleintechnischen Maßstab*

<b>Fertigung</b>	Fa. Ernst Kienzle GmbH & Co. KG – Weinstadt, BW
<b>Höhe der Vertikalfiltersäulen</b>	1300 mm (S1 – S5) und 1600 mm (S6; abweichend von der Zeichnung)
<b>Innendurchmesser</b>	290 mm
<b>Material</b>	Acrylglas, farblos
<b>Boden</b>	aufgeklebt, innen 6 mm schräg
<b>Dränrohr</b>	eingeklebt, geschlitzt (8 mm), D = 30 mm

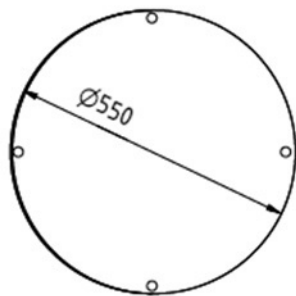
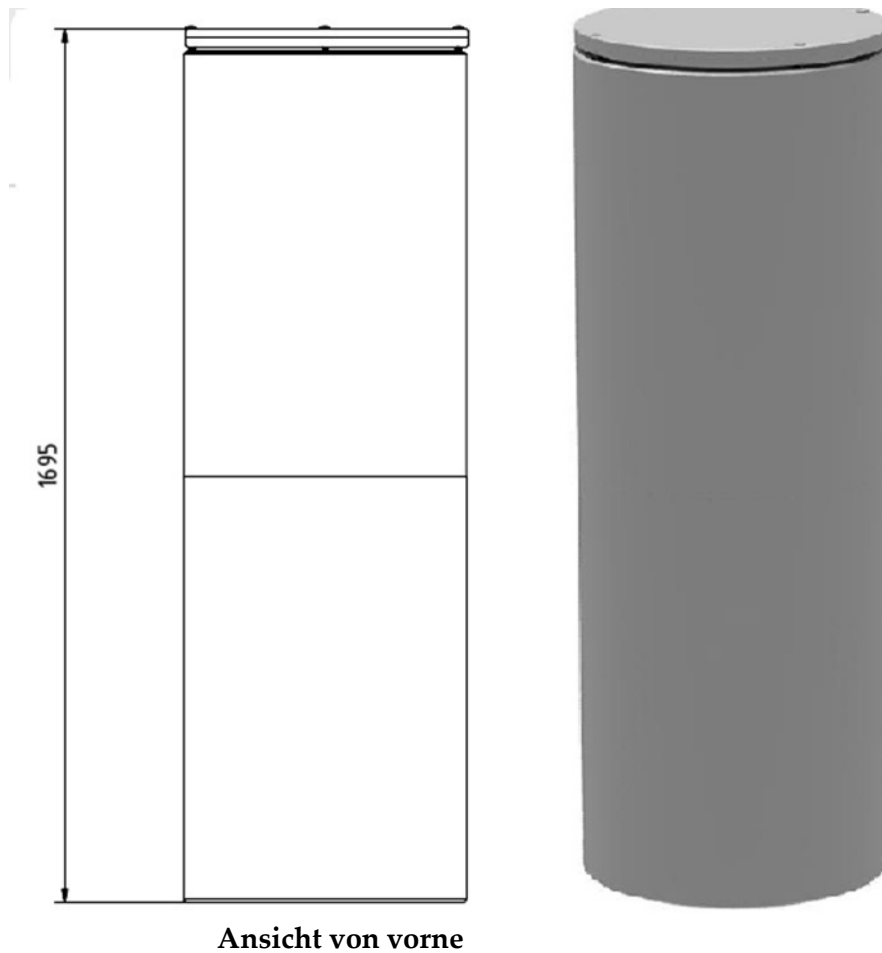



**Abbildung A - 1:** Vorderansicht, Seitenansicht von links und Draufsicht des Vertikalfilters aus Acrylglas im kleintechnischen Maßstab.



*Abbildung A - 2: Detail- (oben) und Seitenansicht von links (unten) des Dränrohrs auf geneigtem Boden*

## Grauwasservorlage

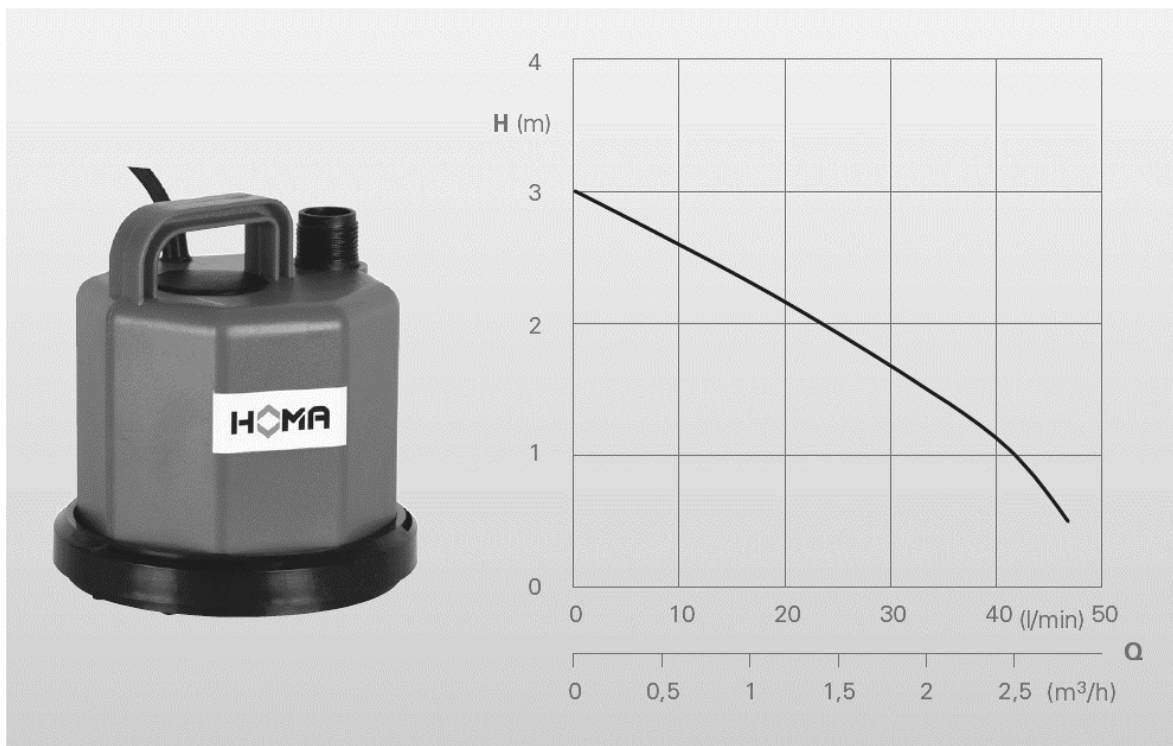


<p>Fa. GreenLife GmbH Sacktannen 1a 19057 Schwerin</p> <p>Alle Tankverbindungen sind beispielhaft dargestellt.</p> <p>Technologisch bedingt können geringfügige Maß-, Gewichts- und Farbabweichungen auftreten.</p> <p>Alle Angaben in mm.</p>	Maßstab 1:10	Masse 25 kg Material LLD- Polyethylen
	GKT 0.35	
	Artikelnr.	G0003874
		

**Abbildung A - 3:** Maße und spezifische Informationen zum Vorlagebehälter für die Speicherung des gesiebten Grauwassers im Rahmen der kleintechnischen Bodenfilteruntersuchungen.

## Kennlinie der Beschickungspumpen

### Förderleistung



*Abbildung A - 4: Kennlinie der HOMA-Flachsauger-Tauchmotorpumpen für Klarwasser C80 W als Zulaufpumpen der Bodenfilteranlage im kleintechnischen Maßstab mit einer maximalen Fördermenge von 3 m³/h.*

## Ausliterungskurven der Beschickungspumpen im kleintechnischen Maßstab

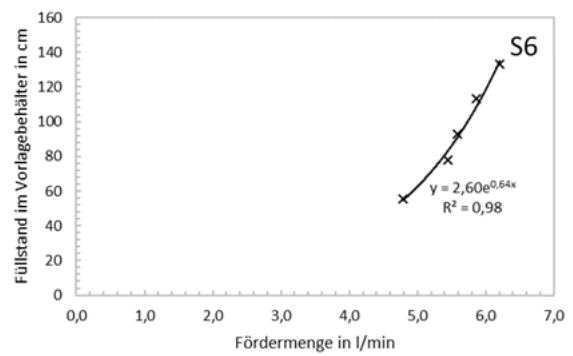
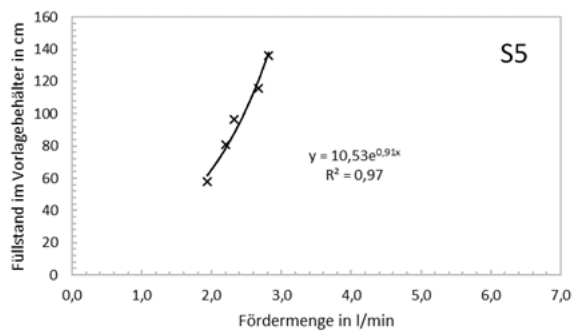
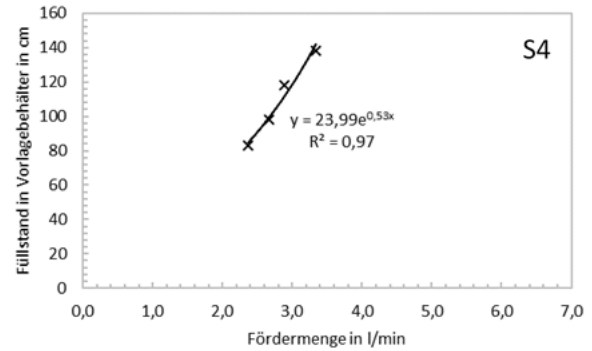
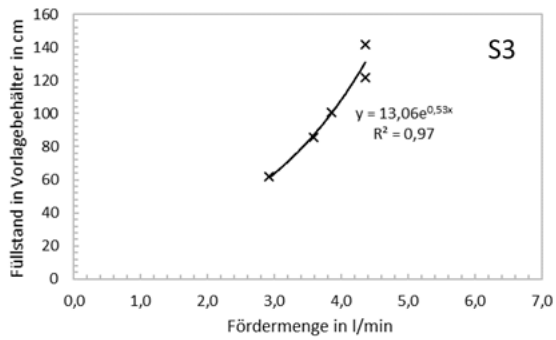
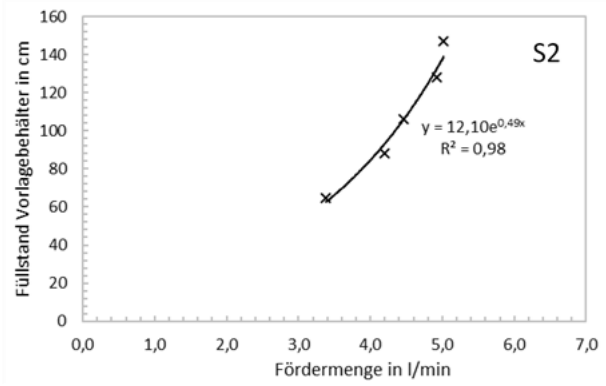
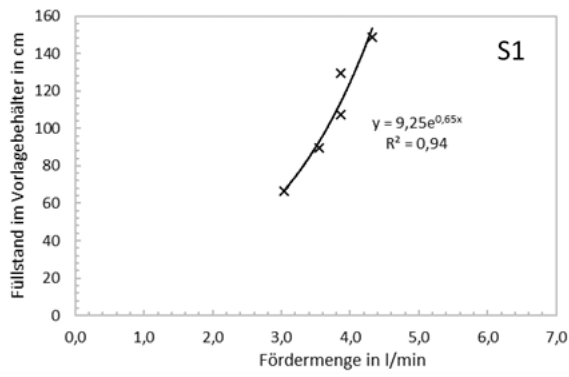


Abbildung A - 5: Ausliterungskurven für die Flachsaugerpumpen, die an die Bodenfiltersäulen S1, S2, S3, S4, S5 und S6 angeschlossen waren, in Kombination mit dem jeweiligen Zulaufverteiler.

Anhang B Bauliche und betriebliche Aspekte der Bodenfilter im Pilotmaßstab  
**Schilfrhizome**

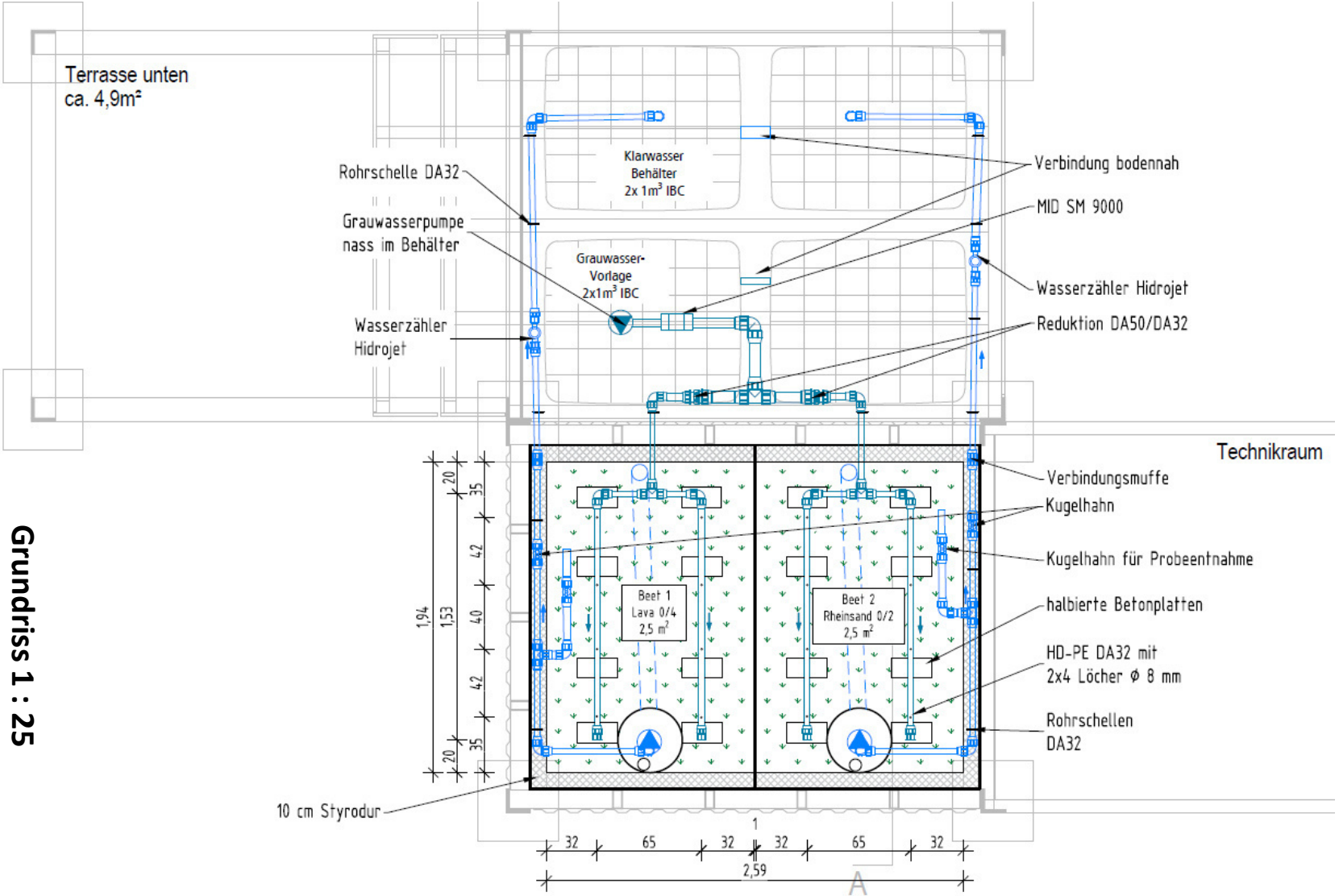


*Abbildung B - 1: Ausgelegte Schilfrhizome aus bestehender Gemüsewaschanlage vor der Bepflanzung.*

## Magnetisch-induktive Durchflussmessung im Zulauf



**Abbildung B - 2:** MID-Durchflussmessgerät mit künstlichem Höchstpunkt zum Einstau der MID-Teilstrecke im Zulauf der Bodenfilteranlage im Pilotmaßstab.



Grundriss 1 : 25

Dr. Bruch & Partner

Abbildung B - 3: Technischer Ausführungsplan der Bodenfilteranlage im Pilotmaßstab mit einer Filterfläche von 5 m<sup>2</sup>.



## Schnitt Bodenfilter 1:25

HD-PE DA32 mit jeweils  
4 Löchern  $\varnothing$  8 mm auf der Unterseite  
aufgelagert auf Betonplatten

HD-PE DA75 Schutzrohr  
unten geschlitzt  
für Drucksonde

10  
75  
25  
10

Steigrohr DN400 PP  
am Boden auf 10 cm Höhe  
peforiert mit Löcher  $\varnothing$  1,5 mm

flachsaugende Tauchpumpe  
Homa C80W

Drainrohr  
DN100 HD-PE RAUPLEN  
Schlitzbreite: 1,2 mm  
mit Übergangsstück für  
KG-Spitzenende / -Muffe

KG-Anschluss an glattwandige Rohre  
DN 110 AWADOCK T-Flex

Kugelhahn

Kugelhahn  
für Probeentnahme

Wasserzähler Hydrojet

Lattenrost  
abnehmbar

Grauwasser-  
Vorlage  
2x1m<sup>3</sup> IBC

Klarwasser  
Behälter  
2x1m<sup>3</sup> IBC

DN100 PP geschlossen  
zur Belüftung mit Abdeckung

Filteraufbau  
75 cm 0-4 mm Lavasand  
25 cm 2-8 mm Kies

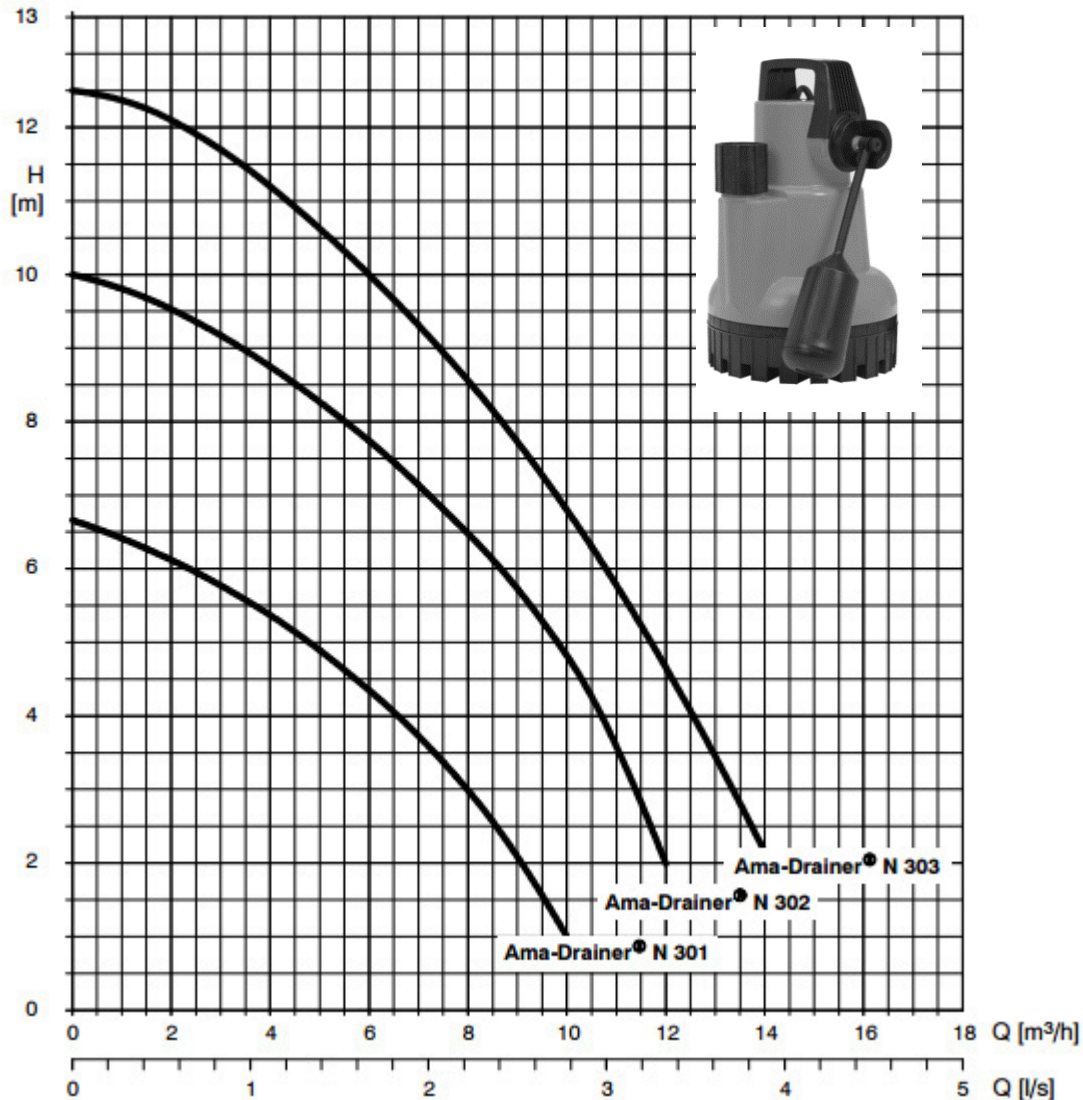
## Beschickungspumpe



*Abbildung B - 4: Bodenfilterbeschickungspumpe KSB Ama-Drainer N 301 SE im Rohgrauwassertank mit einer maximalen Förderleistung von 10 m<sup>3</sup>/h.*

## Kennlinie der Beschickungspumpe

**Ama-Drainer® N 301, 302, 303**  
**n = 2800 1/min**



**Abbildung B - 5:** Kennlinie der KSB Ama-Drainer Pumpe N 301 SE als Schmutzwassertauchpumpe zur intermittierenden Beschickung der Bodenfilteranlage im Pilotmaßstab mit einer maximalen Fördermenge von 10 m³/h.

Die in die Ablaufschächte eingebauten Ablaufpumpen der Bodenfilteranlage im Pilotmaßstab sind baugleich zu den Zulaufpumpen der kleintechnischen Bodenfilteranlage (vgl. Abbildung A - 4).

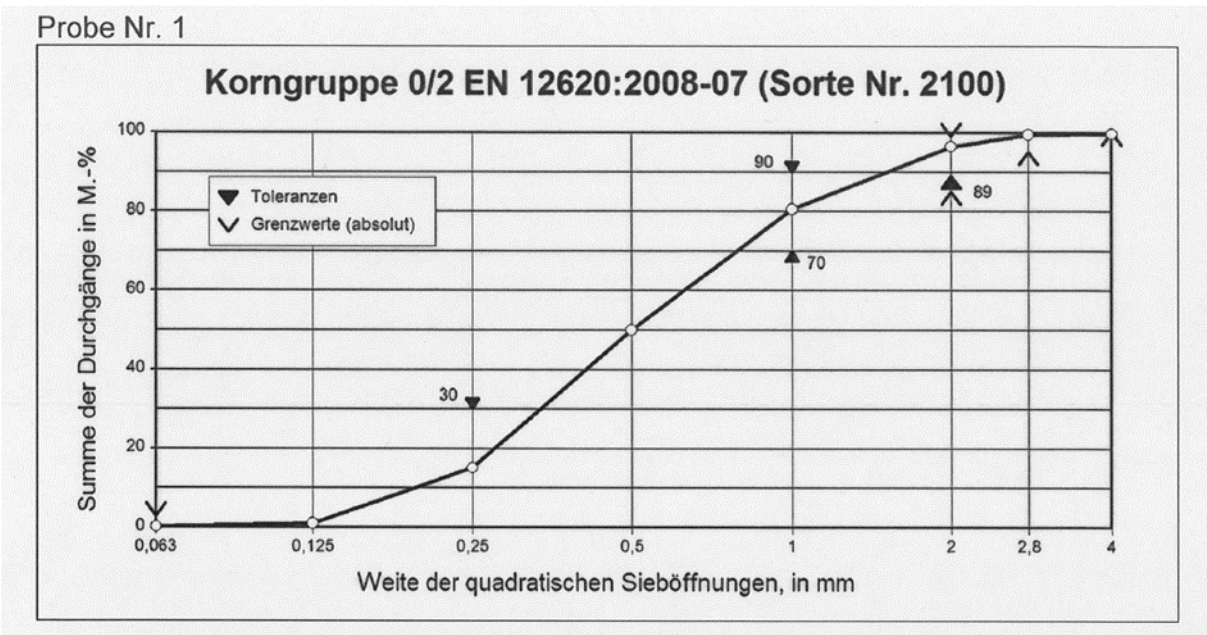
## UV-Desinfektion

In Abbildung B - 6 ist die Konstruktion für den UV-Tauchstrahler, bestehend aus Bojen und Gegengewichten, zur Sicherstellung, dass der Tauchstrahler stets vollständig unter Wasser liegt, nicht dargestellt.



*Abbildung B - 6: In den Klarwasserspeicher eingebauter UV-Tauchstrahler zur Desinfektion des aufbereiteten Wassers*

## Anhang C Eigenschaften der Adsorber- und Filtermaterialien



**Abbildung C - 1:** Korngrößenverteilung des Rheinsandes der Korngröße 0 – 2 mm; Probe 1.

Quelle: Sybertz und Schmitt (2019), unveröffentlichter Prüfbericht.

Aus Abbildung C - 1 lassen sich für handelsüblichen Rheinsand (0 – 2 mm) als Filterschicht folgende Kennwerte abschätzen:

Abschlämbbare Bestandteile = 0,4 Gew.-%

$d_{10} = 0,20$  mm;  $d_{60} = 0,67$  mm;  $d_{85} = 1,30$  mm

$U (d_{60}/d_{10}) = 3,4$

Probe Nr. 2

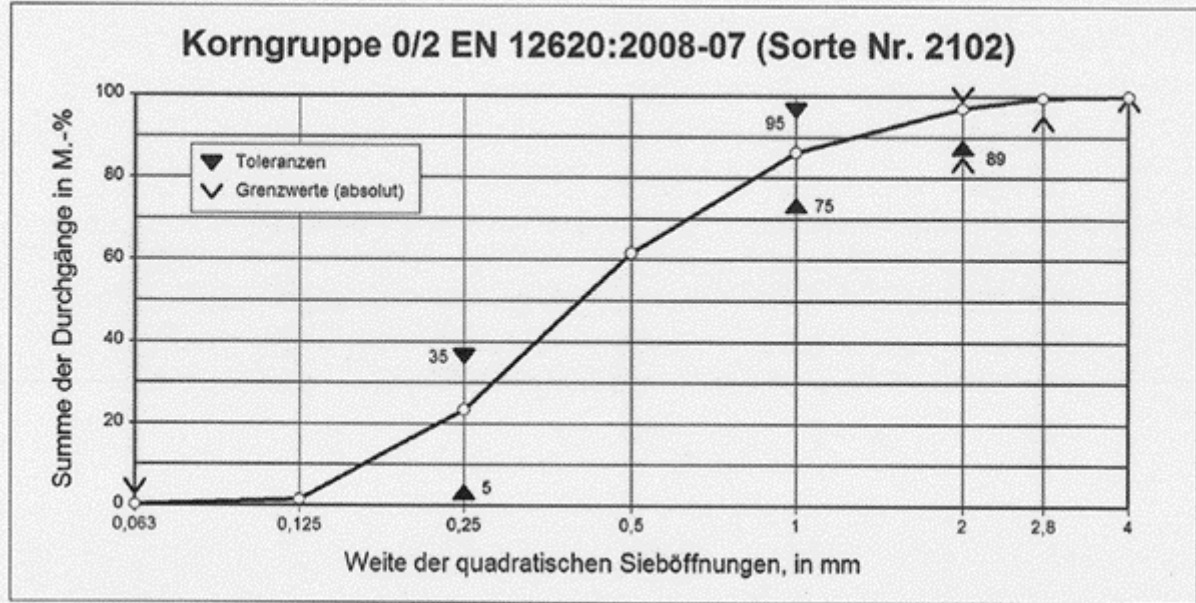


Abbildung C - 2: Korngrößenverteilung des Rheinsandes der Korngröße 0 – 2 mm; Probe 2.  
Quelle: Sybertz und Schmitt (2019), unveröffentlichter Prüfbericht.

Aus Abbildung C - 2 lassen sich für handelsüblichen Rheinsand (0 – 2 mm) als Filterschicht folgende Kennwerte abschätzen:

Abschlämbbare Bestandteile = 0,4 Gew.-%

$d_{10} = 0,17$  mm;  $d_{60} = 0,48$  mm;  $d_{85} = 0,95$  mm

$U (d_{60}/d_{10}) = 2,8$

Probe Nr. 3

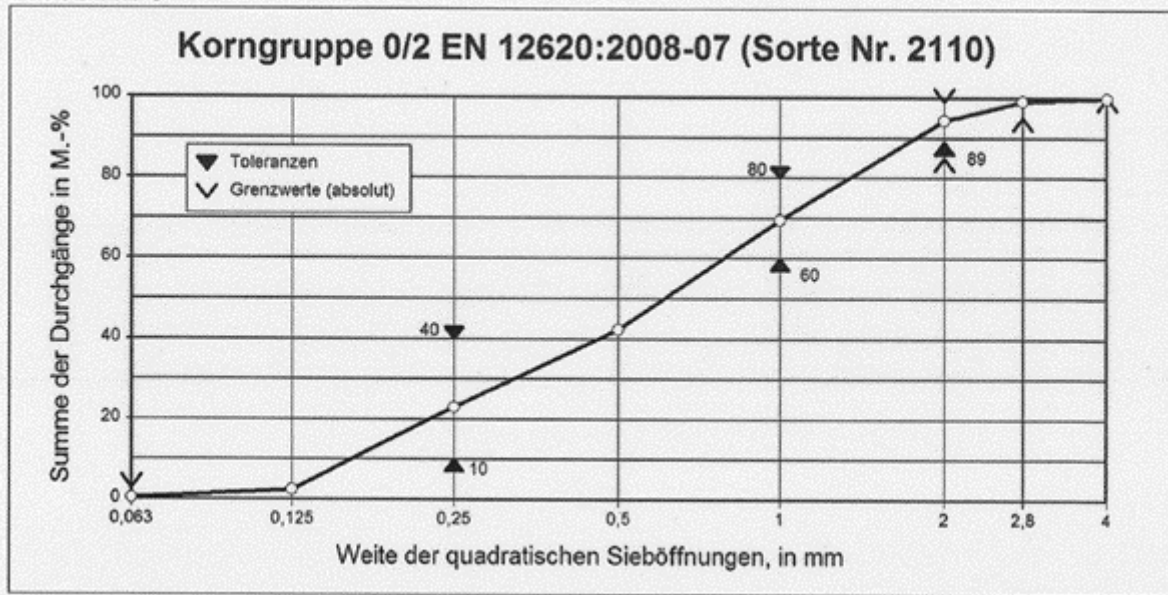


Abbildung C - 3: Korngrößenverteilung des Rheinsandes der Korngröße 0 – 2 mm; Probe 3.

Quelle: Sybertz und Schmitt (2019), unveröffentlichter Prüfbericht.

Aus Abbildung C - 3 lassen sich für handelsüblichen Rheinsand (0 – 2 mm) als Filterschicht folgende Kennwerte abschätzen:

Abschlämbbare Bestandteile = 0,6 Gew.-%

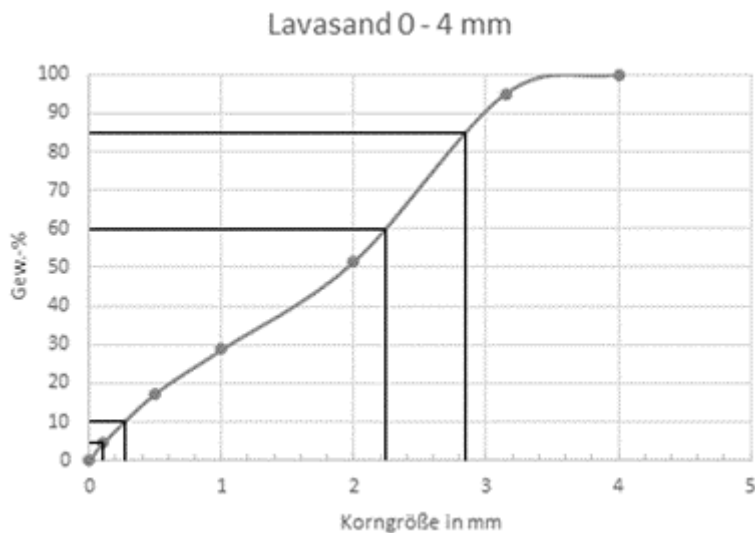
$d_{10} = 0,17$  mm;  $d_{60} = 0,82$  mm;  $d_{85} = 1,63$  mm

$U (d_{60}/d_{10}) = 4,8$

Aus Abbildung C - 1, Abbildung C - 2 und Abbildung C - 3 lassen sich für handelsüblichen Rheinsand (0 – 2 mm) als Filterschicht folgende mittlere Kennwerte abschätzen:

**Schlammkornanteil = 0,5 Gew.-%**

**$d_{10} = 0,18$  mm;  $d_{60} = 0,66$  mm;  $d_{85} = 1,29$  mm;  $U = 3,7$**



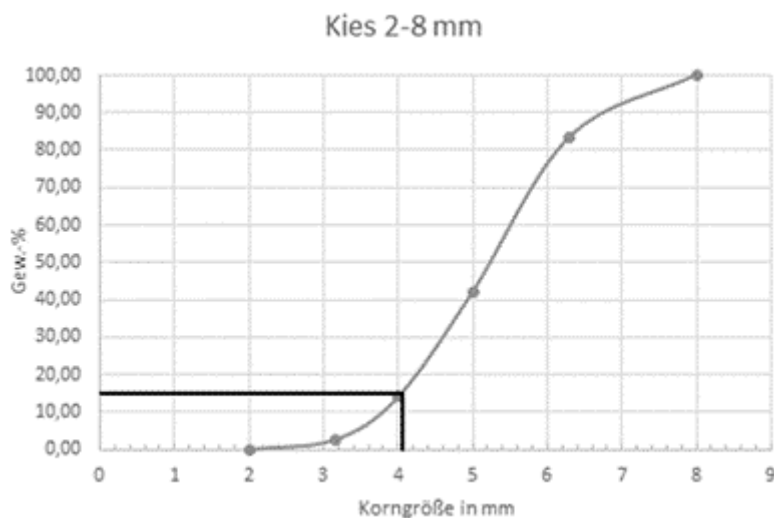
**Abbildung C - 4:** Korngrößenverteilung des Lavasandes der Korngröße 0 – 4 mm.

Aus Abbildung C - 4 lassen sich für Lavasand (0 – 4 mm) als Filterschicht folgende Kennwerte abschätzen:

Summe der Siebdurchgänge bei 0,063 mm  $\approx$  4,5 Gew.-%

$d_{10} \approx 0,14$  mm;  $d_{60} \approx 2,11$  mm;  $d_{85} \approx 2,42$  mm

$U (d_{60}/d_{10}) \approx 15,1$



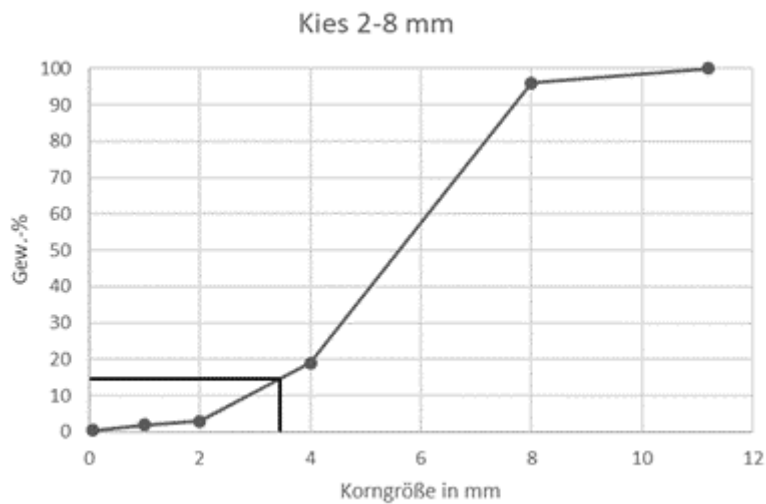
**Abbildung C - 5:** Korngrößenverteilung des im Rahmen der kleintechnischen Untersuchungen eingesetzten Kieses der Korngröße 2 – 8 mm.

Aus Abbildung C - 5 lässt sich für Kies (2 – 8 mm) als Dränschicht folgender Kennwert abschätzen:

$D_{15} \approx 4,03$  mm

Durch Anwendung der Filterregel nach Terzaghi ( $D_{15}/d_{85} \leq 4$ ; vgl. Terzaghi et al. 1996) ergibt sich für Rheinsand (0 – 2 mm)/Kies (2 – 8 mm) eine mittlere mechanische Filterfestigkeit  $D_{15}/d_{85} \approx 3,1$  und für die Lavasand (0 – 4 mm)/Kies (2 – 8 mm) eine mittlere mechanische Filterfestigkeit  $D_{15}/d_{85} \approx 1,7$ .





**Abbildung C - 6:** Korngrößenverteilung des im Rahmen der Untersuchungen im Pilotmaßstab eingesetzten Kieses der Korngröße 2 – 8 mm.

Aus Abbildung C - 6 lässt sich für Kies (2 – 8 mm) als Dränschicht folgender Kennwert abschätzen:

$D_{15} \approx 3,5 \text{ mm}$

Durch Anwendung der Filterregel nach Terzaghi ( $D_{15}/d_{85} \leq 4$ ; vgl. Terzaghi et al. 1996) ergeben sich für Rheinsand (0 – 2 mm)/Kies (2 – 8 mm) eine mittlere mechanische Filterfestigkeit  $D_{15}/d_{85} \approx 2,7$  und für die Lavasand (0 – 4 mm)/Kies (2 – 8 mm) eine mittlere mechanische Filterfestigkeit  $D_{15}/d_{85} \approx 1,4$ .

<b>Analysis</b>			<b>Report</b>		
Operator:	ahahn	Date: 12/2/2021	Operator:	ahahn	Date: 2021/12/17
Sample ID:	Lavasand 0-4mm	Filename:	QW1_211216_02.QPS		
Sample Desc:	Büro Dr. Bruch - Stuttgart 10.12.21	Comment:			
Sample weight:	0.9169 g	End of run:	12/2/2021 16:13:34	Instrument:	QuadraSorb Station 3
Analysis Time:	153.5 min	Run mode:	Standard	Instrument version:	5.06
Void Vol.:	He Mode, Cell: 9mm small bulb	He evac time:	1 min		
Thermal delay:	180 sec	Outgas Temp:	180.0 C		
Outgas Time:	6.0 hrs	Bath Temp:	77.3 K		
Analysis gas:	Nitrogen	Equil time:	30/0 sec (ads/des)	Equil timeout:	120/0 sec (ads/des)
Press. Tolerance:	0.010/0.000 (ads/des)				

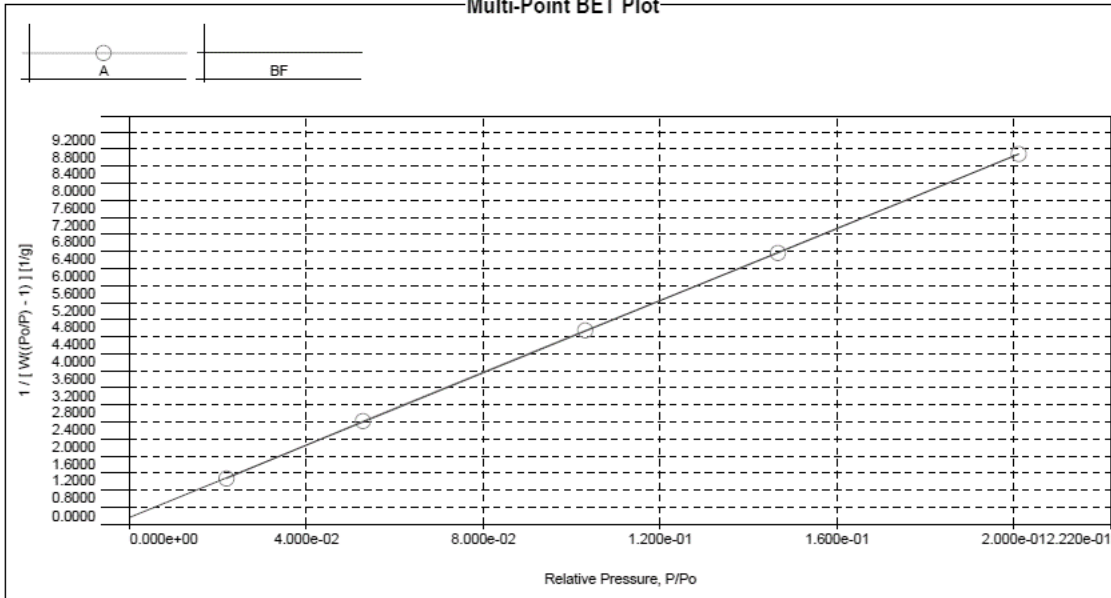
**Data Reduction Parameters**

<b>Adsorbate model</b>	Nitrogen	Temperature	77.350K	Liquid Density:	0.808 g/cc
	Molec. Wt.: 28.013	Cross Section:	16.200 Å²		

**MBET summary**

Slope = 42.383 1/g  
Intercept = 1.601e-01 1/g  
Correlation coefficient, r = 0.999981  
C constant = 265.784  
Surface Area = 81.858 m²/g

**Multi-Point BET Plot**



**Multi-Point BET**

Relative Pressure [P/Po]	Volume @ STP [cc/g]	1 / [ W((Po/P) - 1) ] [1/g]	Relative Pressure [P/Po]	Volume @ STP [cc/g]	1 / [ W((Po/P) - 1) ] [1/g]
2.19285e-02	16.7981	1.0679e+00	1.46651e-01	21.6183	6.3604e+00
5.27736e-02	18.4403	2.4174e+00	2.01102e-01	23.1958	8.6829e+00
1.03071e-01	20.2286	4.5453e+00			

Abbildung C - 7: BET-Analyse des Lavasands der Korngröße 0 – 4 mm nach ca. anderthalb Jahren Betrieb der Bodenfilteranlage im Pilotmaßstab

Analysis  
Operator:  
Sample ID:

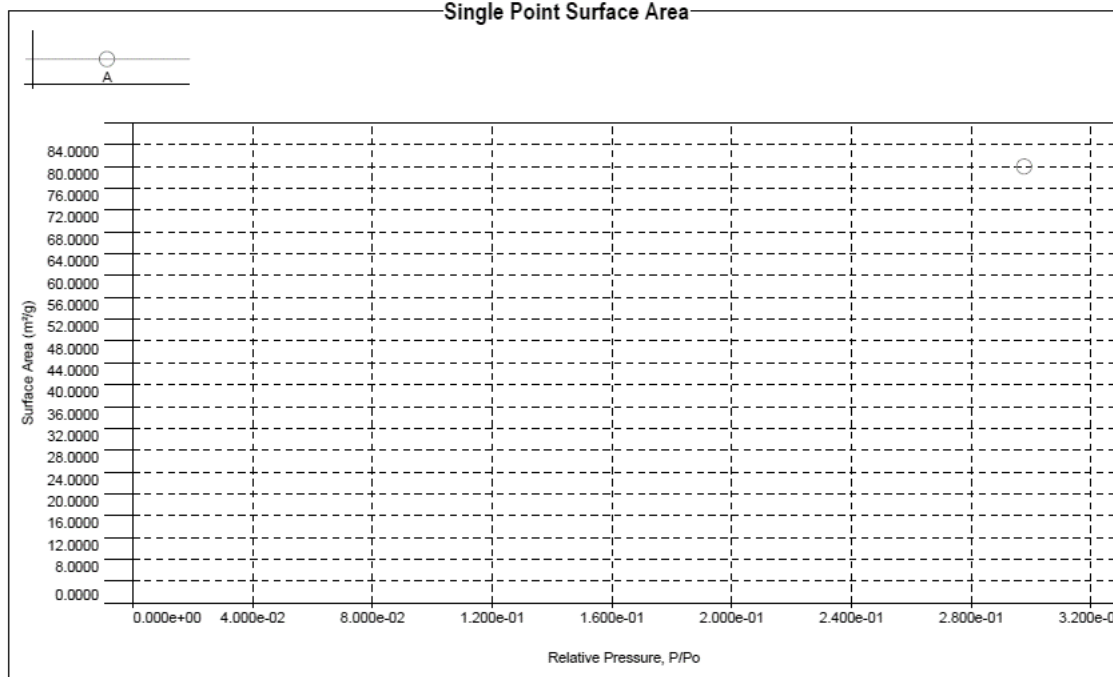
ahahn  
Lavasand 0-4mm

Date:12/2/2021  
Filename:

Report  
Operator: ahahn  
QW1\_211216\_02.QPS

Date:2021/12/17

Single Point Surface Area



Single Point Surface Area

Relative Pressure [P/Po]	Volume @ STP [cc/g]	1 / [W((P/Po) - 1)]	Slope	Surf. Area [m²/g]
2.97774e-01	26.1720	1.2964e+01	43.5347	79.9940

Fortsetzung Abbildung C - 7.

Aus Abbildung C - 7 ergibt sich nach dem Mehrpunkt-BET-Verfahren eine spezifische BET-Oberfläche von 81,9 m²/g für Lavasand (0 – 4 mm) nach ca. anderthalb Jahren Betrieb.

<b>Analysis Operator:</b> ahahn	<b>Date:</b> 12/2/2021	<b>Report Operator:</b> ahahn	<b>Date:</b> 2021/12/17
<b>Sample ID:</b> Rheinsand 0-2mm	<b>Filename:</b> QW1_211216_01.QPS		
<b>Sample Desc:</b> Büro Dr. Bruch - Stuttgart 10.12.21	<b>Comment:</b>		
<b>Sample weight:</b> 6.6747 g	<b>End of run:</b> 12/2/2021 13:26:45	<b>Instrument:</b> QuadraSorb Station 3	
<b>Analysis Time:</b> 93.5 min	<b>Run mode:</b> Standard	<b>Instrument version:</b> 5.06	
<b>Void Vol.:</b> He Mode, Cell: 9mm large bulb	<b>He evac time:</b> 1 min		
<b>Thermal delay:</b> 300 sec	<b>Outgas Temp:</b> 180.0 C		
<b>Outgas Time:</b> 6.0 hrs	<b>Bath Temp:</b> 77.3 K		
<b>Analysis gas:</b> Nitrogen	<b>Equil time:</b> 30/0 sec (ads/des)	<b>Equil timeout:</b> 120/0 sec (ads/des)	
<b>Press. Tolerance:</b> 0.010/0.000 (ads/des)			

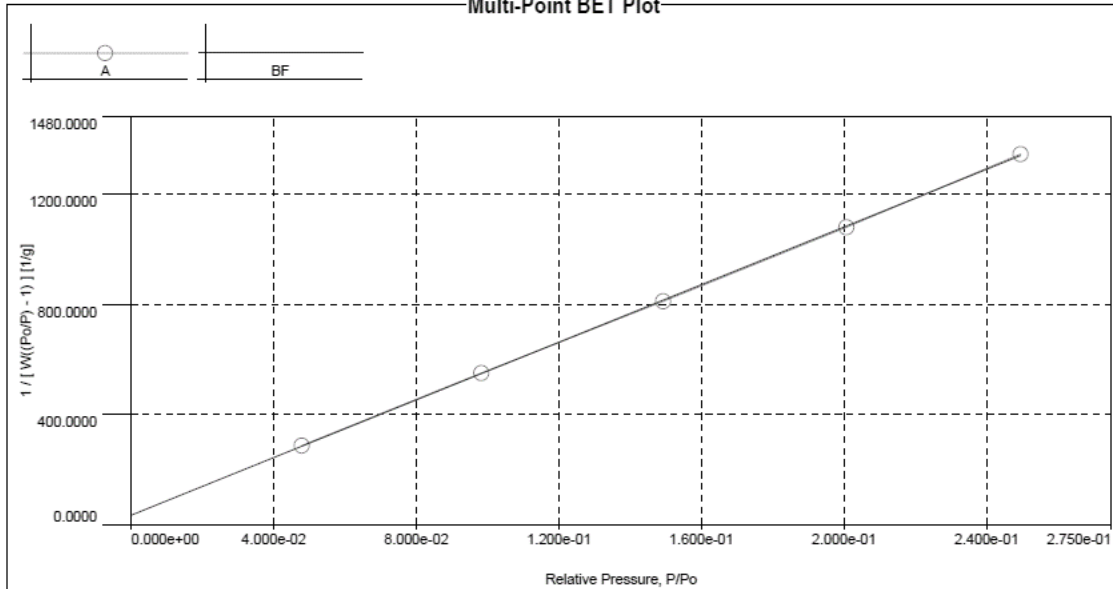
**Data Reduction Parameters**

<b>Adsorbate model</b>	Nitrogen	<b>Temperature</b>	77.350K	<b>Liquid Density:</b>	0.808 g/cc
<b>Molec. Wt.:</b>	28.013	<b>Gross Section:</b>	16.200 Å:		

**MBET summary**

Slope = 5230.766 1/g  
 Intercept = 3.365e+01 1/g  
 Correlation coefficient, r = 0.999941  
 C constant = 156.425  
 Surface Area = 0.662 m<sup>2</sup>/g

**Multi-Point BET Plot**



**Multi-Point BET**

Relative Pressure [P/Po]	Volume @ STP [cc/g]	1/[W((Po/P) - 1)] [1/g]	Relative Pressure [P/Po]	Volume @ STP [cc/g]	1/[W((Po/P) - 1)] [1/g]
4.78912e-02	0.1406	2.8631e+02	2.00711e-01	0.1863	1.0787e+03
9.82738e-02	0.1587	5.4941e+02	2.49541e-01	0.1979	1.3445e+03
1.49288e-01	0.1733	8.1000e+02			

**Abbildung C - 8:** BET-Analyse des Rheinsandes der Korngröße 0 – 2 mm nach ca. anderthalben Jahren Betrieb der Bodenfilteranlage im Pilotmaßstab

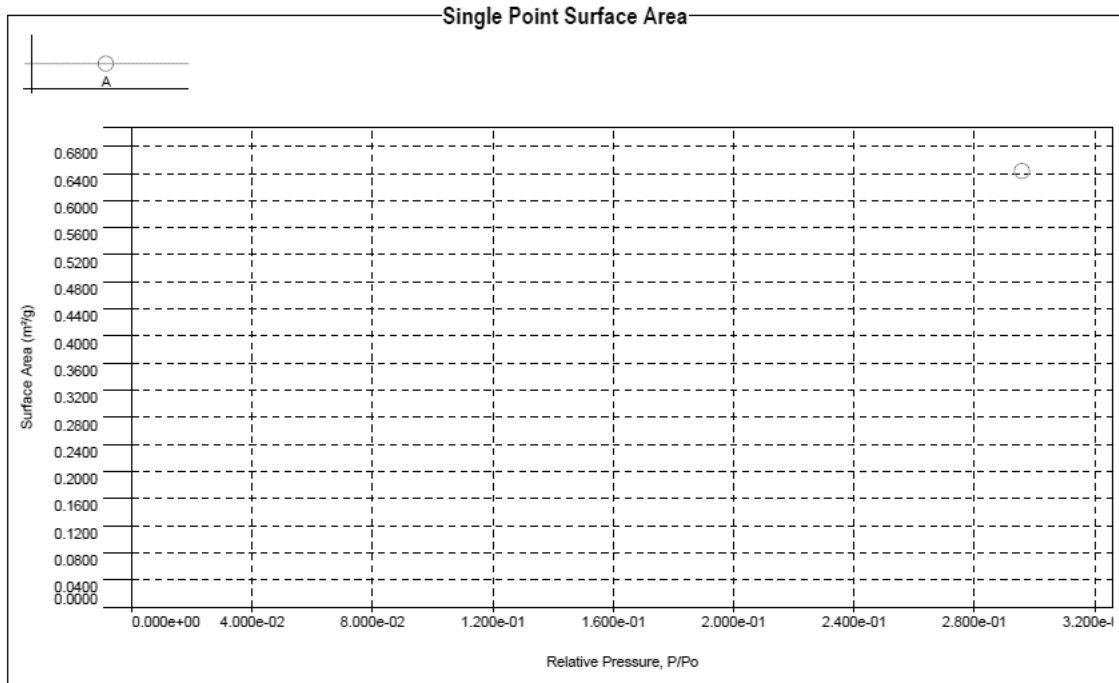
Analysis  
Operator:  
Sample ID:

ahahn  
Rheinsand 0-2mm

Date:12/2/2021  
Filename:

Report  
Operator: ahahn  
QW1\_211216\_01.QPS

Date:2021/12/17



**Single Point Surface Area**

Relative Pressure [P/Po]	Volume @ STP [cc/g]	1 / [W((P/Po) - 1)]	Slope	Surf. Area [m²/g]
2.95790e-01	0.2099	1.6008e+03	5412.0216	0.6435

Fortsetzung Abbildung C - 8.

Aus Abbildung C - 8 ergibt sich nach dem Mehrpunkt-BET-Verfahren eine spezifische BET-Oberfläche von 0,66 m²/g für Rheinsand (0 – 2 mm) nach ca. anderthalb Jahren Betrieb.

**Tabelle C - 1:** Mineralogische Zusammensetzung von in Rheinland-Pfalz vorkommenden Lavasanden und Lavasanden der Westeifel.

<b>Zusammensetzung</b>	<b>Quelle:</b>	
	Rheinland-Pfalz LGB-RLP (2016)	Westeifel Bruch et al. (2011a)
	<b>Gew.-%</b>	<b>Gew.-%</b>
SiO <sub>2</sub>	40 – 55	42 – 46
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	6 – 19	k. A.
FeO	< 12	k. A.
FeO + Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	k. A.	12 – 14
Na <sub>2</sub> O	2 – 6	1,0 – 2,2
CaO	8 – 15	12 – 16
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	10 – 21	13 – 15
MgO	3 – 12	8 – 14
K <sub>2</sub> O	1 – 3	1,0 – 2,2
SO <sub>3</sub>	k. A.	0,1 – 0,3

**Tabelle C - 2:** Technische Kennwerte von in Rheinland-Pfalz vorkommenden Lavasanden.

<b>Lavasandeigenschaften</b>	<b>Kennwert</b>
<b>Rohdichte</b>	0,8 – 1,8 t/m <sup>3</sup> (je nach Korngröße und Reinheit)
<b>Schüttdichte</b>	800 – 1200 kg/m <sup>3</sup>
<b>Spezifisches Gewicht</b>	2,5 – 3,1 t/m <sup>3</sup>
<b>Porosität</b>	22 – 45 Vol.-%
<b>Wasserspeichervermögen</b>	ca. 12 – 14 Vol.-% in der Körnung 16 – 32 mm
<b>Druckfestigkeit</b>	4 – 20 MPa
<b>Thermische Leitfähigkeit</b>	0,1 – 0,2 W/(m·K)

Quelle: LGB-RLP (2016)

**Tabelle C - 3:** Chemisch-physikalische Eigenschaften der Anthrazitkohle Everzit® N der Firma EVERS GmbH & Co. KG

<b>Kohlenstoff</b>	ca. 92 %
<b>Wasser</b>	ca. 2 %
<b>Asche</b>	ca. 3,5 %
<b>Flüchtige Bestandteile</b>	ca. 5,5 %
<b>Säurelöslichkeit (19 %ige Salzsäure)</b>	ca. 0,5 %
<b>Schüttdichte</b>	ca. 700 kg/m <sup>3</sup>
<b>Dichte</b>	ca. 1,45 – 1,55 g/cm <sup>3</sup>
<b>Porosität</b>	< 10 %
<b>Härte</b>	ca. 4 Mohs
<b>Hardgrove Grindability Index (Hardgrove-Mahlbarkeitsindex)</b>	38
<b>Abrieb pro 100 Rückspülungen</b>	ca. 0,06 %

## Anhang D Zusammensetzung von Grauwasser

### Chemische Zusammensetzung der verwendeten Reinigungsmittel in den Bauarbeiterunterkünften am Impulsprojekt Stuttgart

Die chemische Zusammensetzung der in den Arbeiterunterkünften genutzten Reinigungsmittel zur Reinigung der gemeinschaftlichen Bäder kann wie folgt festgehalten werden:

- SEKI-Spiegelblank (Sprühreiniger) besteht aus Isopropanol;
- Das alkalische Hochkonzentrat Force F von der Fa. Layer-Chemie GmbH (Leingarten, BW) besteht im Wesentlichen aus < 5 % nichtionischen Tensiden, 5 – 15 % anionischen Tensiden, Duftstoffen, < 5 % Phosphaten [gefährliche Inhaltsstoffe sind dabei 1) Benzolsulfonsäure, C10-13-Alkylderivat, Natriumsalz (d. h., Natriumalkylbenzolsulfonate = anionische Tenside); 2) 2-(2-Butoxy-ethoxy)ethanol, Diethylenglykolmonobutylether, Butyldiglykol; 3); 5-15 % Fettalkoholethoxylaten (nichtionische Tensiden); 4) Natriumhydroxid.

### Zusammensetzung des synthetischen Grauwassers (bei Lieferengpässen)

Tabelle D - 2 zeigt die Rezeptur zur Herstellung von synthetischem Grauwasser, auf das ausschließlich bei Lieferengpässen im Rahmen der kleintechnischen Untersuchungen zurückgegriffen wurde. Die Zugabe von Körperpflegeprodukten, Lebensmitteln, Wasch- und Reinigungsmitteln lehnt sich an den einwohnerspezifischen Verbrauch und den Grauwasseranfall im Haushalt an (Giese und Londong 2015). Die Dosierung von Chemikalien stellt ein ausreichendes Nährstoffangebot im synthetischen Grauwasser sicher (Giese & Londong 2015). Durch die Herstellung von synthetischem Grauwasser anhand einer Rezeptur können Zusammensetzungen erreicht werden, die durch einfaches Zumischen von Chemikalien nur schwer reproduzierbar sind. Eine Rezeptur ermöglicht die Zugabe einer Vielzahl von Substanzen in das Grauwasser, was mit einer realistischeren Grauwasserzusammensetzung einhergeht. Gemäß Giese und Londong (2015) können jedoch anhand dieser Rezeptur Störstoffe wie Haare, Hautschuppen und Fette nicht abgebildet werden.

Eigene Untersuchungen zeigten, dass die Qualität des synthetischen Grauwassers erheblich von der Qualität des schwach belasteten Grauwassers mit geringem Küchenabwasseranteil aus den Studierendenwohnheimen abwich. Es wurden dabei ausschließlich Produkte vom Lidl Deutschland verwendet. Eine Zusammenstellung der Konzentrationen wesentlicher Abwasserinhaltsstoffe ist in Tabelle D - 1 gegeben. Aufgrund der Abwesenheit von Feststoffen > 1,3 mm waren keine Unterschiede zwischen den Konzentrationen in gesiebttem und ungesiebttem Grauwasser festzustellen.

**Tabelle D - 1:** Beschaffenheit des hergestellten synthetischen Grauwassers (n = 3).

Parameter	Synthetisches Rohgrauwasser	Gesiebtes synthetisches Grauwasser
AFS		121 (n = 1)
CSB	629 ± 42 (n = 3)	633 ± 44 (n = 3)
TN <sub>b</sub>	41,9 ± 19,5 (n = 3)	41,5 ± 19,6 (n = 3)
P <sub>ges</sub>	2,3 ± 0,09 (n = 3)	2,3 ± 0,11 (n = 3)
pH-Wert		8,7 ± 0,02 (n = 2)
LF		1.128 ± 32 (n = 2)

AFS = Abfiltrierbare Stoffe; CSB = Chemischer Sauerstoffbedarf; TN<sub>b</sub> = Gesamter gebundener Stickstoff; P<sub>ges</sub> = Gesamtposphor; LF = Elektrische Leitfähigkeit.

**Tabelle D - 2:** Rezeptur zur Herstellung synthetischen Grauwassers im Projekt KREIS (Kopplung von Regenerativer Energiegewinnung mit Innovativer Stadtentwässerung)  
Quelle: Giese und Londong (2015)

	Produkte	Menge für 70 l ≈ 1 EW	Einheit
	Wasser	67,90	l
	Abwasser	2,10	l
<b>Körperpflegeprodukte</b>	Zahnpasta	1,27	ml
	Mundspülung	1,27	ml
	Flüssigseife	0,34	g
	Duschgel	3,05	ml
	Bodylotion	0,50	ml
	Shampoo	5,00	ml
	Schaumbad	6,25	ml
	Kernseife	15,00	ml
<b>Chemikalien</b>	Urea	1,50	g
	Ammoniumchlorid	0,88	g
	Dikaliumhydrogenphosphat	0,01	g
	Natriumkarbonat	1,30	g
<b>Lebensmittel</b>	Zucker	4,83	g
	Stärke	0,21	g
	Brühe	24,44	g
<b>Waschmittel</b>	Waschpulver	20,27	g
	Weichspüler	0,22	g
	Feinwaschmittel	10,14	g
<b>Reinigungsmittel</b>	Allzweckreiniger	15,00	ml
	Anti-Kalk-Tabs	15,00	ml
	Spülmittel	15,00	ml
	Geschirrspültabs	10,00	ml

EW = Einwohnerwert.



## Anhang E Sonstige Methoden und Analysen und Kalibrierkurven

### Kalibriergeraden für die Tracer-Versuche

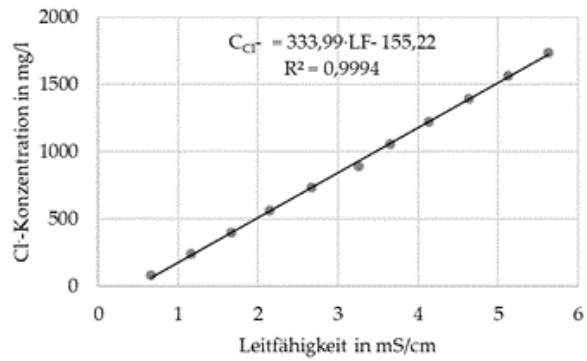


Abbildung E - 1: Korrelationsgerade der Chloridkonzentration und der Leitfähigkeit im Ablauf der Rheinsandfiltersäule S1 (0 – 2 mm).

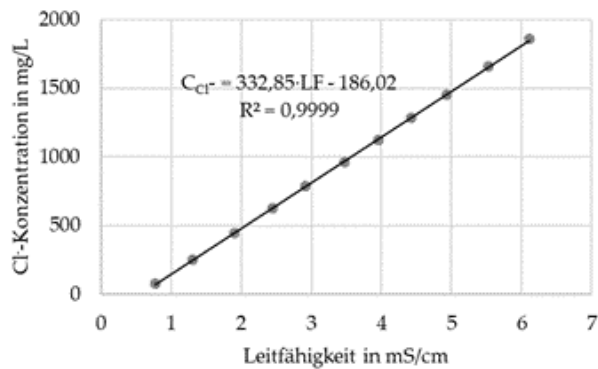


Abbildung E - 2: Korrelationsgerade der Chloridkonzentration und der Leitfähigkeit im Ablauf der Rheinsandfiltersäule S2 (0 – 4 mm); Versuch 1.

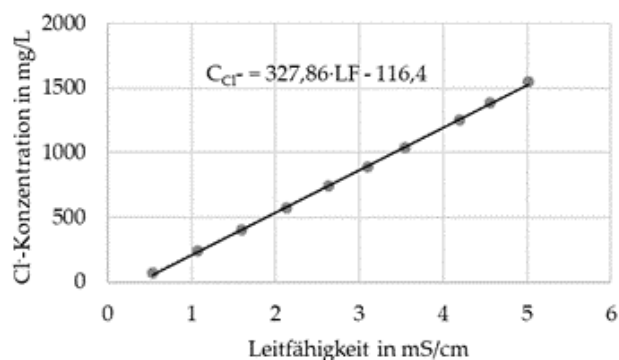


Abbildung E - 3: Korrelationsgerade der Chloridkonzentration und der Leitfähigkeit im Ablauf der Rheinsandfiltersäule S2 (0 – 4 mm); Versuch 2.

## Analysierte organische Mikroschadstoffe

**Tabelle E - 1:** Im Rahmen der kleintechnischen und Pilotuntersuchungen analysierte organische Mikroschadstoffe aus den Substanzgruppen: Desinfektionsmittel, Indikatoren für Fäkalien, natürliche aromatische Säuren, natürliche Hormone, Pestizide, pharmazeutische Wirkstoffe und Metabolite, Phenole, Phosphorflammschutzmittel, phenolische Xenoestrogene, synthetische und natürliche Duftstoffe, Waschmittel und Weichmacher.

1	(2-Acetyl-2-Methyl-1-Phenylhydrazino)- Oxoessigsäure (als Methylester)	50	Indol
2	1-Methyl-2-Phenyl-Acetohydrazid	51	Irbesartan
3	2,6-Dichloranilin	52	Kresole (=Methyphenole) Summe drei Isomere)
4	2,6-Dichlorphenylindolidon	53	Lidocain
5	4-Hydroxy-3-methoxy-benzoessäure	54	Linalool
6	4-Hydroxy-3-methoxy-phenylpropansäure	55	Menthen
7	4-Hydroxy-3-methoxy-phenylessigsäure	56	Menthol
8	4-Hydroxybenzoessäure	57	Menthon
9	4-Hydroxyphenylbuttersäure	58	Methyl Dihydrojasmonat (Isomer I)
10	4-Hydroxyphenylessigsäure	59	Methyl Dihydrojasmonat (Isomer II)
11	4-Hydroxyphenylpropansäure	60	Methylindol (Skatol)
12	Acetamidoantipyrin	61	Metoprolol
13	alpha-Isomethylionon	62	Mirtazapin
14	Benzoessäure	63	Naproxen
15	Benzylbutylphthalat (BBP)	64	Natürliche Hormone
16	Bisphenol A	65	Nicotin
17	Butylhydroanisol (BHA)	66	OTNE-OX
18	Butylhydroxytoluol (BHT)	67	Octenol, 2,6-dimethyl
19	Carbamazepin	68	Patchouli-Ethanon (OTNE)
20	Carbamazepin, Dihydro-, Dihydroxy-	69	Phenazone
21	Carbamazepin, Ox-	70	Phenol
22	Candesartan	71	Phenylethanol
23	Chlorxylenol	72	Phenylessigsäure
24	Cholesterol	73	Phenylpropansäure
25	Cholestan	74	Phenoxyethanol
26	Cholestanon	75	Phenoxypropanol
27	Clopidogrel	76	Propyphenazon
28	Coffein	77	Salicylsäure (2-Hydroxybenzoessäure)
29	Cotinin	78	Sandalol
30	Dihydro-beta-ionon	79	Squalen
31	Diethylphthalat (DEP)	80	Terbineol
32	Di-i-butylphthalat (DiBP)	81	Terbutryn
33	Di-n-butylphthalat (DBP)	82	Terpinylacetat
34	Diclofenac	83	Tetraacetyldiamin (TAED)
35	Diclofenac, 3'-Hydroxy-	84	Tetramethylpiperidon
36	Diclofenac, 4'-Hydroxy-	85	Tonalid (AHTN)
37	Diclofenac, 5-Hydroxy-	86	Tramadol
38	Dimethylxanthin	87	Tramadol, O-Desmethyl-
39	Formylaminoantipyrin	88	Tri-butyl-acteylcitrat
40	Galaxolid (HHCB)	89	Tri-butyl-citrat
41	Galaxolidon-I (HHCB-Lacton)	90	Triclosan
42	Galaxolidon-II (HHCB-Lacton)	91	Triclosan, Methyl-
43	Gabapentin	92	Triethylcitrat
44	Gabapentin-Lactam	93	Trimethoprim
45	Hydrochlorothiazid	94	Tris-(2-chlorethyl)-phosphat - TCEP
46	Ibuprofen	95	Tris-(chlorpropyl)-phosphat - TCPP
47	Ibuprofen, Carboxy-	96	Tris-(dichlorpropyl)-phosphat - TDCPP
48	Ibuprofen, Hydroxy-	97	Venlafaxin
49	Icaridin	98	Venlafaxin, Nor-

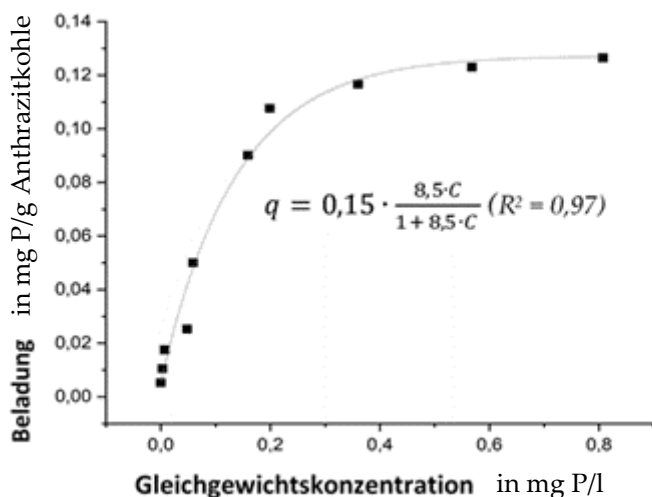
**Tabelle E - 2:** Ausschluss von Ausreißern abhängig vom Kenntnisstand zum Betriebszustand und unter Berücksichtigung von Einzelereignissen.

<b>Datum</b>	<b>Ausgeschlossene Werte</b>	<b>Begründung des Ausschlusses</b>
<b>Kleintechnische Untersuchungen</b>		
11.11.2020	C <sub>AfS</sub> < 1 mg/l im gesiebten Grauwasser	Fehlerhafte Probenahme
17.03.2021	Alle Ablaufwerte von S2 (z. B. C <sub>CSB</sub> = 30,6 mg/l, TN <sub>b</sub> = 48,4 mg/l)	Unplausible Werte im Ablauf von S2 aufgrund der Entfernung von rötlichen Schlieren im S2-Ablaufschlauch am 10.03.2021
28.04.2021	Alle Ablaufwerte von S4 (z. B. C <sub>CSB</sub> = 215,5 mg/l)	Betriebsstörung der S4-Beschickungspumpe, die zum Überstau und Kurzschlussströmungen führte. Dieser Zustand entsprach nicht dem regulären Betriebszustand der Bodenfilteranlage.
<b>Untersuchungen im Pilotmaßstab</b>		
30.01.2020	C <sub>Pges</sub> = 0,66 mg/l im Ablauf Lavasandfilter	Übertragungsfehler
21.12.2020	C <sub>Na+</sub> , C <sub>Ca2+</sub> , C <sub>Mg2+</sub> , C <sub>K+</sub> und C <sub>NH4+</sub> im Ablauf Lavasandfilter	Unklar beschriftete Probe

## Anhang F Sonstige Untersuchungsergebnisse

### Batchversuche zur Ermittlung der Adsorptionskapazität von Anthrazitkohle

Im Rahmen der in Kapitel 3.2.1.1 beschriebenen Laborversuche konnte die Eignung von Pulver-Anthrazitkohle zur Phosphoradsorption nachgewiesen werden. Abbildung F - 1 zeigt bei konstanter Raumtemperatur den Gleichgewichtszustand der Sorption von Phosphatphosphor an Pulver-Anthrazitkohle.



**Abbildung F - 1:** Isotherme der Adsorption von Phosphor an Pulveranthrazitkohle (< 0,125 mm) bei Raumtemperatur (Rührzeit: 24 h; Ausgangskonzentration: 1,06 mg/l P)

Bestmöglich beschreibt die Langmuir-Sorptionsisotherme den in Abbildung F - 1 dargestellten Kurvenverlauf, da die Beladung asymptotisch einem Grenzwert entgegenstrebt. Mittels einer nichtlinearen Regressionsrechnung (vgl. z. B. Wasielewski 2020) ergaben sich eine maximale Beladung der Sorptionsoberfläche  $q_{\max}$  von 0,15 mg P pro g Anthrazitkohle und ein Langmuir-Sorptionskoeffizient von 8,5, dabei belief sich das Bestimmtheitsmaß  $R^2$  auf 0,97. Die in Abbildung F - 1 dargestellte Isotherme für die Sorption von Phosphatphosphor an Pulver-Anthrazitkohle kann anhand von der in Abbildung F - 1 aufgeführten Gleichung beschrieben werden.

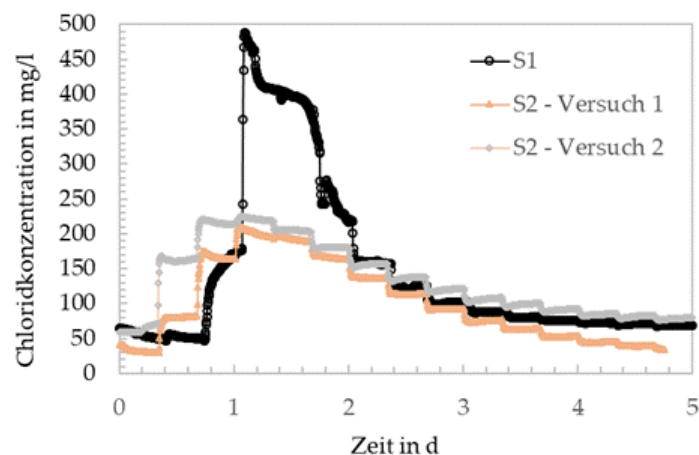
Tabelle F - 1 zeigt die angewendeten Desorptionsmittel im Rahmen der Desorptionsversuche im Bodenfilterbetrieb bei S3.

**Tabelle F - 1:** Phosphorkonzentration in der Desorptionslösung nach 7-tägigem Einstau der Anthrazitkohleschicht in Bodenfiltersäule S3 mit 7 L Desorptionslösung nach insgesamt etwa anderthalbjährigem Betrieb.

Desorptionslösung	Einstauzeit:	Konzentration nach Desorption in mg/l Phosphor		
		1 d	2 d	7 d
1 M Zitronensäure		3,3	2,9	k. A.
1 M $\text{NH}_4\text{Cl}$		0,09	k. A.	0,14
5 Gew.-% NaCl + 3 Gew.-% NaOH		40,5	k. A.	109

## Tracer-Versuche

In Abbildung F - 2 sind die zeitlichen Verläufe der Cl-Konzentration im Rahmen der Tracer-Versuche bei S1 (Rheinsandfiltersäule) und S2 (Lavasandfiltersäule) nach der Zugabe der Tracer-Substanz NaCl ersichtlich. Die unterschiedlichen Konzentrationen zu Beginn der Versuche lassen sich auf unterschiedliche Hintergrundkonzentrationen von Chlorid zum Zeitpunkt der Versuchsdurchführung erklären. Es erfolgten drei Beschickungen am Tag, was sich aus Abbildung F - 2 gut erkennen lässt. Abbildung F - 2 verdeutlicht zudem, dass am zweiten Tag nach der Tracer-Zugabe bereits die maximale Cl-Konzentration im S1-Ablauf von ca. 490 mg Cl/L gemessen werden konnte. Auch bei S2 wurde die höchste Chloridkonzentration im Ablauf am zweiten Versuchstag nachgewiesen. Die Cl-Konzentrationen im Rahmen von Versuch 1 bzw. Versuch 2 bei S2 lagen mit 210 mg/l bzw. 224 mg/l dennoch deutlich geringer als bei S1. Weiterhin ist der Kurvenverlauf der Chloridkonzentration bei S2 deutlich gestauchter als bei S1, weshalb die Kurve nach Erreichen des Maximalwerts im Vergleich zu S1 deutlich langsamer abflachte, wobei sich der Tracer zuerst im Ablauf von S2 nachweisen ließ. Durch die wiederholte Versuchsdurchführung bei S2 konnten die Ergebnisse von Versuch 1 validiert werden (vgl. Abbildung F - 2).



**Abbildung F - 2:** Chloridkonzentration im Auslass der Rheinsandbodenfiltersäulen S1 und S2 nach Zugabe der Tracer-Substanz NaCl.

Der Vergleich der Versuchsdurchführungen in Tabelle F - 2 zeigt, dass die Zeit bis zur Auswaschung von 50 % der zugeführten Tracer-Substanz ( $t_{50}$ ) bei S1 und S2 als ähnlich betrachtet werden kann. Es fällt zudem auf, dass die Zeit, bis 90 % der Fracht an Tracer aus dem Bodenfilter ausgetragen werden ( $t_{90}$ ), bei der Lavasandfiltersäule S2 höher lag als bei der Rheinsandfiltersäule S1. Das verdeutlicht, dass der Lavasand einen Teil der Tracer-Substanz verzögert an das Ablaufwasser abgibt und lässt auf einen besseren Kontakt zwischen durchströmendem Wasser und porösem Medium schließen, was die Reinigungsleistung fördert.

**Tabelle F - 2:** Zeit, bis 50 % bzw. 90 % der Fracht an Tracer-Substanz (Cl<sup>-</sup>) aus den Bodenfiltersäulen ausgetragen wurden.

	<b>S1</b>	<b>S2 (Mittelwert)</b>	<b>S2 (Versuch 1)</b>	<b>S2 (Versuch 2)</b>
<b>HLR</b>	74 L/(m <sup>2</sup> ·d)		67 L/(m <sup>2</sup> ·d)	
<b>t<sub>50</sub></b>	35 h	36,5 ± 3,5 h	40 h	33 h
<b>t<sub>90</sub></b>	53 h	72 ± 9 h	81 h	63 h

## Spurestoffanalysen des Grauwassers aus den Studierendenwohnheimen

**Tabelle F - 3:** Konzentrationen der organischen Spurenstoffe des anfallenden Grauwassers (Duschwasser und Wasser aus Handwaschbecken) mit geringem Küchenabwasseranteil aus den Studierendenwohnheimen (n = 6); Analysen durch das Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart durchgeführt.

Substanzgruppe	Einzelsubstanz	Mittelwert in µg/l	± Std.-Abw. in µg/l	Bemerkungen
Pestizide	<i>N,N</i> -Diethyltoluamid (DEET)	0,057	± 0,043	Insektenrepellentien
Phenolische Xenoestrogene	Butylhydroanisol (BHA)	0,35	± 0,15	Antioxidantien/ Stabilisatoren.
	Butylhydroxytoluol (BHT)	0,071	± 0,033	Verwendung in Kunststoffen und ggf. Kosmetika
Phosphorflamm- schutzmittel	Tris-(2-chlorethyl)-phosphat-TCEP	1,20	± 0,63	In Schaumstoffen und anderen Konstruktions- materialien (nicht in Kosmetika, Waschmitteln usw.)
	Tris-(chlorpropyl)-phosphat-TCPP	1,82	± 1,83	
	Tris-(dichlorpropyl)-phosphat-TDCPP	0,002	± 0,001	
Pharmazeutische Wirkstoffe und Metaboliten	Diclofenac	0,46	± 0,58	Kann anhand von Salben appliziert werden; fehlende Abbauprodukte weisen auf darauf hin, dass es nicht oral eingenommen wurde
	Ibuprofen	0,68	± 1,05	Wird oral eingenommen
	Ibuprofen, Hydroxy-	1,17	± 2,20	Abbauprodukte weisen auf den
	Ibuprofen, Carboxy-	2,46	± 3,60	Eintrag über Urin ins Grauwasser hin
Waschmittel	Tetraacetyldiamin (TAED)	6,93	± 1,67	Bleichaktivator in Textilwaschmitteln
	Triacetyldiamin ( <i>TriAED</i> )	2,54	± 1,03	Abbauprodukt von TAED
Weichmacher	Triethylcitrat	9,23	± 4,99	Einsatz als
	Tributylcitrat	1,22	± 0,69	Weichmacher/Emul- gator/Verdicker/Löse- mittel/Keeper von
	Tributylacetylcitrat	0,93	± 0,57	Duftstoffen in Kosmetika
	Diethylphthalat (DEP)	0,29	± 0,25	Einsatz z. B. als
	Di-i-butylphthalat (DiBP)	0,83	± 0,26	Weich-PVC
	Di-n-butylphthalat (DBP)	0,78	± 0,21	Diethylphthalate
Benzylbutylphthalat (BBP)	0,13	± 0,12	werden vor allem in kosmetischen	
Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP)	1,19	± 0,81	Formulierungen eingesetzt	
Di-iso-nonyl-phthalate (DiNP)	2,12	± 1,82	Ersatzstoff für DEHP	
Fäkal- und Urinverun- reinigungen	Koffein	18,5	± 8,95	Keine Koffein- Abbauprodukte vorhanden → weist darauf hin, dass es nicht über den Urin eingetragen wurden

Fortsetzung Tabelle F - 3.

Substanz- gruppe	Einzelsubstanz	Mittelwert in µg/l	± Std.-Abw. in µg/l	Bemerkungen
Fäkal- und Urinverun- reinigungen	Indol	25,7	± 32,5	Fäkaliengeruchstoff
	Methylindol (Skatol)	1,29	± 0,76	
	Nicotin	0,95	± 0,56	
	Cotinin	0,57	± 0,55	-
	Squalen	26,3	± 18,1	Typisch für menschliche und tierische Ausscheidungen (Kohlenwasserstoff)
Desinfektions- mittel	Phenoxyethanol	79,1	± 95,7	Typische Inhaltsstoffe von Kosmetika und Desinfektionsmittel
	Phenoxypropanol	70,1	± 95,1	
	Chlorxylenol	95,8	± 119	Kombination aus Chlorxylenol und Terpineol = Dettol → Starkes
	Terpineol	31,8	± 47,3	Desinfektionsmittel, das überwiegend in Indien, Südostasien eingesetzt wird
Synthetische und natürliche Duftstoffe	Galaxolid (HHCB)	1,09	± 0,72	Typische Inhaltsstoffe von Waschmitteln, Kosmetika, Weichspülern
	Galaxolidon-I (HHCB-Lacton)	1,56	± 0,76	
	Galaxolidon-II (HHCB-Lacton)	0,37	± 0,17	
	Tonalid (AHTN)	0,32	± 0,30	
	Methyldihydrojasmonat (Isomer I)	6,93	± 1,67	
	Methyldihydrojasmonat (Isomer II)	2,54	± 1,03	
	Patchouli-Ethanon (OTNE)	17,3	± 15,7	
	OTNE-OX	1,26	± 0,88	
Natürliche Aromatische Säuren	Menthol	140	± 126	
	Benzoessäure	4,20	± 1,94	
	Phenyllessigsäure	146	± 144	
	Phenylpropansäure	43,7	± 60,3	
	2-Hydroxybenzoessäure (Salicylsäure)	15,4	± 19,9	
	4-Hydroxybenzoessäure	2,45	± 1,99	
	4-Hydroxyphenyllessigsäure	54,9	± 51,1	Typische Inhaltsstoffe von Ausscheidungen
	4-Hydroxyphenylpropansäure	117	± 115	
	4-Hydroxyphenylbuttersäure	99,8	± 159	
	4-Hydroxy-3-methoxy-benzoessäure	12,7	± 15,6	
	4-Hydroxy-3-methoxy- phenyllessigsäure	17,7	± 25,1	
4-Hydroxy-3-methoxy- phenylpropansäure	19,2	± 25,8		
Phenole	Phenol	138	± 237	Typische Indikatoren von Urin oder auch Abbauprodukt der Desinfektionsmittel Phenoxyethanol und - propanol
	Kresole (=Methylphenole)	262	± 328	



**Tabelle F - 4:** Ergebnisse zur organischen Mikroschadstoffentfernung im Bodenfilter im Pilotmaßstab.

Parameter	Konzentration in µg/l								
	Gesiebtes Grauwasser		Ablauf Lavasand-Bodenfilter Hydr. Flächenbel.= 65 ± 16 L/(m <sup>2</sup> ·d) CSB-Flächenbel.= 16,4 ± 5,5 gCSB/(m <sup>2</sup> ·d)		Ablauf Rheinsand-Bodenfilter Hydr. Flächenbel.= 75 ± 17 L/(m <sup>2</sup> ·d) CSB-Flächenbel.= 19,0 ± 6,2 gCSB/(m <sup>2</sup> ·d)		UV-hygienisierter gemischter Ablauf		
	Mittelwert ± Std.-Abw	n	Mittelwert ± Std.-Abw	n	Mittelwert ± Std.-Abw	n	Mittelwert ± Std.-Abw	n	
Urinverunreinigungen Fäkal- und	Koffein	31,0 ± 11,2	7	0,29 ± 0,25	7	0,74 ± 0,73	7	0,51 ± 0,35	2
	Nicotin	15,6 ± 9,3	7	0,28 ± 0,44	7	0,56 ± 0,90	7	0,18 ± 0,12	2
	Cotinin (Abbau von Nicotin)	7,1 ± 0,8	7	0,02 ± 0,01	7	0,06 ± 0,05	7	0,03 ± 0,02	2
	Squalen	68,8 ± 34,8	7	0,50 ± 0,42	7	1,68 ± 2,55	7	1,52 ± 1,16	2
	Cholesterol	0,09 ± 0,06	7	< 0,01	7	< 0,010	7	< 0,010	2
	Cholestenon	2,6 ± 1,2	7	0,10 ± 0,12	7	0,19 ± 0,39	7	0,03 ± 0,003	2
Phenole	Phenol	15,3 ± 7,3	7	0,03 ± 0,02	7	0,10 ± 0,07	7	0,07 ± 0,06	2
	Kresole	61,8 ± 19,2	7	0,15 ± 0,11	7	0,54 ± 0,42	7	0,23 ± 0,21	2
Desinfektions- mittel	Phenoxyethanol	77,3 ± 59,0	7	0,53 ± 0,36	7	0,89 ± 1,14	7	0,70 ± 0,64	2
	Phenoxypropanol	< 0,01 - 7,7	7	< 0,010	7	< 0,01 - 0,06	7	< 0,010	2

Fortsetzung Tabelle F - 4.

Parameter	Konzentration in µg/l								
	Gesiebtes Grauwasser		Ablauf Lavasand-Bodenfilter Hydr. Flächenbel.= 65 ± 16 L/(m <sup>2</sup> ·d) CSB-Flächenbel.= 16,4 ± 5,5 gCSB/(m <sup>2</sup> ·d)		Ablauf Rheinsand-Bodenfilter Hydr. Flächenbel.= 75 ± 17 L/(m <sup>2</sup> ·d) CSB-Flächenbel.= 19,0 ± 6,2 gCSB/(m <sup>2</sup> ·d)		UV-hygienisierter gemischter Ablauf		
	Mittelwert ± Std.- Abw	n	Mittelwert ± Std.- Abw	n	Mittelwert ± Std.- Abw	n	Mittelwert ± Std.-Abw	n	
Synthetische Duftstoffe	Methyldihydrojasmonat	52,6 ± 43,8	7	0,29 ± 0,22	7	0,56 ± 0,48	7	0,38 ± 0,25	2
	Galaxolid (HHCB)	6,8 ± 3,9	7	0,25 ± 0,10	7	0,61 ± 0,40	7	0,50 ± 0,38	2
	Galaxolidon-I (Abbau von HHCB)	0,80 ± 0,20	7	0,60 ± 0,29	7	3,15 ± 0,38	7	1,52 ± 0,06	2
	Galaxolidon-II (Abbau von HHCB)	0,17 ± 0,03	7	0,07 ± 0,02	7	0,30 ± 0,07	7	0,17 ± 0,00	2
	Tonalid (AHTN)	1,0 ± 0,8	7	0,06 ± 0,03	7	0,10 ± 0,04	7	0,19 ± 0,14	2
	Patchouli-Ethanon (OTNE)	23,8 ± 16,0	7	0,79 ± 0,39	7	0,88 ± 0,63	7	0,29 ± 0,19	2
	OTNE-OX (Abbau von OTNE)	0,33 ± 0,13	7	1,36 ± 0,15	7	1,56 ± 0,31	7	0,16 ± 0,05	2
	Tetramethylpiperidon	< 0,01 - 56,8	7	< 0,01 - 78,6	7	< 0,01 - 37,5	7	3,97 ± 3,96	2
	Phenylethanol	7,6 ± 10,2	7	< 0,01 - 20,51	7	5,58	7	10,82 ± 10,81	2
	Sandanol	5,3 ± 2,4	7	0,05 ± 0,01	7	0,06 ± 0,05	7	0,07 ± 0,04	2

Parameter	Konzentration in µg/l								
	Gesiebtes Grauwasser		Ablauf Lavasand-Bodenfilter Hydr. Flächenbel.= 65 ± 16 L/(m <sup>2</sup> ·d) CSB-Flächenbel.= 16,4 ± 5,5 gCSB/(m <sup>2</sup> ·d)		Ablauf Rheinsand- Bodenfilter Hydr. Flächenbel.= 75 ± 17 L/(m <sup>2</sup> ·d) CSB-Flächenbel.= 19,0 ± 6,2 gCSB/(m <sup>2</sup> ·d)		UV-hygienisierter gemischter Ablauf		
	Mittelwert ± Std.-Abw	n	Mittelwert ± Std.-Abw	n	Mittelwert ± Std.-Abw	n	Mittelwert ± Std.-Abw	n	
Synthetische Duftstoffe	alpha-Isomethylionon	1,4 ± 3,1	7	0,03 ± 0,01	7	0,28 ± 0,58	7	0,12 ± 0,11	2
	Dihydro-beta-ionon	1,0 ± 0,7	7	0,03 ± 0,04	7	0,03 ± 0,03	7	0,02 ± 0,02	2
	Linalool	30,0 ± 12,8	7	0,40 ± 0,80	7	0,12 ± 0,12	7	0,07 ± 0,03	2
	Menthen	23,3 ± 9,4	7	0,05 ± 0,04	7	0,10 ± 0,09	7	0,09 ± 0,07	2
	Menthol	45,4 ± 25,4	7	0,21 ± 0,16	7	0,39 ± 0,52	7	0,15 ± 0,003	2
	Menthon	14,3 ± 6,0	7	0,20 ± 0,36	7	0,50 ± 0,97	7	0,11 ± 0,01	2
	Octenol, 2,6-dimethyl	22,8 ± 6,4	7	0,43 ± 0,51	7	0,53 ± 0,79	7	0,17 ± 0,13	2
	Terpinylacetat	8,4 ± 6,2	7	0,05 ± 0,05	7	0,07 ± 0,09	7	0,03 ± 0,02	2
	Triethylcitrat	10,9 ± 7,1	7	0,93 ± 0,49	7	0,76 ± 0,32	7	0,84 ± 0,08	2

Weich-  
macher

Fortsetzung Tabelle F - 4.

Parameter	Konzentration in µg/l								
	Gesiebtetes Grauwasser		Ablauf Lavasand-Bodenfilter Hydr. Flächenbel.= 65 ± 16 L/(m²·d) CSB-Flächenbel.= 16,4 ± 5,5 gCSB/(m²·d)		Ablauf Rheinsand- Bodenfilter Hydr. Flächenbel.= 75 ± 17 L/(m²·d) CSB-Flächenbel.= 19,0 ± 6,2 gCSB/(m²·d)		UV-hygienisierter gemischter Ablauf		
	Mittelwert ± Std.-Abw	n	Mittelwert ± Std.-Abw	n	Mittelwert ± Std.-Abw	n	Mittelwert ± Std.-Abw	n	
Pharmaka	Diclofenac	0,053 ± 0,032	7	0,07 ± 0,04	7	0,24 ± 0,15	7	0,08 ± 0,05	2
	Ibuprofen	< 0,01 - 24,0	7	< 0,01 bis 0,026	7	< 0,01 bis 0,15	7	0,07 ± 0,06	2
	Ibuprofen-OH	< 0,01 - 49,6	7	< 0,01 bis 0,015	7	< 0,01 bis 0,19	7	0,08 ± 0,08	2
	Ibuprofen-COOH	< 0,01 - 84,1	7	< 0,01	7	< 0,01 bis 0,167	7	0,04 ± 0,03	2
Phosphorflammschutzmittel	Tris-chlorethyl-phosphat (TCEP)	0,09 ± 0,03	7	0,13 ± 0,15	7	0,10 ± 0,11	7	0,05 ± 0,02	2
	Tris-chlorpropyl-phosphat (TCPP)	1,5 ± 0,03	7	0,11 ± 0,08	7	0,10 ± 0,06	7	0,13 ± 0,01	2

## Anhang G Akademischer und beruflicher Werdegang

06/2023	Promotion am Fachgebiet Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung der RPTU Kaiserslautern-Landau ( <i>summa cum laude</i> )
07/2017- aktuell	Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Fachgebiet Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung der RPTU Kaiserslautern-Landau (bis 12/2022 TU Kaiserslautern)
07/2016- 07/2017	Wissenschaftlicher Mitarbeiter bei Zentrum für innovative AbWassertechnologien tectraa, Kaiserslautern
05/2015- 12/2016	Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Wasserrecycling am Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart.
02/2012- 09/2014	Masterarbeit am Institut für Chemische Verfahrenstechnik der Universität Stuttgart zum Thema „Synthese und Charakterisierung neuartiger Anionenaustauschermembranen für den Einsatz in Brennstoffzellen“
04/2012- 09/2014	Masterstudium in Umweltschutztechnik an der Universität Stuttgart mit den Vertiefungsrichtungen Abwassertechnik, Erneuerbare Energien und Umweltschutz in der Energieerzeugung (Abschluss: M. Sc.)
07/2011- 12/2011	Diplomarbeit am Institut für Chemieingenieurwesen der Bundesuniversität von Rio Grande do Sul zum Thema „Synthese, Charakterisierung und Optimierung adsorbierender Mikrofiltrationsmembranen zur Entfernung endokriner Disruptoren aus Abwässern“
02/2011- 07/2011	Praktikum bei Fraunhofer Institut für Grenzflächen und Bioverfahrenstechnik in Stuttgart. Fachrichtung: Grenzflächentechnologie und Materialwissenschaft
09/2008- 08/2009	Austauschjahr an der Universität Tübingen gefördert durch ein Stipendium der Baden-Württemberg Stiftung. Schwerpunkte: Organische Chemie, Biochemie
07/2007- 07/2008	Wissenschaftliche Hilfskraft am Lehrstuhl für Physikalische Chemie an der Bundesuniversität von Rio Grande do Sul in Brasilien. Fachrichtung: Physikalische Chemie der Böden
03/2006- 12/2011	Diplomstudium in Chemieingenieurwesen an der Bundesuniversität von Rio Grande do Sul in Brasilien (Abschluss mit Auszeichnung)

# Schriftenreihe Wasser Infrastruktur Ressourcen

---

## bereits veröffentlicht wurden

- Band 1 **Tagungsband (2018)**  
Regenwasser in urbanen Räumen  
aqua urbanica trifft RegenwasserTage 2018  
ISBN 978-3-95974-086-9
- Band 2 **Dissertation Hürter, Hagen (2018)**  
Erarbeitung gebietsspezifischer Anwendungsempfehlungen  
für bi-direktional gekoppelte 1D-2D-Überflutungsberechnungen  
ISBN 978-3-95974-087-6
- Band 3 **Dissertation Baron, Silja (2018)**  
Analyse von Transformationspfaden zur Ableitung von Handlungsempfehlungen für die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum  
ISBN 978-3-95974-096-8
- Band 4 **Dissertation Scheid, Christian (2018)**  
GIS-basierte Starkregen-Risikoanalyse unter besonderer Berücksichtigung von Datenerfordernissen und methodischer Aussagefähigkeit  
ISBN 978-3-95974-102-6
- Band 5 **Dissertation Schäfer, Michael (2019)**  
Ein methodischer Ansatz zur Bereitstellung energetischer Flexibilität durch einen anpassungsfähigen Kläranlagenbetrieb  
ISBN 978-3-95974-108-8
- Band 6 **Festschrift zur Verabschiedung von Prof. Dr.-Ing. Theo G. Schmitt (2019)**  
Siedlungswasserwirtschaft 'from K'Town to KOSMOS'  
ISBN 978-3-95974-104-0
- Band 7 **Dissertation Bachmann-Machnik, Anna (2020)**  
Optimierung des Betriebs von Kanalnetzen im Mischsystem auf Basis von Online-Messdaten  
ISBN 978-3-95974-128-6
- Band 8 **Dissertation Gelhardt, Laura (2020)**  
Charakterisierung von Feststoffen auf urbanen Verkehrsflächen als potenzielle Schadstoffträger im Niederschlagsabfluss -  
Entwicklung einer Methode zur Messung der Sinkgeschwindigkeit und absetzrelevanter Kenngrößen  
ISBN 978-3-95974-139-2
- Band 9 **Dissertation Vergara Araya, Monica (2023)**  
Development and Evaluation of Strategies for Improving Norm Compliance for Nitrogen Compounds and Reducing Energy Consumption in Wastewater Treatment via Dynamic Simulation  
ISBN 978-3-95974-194-1

---

Band 10 **Dissertation Uhrig, Thomas (2023)**

Eignung von kommunalen und industriellen Abwasserströmen für die PHA-Produktion und Ansätze zum Up-Scaling des Prozesses  
ISBN 978-3-95974-199-6

Band 11 **Dissertation Baum, Philipp (2023)**

Organic Micropollutants, Metals and Total Suspended Solids in Urban Stormwater Runoff from an Industrial Area: Evaluation of Occurrence, Behaviour and Removal Efficiency  
ISBN 978-3-95974-206-1

Band 12 **Dissertation Gottardo Morandi, Carlo (2023)**

Anpassung des Bodenfilterverfahrens zur nutzungsorientierten Grauwasseraufbereitung und Auswirkungen der Grauwasserseparation auf zentrale Abwasserbehandlungsanlagen  
ISBN 978-3-95974-208-5

# wasser infrastruktur ressourcen



## **Rheinland-Pfälzische Technische Universität Kaiserslautern-Landau**

Fachgebiet Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung  
Fachgebiet Siedlungswasserwirtschaft  
Zentrum für Innovative AbWassertechnologien

Paul-Ehrlich-Straße  
67663 Kaiserslautern  
☎ +49 631 205-3685  
<https://bauing.rptu.de/ags/wir>



ISSN: 2570-1460 | ISBN: 978-3-95974-208-5