

BBSR-
Online-Publikation
16/2024

ReLab – Real-Labor abwasserfreier Umwelt-Campus Birkenfeld

von

Marco Angilella
Prof. Dr. Peter Heck
Dr. Andreas Lemmer
Prof. Dr.-Ing. Heidrun Steinmetz
Hergen Feenders



ReLab – Real-Labor abwasserfreier Umwelt-Campus Birkenfeld

Neue Technologien in der Gebäudesanierung für eine
zukunftsfähige Ressourcenwirtschaft

Gefördert durch:



Bundesministerium
für Wohnen, Stadtentwicklung
und Bauwesen

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

ZUKUNFT BAU
FORSCHUNGSFÖRDERUNG

Dieses Projekt wurde gefördert vom Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR) im Auftrag des Bundesministeriums für Wohnen, Stadtentwicklung und Bauwesen (BMWSB) aus Mitteln des Innovationsprogramms Zukunft Bau.

Aktenzeichen: 10.08.18.7-17.64

Projektlaufzeit: 10.2017 bis 10.2021

IMPRESSUM

Herausgeber

Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung (BBSR)
im Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung (BBR)
Deichmanns Aue 31–37
53179 Bonn

Fachbetreuer

Dr. Michael Brüggemann, Brüggemann Kisseler Ingenieure
im Auftrag des BBSR, Referat WB 3 „Forschung und Innovation im Bauwesen“
zb@bbr.bund.de

Autorinnen und Autoren

Hochschule Trier, Umwelt-Campus Birkenfeld
Institut für angewandtes Stoffstrommanagement
Prof. Dr. Peter Heck (Projektleitung)
p.heck@umwelt-campus.de

Dipl.-BW. (FH) Marco Angilella (Projektleitung)
m.angilella@umwelt-campus.de

Aqseptence Group GmbH, Vacuum Technology Systems
Hergen Feenders, M. Eng.

TU Kaiserslautern, FG Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung
Prof. Dr.-Ing. Heidrun Steinmetz

Universität Hohenheim, Landesanstalt für Agrartechnik und Bioenergie
PD Dr. Andreas Lemmer

Redaktion

Institut für angewandtes Stoffstrommanagement (IfaS)
Dipl.-BW. (FH) Marco Angilella

Stand

August 2023

Bildnachweis

Titelbild: Jens Frank (IfaS)
Germann Kanaltechnik, Pirmasens: S. 16; Hülsemann: S. 94; Ivona Cukman: S. 56; Lea Ecker: S. 113, 114, 115, 116;
Marco Angilella: S. 23, 35, 36; SBKS GmbH & Co. KG, St. Wendel: S. 24, 25, 26, 32

Vervielfältigung

Alle Rechte vorbehalten

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter. Die geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Zitierweise

Angilella, Marco; Heck, Peter; Lemmer, Andreas; Steinmetz, Heidrun; Feenders, Hergen, 2024: ReLab – Real-Labor abwasserfreier Umwelt-Campus Birkenfeld: Neue Technologien in der Gebäudesanierung für eine zukunftsfähige Ressourcenwirtschaft. BBSR-Online-Publikation 16/2024, Bonn.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	7
Abstract	9
Einleitung	11
Problemstellung	11
Änderungen der Zielsetzungen bzw. des Arbeits- und Zeitplans	16
Zusammenarbeit mit sonstigen Stellen	19
Projektumfeld	20
Umwelt-Campus Birkenfeld	20
Wohnheim 9903	20
Abwasserbilanz	21
Bioabfallbilanz	22
Umbaumaßnahmen	23
Planung und Umsetzung	23
Untersuchungen des kollabierten Liners	27
Technikumsversuch des Liners	35
Einbau eines neuen Liners mit Warmaushärtung und 3 mm Wandstärke	38
Bewertung der baulichen Umsetzung	38
Technischer Vergleich Bypass und Liner	39
Ökonomischer Vergleich Bypass und Liner	39
Übertragung weitere Wohnheime/ gesamten Campus	39
Verwertung der Ressourcenströme Grauwasser	41
Grauwasseranfall und -beschaffenheit	41
Nutzungsanforderungen an das behandelte Grauwasser	44
Bewässerungswasser	44
Toilettenspülwasser	48
Reinigungswasser und weitere Nutzen	48
Grauwasseraufbereitungsverfahren	49
Membranbioreaktoren	49
Wirbelbettreaktoren	51
Rotationstauchkörper	52
Vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter	53
Probenahme und Analytik	55
Regelmäßige Grauwasserbeprobungen	55
Intensivphase und Vor-Ort-Probenahmen	55
Ermittlung des Grauwasseranfalls	56
Grauwasseranalysen	56
Bemessung der Verfahrenstechniken zur Aufbereitung	58
Membranbioreaktoren	59
Wirbelbettreaktoren	59
Rotationstauchkörper	59
Vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter	60
Grauwasserbeschaffenheit	60
CSB, N _{ges} , P _{ges} , AFS, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit	60

Hygienisch-Mikrobiologische Beschaffenheit	61
Organische Spurenstoffe	62
Belegung	67
Fragebogen	67
Grauwasseranfall	68
Orientierungswerte zur Bemessung von Anlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser mit Einflüssen aus dem Küchenbereich	69
Grobdimensionierung von Grauwasseraufbereitungsanlagen für den Standort Birkenfeld	70
Membranbioreaktoren	71
Wirbelbettreaktoren	71
Rotationstauchkörper	71
Vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter	72
Gegenüberstellung des Flächen- bzw. Raumbedarfs der Verfahrenstechniken	72
Gegenüberstellung des Wasserbedarfs und Wasseranfalls	72
Bewässerungsbedarf und Angebot an aufbereitetem Grauwasser	72
Toilettenspülwasserbedarf und Angebot an aufbereitetem Grauwasser	74
Kombinierte Nutzungen: Bewässerung, Toilettenspülung und Reinigung	75
Gegenüberstellung der Qualitätsanforderungen und der Reinigungsleistung der Verfahrenstechniken	77
Entwicklung eines Aufbereitungskonzepts für den UCB	82
Szenario 1: Vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter	83
Szenario 2: Membranbioreaktoren	84
Szenario 3: Wirbelbettreaktoren	86
Szenario 4: Rotationstauchkörper	87
Vergleich der Szenarien	89
Zusammenfassung und Fazit der Grauwasseranalysen	90
Zentrale Grauwasseraufbereitung auf dem Campus-Gelände	92
Verwertung der Ressourcenströme Schwarzwasser (und Bioabfall)	94
Methanertragstest	94
Probenahme des Schwarzwassers	94
Verwendete Messverfahren	94
Ergebnisse	95
Durchflussversuche	97
Versuchsaufbau und Versuchsplanung	97
Probennahme und -aufbereitung, Analytik	98
Anfahren und Inbetriebnahme des Reaktors	100
Kontinuierlicher Betrieb des Reaktors	100
Ergebnisse der Durchflussversuche	102
Ausblick und Schlussfolgerungen aus den Schwarzwasser- und Bioabfalluntersuchungen	112
Mazerator	114
Kurzbeschreibung und Versuchsdurchführung	114
Outcome der Versuchsreihe	116
Fazit der Versuchsreihe	117
Nachhaltigkeitsbewertung (Ökobilanz)	119
Zukünftige bilanzielle Betrachtung der Abwasserbehandlung	119
Bilanzielle Betrachtung der Grauwasserbehandlung	121
Betrachtung der CO ₂ -Bilanz bei Substitution des Toilettenspülwassers	121
Bilanzielle Betrachtung der Schwarzwasserbehandlung	123
Vergleich der bilanziellen Betrachtung Abwasserbehandlungsmethoden am UCB mit konventioneller	

Abwasserbehandlung	124
Organisatorischer Rahmen und Betreibermodelle	126
Aufgabenverteilung	126
Institutionelle Umsetzung auf Akteursebene	127
Umsetzung durch öffentliche Akteure	127
Umsetzung durch Einbezug privater Akteure	127
SWOT-Analyse	128
SWOT-Analyse öffentliche Hand	129
SWOT-Analyse öffentlich-private Partnerschaft	130
SWOT-Analyse Privatisierung	131
Fazit, Ergebnistransfer und weiterer Forschungsbedarf	133
Mitwirkende	135
Kurzbiographien	137
Literaturverzeichnis	139
Abbildungsverzeichnis	148
Tabellenverzeichnis	150
Abkürzungsverzeichnis	153
Anlagenverzeichnis	156

Kurzfassung

Der Abschlussbericht Real-Labor „Abwasserfreier Umwelt-Campus Birkenfeld“ (ReLab) zielt darauf ab, die Arbeiten, Erkenntnisse und Forschungsergebnisse des Projektes im Themenfeld neuartiger Technologien in der Gebäudesanierung für eine zukunftsfähige Ressourcenwirtschaft wiederzugeben.

Im Rahmen des Projektes wurde in Zusammenarbeit mit mehreren Partnern erfolgreich die Testung und bauliche Umsetzung eines innovativen „Null-Abwasser-Konzeptes“ im Bestand erprobt. Die Umsetzung erfolgte mittels Integration zweier neuartiger Sanitärkonzepte (NASS) in ein bestehendes Wohnheim auf dem Umwelt-Campus Birkenfeld. Hierbei wurde der bereits bestehende Ansatz des Doppel-Inliner-Verfahrens aus dem EVaSENS-Projekt erweitert (Erprobung des „Rohr-in-Rohr“ Systems) sowie unter Praxisbedingungen getestet und zusätzlich eine alternative Bypass-Lösung (Einbau einer zusätzlichen Leitung, welche nur das Schwarzwasser mittels Unterdruck ableitet) entwickelt. Insgesamt wurden die Verfahren an 14 Toiletten und Duschen an zwei Fallsträngen unter Realbedingungen getestet.

Insgesamt sind die Verfahren an bestimmte bauliche Voraussetzungen gebunden:

Beide leiten Fäkalwasser mittels Unterdruck ab, was einen Technikraum für eine Vakuumanlage erforderlich macht. Die Übergabeleitung kann entweder direkt in den Schmutzwasserkanal abgeschlagen oder als zusätzliche Leitung aus dem Gebäude geführt werden (z. B. für Vergärung in einer Biogas-Anlage). Bei der Bypass-Lösung wird kein direkter Zugang zu Fallleitungen benötigt, da Schwarzwasser über externe, neue Leitungen abgeführt wird, hierzu sind ggf. Decken- und Wanddurchbrüche erforderlich (Sammelleitung kann ebenfalls außerhalb des Gebäudes geführt werden). Darüber hinaus müssen Leitungen an den bestehenden Wänden und Decken montiert werden, was zu einer Beanspruchung von Wohnraum führt. Beim Inliner-Verfahren hingegen ist ein Zugang zum Fallstrang auf jeder Etage nötig, um Zuleitungen der einzelnen Etagen mittels eines Y-Formstücks in den Inliner einzuleiten. Zusammenfassend zeichnet sich die Bypass-Lösung als deutlich effizienter und technisch leichter umzusetzen aus und weist geringere „Inhouse“-Investitionskosten aus. Beim praktischen Betrieb des Inliner-Verfahrens kam es zu Leckagen und Verformungen des Inliners, was sich vermutlich auf eine verminderte Ausgangsaushärtung zurückführen ließ und mit einer verminderten mechanischen Belastbarkeit bei erhöhten Temperaturen einherging. Durch eine Erhöhung der Sollwandstärke des Liners ließ sich dieses Problem beheben. Eine langfristige Beständigkeit konnte nicht geprüft werden.

Neben der Testung der Getrennterfassung mittels NASS aus dem Wohnheim wurden im Rahmen des Projektes ebenfalls eine Nutzung der Abwasser- und Biomassepotentiale (häuslicher Bioabfall) analysiert sowie eine Übertragung möglicher Konzepte auf das Campus-Gelände untersucht. Hierzu wurden eine Abwasser- und eine Bioabfallbilanz für den Campus aufgestellt und eine Überprüfung des Grauwassers und des Schwarzwassers bzw. der Schwarzwasser-Biomüll-Mischung (Zusammensetzung Schwarzwasser, Bioabfälle aus den Wohnheimen, Speise- und Fettabfälle aus der Mensa) in unterschiedlichen Mischungsverhältnissen auf die anaerobe Abbaubarkeit zum Zwecke der Biogasproduktion analysiert. Insgesamt wiesen das Schwarzwasser auffallend hohe sowie die untersuchten Abfälle der Norm entsprechende Methangehalte auf. Zieht man die aktuell anfallenden Schwarzwassermengen (150 l/d) und Bioabfälle der Mensa (45 kg/d) als Basiswerte heran, um eine Pilot-Biogasanlage am UCB auszulegen, kann ein Methanertrag von ca. 5,4 m³/d bzw. ein Biogasertrag von 9,0 m³/d erwartet werden (Grundlagen der Rechnung sind im Bericht enthalten). Ein m³ Biogas liefert einen Energiegehalt von ca. 5 bis 7,5 kWh. Somit liegt der zu erwartende Energieertrag der Biogasanlage bei ca. 45 kWh/d bis 67,5 kWh/d.

Anhand der durchgeführten Grauwassermengen und -beschaffenheitsanalyse wurden vier potentielle Aufbereitungstechniken für eine mögliche zentrale Grauwasseraufbereitung auf dem Campus-Gelände dimensioniert und die Kosten bestimmt. Bei einer Übertragung auf den gesamten Campus würde sich nach den zu Grunde liegenden Annahmen und Gegebenheiten, ein vertikal durchströmter bepflanzter Bodenfilter als die ökonomischste Variante erweisen. Mit etwa 4,15 € pro m³ Wasser würde der spezifische Wasserpreis zur Aufbereitung unter den Wassergebühren der Verbandsgemeinde Birkenfeld von 5,24 € pro m³ liegen, die anderen Techniken wären deutlich teurer. Eine deduktive Untersuchung könnte genauere Erkenntnisse über

die Wirtschaftlichkeit der Aufbereitung bringen. Das aufbereitete Grauwasser kann anschließend zur Bewässerung genutzt werden (hauptsächliche Nutzung von März bis Oktober). Da dann insbesondere in den Wintermonaten überschüssiges Wasser zur Verfügung stehen würde, könnte das Grauwasser zusätzlich zur Toilettenspülung eingesetzt werden. In dieser Zeit könnte die Toilettenspülung für alle 777 Bewohner abgedeckt werden, und es bliebe noch Grauwasser für Reinigungszwecke übrig.

Schlussendlich wurden verschiedene Betreibermodelle entwickelt, bei denen in Zusammenarbeit mit institutionellen und privaten Akteuren eine Umsetzung der neuen Aufgabenfelder des Wasser-Bioabfall-Energienexus geschehen kann.

Abstract

The final report Real-Labor "Wastewater-free Environmental Campus Birkenfeld" (ReLab) aims to reflect the work, findings and research results of the project in the subject area of novel technologies in building renovation for a sustainable resource management.

Within the scope of the project, the testing and structural implementation of an innovative "zero wastewater concept" in existing buildings was successfully tested in cooperation with several partners. The implementation was done by integrating two novel sanitation concepts (NASS) into an existing dormitory on the Environmental Campus Birkenfeld. Here, the already existing approach of the double inliner process from the EVaSENS project was extended (testing of the "pipe-in-pipe" system) as well as tested under practical conditions and additionally an alternative bypass solution (installation of an additional pipe, which only drains the black water by means of negative pressure) was developed.

In total, the procedures were tested on 14 toilets and showers on two downpipes under real conditions. Overall, the processes are tied to certain structural requirements:

Both discharge fecal water using negative pressure, which requires a mechanical room for a vacuum system. The transfer line can either be discharged directly into the wastewater sewer or led out of the building as an additional line (e.g. for fermentation in a biogas plant). With the bypass solution, no direct access to downpipes is required, as blackwater is discharged via external, new pipes; this may require ceiling and wall penetrations (collection pipe can also be routed outside the building). In addition, pipes must be installed on the existing walls and ceilings, which results in the occupation of living space. The inliner method, on the other hand, requires access to the downspout on each floor in order to feed supply lines from the individual floors into the inliner using a Y-shaped piece. In summary, the bypass solution is significantly more efficient, technically easier to implement and has lower "in-house" investment costs. During practical operation of the inliner process, leakage and deformation of the inliner occurred, which can probably be attributed to reduced initial curing and was accompanied by reduced mechanical load-bearing capacity at elevated temperatures. By increasing the nominal wall thickness of the liner, this problem could be remedied. Long-term durability could not be tested.

In addition to testing separate collection using NASS from the dormitory, the project also analyzed the use of wastewater and biomass potential (domestic biowaste) and examined the transfer of possible concepts to the campus grounds. For this purpose, a wastewater and a biowaste balance sheet were drawn up for the campus and a review of the greywater and blackwater or blackwater-biowaste mixture (composition blackwater, biowaste from the dormitories, food and grease waste from the refectory) in different mixing ratios was analyzed for anaerobic degradability for the purpose of biogas production. Overall, the black water showed remarkably high methane contents, as did the waste analyzed, which corresponded to the standard. If the currently accruing black water quantities (150 l/d) and biowaste from the canteen (45 kg/d) are used as basic values to design a pilot biogas plant at the UCB, a methane yield of approx. 5.4 m³/d and a biogas yield of 9.0 m³/d, respectively, can be expected (bases of the calculation are included in the report). One m³ of biogas provides an energy content of about 5 to 7.5 kWh. Thus, the expected energy yield of the biogas plant is about 45 kWh/d to 67.5 kWh/d.

Based on the greywater volumes and characteristics analysis performed, four potential treatment technologies were sized and costs determined for a potential centralized greywater treatment system on campus. If transferred to the entire campus, a vertical flow planted soil filter would prove to be the most economical option based on the underlying assumptions and conditions. At about 4.15 € per m³ of water, the specific water price for treatment would be below the water charges of the Birkenfeld municipality of 5.24 € per m³; the other techniques would be significantly more expensive. A deductive study could provide more precise findings on the economic efficiency of treatment. The treated greywater can then be used for irrigation (main use from March to October). Since surplus water would then be available, especially in the winter months, the greywater

could additionally be used for toilet flushing. During this time, toilet flushing could be covered for all 777 residents, and there would still be greywater left over for cleaning purposes.

Finally, different operator models were developed, where in cooperation with institutional and private actors an implementation of the new tasks of the water-bio-waste-energyexus can happen.

Einleitung

Problemstellung

Bei dem Wandel von einer Linearwirtschaft zur Kreislaufwirtschaft spielt das Wassermanagement eine tragende Rolle im Hinblick auf die optimierte Nutzung der Ressourcen Wasser, Energie und Nährstoffe. Durch die aktuell vorherrschende, gemischte Verwertung und Aufbereitung von Grau- und Schwarzwasser werden Potentiale der Energie- und Nährstoffrückgewinnung sowie der Energieeffizienz verschenkt. Die Umsetzbarkeit und Chancen einer getrennten Abführung der Abwasserteilströme Schwarz- und Grauwasser wurden in diesem Projekt untersucht.

Anhand eines konkreten Anwendungsobjektes - einem bestehenden Studentenwohnheim am Umwelt-Campus Birkenfeld (UCB) ¹ – wurde ein innovatives Recyclingkonzept in den Bestand implementiert. Das Konzept basiert auf der getrennten Erfassung und Nutzung der Abwasser- und Biomassepotentiale. Für die nachträgliche getrennte Erfassung der Abwasserströme wurde erstmals das an der Bauhaus-Universität Weimar mit Unterstützung des BBSR im Projekt „EvaSENS“ entwickelte Doppel-Inliner-Verfahren eingesetzt. Dieses innovative Verfahren ermöglichte eine Abtrennung des Fäkalabwassers in bestehenden Gebäuden. Über ein Unterdrucksystem wird das Fäkalabwasser, gemeinsam mit anfallendem Biomüll einer anaeroben Verwertung zur Produktion von Biogas zugeführt, während Grauwasser für unterschiedliche Nutzungen aufbereitet wird. Dieser innovative Ansatz der angewandten Gebäudeforschung stellte eine Weiterentwicklung des UCB hin zu einer „abwasserfreien Hochschule“ im Sinne einer nachhaltigen Regionalentwicklung in den Bereichen der Energie-, Abfall- und Wasserwirtschaft dar. Aufbauend auf bisherigen Projektansätzen des IfaS (Institut für angewandtes Stoffstrommanagement) wurden im Rahmen einer projektvorbereitenden Forschung in Zusammenarbeit mit weiteren wiss. Institutionen und Praxispartnern eine nachträgliche Systemimplementierung des Doppel-Inliners für den Gebäudebestand erarbeitet und getestet.

Basierend auf den Analysen der Abwasserteilströme erfolgte eine Auswahl und Dimensionierung angepasster Aufbereitungs- und Wiedernutzungstechniken. (Mittels einer Stoffstrommodellierung und Ökobilanzierung erfolgten eine ökologische Bewertung des neuartigen Systems und der Vergleich mit dem gegenwärtigen Ist-Zustand sowie weiterer alternativer Szenarien. Im Rahmen einer detaillierten Kosten-Nutzen-Analyse wurde ein Investitions- und Betreibermodell für die Umrüstung geeigneter Gebäude und Umsetzung des Gesamtkonzeptes entwickelt. Zudem wurden Strategien zur Sensibilisierung der Nutzer entwickelt, um die Akzeptanz sowie den Umgang mit neuartigen Sanitärtechniken zu stärken und zu fördern.)

Die umgesetzte Systeminnovation bildet die technologische Basis für ein zukunftsfähiges kommunales Stoffstrommanagement. Die reale modulare Kombination innovativer Ressourcenrückgewinnungsverfahren ist in dieser Form bisher einzigartig und bildet gebäudetechnisch die Transformation einer rein ver- und entsorgungsorientierten Bewirtschaftung von Systemen, hin zu einem wertstoff- und ressourcenbasierten Kreislaufwirtschaftssystem ab. Konkret war zu erwarten, dass sich – bezogen auf das Gesamtsystem Abwasserentsorgung und Verfügbarkeit von Ressourcen und Energien – sowohl Kosten- als auch Energieeffizienzvorteile ergeben und somit insgesamt ein Beitrag zur Reduktion von potenziellen Umweltwirkungen geleistet werden kann. Die erwarteten Vorteile des Systems konnten während des Projekts teilweise bestätigt werden, die Ergebnisse sind in späteren Abschnitten des Berichts aufgeführt. Der zukunftsorientierte Ansatz im Sinne einer nachhaltigen Bewirtschaftung einzelner Bestandsgebäude, Gebäudekomplexe oder ganzer Siedlungen kann somit einen wesentlichen Beitrag zur Weiterentwicklung der vom Bund propagierten Nachhaltigkeitsziele leisten. Zudem wurde am Standort eine Referenzsiedlung geschaffen, in der die Technologieverfügbarkeit und Machbarkeit nachhaltiger Konzepte auf nationaler sowie internationaler Ebene demonstriert und die Vermarktung von Technologien und Knowhow aus Deutschland aktiv unterstützt wurde. Das Vorhaben trägt zur Exportförderung mittelständischer Innovationen und zur

¹ www.umwelt-campus.de

internationalen Stärkung des Wissenschaftsstandortes Deutschland bei und leistet einen aktiven Beitrag zur Erhöhung der Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Bauwirtschaft.

Alternative urbane Wasserressourcen

Durch eine stetig wachsende Weltbevölkerung kann bei gleichzeitigem wirtschaftlichem Wohlstand von einem zukünftig erhöhten Wasserbedarf ausgegangen werden, was die Wassersituation weltweit verschärfen und die gesellschaftliche Entwicklung einschränken wird, sollten keine neuen Konzepte entwickelt und umgesetzt werden. Eine Wasserversorgung mit ausschließlich konventionellen Wasserressourcen, wie z.B. Grundwasser, Quellwasser, Uferfiltrat, Flusswasser oder Seen- bzw. Talsperrenwasser, kann in Zukunft nicht immer sichergestellt werden (Memon & Ward 2019). Grundwasser ist zwar eine attraktive urbane Wasserressource, ihre übermäßige Nutzung in der Landwirtschaft und für den menschlichen Konsum hat aber vielerorts zu einer Grundwassererschöpfung geführt (Kløve et al. 2014). Der Klimawandel stellt eine zusätzliche Bedrohung für die Wasserversorgungssicherheit dar, da Veränderungen im Niederschlagsgeschehen und anderer klimatischer Variablen zu langen Trockenperioden und deutlichen Veränderungen des Wasserhaushaltes führen können (Schewe et al. 2014). Gleichzeitig ist für den städtischen Bereich eine Vielzahl nicht bzw. kaum genutzter alternativer Wasserressourcen mit erheblichem Wasserpotential vorhanden, die für verschiedene Nutzungszwecke, die keine Trinkwasserqualität erfordern, erschlossen werden können. Um dem steigenden Wasserbedarf gerecht zu werden und damit die konventionelle Wasserversorgung zu entlasten, bedarf es der Bereitstellung alternativer Wasserressourcen in ausreichender Qualität und Quantität. Potenzielle Wasseraufkommen weisen unterschiedliche Zusammensetzungen und Mengen auf und müssen mit jeweils angepassten Verfahren so behandelt werden, dass sie für den jeweiligen Nutzungszweck (z. B. Bewässerung, Toilettenspülung, Reinigungszwecke etc.) eine geeignete Qualität aufweisen. Ein Beispiel für eine alternative urbane Wasserressource ist Grauwasser (Abwasser ohne den Fäkalienanteil).

Projektstruktur

Aufgrund der themenübergreifenden Komplexität der Forschungsfrage im Bereich der Bautechnik, Wasserwirtschaft, Ökologie und Sozio-Ökonomie waren diverse Projektpartner erforderlich um das Forschungsvorhaben zielführend zu bearbeiten. Nur durch die aktive Einbindung von Praxispartnern (Planer, Linerhersteller, Pumpenhersteller etc.) können praxistaugliche Lösungsansätze und Maßnahmen erarbeitet und in eine reale Umsetzung überführt werden. Hierdurch wird auch der gegenseitige Transfer zwischen Wissenschaft und Praxis sichergestellt.

Tabelle 1

Projektpartner

Projektpartner	Leitung
Aqseptence Group GmbH, Vacuum Technology Systems	Henning Sälzer
Björnsen Beratende Ingenieure GmbH	Dr. Susanne Vesper
Campus Company GmbH	Christoph Frick
TU Kaiserslautern, FG Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung	Prof. Dr. Heidrun Steinmetz
Universität Hohenheim, Landesanstalt für Agrartechnik und Bioenergie	Dr. Andreas Lemmer / Dr. Simon Zielonka

Quelle: IfaS

Zur Gliederung der einzelnen Arbeitsschritte wurde das Projekt in 7 Arbeitspakete eingeteilt.

AP 0: Projektkoordination und Verwaltungsaufwand am Untersuchungsgebäude

Zur Sicherstellung eines erfolgreichen Projektablaufs wurden regelmäßige Abstimmungen mit den relevanten Projektpartnern organisiert. Das Untersuchungsgebäude wurde verwaltet und für bauliche Maßnahmen zugänglich gemacht. Darüber hinaus wurden Ansprechpartner zum Beantworten von etwaigen Fragen der Bewohner des Gebäudes sowie der Projektpartner zur Verfügung gestellt. Zur Dokumentation der Ergebnisse wurden Zwischenberichte sowie ein Abschlussbericht angefertigt.

AP 1: Projektvorbereitung: Grundlagenermittlung und Bestanderfassung am UCB

Ein geeignetes Untersuchungsgebäude am Umwelt-Campus Birkenfeld wurde identifiziert, sowie die nötigen Infrastrukturanpassungen für die Umsetzung des Bauvorhabens anhand von Bauplänen und Kamerabefahrungen der Abwasserkanäle erhoben. *(Die ermittelten Erkenntnisse wurden in Form von digitalen Bauplänen festgehalten.)*

AP 2: Planung und Implementierung der ressourceneffizienten Sanitärsystemtechnik

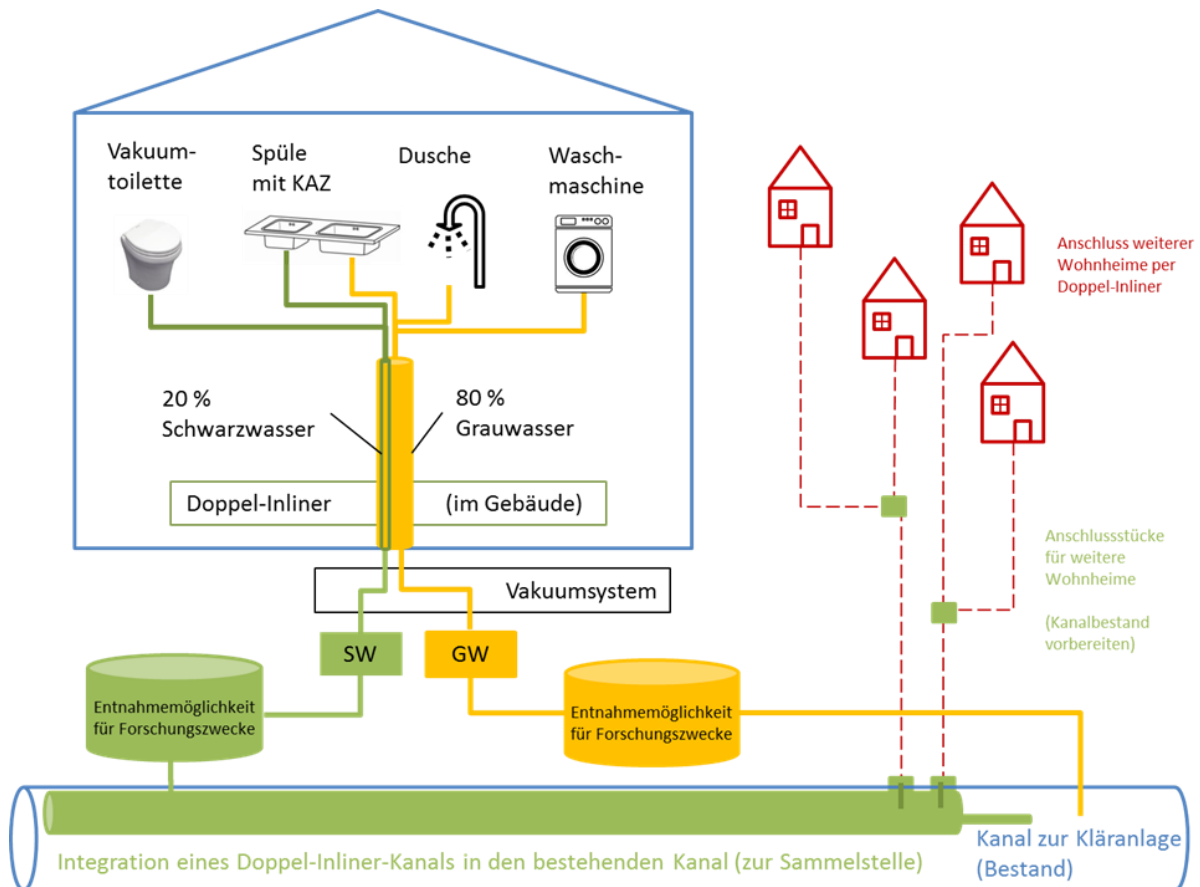
Die Planung und Implementierung der ressourceneffizienten Sanitärsystemtechnik unterteilte sich in die folgenden Arbeitsschritte:

- Einbau der Vakuumtoiletten
- Einbau des zentralen Abfallzerkleinerers
- Einzug des Inliners im Untersuchungsgebäude (über die Entlüftungsschächte)
- Installation der Anschlüsse der Toiletten an den Inliner
- Einbau zweier Schächte zur separaten Sammlung von Grau- und Schwarzwasser im Gebäude inkl. notwendiger Kernbohrungen
- Installation der Unterdruckanlage inkl. Schieber zur Umleitung in neu-installierte Sammelschächte bzw. in bestehendes Kanalsystem
- (Einzug des Doppel-Inliners in Kanalsystem)
- (Vorbereitung bzw. Installation der Anschlussstücke des Gebäudes an das Kanalsystem)

Die letzten beiden Arbeitsschritte wurden innerhalb des Vorhabens nicht mehr weiterverfolgt, da mit der einfachen Liner-Variante oder auch dem Bypass eine zusätzliche Unterdruckleitung zum bestehenden Kanalsystem möglich ist und kein Doppel-Inliner-Kanal erforderlich ist.

Die oben beschriebene Umsetzung wird in der folgenden Abbildung illustriert.

Abbildung 1
Illustration der umgesetzten Baumaßnahmen



Diese baulichen Maßnahmen wurden durch die Projektpartner überwacht und kontrolliert. Aufgrund von baulichen Gründen wurde die Planung dahingehend angepasst, dass statt einer dezentralen Küchenabfallzerkleinerung eine zentrale Lösung (Mazerator im Keller des Wohnheims) umgesetzt wurde. Das bedeutet, dass nicht in jeder Küche ein einzelner Abfall-Zerkleinerer verbaut wurde, sondern die Bewohner stattdessen ihren Bioabfall in einem gemeinsamen (zentrale gelegenen) Abfall-Zerkleinerer entsorgen. Die Gründe hierfür waren, dass am Markt keine Standardtechnologie als dezentrale Lösung vorhanden war. Es wären somit mehr Herausforderungen aufgetaucht die technisch gelöst werden müssten und eine zeitliche Einbuße bedeutet hätten. Des Weiteren könnte mit einer zentralen Lösung die Betriebspunkte vermindert werden.

AP 3: Forschung zur Verwertung der Ressourcenströme während des Testbetriebs

Nach den Installationen der getrennten Abwasserabfuhr konnten die separat erfassten Ressourcenströme erforscht werden.

AP 3a: Schwarzwasservergärung durch die Universität Hohenheim

In diesem Arbeitspaket wurde das Schwarzwasser (Schwarzwasser-Biomüll-Mischung) auf die Vergärbarkeit in einer Biogasanlage hin überprüft. Zuerst wurde das Substrat auf den Nährstoff- und Hemmstoffgehalt hin untersucht. Dann wurde der Gasertrag mittels standardisiertem Batch Test bei den verschiedenen Betriebsstadien des Netzes (z.B. Vorlesungszeit zu vorlesungsfreie Zeit) ermittelt. Um weitere Parameter, wie mögliche Raumbelastung und Verweilzeit zu untersuchen und zum Vergleich mit dem zweistufigen System wurde ein Durchflussversuch in konventionellen einstufigen Rührkesselreaktoren im Hohenheimer Labor durchgeführt. Parallel dazu wurde im zweistufigen System ein kontinuierlicher Gärtest im Biogastechnikum in Hohenheim durchgeführt. Dieses Verfahren nutzt die räumliche und zeitliche Trennung

der Versäuerung von der Methanbildung für eine erhöhte Prozesseffizienz und bietet folgende Vorteile für die Anwendung am UCB:

- Durch die Trennung der Versäuerung von der Methanbildung ist das Verfahren sehr substratflexibel, so dass die sich ständige Änderung der Zusammensetzung des Substrates besser verkraftet wird als in konventionellen Anlagen.
- In der Hydrolyse findet durch die thermophilen Temperaturen eine Hygienisierung statt, die eventuell eine Vorstufe zur Hygienisierung überflüssig macht. Dies wurde anhand von Tests zur humanpathogenen Keimzahl untersucht.
- Dieses Verfahren bietet, durch den Einsatz einer Fest-/Flüssig-Trennung zwischen Versäuerung und Methanbildung, zudem die Möglichkeit des Einsatzes von Hochleistungsreaktoren für die Methanstufe, die unter Druck betrieben werden und die direkt ein Mikrogasnetz versorgen können.
- Diese Fest-/Flüssig-Trennung ermöglichte die Hygienisierung des festen Gärrestes aus der Versäuerungsstufe, z.B. mittels einer Kontiki-Carbonisierung.
- Der flüssige Gärrest aus der Methanstufe kann der Grauwasserbehandlung zugeführt werden. Auch dieser Gärrest wurde auf die Keimzahl hin untersucht.

Zu ermitteln waren:

- Nährstoff-/ Hemmstoffgehalte des Substrates
- Methanertrag über den Zeitverlauf (Batch)
- Raumbelastung und Verweilzeit in einstufigen Systemen zum Vergleich
- Der optimale Betriebszustand der zweistufigen BGA
- Die Auswirkungen der Verweilzeit in der Versäuerungsstufe auf Pathogene (Wirkung durch Temperatur und pH)
- Art und Eignung des festen Gärrestes für die Kontiki-Karbonisierung
- Auswirkungen der Betriebszustände des Methanreaktors (Druck) auf den Gehalt des flüssigen Effluentes an Medikamentenresten (z.B. Diclophenac) oder Hormonen

Durchgeführt werden die Versuche aufgrund des kurzen Untersuchungszeitraumes von einem Wissenschaftler, unterstützt durch wissenschaftliche Hilfskräfte.

AP 3b: Grauwasseraufbereitung und –verwendung

Die TU Kaiserslautern befasste sich mit der Bewertung des Grauwasserteilstroms, den Behandlungserfordernissen und Technologien für unterschiedliche Wiederverwendungen sowie mit der Konzeptionierung der Grauwasserbehandlung für den Standort UCB. Abschließend wurden die aus dem Projekt gewonnenen Erkenntnisse so aufbereitet, dass sie als Planungsgrundlagen auch auf andere Standorte übertragbar sind. Folgende Arbeitsschritte wurden durchgeführt:

- Erarbeitung Probennahmekonzept und Durchführung der Beprobung Grauwasser,
- Grauwasseranalytik CSB, Nges, Pges, AFS:
- über 1 Jahr: alle 2 Wochen 1 Mischprobe
- 4 Intensivphasen: je eine Woche täglich 1 Mischprobe im Sommer/ Winter jeweils im Semester und in den Semesterferien (Ermittlung von Schwankungen der Zusammensetzung)
- Summe: 54 Proben
- Ca. 6 Stichproben auf Fäkalindikatoren (E.coli und intestinale Enterokokken) sowie auf organische Spurenstoffe (Arzneimittel, Körperpflegemittel, Desinfektionsmittel etc.)

- Vergleich der Analysedaten mit Literaturdaten, Festlegung von Dimensionierungsparametern für UCB
- Bewertung unterschiedlicher Grauwasseraufbereitungsverfahren für den Standort UCB auf Basis der ermittelten Mengen und Qualitäten, der möglichen Wiedernutzungen (Bewässerungswasser, Reinigungswasser Betriebe, Toilettenspülwasser) und weiteren Planungsrandbedingungen wie Platzbedarf, Betriebsstabilität, Betriebsaufwand etc.
- Konzeptentwicklung Grauwasser für UCB
- Bewertung der Übertragbarkeit der Ergebnisse

AP 4: Nachhaltigkeitsbewertung der ressourceneffizienten Sanitärssystemtechnik

Technologieszenarien zur Steigerung der Ressourceneffizienz wurden entwickelt. Dabei wurden neben einem „base case“ (Szenario mit der höchsten Wahrscheinlichkeit) alternative Varianten entwickelt und beschrieben und sowohl miteinander als auch mit dem bestehenden „business-as-usual“ Abfallentsorgungs-/verwertungssystem am UCB verglichen.

Zu diesem Zweck wurden für alle entworfenen Szenarien Daten gesammelt, die alle Wasser-, Stoff- und Energieströme und auch die entsprechenden Investitions- und Betriebskosten sowie Erlöse für bereitgestellte Wertstoffe (z.B. Biogaserträge) erfassen. Anhand der Daten wurden die Alternativen auf Basis der Wirtschaftlichkeit (z.B. Lebenszykluskosten), ihrer Umweltleistung (i.e. Ökobilanz) und auch bzgl. ihrer sozialen Auswirkungen untersucht.

AP 5: Entwicklung modifiziertes Betreiber-Modell

Die Tatsache, dass z.B. die Abwasserbehandlung jetzt nicht mehr zentral in Kläranlagen erfolgt und neben den Entsorgungskosten jetzt auch Einnahmen durch dezentral gewonnene, wertvolle Produkte (z.B. Biogas) entstehen, erfordern ein modifiziertes Betreiber-Modell, in der für alle Akteure Kosten und Erlöse neu geplant werden müssen. Dazu wurden Lösungsvorschläge untersucht und unterbreitet.

AP 6: Kommunikationskonzept

Die beabsichtigte Änderung der Sanitärssystemtechnik erforderte auch eine Änderung des Nutzerverhaltens. Z.B. mussten die Bewohner zu der Nutzung der neuen Toiletten geschult werden. Darüber hinaus wurde Informationen bereitgestellt und das Nutzerverhalten auch über der gesamten Laufzeit des Projektes erhoben und analysiert, um entsprechende Handlungsempfehlungen und Verbesserungsvorschläge bereitzustellen.

Änderungen der Zielsetzungen bzw. des Arbeits- und Zeitplans

Aufgrund gewonnener Erkenntnisse sowie unerwarteten geänderten Bedingungen wurden die Zielsetzungen und der Arbeits- und Zeitplan gegenüber dem ursprünglichen Antrag geändert.

Ursprünglich geplant war eine Umrüstung der Toiletten des gesamten Wohnheims (22 Toiletten). Im Rahmen der Ausführungsplanung musste allerdings festgestellt werden, dass eine Gesamtumrüstung nur mit einem sehr hohen baulichem respektive ökonomischen Aufwand zu bewerkstelligen wäre. Um dem entgegenzuwirken, wurde das bisherige Umrüstungskonzept dahingehend angepasst, dass nur zwei Fallstränge (14 Toiletten) im Gebäude umgerüstet wurden.

Darüber hinaus wurde festgestellt, dass zur Invertierung der Fallstränge mit einem Doppel-Inliner (EVaSENS-Projekt) bestimmte bauliche Voraussetzungen erfüllt sein müssen, welche ebenfalls nur mit hohem baulichem und ökonomischem Aufwand erreicht werden können. Ziel im Vorhaben „ReLab“ war u.a. die Weiterentwicklung des bisherigen Doppel-Inliner-Ansatzes, so dass eine praktische Implementierung im realen Gebäudebestand möglich ist. Um dem gerecht zu werden, wurde der bisherige Projektansatz dahingehend angepasst bzw. erweitert.

Zum einen wurde festgelegt, dass neben einer Umrüstung mittels Inliner auch eine alternative bauliche Maßnahme mit in die Betrachtung einbezogen werden muss. Ziel war es, zwei unterschiedliche bauliche (Umrüstungs-)Maßnahmen zur separaten Erfassung von Schwarzwasser zu erproben und zu bewerten.

Innerhalb des Projektteams wurde eine Bypass-Lösung als geeignete Maßnahme definiert. Die Bypass-Lösung impliziert den Einbau einer zusätzlichen Leitung, welches nur das Schwarzwasser mittels Unterdruck ableitet. Hierzu notwendige bauliche Voraussetzungen waren im Modellgebäude gegeben.

Zum anderen wurde eine Lösung zur Verringerung des baulichen Aufwandes bei der Invertierung eines Fallstrangs erarbeitet. Wesentliche Voraussetzung für die Einführung eines Doppel-Inliners ist, dass die Zugangsleitungen für das Schwarz- und Grauwasser freizugänglich sind. Des Weiteren ist es erforderlich, dass die Zuleitungen der unterschiedlichen Teilströme immer um 180° versetzt sind (s. Abbildung 2). Da dies i.d.R. bei Bestandsgebäude kaum vorzufinden ist, so auch im Modellgebäude, wird nun eine einfachere Variante des „Rohr-in-Rohr“ Systems praktisch erprobt. Im Gegensatz zum Verfahren im EVaSENS-Projekt mit dem Doppel-Inliner, wird in den bestehenden Fallstrang nur ein Inliner (DN 50) eingeführt. Dies hat den wesentlichen Vorteil, dass die bestehenden Zuleitungen am Fallrohr weiterhin für das Grauwasser genutzt werden können.

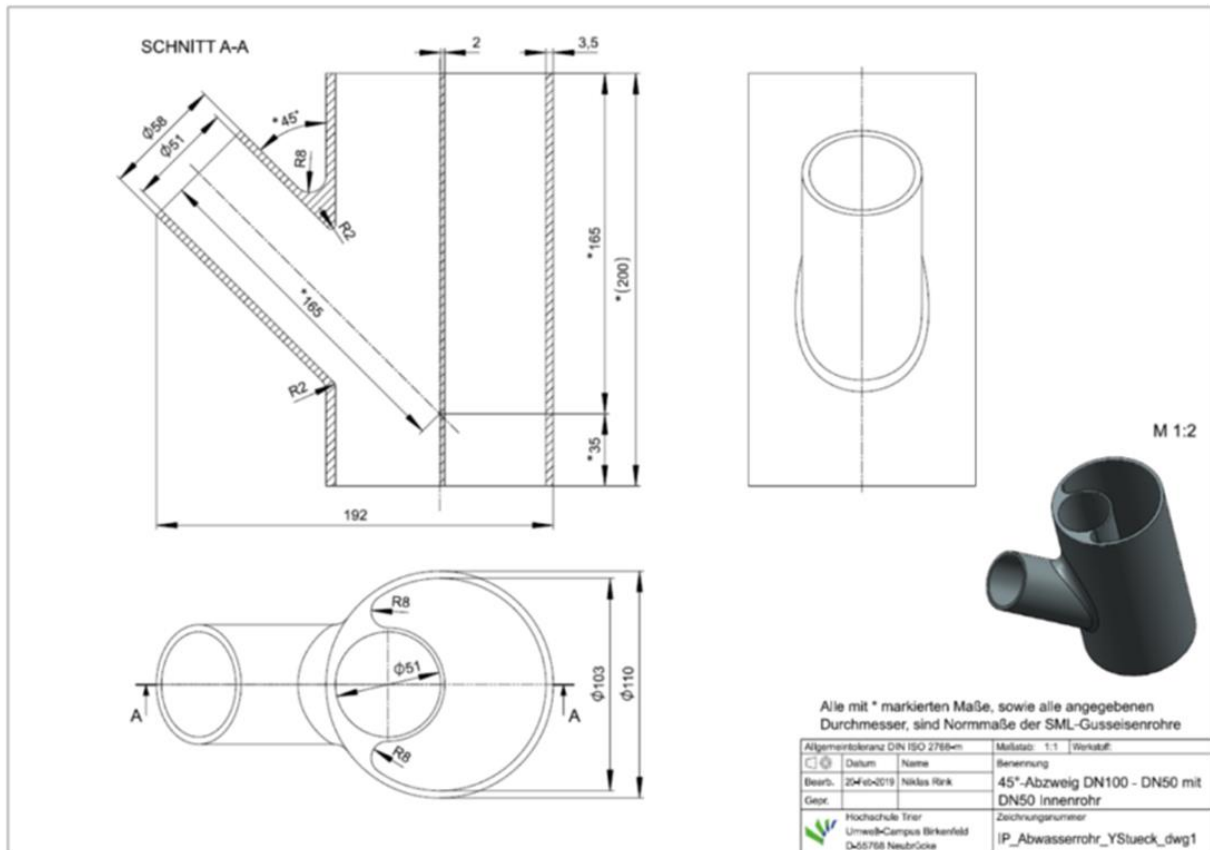
Abbildung 2
Technikums-Versuch im EVaSENS-Projekt²



Zudem war es erforderlich, die bisherige Lösung aus dem EVaSENS-Projekt zur Herstellung einer Zuleitung für das Schwarzwasser an den Fallstrang respektive dem Inliner (DN 50) weiterzuentwickeln. Der bisherige Ansatz erwies sich nicht als praxistauglich. Bei der Einführung des Inliners (DN 50) ist es erforderlich, dass auf jeder Gebäudeebene (Etag) eine ausreichend große Öffnung in den Fallstrang geschaffen wird. Zum einen, um den Führungsschlauch für den Inliner fassen zu können und zum anderen, um ein Anbindungsstück für die Unterdruckleitung anzubringen (s. Abbildung 2).

Um dies auf „einfache“ und praktische Weise zu ermöglichen, wurde ein geeignetes Formstück entwickelt und mittels 3D-Druck hergestellt (s. Abbildung 3). Um einen sicheren Einbau zu gewährleisten, wurden diverse Versuche hinsichtlich der Dichtheit (Wasserundurchlässigkeit) und Druckfestigkeit durchgeführt. Die Herstellung des Probestücks sowie die Dichtheitsprüfung erfolgte durch den Kollegen Prof. Dr. Wahl (Fachbereich Umweltplanung/Umwelttechnik der Hochschule Trier, Umwelt-Campus Birkenfeld). Ein Forschungsschwerpunkt von Herrn Prof. Dr. Wahl bildet die additive Fertigung (3D-Scan und 3D-Druck). Im Rahmen der Invertierung eines Fallstrangs wurden nun vier Formstücke eingebaut.

² Björnßen Beratende Ingenieure GmbH, 2013.

Abbildung 3
3D-Formstück

Aufgrund der baulichen Anpassungen hat sich zudem ergeben, dass der Einbau von dezentralen Abfallzerkleinerern zur gemeinsamen Erfassung von Bioabfällen und Schwarzwasser nicht zielführend ist. Im Gegensatz dazu ist eine zentrale Bioabfallsammlung für das Modellgebäude einfacher und wesentlich zielführender. Der Partner Aqseptence hat hierzu eine geeignete unterdruckfähige „Abfallstation“ entwickelt, die am Modellgebäude installiert wurde und erprobt wird. Die Installation der „Abfallstation“ wurde 2021 umgesetzt.

Der Partner „Brawoliner“ trat aus dem Vorhaben zurück. Dem Unternehmen bis dahin entstandene Aufwendungen wurden nicht geltend gemacht. Die zu erbringenden Leistungen durch „Brawoliner“ wurden teilweise an Dritte vergeben. Hierbei handelt es sich primär um die Durchführung der baulichen Maßnahmen zur Einbringung des Inliners in ein Fallrohr. Daraus ergab sich eine Kürzung des Budgets um den Betrag des ausgeschiedenen Partners.

Der Partner „Aqseptence“ hat zudem eine Neuberechnung der geplanten Komponenten für die Vakuumanlage durchgeführt. Des Weiteren wurde der Personalaufwand erhöht, welcher im zusätzlichen Aufwand zur Erarbeitung der Bypass-Lösung und Einbindung des zentralen Abfallzerkleinerers an die Vakuumanlage begründet war.

Zur Durchführung der baulichen Maßnahmen zur Installation der Bypass-Lösung als separate Vakuumleitung an einem Fallrohr mussten zusätzliche Leistungen Dritter in den Ausgaben und Finanzierungsplan berücksichtigt werden.

Im Laufe der Untersuchungen der Universität Hohenheim stellte sich heraus, dass aus hygienischen Gründen ein Durchführen der Untersuchungen im Labor der Universität Hohenheim nur unter erheblichen Auflagen möglich gewesen wäre. Die Durchflussversuche wurden daher mit dem Reaktor der Universität Hohenheim und in Absprache mit dem Projektkoordinator an der Universität Stuttgart durchgeführt.

Zusammenarbeit mit sonstigen Stellen

Im Projekt wurde mit verschiedenen Unternehmen, Forschungseinrichtungen oder sonstigen Institutionen kooperiert. Diese und deren Tätigkeiten im Rahmen des Projektes werden im Folgenden aufgelistet:

- **Fa. Brawoliner:** Ursprünglich Einbezug bei der Projektumsetzung geplant; Unternehmen trat jedoch vom Vorhaben zurück; half dennoch bei diversen Frage- und Problemstellungen wie beispielsweise der Herstellung eines neuen Liner-Schlauchs zur Erhöhung der Sollwandstärke

Fach Austausch mit Liner-Experten zur Fehleranalyse des kollabierten Liners:

- **Kanal Kompetenzzentrum Germann (K.I.M.):** Führt die Installation des neuen Liners durch, Unterstützung bei Versuchsreihe
- **Prof. Dr.-Ing. Bernhard Falter, SBKS GmbH & Co. KG und Fa. Bodus GmbH:** Externe Experten zur beratenden Unterstützung beim Thema kollabierter Liner
- **VAB GmbH:** Externe Beratung zur Installation von Vakuumleitungen im Doppellinersystem im Abwasserkanal: (Analyseergebnis: Im Rahmen des Projektes technisch und wirtschaftlich nicht umsetzbar; daher wurde von weiteren Untersuchungen Abstand genommen.)
- **Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft (ISWA):** Durchführung von kontinuierlichen Durchflussversuchen

Bereitstellung/ Spende von Zubehör:

- **KSB SE & CO. KGaA:** Bereitstellung einer Hebeanlage
- **SSI Schäfer:** Bereitstellung von jeweils zwei Abfalltonnen für Speisereste und für Fette

Darüber hinaus wurden mehrere Gespräche mit den **Ministerien und Verbandsgemeinden** zum Austausch, zur Vermittlung der derzeitigen Projektergebnisse und zum Planungsstand geführt.

Projektumfeld

Umwelt-Campus Birkenfeld

Der Umwelt-Campus Birkenfeld (UCB) ist Teil der Hochschule Trier und lehrt ca. 2.300 Studierenden eine interdisziplinäre Ausbildung im Rahmen von Kreislaufwirtschaft und nachhaltiger Entwicklung in den beiden Fachbereichen Umweltplanung/Umwelttechnik und Umweltwirtschaft/Umweltrecht. Die 8 Wohnheime am Campus bieten für bis zu 777 Studenten einen Wohnraum. Dabei stehen aufgrund von Wohngemeinschaften nicht jedem Studenten ein eigenes Bad, sowie eine eigene Küche zur Verfügung. Insg. sind in den Wohnheimen 351 Toiletten und Duschen sowie 335 Küchenzeilen verbaut. Das Abwassersystem des gesamten Campus ist mit der Kanalisation der Ortsgemeinde Hopstädten-Weiersbach verbunden.

Die Wohnheime am UCB sind die Gebäude 9902 bis 9908 sowie das Gebäude 9911. Die Gebäude 9927, 9928, 9935 und 9940 beherbergen Büroräume der Campus-Company, Start-up's sowie diverse privatwirtschaftlich betriebene Serviceeinrichtungen (bspw. Fitnessstudio, Buchhandlung usw.). Die restlichen Gebäude idenen dem Hochschulbetrieb.

Abbildung 4
Umwelt-Campus Birkenfeld mit Bezeichnung der Wohnheime



Wohnheim 9903

Das umgerüstete Wohnheim 9903 verfügt über 36 Wohnheimplätze, welche auf Einzelapartments und Zweier- sowie Vierer-Wohngemeinschaften aufgeteilt sind. So ergeben sich insg. 22 Toiletten und Duschen sowie 19 Küchenzeilen in dem Wohnheim. Die Pläne der Wohnungsstruktur sind je Etage im Anhang dargestellt. Das Gebäude verfügt über ein Untergeschoss, ein Erdgeschoss und zwei Obergeschosse. Je Etage sind die Wohnungen übereinanderliegend gleich aufgebaut. Auf einer Etage liegen jeweils 2 Zweier-Wohngemeinschaften, 2 Einzel-Appartements und eine 4er-Wohngemeinschaft. Eine Ausnahme stellt das Untergeschoss dar, da dort die 4er- Wohngemeinschaft durch Technikums-Räume belegt wurde. Das Abwasser des gesamten Gebäudes wurde vor Projektbeginn durch 3 Fallstränge aus dem Haus in die Kanalisation geleitet. Zwei dieser drei Fallstränge wurden durch das Projekt umgerüstet, wodurch das

Abwasser in Form von Schwarz- und Grauwasser getrennt abgeführt und analysiert werden konnte. Insgesamt wurde das Schwarzwasser von 22 Wohneinheiten - und das Grauwasser von 20 Wohneinheiten erfasst.

Abwasserbilanz

Zur Vorhersage der Potentiale einer getrennten Abwasserführung für das Modellgebäude sowie weitere Gebäude am Campus, ist eine Betrachtung der anfallenden Abwassermengen unabdingbar. Die Gebäude 9902 und 9903 verfügen über eine Regenwasserzisterne, welche die Toilettenspülung innerhalb der Gebäude speist. Anhand dieser Daten konnte die angefallene Schwarzwassermenge der letzten Jahre bestimmt werden. Die beigefügte Menge an Fäkalien wurde dabei nicht mit einbezogen. Zur Ermittlung der Grauwassermengen konnte das verbrauchte Trinkwasser der beiden Gebäude genutzt werden. Die Daten aus den Gebäuden 9902 und 9903 verfügen somit über eine hohe Aussagekraft. Da die Toiletten der anderen Wohnheime mit Trinkwasser gespült werden, spiegelt der dort angefallene Trinkwasserverbrauch die gesamten angefallene Mischwassermenge (Schwarz- und Grauwasser) wider. Zur Berechnung der einzelnen Abwassermengen von Grau- und Schwarzwasser mussten Literaturfaktoren herangezogen werden.

$$\text{Schwarzwassermenge [m}^3\text{]} = \text{Mischwassermenge [m}^3\text{]} * 0,3$$

$$\text{Grauwassermenge [m}^3\text{]} = \text{Mischwassermenge [m}^3\text{]} * 0,7$$

Die Wohnheime 9902 und 9903 sind baugleich und verfügen daher über die gleiche Anzahl der möglichen Wohneinheiten, WC's und Küchenzeilen. Des Weiteren sind die Wohnheime 9905, 9906, 9907 und 9908 baugleich. Die in Tabelle 2 aufgezeigten Unterschiede, des Abwasseranfalls pro Einwohner und Jahr zwischen den verschiedenen Wohnheimen ergeben sich aus dem unterschiedlichen Nutzungsverhalten der Bewohner, sowie der nicht immer gegebenen vollständigen Auslastung der Bewohnerkapazität. Ein weiterer großer Einflussfaktor ist die Anwesenheit der Studenten in den Wohnheimen. Viele Studenten nutzen die Campuswohnungen nur als Nebenwohnsitz und sind nicht dauerhaft vor Ort. Dies führt zu einem verringerten Pro-Kopf-Verbrauch, weshalb die Übertragbarkeit der Daten außerhalb des Campus nur bedingt gegeben ist. Die Bewohner des Wohnheims 9911 zahlen im Gegensatz zu Bewohnern anderer Wohnheime eine pauschale Wassergebühr, weshalb die Kosten unabhängig vom Wasserverbrauch sind. Dies führt möglicherweise zu einem erhöhten Pro-Kopf-Verbrauch, im Vergleich zu den anderen Wohnheimen.

Die im Forschungsvorhaben verwendeten Vakuumtoiletten verbrauchen mit ca. 1,5 Litern Spülvolumen weniger Wasser als herkömmliche Toiletten (6-15 Liter pro Spülung). Das Ersparnis von Trinkwasser durch die umgerüsteten Toiletten konnte aufgrund mangelnder Daten nicht genau bestimmt werden, da nicht alle Toiletten im Modellgebäude umgerüstet wurden und die Betrachtung der Schwarzwassermengen nur gesamt für ein Gebäude betrachtet werden kann.

Zur Annäherung der Einsparung an Wasser wurde eine theoretische Berechnung durchgeführt. Dazu wurde angenommen, dass jeder Bewohner am Tag 5-mal die Toilettenspülung benutzt, das durchschnittliche Spülvolumen einer herkömmlichen Toilette bei 10,5 Litern liegt und die Vakuumtoiletten 1,5 Liter Wasser je Spülgang verwenden. Daraus ergibt sich eine Einsparung von 45 Litern pro Einwohner und Tag.

Tabelle 2
Wasserbilanz der Wohnheime am UCB

Wohnheim	Kapazität			Abwassermenge (Mischwasser) pro Jahr					Schwarzwassermenge pro Jahr	
				Ø 2015-2019 (vor COVID-19)	2020 (COVID-19)	Ø 2015-2020			[m ³]	[l/(E*d)]
	Bewohner	WC's	Küchenzeilen	[m ³]	[l/(E*d)]	Standard- abweichung	[m ³]	[l/(E*d)]		
9902	36	22	19	739	1014	794	60,4	128	227	17,3
9903	36	22	19	938	750	900	68,5	171	257	19,6
9904	59	47	45	1600	2147	1691	78,5	403	483	22,4
9905	69	47	45	1331	1388	1340	53,2	213	383	15,2
9906	69	47	45	1572	1378	1533	60,9	109	438	17,4
9907	69	47	45	1541	1444	1525	60,5	240	436	17,3
9908	69	47	45	1591	1483	1569	62,3	74	448	17,8
9911	90	72	72	2536	2692	2562	78,0	300	732	22,3

Bioabfallbilanz

Eine exakte Erfassung der Mengen an Bioabfall mittels Wägungen der Wohnheime am Campus wurde nicht durchgeführt. Zur Beurteilung der Mengen wurden einerseits die Bioabfallmengen der ansässigen Mensa, sowie der nationalen – und regionalen Abfallbilanz betrachtet.

Zur Ermittlung der Bioabfallmengen der Mensa wurden die Rechnungen des Entsorgungsunternehmens verwendet. Eine Betrachtung der Bioabfallmenge pro Wohnheimbewohner ist nur bedingt möglich, da ggf. auch Studierende/ Beschäftigte des UCB ohne Campus-Wohnung durch einen Verzehr in der Mensa in der Betrachtung der Abfallmengen auftauchen können.

Tabelle 3
Bioabfallmengen der Mensa am UCB

Jahr	Speiseabfälle [l]			Fette [kg]	Bioabfälle [kg]	
	Gesamt	Ø pro Woche	Ø pro Tag	Gesamt	Gesamt	Pro Wohnheimbewohner [kg/E]
2019	21.120	406	58	400	5.680	11,4
2020	11.640	224	32	240	3.150	6,3

Im Jahr 2020 ist die Menge an Bioabfall im Vergleich zum Vorjahr deutlich gesunken. Dies ist vermutlich auf die Corona-Pandemie und die dadurch verstärkte Online-Lehre zurückzuführen. Da die Bioabfallmengen der Wohnheime durch private Abfälle über die Mengen der Mensa-Bioabfälle hinausgehen, mussten Daten aus der Literatur hinzugezogen werden, um die Bioabfallmenge der Wohnheime besser abbilden zu können.

Tabelle 4
Bioabfallmengen pro Einwohner und Jahr in Deutschland³, Rheinland-Pfalz⁴ und Birkenfeld⁵

Region	Bioabfälle [kg/(E*a)]
Deutschland	52,0
Rheinland-Pfalz	81,9
Landkreis Birkenfeld	52,7

Für weitere Berechnungen wurden die Daten des Landkreis Birkenfeld verwendet, um den Einfluss regionaler Unterschiede zu eliminieren.

³ Daten von 2018; Quelle: Statistisches Bundesamt, Abfallentsorgung 2018, Wiesbaden, Stand 05/2020

⁴ Daten von 2019; Quelle: Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz, Landesabfallbilanz 2019, Mainz, Stand 02/2021

⁵ Daten von 2019; Quelle: Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz, Landesabfallbilanz 2019, Mainz, Stand 02/2021

Umbaumaßnahmen

Planung und Umsetzung

Die örtlichen Gegebenheiten erforderten eine Anpassung der Zielstellung und damit einhergehend der Planung- und Umsetzungsphase (siehe Änderungen der Zielsetzungen bzw. des Arbeits- und Zeitplans).

Die Umsetzung der Maßnahmen erfolgte in zwei zeitlich versetzten Bauphasen im März und September 2019. In Bauphase I wurde die „Bypass-Lösung“ mit separater Unterdruckleitung für Schwarzwasser in einem Fallstrang (Strang 5) installiert, so dass im bestehenden Fallstrang nur noch Grauwasser abgeleitet wird. Am Fallstrang sind 8 Wohnungen respektive 12 Wohneinheiten angeschlossen, davon wurden zunächst nur 7 Wohnungen (10 Wohneinheiten) an die separate Unterdruckleitung angeschlossen. Eine Wohnung (2er-WG) im Untergeschoss wurde vorerst ausgelassen und im Rahmen der zweiten Bauphase angeschlossen. Die im Untergeschoss befindlichen Wohnungen konnten nur an die Unterdruckleitung angeschlossen werden, da der Grauwasseranschluss der beiden Wohnungen auf Bodenhöhe liegt und somit unterhalb der Leitungsführung zu den Probenahmebehälter.

Im Zeitraum vom 05. bis 22.03.2019 wurden in der Bauphase I folgende Maßnahmen durchgeführt:

- Demontage von 7 Alt-WC's und Abbruch der jeweiligen WC-Vorwandelemente (in 7 Wohnungen)
- Installation der Unterdruck-WC's und der Unterdruckstation
- Installation der Unterdruckleitungen
- Unterdruckprüfung der Neuinstallation und Behebung der identifizierten Leckagen
- Beplankung der Vorwandmontage und Verfliesung

Die Umbaumaßnahmen konnten weitestgehend problemlos durchgeführt werden. Während der Umbaumaßnahmen mussten die anwesenden Bewohner allerdings einen Ersatzwohnraum in Anspruch nehmen. Die Nutzung der Bäder (Dusche, WC) war für rund zwei Wochen nicht möglich.

Die Bauphase II umfasste die Umrüstung eines weiteren Fallstrangs (Strang 4) mittels Inliner-Verfahren unter Berücksichtigung des neu entwickelten Lösungsansatzes (Rohr-in-Rohr-System) und Komponenten (3D-Y-Formstück). Am Fallstrang sind 3 Wohnungen mit je 4 Wohneinheiten angeschlossen. Die Wohnungen verfügen jeweils über 2 Bäder, so dass weitere 8 WC's an die Vakuumstation angeschlossen wurden. Im Zuge der Maßnahme wurde ebenso ein weiteres WC im Untergeschoss an die Bypass-Leitung angeschlossen, so dass nun das gesamte Schwarzwasser aus Strang 5 erfasst werden kann. Die Installation der 3D-Y-Formstücke erfolgte im Zuge der Leitungsverlegung und dem Einbau der Unterdruck-WC's. Nach Abschluss dieser Arbeiten erfolgte die Invertierung des Fallstrangs durch die beauftragte Installationsfirma⁶, welche das Brawoliner-Verfahren zur Rohrsanierung einsetzt.

⁶ Kanalkompetenz Center Germann (<https://www.germann-kanaltechnik.de/index.php>)

Abbildung 5
3D-Y-Formstück und Inliner im Fallstrang



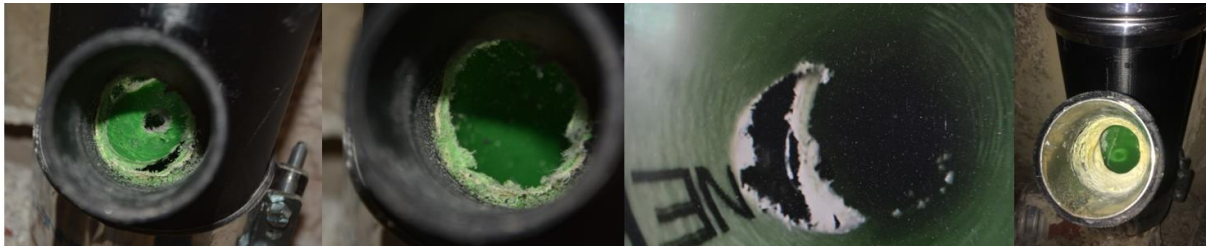
Im Zeitraum vom 09. bis 27.09.2019 sowie am 28.10.2019 und am 12.12.2019 wurden in der Bauphase II folgende Maßnahmen durchgeführt:

- Demontage von 7 Alt-WC's und Abbruch der jeweiligen WC-Vorwandelemente (in 4 Wohnungen)
- Installation der Unterdruck-WC's
- Installation der 3D-Y-Formstücke sowie Anbindung an die Unterdruckleitung
- Installation des Inliners in einen Fallstrang
- Unterdruckprüfung der Neuinstallation und Identifizierung von Leckagen
- Beseitigung von Leckagen an den Y-Formstücken mittels Sprayliner-System
- Beplankung der Vorwandmontage und Verfliesung
- Installation der Probenahmebehälter für Grau- und Schwarzwasser

Die Probenahmebehälter für Grau- und Schwarzwasser wurden in den Technikräumen im Untergeschoss des Wohnheims platziert. Das Grauwasser wird mittels Freigefälle abgeleitet und auf Deckenhöhe des Untergeschosses an den Fallsträngen abgefangen. Die weitere Ableitung zu den Probenahmebehältern war allerdings nicht mittels Freigefälle möglich. Demzufolge wurde eine zusätzliche Hebeanlage (Sachspende der Fa. KSB SE & Co. KGaA) installiert, welche das Gauwasser aus beiden Fallsträngen aufnimmt und über eine Druckleitung zu dem Probenahmebehälter transportiert.

Der Inliner wurde als „ganzes“ Rohr eingeführt, demnach mussten nach Aushärtung die Öffnungen der Zuleitungen bzw. Abzweige aufgebohrt werden. Hier zeigte sich, dass aufgrund des eingeführten Kalibrierschlauchs keine Vernetzung von Harz und Y-Formstück stattfinden konnte. Nach Installation wurden die Übergangsstellen manuell mit Harz eingepinselt, um einem möglichen Druckverlust durch Undichtigkeiten entgegenzuwirken.

Abbildung 6
Öffnungen der Zuleitungen bzw. Abzweige am Inliner (Außen- und Innenansicht)



Dennoch zeigte sich im späteren Betrieb, dass Leckagen im Unterdrucksystem vorhanden sind, welche vermutlich den genannten Übergängen zuzuordnen sind. Zur Behebung der Leckagen wurden die Übergänge im Nachgang mittels Spray-Liner® mit Harz verschlossen. Beim Spray-Liner® handelt es sich um ein Sanierungs-Sprühverfahren für im Haus verlegte Abwasser-Rohre.⁷ Mittels einem speziellem Sprühkopf, welcher an einem flexiblen Schlauch befestigt ist, kann eine gleichmäßige Benetzung der Rohrwand mit Harz durchgeführt werden. Am 28.10.2019 wurde die Maßnahme durchgeführt. Allerdings haben technische Probleme an der Spray-Liner®-Anlage dazu geführt, dass die Harzmischung nicht aushärten konnte und der Versuch wiederholt werden musste. Ein neuer Termin war erst wieder am 12.12.2019 möglich.

Der zweite Termin musste abermals abgebrochen werden, da beim Öffnen der Revisionsöffnung im 1. Obergeschoss eine Verformung des Inliners festgestellt wurde.

Abbildung 7
Verformung Inliner an Revisionsöffnung im 1. Obergeschoss



Um weitere Verformungen sowie mögliche Schäden am Inliner zu identifizieren, wurde eine Kamera-Befahrung durchgeführt. Zum einen wurde eine Befahrung des Fallstrangs (DN 100) ausgehend von der Öffnung im Dachgeschoss durchgeführt. Eine erste Verengung konnte direkt im ersten Meter (ca. 20 cm lange Verformung) und nach rund 5,60 Metern (1. Obergeschoss) identifiziert werden.

⁷ <https://www.brawoliner.com/brawo-systems/spray-liner.html>

Abbildung 8
Verformung 1 am Inliner (Höhe DG)



Abbildung 9
Verformung 2 am Inliner (Höhe 1. OG)



Eine weitere Kamerabefahrung im Inliner sollte darüber Aufschluss geben, ob am Inliner Schäden vorhanden sind, welche zu einer Leckage und einem Abfall des Unterdrucks führen können oder eine Verstopfung drohen kann. Zur Befahrung wurde die Kamera am Abzweig im Untergeschoss eingeführt. Nach rund 3,70 Metern erreichte man die Verformung in Höhe des 1. Obergeschosses. Trotz der sehr starken Verengung kann die Unterdruckanlage weiterhin problemlos betrieben werden. Der Unterdruck in der Leitung beträgt rund -0,7 bar und ist ausreichend, um das Schwarzwasser aus dem 2. Obergeschoss durch die Verengung abzuleiten. Zudem waren im Inneren des Inliners keine Risse oder Brüche erkennbar.

Abbildung 10
Innenansicht der Verformung 2 am Inliner (Höhe 1. OG)



Es wurden diverse Optionen zur Analyse und Ursachenfindung diskutiert. Hierzu wurde ebenso die Fa. Brawoliner involviert. Eine punktuelle Entmischung von Harz und Härter und somit weichere Regionen am Inliner wurde von Seiten Brawoliner ausgeschlossen. Ebenso eine zu kurze Aushärtungszeit, welche beim Inliner 24h betrug.

Obwohl im Vorhaben EVaSENS die Unterdruckfähigkeit des Inliners durch einen Drucktest belegt wurde, ist davon auszugehen, dass der Inliner dem Unterdruck auf Dauer nicht standhalten kann. Der Drucktest im Rahmen von EVaSENS erfolgte nur für den Inliner mit DN 50 und ohne den zweiten Inliner, so dass grundsätzlich eine Übertragung des Drucktestes gegeben ist. Allerdings wurden keine Realbedingungen, bspw. schwankende Unterdruckverhältnisse durch Spülgänge oder Druckverluste simuliert. Für die weitere Ursachenfindung war nun ein weiterer Drucktest vorgesehen. Zum einen sollte eine dickere Wandstärke (von derzeit 2 bis 2,2 mm auf 3 mm) sowie mögliche Auswirkungen durch die im Realbetrieb vorhandenen Unterdruckschwankungen auf den Inliner untersucht werden (bspw. Materialermüdung). Der Unterdruck in der Leitung beträgt normalerweise rund -0,7 bar. Bei einem Spülvorgang fällt dieser auf rund -0,1 bar und wird nach Beendigung wieder auf -0,7 bar aufgebaut. Bei einem Druckabfall auf -0,6 bar, bspw. durch Leckagen, wird die Unterdruckpumpe eingeschaltet, um den Betriebsdruck von -0,7 bar wiederherzustellen. Beides führt zu einer zyklischen Belastung des Inliners, wodurch eine Materialermüdung möglich war.

Untersuchungen des kollabierten Liners

Der im Dezember 2019 kollabierte Liner wurde hinsichtlich möglicher Ursachen des Schadensbildes untersucht. Zunächst galt zu prüfen, weshalb dieser trotz der erfolgreichen Druckprüfungen des vorrangegangenen Projektes EVaSENS kollabieren konnte. Dabei wurden Unterschiede in der Belastungsart zwischen der Druckprüfung und der Betriebsbelastung in der Einbausituation festgestellt. Die Druckprüfung wurde nur statisch durchgeführt, hingegen ist die Belastung des Liners im Betrieb durch die Spülvorgänge dynamisch. Möglicherweise führte diese veränderte Belastungsart zu dem Schaden.

Des Weiteren wurde der Hersteller (Fa. Brawoliner) kontaktiert, dieser schließt eine punktuelle Entmischung von Harz und Härter aus, welche zu instabileren Regionen geführt hätte. Ebenso wurde eine zu kurze Aushärtedauer ausgeschlossen, diese betrug 24 Stunden.

Zur Ermittlung weiterer möglicher Ursachen wurde das Analyselabor SBKS GmbH & Co. KG mit einer thermischen (DSC)- sowie einer dynamisch-mechanischen Analyse (DMA) an einem vergleichbaren Liner-Stück der Fa. Brawoliner beauftragt.

Die Ergebnisse der thermischen Analyse sind nachfolgend in Tabelle 5 und Abbildung 11 dargestellt. Bei einer dynamischen Differenzkalorimetrie (DSC-Analyse) wird eine geringe Probenmenge unter Schutzgas kontrolliert (stabile Heizrate) aufgeheizt, während der dazu benötigte Wärmestrom aufgezeichnet wird. In der

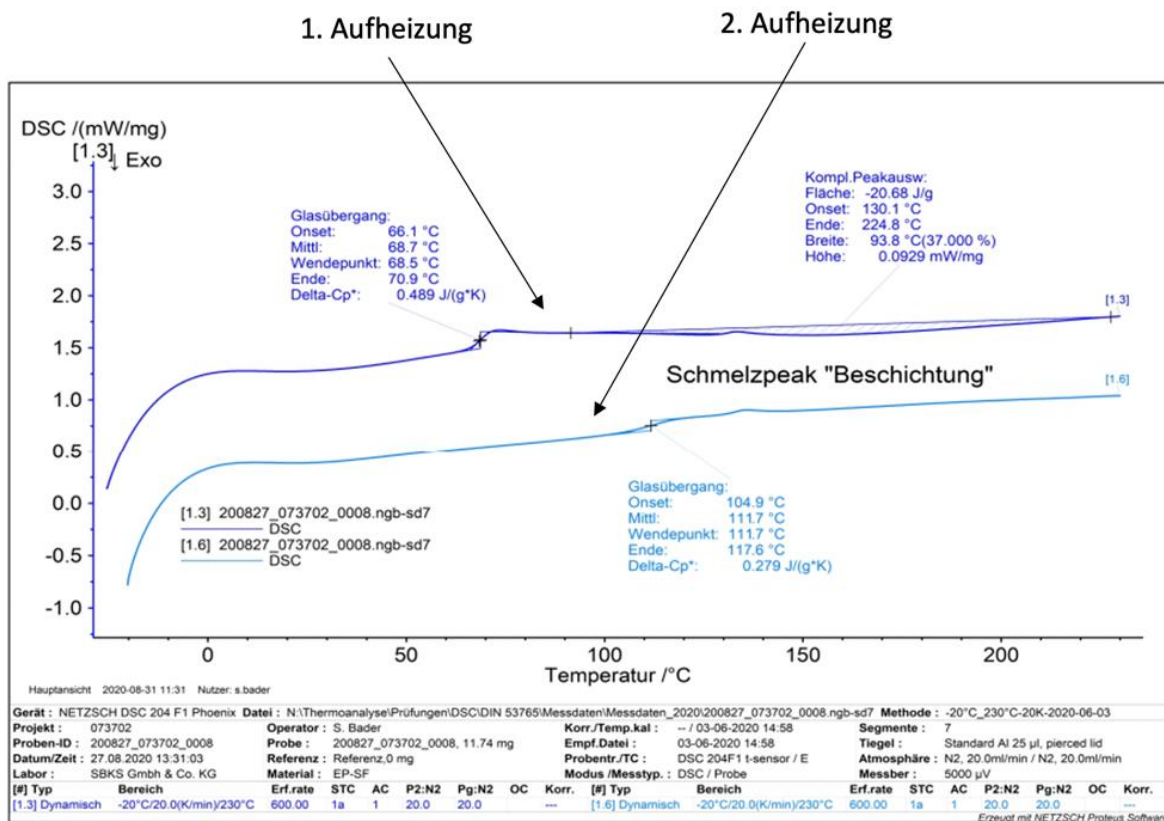
erstmaligen Aufheizung von 20 °C auf 230 °C mit 20 °C/min wurde ein exothermer Peak von 20,7 J/g in einem Temperaturbereich zwischen ca. 94 °C und 224°C festgestellt. Dieser Effekt lässt sich vermutlich auf die stattfindende Restaushärtung zurückführen, welche wiederum auf eine verminderte Aushärtung der Ausgangsprobe hinweisen kann. Der Verdacht einer Restaushärtung wurde dadurch bestärkt, dass bei einer zweiten Aufheizung kein vergleichbarer exothermer Effekt (Vernetzung) festgestellt werden konnte. *(Zur genauen Beurteilung des Aushärtegrades [%] hätten vergleichende DSC-Analysen des Ausgangsgemisches durchgeführt werden müssen, um die Enthalpie der Restaushärtung [J/g] mit der Gesamtvernetzungsenthalpie in ein Verhältnis setzen zu können. Dies wurde im Rahmen der Analysen nicht durchgeführt).* Zusätzlich konnte zwischen erster und zweiter Aufheizung ein Verschieben des sog. Glasübergangspunktes zu höheren Temperaturen (von 69 °C auf 112 °C) festgestellt werden, was ebenfalls auf eine Steigerung des Aushärtegrades durch die erste Aufheizung hindeutet. *(Der Glasübergangspunkt gibt die Temperatur an, zu welcher die amorphen (glasähnlichen) Bereiche in einen gummiähnlichen Zustand übergehen. Oberhalb des Glasübergangs ist das Material deutlich zäher und weniger fest).*

Tabelle 5
Tabellarische Ergebnisse⁸ der DSC-Analyse

Aufheizung	Masse in mg	T _{start} in °C	T _{max} in °C	Heizrate in K·min ⁻¹	Endothermie in J·g ⁻¹	Exothermie in J·g ⁻¹	T _{onset} in °C	T _{offset} in °C	T _g in °C	Δ _{cp} [*]
1	11,74	-20	230	20	0,00	-20,68	66	71	69	0,49
2					0,00	0,00	105	118	112	0,28
Δ									43	

⁸ Auszug aus Prüfbericht Nr. 200827/073702/0008, SBKS GmbH & Co. KG, 01.09.2020

Abbildung 11
Grafische Ergebnisse der DSC-Analysen

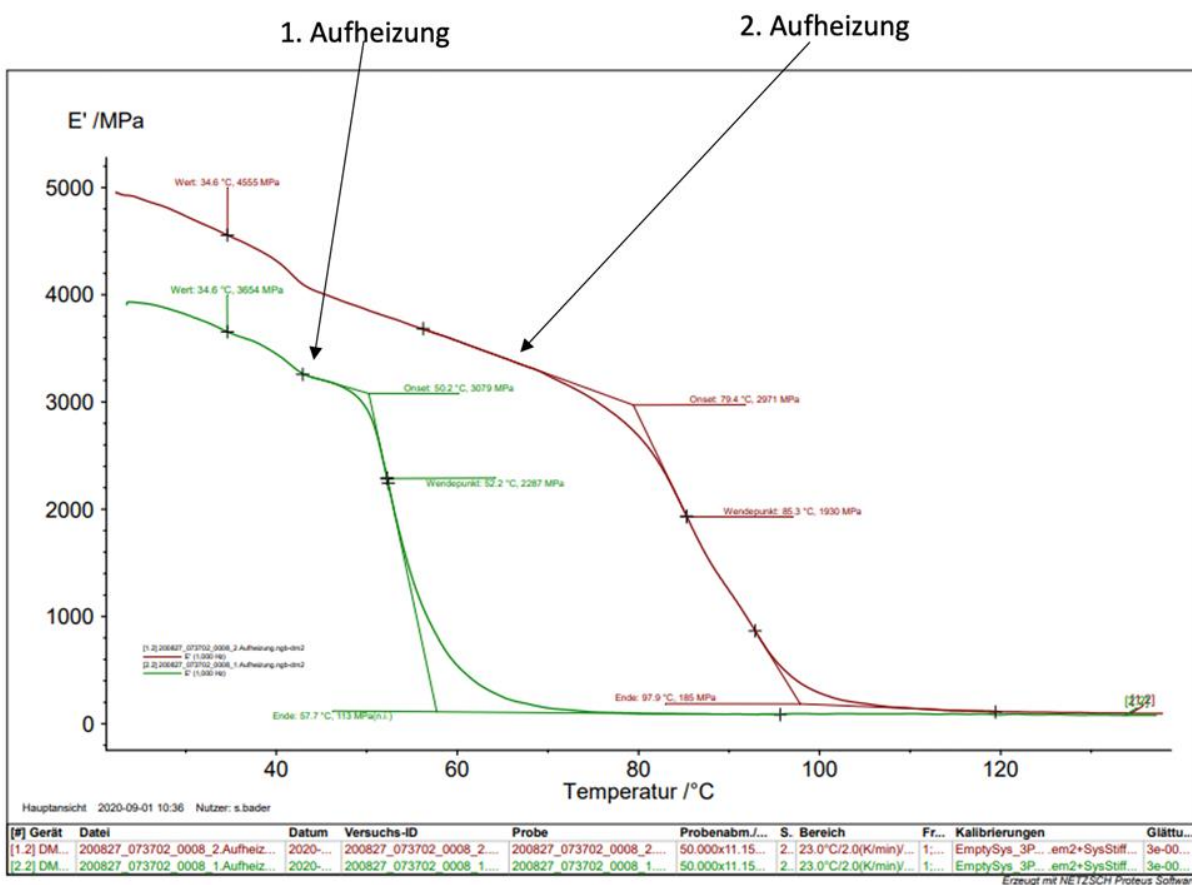


Zur genaueren Einschätzung der mechanischen Eigenschaften des Rohrstücks wurden dynamisch-mechanische Analysen (DMA) durchgeführt. Die Ergebnisse dieser Analysen sind nachfolgend in Tabelle 6 und Tabelle 7 dargestellt. Bei einer DMA wird ein Probekörper während einer definierten Aufheizung dynamisch (zeitlich verändernd, hier: sinusförmig) beansprucht. Die DMA-Analysen wurden an einem neuen Probestück des gleichen Rohrs durchgeführt. Aus den DMA-Untersuchungen wurde eine deutliche Steigerung der mechanischen Eigenschaften (hier: Speichermodul E') zwischen erster- und zweiter Aufheizung ersichtlich. Das Speichermodul zu ca. 30 °C lag bei der ersten Aufheizung bei ca. 3800 MPa, in der zweiten Aufheizung wurden ca. 4800 MPa gemessen. Diese Steigerung der Steifigkeit ist vermutlich auf eine Restaushärtung durch das Aufheizen innerhalb der ersten Messung zurückzuführen. Zudem konnte die Verschiebung der Glasübergangstemperatur zu höheren Temperaturen durch einmaliges Aufheizen bestätigt werden. Bei der ersten Aufheizung (unvollständig ausgehärtet) lag die Glasübergangstemperatur bei ca. 52 °C. Durch die erste Aufheizung fand eine Restaushärtung der Probe statt, was zu einem deutlichen Anstieg der Glasübergangstemperatur (ca. 85 °C) in der zweiten Messung führte.

Tabelle 6
Tabellarische Ergebnisse⁹ der DMA-Analysen

Aufheizung	Probenmaße in mm ³	T _{start} in °C	T _{max} in °C	Heizrate in K·min ⁻¹	T _{Onset} in °C	T _{Wende} in °C	T _{Ende} in °C
1	50,00 x 11,15 x 1,91	23	140	2	50	52	58
2					79	85	98
Δ					29	33	40

Abbildung 12
Grafische Ergebnisse¹⁰ der DMA-Analysen



Während der DSC-Analyse wurde eine Restaushärtung festgestellt, welche auch in den DMA-Analysen bestätigt werden konnte. Daraus lässt sich ableiten, dass die Probe vor den Analysen nicht vollständig ausgehärtet war. Der genaue Aushärtegrad [%] wurde nicht bestimmt. Eine verminderte Aushärtung eines Harz-Härter-Gemisches führt meist zu verringerten mechanischen Eigenschaften, welche innerhalb der DMA-Analysen bestätigt werden konnten. Nach erstmaligem Aufheizen (Restaushärtung) der Probe zeigte sich eine deutliche Zunahme der Steifigkeit. Eine verminderte Aushärtung könnte möglicherweise zu dem genannten Fehlerbild geführt haben.

⁹ Auszug aus Prüfbericht Nr. 200827/073702/0008, SBKS GmbH & Co. KG, 01.09.2020

¹⁰ Auszug aus Prüfbericht Nr. 200827/073702/0008, SBKS GmbH & Co. KG, 01.09.2020

In den DSC- sowie DMA-Analysen konnte eine verminderte Glasübergangstemperatur ca. 52 °C der Ausgangsprobe gegenüber einer einmalig aufgeheizten Probe festgestellt werden, welche vermutlich auf eine verminderte Ausgangsaushärtung zurückzuführen ist. Oberhalb der Glasübergangstemperatur verliert der Werkstoff deutlich an mechanischen Eigenschaften. In dem Inliner selbst werden keine Temperaturen über 40 °C auftreten, jedoch läuft das Grauwasser an der Außenwand des Inliners vorbei, welches ggf. Temperaturen von bis zu 90 °C (Küchenspüle) aufweisen kann. Da der Inliner nicht vollständig ausgehärtet war und die Glasübergangstemperatur somit nur bei ca. 52 °C lag, könnte die verminderte mechanische Belastbarkeit bei erhöhten Temperaturen eine Ursache für den vorliegenden Schadensfall darstellen.

Eine verminderte Aushärtung des Harz-Härter-Gemisches könnte durch eine zu geringe Temperatur und eines zu geringen Drucks während des Aushärtvorgangs sowie eines falschen Harz-Härter-Gemischs begünstigt worden sein.

Zur Charakterisierung des Beulverhaltens und möglicher Ursachen aufgrund der Bauteilgeometrie sowie zur Dimensionierung einer betriebsfesten Wandstärke wurde Prof. Dr.-Ing. Falter von der Fachhochschule Münster aus dem Fachbereich Bauingenieurwesen mit einigen Simulationen beauftragt. Die Ergebnisse¹¹ werden nachfolgend dargestellt.

Im ersten Schritt wurde die Wanddicke zweier Probenstücke an insg. 3 verschiedenen Positionen vermessen. Die Ergebnisse der Wandstärke über dem Phasenwinkel (Position auf dem Rohrumfang) sind in Abbildung 13 und Abbildung 14 dargestellt. Es ist ersichtlich, dass je nach Position unterschiedliche Wandstärken mit Schwankungen von bis zu 0,8 mm vorlagen. Die Größe Abweichung der Wanddicke ergab sich aus einer Kerbe (Nahtstelle), welche sich längs entlang des gesamten Rohres zog. Eine beispielhafte fotografische Aufnahme ist in Abbildung 15 dargestellt. Es wurde darauf hingewiesen, dass Kerben die Betriebsfestigkeit von zyklisch beanspruchten Bauteilen aufgrund der Kerbwirkung deutlich herabsetzen. Zusätzlich wurde eine leichte Abweichung der Kreisform (Obvalisierung) festgestellt, welche ebenfalls zu einer geringeren mechanischen Belastbarkeit führt.

Die ermittelte Querschnittsgeometrie (inkl. der Kerbe) wurde nachfolgend in ein Simulationsmodell (Software: LInerB 8.12) zur Charakterisierung des Bauteilverhaltens überführt. Materialkennwerte¹² des Herstellers wurden ebenfalls in die Simulation eingespeist. Für zwei Beanspruchungsarten wurden Simulationen durchgeführt: Eine quasi-statische Beanspruchung (Betrieb ohne Spülungen) mit einem steigendem Unterdruck bis zum Bruchverhalten und eine dynamische (zyklische) Beanspruchung (hervorgerufen durch die Spülvorgänge) mit einem maximalem Unterdruck von 1 bar. Da nur Materialkennwerte für kurzzeitige statische Beanspruchung vorlagen und diese oftmals erheblich von den Materialkennwerten für eine zyklische Beanspruchung abweichen können, wurden die Festigkeitswerte der kurzzeitigen statischen Belastung nach dem Stand der Technik über einen Abminderungsfaktor von 0,3 in Kennwerte für die dynamische Beanspruchung überführt. Die Werte des E-Moduls wurden ohne Abminderungsfaktor übernommen. Für die Nachrechnung des Versagensfalles wurden die Teilsicherheitsbeiwerte für veränderliche Einwirkungen und Widerstände $\gamma_{F,Q} = \gamma_M = 1,0$ angesetzt. Für die zulässige elastische Verformung galt nach DWA-A 143-2¹³, Abschnitt 7.6.3 zu $\delta_{v,el} = 3 \%$.

Bei der Simulation der statischen Beanspruchung wurden die Bruchkriterien (Spannungs- und Stabilitätsnachweis) eingehalten, dennoch wurde die elastische Verformung überschritten. Bei der Simulation der zyklischen Beanspruchung kam es zusätzlich zum Überschreiten der Bruchkriterien und damit zum Bauteilversagen im Betrieb (Spülung: zyklische Beanspruchung). Eine Darstellung der Verformung kurz vor dem Bauteilversagen ist in Abbildung 16 dargestellt. Im Vergleich zu der Simulation ist das Bauteil im tatsächlich vorliegenden Schadensfall nicht gebrochen. Womöglich ist dies auf eine erhöhte Duktilität

¹¹ Auszug aus Analysebericht: Forschungsvorhaben „Real-Labor abwasserfreier Umwelt-Campus Birkenfeld“ Beulversagen des Brawoliner DN 50 infolge des Unterdrucks im Inneren des Liners sowie Dimensionierung für Betriebszustände, Prof. Dr.-Ing. B. Falter, 28.08.2020

¹² Kennwerte Statik BRAWOLINER®, Karl Otto Braun GmbH & Co. KG, 13.06.2018

¹³ Arbeitsblatt DWA-A 143-2 (07.2015): Sanierung von Entwässerungssystemen außerhalb von Gebäuden, Teil 2: Statische Berechnung zur Sanierung von Abwasserkanälen und -leitungen mit Lining- und Montageverfahren, Hennef

(Eigenschaft mechanische Energie durch Umformung abzunehmen) des Bauteils im Vergleich zu den Materialkennwerten zurückzuführen. Eine erhöhte Duktilität im Vergleich zu den Materialkennwerten kann durch eine unvollständige Vernetzung (Vgl. Untersuchungen der SBKS GmbH & Co. KG) begünstigt worden sein.

Zur Erreichung der Betriebsfestigkeit wurde in einer neuen Simulation 3 mm als neue Soll-Wandstärke gewählt. Die in Schritt 1 untersuchte Probe sollte eine Wandstärke von 2 mm aufweisen. Die Untersuchungen zeigten jedoch, dass die Dicke der Probe zwischen ca. 1,5 mm und 2 mm liegt. Somit ist davon auszugehen, dass die Realwandstärke häufig unter der geplanten Sollwandstärke liegt. Ausgehend von diesen Abweichungen (0,5 mm) zwischen Soll- und Realwandstärke, wurde für die Simulation der (neuen) Sollwandstärke von 3 mm eine Realwandstärke von $2,5 \text{ mm} \pm 0,5 \text{ mm}$ zugrunde gelegt. Die Kerbe (Naht) des zuvor untersuchten Bauteils und die Ovalisierung wurden ebenfalls mit in die neue Simulation überführt, da davon ausgegangen wurde, dass es sich um nicht vermeidbare Imperfektionen handelt. Um die Betriebsfestigkeit bestmöglich abbilden zu können, wurde eine zyklische Beanspruchung für die Simulation gewählt. Dabei wurden die vorhandenen (statischen) Festigkeitswerte erneut mit dem Abminderungsfaktor von 0,3 in Kennwerte für eine dynamische Beanspruchung überführt. Die Werte des E-Moduls wurden wieder ohne Abminderungsfaktor übernommen. Bei der statischen Berechnung von Linern gelten für Schlauchliner nach Arbeitsblatt DWA-A 143-2² beim Spannungs- und Stabilitätsnachweis die erforderliche Teilsicherheitsbeiwerte $\gamma_{F,Q} = 1,5$ (veränderliche Einwirkungen) und $\gamma_M = 1,35$ (Widerstände). Diese Werte wurden der Simulation zugrunde gelegt. Für die zulässige Verformung galt der gleiche Wert wie in der vorherigen Simulation (zul $\delta_{v,el} = 3 \%$).

Die Ergebnisse der Simulation einer Probe mit 3 mm Wandstärke sind in Tabelle 8 dargestellt. Die geforderten Werte der Sicherheiten für den Spannungs- und Stabilitätsnachweis sowie der elastischen Verformungen wurden nicht überschritten. Ein Rohr mit einer Sollwandstärke von 3 mm und einer ähnlichen Wanddickenverteilung wäre nach der Simulation rechnerisch über 10 m für min. $1,5 \cdot 10^6$ Lastspiele (Spülungen) betriebsfest.

Abbildung 13
Wanddickenmessung der Probe 1

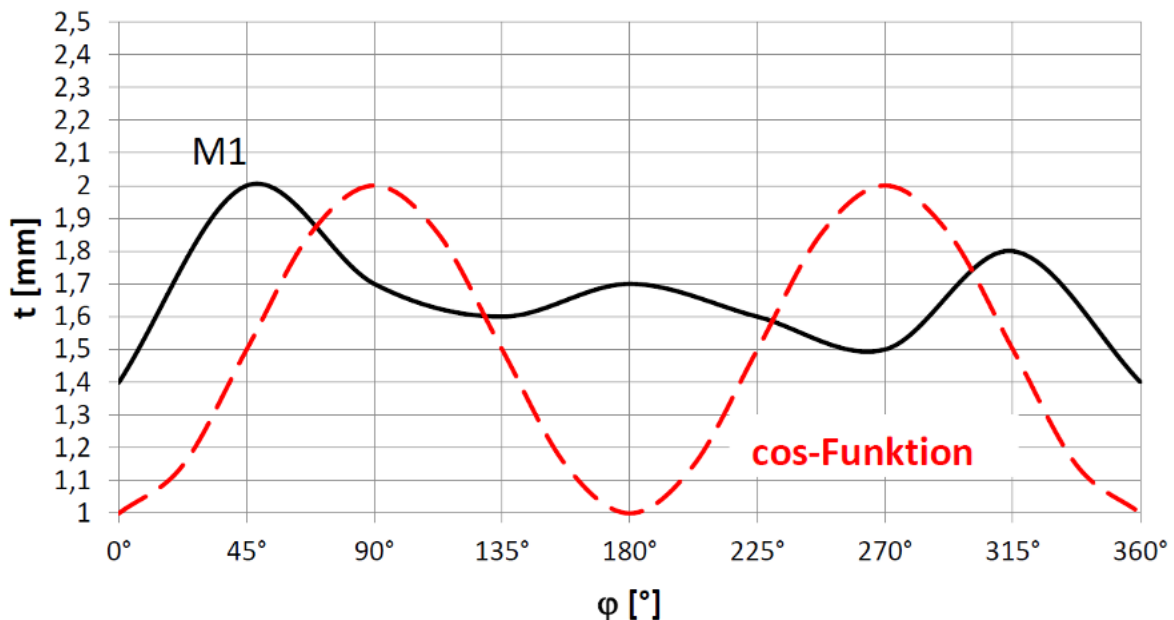


Abbildung 14
Wanddickenmessung der Probe 2 an zwei Positionen

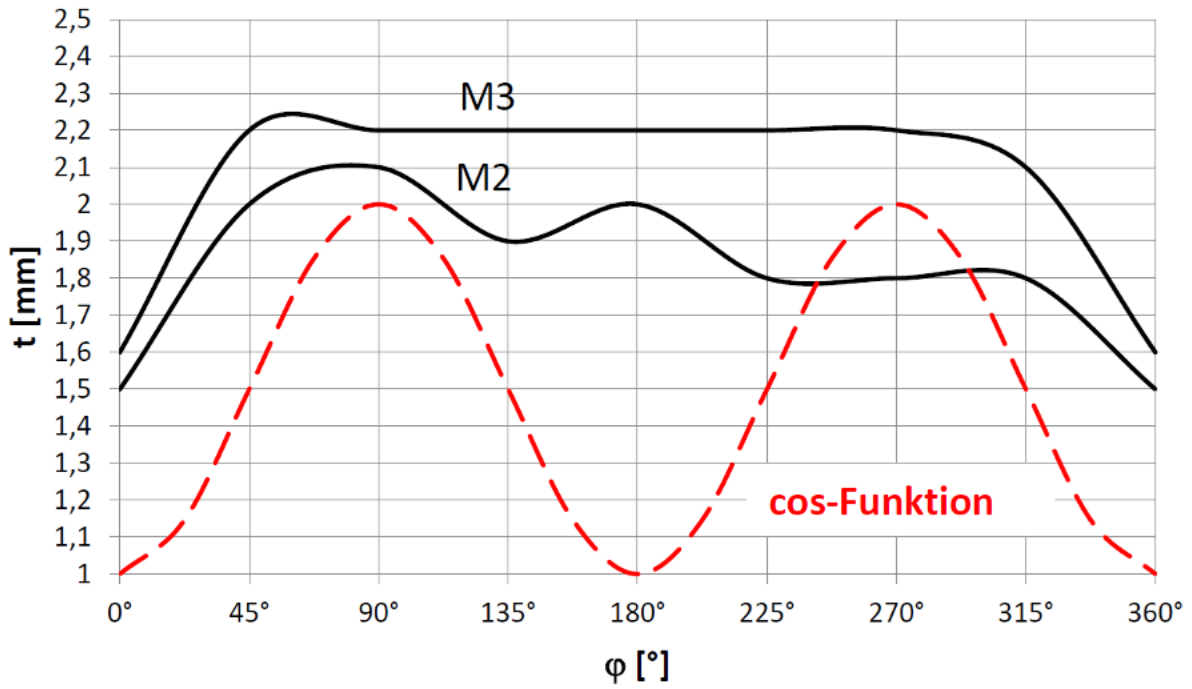


Abbildung 15
Kerbe (Nahtstelle) längs des Rohres

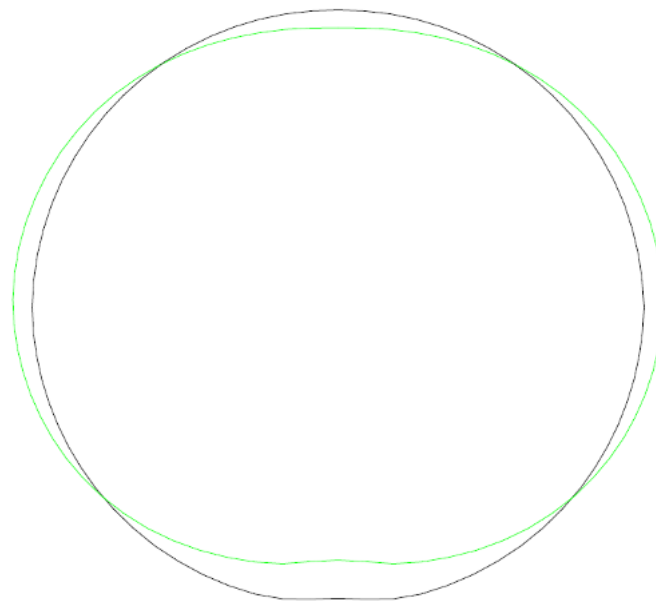


Tabelle 7
Ergebnisse der Simulation des Beulverhaltens des vorliegenden Bauteils

Anhang	Linerwanddicke	Belastung	Lokale/globale Vorverformung	Lastspielzahl	Biegezugspannungsnachweis bei 180°	Druckspannungsnachweis bei 180°	Verformungsnachweis	Stabilitätsnachweis
	t_L	h_W	$\alpha_V/\alpha_{GR,V}$	N	γ_{bZ}	γ_D	$\delta_{v,el}$	γ
	mm	m	%	-	-	-	%	-
A3	1,5 ± 0,5	11,0	2,0 / 1,5	< 10 ³	33,4 / 44,3 = 0,754 < 1	37,3 / 77,5 = 0,481 < 1	8,34 > 3	1,096 > 1
A7	1,5 ± 0,5	10,0	2,0 / 1,5	ca. 10 ⁵	21,0 / 13,3 = 1,58 > 1	25,0 / 23,2 = 1,08 > 1	4,91 > 3	0,919 < 1

↳ statische Beanspruchung (ohne Spülung)
 ↳ dynamische Beanspruchung (mit Spülung)

Abbildung 16
Biegezustand bei zyklischer Beanspruch kurz vor Bauteilversagen (Bruch)



Biegelinie, max|d| = .223 cm (nicht überhöht)

Tabelle 8

Simulations-Ergebnisse für eine zyklische Beanspruchung mit einer Sollwandstärke von 3mm

Anhang	Linerwanddicke	Belastung	Lokale globale Vorverformung	Lastspielzahl	Biegezugspannungsnachweis bei 180°	Druckspannungsnachweis bei 180°	Verformungsnachweis	Stabilitätsnachweis
	t_L	h_W	$\alpha_v / \alpha_{GR,v}$	N	γ_{bZ}	γ_D	$\delta_{v,el}$	γ
	mm	m	%	-	-	-	%	-
B3	2,5 $\pm 0,5$	10	2,0 / 1,5	ca. 10^5	3,12/13,3-1,35 = 0,317 < 1	6,31 / 23,2-1,35 = 0,367 < 1	0,40 < 3	0,329 < 1

Die Bauteilgeometrie des Inliners ist mit diversen Imperfektionen behaftet: Schwankende Wandstärke, Kerbe, Ovalisierung. Diese verringern die mechanische Belastbarkeit des Bauteils stark. Eine Optimierung des Fertigungsverfahrens (vor allem Beseitigung der Kerbe, bzw. Abstumpfung des Öffnungswinkels) könnte maßgeblich zur Verbesserung der mech. Eigenschaften beitragen.

Die Simulation mit den angenäherten Materialkennwerten, sowie den anhand der Wanddickenmessung modellierten Querschnittsgeometrie ergab kein Versagen einer dauerhaft ruhenden Anlage (ohne Spülungen, statisch). Die Simulation des Bauteils unter dynamischer Beanspruchung ergab ein Versagen ähnlich zu dem Schadensfall. Folglich könnte der Einfluss der dynamischen Beanspruchung zu dem Bauteilversagen geführt haben.

Eine Sollwandstärke von 3 mm könnte trotz den vorhandenen Imperfektionen gemäß der rechnerischen Simulation der zyklischen Beanspruchung über $1,5 \times 10^6$ Schwingspielestandhalten.

Technikumsversuch des Liners

Anhand der Simulationsergebnisse wurde durch die BRAWO SYSTEMS - KOB GmbH (Brawoliner) ein neuer Liner mit einer Wandstärke von 3 mm hergestellt, wozu zunächst ein neuer Trägerschlauch genäht werden musste. Der Technikumsversuch wurde mit Unterstützung von BRAWO SYSTEMS - KOB GmbH (Brawoliner) durchgeführt. Dieser ist Hersteller des bisherigen Liners und hat dementsprechende Erfahrung mit der Einbausituation. Um die Betriebsfestigkeit des neuen Liners besser abschätzen zu können, wurde ein Technikumsversuch durchgeführt.

Während des Versuchs wurde der Liner einer zyklischen Unterdruckbelastung ausgesetzt, welche die Spülungen im Realbetrieb simulieren sollte. Der Druck innerhalb des Rohrs pendelte dabei zwischen -0,1 bar und -0,7 bar, wie es auch im eingebauten Liner im Modellgebäude der Fall ist. Ziel war es, eine Betriebsfestigkeit für 20 Jahre zu simulieren. In der Realität nutzen 24 Bewohner dieses System und es wird davon ausgegangen, dass eine Person am Tag ca. sechs Mal die Toilettenspülung betätigt. Somit ergibt sich auf 20 Jahren hochgerechnet eine Gesamtanzahl von 1.051.200 Spülungen. Der Versuch sollte im 24 Stunden Dauerbetrieb durchgeführt werden, umso schnellstmöglich ein Ergebnis zu erhalten und den neuen Einbau des Inliners umzusetzen. Die Prüfung galt als erfolgreich, wenn die Mindestanzahl der Druckabfälle (Spülungen) ohne signifikante Umformung des Liners erreicht wurde.

Zur Gewährleistung einer maximale Übertragungsfähigkeit des Technikumsversuchs, wurde der Liner ähnlich zur realen Einbausituation mittels speziell angefertigter Y-Abzweig-Formstücke in einem HT-Fallrohr befestigt. Zusätzlich wurde ebenfalls der Verschluss auf dem Dach bei dem Versuchsaufbau berücksichtigt. Insgesamt wurde bei der Prüfung die Einbausituation einer ganzen Etage inkl. dem Dachverschluss nachgebaut (Vgl. Abbildung 17).

Abbildung 17
Skizze des Aufbaus des Technikumversuchs



Der montierte Versuchsaufbau bestehend aus "MiniTec" Profilen, HT-Rohren, sowie Muffen und den Y-Formstücken wurde zur Firma K.I.M transportiert und dort von den betrieblichen Mitarbeitern hochkant an einem Regal befestigt, um das Einziehen des Inliners zu erleichtern. Im Gegensatz zur vorherigen Einbausituation wurde der Liner des Versuchsaufbau mittels einer Warmaushärtung hergestellt, um einen möglichst großen Vernetzungsgrad des Harzes zu erzielen.

Abbildung 18
Versuchsaufbau bei der Firma K.I.M.



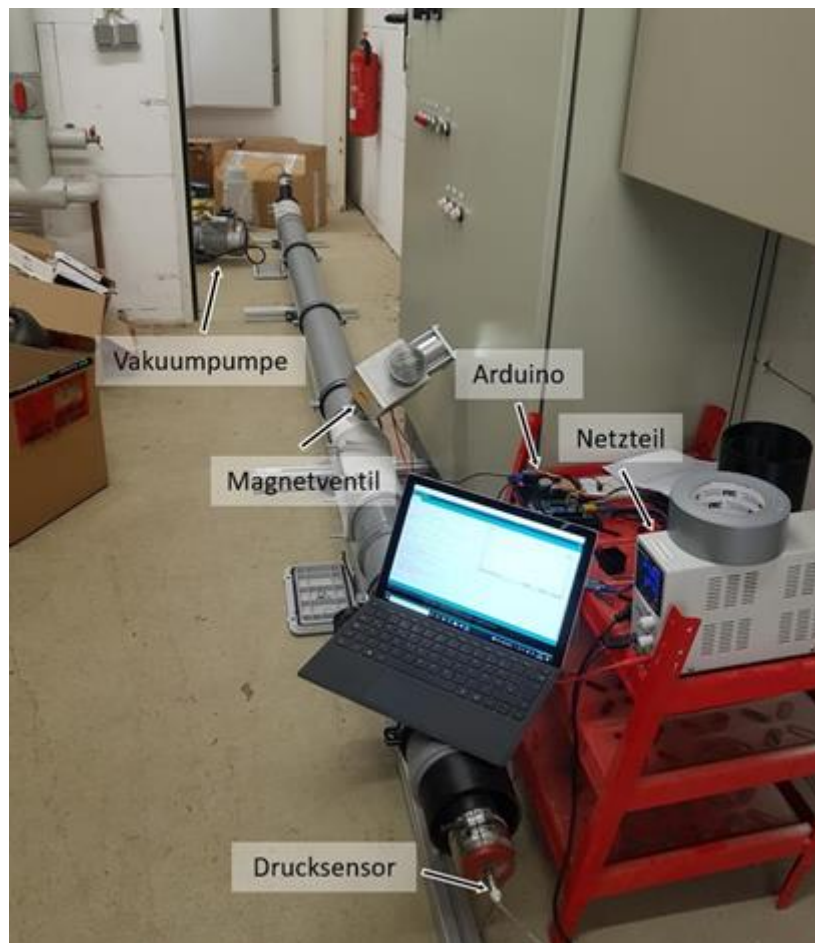
Zur Aushärtung des Liners wurde derselbe Harz verwendet wie beim verbauten Liner, dabei handelt es sich um BRAWO® HT der Firma Brawoliner. Die Aushärteeigenschaften sind nachfolgend in Tabelle 9 dargestellt.

Tabelle 9
BRAWO® HT Herstellerangaben

BRAWO® HT - Herstellerangaben	Dauer
Verarbeitungsdauer 20°C	70 Min.
Aushärtezeit 18°C	18 Std.
Aushärtezeit 50°C	140 Min.
Aushärtezeit 70°C	80 Min.
erfüllt Wärmeformbeständigkeit (≥ 93 °C nach DIN 75-2) und Brandschutz (Baustoffklasse B2 gemäß DIN 4102)	

Die Aushärtung des Liners mit dem neuem Kalibrierschlauch und 3 mm Wandstärke wurde erfolgreich durchgeführt und durch eine Kamerafahrt bestätigt. Anschließend konnte der die Druckprüfung stattfinden. Dazu wurde eine Vakuumpumpe an den Liner angeschlossen. Mittels eines Arduinos wurde ein Magnetventil angesteuert, welches bei Erreichen eines Unterdrucks von -0,7 bar öffnete und erst ab -0,1 bar wieder schloss. So wurden die Spülungen nachgestellt.

Abbildung 19
Druckprüfung des Liners mit 3 mm Wandstärke



Aufgrund des Versagens der Vakuumpumpe wurde der Versuchsablauf nach einer Simulationsdauer von 9,8 Jahren und ca. 516.600 Zyklen abgebrochen. Somit lässt sich aber ein Zwischenfazit ziehen, aus dem sich

weitere Zusammenhänge ergeben. Es ist klar erkennbar, dass die Verstärkung des Y- Abzweigs durch die Metallringe sinnvoll bzw. sogar notwendig war, denn diese stellt eine sichere Verbindung der Rohre zum Y-Abzweig her. Weiterhin ist es eindeutig, dass die Anpassung der Wandstärke des Inliners von 2 mm auf 3 mm die Stabilität des Inliners erhöht hat. Denn im Vergleich zum unbehandelten Inliner, der nach ca. 2 Monaten kollabierte, kann der jetzige ein Standhalten einer dynamischen Belastung von mindestens zehn Jahren nachweisen. Da der Versuch eine Simulationsdauer von mindestens zehn Jahren standhielt und optisch keine Mängel erkennbar waren, wurde die Freigabe für den Austausch des verbauten Inliners durch den neuen verstärkten Inliner erteilt.

Einbau eines neuen Liners mit Warmaushärtung und 3 mm Wandstärke

Die aus dem Technikumsversuch gewonnenen Ergebnisse wurden genutzt, um den kollabierten Liner durch einen neuen beständigeren Liner auszutauschen. Der neue Liner wurde wie im Technikumsversuch mittels einer Warmaushärtung und einer Wandstärke von 3 mm hergestellt. Zusätzlich wurde der Kalibrierschlauch an den Stellen, wo die Zuleitungen jeder Etage einlaufen, bereits im Vorhinein perforiert. Dadurch ließ sich der Zulauf in den Y-Formstücken besser abdichten. Darüber hinaus wurde ein DN50 SML-Enddeckel verwendet, um den Liner auf der Oberseite des Gebäudes zu verschließen. Trotz dieser verbesserten Maßnahmen bleibt jedoch eine Undichtigkeit im System, welche zu einem konstanten Druckverlust führt. Zum Ausgleichen des Druckverlustes muss die Vakuumanlage in Abständen von wenigen Minuten erneut einen stärkeren Unterdruck aufbauen. Die dazu täglich benötigte elektrische Energie wurde nicht ermittelt. Im Vergleich zum alten Liner wurden bislang keine Verformungen oder sonstige Beschädigungen festgestellt werden, weshalb von einer Beständigkeit ähnlich zum Technikumsversuch auszugehen ist.

Bewertung der baulichen Umsetzung

Die getrennte Abwasserführung mittels Inliner-Verfahren oder Bypass-Lösung ist an bestimmte bauliche Voraussetzungen gebunden. Da beide Verfahren das Fäkalwasser mittels Unterdruck ableiten, ist eine Technikanlage erforderlich, in dem eine Vakuumanlage positioniert werden kann.

Die Übergabeleitung kann entweder direkt in den Schmutzwasserkanal abgeschlagen werden, oder als zusätzliche Leitung aus dem Gebäude geführt werden, um es beispielsweise für eine Vergärung in einer Biogas-Anlage bereit zu stellen. Dadurch entfällt eine Integration der Übergabeleitung in die Bestandskanäle. Die Übergabeleitung wies während der gesamten Projektlaufzeit keine Verstopfungen auf. Dies ist vermutlich auf die Zerkleinerung der Schwarzwasser-Feststoffe in der Vakuumanlage zurückzuführen. Eine zyklische Spülung der Übergabeleitung war deshalb bisher nicht erforderlich.

Zum Einbau eines Inliners ist der Zugang zu dem Fallstrang auf jeder Etage nötig, um die Zuleitungen der einzelnen Etagen mittels des Y-Formstücks in den Inliner einzuleiten. Im Falle des Testgebäude war der Zugang durch die Versorgungsschächte der Abwasser- sowie Heizungsleitungen gegeben. Die Bypass-Lösung benötigt keinen direkten Zugang zu den Falleleitungen, da das Schwarzwasser über externe, neue Leitungen abgeführt wird. Diese erfordern jedoch gegebenenfalls Decken- und Wanddurchbrüche. Die Sammelleitung kann ebenfalls außerhalb des Gebäudes geführt werden, um die Anzahl der Deckendurchbrüche zu minimieren. Zusätzlich müssen die Leitungen an den bestehenden Wänden und Decken montiert werden, wozu etwas Wohnraum beansprucht wird. Eine Verkleidung der Leitungen im Innen- und Außenbereich ist nicht technisch notwendig, sorgt allerdings für ein schöneres Erscheinungsbild der Wohnungen und ist demnach zu empfehlen.

Technischer Vergleich Bypass und Liner

Der Einbau eines Liners ist im Vergleich zu einem Bypass mit höherem technischem Aufwand verbunden, da spezifische Geräte und spezifisches Know-How nötig sind, wobei das Verfahren allerdings kaum verbreitet ist. Undichtigkeiten am Liner, sowie die unzureichende Formbeständigkeit führten innerhalb des Projektes häufiger zu Problemen. Aufgrund der Verformung des Liners kam es in regelmäßigen Abständen zu Verstopfungen des Liners und damit zu Ausfällen der Toilettenspülung der angeschlossenen Wohneinheiten.

Da bei der Bypass-Lösung SML-Rohre als Unterdruckleitung verwendet werden konnten, entstanden keine Probleme der Formbeständigkeit, und somit auch keine Verstopfungen. Weiterhin sind in den Leitungen des Bypasses keine Undichtigkeiten durch einen Unterdruckverlust feststellbar.

Ökonomischer Vergleich Bypass und Liner

Der erhöhte technische Aufwand beim Einbau eines Liners im Vergleich zum Bypass schlägt sich auch in der ökonomischen Betrachtung wieder. Insgesamt ist die Bypass-Lösung rund 82 € günstiger pro WC im Vergleich zum Liner. Dies lässt sich insbesondere auf deutlich geringere Kosten bei der Montage der Vakuumtoiletten und -leitungen sowie geringere Materialkosten zurückführen (Vgl. Tabelle 10).

Tabelle 10
Vergleich Bypass und Liner: Spezifische Mehrkosten pro WC

Spezifische Kosten pro WC	Bypass	Liner
Kosten Umbau	2.201 €	2.175 €
Baustelleneinrichtung und Vorbereitende Maßnahmen	175 €	339 €
Umbau Entwässerungsleitungen	852 €	307 €
Montage der Vakuumtoiletten und -leitungen	1.175 €	1.529 €
Kosten Material	253 €	361 €
Summe	2.454 €	2.536 €
Differenz	82 €	

Bei der SML-Leitung ist insgesamt von einer Nutzungsdauer von mindestens 50 Jahren auszugehen, beim Liner liegt diese bei schätzungsweise 10 bis 20 Jahren. Die Betriebskosten sind sowohl beim Bypass als auch beim Liner zu vernachlässigen.

Übertragung weitere Wohnheime/ gesamten Campus

Im Rahmen der Erstellung eines modifizierten Betreibermodelles für die getrennte Abwasseraufbereitung am Campus wurde eine Übertragung des Konzeptes auf den gesamten Campus bzw. weiterer Wohnheime geprüft. Aufgrund fehlender Versorgungsschächte kann das Inliner-Verfahren nur mit einem erheblichen baulichen Aufwand angewendet werden. Die Bypass-Lösung wäre allerdings auch ohne direkten Zugang zu Versorgungsschächte realisierbar, da man die Unterdruckleitungen als Aufputzleitungen über teilweise schon vorhandene Abhängdecken (Leitungsschächte) oder neue Leitungsschächte verlegen kann.

Hierzu wurde eine fotografische Begehung potenzieller Gebäude durchgeführt, sowie technische Baupläne erstellt, welche im Anhang dargestellt sind. In die Betrachtung wurden weitere Wohnheime (9905, 9907 und 9911), mit signifikanten baulichen Unterschieden zum ReLab-Wohnheim 9903 sowie Gebäuden mit Büro- und Vorlesungsräume (9927 und 9928) einbezogen.

Ziel ist es, auch in den restlichen Gebäuden das Schwarzwasser mittels Bypasses abzuleiten, während das Grauwasser weiterhin mit den Bestandsleitungen abgeführt werden kann. Dies würde eine zentrale

Aufbereitung der getrennten Abwässer auf dem UCB ermöglichen. Das aufbereitete Grauwasser kann beispielsweise für die Toilettenspülung der gesamten Hochschulgebäude sowie der Wohnheime 9902 und 9903 genutzt werden, da diese über eine Brauchwasserleitung verfügen.

Verwertung der Ressourcenströme Grauwasser

Im Rahmen des Teilprojektes der TU Kaiserslautern (TUK) stand die Untersuchung von schwach belastetem Grauwasser (Abwasser aus Duschen und Waschbecken) mit Einflüssen von Küchenabwasser im Vordergrund. Das Grauwasser wurde aus einem baulich umgerüsteten Studierendenwohnheim am UCB erfasst. Die Ergebnisse und Erkenntnisse aus den Grauwasseruntersuchungen sind in die Entwicklung praktikabler Konzepte zur Aufbereitung und Nutzung von dem am UCB anfallenden Grauwasser eingeflossen. Das Grauwasser wurde auf die Anfallmenge und die Konzentration der Abwasserinhaltsstoffe CSB, N_{ges} , P_{ges} und AFS untersucht. Zusätzlich wurden hygienisch-mikrobiologische Analysen und Analysen auf organische Spurenstoffe durchgeführt, da eine Gefährdung von Menschen und Tier durch die Nutzung aufbereiteten Wassers ausgeschlossen werden muss (DIN 19650 1999). Grauwasser kann eine Vielzahl von unterschiedlichen Mikroverunreinigungen enthalten, die eine Weiterverwendung ggf. einschränken. Unter Berücksichtigung unterschiedlicher Lastfälle (Sommer, Winter, Vorlesungszeit, vorlesungsfreie Zeit) wurden einwohnerspezifische Frachten und Volumenströme für das anfallende Grauwasser berechnet und Orientierungswerte zur Bemessung von Grauwasseranlagen ermittelt. Anschließend wurden verschiedene nutzungsabhängige Anforderungen an die chemische, physikalische und hygienisch-mikrobiologische Beschaffenheit von aufbereitetem Grauwasser aufgeführt und dem untersuchten Grauwasser gegenübergestellt, woraus sich ein erforderlicher Aufbereitungsaufwand ableiten lässt. Auf dessen Basis wurden geeignete Aufbereitungsverfahren – Membranbioreaktoren (MBR), Wirbelbettreaktoren, Festbettverfahren und vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter (VFCW) – für verschiedene Nutzungszwecke, wie z. B. Bewässerung, Toilettenspülung, Reinigungszwecke, gewählt und konkret für den Standort UCB bemessen. Neben der Bemessung wurden verfahrensspezifisch basierend auf Literaturdaten eine Vielzahl von Kennwerten (Investitionskosten, Betriebskosten, Betriebsmitteleinsatz, Flächen-/Raumbedarf und Reinigungsleistung) grob abgeschätzt, anhand derer eine Bewertung der Eignung für die jeweilige Nutzung durchgeführt wurde. Schließlich wurde für den Standort UCB ein Konzept zur Aufbereitung und Nutzung des anfallenden Grauwassers entwickelt.

Grauwasseranfall und -beschaffenheit

Zu Grauwasser gehört das Abwasser aus Bad- und Dusche, Wasser aus Handwaschbecken, aber auch Wasser aus Waschmaschinen, Geschirrspülern und Küchenabwässern (DWA 2015). Dieser Abwasserteilstrom kann unterteilt werden in schwach belastetes Grauwasser, welches i. d. R. sämtliche Grauwasserströme außer Küchen- und Waschmaschinenabwasser umfasst (Gross 2015), und stark belastetes Grauwasser. Diese werden jedoch in der Fachliteratur teilweise kontrovers definiert, da teilweise Waschmaschinenabwasser als stark und teilweise als schwach belastetes Grauwasser zählt (DWA 2015).

Grauwasser fällt mit Tagesspitzen in den Morgen- und Abendstunden über den Tag gemittelt nahezu kontinuierlich an (Penn et al. 2013). In Deutschland fallen in Haushalten etwa 75 l/(E*d) Grauwasser an (DWA A 272 2014), was bei Wiederverwendung das erhebliche Potential zur Reduzierung des Wasserverbrauchs verdeutlicht. Der Anteil des schwach belasteten Grauwassers liegt dabei bei ca. 46 l/(E*d) (BDEW 2021b). Alleine die Grauwasserwiederverwendung kann den Verbrauch von Trinkwasser und den Abwasseranfall in Haushalten um bis zu 60 % verringern (Oral et al. 2020). Gerade in Studierendenwohnheimen, Hotels, dem Geschosswohnungsbau und Sportstätten bietet recyceltes Betriebswasser weitergehendes Wasserpotential (Dierkes et al. 2020).

Bezüglich der stofflichen Zusammensetzung ist die organische Belastung in Form von BSB5 und CSB relevant, sowie die Nährstoffkonzentrationen, die Keimbelastung und eine mögliche Verunreinigung mit Spurenstoffen. Grauwasser weist i.d.R. geringere Konzentrationen an organischen Inhaltsstoffen (Median von 545 mg CSB/l, DWA 2015) im Vergleich zu kommunalem Abwasser (CSB-Konzentration: 690 mg/¹⁴ATV DVWK

¹⁴ Berechnet: 120 g/(E-d) (ATV-DVWK-131, 2000) / 175 l/(E-d) (DWA M 368, 2014) = 686 mg/l

A 131 2000; DWA M 368 2014) auf, da es kein Fäkalienabwasser enthält (DIN EN 12056-1 2001) schwankt die BSB₅-Konzentration typischerweise zwischen 124 mg/l und 519 mg/l, die Phosphorkonzentration liegt im Bereich von 0,4 mg/l bis 11 mg/l, während sich die Stickstoffkonzentration auf 6,7 mg/l bis 27,2 mg/l beläuft. Eine Erhöhung der Phosphorkonzentration ist durch die gesetzliche Einschränkung von Phosphatverbindungen in Spül-, Wasch- und Reinigungsmitteln nicht mehr zu erwarten (WRMG 2013; EU 2012). Die Beschaffenheit von Grauwasser wird zum einen durch einen hohen Schwebstoffgehalt und eine hohe Trübung beeinflusst. Der Schwebstoffgehalt stammt vor allem aus Küchen- oder Waschmaschinenabwässern durch den Eintrag von Speiseresten oder Waschmaschinenfasern. Zum anderen wird die Qualität maßgeblich durch die verwendeten Pflege- und Reinigungsmittel bestimmt. Der pH-Wert vom gesamten anfallenden Grauwasser liegt typischerweise im neutralen bis leicht basischen (DWA 2015). Insbesondere durch den zusätzlichen Eintrag von stark verschmutztem Wasser aus der Küche werden die organische Belastung sowie die Keimbelastung stark erhöht. Zusätzlich kann die Keimbelastung im Grauwasser auch durch Händewaschen und Duschen nach dem Toilettengang oder der Analhygiene (DWA 2015).

Ob und wie sich das Grauwasser aus Studierendenwohnheimen hinsichtlich Anfalls und Beschaffenheit von häuslichem Grauwasser abgrenzt, blieb bislang weitgehend unberücksichtigt. Ebenfalls ist die zeitliche Dynamik von Wassermenge und Stofffrachten von in Wohnheimen anfallendem Grauwasser kaum untersucht, was eine Anlagenbemessung erschwert. Zudem liegen bisher nur vereinzelt Erkenntnisse zur Keim- und Spurenstoffbelastung in Grauwasserströmen vor.

Die Vorteile der Weiterverwendung von Grauwasser liegen vor allem darin, dass das Wasser außer in Ferienzeiten täglich anfällt und demnach nur vergleichsweise kleine Speicher z.B. für einen Tagesausgleich benötigt werden. Nachteilig ist jedoch, dass die organische Belastung und der Feststoffgehalt, insbesondere durch Küchen- und Waschmaschinenabwässer vergleichsweise hoch sind (Nolde 2017), was die Behandlung von Grauwasser aus diesen Bereichen gegenüber leichtem Grauwasser aus Duschen und Handwaschbecken ggf. erschwert. Im Einzelfall kann der Ausschluss von feststoffreichem Abwasser (Küche, Waschmaschine) für Zwecke der Wiederverwendung daher vorteilhaft sein. Auch wenn die Akzeptanz der Grauwassernutzung höher ist als bei der Wiederverwendung von Schwarzwasser, bleibt diese bisher begrenzt (Memon & Ward 2019). Dies verdeutlicht, dass großtechnische Umsetzungen und Pilotierungen von Grauwasseranlagen erforderlich sind, um die technische Machbarkeit zu demonstrieren, erreichbare Qualitäten zu erfassen und darauf aufbauend ein Umdenken der Verbraucher zu bewirken.

Die meisten Aufbereitungsverfahren für Grauwasser sind nicht auf die gezielte Reduktion von Keimen ausgelegt, was in Abhängigkeit des Nutzungszwecks oft eine nachgeschaltete Hygienisierung erforderlich macht. Die Anforderungen sind je nach Art der Weiterverwendung in 0 aufgeführt.

Um das Erfordernis einer Keimreduktion zu bestimmen, muss zunächst die hygienisch-mikrobiologische Qualität ermittelt werden. Die zu erwartenden koloniebildenden Einheiten (KBE) im Grauwasser aus Literaturangaben sind in Tabelle 11 aufgeführt. Auffällig ist vor allem, dass die Schwankungsbreiten sehr groß ausfallen, z. B. kann schwach belastetes Grauwasser aus Bad und Dusche hinsichtlich der gesamten Coliformen Bakterien 10^1 – 10^9 KBE/100 ml aufweisen (Vgl. DWA (2015)). Dabei wird deutlich, dass abhängig von den örtlichen Gegebenheiten, kulturellen Bedingungen und der erfassten Grauwasserfraktion die mikrobiologische Belastung sehr unterschiedlich ausfallen kann. Es kann darüber hinaus zum Eintrag von Keimen durch unterschiedliche Quellen, wie z. B. Händewaschen nach der Toilettenbenutzung, Analhygiene und verunreinigte Lebensmittel, kommen (DWA 2015). Weiterhin kann der Keimeintrag über das Wäschewaschen erfolgen (DWA 2015). Im gesamten anfallenden Grauwasser liegt die Gesamt-Koloniezahl der Coliformen Keime gemäß unterschiedlichen Studien zwischen 10^5 – 10^8 KBE/100 ml, was verdeutlicht, dass die Grundbelastung an Keimen in nicht separiertem Grauwasser tendenziell höher liegt als in schwach belastetem Grauwasser aus Bad und Dusche (10^1 – 10^6 KBE/100 ml) (DWA 2015). In Bezug auf *E. coli* und intestinale Enterokokken weist das stark belastete Grauwasser aus der Küche und der Waschmaschine tendenziell höhere Konzentrationen auf als das schwach belastete Grauwasser aus Bad und Dusche. Im gesamten anfallenden Grauwasser liegt die Koloniezahl der *E. coli* zwischen 10^1 – 10^8 KBE/100 ml, während die

Konzentration der intestinalen Enterokokken bei 10^2 KBE/100 ml liegt (DWA 2015). Die geringe Schwankungsbreite ist auf eine deutlich geringere Anzahl an Studien zu den Enterokokken als zu E.coli zurückzuführen. Im Vergleich liegt die Koloniezahl der E.coli für schwach belastetem Grauwasser zwischen 10^1 – 10^7 KBE/100 ml und die Konzentration der intestinalen Enterokokken bei 10^1 – 10^9 KBE/100 ml (DWA 2015). Es ist festzustellen, dass die Koloniezahl von E. coli in schwach belastetem Grauwasser in der Spitze geringer ist als die der intestinalen Enterokokken. Insgesamt kann anhand der Literaturwerte geschlussfolgert werden, dass eine geringere Keimbelastung des Grauwassers durch Ausschluss vom Küchenabwasser prinzipiell zu erreichen ist, außer bei intestinalen Enterokokken (DWA 2015). Allerdings variieren die Literaturwerte sehr stark, sodass eine belastbare Aussage zur hygienisch-mikrobiologischen Beschaffenheit alleine anhand von Literaturangaben nicht möglich ist. Zusätzlich werden nur vereinzelt Angaben zur hygienisch-mikrobiologischen Belastung von Grauwasserteilströmen gemacht, die meist standortspezifisch sind, was eine Übertragung auf weitere Anwendungsfälle erschwert.

Tabelle 11

Hygienisch-mikrobiologische Beschaffenheit von Grauwasser aufgeteilt nach den unterschiedlichen Stoffströmen und Bakterien

Bakterien	Waschmaschine [KBE/ 100 ml]	Bad/Dusche [KBE/ 100 ml]	Küche/Spül- Maschine [KBE/ 100 ml]	Grauwasser gesamt [KBE/ 100 ml]
Gesamt Coliforme	$10^1 - 10^8$	$10^1 - 10^9$	-	$10^5 - 10^8$
E. coli	$10^1 - 10^6$	$10^1 - 10^7$	$10^5 - 10^8$	$10^1 - 10^8$
Intestinale Enterokokken	$10^1 - 10^7$	$10^1 - 10^6$	$10^3 - 10^8$	10^2

Quelle: DWA (2015)

Organische Mikroverunreinigungen können in vielen alltäglich genutzten Produkten, wie bspw. Arzneimitteln, Lebensmitteln, Reinigungsmitteln oder auch Körperpflegeprodukten, enthalten sein (Abegglen & Siegrist 2012). Zur Einhaltung des Zieles eines guten chemischen Zustands in den Gewässern wurden 22 prioritäre Stoffe bzw. Stoffgruppen über die EU (2008) definiert, die als Zielgrößen dienen sollen (Umweltbundesamt 2014). Durch die EU (2013) wurden weitere 12 Schadstoffe bzw. Schadstoffgruppen als prioritäre Stoffe festgelegt. Außerdem wurde eine Beobachtungsliste für mögliche schädliche Stoffe angelegt (Umweltbundesamt 2014). Grund dafür ist, dass der Eintrag organischer Mikroschadstoffe in Gewässer vielfältige Auswirkungen auf die Gewässerorganismen haben kann (Abegglen & Siegrist 2012; Umweltbundesamt 2014). Es kann z. B. zu einer Schädigung des Nervensystems von Wassertieren durch Insektizide kommen (Abegglen & Siegrist 2012).

Meist erfolgt der Eintrag dieser Stoffe in die Kläranlage durch die Nutzung von Arzneimitteln (z. B. Diclofenac, Ibuprofen etc.) und Haushaltschemikalien mehr oder weniger gleichmäßig (Abegglen & Siegrist 2012). Eine Ausnahme bilden Medikamente gegen Grippe oder auch UV-Filter aus Sonnencreme, weshalb es hier zu ausgeprägten jahreszeitlichen Schwankungen kommt (Abegglen & Siegrist 2012). Da die heutigen Abwasserreinigungsanlagen überwiegend auf die Elimination von Kohlenstoff und den Nährstoffen Stickstoff und Phosphor ausgelegt sind, kann keine gezielte bzw. keine ausreichende Entfernung von den im Abwasser enthaltenen Mikroschadstoffen erreicht werden (Umweltbundesamt 2014). Über die Kläranlagen gelangen somit Inhaltsstoffe von Haushaltschemikalien, Arzneimitteln oder Bioziden in deutsche Gewässer (Umweltbundesamt 2014). Um solche Einträge zu vermindern, werden auf größeren zentralen Kläranlagen mit empfindlichen Einzugsgebieten zunehmend Verfahrensstufen zur Spurenstoffentfernung ergänzt. Rechtliche Anforderungen gibt es hierzu allerdings nicht.

Auch im Grauwasser kann eine große Bandbreite verschiedener Mikroschadstoffe vorhanden sein. In einer Studie von Turner et al. (2019) konnten von 252 analysierten Chemikalien 22 Chemikalien in Grauwasser nachgewiesen werden. Diese umfassten Medikamentenrückstände, Lebensmittelzusatzstoffe, Pestizide,

Duftstoffe sowie Flammschutzmittel (Turner et al. 2019). Bislang sind aber Grauwasserteilströme in der Fachliteratur kaum auf organische Spurenstoffe untersucht worden, wobei Erkenntnisse zum Vorhandensein von Mikroschadstoffen in Grauwasserströmen erforderlich wären, um Risiken zu erkennen und diese in Planungsaufgaben zu berücksichtigen. Bspw. könnten diese Mikroschadstoffe durch die Nutzung des behandelten Grauwassers zu Bewässerungszwecken in die Umwelt eingetragen werden und die Grundwasserqualität gefährden (Turner et al. 2019). Dies ist vor allem deshalb problematisch, da es zu Auswirkungen dieser Verbindungen auf Menschen und Tieren kommen kann, welche bisher noch relativ unerforscht sind (Turner et al. 2019). Daher sind je Vorhandensein, Konzentration und Nutzungszweck Verfahren einzuplanen, die auf die Elimination schädlicher Spurenstoffe ausgelegt sind.

Nutzungsanforderungen an das behandelte Grauwasser

Da Grauwasser in vergleichsweise großer Menge regelmäßig anfällt, dafür aber häufig relativ geringe Konzentrationen von organischen Inhaltsstoffen und Nährstoffen aufweist, ist es zweckmäßig, aufbereitetes Grauwasser zur Trinkwassersubstitution bei Nutzungen einzusetzen, die keine Trinkwasserqualität erfordern. Damit können konventionelle Wasserressourcen entlastet werden. Die Weiterverwendungsmöglichkeiten für Grauwasser können sehr vielfältig sein. Bspw. kann das behandelte Grauwasser zur Bewässerung, als Toilettenspülwasser oder zu Reinigungszwecken verwendet werden. Alternative Optionen umfassen z. B. die Nutzung zur Straßenreinigung oder als Löschwasser. Letzteres ist in Ländern wie Australien bereits gängige Praxis, wobei hier aufgrund des höheren Anfalls häufig das gesamte Abwasser aufbereitet und wiederverwendet wird (Meda et al. 2010). Der Anfall von Grauwasser ist zwar geringer als der Anfall des gesamten Abwassers, jedoch ist Grauwasser einfacher aufzubereiten. Demnach bietet es sich an, Grauwasser als Ressource für die obengenannten Nutzungen heranzuziehen. Je nach Art der Anwendung sind unterschiedliche Anforderungen zu beachten. Auf diese Anforderungen wird in Grauwasseraufbereitungsverfahren genauer eingegangen.

Bewässerungswasser

Um behandeltes Grauwasser zur Bewässerung einzusetzen, müssen verschiedene Anforderungen an die Nutzung eingehalten werden. Diese Nutzungsanforderungen sind in Deutschland in der DIN 19650 (1999) und DIN 19684-10 (2009) geregelt. Sie umfassen sowohl chemische als auch physikalische und mikrobiologische Anforderungen an Bewässerungswasser. Außerdem können als Richtwerte Angaben des international anerkannten Regelwerks ISO 16075-1 (2020) sowie des österreichischen Regelblattes ÖWAV-Regelblatt 407 (2016), das auf der DIN 19684-10 (2009) aufbaut, herangezogen werden. Die Anwendung von DIN-Normen erfolgt prinzipiell auf freiwilliger Basis. Erst wenn die Einhaltung vom Gesetzgeber vorgeschrieben wird, werden DIN-Normen bindend. International gelten die Richtlinien ISO 16075, welche aus mehreren Teilen bestehen, und im Zeitraum von 2020–2021 neu aufgelegt worden sind. Die ISO 16075-Richtlinien beziehen sich auf die Nutzung „behandelten Abwassers zu Bewässerungsprojekten“ (ISO 16075-1 2020). ISO 16075-1 (2020) legt u. a. Grenzwerte für die elektrische Leitfähigkeit, den Bor-, Chlorid- und Natriumgehalt sowie die Konzentration von Schwermetallen fest.

In DIN 19650 (1999) werden die Anforderungen an die hygienisch-mikrobiologische Beschaffenheit von Bewässerungswasser geregelt. Die Anforderungen gelten für Bewässerungswasser, das in der Landwirtschaft, im Garten- und Landschaftsbau und in Park- und Sportanlagen zur Bewässerung eingesetzt wird. Es gilt generell, dass eine Gefährdung des Grundwassers und der Gesundheit von Menschen und Tieren auszuschließen ist. Das Bewässerungswasser gilt dann als hygienisch unbedenklich, wenn Krankheitserreger und andere gesundheitsschädigende Stoffe nicht oder nur in unschädlichen Mengen vorhanden sind (DIN 19650 1999).

Die Anforderungen sind Tabelle 12 aufgeführt. Je nach Bewässerungsziel werden hierbei unterschiedliche Anforderungen an die hygienisch-mikrobiologische Qualität gestellt. Die strengsten Anforderungen gelten für Obst oder Gemüse, das für den Rohverzehr geeignet ist oder für die Bewässerung von öffentlichen Parks, Schulen oder Sportplätzen. Im Gegensatz dazu werden weniger strenge Anforderungen an Frostkulturen,

Zuckerrüben, Kartoffeln oder Pflanzen, die nicht zum Verzehr vorgesehen sind, gestellt. Hierbei kann bereits Abwasser, das eine biologische Reinigungsstufe durchlaufen hat, zur Bewässerung eingesetzt werden. Neben den Anforderungen an die Koloniezahl verschiedener Keime werden auch Anforderungen an die Saprobienzahl, den CSB, BSB₅ und den Ammoniumgehalt gestellt. Grund dafür ist, dass bei Überschreitung der Grenzwerte keine unbedenkliche hygienisch-mikrobiologische Qualität gewährleistet werden kann und die Keimbelastung und somit auch das Gesundheitsrisiko ggf. unterschätzt werden (DIN 19650 1999), weshalb weitere Messungen erforderlich sind. Zu beachten ist zudem, dass eine Einschränkung nach hygienisch-mikrobiologischen Eignungsklassen nach DIN 19650 (1999) entfällt, wenn „durch das Bewässerungsverfahren eine Benetzung der zum Verzehr geeigneten Teile der Ernteprodukte ausgeschlossen ist“ (DIN 19650 1999).

Ergänzend dazu stellt DIN 19684-10 (2009) konkrete Anforderungen an die chemische und physikalische Beschaffenheit des Bewässerungswassers. Im Allgemeinen wird festgelegt, dass die Qualität des Bewässerungswassers an die jeweiligen Pflanzen- und Bodenverträglichkeit angepasst werden muss und somit eine Bewertung im Einzelfall erfolgen sollte. Die Anforderungen an die physikalische Beschaffenheit von Bewässerungswasser sind in Tabelle 13 aufgeführt. Hierbei werden insbesondere Anforderungen an die Temperatur, Färbung, Schwebstoffe und gelöste Stoffe gestellt. Schwebstoffe sollten vor allem deshalb nur in geringem Maße im Bewässerungswasser vorhanden sein, damit eine Ablagerung auf den Pflanzen vermieden werden kann (DIN 19684-10 2009).

Tabelle 12
Hygienisch-mikrobiologische Anforderungen an Bewässerungswasser nach DIN 19650 (1999)

Hygienisch-mikrobiologische Anforderungen				
<i>Anwendung</i>	<i>Fäkalstreptokokken Koloniezahl / 100 ml</i>	<i>E.coli- Koloniezahl / 100 ml</i>	<i>Salmonellen / 1000 ml</i>	<i>Potenziell infektiöse Stadien von Mensch- und Haustierparasiten in 1000 ml</i>
Ohne Einschränkungen	N.n. ¹⁵	N.n.	N.n.	N.n.
Ansagt für den Rohverzehr, öffentliche Parks und Sportplätze von Schulen	≤ 100	≤ 200	N.n.	N.n.
Ansagt, die nicht zum Verzehr bestimmt ist bzw. Rohverzehr bis Fruchtansatz, Gemüse bis 2 Wochen vor Ernte, Gemüse und Obst zur Konservierung, Grünland und Grünfütterpflanzen bis 2 Wochen vor der Ernte, sonstige Sportplätze	≤ 400	≤2000	N.n.	N.n.
Frostkulturen, Zuckerrüben, Kartoffeln, Ölfrüchte, Pflanzen die nicht zur Nahrung vorgesehen sind, etc. Saatgut bis 2 Wochen vor der Ernte, Futter zur Konservierung bis 2 Wochen vor Ernte und Getreide bis zur Milchreife	Abwasser (Aufbereitung durch min. eine biologische Reinigungsstufe)			Für Stadien von Taenia: n.n.
<i>Wenn folgende Werte überschritten werden, sind Untersuchungen notwendig, ob eine mögliche Gesundheitsgefährdung gegeben sein könnte.</i>				
Saprobien-Index	< 2,3			

15 Nicht benannt

Ammoniumgehalt	< 1 mg/l
BSB ₅	< 10 mg/l
CSB	< 60 mg/l
<i>Weitere Anforderungen nach TrinkwV (2001)*</i>	
Intestinale Enterokokken	0/100 ml
Koloniezahl (22°C)	100/ml am Zapfhahn des Verbrauchers
Koloniezahl (36°C)	100/ml am Zapfhahn des Verbrauchers
Coliforme Keime	0/100 ml

*Die Anforderungen gelten für Trinkwasser und nicht für Bewässerungswasser. Da hinsichtlich der Parameter jedoch keine Vorgaben angegeben werden, können die Anforderungen der Trinkwasserverordnung als Richtwerte dienen. DIN 19650 (1999)

Tabelle 13
Physikalische Anforderungen an Bewässerungswasser nach DIN 19684-10

Physikalische Anforderungen		
Temperatur	20 – 25°C (optimaler Bereich; 20°C sollten bei temperaturempfindlichen Pflanzen nicht unterschritten werden)	
Färbung	Prüfung der Ursache und Herkunft	
Schwebstoffe	geeignet	< 50 mg/l
	mäßig geeignet	50 bis 100 mg/l
	nicht geeignet	> 100 mg/l
Gelöste Stoffe	geeignet	< 500 mg/l
	mäßig geeignet	500 bis 2.000 mg/l
	nicht geeignet	> 2.000 mg/l

Quelle: DIN 19684-10 (2009)

Die chemischen Belange, die nach DIN 19684-10 (2009) für Bewässerungswasser einzuhalten sind, sind in Tabelle 14 aufgeführt. Hierbei werden Anforderungen an den Salzgehalt des Bewässerungswassers gestellt, wobei nach der Salzverträglichkeit der Pflanzen differenziert wird. Außerdem werden Anforderungen an eine Vielzahl von Stoffen, wie z. B. Chlorid, Aluminium, Kupfer oder Mangan, gestellt. Zudem wird der pH-Wert geregelt, der für Bewässerungszwecke als geeignet angesehen wird (DIN 19684-10 2009). Es geht aus Tabelle 14 hervor, dass die international geltenden Richtlinien ISO 16075-1 (2020) i.d.R. mildere Anforderungen hinsichtlich der elektrischen Leitfähigkeit und des Natrium- und Chloridgehalts, welche auf Erfahrungswerten aus Israel beruhen, an die Bewässerung stellt als die deutsche Norm DIN 19684-10 (2009). Jedoch gelten größtenteils höhere Anforderungen an Schwermetalle (Vgl. ISO 16075-1 2020).

Tabelle 14
Chemische Anforderungen an Bewässerungswasser nach DIN 19684-10

Chemische Anforderungen			
pH-Wert	6 – 8		
Salzkonzentration		DIN 19684-10 (2009)	ISO 16075-1 (2020)
		<i>Salzverträglichkeit</i>	
		<i>EC bei 25°C [mS/cm]</i>	
			< 1,4 für uneingeschränkte Nutzung
gering	< 0,3		
mittel	0,3 – 0,8		
hoch	0,8 – 1,6		

Chemische Anforderungen			
Salzverträglichkeit	<i>Salzverträglichkeit</i>	<i>SP</i>	
	gering	< 60 mmol/l	
	mittel	60 bis 75 mmol/l	
	hoch	> 75 mmol/l	
	<i>Salzverträglichkeit</i>	<i>SAR</i>	
	gering	< 6 mmol/l	
	mittel	6 bis 10 mmol/l	
	hoch	> 10 mmol/l	
Carbonat und Hydrogencarbonat	<i>Bewertung</i>	<i>RSC</i>	
	geeignet	< 1,25 mmol/l	
	bedingt geeignet	1,25 bis 2,5 mmol/l	
	nicht geeignet	> 2,5 mmol/l	
Chlorid	<i>Bewertung</i>	DIN 19684-10 (2009)	ISO 16075-1 (2020)
		<i>Konzentration</i>	
	Geeignet für nahezu alle Pflanzenarten	< 70 mg/l	< 250 mg/l für uneingeschränkte Nutzung
	Geeignet für chloridverträgliche Pflanzenarten	70 bis 280 mg/l	
Geeignet für extrem chloridverträgliche Pflanzen/generell ungeeignet	> 280 mg/l		
Natrium	DIN 19684-10 (2009)	ISO 16075-1 (2020)	
	< 30 mg/l	< 150 mg/l für uneingeschränkte Nutzung	
Nitrat	Nitratkonzentration des Bewässerungswasser ist bei der Berechnung des Düngebedarfs zu berücksichtigen; Es sind Konzentrationen bis 100 mg/l möglich*		
	DIN 19684-10 (2009)	ISO 16075-1 (2020)	
Aluminium	0,5 mg/l	< 5 mg/l	
Arsen	0,1 mg/l		
Barium	1,0 mg/l*		
Beryllium	0,1 mg/l*	< 0,1 mg/l	
Blei	0,1 mg/l	< 0,1 mg/l	
Bor	1,0 mg/l	< 0,4 mg/l	
Cadmium	0,01 mg/l	< 0,01 mg/l	
Chrom	0,05 mg/l	< 0,1 mg/l	
Eisen	10,0 mg/l	< 2 mg/l	
Fluor	3,0 mg/l*	< 2,0 mg/l	
Kobalt	0,2 mg/l*	< 0,05 mg/l	
Kupfer	1,0 mg/l	< 0,2 mg/l	
Lithium	0,2 mg/l*	< 2,5 mg/l	

Chemische Anforderungen		
Mangan	1,0 mg/l	< 0,2 mg/l
Molybdän	0,01 mg/l	< 0,01 mg/l
Nickel	0,5 mg/l	< 0,2 mg/l
Quecksilber	0,002 mg/l	< 0,002 mg/l
Selen	0,02 mg/l*	< 0,02 mg/l
Zink	2,0 mg/l	< 2 mg/l

Quelle: DIN 19684-10 (2009), wenn nicht anders angegeben

*Diese Anforderungen sind in der DIN 19684-10 (2009) nicht vorhanden und entstammen aus dem ÖWAV-Regelblatt 407 (2016). Sie sollten daher nur als Richtwerte angesehen werden.

Toilettenspülwasser

Die Anforderungen an Toilettenspülwasser in Deutschland richten sich nach dem Merkblatt der SenStadtWohn (2007). Dabei ist jedoch zu beachten, dass diese nur als Anhaltswerte zu interpretieren sind. Die Anforderungen sind in Tabelle 15 zusammengefasst. Dabei wird deutlich, dass hierbei insbesondere Anforderungen an die physikalische Beschaffenheit des Toilettenspülwassers gestellt werden. Des Weiteren spielt auch der BSB₇ eine wichtige Rolle, damit eine ausreichende Reinigung der organischen Inhaltsstoffe sichergestellt ist. Zur Beurteilung der mikrobiologischen Beschaffenheit werden als Indikatoren Fäkalbakterien und Krankheitserreger herangezogen (SenStadtWohn 2007).

Tabelle 15

Anforderungen an Wasser, das als Toilettenspülwasser genutzt wird SenStadtWohn (2007)

Parameter	Anforderung	Beurteilung/Begründung
Schwebstoffgehalt	nahezu schwebstofffrei	Damit Armaturen einwandfrei funktionieren und kein Komfortverlust für die Nutzer eintritt
Geruch	geruchlos	
Farbe	farblos	
Trübung	keine/klar	
Sauerstoffsättigung	> 50 %	Um Lagerungsfähigkeit des Betriebswassers sicherzustellen
BSB ₇	< 5 mg/l	Zur Sicherstellung der weitgehenden Reinigung
<i>Hygienisch-mikrobiologische Anforderungen</i>		
Gesamtciforme Bakterien	< 100/ml	
E. coli	< 10/ml	
Pseudomonas aeruginosa	< 1/ml	

Reinigungswasser und weitere Nutzen

Neben der Nutzung als Bewässerungswasser oder zur Toilettenspülung kann gereinigtes Grauwasser sehr vielfältig eingesetzt werden. Im Haushalt kann gereinigtes Grauwasser bspw. auch für den ersten Wasch- oder Spülgang in Wasch- und Spülmaschinen genutzt werden (DWA 2015). Allerdings sind hierfür keine gesetzlichen Qualitätsanforderungen festgelegt. Um trotzdem entsprechende Qualitätsstandards einzuhalten, können Grenzwerte aus der Trinkwasserverordnung (s. TrinkwV 2001) oder der EU (2006) herangezogen werden (DWA 2015). Nach der TrinkwV (2001) muss Wasser, das für den menschlichen Gebrauch eingesetzt wird, frei von Krankheitserregern, genusstauglich und rein sein. Zur Einhaltung dieser Ansprüche werden in der TrinkwV (2001) verschiedene Grenzwerte an Trinkwasser gestellt. Diese Anforderungen sind für Trinkwasser bindend. Für Nutzungen im privaten Haushalt, die keine

Trinkwasserqualität erfordern, ist die Einhaltung der Grenzwerte der Trinkwasserverordnung lediglich empfehlenswert, hier trägt der Anwender das Risiko (DWA 2015). Im öffentlichen Bereich müssen diese je nach Nutzung jedoch meist eingehalten werden (DWA 2015). Weiterhin müssen die allgemein anerkannten Regeln der Technik bei der Aufbereitung und Verteilung des Wassers beachtet werden (TrinkwV 2001).

Neben der Verwendung im häuslichen Bereich kann aufbereitetes Abwasser nach Meda et al. 2010 auch in öffentlichen Bereichen sehr unterschiedlich eingesetzt werden. Nutzungsmöglichkeiten umfassen bspw. die Bereitstellung als Löschwasser oder zur Straßenreinigung, aber auch die Nutzung für industrielle Zwecke wie Prozess- und Kühlwasser oder kommerzielle Zwecke wie die Nutzung in Autowaschanlagen oder Wäschereien (Meda et al. 2010; Stiefel 2020) ist durchaus denkbar. Je nach Art der Anwendung sind jedoch auch die entsprechenden Anforderungen sehr unterschiedlich. Für die Nutzung als Brauchwasser, z. B. in Wäschereien, muss das Wasser hygienisch unbedenklich sein, um eine Gefährdung von Menschen auszuschließen. In der Industrie sind die Anforderungen abhängig von dem Einsatz des aufbereiteten Grauwassers. Bei der Nutzung als Kühlwasser sind bspw. der Salzgehalt und der Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen von großer Relevanz, während beim Einsatz in der Papierindustrie insbesondere die Farbe des Wassers an Bedeutung gewinnt. Demnach kann keine pauschale Aussage über die Anforderungen an die Wiederverwendung im gewerblichen oder industriellen Bereich getroffen werden. Hierbei müssen im Einzelfall firmen- und produktionsspezifische Anforderungen berücksichtigt werden (Meda et al. 2010). Zusätzlich müssen regionale Satzungen beachtet und örtliche Behörden früh in die Planung einbezogen werden.

Grauwasseraufbereitungsverfahren

Die Grauwasserbehandlung kann sowohl durch technische als auch naturnahe Verfahren mit unterschiedlichen Vor- und Nachteilen umgesetzt werden. Im folgenden Kapitel wird vor allem auf das Verfahrensprinzip, die Reinigungsleistung und die jeweiligen Vor- und Nachteile der Verfahrenstechniken Membranbioreaktoren, Wirbelbettreaktoren, Festbettverfahren und vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter eingegangen.

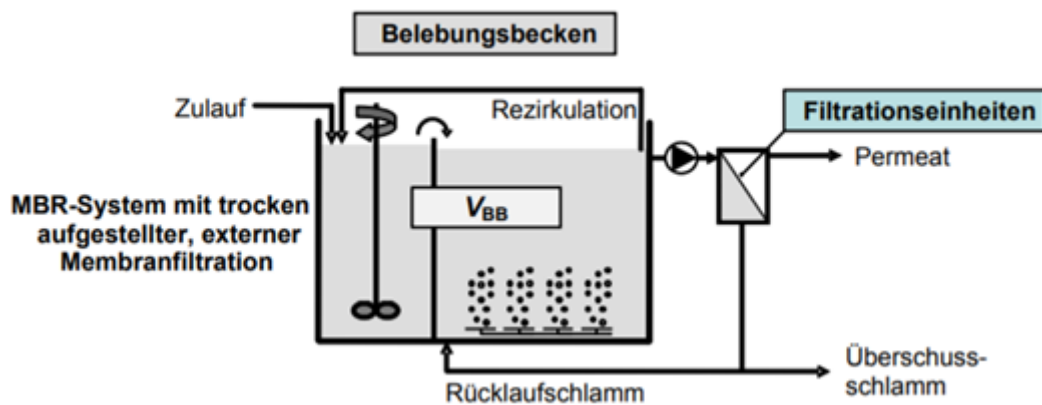
Generell gilt, dass aufgrund der relativ geringen CSB-Konzentration in Grauwasser (s. Grauwasseranfall und -beschaffenheit) aerobe Verfahren zur Aufbereitung Anwendung finden. Je nach Schlammalter und Stickstoffbelastung kann dabei neben der Kohlenstoffelimination auch eine Nitrifikation stattfinden. Da Grauwasser aber meist nährstoffarm ist, bedarf es ggf. keiner Nitrifikation und Stickstoffelimination, wobei im Falle erhöhter Stickstoffwerte im Zulauf (z. B. durch Kontamination mit Urin) eine Stickstoffelimination erforderlich sein kann. Bei Nutzung des aufbereiteten Wassers zu Bewässerungszwecken, kann auch bei höheren N-Konzentrationen ggf. auf eine Denitrifikation verzichtet werden, da Nitratstickstoff förderlich sein kann, dann aber in der Düngebilanz berücksichtigt werden sollte (DIN 19684-10 2009). Je nach Grauwasserbeschaffenheit und Nutzungszweck muss somit eine Nitrifikation oder eine Stickstoffelimination eingeplant werden. Eine Denitrifikation kann bei Membran- und Wirbelbettreaktoren sowie Rotationstauchkörpern bspw. mithilfe eines anoxischen Beckens, das dem belüfteten Reaktor vorzuschalten ist, sowie der Rückführung des nitratreichen Ablaufes umgesetzt werden. Bei Bodenfiltern kann bspw. ein zweistufiges Verfahren aus horizontal durchflossenen (anaeroben) und vertikal durchflossenen (aeroben) Filtern umgesetzt werden, um eine Stickstoffelimination zu erreichen (Zhang et al. 2015).

Membranbioreaktoren

Membranbioreaktoren (MBR) sind ein kombiniertes Aufbereitungsverfahren aus Belebungsverfahren und Membranfiltration. In Abbildung 20 ist eine systematische Darstellung eines Membranbioreaktors ersichtlich. Die Filtrationsstufe ist in diesem Fall trocken aufgestellt, jedoch kann diese auch getaucht innerhalb des Belebungsbeckens oder in einem externen Becken angeordnet sein (DWA-M 227 2014). Im Gegensatz zum klassischen Belebungsverfahren erfolgt die Abtrennung des Belebtschlammes bei einer MBR-Anlage nicht in einem Nachklärbecken, sondern durch die Filtrationseinheit. Das bedeutet, dass eine Nachklärung entfällt. Beim klassischen Belebtschlammverfahren kann nur der sedimentierbare Teil des belebten Schlammes abgeschieden werden, während bei Membranbioreaktoren Feststoffe abgetrennt werden, die größer sind als

der Trennbereich der Membran. Dies bedingt, dass höhere Feststoffgehalte bis hin zu 15 g/l und somit höhere raumbezogene Umsatzraten im Belebungsbecken einer MBR-Anlage erreicht werden können. Daher weist die Anlage einen geringeren Raumbedarf auf als das herkömmliche Belebungsverfahren (DWA-M 227 2014).

Abbildung 20
Prinzipdarstellung eines Membranbioreaktor mit trocken aufgestellter Filtrationseinheit



Quelle: DWA-M 227 (2014)

Membranbioreaktoren können aufgrund des vergleichsweise geringen Raumbedarfs vor allem dort sinnvoll eingesetzt werden, wo Platzengpässe bestehen. Des Weiteren erreichen sie aufgrund der Membranfiltration sehr gute Ablaufwerte hinsichtlich des Feststoffrückhalts und der hygienisch-mikrobiologischen Beschaffenheit, sodass ggf. auf eine nachgeschaltete Desinfektion verzichtet werden kann. Nachteilig ist jedoch, dass abhängig von der Zulaufqualität ein hoher Vorbehandlungsaufwand erforderlich ist, damit ein Verstopfen der Membraneinheit vermieden wird. Außerdem kann es zum Membranfouling kommen, was eine regelmäßige chemische Reinigung der Membranen erfordert. MBR-Anlagen weisen zudem einen hohen Energiebedarf und einen hohen Betriebsmittelverbrauch zur Membranreinigung auf, was mit hohen Betriebskosten einhergeht (Krzeminski et al. 2017) (Vgl. Tabelle 18 welche eine Gegenüberstellung der wesentlichen Grauwasserverfahren gibt).

Laut einer Studie zur Behandlung von schwach belastetem Grauwassers (aus Duschen) mittels einer MBR-Anlage konnte eine Entfernung von 97 bis 100 % für die Parameter AFS, CSB und BSB₅ erreicht werden (Lieberman et al. 2016). Hinsichtlich der AFS-Konzentration konnten die Zulaufwerte von 70,91 ± 14,12 mg/l vollständig entfernt werden, der Ablauf ist somit Feststofffrei, auch coliforme Bakterien konnten im Ablauf nicht mehr nachgewiesen werden siehe Tabelle 16. Bezüglich der CSB konnten Ablaufwerte von 9,12 ± 7,44 mg/l, ausgehend von den ursprünglichen Werten von 376,37 ± 58,76 mg/l, erreicht werden. Bei BSB₅ ist die Eliminierung mit einer Abnahme von 160,04 ± 38,88 auf 2,76 ± 0,86 mg/l ebenfalls sehr hoch (Lieberman et al. 2016).

Tabelle 16
Ablaufwerte eines Membranbioreaktors zur Aufbereitung von schwach belastetem Grauwasser

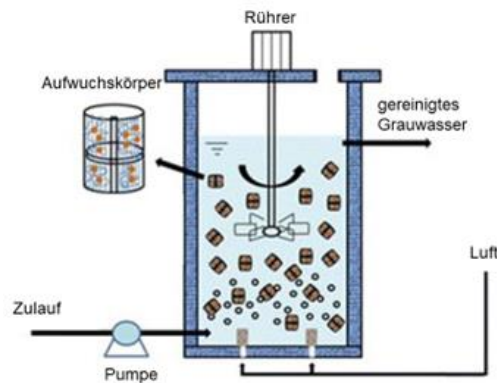
AFS [mg/l]	CSB [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]	Gesamtcoliforme Bakterien	Fäkalcoliforme Bakterien
0	9,12 ± 7,44	2,76 ± 0,86	0	0

Quelle: Lieberman et al. 2016

Wirbelbettreaktoren

Ein weiteres technisches Aufbereitungsverfahren für Grauwasser ist das Wirbelbettverfahren (MBBR = Moving Bed Biofilm Reactor). Die für die Reinigung benötigte Biomasse ist auf in einem Reaktor freischwebenden Aufwuchskörpern fixiert (DWA-A 221 2019). Je nach Randbedingungen findet nur eine Kohlenstoffelimination oder auch Nitrifikation statt. Das Prinzip ist in Abbildung 21 dargestellt, wobei das dem Wirbelbettreaktor zugeführte Abwasser in Kontakt mit den freischwebenden Aufwuchskörpern kommt und dadurch gereinigt wird. Um den für die Reinigung erforderlichen Kontakt zwischen Abwasser und Biomasse sicherzustellen, erfolgt die Durchmischung mittels Rührens und Belüften. Die Belüftung sorgt ebenfalls dafür, dass Sauerstoff in den Reaktor eingetragen und die Aufwuchskörper in Schwebelage gehalten werden.

Abbildung 21
Prinzipdarstellung eines Wirbelbettreaktors mit freischwebenden Aufwuchskörpern



Quelle: modifiziert übernommen aus Wang et al. 2017

Vorteilhaft an der Nutzung eines Wirbelbettreaktors ist, dass dieser aufgrund der immobilisierten Biomasse einen geringeren Raumbedarf im Vergleich zu Verfahren mit suspendierter Biomasse besitzt. Nachteilig im Vergleich zum MBR-Verfahren ist, dass bei rein biologischen Verfahren ggf. eine Desinfektion (z. B. UV-Strahlung) je nach Nutzung notwendig ist, da im Verfahren selbst keine ausreichende Entfernung pathogener Keime stattfindet (DWA 2015). Außerdem ist ein relativ hoher Energiebedarf erforderlich, da für das Verfahren neben Pumpen auch Rührer und Belüfter von Nöten sind (Vgl. Tabelle 18).

Laut Saidi et al. 2017 sind die Ablaufwerte, die am Beispiel eines mehrstufigen Wirbelbettreaktors zur Grauwasserbehandlung von 8 bis 11 m³ pro Tag erreicht werden konnten, in Tabelle 17 aufgeführt. Das Grauwasser wurde aus Duschen, Badewannen, Handwaschbecken, Küchen und Waschmaschinen gesammelt und einer physikalisch-biologischen Behandlung in einem MBBR mit anschließender Sandfiltration und UV-Desinfektion zugeführt. Das Grauwasser in dieser Studie stammte aus vier Duschen, zwei Handwaschbecken und einer Waschmaschine. Hierbei wird deutlich, dass hinsichtlich der Kohlenstoffelimination (22,6 mg/l CSB; 1,6 mg/l BSB₇) relativ gute Ablaufqualitäten erreicht werden können und dabei sowohl die hygienisch-mikrobiologischen Anforderungen an die Bewässerung (< 60 mg/l CSB; < 10 mg/l BSB₅, s. DIN 19650 (1999)) als auch an die Nutzung als Betriebswasser (< 5 mg/l BSB₇, (SenStadtWohn 2007)) eingehalten wurden. Außerdem werden durch die nachgeschaltete Hygienisierungsstufe geringe Keimkonzentrationen erreicht (DWA 2015). Je nach Beschaffenheit des Grauwassers und dem Verwendungszweck muss eine zusätzliche Nitrifikation oder Stickstoffelimination eingeplant werden.

Tabelle 17
Ablaufwerte eines Wirbelbettreaktors in Bezug auf die Parameter BSB₇, CSB, TOC und der mikrobiologischen Qualität nach Sandfiltration und UV-Desinfektion

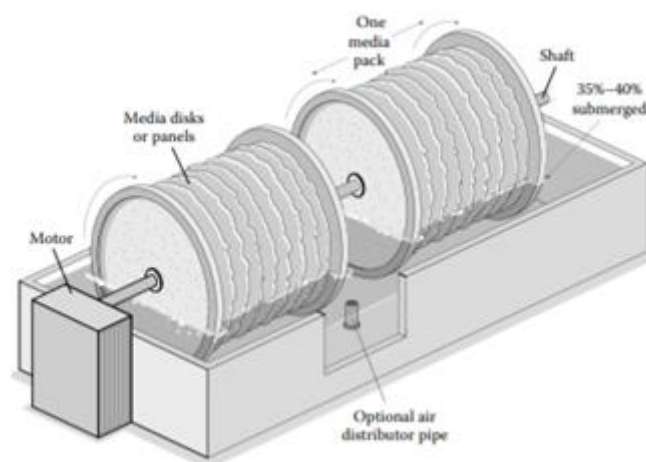
BSB ₇	CSB	TOC	E. coli
1,6 mg/l	22,6 mg/l	7 mg/l	2 - 4/100 ml

Quelle: Saidi et al. 2017

Rotationstauchkörper

Ein weiteres Festbettverfahren, das zur Behandlung von Grauwasserströmen eingesetzt werden kann, ist der Rotationstauchkörper. Im Unterschied zu den Wirbelbettreaktoren befindet sich die Biomasse hier nicht auf freischwebenden Aufwuchskörpern, sondern ist auf rotierenden Scheiben, die teilweise in das abwassergefüllte Becken eintauchen, teilweise in Kontakt mit der Luft kommen (Zilch et al. 2013). Durch die Drehung wird außerdem eine Durchmischung des Behälters sichergestellt (Zilch et al. 2013). Die wesentliche Reinigungsleistung erfolgt somit über die Bakterien, die an den Tauchkörpern angesiedelt sind. Je nach Auslegung wird dabei nur eine Kohlenstoffelimination oder auch eine Nitrifikation erreicht. Das Reinigungsprinzip eines solchen Rotationstauchkörpers ist in Abbildung 22 dargestellt.

Abbildung 22
Prinzipdarstellung eines Rotationstauchkörpers



Quelle: Gross 2015

Ein Vorteil des Verfahrens ist der relativ geringe Energiebedarf, da der Rotationstauchkörper nicht aktiv belüftet werden muss (ATV-DVWK-A 281 2001). Nachteilig ist jedoch, dass, genau wie bei den Wirbelbettreaktoren, eine Hygienisierung beim Einsatz als Toilettenspülwasser bzw. als Bewässerungswasser erforderlich sein kann (DWA 2015) (Vgl. Tabelle 18).

Tabelle 18
Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile von geeigneten Verfahren zur Grauwasseraufbereitung

Grauwasseraufbereitungsverfahren	Vorteile	Quelle	Nachteile	Quelle
Membranbioreaktoren	Geringer Raumbedarf, da hohe TS-Gehalte im Belebungsbecken möglich sind	Pinnekamp & Friedrich (2006)	Ggf. hoher Vorbehandlungsaufwand notwendig	Pinnekamp & Friedrich (2006)
	Sehr gute Ablaufwerte in Bezug auf den Feststoffgehalt und die mikrobiologische Beschaffenheit		Membranfouling → chemische Reinigung der Membranen erforderlich	
			Hoher Energiebedarf und hohe Energiekosten	
Wirbelbettreaktoren	Geringerer Raumbedarf als Verfahren mit suspendierender Biomasse		Mittlerer bis hoher Energiebedarf	DWA (2015)
			Desinfektion ggf. erforderlich	
Rotationstauchkörpern	Geringerer Raumbedarf als Wirbelbettreaktoren (da gesamte Biomasse auf Festbett angeordnet ist)	Zilch et al. (2013) ATV-DVWK-A 281 (2001)	Nährstoffentfernung nur bedingt möglich	DWA (2015)
	Einfacher und stabiler Betrieb		Desinfektion ggf. erforderlich	
	Energiebedarf relativ gering			
Vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter	Leicht umzusetzendes und einfach zu betreibendes Verfahren -	Bayrisches Landesamt für Umwelt (2011)	Hoher Flächenbedarf	Bayrisches Landesamt für Umwelt (2011)
	Keimreduktion von 1,5 – 2 Zehnerpotenzen		Nährstoffentfernung nur bedingt möglich	
	Geringer Energiebedarf		Desinfektion ggf. erforderlich	DWA (2015)

Die Ablaufwerte, die mithilfe eines Rotationstauchkörpers erreicht werden können, sind nach Angaben von DWA 2015 in Tabelle 19 aufgeführt. Die Werte beziehen sich auf ein Projektbeispiel im *Arabella Sheraton Hotel* in Offenbach zur Behandlung von Grauwasser. Diese Anlage umfasst ein ca. 6,8 m³ fassendes Sedimentations- und Pufferbecken, eine Tauchkörperrotationsanlage mit 6 Stufen, ein Nachklärbecken sowie eine UV-Desinfektionseinrichtung. Auch hier gilt, dass eine sehr gute Kohlenstoffelimination erreicht werden kann. Außerdem findet eine Verbesserung der mikrobiologischen Beschaffenheit statt, was jedoch maßgeblich auf die UV-Desinfektion zurückzuführen ist (DWA 2015). Da es sich, wie bei den Wirbelbettreaktoren, um ein aerobes Verfahren handelt, findet hier auch keine gezielte Stickstoffelimination statt, sondern lediglich eine Umwandlung von Ammonium in Nitrat.

Tabelle 19
Ablaufwerte eines Rotationstauchkörpers hinsichtlich der Parameter BSB₇, TOC sowie der mikrobiologischen Qualität nach UV-Desinfektion DWA, 2015

BSB ₇	TOC	Gesamtcoliforme Bakterien	Fäkalcoliforme Bakterien	E. coli	Pseudomonas aeruginosa
< 3 mg/l	1,5 – 2,0 mg/l	< 10/100 ml	< 10/100 ml	< 3/100 ml	< 1/100 ml

Quelle: DWA 2015

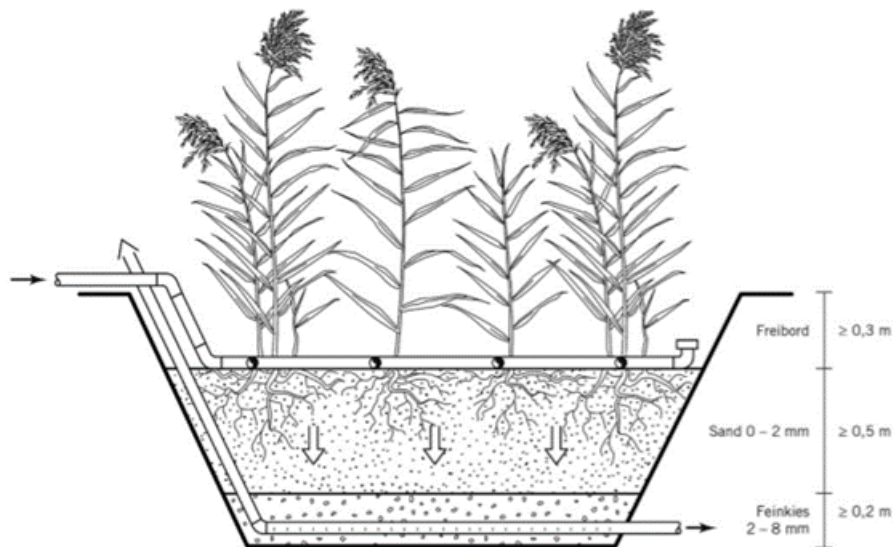
Vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter

Ein naturnahes Verfahren zur Grauwasseraufbereitung ist der vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter. Die Reinigung erfolgt dabei aus einer Kombination aus physikalischen, chemischen und biologischen Mechanismen wie Filtration, Adsorption und mikrobiologischen Prozessen (DWA-A 262 2017). Dabei liefern Bakterien die Hauptreinigungsleistung. Diese sind im Wurzelbereich der Pflanzen sowie im Filtermaterial angesiedelt und entziehen dabei dem vorbeifließenden Abwasser die Inhaltsstoffe. Die organischen Inhaltsstoffe des Abwassers werden entweder durch Bakterien abgebaut und veratmet oder als Humus im Boden angereichert. Der Pflanzenbewuchs (in Deutschland i. d. R. *Phragmites australis*, auch als Schilf bezeichnet) dient vor allem dem Erhalt der Durchlässigkeit des Bodens. Dies wird durch die Wurzelbildung der Pflanzen, aber auch durch Bewegungen der Pflanzen bei Wind erreicht (DWA 2015).

In Abbildung 23 ist eine schematische Darstellung eines vertikal durchströmten bepflanzten Bodenfilters mit Sand der Korngröße 0 mm bis 2 mm ersichtlich (DWA-A 262 2017). Dabei wird deutlich, dass der Bodenfilter

über die Oberfläche mit Abwasser beschickt wird und dieses Abwasser das Filterbett vertikal durchströmt. Dabei findet die Reinigung des Abwassers statt.

Abbildung 23
Systemdarstellung eines vertikal bepflanzten durchströmten Bodenfilters 0 mm bis 2 mm



Quelle: DWA-A 262 2017

Im Vergleich zu rein technischen Verfahren weist der vertikal bepflanzte Bodenfilter einen wesentlich größeren Flächenbedarf auf (Bayrisches Landesamt für Umwelt 2011). Dafür ist es ein einfach zu betreibendes Verfahren, da keine künstliche Belüftung zum Betrieb notwendig ist. Zudem ist der Energiebedarf sehr gering (Bayrisches Landesamt für Umwelt 2011), da zum Betrieb lediglich eine Pumpe zur Sicherstellung einer intermittierenden Beschickung notwendig ist. Nachteilig ist, dass in einem einstufigen Bodenfilter eine Nährstoffentfernung nicht gezielt möglich ist (Bayrisches Landesamt für Umwelt 2011). Zusätzlich ist ggf. eine Desinfektion vor der Nutzung erforderlich, da nur eine Keimreduktion von 1,5- bis 2-Zehnerpotenzen erreicht wird (DWA 2015). Insgesamt ist der Bodenfilter jedoch sehr gut für dezentrale Lösungen geeignet, wenn ausreichend Platz zur Verfügung steht. Neue Entwicklungen haben gezeigt, dass Bodenfilter nicht zwingend in den Erdboden eingelassen sein müssen, sondern auch aufgeständert gebaut werden können, was deren Einsatz in dicht besiedelten Gebieten fördert (Eisenberg et al. 2021).

Bodenfilter können aufgrund der Kombination verschiedener Mechanismen eine gute bis sehr gute Reinigung des Grauwassers erreichen. Die zu erreichenden Reinigungsleistungen für Grauwasser hinsichtlich der Parameter BSB_5 , CSB und der mikrobiologischen Qualität nach DWA (2015) sind in Tabelle 20 aufgeführt. Dabei wird deutlich, dass in Bodenfiltern eine sehr gute Kohlenstoffelimination und eine gute Keimreduktion stattfinden können. Je nach Anwendung des aufbereiteten Grauwassers kann aber eine Hygienisierungsstufe, z.B. durch UV-Bestrahlung, erforderlich sein. Generell eignen sich nach DWA-A 262 (201) bemessene vertikal durchflossene Bodenfilteranlagen bei Ablauftemperaturen von ≥ 12 °C ebenfalls für eine weitergehende Nitrifikation ($NH_4-N < 10$ mg/l), da aerobe Prozesse vorherrschen. Dabei ist mit einem Wirkungsgrad von 85 % bis 90 % bezogen auf N_{ges} zu rechnen. Somit weist das Ablaufwasser i. d. R. geringe Ammoniumstickstoffkonzentrationen auf, kann aber nennenswerte Nitratstickstoffkonzentrationen enthalten. Eine Stickstoffelimination findet in vertikal durchströmten Bodenfiltern, bei denen das Ablaufwasser nicht rezirkuliert wird und die Dränschicht nicht eingestaut betrieben wird, nicht bzw. nur ungezielt statt. Die Reinigungsleistung in Bezug auf den Parameter P_{ges} ist stark abhängig von den eingesetzten Filtermedien. Generell gilt, dass die Sorption ein endlicher Prozess ist und der Phosphatrückhalt bei handelsüblichen Flusssanden mit der Betriebszeit deutlich abnimmt. Eine Ausnahme können aber Bodenfilter, die mit zeolithhaltigem Lavasand gefüllt sind, darstellen. In der Fachliteratur wird von bis zu 80 %

Phosphorelimination nach langjährigem Betrieb berichtet (Alewell et al. 2021; Bruch et al. 2011). Eine Nährstoffelimination über die regelmäßige Ernte des Pflanzenbewuchses ist bei vertikal durchflossenen Bodenfiltern i. d. R. vernachlässigbar (Stefanakis et al. 2014).

Tabelle 20

Zu erreichende Reinigungsleistungen bei vertikal bepflanzten Bodenfiltern zur Aufbereitung von Grauwasser bezogen auf die Parameter BSB₅, CSB und die mikrobiologische Qualität

BSB ₅	CSB	Gesamtcoliforme Bakterien	Fäkalcoliforme Bakterien	E. Coli
3 mg/l	< 10 mg/l	Reduktion um 1,5 bis 2 Zehnerpotenzen		

Quelle: DWA 2015

Probenahme und Analytik

Die Probenahme des am UCB anfallenden Grauwassers wurde auf zwei unterschiedliche Weisen durchgeführt:

1) Regelmäßige 24 h-MP-Grauwasserlieferung von einem 1 m³¹⁶ an die TU Kaiserslautern

und

2) 24 h-MP vor Ort mittels Probenehmer (Intensivphasen)

Regelmäßige Grauwasserbeprobungen

Die Anlieferung von Grauwasser an die TU Kaiserslautern erfolgte vorwiegend mittwochs durch die Campus Company und fand anfangs alle drei Wochen (von 17.06.2020 bis 17.02.2021) statt und wurde dann auf alle zwei Wochen verkürzt (von 17.02.2021 bis 08.09.2021). Insgesamt gab es 26 Lieferungen. Vereinzelt fand der Transport am Donnerstag oder Freitag statt.

Intensivphase und Vor-Ort-Probenahmen

Neben den regelmäßigen Analysen des gelieferten Wassers wurden vier mehrwöchige Intensivphasen durchgeführt, davon zwei im Wintersemester während der Vorlesungszeit, eine im Sommersemester während der Vorlesungszeit und eine im Wintersemester während der vorlesungsfreien Zeit (Vgl. Tabelle 21). Im Rahmen der Intensivphasen wurden an unterschiedlichen Tagen drei 24 h-MP pro Woche mittels Probenehmer gezogen (insgesamt neun Proben pro Intensivphase). Es wurden verschiedene Wochentage kombiniert, wie z. B. Mo. + Mi. + Fr., Di. + Do. + Sa., So. + Di. + Do (s. Anlage 20), um mögliche Unterschiede in Anhängigkeit der Wochentage zu erfassen. Das Messprogramm (Intensivmessprogramm und regelmäßige Routinemessungen) wurde bis Anfang September mit insgesamt 54 Proben abgeschlossen. Meistens wurden die Proben mittels Probenehmer direkt vor Ort aus dem Speicher, in dem das Grauwasser über ca. 24 h gesammelt wurde, entnommen. Für andere Tage wurde der Probenehmer so programmiert, dass zur vordefinierten Zeit automatisch 24 h-MP gesammelt wurden. In diesem Fall erfolgte die Abholung der Probe i.d.R. ein bis zwei Tage später, dabei wurden die Proben stets gekühlt gelagert. Um den Feststoffgehalt der Grauwasserproben zu bestimmen, werden möglichst frische Proben benötigt, denn mikrobiologische Prozesse im Wasser können den Feststoffgehalt und auch die Konzentrationen anderer Abwasserinhaltsstoffe erheblich beeinflussen. Deshalb waren im Laufe einer Intensivphase mindestens zwei Pkw-Fahrten pro Woche von Kaiserslautern nach Birkenfeld notwendig.

¹⁶ Das Gesamtvolumen des Tanks beträgt 1 m³, aber um ein Überlaufen zu verhindern, ist er mit einem Überlauf versehen (ca. 10 cm unterhalb des oberen Rands des Tanks), so dass das maximale Volumen 900 L nicht überschreiten kann.

Tabelle 21
Zeitraum der Intensivmessphasen am UCB

Intensivphase		Zeitraum	
I.	Intensivphase	09.11.2020 - 29.11.2020	Vorlesungszeit, WiSe 20/21 (05.10.2020 – 24.01.2021)
II.	Intensivphase	11.01.2021 - 26.01.2021	
III.	Intensivphase	02.03.2021 - 22.3.2021	Vorlesungsfrei, WiSe 20/21 (25.01.2021-11.04.2021)
IV.	Intensivphase	04.05.2021 - 25.5.2021	Vorlesungszeit, SoSe, 21 (12.04.2021 – 09.07.2021)

Ermittlung des Grauwasseranfalls

Der Grauwasseranfall wurde anhand der installierten Füllstandsonde der Fa. Nivus erfasst. Die Erfassung des Anfalls erfolgt dabei ca. im 15 Minutentakt, jedoch wurde der IBC nicht täglich entleert. Bei der Ermittlung des Grauwasseranfalls wurde daher eine Analyse der Füllstanddaten anhand verschiedener Kriterien durchgeführt, um möglichst 24 h-Werte während der gesamten Projektlaufzeit zu ermitteln. Wurde der IBC über einen längeren Zeitraum nicht entleert oder stagnierte der Füllstand, so wurde die Messungen in diesen Zeiträumen nicht in die Auswertung einbezogen. Anhand dieser Kriterien konnten 24 h-Werte über die gesamte Projektlaufzeit sowie für die einzelnen Lastfälle (Vorlesungszeit Sommer/Winter und vorlesungsfreie Zeit) ermittelt werden. Es ist zu beachten, dass vom 20. November bis zum 1. Dezember 2020 aufgrund einer Störung in der Datenübertragung Messwerte fehlen.

Zur Ermittlung des Anfalls an den Tagen, an denen eine Beprobung erfolgt, wurde der Behälter meist ca. 24 Stunden vor der Beprobung entleert. War dies nicht der Fall, erfolgte bei Anlieferung des Grauwassers an der TU Kaiserslautern eine Inter- bzw. Extrapolation der Daten, sodass der Grauwasseranfall in 24 Stunden abgeschätzt werden konnte.

Grauwasseranalysen

Im Rahmen des Teilprojektes der TU Kaiserslautern ist schwach belastetes Grauwasser mit Einflüssen aus dem Küchenbereich (30% des gesamten Küchenabwassers auf CSB, N_{ges} , P_{ges} und AFS untersucht worden. Begleitend zu den Analysen wurde der Füllstand im Grauwassersammeltank erfasst, womit die Mengen und somit auch die Frachten bestimmt werden konnten. Neben Grauwasseranalysen für CSB, N_{ges} , P_{ges} und AFS wurden an sechs Tagen auch mikrobiologische Untersuchungen des Rohgrauwassers und Analysen von organischen Mikroschadstoffen für gesiebtetes Grauwasser durchgeführt. Gesiebtetes Grauwasser wurde z. T. zusätzlich analysiert, da die Beschaffenheit und der Anfall des vorgereinigten Grauwassers für die Bemessung eines biologischen Reinigungssystems maßgebend sind. Für die Untersuchung der hygienisch-mikrobiologischen Qualität des Grauwassers wurden sechs frische Proben an verschiedenen Tagen genommen und am gleichen Tag zum externen Labor der Firma Eurofins in Speyer transportiert. Dabei sind die Parameter Coliforme Keime, Escherichia coli, intestinale Enterokokken und die Koloniezahl bei 22°C und 36°C analysiert worden. Hinsichtlich der organischen Spurenstoffe wurden insgesamt sechs Proben an sechs verschiedenen Tagen genommen. Die Proben wurden vor der Lagerung mit dem in Abbildung 24 dargestellten Filterkorb gesiebt und in einem Kühlschrank bei einer Temperatur von +4 °C gelagert. Erst nachdem die sechste bzw. die letzte Probe gezogen wurde, erfolgte der Transport an das Institut für Siedlungswasserbau und Abfallwirtschaft (ISWA) in Stuttgart, wo die Spurenstoffanalysen durchgeführt wurden.

Abbildung 24
Grobschmutz-Filterkorb (Maschenweite 1,3 x 1,3 mm) der GreenLife GmbH



Die Durchführung der Analysen der abwassertechnischen Standardparameter erfolgte nach den in den entsprechenden DIN-Normen beschriebenen Methoden, welche der Tabelle 22 entnommen werden können. Analysen des CSB (Chemischer Sauerstoffbedarf) wurden nach DIN 38409, N_{ges} (Gesamtstickstoff) nach DIN EN 12260 und P_{ges} (Gesamtphosphor) nach DIN EN ISO 6878 (2004) durchgeführt. Die AFS-Bestimmung erfolgte in Anlehnung an DIN 38409. In Abbildung 25 ist der Versuchsaufbau zur AFS-Bestimmung ersichtlich. Zur Filtration wurden Mischcelluloseester-Filtermembranen der Firma Whatman mit einem Durchmesser von 47 mm und einer Porengröße von 0,45 μm verwendet (vgl. Abbildung 26).

Tabelle 22
DIN-Normen für die Bestimmung von CSB, N_{ges} , P_{ges} und AFS

Parameter	Norm
CSB	DIN 38409-41 1980 (15 - 300mg/l)
N_{ges}	DIN EN 12260 2003 (H34) mit Gerät von elementar → vario TOC
P_{ges}	DIN EN ISO 6878 2004 (D11) photometrisch, Photometer: DR 5000
AFS	DIN 38409-2 1987

Abbildung 25
Versuchsaufbau zur AFS-Bestimmung



Abbildung 26
0,45 µm-Mischcelluloseester-Filtermembranen



Zur Ermittlung der hygienisch-mikrobiologischen Beschaffenheit des Grauwassers in Birkenfeld wurden die Analysemethoden zur Ermittlung der Trinkwasserbeschaffenheit herangezogen. Einige Proben wurden bis zu einem Verhältnis von 1:10⁵ verdünnt, weil die Keimkonzentration zu hoch war, um sie zu analysieren.

Tabelle 23
DIN-Normen zur Ermittlung der hygienisch-mikrobiologischen Beschaffenheit des Grauwassers

Parameter	Norm
Coliforme Keime	DIN EN ISO 9308-1 2017
Koloniezahl bei 22°C	§ 15 TrinkwV 2001
Koloniezahl bei 36°C	
Escherichia coli	DIN EN ISO 9308-1 2017
Enterokokken	DIN EN ISO 7899-2 2000

Aus Tabelle 23 geht hervor, dass die Analyse der Coliformen Keime und Escherichia Coli (E. Coli) nach DIN EN ISO 9308-1 (2017) erfolgte. Nach Membranfiltration erfolgte eine Kultivierung auf dem Chromogenen Coliformen Agar und letztendlich die Berechnung der Anzahl der Organismen in der Probe (DIN EN ISO 9308-1 2017). Die Bestimmung der Koloniezahl der intestinalen Enterokokken wurde nach DIN EN ISO 7899-2 (2000) ermittelt. Nach § 15 Absatz 1c der Trinkwasserverordnung hat die Bestimmung der Koloniezahl für Mikroorganismen bei einer Temperatur von 22°C und 36°C durch Auswertung der Zahl der sichtbaren Kolonien, bei 6- bis 8-facher Lupenvergrößerung zu erfolgen. Diese wurden zuvor auf einen nährstoffreichen, peptonhaltigen Nährböden gegeben und dort ca. 44 Stunden bei einer Temperatur von 22°C bzw. 36°C belassen.

Bemessung der Verfahrenstechniken zur Aufbereitung

Als mögliche Aufbereitungstechnologien wurden 4 Verfahrenstechniken betrachtet. Diese umfassten Membranbioreaktoren, Wirbelbettreaktoren, Rotationstauchkörper und vertikal durchströmte, bepflanzte Bodenfilter. Die Bemessung erfolgt anhand von DWA-Arbeitsblättern. Da für die Grauwasserbehandlung teilweise kein Regelwerk vorliegt, wurden Arbeitsblätter die Behandlung kommunalen Abwassers sinngemäß angewendet. Die jeweiligen Arbeitsblätter sind in Tabelle 24 aufgeführt. Bei der Bemessung wurde jeweils auf Grundlage von durchgeführten Messungen (n = 12) der CSB-Elimination durch Siebung als Vorstufe zur Vorbehandlung eine Elimination von ca. 30 % CSB angenommen.

Tabelle 24

Arbeitsblätter zur Bemessung der Verfahrenstechniken zur Aufbereitung des am UCB anfallenden Grauwassers

Verfahrenstechnik	Bemessung nach Arbeitsblatt
Membranbioreaktoren	DWA-A 131 2016
Wirbelbettreaktoren	DWA-A 221 2019
Rotationstauchkörper	ATV-DVWK-A 281 2001
Vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter	DWA-A 262 2017

Membranbioreaktoren

Die Bemessung der Belebungsstufe des Membranbioreaktors erfolgt anhand des Arbeitsblattes DWA-A 131 (2016). Dabei wird davon ausgegangen, dass die Belebungsstufe lediglich für Kohlenstoffabbau ausgelegt werden muss, aber sicherheitshalber eine Nitrifikationsstufe besitzt. Eine Denitrifikation wurde für die vorgesehenen Anwendungen des gereinigten Grauwassers nicht vorgesehen. Bei einer Stickstoffkonzentration im Zulauf des MBR-Reaktors von Median 19 mg/l ist mit einem kompletten Einbau von N in die Biomasse zu rechnen (nach (DWA-A 131 2016) ca. 7% der CSB-Konzentration, hier im Median 459 mg/l, siehe Tabelle 25). Allerdings liegen die CSB-Konzentrationen an manchen Tagen deutlich unter dem Median (minimaler Wert 109 mg/l) das entspräche nur 8 mg/l N-Einbau in die Biomasse, weshalb in der vorliegenden Studie sicherheitshalber auch eine Nitrifikation bei der Bemessung berücksichtigt wurde. Bei der Nutzung als Bewässerungswasser sind gemäß ÖWAV-Regelblatt 407 (2016) N-Einträge bei der Düngemittelbilanz für Bewässerungszwecke Nitratkonzentration über 100 mg/l relevant. Umgerechnet wären das 22,6 mg NO₃-N/l. Die Stickstoffkonzentration im Grauwasser nach Behandlung wäre im Median somit geringer und eine Elimination von Stickstoff ist zur Bewässerung bei Beachtung der Düngemittelbilanz nicht erforderlich. Allerdings wurden N_{ges}- Spitzenwerte im Zulauf von 95 mg/l gemessen, was trotz Teileinbau in die Biomasse nach Nitrifikation Nitratwerte über 100 mg/l ergeben könnte. Daher sind zum Puffern von Spitzen Ausgleichsbehälter vorgesehen. Zur Nutzung als Toilettenspülwasser werden keine Grenzwerte für Nitrat festgelegt, da das Abwasser danach in den Kanal eingeleitet wird und in der Kläranlage behandelt wird. Bei Versickerung des behandelten Abwassers müssen nach der Verordnung zum Schutz des Grundwassers (Grundwasserverordnung – GrwV) ein Nitratgrenzwert von 50 mg/l eingehalten werden (GrwV 2017). Umgerechnet sind das etwa 11 mg NO₃-N/l. Da dieser Wert in Einzelfällen überschritten werden kann, ist keine Versickerung des Grauwassers vorgesehen.

Details der Bemessung sind Anlage 23 zu entnehmen.

Wirbelbettreaktoren

Da es derzeit keine verallgemeinerungsfähigen Bemessungswerte für größere Anlage mit frei beweglichen Aufwuchskörpern (Wirbelbettreaktoren) gibt, erfolgt die Bemessung der biologischen Stufe nach DWA-A 222 2011, wobei neben der C-Elimination auch die Nitrifikation berücksichtigt wird. Die Nachklärung wird nach DWA-A 221 2019 bemessen. Da beide Regelwerke nicht explizit Grauwasser umfassen, sind sie nur sinngemäß anwendbar, die Bemessungsergebnisse sollten aber aufgrund der höheren Anschlussgröße auf der sicheren Seite liegen. Details der Bemessung sind Anlage 23 zu entnehmen.

Rotationstauchkörper

Bei Rotationstauchkörper mit dem Ziel Nitrifikation erfolgt die Bemessung nach ATV-DVWK-A 281 2001. Bei kleinen Kläranlagen wird aufgrund ausgeprägter Zulauf- bzw. Belastungsspitzen, zwischen den Anschlussgrößen 1.000 und 50 EW, die BSB₅-Flächenbelastung auf 3 g/(m²*d) und die TKN-Flächenbelastung von 1,1 bzw. 1,4 g/(m²*d) auf 0,85 g/(m²*d) linear abgemindert (ATV-DVWK-A 281 2001). Die spezifische Oberfläche kann mit 150 m²/m³ angenommen werden (ATV-DVWK-A 281 2001). Details der Bemessung sind Anlage 23 zu entnehmen.

Vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter

Die Bemessung vertikal durchflossener Bodenfilter erfolgt in Deutschland nach DWA-A 262 2017 über die maximal zulässige CSB-Flächenbelastung von 20 g CSB/(m²*d) (DWA-A 262 2017). Um eine Kolmation des Filterbettes zu vermeiden, muss auch hier eine Vorbehandlung durch beispielsweise Siebung vorgeschaltet werden (Bayrisches Landesamt für Umwelt 2011). Hydraulisch darf der Bodenfilter nach DWA-A 262 2017 mit maximal 80 l/(m²*d) beaufschlagt werden, wobei für Abwasser und Abwasserteilströme im Regelfall die CSB-Flächenbelastung maßgebend ist. Details der Bemessung sind Anlage 23 zu entnehmen. Neben dem Kohlenstoffabbau sind Vertikalfilter, die nach DWA-A 262 2017 bemessen werden, bei Ablauftemperaturen ≥ 12 °C auch für eine weitergehende Nitrifikation geeignet. Bei karbonatarmem Filtermaterial sollte eine TKN-Flächenbelastung von < 10 g/(m²*d) eingehalten werden.

Grauwasserbeschaffenheit

CSB, N_{ges}, P_{ges}, AFS, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit

Im vorliegenden Kapitel erfolgt eine Einordnung der gemessenen Konzentrationen anhand von Literaturangaben. Die ermittelten Konzentrationen der Parameter CSB, N_{ges}, P_{ges}, AFS sowie die Werte für pH und Leitfähigkeit für das am UCB anfallende schwach belastete Grauwasser mit Einflüssen aus dem Küchenbereich sind in Tabelle 25 aufgeführt.

Tabelle 25

Beschaffenheit des am UCB anfallenden, schwach belasteten Grauwassers mit Einflüssen aus dem Küchenbereich hinsichtlich der Analyseparameter CSB, P_{ges}, N_{ges}, AFS, pH und elektrische Leitfähigkeit

Parameter	Einheit	Minimum	Mittelwert \pm Standardabweichung	Median	85-Perzentil	Maximum	Anzahl der Proben
CSB	mg/l	109	560 \pm 455	459	909	2322	54
N _{ges}	mg/l	7	25 \pm 19	19	34	95	54
P _{ges}	mg/l	0,3	2 \pm 1	2	3	6	54
AFS	mg/l	51	273 \pm 232	189	507	1035	50
pH-Wert	-	6,3	7,4 \pm 0,7	7,4	7,8	9,4	15
Leitfähigkeit	μ S/cm	204	348 \pm 231	273	523	1097	15

Tabelle 25 verdeutlicht die großen Schwankungsbreiten der Konzentrationen im untersuchten Grauwasser. Die CSB-Konzentration reichte von 109 mg/l bis hin zu 2.322 mg/l. Die großen Schwankungen sind einerseits auf die Dezentralität und geringe Größe des Systems zurückzuführen. Andererseits hat die Coronapandemie eine stark unterschiedliche Zusammensetzung des Grauwassers begünstigt, da oft keine volle Belegung der Stundenwohnheime zu verzeichnen war, weshalb Einzelereignisse (wie z.B. Reinigung der Dusche, Entleerung von abgelaufenen Lebensmitteldosen, Kochen, aber auch Anfall von lediglich Duschwasser usw.) stärker ins Gewicht fallen können und somit Anfall und Beschaffenheit deutlich beeinflussen. Der Median der CSB-Konzentration im untersuchten Grauwasser lag bei ca. 459 mg/l (s. Tabelle 25). Der Median der CSB-Konzentration für schwach belastetes Grauwasser wird in der Literatur mit 283 mg/l angegeben (DWA 2015). Somit ist die CSB-Konzentration des Grauwassers aus Birkenfeld im Vergleich zu den Literaturangaben deutlich höher. Betrachtet man allerdings die Literaturwerte für Grauwasser ausschließlich aus der Küche, liegt hier der Median bei 1.780 mg/l (DWA 2015). Da in Birkenfeld neben dem Grauwasser aus Bad und Dusche z. T. Küchenabwasser mit angeschlossen ist, liegen die Werte in Birkenfeld somit bezüglich des CSB in einem plausiblen Bereich zwischen ausschließlich schwachem und ausschließlich komplettem Grauwasser.

Der Median der N_{ges}-Konzentration im untersuchten Grauwasser lag bei ca. 19 mg/l (s. Tabelle 25). In der Literatur werden Konzentrationen von 10 mg/l für schwach belastetes Grauwasser angegeben (DWA 2015). Für komplettes Grauwasser einschließlich Küchenabwasser liegt der Median gemäß Literatur bei 37 mg/l (DWA

2015). Somit liegt der Wert in Birkenfeld mit nur teilweise angeschlossenen Küchen auch bezüglich N plausibel zwischen den in der Literatur angegebenen Wertebereichen.

Hinsichtlich der P_{ges} -Konzentration beträgt der Median 2 mg/l, wie in Tabelle 25 ersichtlich ist. Im Gegensatz zu der CSB- und N_{ges} -Konzentration ist die P_{ges} -Konzentration des Grauwassers von Birkenfeld unter Berücksichtigung des Küchenabwasseranteils deutlich niedriger als erwartet – Literaturangaben: 3,3 mg/l für schwach belastetes Grauwasser und 24 mg/l für Grauwasser aus der Küche (DWA 2015). Nur vereinzelt waren in Birkenfeld Werte > 3,3 mg/l vertreten, dabei lag der Maximalwert bei ca. 6 mg/l. Dies insgesamt niedrigen P- Konzentrationen könnten darauf zurückzuführen sein, dass kein Geschirrspüler und keine Waschmaschine angeschlossen waren.

Nach Angaben des DWA-M 277 (2017) liegt die erwartete AFS-Konzentration für schwach belastetes Grauwasser aus Bad und Dusche zwischen 7 und 120 mg/l. Der Median der AFS-Konzentration des Grauwassers aus Birkenfeld überschreitet mit 189 mg/l diesen Bereich deutlich. Betrachtet man allerdings auch hier die Angaben zur AFS-Konzentration aus Spülbecken und Geschirrspülmaschine, die von 130 mg/l bis hin zu 1.300 mg/l reichen (DWA-M 277 2017), lässt sich die höhere AFS-Konzentration auch hier mit dem teilweisen Einfluss des Abwassers aus dem Küchenbereich begründen.

Zur Bemessung der Verfahrenstechniken ist weiterhin das C:N:P-Verhältnis von großer Bedeutung, um die erforderliche Reinigungsleistung einhalten zu können. Im vorliegenden Grauwasser konnte ein mittleres C:N:P-Verhältnis von 109:19:0,3 bzw. 100:17:0,28 ermittelt werden. Zur aeroben Abwasserreinigung sollte das Abwasser ein C:N:P-Verhältnis zwischen 100:10:1 und 100:5:1 aufweisen (Winkler 2012). Demnach wäre für eine aerobe Reinigung die Phosphorkonzentration der limitierende Faktor und möglicherweise könnte nicht der gesamte Kohlenstoff und Stickstoff bei einer aeroben Behandlung abgebaut werden.

Der Median der pH-Werte im untersuchten Grauwasser lag bei pH 7,4 (s. Tabelle 25). In der Literatur liegt der pH-Wert aus der Herkunftsbereichen Küche, Bad und Dusche generell in einem Bereich zwischen pH 5 und pH 8,6 (DWA 2015). Somit passen die gemessenen Werte gut zu den Literaturwerten.

Laut Christova-Boal et al. 1996 liegt die elektrische Leitfähigkeit zwischen 82 und 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ für das im Bad gesammelte Grauwasser, mit Ausnahme der Waschmaschine. In der Studie von Eriksson et al. 2002 lag die elektrische Leitfähigkeit von Grauwasser aus Dusche, Waschbecken und Wäscherei im Bereich bis zu 20.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Da am UCB keine Waschmaschinen angeschlossen waren, liegt die gemessene elektrische Leitfähigkeit mit 204 bis 1097 $\mu\text{S}/\text{cm}$ über den angegebenen Literaturwerten.

Hygienisch-Mikrobiologische Beschaffenheit

Tabelle 26 stellt die Auswertung der mikrobiologischen Analysen hinsichtlich der Koloniezahl bei 22 und 36°C sowie der Koloniezahl von Escherichia coli, Coliformen Keimen und Enterokokken dar.

Tabelle 26
Koloniezahl bei 22 °C und 36 °C und der Koloniezahlen von Escherichia coli, Coliformen Keime und Enterokokken im Grauwasser

Parameter	Min.	Mittelwert	Standard- Abweichung	Median	Max.	Anzahl
Koloniezahl 22 °C [KBE/ml]	$2,8 \cdot 10^6$	$6,27 \cdot 10^6$	$2,85 \cdot 10^6$	$6,15 \cdot 10^6$	10^7	6
Koloniezahl 36 °C [KBE/ml]	$5,2 \cdot 10^6$	$9,15 \cdot 10^6$	$2,61 \cdot 10^6$	$9,65 \cdot 10^6$	$1,29 \cdot 10^7$	6
Escherichia coli [KBE/100 ml]	$6,4 \cdot 10^2$	$2,35 \cdot 10^4$	$1,72 \cdot 10^4$	$2,7 \cdot 10^4$	$4,2 \cdot 10^4$	6
Coliforme Keime [KBE/100 ml]	$7,1 \cdot 10^3$	$3,24 \cdot 10^7$	$4,12 \cdot 10^7$	$1,55 \cdot 10^7$	$1,16 \cdot 10^8$	6
Enterokokken [KBE/100 ml]	10^2	$8,34 \cdot 10^4$	$1,51 \cdot 10^5$	$2 \cdot 10^4$	$4,2 \cdot 10^5$	6

Die Gesamtkeimzahl bei 22 °C liegt zwischen $2,8 \cdot 10^6$ und 10^7 KBE/ml. Bei 36 °C fällt die Anzahl der koloniebildenden Einheiten insgesamt etwas höher aus mit $5,2 \cdot 10^6$ bis $1,29 \cdot 10^7$ KBE/ml. Dies ist darauf zurückzuführen, dass sich Keime bei höheren Temperaturen besser vermehren können. Literaturdaten konnten zum Vergleich hinsichtlich dieser beiden Parameter nicht ausfindig gemacht werden. Grundsätzlich sagt die Keimzahl nichts über die Bedenklichkeit des Wassers aus, allerdings können hohe Keimzahlen zu Biofilmbildung beitragen.

Laut DWA 2015 kann die Koloniezahl der E. coli, einem Fäkalindikatororganismus, im Grauwasser von Bad und Dusche zwischen 10^1 und 10^7 KBE/100 ml und im Abwasser aus der Küche die zwischen 10^5 und 10^8 KBE/100 ml liegen. In Bezug auf E. coli konnten Koloniezahlen im Birkenfelder Grauwasser zwischen $6,4 \cdot 10^2$ bis $4,2 \cdot 10^4$ KBE/100 ml ermittelt werden. Demnach konnte für das Grauwasser am UCB trotz des teilweisen Einflusses aus dem Küchenbereich E. coli-Gehalte im unteren bis mittleren Bereich für schwach belasteten Grauwasser ermittelt werden.

Die Koloniezahl der Coliformen Keime liegt im Grauwasser am UCB zwischen $7,1 \cdot 10^5$ und $1,16 \cdot 10^8$ KBE/100 ml. In der Literatur belaufen sich die Koloniezahlen beim Abwasser von Bad und Dusche auf 10^1 bis 10^9 KBE/100 ml (DWA 2015). Hinsichtlich der Koloniezahl im Küchenabwasser konnten keine Literaturdaten ermittelt werden. Somit überschreiten die Werte am UCB die in der Literatur angegebenen Schwankungsbreite für schwach belastetes Grauwasser nicht, trotz eines möglichen negativen Einflusses des Küchenabwassers.

Hinsichtlich der Enterokokken konnten Koloniezahlen zwischen 10^2 und $4,2 \cdot 10^5$ KBE/100 ml festgestellt werden. Enterokokken sind eine Bakteriengattung, die natürlicherweise vor allem im Darm des Menschen vorkommt. Im Grauwasser gelten sie als Indikator für fäkale Verunreinigungen. Laut DWA (2015) ist für Grauwasser aus Bad und Dusche ein Bereich von 10^1 bis 10^6 KBE/100 ml typisch. In der Küche können die Werte zwischen 10^3 und 10^8 KBE/100 ml liegen (DWA 2015). Demnach liegen die ermittelten Koloniezahlen von Enterokokken für das Grauwasser am UCB im erwarteten Bereich.

Insgesamt konnte somit festgestellt werden, dass die Koloniezahlen hinsichtlich aller betrachteten Parameter den in der Literatur angegebenen Bereichen entsprechen, aber unter Berücksichtigung des teilweisen Einflusses aus der Küche eher gering sind. Je nach Verwendungszweck und Aufbereitung ist ggf. eine nachgeschaltete Desinfektionsstufe einzuplanen.

Organische Spurenstoffe

In den sechs untersuchten Grauwasser-Mischproben konnten 53 von 92 analysierten organischen Spurenstoffen aus 12 Substanzgruppen nachgewiesen werden. Die Messergebnisse der einzelnen Substanzen sind in Anlage 25 aufgeführt.

Hinsichtlich der Substanzgruppe Pharmazeutische Wirkstoffe und Metaboliten konnten Diclofenac und Ibuprofen festgestellt werden. Beide Stoffe sind handelsübliche Schmerzmittel, wobei Diclofenac im Gegensatz zu Ibuprofen auch als Salbe auf die Haut aufgetragen werden kann wie auch in (Hagen & Baker 2017) erwähnt. Im vorliegenden Grauwasser konnten keine Diclofenac-Abbauprodukte festgestellt werden, was darauf hinweist, dass das Schmerzmittel nicht oral appliziert wurde. Im Gegensatz dazu konnten für Ibuprofen Abbauprodukte festgestellt werden. Dies deutet darauf hin, dass Ibuprofen durch Urin ins Grauwasser gelangt ist. Daraus lässt sich schließen, dass es vermutlich teilweise zu Fehlnutzungen oder unbeabsichtigten Urineinträgen beim Duschen kam. In einer Studie von Turner et al. (2019) lag die Konzentration von Diclofenac im Grauwasser bei ca. $0,01 \mu\text{g/l}$, während im Grauwasser vom UCB einen Mittelwert von ca. $0,55 \mu\text{g/l}$ Diclofenac festgestellt werden konnte. Das bedeutet, dass die Konzentration im Grauwasser in Birkenfeld fast um das 55-fache höher ist als die in der genannten Literaturstelle. Für Ibuprofen lag die Konzentration in der Literatur bei ca. $2,2 \mu\text{g/l}$ (Turner et al. 2019), während der Mittelwert für Ibuprofen bei ca. $0,7 \mu\text{g/l}$ im Grauwasser aus Birkenfeld lag. Es ist jedoch unklar, ob in der vorliegenden Literatur die Abbauprodukte unter der Ibuprofen-Konzentration mitberücksichtigt wurden. Wenn diese zusammengefasst wurden, dann läge die Konzentration in Birkenfeld bei insgesamt ca. $4,3 \mu\text{g/l}$ in einer vergleichbaren Größenordnung. In einer weiteren Studie von Steinmetz et al. (2021) konnte Diclofenac im Grauwasser nicht nachgewiesen werden. Ibuprofen wies jedoch Konzentrationen zwischen $0,61$ bis $5,58 \mu\text{g/l}$ auf. Die

Abbauprodukte des Ibuprofens lagen dabei bei 2,96 bis 16,3 µg/l (Ibuprofen, Hydroxy) bzw. 1,61 bis 7,61 µg/l (Steinmetz et al. 2021). Hierbei konnten somit wesentlich höhere Konzentrationen als in Birkenfeld (ca. 0,7 µg/l) festgestellt werden. Große Schwankungen in der Konzentration sind durchaus plausibel, da Medikamente oft nur über einen bestimmten Zeitraum eingenommen werden. Bei wenigen Anwohnern kann dann bereits die Nutzung von Medikamenten durch eine Einzelperson zu zeitweise hohen Konzentrationen führen.

Aus der Substanzgruppe der Desinfektionsmittel konnten vier Stoffe nachgewiesen werden: Phenoxyethanol (ca. 79 µg/l), Phenoxypropanol (ca. 70 µg/l), Chlorxylenol (ca. 96 µg/l) und Terpeneol (ca. 32 µg/l). Terpeneol ist eigentlich kein Desinfektionsmittel, sondern der typische Bestandteil des Desinfektionsmittels Marke Dettol mit dem Wirkstoff Chlorxylenol. Bei Phenoxyethanol und Phenoxypropanol handelt es sich um klassische Inhaltsstoffe von Kosmetika und Desinfektionsmitteln (EU 2009). Die Kombination von Chlorxylenol und Terpeneol ist in „Dettol“ vorhanden (Choi & Oh 2019; Singh et al. 2014). Dies ist ein starkes Desinfektionsmittel, das vor allem in Indien und Südostasien etc. eingesetzt wird (Alkoliai et al. 2015). Literaturwerte bezüglich dieser Stoffe im Grauwater liegen bisher noch nicht vor. Es ist jedoch davon auszugehen, dass diese Konzentrationen aufgrund der Corona-Pandemie und des dadurch bedingten erhöhten Einsatzes von Desinfektionsmitteln vermutlich höher ausgefallen sind als vorher üblich.

Weiterhin konnten Phenolische Xenoestrogene wie Butylhydroanisol (BHA) (ca. 0,4 µg/l) und Butylhydroxytoluol (BHT) (ca. 0,1 µg/l) nachgewiesen werden. Dabei handelt es sich um Antioxidantien bzw. Stabilisatoren, die in Kunststoffen (Moreta & Tena 2015) und ggf. in Kosmetika (Panico et al. 2019) verwendet werden. Es besteht die Möglichkeit, dass der Kunststoff über Doppel-Inliner, die aus Epoxidharz EP-SF, einer Form von Kunststoff, hergestellt werden, in das Grauwater gelangt ist. Weiterhin ist es möglich, dass die Studenten selbst geringe Kunststoffmengen in das Grauwater eingeführt haben, beispielsweise durch Reinigungsbürsten und/oder Reinigungstücher sowie Zahnbürsten.

Verschiedene Weichmacher konnten ebenfalls im Grauwater in Birkenfeld nachgewiesen werden (Vgl. Tabelle 11). Triethylcitrat, Tri-butyl-citrat und Tri-butyl-acetylcitrat werden vor allem als Weichmacher, Emulgatoren, Verdicker, Lösemittel und Keeper von Duftstoffen in Kosmetika eingesetzt (Gruetzmann & Wagner 2005; Kurusu et al. 2015; Finkelstein & Gold 1959). Phthalate werden z.B. als Weich-PVC eingesetzt (Koch et al. 2015). Sie sind in Körperpflegeprodukten, Waschmitteln und Kosmetika enthalten. Diethylphthalat werden vor allem in kosmetischen Formulierungen verwendet (Legrum 2015). Di-iso-Nonylphthalate sind Ersatzstoff für DEHP (Yang et al. 2021), werden jedoch in Deutschland nicht eingesetzt. Im Vergleich zu zwei Beprobungen des Grauwaters im Projekt Reinighof, wo Trockentrenntoiletten für die Behandlung von Urin und Fäkalien installiert und das gesamte Grauwater über einen Bodenfilter gereinigt werden (Steinmetz et al. 2021), konnten hinsichtlich des Di-n-butylphthalat (DBP) und Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP) wesentlich höhere Konzentrationen als in Birkenfeld festgestellt werden. Die Konzentration von DBP lag am UCB in Birkenfeld im Mittel bei ca. 0,8 µg/l und für DEHP bei ungefähr 1,2 µg/l. Am Reinighof (Steinmetz et al. 2021) konnte eine mittlere DBP-Konzentration von 16,6 µg/l und für DEHP von 12,2 µg/l ermittelt werden. Demnach ist die Konzentration für DBP in Birkenfeld ca. 95 % und für DEHP ca. 90 % geringer als am Reinighof (Steinmetz et al. 2021). Bei Betrachtung der Abweichungen ist zu berücksichtigen, dass sich bei Phthalaten zum einen die Proben stark voneinander unterscheiden, zum anderen immer von Querkontamination ausgegangen werden muss, z.B. durch den Transport oder das Equipment. Des Weiteren neigen Phthalate sehr stark dazu an Partikel zu binden, sodass der Partikelgehalt und die Auswirkungen vorheriger Prozesse wie das Absetzen des AFS schon im technischen System, Diskriminierung der Feststoffe bei der Probennahme oder Sieben der Probe vor Übergabe an das Labor den größten Einfluss auf die Konzentrationsbestimmung haben (Vgl. Anlage 25. Um nun beurteilen zu können, woher der Unterschied der Werte tatsächlich resultiert, müssten die vorausgegangenen Maßnahmen bekannt und identisch angewandt worden sein.

Es konnten auch verschiedene Phosphorflammschutzmittel in den Grauwassermischproben festgestellt werden. Diese sind normalerweise in Schaumstoffen und anderen Konstruktionsmaterialien (van der Veen & Boer 2012), nicht aber in Kosmetika oder Waschmitteln zu finden. Sie könnten über das HT-Fallrohr, die Hebeanlage oder den IBC-Tank in das Grauwater gelangt sein. TCEP ist mit einer Konzentration von ca. 1,2 µg/l geringer als bspw. bei einer Beprobung am Reinighof (Mittelwert: 5,6 µg/l) (Steinmetz et al. 2021). In einer

Studie von Turner et al. (2019) lag die Konzentration von TCEP bei ca. 1,5 µg/l und ist in der gleichen Größenordnung wie am UCB. Der Wert für TCP (ca. 1,8 µg/l) ist ähnlich wie am Reinighof (2,3 µg/l) (Steinmetz et al. 2021). Es kann somit davon ausgegangen werden, dass die Konzentrationen von Phosphorflammschutzmittel im Grauwasser in Birkenfeld nicht unüblich sind. In Angesicht dessen, dass man bei Flammschutzmitteln von Querkontamination ausgehen kann, sowie dass die Ergebnisse abhängig von der Bezugsquelle des Grauwassers sind und es deshalb zu großen Differenzen zwischen einzelnen Werten kommen kann, ist der Unterschied zwischen den Messergebnissen gering.

Typische Inhaltsstoffe von Kosmetika und Waschmitteln sind zudem Duftstoffe (Schnuch & Griem 2018). Auch diese konnten im Grauwasser nachgewiesen werden. Bspw. lag die Konzentration von Galaxolid bei 1,09 µg/l. In der Literatur werden hierfür Werte zwischen 10,7 µg/l (Hernández Leal 2010) und 24 µg/l (Turner et al. 2019) angegeben. Demnach liegt die Konzentration von Galaxolid nur bei ca. 4 bis 10 % von den in der Literatur angegebenen Konzentrationen. Außerdem ist auch die Tonalid-Konzentration in Birkenfeld mit 0,32 µg/l geringer als in der Literatur angegeben (1,5 µg/l (Turner et al. 2019) bis 2,2 µg/l (Hernández Leal 2010)). Hier gilt bezüglich der Vergleichbarkeit der Werte dasselbe wie bei den Phthalaten. Außerdem spielt hier noch der betroffene Personenkreis eine Rolle, da verschiedene Personengruppen, verschiedene Duftstoffe bevorzugen, abhängig von Alter, Kultur, sozialem Hintergrund, etc., was sich letztendlich auch in den Konzentrationen des Abwassers niederschlägt.

Weiterhin konnte aus Waschmittel Tetraacetyldiamin (TAED) (ca. 7 µg/l) festgestellt werden. Dabei handelt es sich um einen Bleichmittelaktivator, das in Textilwaschmittel eingesetzt wird (Dreja et al. 2018). Der Eintrag dieses Stoffes erfolgte, obwohl das Abwasser von Waschmaschinen bei dem vorliegenden Grauwasser nicht miterfasst wurde. Ggf. kann dies durch Handwäsche von Kleidung im Waschbecken oder der Dusche in das Grauwasser gelangt sein. Außerdem konnte das Abbauprodukt dieses Spurenstoffes, Triacetyldiamin (TriAED) (zwischen 1 µg/l und 4 µg/l), festgestellt werden.

Obwohl im Grauwasser kein Abwasser aus den Toiletten miterfasst wird, konnten verschiedene Abwasserindikatoren ermittelt werden. Coffein liegt mit einer Konzentration von ungefähr 18,5 µg/l im Grauwasser vor. Jedoch konnten keine Abbauprodukte des Coffeins nachgewiesen werden, was darauf schließen lässt, dass das Coffein nicht über Urin ins Abwasser eingetragen wurde. Ggf. kann Coffein über Coffeinshampoo oder auch durch coffeinhaltige Lebensmittel über die Küchenspüle ins Grauwasser gelangt sein.

Indol (ca. 25,7 µg/l) und Skatol (ca. 1,3 µg/l) sind Fäkalgeruchstoffe, können aber auch über Urin ins Abwasser gelangen (Sato et al. 2001). Weiterhin konnten in geringen Mengen Nicotin (ca. 1 µg/l) und Cotinin (ca. 0,6 µg/l) festgestellt werden. Cholesterin und Cholestan, typische Indikatoren für Ausscheidungen, wurden mit weniger als 0,02 µg/l gemessen, was im Vergleich zu kommunalem Rohabwasser niedrig ist. Allerdings ist ihre starke Partikelbindungstendenz zu beachten. Da die Proben grob gesiebt wurden, könnte ihre Konzentration im Rohgrauwasser höher sein. Squalen (ca. 26,3 µg/l) ist typisch für menschliche und tierische Ausscheidungen (Popa et al. 2015). Im Vergleich zu den Literaturwerten von Steinmetz et al. (2021) lagen die Abwasserindikatoren in Birkenfeld weit unterhalb der Konzentrationen am Reinighof. Lediglich Indol war ca. 70 % höher (7,09 µg/l (Steinmetz et al. 2021)) und Skatol ca. 80 % höher (0,21 µg/l (Steinmetz et al. 2021)). Generell weisen die Abwasserindikatoren genau wie der Eintrag von Ibuprofen auf Fehlnutzungen in der Dusche und somit den Eintrag von Urin ins Grauwasser hin. Dabei ist auch zu beachten, dass der Mensch kleine Mengen (bis 50 mL) Urin unbeabsichtigt ablässt. Die Fäkalanteile könnten ggf. auch auf das Duschen nach dem Toilettengang oder die Analhygiene zurückzuführen sein. Auch die Phenole weisen auf Urin im Grauwasser hin, da dies typische Indikatoren für Urin sind (Pohling 2015). Auch diese Werte sind im Vergleich zu den Messwerten am Reinighof nach Steinmetz et al. (2021) in Birkenfeld wesentlich höher. Die Phenole weisen eine mittlere Konzentration von ca. 138 µg/l auf, während in der Literatur lediglich ein Mittelwert von 4,08 µg/l angegeben wird (Steinmetz et al. 2021). Der Vergleich wird durch die Abbaubarkeit der Stoffe und die Tatsache, dass die Konzentration beispielsweise im Urin abhängig von Ernährung und Genetik ist, erschwert. Es könnte sich dabei jedoch auch um die Abbauprodukte der Desinfektionsmittel Phenoxyethanol und -propanol handeln. Kresole weisen am UCB eine Konzentration von ca. 262 µg/l auf. Nach Steinmetz et al.

(2021) betrug die mittlere Konzentration am Reinighof lediglich 5,88 µg/l. Sowohl Kresole, als auch Phenol kommen neben Urin auch in Desinfektionsmitteln vor. Zusätzlich sind verschiedene natürliche aromatische Säuren im Grauwasser zu finden. Auch hierbei handelt es sich um typische Inhaltsstoffe von Ausscheidungen (Reineke & Schlömann 2020). Die Konzentrationen sind hier im Vergleich zu den Messwerten am Reinighof nach Steinmetz et al. (2021) ebenfalls überwiegend wesentlich höher.

Hinsichtlich der Pestizide konnte lediglich N,N'-Diethyltoluamid (DEET) im Grauwasser nachgewiesen werden. Hierbei handelt es sich um ein Insektenrepellent (Nguyen et al. 2018). Typischerweise werden solche Produkte überwiegend in den Frühlings- und Sommermonaten in Deutschland genutzt. Die Beprobungen erfolgten ausschließlich im Mai, weshalb keine Rückschlüsse getroffen werden können, ob sich die Werte in den Sommermonaten erhöhen und in den Wintermonaten abnehmen.

Insgesamt kann hinsichtlich der Spurenstoffe festgehalten werden, dass in jeder Probe mehrere Spurenstoffe nachweisbar waren, deren Vorkommen stark von den eingesetzten Produkten und dem individuellen Verhalten und der Anzahl der Bewohnenden abhängig ist. Insbesondere durch Fehlnutzungen der Dusche kann Urin ins Grauwasser gelangen und somit auch organische Spurenstoffe, die anwendungsgemäß nicht im Grauwasser zu finden wären. Je nachdem wie hoch der Einsatz von Reinigungsmitteln und Medikamenten ist, können stark schwankenden Konzentrationen im Grauwasser nachgewiesen werden. Kenntnisse zu Mikroschadstoffen im Grauwasser sind bisher nur vereinzelt vorhanden, weshalb pauschale Aussagen bezüglich des Anfalls zur Einordnung der gemessenen Werte kaum möglich sind.

Um die Relevanz der Stoffe gerade für weitere Nutzungen wie Bewässerungswasser zu beurteilen, sollten zukünftig weitere Messungen vor allem im Zulauf und Ablauf unterschiedlicher Behandlungsstufen durchgeführt werden.

Tabelle 27

Konzentrationsbereiche und Mittelwerte der nachgewiesenen Konzentration der organischen Spurenstoffe in 6 Proben des Grauwassers am UCB inkl. Bemerkungen bezüglich des möglichen Eintrags. Die Einzelergebnisse sind im Anhang F aufgeführt

Substanzgruppe	Einzelsubstanz	Mittelwert [µg/l]	Bemerkungen
Pestizide	N,N'-Diethyltoluamid (DEET)	0,06	Insektenrepellentien
Phenolische Xenooestrogene	Butylhydroanisol (BHA)	0,35	Antioxidantien/Stabilisatoren → werden in Kunststoffen und ggf. in Kosmetika verwendet
	Butylhydroxytoluol (BHT)	0,07	
Phosphorflammschutzmittel	Tris-(2-chlorethyl)-phosphat-TCEP	1,21	In Schaumstoffen und anderen Konstruktionsmaterialien (nicht in Kosmetika, Waschmitteln usw.)
	Tris-(chlorpropyl)-phosphat-TCPP	1,82	
	Tris-(dichlorpropyl)-phosphat-TDCPP	0,002	
Pharmazeutische Wirkstoffe und Metaboliten	Diclofenac	0,55	Kann anhand von Salben appliziert werden; fehlende Abbauprodukte weisen darauf hin, dass es nicht oral eingenommen wurde
	Ibuprofen	0,68	Wird oral eingenommen
	Ibuprofen, Hydroxy-	1,17	Abbauprodukte weisen auf den Eintrag über Urin ins Grauwasser hin
	Ibuprofen, Carboxy-	2,47	
Waschmittel	Tetraacetyldiamin (TAED)	6,93	Bleichaktivator in Textilwaschmitteln
	Triacetyldiamin (TriAED)	2,54	Abbauprodukt von TAED
Weichmacher	Triethylcitrat	9,23	

Substanzgruppe	Einzelsubstanz	Mittelwert [µg/l]	Bemerkungen
	Tri-butyl-citrat	1,22	Einsatz als Weichmacher/Emulgator/Verdicker/Lösemittel/Keeper von Duftstoffen in Kosmetika
	Tri-butyl-acetylcitrat	0,93	
	Diethylphthalat (DEP)	0,29	Einsatz z.B. als Weich-PVC Diethylphthalate werden vor allem in kosmetischen Formulierungen eingesetzt
	Di-i-butylphthalat (DiBP)	0,83	
	Di-n-butylphthalat (DBP)	0,78	
	Benzylbutylphthalat (BBP)	0,13	
	Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP)	1,19	
	Di-iso-nonyl-phthalate (DiNP)	2,12	Ersatzstoff für DEHP (kein Einsatz in Deutschland)
Abwasserindikatoren	Coffein	18,46	Keine Coffein-Abbauprodukte vorhanden → weist darauf hin, dass es nicht über Urin eingetragen wurde
	Indol	25,69	Fäkaliengeruchstoff
	Methylindol (Skatol)	1,29	
	Nicotin	0,96	
	Cotinin	0,57	
	Squalen	26,27	Typisch für menschliche und tierische Ausscheidungen (Kohlenwasserstoff)
Desinfektionsmittel	Phenoxyethanol	79,15	Typische Inhaltsstoffe von Kosmetika und Desinfektionsmittel
	Phenoxypropanol	70,11	
	Chlorxylenol	95,82	Kombination von Chlorxylenol und Terpeneol = Dettol → Starkes Desinfektionsmittel, das überwiegend in Indien, Südostasien etc. eingesetzt wird
	Terpeneol	31,83	
Synthetische und natürliche Duftstoffe	Galaxolid (HHCB)	1,09	Typische Inhaltsstoffe von Waschmitteln, Kosmetika, Weichspülern
	Galaxolidon-I (HHCB-Lacton)	1,56	
	Galaxolidon-II (HHCB-Lacton)	0,37	
	Tonalid (AHTN)	0,32	
	Methyldihydrojasmonat (Isomer I)	6,93	
	Methyldihydrojasmonat (Isomer II)	2,54	
	Patchouli-Ethanon (OTNE)	17,33	
	OTNE-OX	1,26	
	Menthol	140,48	
Natürliche Aromatische Säuren	Benzoessäure	4,20	Typische Inhaltsstoffe von Ausscheidungen
	Phenylessigsäure	145,84	
	Phenylpropansäure	43,69	
	2-Hydroxybenzoessäure (Salicylsäure)	15,43	

Substanzgruppe	Einzelsubstanz	Mittelwert [µg/l]	Bemerkungen
	4-Hydroxybenzoesäure	2,45	
	4-Hydroxyphenylelessigsäure	54,89	
	4-Hydroxyphenylpropansäure	117,31	
	4-Hydroxyphenylbuttersäure	99,76	
	4-Hydroxy-3-methoxybenzoesäure	12,69	
	4-Hydroxy-3-methoxyphenylelessigsäure	17,66	
	4-Hydroxy-3-methoxyphenylpropansäure	19,18	
Phenole	Phenol	138,04	Typische Indikatoren von Urin oder auch Abbauprodukt der Desinfektionsmittel Phenoxyethanol und -propanol
	Kresole (=Methylphenole)	261,74	

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sich die geringe Größe des Systems deutlich auf die Konzentrationsschwankungen der im Grauwasser enthaltenen Inhaltsstoffe auswirkt, wobei die Durchschnittswerte mit Ausnahme von Phosphor zwischen den in der Literatur angegebenen Konzentrationsbereichen für schwach belastetes Grauwasser und für Küchenabwasser lagen. Der Einfluss aus dem Küchenbereich hat Auswirkungen auf die Konzentration, denn das Abwasser aus der Küche ist insbesondere durch hohe CSB- und Feststoffgehalte sowie eine hohe Keimzahl, welche vor allem auf den Eintrag von Speiseresten zurückzuführen ist, gekennzeichnet. Im Gegensatz dazu ist die gemessene Phosphorkonzentration wesentlich geringer als in der Literatur angegeben, da keine Geschirrspüler oder Waschmaschinen angeschlossen sind. Die in Tabelle 25 dargestellten Ergebnisse zeigen, dass zur dezentralen Behandlung von in Studierendenwohnheimen anfallendem Grauwasser Aufbereitungsverfahren erforderlich sind, die starken Schwankungen in Qualität und Menge auffangen können. Zusätzlich muss in Abhängigkeit des Nutzungszwecks und der Aufbereitung ggf. eine Desinfektionsstufe eingeplant werden, um das erfasste Grauwasser zu hygienisieren.

Belegung

Fragebogen

Begleitend zu den Grauwasseranalysen wurde mit gemeinsamer Unterstützung vom UCB-Personal Fragebögen an die Bewohner vor Ort verteilt. Das Set von 24 Fragen ist in Anlage 22 dargestellt und wurde mit dem Ziel erstellt, Auskunft über das Wohnverhalten der Studierenden während der Corona-Pandemie zu erlangen. Die Belegung der Wohnheime hat direkte Auswirkungen auf den Anfall und die Beschaffenheit des Grauwassers, weshalb eine Einordnung der im Rahmen des Teilprojektes der TU Kaiserslautern erzielten Ergebnisse notwendig war. Die Antworten wurden sowohl per Mail als auch durch persönliche Befragung der Studierenden gesammelt. Die Fragen waren in vier Hauptteile geordnet:

1. Fragen zum allgemeinen Wohnverhalten (vor der Corona-Zeit)
2. Fragen zum Wohnverhalten während der Corona-Pandemie
3. Anwesenheit während der Intensivphasen
4. Fragen zum Wasserverbrauch (aus Küche/Bad)

Weitere Informationen zu den Fragebogen können dem Anhang entnommen werden.

Die erste (09.11. - 29.11.2020), die zweite (11.01. - 26.01.2021) und die vierte (04.05. - 25.05.2021) Intensivphase wurden während der Vorlesungszeit im Wintersemester 20/21 und Sommersemester 21 durchgeführt, jedoch wurden die Semester rein digital durchgeführt, weshalb die Anwesenheit der Studierenden am Campus wesentlich geringer ausfiel als bei normalem Hochschulbetrieb (s. Tabelle 28). Die dritte Intensivphase (02.03.

- 22.3.2021) wurde während der vorlesungsfreien Zeit durchgeführt. In dieser Phase war eine vernünftige Ermittlung der anwesenden Einwohner nicht möglich, da die Fragebögen nicht umfassend beantwortet wurden (Vgl. Anlage 21).

Tabelle 28

Anwesenheit der Studenten während der verschiedenen Intensivphasen, nach Angabe der Studierenden im Rahmen von Fragebogenaktionen

Intensivphase	Zeitraum		Anwesenheit
I. Intensivphase	09.11.2020. - 29.11.2020.	Vorlesungszeit, WiSe 20/21	60%
II. Intensivphase	11.01.2021. - 26.01.2021.		60%
III. Intensivphase	02.03.2021. - 22.3.2021.	Vorlesungsfrei, WiSe 20/21	k.A.
IV. Intensivphase	04.05.2021. - 25.5.2021.	Vorlesungszeit, SoSe, 21	50%

Nach Tabelle 28 ist davon auszugehen, dass etwa 60 % der Bewohner, die meiste Zeit anwesend waren, wobei die unzuverlässigen Daten aus der dritten Intensivphase nicht berücksichtigt wurden. Dies würde bedeuten, dass bei einer Vollbelegung von 20 Einwohnern die 60 %ige Belegung bei 12 Einwohnern liegen würde. Diese Annahme ist jedoch mit Vorsicht zu genießen, da die Zahl der Antworten auf die Belegungsumfrage gering und daher nicht völlig zuverlässig ist.

Grauwasseranfall

Die Mengen, die über das Fassungsvermögen des ersten IBC-Behälters hinausgingen, wurden nicht in der Mittelwertbildung berücksichtigt. Für die gesamte Messperiode (01.10.2020 – 08.09.2021) konnte mittels Füllstandssonde ein durchschnittlicher Grauwasseranfall von 343 ± 147 l/d ermittelt werden (Vgl. Tabelle 29). Dabei sind insgesamt 42 vollständige Tagesmittelwerte berücksichtigt worden (Vgl. Tabelle 29), da der Behälter nicht jeden Tag entleert wurde und somit zeitweise keine Füllstandänderung zu verzeichnen war. Aus dem täglichen Grauwasseranfall lässt sich unter der Annahme einer teilweisen Belegung von 12 Einwohnern für den untersuchten Zeitraum ein durchschnittlicher einwohnerspezifischer Anfall von $28,6 \pm 12$ l/(E*d) ableiten. BDEW (2021b) gibt einen Wert von 46 l/(E*d) für die Trinkwasserverwendung bei Baden, Duschen und Körperpflege an. Der durch die Küchenspüle bedingte Grauwasseranfall liegt im Mittel bei 5-10 l/(E*d) (DWA-M 277 2017). Das nur einige Wohnungen eine Küche haben, läge der Literaturwert ohne Küchenabwasser bei ca. 36 bis 41 l/(E*d). Es ist somit ersichtlich, dass der hier ermittelte Wert um den Faktor 1,3 – 1,4 unterhalb des erwarteten Richtwertes aus der Fachliteratur liegt. Gründe können vielfältig sein. Zum einen kann die Belegung (siehe Ermittlung des Grauwasseranfalls) überschätzt worden sein, zum anderen kann das Dusch- und Badeverhalten der Einwohner den Grauwasseranfall erheblich beeinflussen.

Tabelle 29

Grauwassermengen von schwach belastetem Grauwasser (Dusch- und Handwaschbeckenabwasser) von 12 E mit Einflüssen aus dem Küchenbereich (Küchenabwasser von nur 6 E von 20 E in Vollbelegung) im Zeitraum von 1.10.2020 – 08.09.2021

Grauwasseranfall in l/d	Min.-Wert	Mittelwert	Std.-Abw.	Median	85-Perzentil	Max.-Wert	Anzahl der Werte
Oktober 2020 – September 2021	41	343	± 147	353	507	694	42
WiSe 20/21 - Vorlesungszeit	61	320	± 143	324	495	520	17
WiSe 20/21 - vorlesungsfrei	146	320	± 100	328	439	514	10
SoSe 20/21 - Vorlesungszeit	41	372	± 175	357	593	694	13

Die durchschnittliche Grauwassermenge während der Vorlesungszeit im WiSe 20/21 lag bei 320 ± 143 l/d (s. Tabelle 29). Bezogen auf 12 E ergibt sich ein einwohnerspezifischer Anfall von $26,7 \pm 12$ l/(E*d), der sich nicht

wesentlich von der über den gesamten Zeitraum von Oktober 2020 bis August 2021 gemittelten Grauwassermenge unterscheidet.

Während der Semesterferien im WiSe 20/21, in denen die dritte Intensivphase (02.03. -22.3.2021) durchgeführt wurde, konnte ein mittlerer Grauwasseranfall von 320 ± 100 l/d (s. Tabelle 29) bzw. $26,7 \pm 8$ l/(E*d) (bezogen auf 12 E) ermittelt werden. Der vergleichsweise geringe Anfall, die teilweise Küchenabwasser enthält, im Vergleich zum erwarteten Literaturwert von 46 l/(E*d) für schwach belastetes Grauwasser (s. BDEW 2021) weist ebenfalls auf die geringe Anwesenheit der Bewohnenden des Studierendenwohnheims hin. Eine Belegung von 0% in der vorlesungsfreien Zeit ist völlig unrealistisch und die beiden für diesen Zeitraum eingereichten Fragebögen lassen keine Rückschlüsse auf die tatsächliche Belegung zu.

Der zuletzt betrachtete Zeitraum entspricht der Vorlesungszeit im SoSe 21, in der die vierte und letzte Intensivphase (04. - 25.5.2021.) durchgeführt wurde. Aus Tabelle 29 geht hervor, dass während der Vorlesungszeit im SoSe 21 der durchschnittliche Grauwasseranfall mit 372 ± 175 l/d leicht angestiegen ist. Daraus lässt sich ein einwohnerspezifischer Anfall bezogen auf 12 E von 31 ± 15 l/(E*d) ableiten (Tabelle 29). Es wurden leicht höhere Mengen als im Winter aufgezeichnet, was ggf. auf den erhöhten Wasserverbrauch im Sommer und oder eine sich leicht entspannende Corona-Situation zurückzuführen ist. Allerdings sind auch im Sommer die Schwankungen deutlich, was sich mit der geringen Größe der angeschlossenen Einwohner begründen lässt. Auch wenn sich im SoSe 21 die Corona-Situation etwas entspannt hat, sind die Vorlesungen weiterhin weitgehend online durchgeführt worden, weshalb die Anfallmengen im Vergleich zu Literaturwerten von 46 l/(E*d) für schwach belastetes Grauwasser (s. BDEW, 2021) nach wie vor gering ausfielen.

Zusammenfassend lässt sich schlussfolgern, dass der Grauwasseranfall im untersuchten Zeitraum keine starken Schwankungen zwischen vorlesungsfreier Zeit und Vorlesungszeit oder zwischen den Semestern aufwies. Dies ist ggf. auf die Coronapandemie und die vermutete geringe Belegung der Studierendenwohnheime am UCB zurückzuführen.

Orientierungswerte zur Bemessung von Anlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser mit Einflüssen aus dem Küchenbereich

Tabelle 30 gibt einen Überblick über die CSB-Frachten für den untersuchten Zeitraum. Die CSB-Fracht im Rohgrauwasser belief sich auf im Median 236 g/d über den gesamten Zeitraum. Bezogen auf 12 Einwohner liegt der einwohnerspezifische Wert bei $19,6$ g/(E*d) und lag damit unterhalb des Medianwertes aus der Fachliteratur für schwach belastetes Grauwasser von 30 g/(E*d) (DWA 2015). Auch ohne Berücksichtigung des Küchenanteils lag die CSB-Belastung im Birkenfelder Grauwasser um den Faktor 1,5 unter dem erwarteten Medianwert. Der vergleichsweise geringe Wert kann auf unklare Daten bezüglich der Belegung durch die Pandemie und den daraus resultierenden teilweisen Stillstand am Umwelt-Campus-Birkenfeld zurückzuführen sein.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass aufgrund des teilweisen, aber nicht genau definierten Leerstands des Wohnheims die berechneten einwohnerspezifischen Wassermengen und Frachten mit einer großen Unsicherheit behaftet sind. Daher sollten die Ergebnisse während Vollbelegung des Studentenwohnheims bei der Wiederaufnahme des regulären Hochschulbetriebs bzw. vor einer konkreten Planung durch weitere Messungen möglichst plausibilisiert werden. Dafür ist jedoch eine weitgehend lückenlose Erfassung der Belegung der Wohnungen erforderlich.

Als Wert für die Bemessung einer Grauwasseranlage auf dem Campus wird im Folgenden der 85-Perzentilwert der CSB-Fracht von 460 g/d bzw. bei angenommenen 12 E berechneten $38,3$ g/(E*d) des gesamten Jahres "Oktober 2021 - September 2021" als Bemessungswert herangezogen (Tabelle 30). Durch die Wahl des 85-Perzentilwertes werden auch außergewöhnlich hohe Belastungen berücksichtigt, so dass Unsicherheiten bei der Ermittlung der einwohnerspezifischen Frachten aufgefangen werden. Zusätzlich wird bei allen Varianten ein Tagesausgleich vorgesehen. Wird zusätzlich eine Grobstoffentfernung berücksichtigt, dann wird dadurch die CSB-Fracht reduziert und somit kann auch die Hauptreinigungsstufe kleiner dimensioniert werden. In der

in 0 durchgeführten Bemessung wird von einer CSB-Reduktion um 30% durch die Vorreinigung ausgegangen, womit sich ein einwohnerspezifischer 85-Perzentilwert für den Zulauf einer biologischen Behandlungsstufe von 26,8 g/(E*d) ergibt. Hochgerechnet auf 777 E (gesamte Campus) sind es 20,8 kg/d, die als Grundlage für die folgende Bemessung angenommen werden.

Tabelle 30

CSB-Frachten während der Projektlaufzeit sowie während Vorlesungszeiten und vorlesungsfreie Zeit am UCB

CSB-Fracht ($B_{d,CSB}$) in g/d	Min.-Wert	Mittelwert	Std.-Abw.	Median	85-Perzentil	Max.-Wert	Anzahl der Werte
Oktober 2020 – September 2021	33	264	153	236	460	637	52
WiSe 20/21 - Vorlesungszeit	76	235	120	213	326	523	16
WiSe 20/21 - vorlesungsfrei	33	290	208	199	558	601	15
SoSe 20/21 - Vorlesungszeit	91	294	156	286	517	637	13

Da bereits festgelegt wurde, dass die für die Bemessung maßgeblichen Daten aus der gesamten Projektlaufzeit stammen, werden ausschließlich die N-Frachten über den gesamten Zeitraum dargestellt. Die N-Fracht im Rohgrauwasser belief sich auf im Median 10 g/d über den gesamten Zeitraum. Bezogen auf 12 Einwohner liegt der einwohnerspezifische Wert bei 0,8 g/(E*d) und lag damit leicht über, aber immer noch nahe den erwarteten Medianwerten aus der Fachliteratur für schwach belastetes Grauwater von 0,7 g/(E*d) (DWA 2015).

Für die Bemessung wird der 85-Perzentilwert der N-Fracht von 17 g/d bzw. 1,4 g/(E*d) bei einer Annahme von 12 E des gesamten Jahres "Oktober 2021 - September 2021" herangezogen. Durch die Wahl des 85-Perzentilwertes werden auch außergewöhnlich hohe Belastungen berücksichtigt, so dass Unsicherheiten bei der Ermittlung der einwohnerspezifischen Frachten aufgefangen werden. Hochgerechnet auf 777 E sind es 1.088 g N/d, die als Grundlage für die folgende Bemessung angenommen werden.

Tabelle 31

N-Frachten während der gesamten Projektlaufzeit am UCB

N-Fracht ($B_{d,N}$) in g/d	Min.-Wert	Mittelwert	Std.-Abw.	Median	85-Perzentil	Max.-Wert	Anzahl der Werte
Oktober 2020 – September 2021	2	12	9	10	17	46	52

Grobdimensionierung von Grauwasseraufbereitungsanlagen für den Standort Birkenfeld

Im folgenden Kapitel erfolgt eine überschlägige Dimensionierung möglicher Grauwasseraufbereitungsverfahren für den Standort Birkenfeld bei Anschluss aller Wohneinheiten, was 777 Einwohner entspricht. Von einer Nutzung des unbehandelten Grauwassers sollte für die vorgesehenen Nutzungen abgesehen werden, da die Anforderungen an Bewässerungswasser, Toilettenspülung oder Reinigungszwecke in diesen Fällen nicht eingehalten werden könnten. Eine geeignete Keimentfernung wie z. B. Membranen oder durch UV-Bestrahlung ist erforderlich. Neben den Anforderungen an eine Aufbereitung in Abhängigkeit der angestrebten Nutzung ist der Raum- oder Flächenbedarf von Behandlungsanlagen ein wesentlicher Faktor für die Auswahl einer geeigneten Verfahrenstechnik. Aspekte wie Energiebedarf, Investitions- und Betriebskosten etc. kommen hinzu. Unter Berücksichtigung der in Grauwasseraufbereitungsverfahren aufgeführten Vor- und Nachteile sowie der möglichen Reinigungsleistungen der Verfahrenstechniken, kann so eine passende Grauwasseraufbereitungsanlage für den Standort Birkenfeld ermittelt werden. Für die Bemessung der Anlagen werden die in Tabelle 32 aufgeführten Eingangswerte verwendet (siehe auch Anlage 23). Dabei wird für die Konzentrationen und

Bemessungsfrachten auf die 85-Perzentilwerte im Rohgrauwasser zurückgegriffen, um eine ausreichende Reinigungsleistung sicher zu gewährleisten. Wassermengen, die bei vollem Speicher über den Mittelwert hinausgehen, können in das bestehende Kanalnetz abgeleitet werden. Dieses Vorgehen wurde gewählt, um die überwiegend hydraulisch bemessene Anlagenteile nicht zu groß zu dimensionieren und weil auch bei der Verwendung des aufbereiteten Grauwassers der Mittelwert angesetzt wurde.

Tabelle 32

Eingangswerte für die Bemessung der Anlagen für 777 Einwohner (Rohgrauwasser), Konzentrationen entsprechen den 85-Perzentilwerte der Messungen und den daraus abgeleiteten Frachten im Rohgrauwasser, BSB berechnet über CSB/BSB₅ = 2:1, Wassermenge als Mittelwert

CSB [mg/l]	AFS [mg/l]	N [mg/l]	P [mg/l]	Q [m ³ /d]	B _{d,CSB} [kg/d]	B _{d,BSB5} [kg/d]	B _{d,N} [kg/d]
909	507	34	3	22,2	20,8	10,4	1,088

Membranbioreaktoren

Die im Anlage 23 hinterlegten Berechnungen ergaben, dass zum Betrieb eines Membranbioreaktors mit dem Ziel Nitrifikation zur Aufbereitung vom schwach belastetem Grauwasser mit Einflüssen aus dem Küchenbereich (30% der Einwohner verfügen über eine Küche, siehe Grauwasseranalysen) von 777 zukünftig am gesamten Campus angeschlossenen Einwohnern (E_{GW}) ein Belebungsbeckenvolumen von ca. 4 m³ erforderlich ist (Vgl. Bemessung der Verfahrenstechniken zur Aufbereitung und Anlage 23). Der einwohnerspezifische Raumbedarf liegt damit bei ca. 5,1 l/EGW. Die erforderliche Membranfläche liegt bei ca. 0,08 m²/EGW bzw. 62 m² für 777 Einwohner (siehe Anlage 23). Anhand der vorgegebenen Packungsdichte von 15 bis 75 m²/m³ (DWA-M 227 2014) (Vgl. Bemessung der Verfahrenstechniken zur Aufbereitung) ergibt sich ein Raumbedarf für die Membraneinheit zwischen 1,1 und 5,3 l/EGW. Bei Anschluss von 777 Einwohner liegt der zusätzliche Raumbedarf zwischen 0,9 m³ bis 4,1 m³. Insgesamt ergibt sich ein Raumbedarf für den Membranbioreaktor inkl. Membraneinheit von 6,2 – 10,4 l/EGW bzw. beim Anschluss von 777 EGW 4,9 – 8,1 m³.

Wirbelbettreaktoren

Für die Wirbelbettreaktoren mit dem Ziel Nitrifikation wurde die spezifische Oberflächenbelastung (bezogen auf E in Rohabwasser) durch Interpolation ermittelt und beträgt 37 m²/E für 177 EW_{SW} (DWA-A 222 2011) (s. Anlage 23) entsprechend einer Fracht von 777 EW_{GW}. Unter der Annahme einer spezifischen theoretischen Oberfläche der Aufwuchskörper von 500 m²/m³ (s. Anlage 23) beträgt das Volumen 26,2 m³ bzw. 33,7 l/EGW. Zusätzlich muss ein Nachklärbecken angeordnet werden. Das Volumen des Nachklärbecken liegt bei ca. 3,2 m³ bzw. 4,1 l/EGW. Die Berechnungen sind in Anlage 23 aufgeführt.

Rotationstauchkörper

Bei Rotationstauchkörper mit dem Ziel Nitrifikation erfolgt die Bemessung nach ATV-DVWK-A 281 (2001). Bei kleinen Kläranlagen wird aufgrund ausgeprägter Zulauf- bzw. Belastungsspitzen, zwischen den Anschlussgrößen 1.000 und 50 EW, die BSB₅-Flächenbelastung auf 3 g/(m²*d) und die TKN-Flächenbelastung von 1,1 bzw. 1,4 g/(m²*d) auf 0,85 g/(m²*d) linear abgemindert. Für 777 E entspricht dies 1,3 g/(m²*d) (ATV-DVWK-A 281 2001). Mit der Annahme einer BSB₅-Reduktion von 30 % durch Siebung liegt auch hier die bemessungsmaßgebende BSB₅-Fracht bei 10,4 kg BSB₅/d bzw. 13,4 g BSB₅/(E*d) bezogen auf 777 Einwohner. Die tägliche N-Fracht im Zulauf zum biologischen Teil beträgt 1,4 g N/(E_{GW}*d) bzw. 1088 g N/d für 777 EW. Die in Anlage 23 aufgeführte Bemessung der Rotationstauchkörper ergibt ein erforderliches Wannenvolumen von 28,7 m³ (bezogen auf 777 Studierende) bzw. 36,9 l/EGW. Hinzu kommt das erforderliche Volumen der Nachklärung. Dies entspricht ca. 2,3 m³.

Vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter

Die Bemessung eines vertikal durchströmten bepflanzten Bodenfilters, der in der Lage ist, weitgehend zu nitrifizieren, erfolgt nach DWA-A 262 (2017) über die maximal zulässige CSB-Flächenbelastung von 20 g CSB/(m²*d) (DWA-A 262 2017). Der 85-Perzentil-Wert des untersuchten Grauwassers liegt bei ca. 38,3 g CSB/(E_{GW}*d) bzw. insgesamt bei 29,8 kg/d bezogen auf 777 Einwohner. Durch 30 % CSB-Reduktion durch die Vorklärung kann somit eine bemessungsmaßgebende CSB-Fracht von 26,8 g CSB/(E_{GW}*d) bzw. 20,8 kg/d im Zulauf zum Bodenfilter ermittelt werden. Zum Betrieb eines bewachsenen Bodenfilters mit einer Anschlussgröße von 777 Einwohner wäre daher ein Flächenbedarf von insgesamt 1.040 m² erforderlich. Der einwohnerspezifische Flächenbedarf liegt somit bei ca. 1,3 m²/E_{GW}. Die Berechnungen sind in Anlage 23 aufgeführt.

Gegenüberstellung des Flächen- bzw. Raumbedarfs der Verfahrenstechniken

In Tabelle 33 sind die ermittelten Raum- bzw. Flächenbedarfe gegenübergestellt. Dabei ist lediglich beim Verfahren des Bodenfilters die Filterfläche bzw. die Grundfläche direkt ermittelbar, denn die Bemessung erfolgt über die CSB-Flächenbelastung. Bei den zusätzlich betrachteten Verfahren muss die Grundfläche anhand von Volumenangaben und einer angenommenen Reaktorhöhe ermittelt werden. Der Flächenbedarf ist dabei stark abhängig von den gewählten Anlagenabmessungen. Stellt man die jeweiligen Raumbedarfe aus Tabelle 33 gegenüber, wird jedoch deutlich, dass Bodenfilter einen wesentlich größeren Flächen-/Raumbedarf aufweisen als alle anderen Verfahrenstechniken. Den geringsten Raumbedarf weisen Membranbioreaktoren mit maximal gut 8 m³ inkl. der Membraneinheit zur Behandlung des gesamt am UCB anfallenden schwach belasteten Grauwassers mit Einflüssen aus dem Küchenbereich auf. Anschließend folgen Rotationstauchkörper mit ca. 31 m³ und Wirbelbettreaktoren mit ca. 29 m³ inklusive Nachklärbecken.

Tabelle 33

Flächen- und Raumbedarfe verschiedener Verfahrenstechniken zur Aufbereitung von schwach belastetem Grauwasser mit Einflüssen von Küchenabwasser

Verfahrenstechnik	Einwohner-spezifischer Flächenbedarf	Anlagengrundfläche (für 777 E _{GW})	Einwohnerspezifischer Raumbedarf	Reaktorvolumen (für 777 E _{GW})
Membranbioreaktoren	-	42 m ²	6,2– 10,4 l/E _{GW} + Volumen für Vorbehandlung	4,9 – 8,1 m ³ + Volumen für Vorbehandlung
Wirbelbettreaktoren	-	53 m ²	33,7 l/E _{GW} + 4,1 l/E _{GW} für NKB	26,2 m ³ + 3,2 m ³ für NKB
Rotationstauchkörper	-	53 m ²	36,9 l/E _{GW} + 3 l/E _{GW} für NKB	28,7 m ³ + 2,3 m ³ für NKB
Bepflanzte Bodenfilter	1,3 m ² /E _{GW}	1.078 m ²	-	-

Gegenüberstellung des Wasserbedarfs und Wasseranfalls

Zur Entwicklung eines Konzeptes zur Weiterverwendung von aufbereitetem Grauwasser ist die Ermittlung des Brauchwasserbedarfs wesentlich. Im folgenden Kapitel werden der Bewässerungsbedarf und der Bedarf an Toilettenspülwasser am Standort Birkenfeld abgeschätzt. Zusätzlich wird ermittelt, wie viele Einwohner zur Deckung des Bedarfs angeschlossen sein müssten.

Bewässerungsbedarf und Angebot an aufbereitetem Grauwasser

Der gesamte Wasserbedarf der Vegetation während des Bewässerungszeitraums, d. h. von März bis Oktober, kann nach ÖWAV-Regelblatt 407 (2016) (Vgl. Tabelle 34) ermittelt werden. Diese Werte beziehen sich auf die Bewässerung von Park- und Grünflächen. Es wird angenommen, dass die Bewässerung am Umweltcampus

Birkenfeld für Flächen dieser Art eingesetzt wird. Die in Tabelle 34 aufgeführten Richtwerte beziehen sich nicht auf den Bewässerungswasserbedarf, sondern umfassen den notwendigen gesamten Wasserbedarf inklusive des Niederschlagswassers, das ebenfalls teilweise den Wasserbedarf der Pflanzen mit deckt. Somit muss zunächst die Niederschlagshöhe am Standort des Umwelt-Campus Birkenfeld ermittelt werden, um eine Aussage darüber zu treffen, wie viel Bewässerungswasser zusätzlich noch erforderlich ist.

Tabelle 34

Wasserbedarf pro Monat in mm von Pflanzen von Park- und Grünflächen während des Bewässerungszeitraums von März bis Oktober

März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober
40 mm	60 mm	110 mm	130 mm	160 mm	140 mm	90 mm	50 mm

Quelle: ÖWAV-Regelblatt 407 (2016)

Der Niederschlagswasseranfall pro Monat von März bis Oktober ist in Tabelle 35 aufgeführt. Der Ermittlung der Niederschlagsdaten werden die Daten der nächstgelegenen Wetterstation in Nohfelden zugrunde gelegt. Es wird hierfür der Mittelwert der monatlichen Gesamtniederschläge in mm der letzten 10 Jahre herangezogen.

Tabelle 35

Monatliche Mittelwerte des Gesamtniederschlags der letzten 10 Jahre gemessen durch die Wetterstation in Nohfelden¹⁷

März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober
59 mm	42 mm	68 mm	73 mm	63 mm	68 mm	58 mm	84 mm

In Tabelle 36 wird der Wasserbedarf von Park- und Grünflächen pro Monat mit dem mittleren Niederschlagswasseranfall gegenübergestellt. Daraus ergibt sich der zusätzlich erforderliche Bewässerungsbedarf. Anhand dessen wird deutlich, dass in durchschnittlichen Jahren eine Bewässerung von April bis September notwendig ist. Im März und Oktober kann der Wasserbedarf im Durchschnitt allein durch den anfallenden Niederschlag gedeckt werden. Der größte zusätzliche Bewässerungsbedarf liegt in den Monaten Juli und August vor. Allerdings treten Hitze- und Trockenperioden aufgrund des Klimawandels immer häufiger auf, sodass in besonders trockenen Jahren mehr bewässert werden muss.

Tabelle 36

Ermittlung des zusätzlichen Bewässerungsbedarfs durch Gegenüberstellung des Wasserbedarfs der Pflanzen von Park- und Grünflächen mit dem anfallenden Niederschlag

Monat	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober
Wasserbedarf [mm]	40	60	110	130	160	140	90	50
Niederschlag [mm]	59	42	68	73	63	68	58	84
Bewässerungsbedarf [mm]	- 19	18	42	57	97	72	32	- 34

Anmerkung: Berechnung anhand der Daten von ÖWAV-Regelblatt 407 (2016) und Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz Saarland (2021).

Der Grauwasseranfall beläuft sich im Mittel während der Projektlaufzeit auf ca. 343 l/d (bei 12 Studierenden) bzw. 28,6 l/(E*d). In Tabelle 38 wird ermittelt, wie groß die mögliche zu bewässernde Fläche anhand der auf

¹⁷ Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz Saarland (2021)

dem Campus wohnhaften 777 Einwohnenden wäre. Hinsichtlich des Anfalls des aufbereiteten Grauwassers konnten keine wesentlichen Schwankungen zwischen der Vorlesungszeit und der vorlesungsfreien Zeit festgestellt werden. Daher wird über den gesamten Bewässerungszeitraum ein Anfall von 28,6 l/(E*d) angenommen. Die mögliche zu bewässernde Fläche liegt bei 777 E dann bei 7.103 m², wobei der Bewässerungsbedarf und Anfall im Juli maßgebend ist. Anhand von Luftbilddaufnahmen konnte die Grünfläche am UCB mit ca. 75 ha ermittelt werden. Bei den Grünflächen handelt es sich überwiegend um Wiesenflächen, die teilweise mit Bäumen bewachsen sind. Sollten alle Grünflächen tatsächlich bewässert werden müssen, so könnten nur ca. 1 % des Bewässerungsbedarfs mit dem anfallenden Grauwasser gedeckt werden. Selbst wenn nach der Coronapandemie ein höherer Grauwasseranfall aufgrund der steigenden Anwesenheit auf dem Campus ermittelt werden, könnte auch nur ein geringfügiger Flächenanteil bewässert werden (bei Verdoppelung knapp 2% der Fläche). Es ist allerdings davon auszugehen, dass nur besonders sensible Grünflächen in Gebäudenähe bewässert werden müssen, während größere zusammenhängende Grünflächen resilienter gegenüber Schwankungen der Wasserverfügbarkeit sind. Derzeit erfolgt keine automatisierte Bewässerung der Grünflächen, im Bedarfsfall werden bei langanhaltenden Trockenperioden einzelne Bäume manuell bewässert (bspw. mittels kleinem Tankwagen).

Tabelle 37

Ermittlung der möglichen zu bewässernden Grünfläche bei Aufbereitung des anfallenden Grauwassers von 777 Einwohnenden

Monat	April	Mai	Juni	Juli	August	September
Bewässerungsbedarf [mm]	18	42	57	97	72	32
Tage pro Monat	30	31	30	31	31	30
GW-Anfall pro Monat [m ³ /(E _{GW} *Mo)]	0,858	0,887	0,858	0,887	0,887	0,858
GW-Anfall für 777 E _{GW} [m ³ /Mo]	667	689	667	689	689	667
Mögliche Bewässerungsfläche [m²]	37056	16405	11702	7103	9569	20844

Dadurch das Grauwasser vergleichsweise kontinuierlich anfällt und während der Messkampagne kein ausgeprägter saisonaler Grauwasseranfall festgestellt werden konnte, wird nur ein kleiner Speicher mit 1 – 3 Tagesmengen empfohlen, um kurzzeitige Schwankungen zwischen Bedarf und Angebot auszugleichen. Einerseits können bei dem zwei- oder dreitägigen Speicher ggf. Wochenenden überbrückt werden, andererseits wird für den Fall, dass keine tägliche Bewässerung erfolgt, das Bewässerungswasser für die Bewässerungsgänge zurückgehalten. Das Speichervolumen kann anhand des täglichen Anfalls von ca. 28,6 l/(E*d) und einer Anzahl von 777 angeschlossenen Einwohnern mit 22 – 67 m³ abgeschätzt werden. Außerhalb des Sommers würde überschüssiges aufbereitetes Grauwasser anfallen, welches z. B. als Ersatz für die erforderliche Toilettenspülwassermenge oder für Reinigungszwecke verwendet werden könnte.

Toilettenspülwasserbedarf und Angebot an aufbereitetem Grauwasser

Insgesamt werden laut BDEW (2021b) pro Einwohner und Tag ca. 129 Liter Trinkwasser verbraucht. Davon umfasst die Toilettenspülung ca. 27 % (BDEW 2021b). Pro Einwohner werden somit unter normalen Bedingungen täglich im Mittel ca. 35 l Wasser für die Toilettenspülung verbraucht. Im Studierendenwohnheim ist das Doppel-Inliner-Verfahren im Bestand umgesetzt worden, um Schwarzwasser und Grauwasser über ein Rohr-in-Rohr-System getrennt zu entwässern. Dabei wurden zur Schwarzwassererfassung Vakuumtoiletten installiert. Unter der Annahme eines Schwarzwasseranfalls von 7 l/(E*d) (Gottardo Morandi et al. 2018) beläuft sich der theoretische Verbrauch für 12 Einwohner somit auf ca. 84 l/d. Aus realen Füllstandsdaten eines Schwarzwassertanks am UCB geht dennoch hervor, dass der Toilettenabwasseranfall im Mittel während der gesamten Projektlaufzeit bei ca. 184 l/d und somit bei Belegung von 12 E bei ca. 15 l/(E_{SW}*d) liegt. Im Vergleich zum Grauwasseranfall, kommt es somit zu einem deutlich höheren einwohnerspezifischen Anfall an Schwarzwasser, während für Grauwasser weniger Grauwasser als nach Literaturangaben erwartet angefallen ist (s. Grauwasseranfall). Dies erschwert eine Abschätzung der tatsächlich vor Ort lebenden Personen. Der

höhere Anfall kann darauf zurückzuführen sein, dass der Spülwasserverbrauch bei ca. 2-3 l pro Spülgang lag und somit höher ist als in der Literatur angegeben (0,5 – 1,5 l (DWA 2015)) oder dass ein mehrmaliges nachspülen erforderlich war (bspw. zu viel Toilettenpapier oder Restverschmutzung). Anhand der CSB-Konzentration wurde weiterhin deutlich, dass diese nur bei ca. 3 g/l lag, während in der Literatur in Schwarzwasser eher Konzentration von ca. 11 g/l angegeben werden (Wasielewski et al. 2017). Dies spricht ebenfalls für eine hohe Verdünnung des anfallenden Schwarzwassers.

Der Anfall an Grauwasser beläuft sich im Mittel auf ca. 343 l/d bzw. 28,6 l/(E_{GW}*d). Somit könnte der Bedarf an Toilettenspülwasser für Vakuumtoiletten trotz des unüblich hohen einwohnerspezifischen Verbrauchs im Mittel vollständig gedeckt werden. Bei einer kombinierten Nutzung muss im Bewässerungszeitraum, vor allem aber im Sommer, bei diesem Szenario zusätzliches Trinkwasser herangezogen werden, um den erhöhten Wasserbedarf zu decken. Die Gründe für dem hohen Toilettenwasserverbrauch sollten ermittelt werden und anhand von Literaturwerten sollten die Bewohner zu einem sparsameren Umgang mit Wasser motiviert werden. Auf diese Weise könnte Wasser eingespart und für die Bewässerung verwendet werden.

Kombinierte Nutzungen: Bewässerung, Toilettenspülung und Reinigung

Bei einer kombinierten Nutzung (Bewässerung, Toilettenspülung und Reinigung) kann vermieden werden, dass außerhalb der Vegetationsperiode aufbereitetes Wasser in den Kanal abgeschlagen wird und die Kläranlage unnötig hydraulisch belastet. Am Standort Umwelt-Campus ist eine Trennkanalisation vorhanden, welche in den Mischkanal der Gemeinde abschlägt. Wie in Wirbelbettreaktoren erwähnt, könnte bei Reduzierung des Verbrauchs für die Toilettenspülung mehr Wasser für Bewässerungszwecke zur Verfügung stehen. In Tabelle 38 erfolgt eine Gegenüberstellung von Wasserangebot und -bedarf bei der kombinierten Nutzung des aufbereiteten Grauwassers zur Bewässerung und Toilettenspülung. Es wird hierfür ein Anfall von 28,6 l/(E*d) bei 777 Personen am UCB ausgegangen. Mit dem anfallenden Grauwasser kann eine Fläche von ca. 7103 m² bewässert werden (Vgl. Grobdimensionierung von Grauwasseraufbereitungsanlagen für den Standort Birkenfeld). Hinsichtlich des Bedarfs an Toilettenspülwasser wird ein Anfall von ca. 15 l/(E*d) angenommen. Die Ermittlung erfolgte anhand einer Füllstandsonde im Schwarzwasser-Behälter.

Aus Tabelle 38 geht hervor, dass vor allem von September bis April nicht viel für die Bewässerung genutztes Wasser zur Verfügung steht, welches theoretisch zur Substitution des Toilettenspülwassers verwendet werden kann. In den Wintermonaten verbleibt weiteres aufbereitetes Grauwasser, welches z. B. für Reinigungszwecke genutzt werden könnte. Alternativ könnte das überschüssige Wasser auch in den Vorlesungsgebäuden zur Substitution des Toilettenspülwassers eingesetzt werden. Die Folge wäre jedoch, dass entsprechende Leitungen verlegt werden müssen, um diese Nutzung sicherzustellen. Weiterhin würde eine Substitution des Toilettenspülwassers vor allem von Oktober bis März erfolgen, da im Sommer der größte Teil des gesamten gereinigten Abwassers zur Bewässerung eingesetzt werden müsste (s. Grobdimensionierung von Grauwasseraufbereitungsanlagen für den Standort Birkenfeld). Die Verwendung des Wassers für Reinigungszwecke ist eine weitere Möglichkeit und kann mit Ausnahme der Zeit von Juni bis August über das ganze Jahr durchgeführt werden (s. Tabelle 38). Wird das gereinigte Grauwasser in den Gebäuden zur Toilettenspülung eingesetzt, sind die Investitionskosten zur Verlegung der Leitungen wesentlich höher, dafür kann jedoch ein Teil der Wasserkosten in den Monaten Oktober bis März eingespart werden. Eine weitere Option, die in Betracht gezogen werden kann, ist die ergänzende Nutzung von Regenwasser.

Tabelle 38

Wasserbedarf und -angebot am UCB am Beispiel von einem Studierendenwohnheim mit 12 Studierenden im Jahr 2020/2021

Monat	Januar	Februar	März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	Berechnung
Angebot an aufbereitetem Grauwasser $[(E_{GW} \cdot d)]$	28,6												Vgl. Kap. 5.5
Angebot an aufbereitetem Grauwasser $[m^3/(E_{GW} \cdot Mo)]$	0,887	0,801	0,887	0,858	0,887	0,858	0,887	0,887	0,858	0,887	0,858	0,887	(Zeile 1)/1000*d/Mo
Bewässerungs-wasserbedarf für 7103 m ² [m ³ /Mo]	-	-	-	128	298	405	689	511	227	-	-	-	Vgl. Kap. 5.7.2
E zur Deckung des Bewässerungsbedarfs [E]	-	-	-	149	336	472	777	576	265	-	-	-	Zeile 3/Zeile 2
Toilettenspül-wasserbedarf (Unterdrucktoiletten) [m ³ /(E*Mo)]	0,465	0,450	0,465	0,450	0,465	0,450	0,465	0,465	0,450	0,465	0,450	0,465	Vgl. Kap. 5.7.3
Bewässerungsüberschuss [m ³ /Mo]	689	689	689	561	391	284	-	178	462	689	689	689	689 m ³ - Zeile 3
Mögliche Toilettenspülwasser- bedarfsdeckung [E]	1482	1531	1482	1247	841	631	-	383	994	1482	1531	1482	Zeile 6/Zeile 5
Toilettenspülwasserbedarf für 777 E [m ³ /Mo]	361	350	361	350	361	350	361	361	350	361	350	361	Zeile 5*777 E
Möglicher Toilettenspülwasserverbrauch für 777 E [m ³ /Mo]	361	350	361	350	361	284	-	178	350	361	350	361	= Zeile 8, Falls Zeile 8 > Zeile 6, dann Zeile 6 genommen
Toilettenspülwasserüberschuss [m ³ /Mo] = Reinigungszwecke	328	339	328	211	30	-	-	-	112	328	339	328	Zeile 6 – Zeile 9

Gegenüberstellung der Qualitätsanforderungen und der Reinigungsleistung der Verfahrenstechniken

Zur Ermittlung geeigneter Verfahrenstechniken zur Behandlung des am Standort Birkenfeld anfallenden Grauwassers muss zunächst überprüft werden, ob die Anforderungen an die jeweiligen Nutzungen eingehalten werden. Da vor allem die Nutzung zur Bewässerung bzw. zur Toilettenspülung in Birkenfeld gut umsetzbar ist, werden im Folgenden die Anforderungen der beiden Nutzungen mit den Ablaufwerten der vier aufgeführten Verfahrenstechniken zur Grauwasserbehandlung gegenübergestellt.

In Tabelle 40 werden die Anforderungen an Bewässerungswasser mit Literaturwerten zur Reinigungsleistung bzw. Ablaufqualität der Verfahrenstechniken verglichen. Zur Gewährleistung eines hygienisch-mikrobiologisch einwandfreien Bewässerungswassers (DIN 19650 1999) sind die BSB₅-Konzentrationen <10 mg/l erforderlich. Bei Membranbioreaktoren können sich die BSB₅-Ablaufkonzentrationen zwischen 1 und 12 mg/l belaufen (Vgl. Tabelle 23) (Ceconet et al. 2019). Demnach könnte auch hier normalerweise die vorgegebenen BSB₅-Konzentration von 10 mg/l (DIN 19650 1999) eingehalten werden. Bei dem Fall, bei dem die Ablaufkonzentration von 10 mg/l überschritten wurde, handelte es sich um einen mithilfe von Graviton betriebenen MBR (Lamine et al. 2012), bei denen es durch den geringeren Druck zur Bildung eines Filterkuchens auf der Membran kommen kann, was unter anderem die Filterleistung verschlechtern kann.

Membranbioreaktoren können die erforderlichen Anforderungen für Bewässerungswasser sicher einhalten. Es kann festgehalten werden, dass durch die Membranfiltration ein nahezu feststofffreier Ablauf mit Badewasserqualität erreicht wird (Pinnekamp & Friedrich 2006) und somit Keime weitgehend entfernt sind, so dass eine MBR-Anlage hinsichtlich der Desinfektion den anderen untersuchten Verfahrenstechniken überlegen ist. Bei Wirbelbettreaktoren und Rotationstauchkörpern ist eine nachgeschaltete Desinfektion zur Einhaltung der Grenzwerte bspw. durch UV-Bestrahlung notwendig (Vgl. Tabelle 39). Beim Bodenfilter kann dennoch eine Keimreduktion von 1,5 bis 2-Zehnerpotenzen nach DWA (2015) erreicht werden (Vgl. Tabelle 39). Dennoch ist für die Verwendung als Toilettenspülwasser eine zusätzliche Desinfektion, z. B. durch UV-Bestrahlung, erforderlich. Bei der Nutzung des aufbereiteten Grauwassers zur Bewässerung kann im öffentlichen Bereich auf eine Hygienisierung verzichtet werden, wenn z. B. mit der Unterflurbewässerung gearbeitet und dadurch ein Kontakt von Menschen und Tier ausgeschlossen wird. Für alle in Tabelle 39 beschriebenen Verfahrenstechniken ist der Salzgehalt im Zulauf standortabhängig. Die in Tabelle 39 aufgeführten Verfahrenstechniken sind zudem alle nicht auf eine weitgehende Entfernung von Ionen ausgelegt. Bei Ionen wie Natrium, Chlorid, Kupfer, Chrom oder Blei kann dies prinzipiell nur durch eine Umkehrosmose (DWA-M 227 2014) oder Ionenaustauschverfahren erreicht werden. Daher ist keine wesentliche Verringerung des Salzgehalts während des Reinigungsprozesses zu erwarten. Anhand von Trinkwasseruntersuchungen der überörtlichen Wasserleitung zur Versorgung von Hoppstädten-Weiersbach im Landkreis Birkenfeld konnte im Trinkwasser eine Leitfähigkeit von 193 µS/cm und ein Härtegrad von 4,2 °dH festgestellt werden (Vgl. Anlage 24). Das Trinkwasser am Standort UCB ist weiches Wasser, weshalb das Grauwasser trotz des Eintrags von Körperpflegeprodukten und weiteren Salzen einen geringen Salzgehalt aufweist, was die Nutzung des Wassers zur Bewässerung fördert. Messungen im Grauwasser von Birkenfeld ergaben eine Leitfähigkeit im Mittel von ca. 348 µS/cm (s. OCSB, N_{ges}, P_{ges}, AFS, pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit). Bei diesem Wert wird die Leitfähigkeit für Pflanzen mit einer mittleren Salzverträglichkeit eingehalten (Vgl. Tabelle 39). Chlorid wurde im Rahmen des Projektes nicht gemessen, da gemäß Literatur (DWA (2015) die Chlorid-Konzentration im Abwasser aus Bad und Dusche im Mittel kleiner als 70 mg/l ist (Vgl. Tabelle 39) liegen. ISO 16075-1 (2020) gibt einen höheren Chlorid-Grenzwert von 250 mg/l an. Dieser Grenzwert könnte bei einer Bewässerung mit Grauwasser somit sicher eingehalten werden. Empfehlenswert wäre dennoch vor Umsetzung eines Verfahrens die Durchführung von Messungen zur Ermittlung der Chlorid-Konzentration im Grauwasser in Birkenfeld.

Im Hinblick auf den Schwebstoffgehalt kann mit den Rotationstauchkörpern ohne Nachklärung nur eine sehr geringe Reinigungsleistung erzielt werden. In einer Studie von Pathan et al. (2011) lagen die Ablaufwerte bei ca. 140 mg/l, was nicht im geeigneten Bereich für Bewässerungswasser liegt (DIN 19684-10 2009; Pathan et al.

2011). In einer Studie von Abdel-Kader (2013), in der der Rotationstauchkörper mit Nachklärung betrieben wurde, lagen die Feststoffgehalte zwischen 2 bis 20 mg/l. Somit könnten die erforderlichen Schwebstoffkonzentrationen von < 50 mg/l gut eingehalten werden (DIN 19684-10 2009). Hinsichtlich der pH-Werte sind alle Verfahrenstechniken für Bewässerungszwecke geeignet (Vgl. Tabelle 39). Bei allen Verfahrenstechniken eignet sich das gereinigte Grauwasser zur Bewässerung. Die zu überprüfenden Werte überschreiten im Regelfall nicht die Richtlinien. Nur der Salzgehalt ist spezifisch zu überprüfen, da er in den Verfahren schlecht verändert/gesenkt werden kann. zeigt die Anforderungen an Toilettenspülwasser im Vergleich zu den erreichbaren Ablaufwerten der Verfahrenstechniken. Hierbei wird deutlich, dass je nach Einsatzfall die Anforderungen weitgehend von allen Verfahrenstechniken erfüllt werden können.

Zur Sicherstellung einer ausreichenden Reinigung muss der BSB7 bei < 5 mg/l liegen (SenStadtWohn 2007). Die BSB5-Konzentration befindet sich im aufbereiteten Grauwasser durch MBR-Reaktoren im Rahmen von 1 bis 10 mg/l (Ceconet et al. 2019), bis auf eine bereits erläuterte Ausnahme (Lamine et al. 2012). Da es sich bei Ceconet et al. (2019) um eine Übersichtsstudie handelte, die etwa 30 verschiedene MMB-Verfahren berücksichtigte, waren nicht alle mit dem Ziel der Nitrifikation konzipiert worden. In einer Studie von Hocaoglu et al. (2013), in der MBR unter vollständig aeroben Bedingungen betrieben wurde, wurden BSB5-Konzentration von < 5 mg/l erreicht. Die Kontaktzeit im Bioreaktor betrug 160-170 min pro Zyklus (Hocaoglu et al. 2013). Die BSB7-Konzentration wäre daher etwas höher (Vgl. Tabelle 40). Es ist anzumerken, dass der BSB vollständig abgebaut wird, wenn die biologischen Verfahren auf Nitrifikation ausgelegt sind und die Kontaktzeit ausreichend hoch ist.

Für die Nutzung des behandelten Wassers als Toilettenspülwasser sollte der Gehalt an Fest- und Trübstoffen sehr gering sein. Alle Verfahren wurden nach Standards ausgelegt, die eine weitgehende Reduktion der Feststoffe und damit auch der Trübung ermöglichen. Eine nahezu vollständige Entfernung der Feststoffe und somit der Trübung erfolgt bei dem MBR. Der Bodenfilter erreicht aufgrund der Filtrationswirkung i.d.R. auch sehr geringe Feststoffkonzentrationen im Ablauf. Die Gefahr eines Feststoffaustrages bei hydraulischen Stoßbelastungen ist beim Rotationstauchkörper am höchsten und kann auch beim Wirbelbett nicht ausgeschlossen werden. Allerdings ist aufgrund der gleichmäßigen Beschickung nach einem Ausgleichsbehälter nicht mit hydraulischen Störungen und somit auch nicht mit einem zeitweise erhöhten Feststoffabtrieb zu rechnen. Die Werte aus der Studie von Pathan et al. (2011) sind nicht repräsentativ für dieses Verfahren, da in seinen Untersuchungen eine Nachklärung gefehlt hat, die für den Bemessungsfall Birkenfeld jedoch vorgesehen wurde.

Ähnlich wie bei Bewässerungswasser muss auch Wasser, das im öffentlichen Bereich zur Toilettenspülung eingesetzt wird, mikrobiologisch unbedenklich sein (SenStadtWohn 2007). Diese Anforderungen können ohne nachgeschaltete Desinfektion ggf. lediglich von Membranbioreaktoren eingehalten werden, die im Ablauf hinsichtlich der mikrobiologischen Belastung Badewasserqualität aufweisen (Pinnekamp & Friedrich 2006). Für die anderen Verfahrenstechniken wäre eine nachfolgende Hygienisierung, z.B. mittels UV-Desinfektion, erforderlich.

Tabelle 39
Anforderungen an Bewässerungswasser und erzielbare Ablaufwerte der betrachteten Verfahrenstechniken

	Schwebstoffgehalt	Geruch	Farbe	Trübung	Sauerstoffsättigung	BSB ₇	Ges.Collifome Bakterien	E. Coli	Pseudomonas aeruginosa
Anforderungen an Toilettenspülwasser	nahezu schwebstofffrei [1]	geruchlos [1]	farblos [1]	keine/klar [1]	> 50 % [1]	< 5 mg/l [1]	< 100/ml [1]	< 10/ml [1]	< 1/ml [1]
Membranbioreaktor	sehr guter Feststoffgehalt [10]	k.A.	rückhalt [10] → keine/kaum Trübung und Färbung	sehr guter Feststoff-rückhalt [10] → keine/kaum Trübung und Färbung	k.A.	BSB ₇ in GW < 5 mg/l → BSB ₇ etwas höher ^d	Badewasserqualität [10]		
Wirbelbetreaktor + NKB	ca. 12 mg/l [2]	k.A.	k.A.	Reduktion um ca. 66% [2] abhängig von Anlagengröße	k.A.	4,4 mg/l [7] → < 5 mg/l	< 3/100 ml [7]*	Fäkalcolifome Bakterien < 3/100 ml [7]*	< 3/100 ml [7]*
Rotationsaerockörper + NKB	ca. 2 - 20 mg/l [5] teilweise auch zwischen 137 - 140 mg/l [6]	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	< 3 mg/l [7] → < 5 mg/l	< 10/100 ml [7]*	< 3/100 ml [7]*	< 1/100 ml [7]*
Vertikal durchströmte bepflanzte Bodentfilter	2 - 3 mg/l* [8]	k.A.	kaum Schwebstoffe, was häufig mit der Färbung und Trübung zusammenhängt [8]	kaum Schwebstoffe, was häufig mit der Färbung und Trübung zusammenhängt [8]	k.A.	BSB ₇ liegt bei ca. 3 mg/l [7] → BSB ₇ etwas höher ^d	abhängig von Anfangskonzentration; Reduktion erfolgt um 1,5 bis 2 Zahnepotenzen [7]*		

Grün bedeutet, dass die Anforderungen in der Regel eingehalten werden können. Bei der gelben Darstellung können die Anforderungen ggf. eingehalten werden und rot bedeutet, dass die erforderlichen Ablaufwerte nicht eingehalten werden können; *diese Werte beziehen sich auf kommunales Abwasser, nicht auf Grauwasser

*Mithilfe einer nachgeschalteten Hygienisierungsstufe durch bspw. UV-Bestrahlung könnten die hygienisch-mikrobiellen Anforderungen eingehalten werden

[1] DIN 19684-10 (2009)

[4] Weiß (2007)

[7] Pathan et al. (2011)

[10] Fehr et al. (2003)

[2] Pinnekamp & Friedrich (2006)

[5] DWA-M 227 (2014)

[8] DWA (2015)

[11] DIN 19650 (1999)

[3] Chrispim & Nolasco (2017)

[6] Abdel-Kader (2013)

[9] Dobner et al. (2013)

[12] Cecconet et al. (2019)

Tabelle 40
Anforderungen an Toilettenspülwasser und erzielbare Ablaufwerte der betrachteten Verfahrenstechniken

	Schwebstoffgehalt	Gelöste Stoffe	pH-Wert	Salzkonzentration	Chlorid	BBS ₅	CSB	Fäkalierptokokken	E. Coli	Salmonellen	Potenziell infektiöse Stadien von Mensch- und Hausierparasiten
Anforderungen an Bewässerungswasser	< 50 mg/l (geeignet) [1]	< 500 mg/l (geeignet) [1]	6-8 [1]	< 0,3 mS/cm (geringe Salzverträglichkeit) 0,3 - 0,8 mS/cm (mittlere Salzverträglichkeit) 0,8 - < 1,6 mS/cm (hohe Salzverträglichkeit) [1]	< 70 mg/l (für nahezu alle Pflanzenarten) [1]	< 10 mg/l [1*]	< 60 mg/l [1*]	Nutzung ohne Einschränkung: n.N.	Nutzung ohne Einschränkung: n.N.	Nutzung ohne Einschränkung: n.N.	Nutzung ohne Einschränkung: n.N.
Membranbioreaktor	sehr geringer Feststoffgehalt [2]	k.A.	6,8-7,6* [4]	abhängig vom Zulauf (Abwasser aus Dusche und Bad: 3,1 - 88 mg/l [8]); Elimination nur mit Umkehrosmose möglich [5]	abhängig vom Zulauf (Abwasser aus Dusche und Bad: 3,1 - 88 mg/l [8]); Elimination nur mit Umkehrosmose möglich [5]	1 - 12 mg/l [12]	< 30 mg/l [2]	Badewasserqualität [2]			
Wirbelbetreiber + NKB	ca. 12 mg/l [3]	k.A.	7,2 [3]	abhängig vom Zulauf (mittlere Leitfähigkeit von 0,35 mS/cm); keine Elimination im Wirbelbetreiber [3]	abhängig vom Zulauf/Abwasser aus Dusche und Bad: 3,1 - 88 mg/l [8]; keine Elimination im Wirbelbetreiber [3]	BBS ₅ entspricht ca. 4,4 mg/l [8] → BBS ₅ auch eingehalten	18,7 mg/l [8]	k.A.*	k.A.*	k.A.*	k.A.*
Rotationsaerokörper + NKB	ca. 2 - 20 mg/l [6] teilweise auch zwischen 13,7 - 140 mg/l [7]	102 - 103 mg/l [7]	6,5 - 6,8; mit zunehmender HRT nimmt auch pH-Wert zu [7]	k.A.	k.A.	BBS ₅ < 3 mg/l [8] → BBS ₅ auch eingehalten	k.A.	k.A.*	< 3100 ml [8]*	k.A.*	k.A.*
Vertikal durchströmte Biplanale Bodenfilter	2 - 3 mg/l [8]	k.A.	5,6 - 7,4* [9] [10]	abhängig von Salzkonzentrationen im Zulauf (mittlere Leitfähigkeit von 0,35 mS/cm); weiterhin können beim Durchfließen der Bodenpas saure Mineralien aufgenommen werden	abhängig von Zulauf- konzentration (Abwasser aus Dusche und Bad: 3,1 - 88 mg/l [8]); keine Reduktion im Bodenfilter [9]	3 mg/l [8]	< 10 mg/l [8]	k.A.*	Reduktion um 1,5 bis 2 Zehnerpotenzen [8]	k.A.*	k.A.*

Grün bedeutet, dass die Anforderungen in der Regeleingehalten werden können. Bei der gelben Darstellung können die Anforderungen ggf. eingehalten werden und rot bedeutet, dass die erforderlich Ablaufwerte nicht eingehalten werden können

*Mithilfe einer nachgeschalteten Hygienisierungsstufe durch bspw. UV-Bestrahlung könnten die hygienisch-mikrobiellen Anforderungen eingehalten werden

[1] SenStadtWohn (2007)	[4] DWA-M 227 (2014)	[7] DWA (2015)	[10] Pinnekamp & Friedrich (2006)
[2] Chrispim & Nolasco (2017)	[5] Abdel-Kader (2013)	[8] Dobner et al. (2013)	
[3] Weiß (2007)	[6] Pathan et al. (2011)	[9] Fehr et al. (2003)	

Entwicklung eines Aufbereitungskonzeptes für den UCB

Zur Entwicklung eines Aufbereitungskonzeptes für den Standort Birkenfeld muss zunächst, unter Berücksichtigung der Rahmenbedingungen vor Ort, ein geeignetes Aufbereitungsverfahren für das anfallende Grauwasser gewählt werden, welches die Einhaltung der Nutzungsanforderungen sicherstellt. Probenahme und Analytik wurden verschiedene Möglichkeiten der Wasserwiederverwendung aufgezeigt. Im Fall vom UCB wäre die Nutzung des aufbereiteten Grauwassers zur Bewässerung eine durchaus sinnvolle Option. Grund dafür ist, dass dies im Vergleich zu den anderen Wiederverwendungen ein leicht zu errichtendes und einfach zu betreibendes Verfahren ist. Das gereinigte Grauwasser kann in diesen Fällen direkt am UCB weiterverwendet werden. Es ist lediglich ein ausreichend groß dimensionierter Speicherbehälter zur Deckung des Bewässerungsbedarfs sowie eine Hauptleitung zwischen Speicherbehälter und zu bewässernder Fläche erforderlich. Bei der Bewässerung mehrerer Teilflächen am UCB wäre aber ein „Brauchwassernetz“ erforderlich. Alternativ kann das Bewässerungswasser mithilfe von Bewässerungsfahrzeugen zu den zu bewässernden Grünflächen transportiert werden. Weiterhin sind die Nutzungsanforderungen und somit auch die Anforderungen an die Reinigungsleistung der Verfahrenstechniken klar geregelt (Vgl. 0Nutzungsanforderungen an das behandelte Grauwasser). In Grobdimensionierung von Grauwasseraufbereitungsanlagen für den Standort Birkenfeld wurde deutlich, dass eine Bewässerung nicht das gesamte Jahr erforderlich ist. Das gereinigte Grauwasser könnte von Oktober bis März jedoch für weitere Zwecke genutzt werden wie bspw. zur Substitution des Toilettenspülwassers oder zur Reinigungszwecke. Alternativ könnten insbesondere technische Verfahren wie Membranbioreaktoren, Wirbelbettreaktoren und Rotationstauchkörper über die ungenutzte Zeit auch abgeschaltet werden. Eine Speicherung der im Winter anfallenden Mengen für den Sommer würde sehr große Speicher erfordern. Um die Speichergroße gering zu halten, wurde im vorliegenden Fall für die Überbrückung kurzzeitiger Engpässe eine Speicherung von drei Tagesmengen an anfallendem Grauwasser angesetzt, was 67 m³ entspricht (s. Grobdimensionierung von Grauwasseraufbereitungsanlagen für den Standort Birkenfeld). Eine weitere Option ist über die Wintermonate eine weitere Nutzungsmöglichkeit mit zu betrachten (Vgl. Grobdimensionierung von Grauwasseraufbereitungsanlagen für den Standort Birkenfeld). Das Kapitel Grobdimensionierung von Grauwasseraufbereitungsanlagen für den Standort Birkenfeld zeigt, dass alle Verfahrenstechniken relativ gut zur Aufbereitung von Grauwasser für die jeweiligen Wiederverwendungszwecke geeignet sind. Zum Einsatz des behandelten Grauwassers als Toilettenspülwasser müssen entsprechende Leitungen im Gebäudebestand verlegt werden. Nach der TrinkwV (2001) ist es erforderlich, entsprechende Betriebswasserleitungen bei der Substitution von Trinkwasser zusätzlich zu den bestehenden Trinkwasserleitungen umzusetzen (TrinkwV 2001). Im Folgenden werden die untersuchten vier Szenarien anhand eines Szenarienvergleichs gegenübergestellt, bei dem auch die wichtigsten peripheren Reaktoren und Aggregate mitberücksichtigt werden. Szenario 1 umfasst die Aufbereitung mittels eines vertikal durchströmten bepflanzten Bodenfilters. Bei Szenario 2 erfolgt die Reinigung des Grauwassers mit einem Membranbioreaktor. Szenario 3 beobachtet die Grauwasseraufbereitung durch Wirbelbett, während Szenario 4 mit Hilfe von Rotationstauchkörper. Somit werden hierbei ein naturnahes sowie technische Verfahren betrachtet.

Szenario 1: Vertikal durchströmte bepflanzen Bodenfilter

Als erste Möglichkeit zur Aufbereitung des anfallenden Grauwassers am UCB werden vertikal bepflanzen Bodenfilter betrachtet. Das Ziel ist die Nutzung des behandelten Grauwassers als Bewässerungswasser in den Sommermonaten sowie eine Substitution des Toilettenspülwassers in den Wintermonaten in den anliegenden Wohnheimen. In Bezug auf die Qualitätsanforderungen für Bewässerungswasser kann es lediglich bei den hygienisch-mikrobiologischen Belangen zur Überschreitung der Grenzwerte kommen. Um eine sichere Hygienisierung für Bewässerungszwecke und/oder die Toilettenspülung zu gewährleisten, wird zusätzlich zum vertikal bepflanzen Bodenfilter eine nachgeschaltete Hygienisierungsstufe in Form einer UV-Bestrahlung vorgesehen.

Der anhand der Messwerte ermittelte Flächenbedarf für vertikal durchströmte bepflanzen Bodenfilter liegt bei ca. $1,3 \text{ m}^2/\text{E}_{\text{GW}}$ (s. Grauwasserbeschaffenheit). Bei 777 angeschlossenen Einwohnern ergibt sich somit eine erforderliche Filterfläche von ca. 1040 m^2 . Abbildung 27 zeigt mögliche Flächen zur Errichtung eines Bodenfilters auf dem Campusgelände. Anhand dessen wird deutlich, dass das Verfahren des Bodenfilters am UCB umgesetzt werden kann. (s. Abbildung 27).

Abbildung 27
Potenzielle Flächen zur Errichtung eines vertikal durchströmten bepflanzen Bodenfilters am UCB

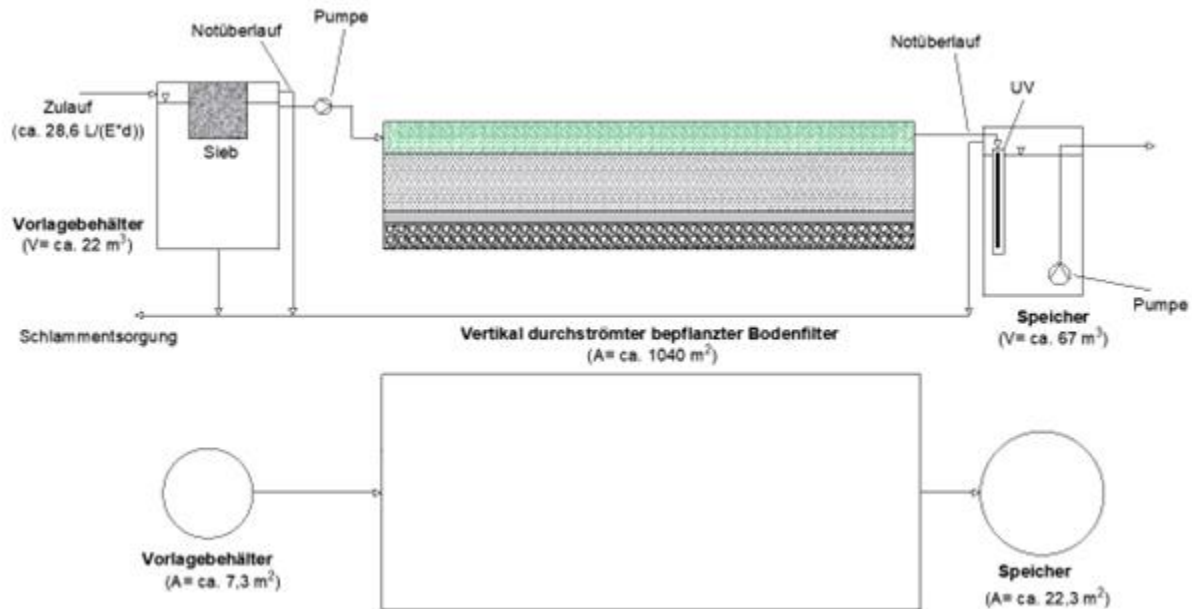


Zur Umsetzung der Grauwasserbehandlung in Form eines vertikal bepflanzen Bodenfilters ist neben dem Bodenfilter als Hauptreinigungsstufe eine Vorbehandlung erforderlich. Da die Behandlung von Grauwasser mit geringen Küchenabwasserinhalten vorgesehen wird, ist lediglich eine Grobstoffentfernung mittels Grobfilter erforderlich (Vgl. Orientierungswerte zur Bemessung von Anlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser mit Einflüssen aus dem Küchenbereich). Das Grauwassersieb kann direkt im Vorlagebehälter mit integriert werden und sollte regelmäßig gereinigt oder rückgespült werden, um eine Verstopfung des Filters zu verhindern. Der Vorlagebehälter sollte mindestens der Größe eines Grauwassertagesanfalls entsprechen, um eine stoßweise Beschickung des Bodenfilters zu ermöglichen. Dies entspricht ca. 22 m^3 . Hinsichtlich des Speicherbehälters ist eine Zwischenspeicherung von drei Tagesmengen zu empfehlen (Vgl. Grobdimensionierung von Grauwasseraufbereitungsanlagen für den Standort Birkenfeld), um Schwankungen und Engpässe im Anfall ausgleichen zu können. Die Größe des Speicherbehälters liegt dann bei ca. 67 m^3 . Zur Hygienisierung wird eine Bestrahlung mit UV vorgesehen. Diese wird im Speicherbehälter integriert. Dabei sollte außerdem für eine ausreichende Umwälzung des Wassers gesorgt

werden. Eine entsprechende Verfahrensskizze inkl. der Dimensionierung der erforderlichen Anlagenteile ist in Abbildung 28 aufgeführt.

Abbildung 28

Vereinfachte schematische Darstellung eines vertikal bepflanzten Bodenfilters zur Bereitstellung von aufbereitetem Grauwasser am Umwelt-Campus-Birkenfeld inklusive der Größe aller erforderlicher Anlagenteile (nicht maßstabsgetreu)



Laut Bayerisches Landesamt für Umwelt (2011) liegen die Investitionskosten zur Herstellung eines Bodenfilters zur Behandlung von häuslichem Abwasser bei ca. 1.000 bis 2.000 €/E. Dabei ist jedoch zu beachten, dass hier eine technische Vorbehandlung bereits mit inbegriffen ist (Bayerisches Landesamt für Umwelt 2011). Der Bodenfilter am UCB kann aufgrund der geringeren einwohnerspezifischen Fracht von Grauwasser ca. 68 % kleiner dimensioniert werden als für häusliches Abwasser. Für häusliches Abwasser liegt der Orientierungswert zur Bemessung bei ca. 4 m²/E (DWA-A 262 2017), während ein Bemessungswert für den UCB von 1,3 m²/E ermittelt werden konnte (s. Orientierungswerte zur Bemessung von Anlagen zur Behandlung von schwach belastetem Grauwasser mit Einflüssen aus dem Küchenbereich). Demnach werden die Investitionskosten im Vergleich zu den angegebenen Kosten nach dem Bayerisches Landesamt für Umwelt 2011 um ca. 68 % reduziert. Insgesamt könnten die Investitionskosten somit mit ca. 320 €/E angenommen werden. Jedoch müssen die Anschaffungskosten für die UV-Tauchstrahler mit einkalkuliert werden, die bei ca. 1.200 € liegen (BDZ 2013). Bei einer angeschlossenen Anzahl von 777 Einwohnern, würden sich somit Investitionskosten von ca. 250.000 € für eine Bodenfilteranlage mit 1.040 m² Filterfläche ergeben, was alle notwendigen Anlagenkomponenten wie Vorlagebehälter, Speicher und Pumpen einschließt.

Da keine Daten für die Wartung größerer Bodenfilter vorliegen, werden hier die vom BDZ 2013 angegebenen Wartungskosten von 125 bis zu 200 €/4 bis 8 EW linear hochskaliert und belaufen sich somit auf maximal 15.000 €/a. Tatsächlich dürften diese deutlich geringer sein, da die Wartung für Pumpen bei einer großen Anlage nur unwesentlich über denen einer kleinen Anlage liegen werden. Die Stromkosten sind vergleichsweise gering, so dass auch die Gesamtbetriebskosten unter 15.000 €/a geschätzt werden und auch die Kosten für Reparatur und Überwachung mit abdecken sollten.

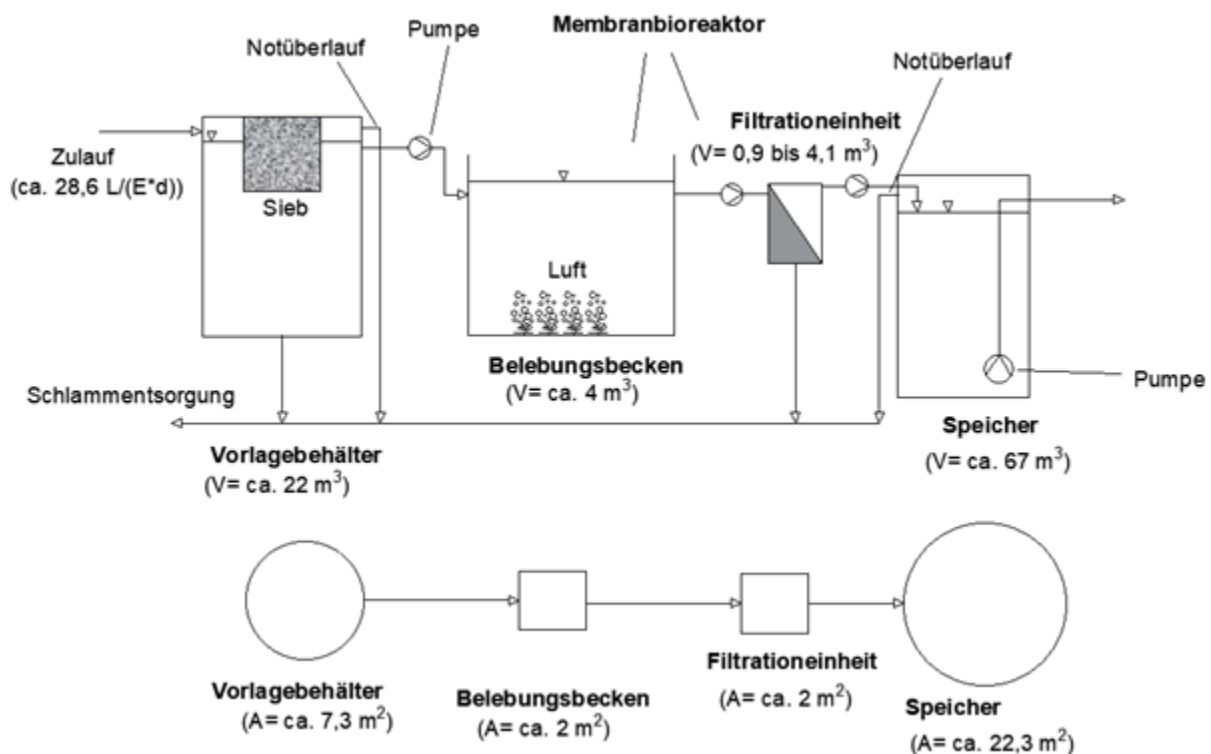
Szenario 2: Membranbioreaktoren

Als zweite Variante werden Membranbioreaktoren als technische Verfahren betrachtet. Die Anforderungen an Bewässerungswasser und Toilettenspülwasser können Membranbioreaktoren ausreichend erfüllen. Wie bei den bepflanzten Bodenfiltern hängt auch hier die Salzkonzentration im Ablauf weitgehend von der Salzkonzentration im Zulauf ab, da in dem Membranbioreaktor keine ausreichende Elimination erfolgt

(Pinnekamp & Friedrich 2006), dennoch findet keine weitere Aufsalzung des Wassers wie beim Bodenfilter durch die Bodenpassage statt.

Der Raumbedarf eines Membranbioreaktors liegt für die Aufbereitung des schwach belasteten Grauwassers von 777 Personen zwischen 4,9 und 8,1 m³ (Vgl. Anlage 23). Somit könnte der Membranbioreaktor ggf. auch in leerstehenden Kellerräumen oder auch auf dem Campusgelände mit einem wesentlich geringeren Raumbedarf als bepflanzte Bodenfilter angeordnet werden. Außerdem ist, wie beim bepflanzten Bodenfilter auch, ein Vorlagebehälter zur Speicherung einer Tagesmenge von 22 m³ sowie ein Speicherbehälter mit 67 m³ Volumen für ca. drei Tagesmengen für die Zwischenspeicherung mit einzuplanen. Eine vereinfachte Verfahrensskizze mit der Dimensionierung der Aggregate ist in Abbildung 29 aufgeführt.

Abbildung 29
Vereinfachte Verfahrensskizze zum Einsatz des Membranbioreaktors inklusive der Größe aller erforderlicher Anlagenteile (nicht maßstabsgetreu)



Von BDZ 2013 werden für einen Neubau von Membranbioreaktoren für die Behandlung von Abwasser für 50 Einwohner Investitionskosten von 21.400 bis 42.000 € angegeben. Da keine Daten für die Investitionskosten größerer Membranbioreaktoren für die Behandlung von Grauwasser vorliegen, werden hier die vom BDZ (2013) angegebenen Investitionskosten linear hochskaliert und belaufen sich somit auf maximal 330.000 – 650.000 €/a für 777 Einwohner. Es fällt jedoch ein höherer Vorbehandlungsaufwand an, um ein Zusetzen der Membran zu verhindern (Pinnekamp & Friedrich 2006). Die Kosten für alle Anlagenkomponenten, Pumpen, Gebläse, Membranen sowie das Feinsieb sind im Gesamtpreis enthalten.

Betriebskosten werden gemäß BDZ (2013) inklusive Wartungskosten von 125 € bis 200 € für 4 bis 8 EW und Stromkosten von 180 kWh/(E*a) (Rosenwinkel, 2002) für kleine Kläranlagen gerechnet. Da der Klärschlamm bei einem Schlammalter von 10 Tagen noch nicht stabilisiert ist, wird er täglich in den Kanal gepumpt. Reparaturkosten basieren auf konkreten Angebotskalkulationen der Wartungsfirma.

Bei der Annahme von 31,94 Cent/kWh (BDEW 2021a) betragen die Stromkosten maximal ca. 45.000 €/a für 777 Einwohner, während die Wartungskosten auf ca. 20.000 €/a berechnet werden. Die Gesamtbetriebskosten werden auf ca. 65.000 €/a geschätzt, wobei die Kosten für Reparatur und Überwachung nicht berücksichtigt

sind. Kommt es zum Membranfouling, ist zudem der Einsatz von Chemikalien und Arbeiten zum Reinigen der Membranen erforderlich (Pinnekamp & Friedrich 2006). Daher erfordert es einen größeren Aufwand bei der Vorbereitung als bspw. bepflanzte Bodenfilter.

Szenario 3: Wirbelbettreaktoren

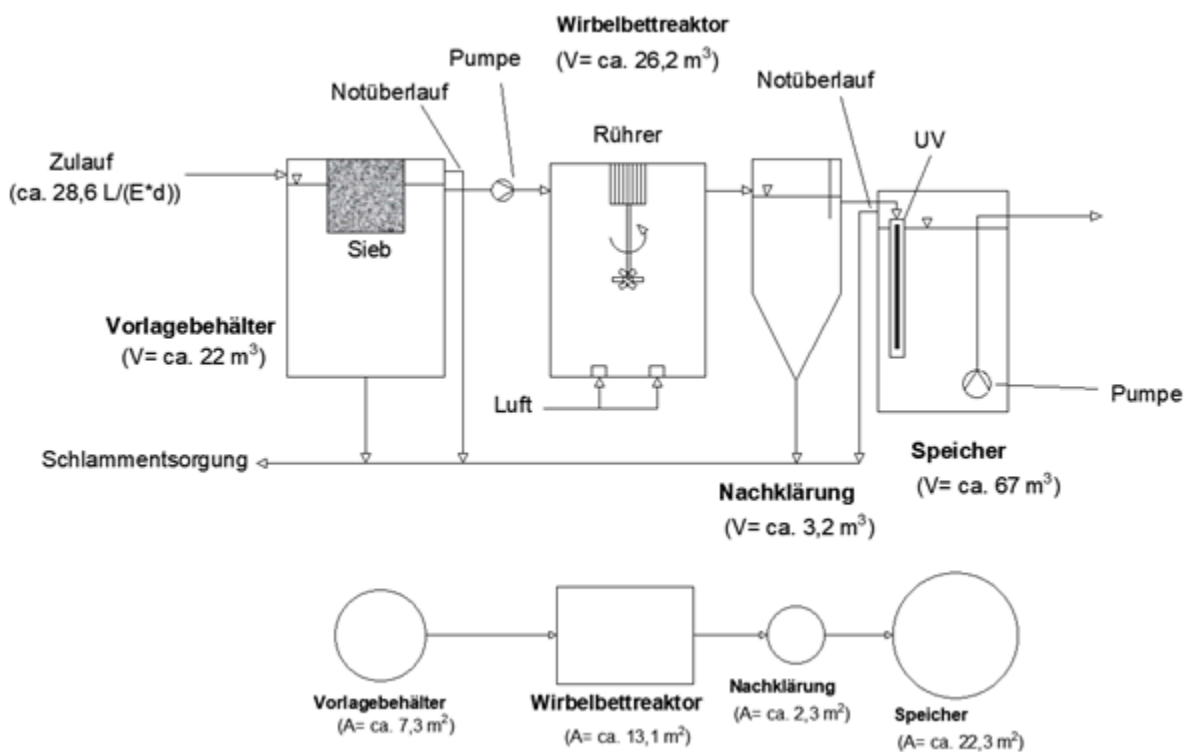
Als dritte Variante werden Wirbelbettreaktoren als technische Verfahren betrachtet. Im Hinblick auf die Qualitätsanforderungen an das Bewässerungswasser und Toilettenspülung können nur die hygienisch-mikrobiologischen Belange zur Überschreitung der Grenzwerte führen. Um eine sichere Hygienisierung zu gewährleisten, ist eine nachgeschaltete Hygienisierungsstufe in Form einer UV-Bestrahlung vorgesehen.

Wie beim Bodenfilter und Membranbioreaktor ist eine grobe Vorbehandlung notwendig. Ein Vorlagebehälter für die Speicherung einer Tagesmenge von 22 m³ ist eingeplant (s. Abbildung 30). Im Vorlagebehälter ist ein Grauwassersieb zur Grobstoffentfernung integriert. Neben der Siebung findet auch die Sedimentation statt, die den Feststoffanteil noch weiter reduziert. Für den Transport des Wassers zur biologischen Stufe ist eine Tauchpumpe vorgesehen.

Das erforderliche Reaktorvolumen für den Wirbelbettreaktor liegt bei ca. 26,2 m³ für 777 Studierende (Vgl. Grobdimensionierung von Grauwasseraufbereitungsanlagen für den Standort Birkenfeld).

Die Oberfläche des Nachklärbeckens beträgt 2,3 m², bei einer angenommenen Durchflusszeit von 3,5 h ergibt sich ein Nachklärbeckenvolumen von 3,2 m³ (Vgl. Grobdimensionierung von Grauwasseraufbereitungsanlagen für den Standort Birkenfeld). Insgesamt ist der Platzbedarf höher als bei der MBR-Anlage, aber deutlich geringer als beim Bodenfilter.

Abbildung 30
Vereinfachte Verfahrensskizze zum Einsatz des Wirbelbettreaktors inklusive der Größe aller erforderlicher Anlagenteile (nicht maßstabsgetreu)



Das notwendige Speichervolumen muss bereitgehalten werden, um Schwankungen auszugleichen. Ein Speichertank mit einem Volumen von ca. drei Tagesmengen, was ca. 67 m³ für die Zwischenlagerung entspricht (Vgl. Grobdimensionierung von Grauwasseraufbereitungsanlagen für den Standort Birkenfeld), ist in

der Planung enthalten. Für hygienische Zwecke ist eine UV-Bestrahlung vorgesehen und in den Speichertank integriert. Das Wasser wird dann mit Hilfe einer weiteren Tauchpumpe gefasst und wiederverwendet.

Laut BDZ 2013 werden für einen Neubau von Anlagen mit freibeweglichen Aufwuchskörpern oder Wirbelbettreaktoren für 50 Einwohner, Investitionskosten von 12.000 bis 14.700 € angegeben. Da keine Daten für die Investitionskosten größere Wirbelbettreaktoren für die Behandlung von Grauwasser vorliegen, werden hier die vom BDZ 2013 angegebenen Investitionskosten linear hochskaliert und belaufen sich somit auf maximal 180.000–220.000 €/a für 777 Einwohner. Die Kosten für alle Anlagenkomponenten, Pumpen, Gebläse, Sieb und UV-Tauchstrahler sind im Gesamtpreis enthalten.

Für die Betriebskosten wird mit einem Stromverbrauch von ca. 147 kWh/(E*a) für Kleinkläranlagen bis 8 EW (Straub 2008) und Wartungskosten von 125 bis 200 Euro für 4 bis 8 EW gerechnet (BDZ 2013). Reparaturkosten basieren auf konkreten Angebotskalkulationen der Wartungsfirma. Da der Klärschlamm bei einem Schlammalter von 10 Tagen noch nicht stabilisiert ist, wird er täglich in den Kanal gepumpt. Bei der Annahme von 31,94 Cent/kWh (BDEW 2021a) betragen die Stromkosten (ohne Berücksichtigung steigender Strompreise) rund 37.000 €/a für 777 Einwohner, während die Wartungskosten auf ca. 18.000 €/a geschätzt werden. Die Gesamtbetriebskosten werden auf ca. 55.000 €/a veranschlagt, wobei die Kosten für Reparatur und Überwachung nicht berücksichtigt sind.

Szenario 4: Rotationstauchkörper

Als vierte Variante werden Rotationstauchkörpern als technisches Verfahren betrachtet. Das Ziel ist dasselbe wie bei den vorangegangenen Behandlungen: Verwendung des aufbereiteten Grauwassers als Bewässerungswasser oder als Ersatz für das Toilettenspülwasser in den angrenzenden Wohnheimen. Um eine sichere Hygienisierung für Bewässerungszwecke und/oder die Toilettenspülung zu gewährleisten, ist eine nachgeschaltete Hygienisierungsstufe in Form einer UV-Bestrahlung im Speicher vorgesehen.

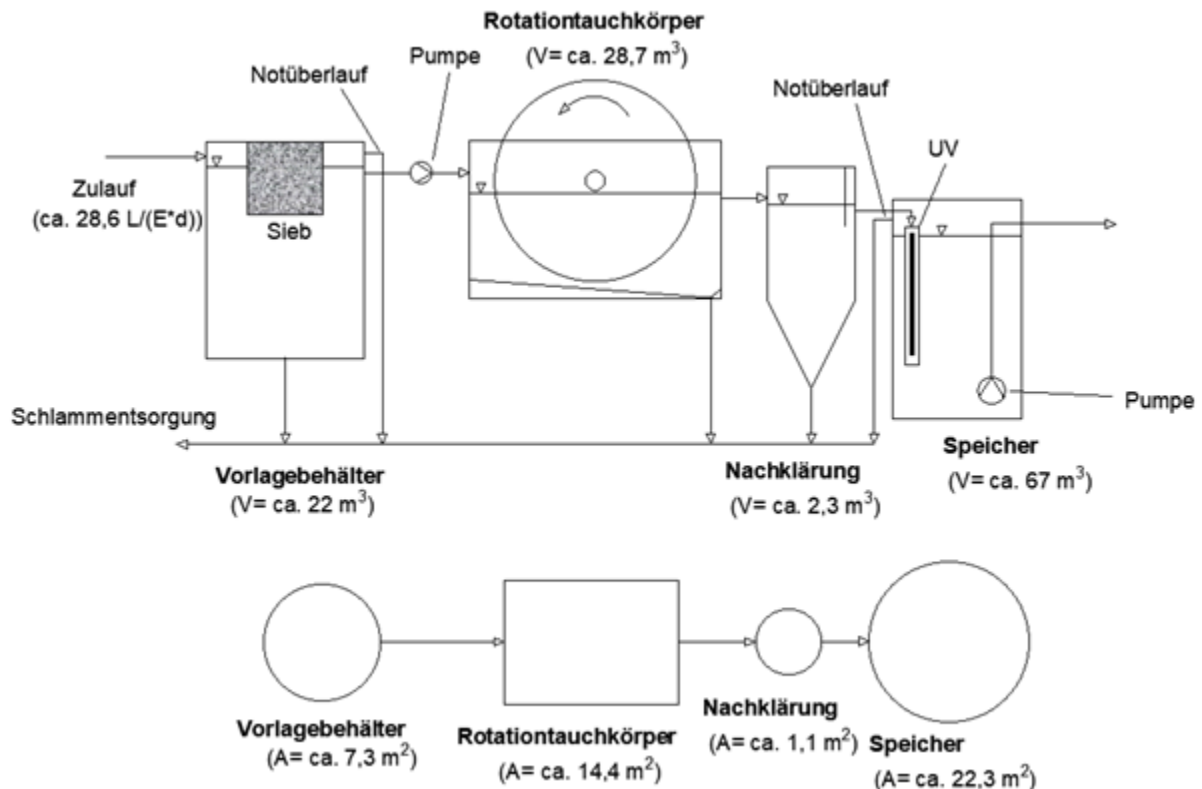
Zur Vorbehandlung wird das Grauwasser zunächst mit einem in den Vorlagebehälter integrierten Grobfilter gesiebt und am Boden des Tanks sedimentiert, wo der überschüssige Schlamm in die Kanalisation transportiert wird. Der Vorlagebehälter sollte die Größe eines Grauwassertagesanfalls entsprechen. Dies entspricht ca. 22 m³. Für den Transport des Wassers zur biologischen Stufe ist eine Tauchpumpe vorgesehen.

Um die Sauerstoffversorgung und die Erhaltung eines dünnen Biofilms zu gewährleisten, ist eine Mindestanzahl von Umdrehungen der Walze erforderlich. Der durch die Rotation eingebrachte Sauerstoff ist ausreichend und wird nicht zum limitierenden Faktor für die Nitrifikation, wenn mindestens 40 % der Scheiben-/Walzenfläche ständig aus dem Wasser ragen.

Tauchkörper sind abgedeckt geplant, da bei offenen Tauchkörpern im Winter Probleme mit Eisbildung auftreten können. Um eine schädliche Anreicherung der gasförmigen Produkte der Abwasserreinigung zu vermeiden und immer ausreichend Luftsauerstoff bereitzustellen, ist im Raum oberhalb der Rotationstauchkörper ein ungehinderter Luftaustausch sicherzustellen. Einstufige Scheibentauchkörper mit Abstand der Scheiben von 15 mm sind vorgesehen. Die Oberfläche des Rotationstauchkörpers liegt bei ca. 4304 m² bzw. 5,5 m²/E (für 777 Einwohner). Bei der Aufbereitung des schwach belasteten Grauwassers mit Kücheneinflüssen von 777 Studierenden wären ca. 28,7 m³ Wannenvolumen notwendig. Durch ein leichtes Gefälle am Boden des Beckens kann ein zusätzlicher Schlammabzug erreicht werden.

Abbildung 31

Vereinfachte Verfahrensskizze zum Einsatz des Rotationstauchkörpers inklusive der Größe aller erforderlicher Anlagenteile (nicht maßstabsgetreu)



Die Nachklärbecken von Rotationstauchkörpern werden mit kleinen Schlammengen beschickt, die sich normalerweise problemlos absetzen. Die erforderliche Beckenoberfläche liegt bei einem stündlichen Zufluss von $0,9 \text{ m}^3/\text{h}$ und einer zulässigen Flächenbeschickung von $0,8 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ somit bei $1,1 \text{ m}^2$. Die Durchflusszeit sollte nicht kleiner als $2,5 \text{ h}$ sein (s. Anlage 23). Das Volumen liegt somit mit einer angenommenen Durchflusszeit von $2,5 \text{ h}$ bei $2,3 \text{ m}^3$. Für die Absetzleistung und Schlammfassung im Nachklärbecken hinter Rotationstauchkörpern ist die Beckenform nicht entscheidend.

Nach der Nachklärung wird das Grauwasser in den Speicher mit dem Volumen von 67 m^3 transportiert, wo die UV-Bestrahlung stattfindet. Danach wird das Wasser mit Hilfe einer weiteren Tauchpumpe entnommen und für die verschiedenen im Kapitel „Gegenüberstellung des Wasserbedarfs und Wasseranfalls“ genannten Zwecke verwendet.

Laut BDZ 2013 werden für ein Neubau von Rotationstauchkörper für 50 Einwohner, Investitionskosten von 19.400 bis 23.300 € angegeben. Da keine Daten für die Investitionskosten größere Wirbelbettreaktoren für die Behandlung von Grauwasser vorliegen, werden hier die vom BDZ (2013) angegebenen Investitionskosten linear hochskaliert und belaufen sich somit auf maximal 300.000 – 360.000 €/a für 777 Einwohner. Die Kosten für alle Anlagenkomponenten, Pumpen, Sieb und UV-Tauchstrahler sind im Gesamtpreis enthalten.

Laut BDZ 2013 wird bei den Betriebskosten mit einem Stromverbrauch von $109 \text{ kWh}/(\text{E} \cdot \text{a})$ und Wartungskosten von 125 bis 200 Euro für 4 bis 8 EW gerechnet. Reparaturkosten basieren auf konkreten Angebotskalkulationen der Wartungsfirma. Da der Klärschlamm bei einem Schlammalter von 10 Tagen noch nicht stabilisiert ist, wird er täglich in den Kanal gepumpt. Bei der Annahme von 31,94 Cent/kWh (BDEW 2021a) betragen die Stromkosten ca. 27.000 €/a für 777 Einwohner, während die Wartungskosten auf ca. 16.000 €/a geschätzt werden. Die Gesamtbetriebskosten werden auf ca. 43.000 €/a veranschlagt, wobei die Kosten für Reparatur und Überwachung nicht berücksichtigt sind.

Vergleich der Szenarien

In Tabelle 41 wird der Vergleich aller vier Szenarien anhand der erforderlichen Anlagenkomponenten, des Flächenbedarfs und der geschätzten Investitions- und Betriebskosten dargestellt. Hinsichtlich des Flächenbedarfs benötigt der Membranbioreaktor die geringste Fläche von insgesamt 42 m², während der vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter mit allen Anlagenkomponenten etwa 1.078 m² benötigt. Wirbelschichtreaktoren und Rotationstauchanlagen, die beide ca. 53 m² Fläche erfordern, benötigen ebenfalls deutlich weniger Platz als bei Bodenfilter. Damit ist der Platzbedarf der technischen Verfahren in einer ähnlichen Größenordnung, was insbesondere an den gleichen Annahmen für eine Vorlage und einen nachgeschalteten Speicher für das behandelte Grauwasser liegt.

Was die Investitionskosten betrifft, würde der Membranbioreaktor mit geschätzten 330.000 – 650.000 € am teuersten sein. Am günstigsten ist der Wirbelbettreaktor mit 180.000 - 220.000 €, danach folgen die Rotationstauchkörper mit 300.000 - 360.000 € und die Bodenfilter mit geschätzten 250.000 €. Bezüglich der Betriebskosten ist der Membranbioreaktor mit ca. 65.000 €/a am teuersten, auch kann ein Austauschen der Membranen bei Verringerung des Fluxes erforderlich werden. Der große Vorteil der MBR ist die Hygienisierung und die Feststofffreiheit des behandelten Grauwassers. Der Bodenfilter ist mit ca. 15.000 €/a Betriebskosten am günstigsten. Bei allen Varianten ist zu beachten, dass die Kosten nur approximativ angegeben sind und von den tatsächlichen Kosten abweichen können.

Obwohl der Bodenfilter einen hohen Flächenbedarf hat, ist er aufgrund des Platzdargebots am UCB für diesen Standort durchaus geeignet und kann gut in die Landschaft eingegliedert werden. Es ist ein einfach zu betreibendes Verfahren und sehr gut für dezentrale Lösungen geeignet. Ein weiterer Vorteil ist, dass kein Überschussschlamm anfällt. Neben dem ästhetischen Mehrwert, welcher das Wohlbefinden der UCB-Angehörigen fördert (soziale Vorteile), werden durch den Bodenfilter ebenfalls kleinräumliche klimatische Effekte durch Evapotranspiration erzielt und die Biodiversität gefördert, was sich positiv auf die Umwelt und das Mikroklima auswirkt (ökologische Vorteile). Zudem sind die Betriebskosten eines Bodenfilters im Vergleich zu anderen Verfahrenstechniken am geringsten. Insbesondere der deutlich geringere Energiebedarf im Vergleich zu anderen Verfahren weist ebenfalls unter Umweltgesichtspunkten Vorteile auf. Zusätzlich könnten bepflanzte Anlagen am Campus die Bewusstseinsbildung und die Wissensverbreitung über eine naturbasierte Lösung mit insgesamt positiven Auswirkungen auf die Lebensqualität von Anwohnern, Studierenden, Lehrkräften und anderen Mitarbeitern erheblich fördern. Neben dem hohen Platzbedarf sind eine ggf. reduzierte Reinigungsleistung im Winter und die notwendige zusätzliche Desinfektion bei der Verwendung als Toilettenspülwasser und Bewässerungswasser weitere Nachteile dieses Verfahrens gegenüber einer Membranbelebungsanlage.

Unter den technischen Verfahren wäre der Membranbioreaktor mit seinem vollständigen Feststoff- und gutem Keimrückhalt auf begrenztem Raum am besten vorteilhaft. Ein Nachteil dieses Verfahrens ist jedoch der hohe Vorbehandlungsaufwand, das Membranfouling sowie der hohe Energiebedarf und die hohen Betriebskosten. Für Wirbelbettreaktor und Rotationstauchkörper, die zu den bereits bekannten Festbettverfahren gehören, liegt der Vorteil im Vergleich zum MBR bei einem geringeren Energieverbrauch, nachteilig ist die notwendige Desinfektion bei Verwendung als Toilettenspülwasser.

Tabelle 41

Vergleich der erforderlichen Anlagenkomponenten, des Platzbedarfs und der geschätzten Investitions- und Betriebskosten für 4 verschiedene Szenarien (BDZ 2013; Bayerisches Landesamt für Umwelt 2011; Straub 2008; Rosenwinkel 200)

		Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4
		Vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter	Membranbioreaktor	Wirbelbettreaktor	Rotationstauchkörper
Erforderliche Anlagenkomponenten	Vorlagebehälter	7,3 m ²			
	Biologische Stufe	1040 m ²	4 m ²	13,1 m ²	14,4 m ²
	Nachklärbecken	-	-	2,3 m ²	1,1 m ³
	Speicher	22,3 m ²			
	Arbeitsraum	8 m ²			
	Flächenbedarf	1078 m ²	42 m ²	53 m ²	53 m ²
Investitionskosten für 777 EW	Summe	Ca. 250.000 €	330.000 – 650.000 €	180.000- 220.000 €	300.000 -360.000 €
Betriebskosten für 777 EW	Reparaturkosten	auf Basis konkreter Angebotskalkulation der Wartungsfirma			
	Schlammensorgung	-	-	-	-
	Stromkosten	Sehr gering	45.000 €/a	37.000 €/a	27.000 €/a
	Wartungskosten	Ca. 15.000 €/a	20.000 €/a	18.000 €/a	16.000 €/a
	Summe	15.000 €/a	65.000 €/a	55.000 €/a	43.000 €/a

Zusammenfassung und Fazit der Grauwasseranalysen

Hinsichtlich der Beschaffenheit und des Anfalls von schwach belastetem Grauwasser mit Einflüssen aus dem Küchenbereich (30% der E verfügen über eine Küche) konnte festgestellt werden, dass es zu großen Schwankungen in Bezug auf die Menge und Zusammensetzung des Grauwassers kommt. Dies ist insbesondere auf die geringe Größe des Systems mit nur wenigen angeschlossenen Einwohnern zurückzuführen. Weiterhin könnte die Corona-Pandemie einen maßgeblichen Einfluss darauf gehabt haben, da zu keiner Zeit eine vollständige Belegung des Wohnheims zu verzeichnen war, weshalb das Verhalten einzelner Personen stärker ins Gewicht fällt. Der Median der CSB-Konzentration des Grauwassers am UCB beträgt 459 mg/l und liegt damit zwischen den in der Literatur angegebenen Werten für schwach belastetes Grauwasser und Küchenabwasser. Die Medianwerte der N_{ges}- und AFS-Konzentration im untersuchten Grauwasser wurden entsprechend mit 19 mg/l und 189 mg/l gemessen, was zwischen den Literaturwerten für schwach belastetes Wasser und Küchenabwasser liegt. Das liegt vor allem daran, dass Küchenabwasser einen wesentlichen Einfluss auf die CSB-, AFS- und N_{ges}-Konzentration haben kann. Die Phosphorkonzentration ist mit 2 mg/l wesentlich geringer als in der Literatur angegeben, was vermutlich darauf zurückzuführen ist, dass kein Geschirrspüler oder keine Waschmaschine angeschlossen war. Der mittlere pH-Wert im untersuchten Grauwasser lag bei pH 7,4, was den Literaturwerten entspricht, während die elektrische Leitfähigkeit mit dem Median von 273 µS/cm deutlich niedriger war.

Es konnten keine nennenswerten Unterschiede des Grauwasseranfalls in Abhängigkeit des betrachteten Lastfalls (Sommer, Winter, vorlesungsfrei, Vorlesungszeit) festgestellt werden. Lediglich im Sommer, während der Vorlesungszeit, wurden etwas höhere Grauwassermengen verzeichnet, was auf den erhöhten Wasserverbrauch im Sommer z.B. durch häufigeres Duschen und/oder eine sich leicht entspannende Corona-Situation zurückzuführen sein könnte. Da keine verlässlichen Daten zur Belegung erhoben werden konnten, wurde die repräsentative mittlere Grauwassermenge aus dem gesamten Messzeitraum berechnet und beträgt 343 l/d bzw. 28,6 l/(E_{GW}*d), was unter den Literaturwerten nach DWA-M 277 2017 liegt. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die Mengen außerhalb der Corona-Pandemie bei vollbesetztem Wohnheim wesentlich größer ausfallen würden. Trotz wesentlicher Einschränkungen durch die Corona-Pandemie konnten im Projekt wesentliche Erkenntnisse zur Zusammensetzung von Grauwasser gewonnen werden, was weder aus allen Grauwasserströmen besteht noch ein typisches schwachbelastetes Grauwasser ist, sondern ein schwach belastetes Grauwasser mit teilweisen Einflüssen aus dem Küchenbereich (rechnerisch 30% der E) darstellt. Die hier gewonnenen Erkenntnisse stehen in der Form in der Literatur noch nicht zur Verfügung.

Zur Bemessung der Grauwasseranlagen wurde der 85-Perzentilwert über den gesamten Betrachtungsraum Oktober 2020 - September 2021 herangezogen. Der maßgebende 85-Perzentil-Wert der CSB-Fracht lag bei 460 g/d bzw. 38,3 g/(E_{GW}*d). Nach Abmilderung um 30 % liegt die CSB-Fracht im Zulauf des Belebungsbeckens somit bei 26,8 g/(E*d), was bei einem Anschluss von 777 Einwohnern ca. 20,8 kg/d entspricht. Bei der Bemessung der vier Aufbereitungsverfahren wurde deutlich, dass der Membranbioreaktor allein den geringsten Raum- und damit auch Flächenbedarf im Vergleich zu den anderen Verfahren aufweist. Das relativiert sich aber bei Betrachtung aller erforderlichen Anlagenteile erheblich, da bei Berücksichtigung der Vorlage und des Speicherbeckens nur noch kleine Unterschiede im Flächenbedarf (im Bereich 42 bis 53 m²) zwischen den drei technischen Verfahren MBR, Wirbelbettreaktor und Rotationstauchkörper bestehen.

Jedoch weisen MBR-Anlagen einen hohen Wartungsaufwand und hohe Betriebskosten auf, was deren Einsatz einschränken kann.

Den größten Flächenbedarf haben vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter als naturnahes Verfahren mit ca. 1.040 m² bzw. ca. 1.078, inklusive peripherer Aggregate. Jedoch ist das Verfahren sehr einfach zu betreiben und hat neben den ästhetischen Aspekten auch positive Einflüsse auf das Mikroklima.

Die Nutzungsmöglichkeiten des anfallenden Grauwassers können vielfältig sein. In diesem Bericht wurde vor allem die Nutzung zur Bewässerung und als Toilettenspülwasser näher beleuchtet. Hinsichtlich der Nutzung als Bewässerungswasser konnte festgestellt werden, dass mit ca. 777 Studierenden, die am UCB wohnhaft sind, nur eine Bewässerung von Teilflächen am Campus während der Sommermonate erfolgen kann. Immerhin kann jedoch nach derzeitiger durch die Corona-Pandemie beeinflusster Datenlage eine Fläche von ca. 7.100 m² bewässert werden. Zur Deckung des Toilettenspülwassers in den Wohnungen stünde zu jeder Zeit ausreichend Grauwasser zur Verfügung, da der Anfall des Grauwassers pro Einwohner und Tag größer ist als der Bedarf an Toilettenspülwasser pro Einwohner und Tag, obwohl der Wasserverbrauch der Vakuumtoiletten in Birkenfeld mit 15 l/(E_{sw}*d) deutlich höher als in der Literatur beschrieben war.

Um das gereinigte Grauwasser möglichst weitgehend zu nutzen, könnte die Bewässerung mit der Toilettenspülung mittels aufbereiteten Grauwasser kombiniert werden, denn es wird nur von März bis Oktober bewässert und im Winter steht überschüssiges Wasser zur Verfügung, welches z. B. zur Toilettenspülung eingesetzt werden könnte. In dieser Zeit könnte die Toilettenspülung für alle 777 Bewohner abgedeckt werden, und es bliebe noch Grauwasser für Reinigungszwecke übrig. Eine weitere Option, die in Zukunft in Betracht gezogen werden sollte, ist die Einbindung von Regenwasser.

Die Anforderungen an die Nutzungen können von allen Verfahrenstechniken größtenteils eingehalten werden. Abgesehen von den Membranbioreaktoren stellt jedoch bei allen Verfahrenstechniken die Einhaltung der hygienisch-mikrobiologischen Anforderungen eine Herausforderung dar. Diese machen es erforderlich, dass eine weitere Hygienisierungsstufe durch bspw. UV-Tauchstrahler mit eingeplant wird. Weiterhin erfolgt bei keinem der Verfahren eine gezielte Reduktion des Salzgehaltes.

Für das Aufbereitungskonzept am UCB wurden vier Varianten betrachtet. Diese umfassen den bepflanzten Bodenfilter als naturnahes Verfahren, den Membranbioreaktor, den Wirbelbettreaktor und einen Rotationstauchkörper als technisches Verfahren. Membranbioreaktoren können vor allem durch ihre sehr gute Reinigungsleistung mit einem weitgehenden keim- und feststofffreien Ablauf vorteilhaft sein, während bepflanzte Bodenfilter sehr einfach zu betreiben sind und wesentlich geringere Betriebskosten aufweisen und gut in die Landschaftsgestaltung eingebunden werden können.

Der hier durchgeführte Vergleich ermöglicht eine grundsätzliche Beurteilung der Eignung der untersuchten Verfahren für die vorgesehenen Nutzungen am Standort UCB sowie die Beurteilung hervorstechender Vor- und Nachteile der jeweiligen Verfahren. Es wird aber darauf hingewiesen, dass es sich um eine grobe Bemessung zur Abschätzung des Flächenbedarfes handelt, aber nicht um eine detaillierte Bemessung als Entwurfsgrundlage. Auch die ermittelten Investitions- und Betriebskosten geben nur einen groben Kostenrahmen vor und sind bei genauerer Planung im Rahmen einer Kostenermittlung zu konkretisieren.

Vor einer Festlegung auf eines der untersuchten Verfahren sollten auch die ermittelten Wassermengen, Frachten- und Konzentrationen nach der Corona-Pandemie verifiziert werden. Es wird vermutet, dass danach der Wasseranfall wesentlich höher sein wird und somit auch die Bemessungsparameter der Anlagen größer ausfallen könnten. Gleichzeitig stünden dann auch größere Brauchwassermengen am UCB zur Verfügung.

Zentrale Grauwasseraufbereitung auf dem Campus-Gelände

Bei der Umsetzung der zentralen Grauwasseraufbereitung auf Campus-Ebene bieten sich, wie in Entwicklung eines Aufbereitungskonzepts für den UCB aufgezeigt, verschiedene Aufbereitungstechniken an:

- Vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter
- Membranbioreaktor
- Wirbelbettreaktor
- Rotationstauchkörper.

Tabelle 41 zeigt, dass die einzelnen Techniken sich hinsichtlich der benötigten Investitions- und Betriebskosten sowie der benötigten Grundfläche zur Installation der Aufbereitungsanlage unterscheiden. Aus wirtschaftlicher Betrachtung weisen der Wirbelbettreaktor und der vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter die geringsten Anschaffungskosten auf und wurden daher weiter in einer Kostenvergleichsrechnung aus ökonomischer Perspektive untersucht. Neben den Kosten ist im Allgemeinen auch der Platzbedarf ein entscheidendes Kriterium zur Auswahl der Grauwasseraufbereitungsanlage. Allerdings gibt es auf dem Gelände des Umwelt-Campus genügend freie Flächen, welche von der Campus Company kostenlos zur Verfügung gestellt werden könnten, daher ist das Kriterium „Flächenbedarf“ in diesem Fall untergeordnet.

Bei der Kostenvergleichsrechnung der beiden Verfahren wird ein Betrachtungsszenario mit einer Laufzeit von 60 Jahren angenommen. Es wird von Reinvestitionen nach 15, 30 sowie 45 Jahren, von konstanten Betriebskosten und einem Zinssatz von 3 % p.a. bei beiden Verfahren ausgegangen. Tabelle 42 gibt eine Übersicht über die Ergebnisse der Kostenvergleichsrechnung, eine Herleitung der Gesamtrechnung befindet sich im Anhang.

Tabelle 42
Ergebnisse der Kostenvergleichsrechnung Grauwasseraufbereitung

Kriterium	Bodenfilter	Wirbelbettreaktor
Erstanschaffungskosten (inkl. Infrastruktur)	502.100 €	578.295 €
Betriebskosten p.a.	15.000 €	55.000 €
Projektkostenbarwert (netto)	931.112 €	2.162.576 €
Jahreskosten (netto)	33.644 €	77.753 €
Spez. Wasserpreis /m ³ (netto)	4,15 €	9,60 €

Insgesamt weist der Bodenfilter mit rund 931.000 € (netto) im Vergleich zum Wirbelbettreaktor mit etwa 2.162.000 € (netto) einen deutlich geringeren Projektkostenbarwert auf. Dies lässt sich insbesondere auf die deutlich geringeren Betriebskosten über die gesamte Projektlaufzeit zurückführen. Die spezifischen Wasserpreise bei der dezentralen Grauwasseraufbereitung liegen pro m³ beim Bodenfilter bei 4,15 € (netto) und beim Wirbelbettreaktor bei mehr als dem doppelten (9,60 € netto). Da in der Verbandsgemeinde Birkenfeld die Verbrauchsgebühr je m³ Trinkwasser bei netto 2,99 € (zzgl. 7% Umsatzsteuer) und die Schmutzwassergebühr bei 2,50 € pro m³ liegen, ergibt sich unter Einbezug der angesetzten Frischwassermenge von 90 %, ein spezifischer Preis von 5,45 € pro m³ Wasser (Verbandsgemeinde Birkenfeld, 2022). Bei den Berechnungen wurden flächenbezogene Abwasserentgelte sowie haushaltsübliche flächen- und mengenunabhängige Entgelte nicht berücksichtigt. Folglich wird auf Basis der angenommenen Kostenparameter die Grauwasseraufbereitung mittels Wirbelbettreaktor sich eindeutig nicht als wirtschaftlich

erweisen. Die Variante mit dem Bodenfilter erscheint ökonomisch sinnvoll und sollte im Weiteren deduktiv untersucht werden, um eine eindeutige Aussage treffen zu können. Zu beachten ist, dass die beiden wirtschaftlichen Szenarien keine möglichen Mehrkosten aus dem „Inhouse“-Bereich (Mehrkosten neuartige Sanitäreinrichtung) berücksichtigen, da diese im privaten Bereich liegen.

Eine Übertragung der Kosten aus dem aktuell vorliegenden Leistungsverzeichnis ergäbe für die gesamten Wohnheime eine Anfangsinvestition von rund 2,2 Mio. Euro netto bzw. 2,6 Mio. Euro brutto (bei 351 Toiletten). Diese Summe enthält Demontearbeiten für die vorhandene Sanitärtechnik, den Umbau der Bestands-Entwässerungsleitung, die Installation und das Material der neuen Vakuum-Toiletten sowie damit verbundene Unterdruckentwässerung und die Abfallentsorgung der Bauphase. Zusätzlich wird pauschal mit 15 % Planungs- und Nebenkosten für die Baustelleneinrichtung kalkuliert. Im vorliegenden Fall der Wohnhäuser ist somit von rund 6.300 € netto Anfangsinvestition pro Toilette auszugehen (kompletter Anschluss). In folgender Tabelle erfolgt eine Übersicht für die anfallenden Inhouse-Kosten auf Wohnungsebene. Ausgaben für eine zentrale Vakuumstation und Kosten für die Unterbringung der Bewohner während der Bauphase wurden dabei nicht berücksichtigt.

Tabelle 43:
Abschätzung Inhouse-Kosten bei Übertragung auf die Wohnheime

Abschätzung Inhouse-Kosten	
Demontearbeiten	191.273 €
Umbau Bestands-Entwässerungsleitungen	38.989 €
Vakuum Toiletten	948.062 €
Unterdruckentwässerung WC	741.628 €
Abfallentsorgung	3.112 €
Zwischensumme	1.923.064 €
Pauschale Planungs- & Nebenkosten 15 %	288.460 €
Summe (netto)	2.211.523 €
Summe inkl. 19 % MwSt.	2.631.713 €

Würde man ebenfalls diese Inhouse-Mehrkosten für die Umrüstung im Bestand auch bei der ökonomischen Bewertung der Grauwasseraufbereitung berücksichtigen, würde dies eindeutig zum Fazit der Unwirtschaftlichkeit führen. Bereits ohne Einbezug einer zentralen Vakuumstation würde der Bodenfilter nun einen spezifischen Wasserpreis von rund 14 € (netto) pro m³ aufweisen (Vgl. Anlage 1: Kostenvergleichsrechnung 3: Bodenfilter inklusive Abschätzung Inhouse-Kosten (ohne zentrale Vakuumstation)). Solange keine Rechtsvorgabe die Umrüstung der Inhouse-Technik vorschreibt, macht aus rein ökonomischer Perspektive eine Übertragung auf die weiteren Wohnheime oder andere Projekte, bei denen im Bestand umgerüstet werden soll, somit keinen Sinn. Allerdings sollte die Wirtschaftlichkeit der Grauwasseraufbereitung getrennt von den Inhouse-Kosten betrachtet werden. Die Inhouse-Maßnahmen können die Wertigkeit bzw. den Bauwert des Gebäudes steigern. Aus Sicht des Betreibers der Aufbereitungsanlage sind diese allerdings nicht relevant. Bei einer Kernsanierung oder beim Neubau könnte das Fazit anders ausfallen, da hierbei ebenfalls die Investitionskosten für die konventionelle Sanitärtechnik in den Vergleich einbezogen werden müsste.

Verwertung der Ressourcenströme Schwarzwasser (und Bioabfall)

Zielsetzung war es, das Schwarzwasser bzw. die Schwarzwasser-Biomüll-Mischung auf die anaerobe Abbaubarkeit zum Zwecke der Biogasproduktion hin zu überprüfen. Die Ergebnisse dienen der Auslegung der am UCB geplanten Biogasanlage zur Behandlung der Schwarzwasser-Speiserest-Mischung. Dazu wurden zum einen Methanertragstests des Schwarzwassers und der Speisereste durchgeführt. Zum anderen wurden kontinuierliche Gärtests zur Ermittlung von Raumbelastung und Verweilzeit durchgeführt. Dabei wurde der konventionelle einstufige Betrieb mit dem zweistufigen Biogasanlagen verglichen. Flankiert wurden diese Untersuchungen mit Analysen zu Nährstoff-/Hemmstoffgehalten des Substrates und Schwermetallgehalten des Gärrestes.

Die Methanertragstests des Schwarzwassers und des Bioabfalls dienen der Ermittlung des erwartbaren Methanertrages und damit der Leistung der Biogasanlage. Bei der Durchführung wurde ein besonderes Augenmerk auf den Einfluss der Betriebszustände (Vorlesungszeit vs. Vorlesungsfreie Zeit) des Campus gelegt, da sich dadurch die Anzahl der Bewohner des Campus stark ändert und damit auch der Schwarzwasseranfall. Einen noch stärkeren Einfluss auf die zu erwartende Energieproduktion der Biogasanlage hat der Anfall an Speiseresten der Mensa. Deren Betrieb wird während der Semesterferien stark gedrosselt oder sogar eingestellt. Die Vorlesungszeit bzw. die Semesterferien entsprechen damit in etwa dem Vollastbetrieb bzw. dem Teillastbetrieb der Biogasanlage.

Methanertragstest

Probenahme des Schwarzwassers

Der Versuchsplan der Schwarzwasserbeprobung wurde mit dem der Grauwasserbeprobung durch die TU Kaiserslautern (AP3b) abgeglichen, um eine bessere Datenqualität zu erreichen. Es wurden zwei Probenahmezeiträume, im November 2020 (Vorlesungszeit) und im März 2021 (Semesterferien) festgelegt. An jeweils 5 Probenahmetagen wurde jeweils ein Liter Schwarzwasser aus dem Sammeltank, nach dessen Durchmischung, entnommen und zur späteren Analyse eingefroren. Um Einflüsse durch die Analytik zu vermeiden, wurden die November- und die März-Proben in einem gemeinsamen Batch-Ansatz auf Ihren Methanertrag hin untersucht.

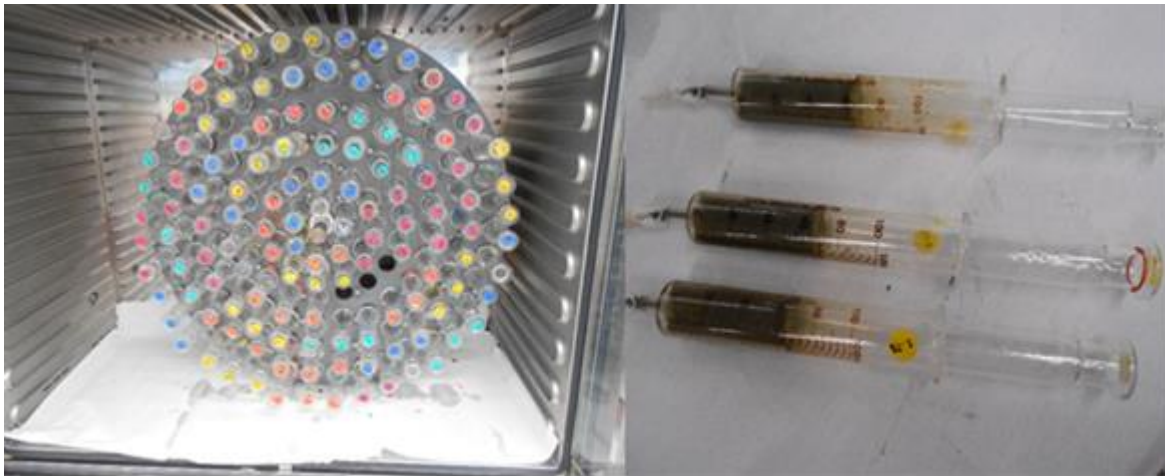
Verwendete Messverfahren

Die Methanpotentiale der einzelnen Proben wurden mit dem Hohenheim Biogasertragstest nach VDI 4630 bestimmt (VDI, 2006). Dabei ist es laut VDI 4630 das Ziel, den maximalen Methanertrag sowie den maximalen Biogasertrag über den Batch Versuch zu ermitteln, um gleichzeitig Angaben zur Abbaugeschwindigkeit oder auch Hemmung eines Substrates treffen zu können. Als Gärtest-Verfahren wurde der Hohenheim Biogasertragstest (HBT) gemäß den entsprechenden Vorgaben der VDI-Richtlinie 4630 angewandt (Helffrich u. Oechner, 2003) (Abbildung 32). Als Fermenter dienen dabei 100 ml fassende Glasspritzen mit Graduierung und Kapillaransatz sowie einem beweglichen Verschluss. Alle Varianten wurden in dreifacher Wiederholung getestet und aus diesen die Mittelwerte für die Gas- und Methanerträge gebildet. Nach dem Start eines HBT-Versuches beginnen nach einer sogenannten "Lag-Phase" die Abbauvorgänge durch die Mikroorganismen. Die dabei produzierten Mengen an gebildetem Gas, sowie deren Methangehalte mehrmals täglich bestimmt und protokolliert. Eine Messung wird immer dann durchgeführt, wenn in einer Variante über 20 ml Gas produziert wurden. Zu Beginn jeder Messung sind die Temperatur im Wärmeschrank und der Luftdruck zu bestimmen, um die Ergebnisse der Gasmessungen auf Normalbedingungen (273 K, 1013 hPa) umrechnen zu können. Durch Ablesen auf der Spritzenskala kann das gebildete Gasvolumen bestimmt werden. Um wiederum den Methangehalt davon zu bestimmen, wird anschließend mithilfe von SICAPENT® das entfeuchtete Biogas in einen Gasmittel geleitet, wodurch der Methangehalt über nicht-dispersive

Infrarotspektroskopie analysiert und gemessen wird („Advanced Gasmitter“, Pronova Analysetechnik, Berlin, Deutschland). Um Messfehler und Ungenauigkeiten zu vermeiden, wird das Messgerät vor und nach jeder Messung durch Spülung mit Luft und Normgas (60% Methan (CH₄) und 40% Kohlenstoffdioxid (CO₂) (G325792, Westfalen AG, Münster, Deutschland)) kalibriert. Zuletzt wird noch der Rückstellwert des Kolbens anhand der Spritzenskala abgelesen und notiert, um ihn danach wieder in den sogenannten Brutschrank zurückzustecken.

Die Versuchsdauer beträgt nach VDI 4630 35 Tage bei einer Brutschranktemperatur von 37 °C. Als Inoculum wurde der Fermenterinhalt eines kontrolliert angezogenen 400l Biogasreaktor verwendet. Weitere Informationen dazu sind in <https://doi.org/10.3390/app10072589> zu finden.

Abbildung 32
Versuchsaufbau nach dem Hohenheimer Biogas-Ertragstest (HBT) zur Bestimmung der Methanertragspotentiale verschiedener Substrate



Quelle: Hülsemann (2021)

Ergebnisse

In der folgenden Tabelle 44 sind die Biogas- und Methanerträge sowie die Methangehalte der untersuchten Schwarzwasserproben dargestellt. Die Probennummern 001 bis 006 beschreiben die Proben mit Probenahmedatum November, 2021, die Proben 007 bis 012 die aus der vorlesungsfreien Zeit (März, 2022). Die spezifischen Erträge wurden auf die zugeführte Frischmasse bezogen.

Auffallend sind die sehr hohen Methangehalte, die bei den Laboruntersuchungen ermittelt wurden. Diese liegen im Mittel sämtlicher Untersuchungen bei 82,5 %, was z.B. deutlich über den Methangehalten liegt, die bei der Vergärung von nachwachsenden Rohstoffen erzielt werden (ca. 52 %). Diese sehr hohen Anteile an Methan führen zu einem hohen Brennwert des erzeugten Biogases.

Tabelle 44

Biogas- und Methanerträge sowie Methangehalte der untersuchten Schwarzwasserproben

Probenbezeichnung	Methan- gehalt [% Vol.]	Spezifischer Gasertrag [l/l FM]	Spezifischer Methanertrag [l/l FM]	Mittelwert Spezifischer Methanertrag [l/l FM]	Proben- nahme	Mittelwert Spez. Methan- ertrag [l/l FM]
Schwarzwasser SZ 2020-001					Probennahme November (Semester)	0,0095
Schwarzwasser SZ 2020-001	81	0,016	0,0127	0,012		
Schwarzwasser SZ 2020-001	81	0,014	0,0115			
Schwarzwasser SZ 2020-002	87	0,007	0,0064	0,006		
Schwarzwasser SZ 2020-002	90	0,006	0,0057			
Schwarzwasser SZ 2020-002	93	0,007	0,0068			
Schwarzwasser SZ 2020-003	77	0,016	0,0121	0,012		
Schwarzwasser SZ 2020-003	80	0,013	0,0107			
Schwarzwasser SZ 2020-003	79	0,018	0,0141			
Schwarzwasser SZ 2020-004	78	0,012	0,0094	0,010		
Schwarzwasser SZ 2020-004	85	0,012	0,0100			
Schwarzwasser SZ 2020-004	82	0,014	0,0113			
Schwarzwasser SZ 2020-005	80	0,010	0,0082	0,009		
Schwarzwasser SZ 2020-005	82	0,010	0,0079			
Schwarzwasser SZ 2020-005	86	0,013	0,0107			
Schwarzwasser SZ 2020-006	82	0,009	0,0072	0,007		
Schwarzwasser SZ 2020-006	89	0,008	0,0075			
Schwarzwasser SZ 2020-006	88	0,007	0,0064			
Schwarzwasser SZ 2020-007	79	0,010	0,0082	0,008	Probennahme März (Vorlesungsfreie Zeit)	0,0066
Schwarzwasser SZ 2020-007	76	0,010	0,0074			
Schwarzwasser SZ 2020-007	79	0,009	0,0070			
Schwarzwasser SZ 2020-008	74	0,011	0,0080	0,008		
Schwarzwasser SZ 2020-008	72	0,009	0,0062			
Schwarzwasser SZ 2020-008	84	0,010	0,0084			
Schwarzwasser SZ 2020-009	94	0,006	0,0052	0,005		
Schwarzwasser SZ 2020-009	74	0,007	0,0050			
Schwarzwasser SZ 2020-009	85	0,007	0,0059			
Schwarzwasser SZ 2020-010	84	0,011	0,0089	0,008		
Schwarzwasser SZ 2020-010	91	0,007	0,0065			
Schwarzwasser SZ 2020-010	90	0,006				
Schwarzwasser SZ 2020-011	78	0,012	0,0090	0,007		
Schwarzwasser SZ 2020-011	79	0,010	0,0078			
Schwarzwasser SZ 2020-011	79	0,007	0,0057			
Schwarzwasser SZ 2020-012	99	0,005	0,0053	0,005		
Schwarzwasser SZ 2020-012	79	0,006	0,0048			
Schwarzwasser SZ 2020-012	78	0,005	0,0040			

Die spezifischen Methanerträge lagen zwischen 0,0095 l/l Schwarzwasser (Bezug Frischmasse) für die Proben aus der Vorlesungszeit und 0,0066 l/l Schwarzwasser der Proben aus der vorlesungsfreien Zeit. Trotz einer gewissen Varianz der Proben konnte ein statistisch signifikanter Einfluss des Zeitpunktes der Probennahme nachgewiesen werden.

Ergänzend zu den Schwarzwasser-Proben wurden auch die in der Mensa des Campus anfallenden Speisereste und Frittierfette mit dem Verfahren des Hohenheimer Biogas-Ertragstests untersucht. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 45 dargestellt.

Tabelle 45

Biogas- und Methanerträge sowie Methangehalte der untersuchten Speisereste und Frittierfette

Probenbezeichnung	Methan- gehalt [% Vol.]	Spezifischer Gasertrag [l/l FM]	Spezifischer Methanertrag [l/l FM]	Mittelwert Spezifischer Methanertrag [l/l FM]
Speisereste SZ 2020-013	56	0,211	0,1190	0,120
Speisereste SZ 2020-013	57	0,212	0,1213	
Speisereste SZ 2020-013	58	0,205	0,1193	
Frittierfett SZ 2020-014	66	0,862	0,5731	0,633
Frittierfett SZ 2020-014	67	1,035	0,6932	
Frittierfett SZ 2020-014	68	0,927	0,6316	

Der Methangehalt im Biogas, das aus den untersuchten Speiseresten produziert wurde, lag im Mittel bei 57,2 %, der Methangehalt des Biogases aus den untersuchten Frittierfetten bei 57,2 %. Hierbei handelt es sich jeweils um typische Werte für die untersuchten Substrate.

Die Methanerträge dieser Substrate wurden ebenfalls auf die Frischmasse bezogen. Diese lagen mit 0,120 l/l (Speisereste) bzw. 0,633 l/l (Frittierfette) wesentlich höher als die Schwarzwasserproben (um den Faktor 12 bis 15 (Speisereste) bzw. 65 bis 70 (Frittierfette)). Der Energieertrag einer Biogasanlage am Umwelt-Campus Birkenfeld (UCB) wird damit maßgeblich von den eingesetzten Anteilen an Speiseresten und Frittierfetten beeinflusst werden.

Durchflussversuche

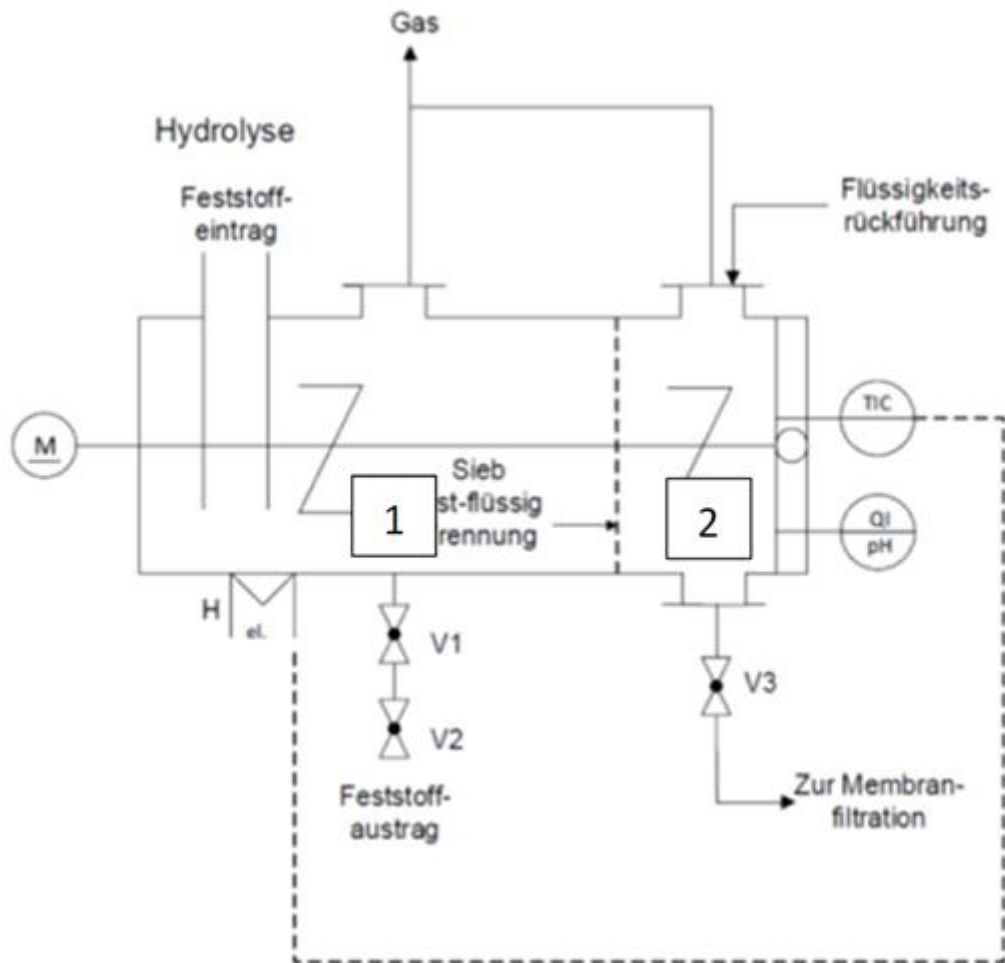
Versuchsaufbau und Versuchsplanung

Die kontinuierlichen Durchflussversuche wurden an der Universität Stuttgart am Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte - und Abfallwirtschaft (ISWA) in Zusammenarbeit mit der Universität Hohenheim, Landesanstalt für Agrartechnik und Bioenergie (LAB) durchgeführt. Ziel der Untersuchung war es, eine möglichst hohe tägliche Beschickungsrate organischer Substanz aus Schwarzwasser und Speiseresten für die Biogas- bzw. Methanproduktion zu erreichen ohne Nachteile gegenüber der biologischen Prozessstabilität. Die eingesetzten Substrate wurden von LAB zur Verfügung gestellt, es waren Speisereste aus der Mensa der Hochschule Trier und Schwarzwasser aus einem studentischen Wohnheim des Umwelt-Campus Birkenfeld der Hochschule Trier.

Die Untersuchung wurde in einem vollaufmischtem, kontinuierlich betriebenen Fermenter mit einem Nutzvolumen von etwa 100 l durchgeführt (CSTR), dieser wurde an der LAB gebaut und am ISWA zur Durchführung eingerichtet und angepasst (Abbildung 33).

Beim verwendeten Reaktor war die Reaktorkammer durch ein Sieb mit einem Siebdurchgang von 100 µm in zwei Kompartimente unterteilt. Dieses Sieb verhindert, dass unabgebaute Feststoffe den Reaktor verlassen. Diese werden bis zum vollständigen Aufschluss in der Reaktorkammer 1 (Hydrolyse) zurückgehalten. Gelöste organische Verbindungen und das feststofffreie Prozesswasser gelangen in die Reaktorkammer 2. Von hier aus wird die Prozessflüssigkeit in einer technischen Anlage einem Festbett-Methanreaktor zugeführt, in dem die gelösten organischen Verbindungen zu Methan umgesetzt werden.

Abbildung 33
Schaubild des Reaktors mit Beprobungspunkten 1 und 2



Anmerkung: 1 entspricht Entnahme „Faulschlamm große Kammer“ und 2 entspricht „Faulschlamm kleine Kammer“

Während der Versuchsphase wurde der pH - Wert und die Temperatur im Reaktor online aufgezeichnet und die produzierte Gasmenge sowie die Methan - und Kohlendioxid - Konzentration im Auslass des Reaktors online erfasst. Messintervall war bei allen Messungen eine Minute. Zur Auswertung der Daten wurde die Gasmenge auf Normbedingungen umgerechnet.

Die Kalibrierung der pH - Sonde sowie der Sensoren für Methan - und Kohlendioxid - Konzentrationsmessung wurden am 02.05.2021 durchgeführt. Eine zweite Kalibrierung der genannten Sensoren und der pH - Sonde fand am 12.05.2021 statt. Am 27.05.2021 wurde eine Gegenmessung der Sensoren durchgeführt und es wurde eine Abweichung festgestellt. Die Messwerte für Methan und Kohlendioxid wurden im Zeitraum vom 20.05.2021 bis einschließlich 04.05.2021 um die festgestellte Abweichung korrigiert.

Probennahme und -aufbereitung, Analytik

Das verwendete Schwarzwasser und die Speisereste sowie der Faulschlamm im Reaktor wurden regelmäßig beprobt. Da im Reaktor ein Sieb eingebaut war, wurden beide Kammern beprobt und mit „Faulschlamm kleine Kammer“ und „Faulschlamm große Kammer“ bezeichnet.

Tabelle 46 gibt einen Überblick über die Analyseparameter, die Probenaufbereitung sowie die verwendeten Methoden, Schwarzwasser (SW), Speisereste (SP), Faulschlamm kleine Kammer (FSkl), Faulschlamm große Kammer (FSgr).

Die Proben aus dem Fermenter (Faulschlamm große Kammer und Faulschlamm kleine Kammer) wurden mittels einer pneumatischen Schleuse am Reaktor entnommen. Die Schwarzwasserprobe wurde aus dem Vorratsbehälter entnommen, nach vorheriger Homogenisierung mittels Rezirkulation. Die Entnahme der Speiseresteprobe erfolgte nach Homogenisierung durch Umrühren aus dem Vorratsbehälter und wurde als 5 - fach Stichprobe entnommen. Alle Proben wurden bei einer Temperatur <4°C gelagert und zeitnah zur Analyse ins Labor gegeben. Im Labor des ISWA wurden der Faulschlamm und das Schwarzwasser mittels eines Magnetrührers homogenisiert und die für die Analysen notwendigen Probemenge entnommen.

Tabelle 46
Überblick über die Analysen und die Probenaufbereitung sowie die beprobten Substrate

Parameter	Probenaufbereitung	Methode	Proben
pH	-	DIN 38404-5	SW, FSkl, FSgr
Leitfähigkeit	-	DIN EN 27888	SW, FSkl, FSgr
Trockenrückstand, TR	-	DIN 38409-1	SW, SP, FSkl, FSgr
Trockenrückstand gefriergetrocknet, TR, gefriergetrocknet	-	-	SP
Organischer Trockenrückstand, oTR	Bestimmung aus TR	DIN 38409-1	SW, SP, FSkl, FSgr
Chemischer Sauerstoffbedarf gesamt, CSB _{gesamt}	-	DIN 38409-41	SW, SP, FSkl, FSgr
Chemischer Sauerstoffbedarf gelöst, CSB _{gelöst}	Faltenfiltration der zuvor homogenisierten Probe mit anschließender Membranfiltration (0,45 µm)	DIN 38409-41	SW, FSkl, FSgr
Organischer Kohlenstoff gesamt, TOC	-	DIN EN 1484	SW, SP, FSkl, FSgr
Gelöster organischer Kohlenstoff, DOC	Faltenfiltration der zuvor homogenisierten Probe mit anschließender Membranfiltration (0,45 µm)	DIN EN 1484	SW, FSkl, FSgr
Phosphor gesamt, P _{gesamt}	-	DIN 38414-12	SW, SP, FSkl, FSgr
Phosphor gesamt, membranfiltriert, P _{gesamt, mf}	-	DIN38414- 12	SW, FSkl, FSgr
Orthophosphat, PO ₄ -P	Faltenfiltration der zuvor homogenisierten Probe mit anschließender Membranfiltration (0,45 µm)	DIN EN ISO 6878	SW, FSkl, FSgr
Gesamter Kjeldahl Stickstoff, TKN	-	DIN EN 25663	SW, SP, FSkl, FSgr
Ammonium-Stickstoff, NH ₄ -N	Faltenfiltration der zuvor homogenisierten Probe mit anschließender Membranfiltration (0,45 µm)	DIN 38406-5-2	SW, FSkl, FSgr
Ibuprofen	Siehe Seite 8	-	SW, FSgr

Anfahren und Inbetriebnahme des Reaktors

Die Mischungsverhältnisse des Schwarzwassers mit den Speiseresten spielen sowohl für die Raumbelastung des Reaktors als auch für die Stabilität des biologischen Konversionsprozesses eine große Rolle. In Abhängigkeit des Betrachtungsrahmes ergeben sich für den Umwelt-Campus Birkenfeld verschiedene Mischungsverhältnisse aus Schwarzwasser und Speiseresten. Während die Masse der täglich anfallenden Speisereste zumindest während der Vorlesungszeit relativ konstant ist, variiert das Schwarzwasseraufkommen je nach Betrachtungsrahmen.

Mischungsverhältnis Wohnbebauung 1:16

Bei normaler Wohnbebauung fallen Bioabfälle und Schwarzwasser in Verhältnissen von 1:38 bis 1:16 an. Das Mischungsverhältnis 1:16 dient hier als Vergleich zu einer Wohnbebauung.

Mischungsverhältnis Campus 1:7

Im Wohnheim am UCB wurden 14 Toiletten mit etwa 24 Bewohnern an das Schwarzwasser-Sammelsystem angeschlossen. Diese produzieren etwa 150 Liter Schwarzwasser am Tag bzw. knapp 11 Liter pro Person und Tag. Werden zu einem späteren Zeitpunkt alle Wohnheime des Campus mit einer Grau-/Schwarzwasserreinigung ausgerüstet, wären 777 Bewohner angeschlossen, woraus ein Anfall von 8,3 m³/d Schwarzwasser resultiert. An festen organischen Abfallströmen fallen auf den UCB neben den Speiseresten der Mensa auch die Biotonne der Wohnheime und des Campus an. Zusätzlich könnte noch der Grünschnitt der Rasenflächen vergoren werden. Damit entsteht ein Mischungsverhältnis von etwa 1:6 bis 1:8. Diese Daten werden benötigt, um eine Biogasanlage auszulegen, die in der Lage ist, die gesamten organischen Abfälle des Campus zu behandeln.

Mischungsverhältnis ReLab: 1:3,3

Die aktuell anfallenden Schwarzwassermengen (150l/d) und Bioabfälle der Mensa (45kg/d) werden als Mischungsverhältnis herangezogen, um eine feststoffreiche Mischung und hohe Raumbelastung zu simulieren. Diese Mischung dient der Auslegung der Versuchsbiogasanlage, die am UCB entstehen soll. Im Vergleich zu einer normalen Wohnbebauung ist damit der Anteil der Bioabfälle in einer solchen Mischung sehr hoch. Sie stellen damit einen Extremwert zur Auslegung der Anlagen dar. Aus prozessbiologischer Sicht verursachen Bioabfall/Schwarzwassermischungen mit einem weiteren Verhältnis seltener Störungen.

Aus den o.g. Mischungsverhältnissen wurde für den erstmaligen Start des Reaktors ein Verhältnis von 10:1 abgeleitet, was einer relativ schwachen Belastung im Rahmen der o.g. Rahmenbedingungen entspricht. Die Erstbefüllung des Reaktors erfolgte am 19.04.2021 mit einer Mischung aus 100 L Schwarzwasser und 10 kg Speiseresten. Bereits nach einem Tag war der pH - Wert im sauren Bereich und es fand keine Gasproduktion statt. Daher wurden am 21.04.2021 und am 23.04.2021 jeweils 10 kg Reaktorinhalt gegen 10 kg ausgefaulten Schlamm aus dem Faulturm des Lehr- und Forschungsklärwertes Büsnau getauscht. Zum einen sollte der pH - Wert ansteigen und der ausgefaulte Schlamm sollte als Inokulum dienen.

Das Schwarzwasser für die Zugabe wurde durch Zirkulation (im Vorratsbehälter) und die Speisereste durch Rühren im Vorratsbehälter homogenisiert.

Kontinuierlicher Betrieb des Reaktors

In der Zeit vom 26.04. bis 04.06.2021 wurden die experimentellen Untersuchungen im Labormaßstab zum kontinuierlichen Betrieb des Reaktors durchgeführt. In dieser Zeit wurde der Versuchsreaktor täglich mit einer Mischung aus Schwarzwasser und Speiseresten beschickt. Im Laufe des Versuches sollte die Substratzugabe gesteigert werden, um zu prüfen, ab welcher Belastung die biologische Stabilität des Prozesses mit diesen beiden Substraten nicht mehr gegeben ist. Das heißt, durch die Erhöhung der Zugabe der Mischung Schwarzwasser und Speiseresten wurde auch die Entnahmemenge des Faulschlammes entsprechend erhöht.

Ab dem 26.04.2021, nachdem der pH - Wert stabil bei etwa 6,8 lag, wurde mit dem kontinuierlichen Betrieb begonnen. Der Fermenter wurde eine Woche lang täglich mit einer Mischung aus 0,25 kg Speiseresten und

1,3 kg Schwarzwasser beschickt (Verhältnis 1 : 5). Um die Gesamtmenge im Fermenter gleichbleibend zu halten, wurde zeitgleich mit der Beschickung 1,3 kg Faulschlamm aus dem Reaktor entnommen. Damit lag das erprobte Mischungsverhältnis leicht oberhalb des angestrebten Verhältnisses für die geplante ReLab Versuchsanlage (Verhältnis 1 : 3,3).

Während der ersten Versuchswoche wurde der Fermenter mit 1,3 kg/d Schwarzwasser und 0,25 kg/d Speiseabfälle betrieben und die Prozessstabilität sowie die Biogasproduktion analysiert (Tabelle 47).

Tabelle 47
Übersicht der Zugaben und Entnahmen aus dem Reaktor während der ersten Versuchswoche

Wochentag		Montag	Dienstag	Mittwoch	Donnerstag	Freitag	Samstag	Sonntag
Datum		03.05.21	04.05.21	05.05.21	06.05.21	07.05.21	08.05.21	09.05.21
Entnahme Faulschlamm	[kg]	1,330	1,336	1,330	1,332	1,336	1,334	1,330
Zugabe Schwarzwasser	[kg]	1,298	1,304	1,314	1,306	1,300	1,302	1,306
Zugabe Speisereste	[kg]	0,256	0,248	0,252	0,258	0,260	0,256	0,252
Verhältnis Schwarzwasser/ Speisereste	[----]	5,1	5,3	5,2	5,1	5,0	5,1	5,2

Im weiteren Verlauf der Versuchsphase (10.05.2021 bis 19.05.2021) wurde die Zugabe von Speiseresten bis auf 0,39 kg/d erhöht, bei gleichbleibender Menge an Schwarzwasser. Ausnahmen hiervon waren Tage, an denen beide Kammern beprobt wurden. An diesen Tagen wurde die Entnahmemenge des Faulschlammes für die Beprobung durch Mehrzugabe von Schwarzwasser kompensiert, um den Inhalt des Fermenters konstant zu halten (Tabelle 48 und Tabelle 49). Ab dem 19.05.2021 wurde die Zugabe von Speiseresten täglich um 20 g erhöht, beginnend bei 0,39 kg. Das Verhältnis Schwarzwasser zu Speiseabfälle wurde auf 3,4 festgelegt und die Zugabe von Schwarzwasser daraufhin angepasst.

Im Versuchsablauf nahm damit die durchschnittliche Verweilzeit der Substrate im Reaktor von 64,2 Tagen zu Versuchsbeginn auf 33,9 Tage zu Versuchsende ab. Im Untersuchungszeitraum wurde damit die Verweilzeit ca. um den Faktor 2 variiert.

Tabelle 48
Übersicht der Zugaben und Entnahmen aus dem Reaktor während der zweiten Versuchswoche

Wochentag		Montag	Dienstag	Mittwoch	Donnerstag	Freitag	Samstag	Sonntag
Datum		10.05.21	11.05.21	12.05.21	13.05.21	14.05.21	15.05.21	16.05.21
Entnahme Faulschlamm	[kg]	3,275	1,333	3,178	1,328	2,670	1,330	1,322
Zugabe Schwarzwasser	[kg]	3,284	1,320	3,150	1,308	2,646	1,332	1,324
Zugabe Speisereste	[kg]	0,256	0,256	0,304	0,352	0,392	0,394	0,390
Verhältnis Schwarzwasser/ Speisereste	[----]	12,8	5,2	10,4	3,7	6,8	3,4	3,4

Tabelle 49
Übersicht der Zugaben und Entnahmen aus dem Reaktor während der dritten Versuchswoche

Wochentag		Montag	Dienstag	Mittwoch	Donnerstag	Freitag	Samstag	Sonntag
Datum		17.05.21	18.05.21	19.05.21	20.05.21	21.05.21	22.05.21	23.05.21
Entnahme Faulschlamm	[kg]	1,328	1,326	1,318	1,394	1,462	1,530	1,598
Zugabe Schwarzwasser	[kg]	1,314	1,324	1,312	1,394	1,462	1,530	1,598
Zugabe Speisereste	[kg]	0,394	0,392	0,394	0,410	0,428	0,452	0,470
Verhältnis Schwarzwasser/ Speisereste	[----]	3,3	3,4	3,3	3,4	3,4	3,4	3,4

Tabelle 50
Übersicht der Zugaben und Entnahmen aus dem Reaktor während der vierten Versuchswoche

Wochentag		Montag	Dienstag	Mittwoch	Donnerstag	Freitag	Samstag	Sonntag
Datum		24.05.21	25.05.21	26.05.21	27.05.21	28.05.21	29.05.21	30.05.21
Entnahme Faulschlamm	[kg]	1,666	1,734	1,802	1,872	1,938	2,010	2,074
Zugabe Schwarzwasser	[kg]	1,666	1,734	1,802	1,872	1,938	2,006	4,152
Zugabe Speisereste	[kg]	0,490	0,510	0,530	0,550	0,570	0,592	1,220
Verhältnis Schwarzwasser/ Speisereste	[----]	3,4	3,4	3,4	3,4	3,4	3,4	3,4

Tabelle 51
Übersicht der Zugaben und Entnahmen aus dem Reaktor während der fünften Versuchswoche

Wochentag		Montag	Dienstag	Mittwoch	Donnerstag	Freitag
Datum		31.05.21	01.06.21	02.06.21	03.06.21	04.06.21
Entnahme Faulschlamm	[kg]	2,142	2,210	2,278	2,346	2,414
Zugabe Schwarzwasser	[kg]	2,142	2,210	2,278	2,346	2,414
Zugabe Speisereste	[kg]	0,630	0,650	0,670	0,690	0,710
Verhältnis Schwarzwasser/ Speisereste	[----]	3,4	3,4	3,4	3,4	3,4

Ergebnisse der Durchflussversuche

Die Ausgangsstoffe des Fermentationsprozesses (Schwarzwasser und Speisereste) wurden über den gesamten Versuchszeitraum hinweg in regelmäßigen Abständen auf ihre Zusammensetzung hin untersucht, um mögliche Veränderungen detektieren zu können. Die Substrate wurden vor Versuchsbeginn am Campus Birkenfeld gezogen und gekühlt gelagert, um möglichst einheitliche Substrate über den gesamten Versuchszeitraum zur Verfügung zu haben. In den beiden folgenden Tabellen sind die Analyseergebnisse der beiden Substrate dargestellt.

Tabelle 52

Zusammensetzung des verwendeten Schwarzwassers in den Durchflussversuchen

		Schwarzwasser (Birkenfeld)				
Datum		29.03.21	10.05.21	17.05.21	24.05.21	01.06.21
pH-Wert	[----]	8,0	8,4	8,6	8,6	9,0
Leitfähigkeit	[mS]	5,47	5,00	4,94	4,83	4,74
TR	[g/kg]	1,8	1,7	1,8	1,6	1,6
oTR	[%]	42,1	45,4	48,4	41,9	43,2
CSB _{gesamt}	[mg/l]	2070	1790	1690	1480	1150
CSB _{gelöst}	[mg/l]	1600	1030	1320	1060	737
TOC	[mg/l]	671	529	599	398	318
DOC	[mg/l]	508	298	390	381	218
P _{gesamt}	[mg/l]	56,4	42,3	33,9	39,7	35,2
P _{gesamt mf}	[mg/l]	----	32,4	30,4	34,1	30,6
PO ₄ -P	[mg/l]	48,0	trüb	trüb	trüb	trüb
TKN	[mg/l]	635	605	603	598	580
NH ₄ -N	[mg/l]	564	533	528	513	508

Während der Trockenrückstand (TR) des Schwarzwassers sich im Versuchszeitraum nur geringfügig veränderte (Abnahme von 1,8 g/kg auf 1,6 g/kg), nahmen die chemisch oxidierbaren Bestandteile (CSB-Konzentration) von 2.070 mg/l (Ende März) auf 1.150 mg/l (Anfang Juni) ab. Damit sank auch das Biogas-Ertragspotential der Substrate. Während der Lagerung kam es damit, trotz Kühlung, bereits zu einem Abbau organischer Substanzen. Dies wurde durch die hohen pH-Werte des Substrates von über 8,0 im gesamten Versuchszeitraum forciert. Diese hohen pH-Werte fördern den biologischen Abbau der organischen Bestandteile des Substrates. Die gemessenen Konzentrationen der Mineralstoffe veränderten sich im Versuchszeitraum dagegen nur geringfügig. Der rasche Abbau der organischen Bestandteile während der Lagerung zeigt an, dass das Schwarzwasser in einer praxisnahen Versuchsanlage möglichst kurzfristig nach dessen Anfall in der Anlage zur mikrobiellen, anaeroben Konversion verwertet werden sollte.

Im Gegensatz zu dem Schwarzwasser änderte sich die Zusammensetzung der Speisereste im Versuchszeitraum nur geringfügig. Der Trockenrückstand lag im gesamten Versuchszeitraum zwischen 270 und 276 g/kg; die CSB-Konzentration variierte lediglich zwischen 327 und 433 g/kg. Für die Speisereste kann damit ein Abbau der organischen Substanz bereits während der Lagerung ausgeschlossen werden.

Aus den täglichen Zugabemengen der Substrate und deren CSB-Konzentrationen resultiert eine Raumbelastung von 1 g CSB je Liter Fermentervolumen und Tag zu Versuchsbeginn. Diese wurde auf 3,3 g CSB je Liter Fermentervolumen und Tag zum Versuchsende hin erhöht und damit ca. um den Faktor 3 variiert.

Tabelle 53

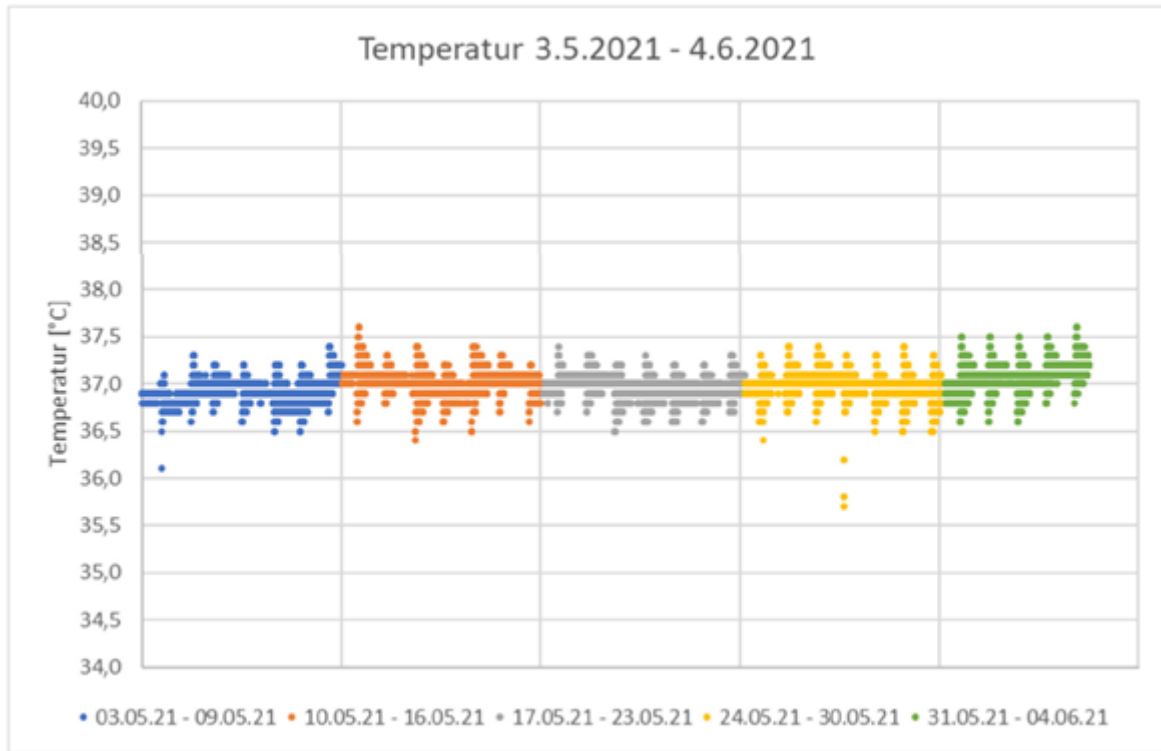
Zusammensetzung der verwendeten Speisereste in den Durchflussversuchen

		Speisereste (Birkenfeld)				
Datum		29.03.21	10.05.21	17.05.21	24.05.21	01.06.21
TR	[g/kg]	276	270	274	270	273
TR (gefriergetrocknet)	[g/kg]	282	284	293	276	287
oTR	[%]	93,9	93,8	94,0	93,9	94,0
CSB _{gesamt}	[g/kg]	356	400	408	327	433
TOC	[mg/kg TR]	439	418	414	422	418
P _{gesamt}	[mg/kg]	534	488	498	553	522
TKN	%	0,596	0,596	0,630	0,569	0,609

Am Versuchsfermenter wurde täglich vergorenes Gärsubstrat entnommen und durch gekühlte Speisereste und Schwarzwasser ersetzt. Diese Entnahmen und Zugaben von frischen Substraten führten zu geringfügigen Schwankungen der Temperatur im Fermenter. Diese variierte insgesamt jedoch lediglich zwischen 36,5 und

37,5°C und war damit im gesamten Versuchszeitraum sehr stabil (siehe folgende Abbildung). Die Temperaturregelung des Versuchsfermenters war sehr gut an die Anforderungen angepasst. Ein möglicher Einfluss von Temperaturschwankungen auf die Prozessstabilität oder die Prozesseffizienz kann ausgeschlossen werden.

Abbildung 34
Temperatur des Gärsubstrates im Versuchsfermenter im Untersuchungszeitraum



Die Massenanteile an organischen Säuren im Gärsubstrat und deren Zusammensetzung sind entscheidende Parameter für die Beurteilung der Stabilität des Biogasprozesses und für die Früherkennung möglicher Störungen. In Form von Stichprobenanalysen können in spezialisierten Laboratorien die entsprechenden Werte mit einer HPLC-Analyse (Hochdruckflüssigkeits-chromatographie) oder einer GC-Analyse (Gaschromatographie) jeweils mit UV- und RI-Detektion bestimmt werden. Der Gesamtmassenanteil an flüchtigen Fettsäuren, berechnet als Essigsäureäquivalent (HAc), sollte nicht über 2.000 mg/kg liegen. Das Verhältnis zwischen Essigsäure und Propionsäure liegt bei einem stabilen Prozess in der Regel bei mindestens 2:1. Optimal geführte Biogasanlagen weisen im Gärsubstrat einen Essigsäuregehalt von weniger als 1.000 mg/kg und einen Propionsäuregehalt von max. 250 mg/kg auf. Unter diesen Bedingungen sind die Massenanteile der länger-kettigen Säuren (Buttersäure, Valeriansäure, Capronsäure) meist kleiner als 20 mg/kg und liegen damit häufig unterhalb der Nachweisgrenze der Messgeräte. Die Bestimmung der Konzentration der organischen Säuren im Gärsubstrat sollte regelmäßig im Abstand von 3 bis 8 Wochen durchgeführt werden. Vor allem in der Inbetriebnahmephase, bei hochbelasteten oder güllearmen Anlagen sowie bei Substratwechsel kann ein kürzeres Messintervall sinnvoll sein.

Über den gesamten Versuchszeitraum wurden im Labor der Landesanstalt für Agrartechnik und Bioenergie Proben aus den verschiedenen Fermenter-Kompartimenten auf die Konzentration der organischen Säuren hin untersucht. Dazu wurde jeweils ca. 1g Probenmaterial auf einer Analysenwaage in 10ml Erlenmeyerkolben eingewogen. Um einen weiteren bakteriellen Abbau der Fettsäuren zu stoppen, wurden die Proben mit 1ml 85%-iger ortho-Phosphorsäure (1:5 verdünnt) angesäuert. Zusätzlich wurde zu jeder Probe 1 ml Methyl-Valeriansäure pipettiert. (Die Zugabe dieser Fettsäure, die nicht natürlich vorkommt und auch als Interner Standard bezeichnet wird, dient zum Ausschluss evtl. Einspritzfehler bei der anschließenden

gaschromatographischen Analyse). Die Proben wurden anschließend mit destilliertem Wasser auf 10ml aufgefüllt, geschüttelt und ca. 2ml des Materials 15 min. in einer Ultrazentrifuge (ca. 13000Upm) abzentrifugiert. Der Überstand der Proben wurde abpipettiert und in Probengefäße überführt. Diese wurden gasdicht verschlossen und in den automatischen Probengeber eines Gaschromatographen der Firma Varian gestellt. Hier erfolgte die Analyse folgender Inhaltsstoffe (flüchtige Fettsäuren): Essigsäure, Propionsäure, n- und iso-Valeriansäure, n- und iso-Buttersäure sowie Capronsäure.

In der folgenden Tabelle sind die Ergebnisse der Laboruntersuchungen zur Konzentration der organischen Säuren im Gärsubstrat über den Versuchszeitraum dargestellt. Im gesamten Zeitraum lag die Konzentration der organischen Säuren des Gärsubstrates unterhalb der Nachweisgrenze. Dies deutet insgesamt auf einen sehr stabilen und wenig belasteten Gärprozess hin.

Tabelle 54

Konzentration der organischen Säuren im Gärsubstrat und in den Ausgangsstoffen über den Versuchszeitraum

Probenbezeichnung	Probenahme- datum	HAC	Essigsäure			Propionsäure		
			1.Wert [ppm]	Wiederhol. [ppm]	[g/kg]	1.Wert [ppm]	Wiederhol. [ppm]	[g/kg]
Schwarzwasser_Speisereste 1:1	04.05.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000
Faulschlamm	04.05.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000
Faulschlamm	07.05.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000
Faulschlamm - kleine Kammer	10.05.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000
Faulschlamm - große Kammer	10.05.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000
Schwarzwasser	10.05.2021	0,45	343	342	0,343	101	101	0,101
Faulschlamm - kleine Kammer	12.05.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000
Faulschlamm - große Kammer	12.05.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000
Schwarzwasser - große Kammer	14.05.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000
Schwarzwasser - kleine Kammer	14.05.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000
Schwarzwasser	17.05.2021	0,35	246	243	0,245	101	98	0,100
Faulschlamm große Kammer	17.05.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000
Faulschlamm - große Kammer	19.05.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000
Faulschlamm - große Kammer	21.05.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000
Faulschlamm - große Kammer	24.05.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000
Schwarzwasser	24.05.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000
Faulschlamm - große Kammer	26.05.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000
Faulschlamm - große Kammer	28.05.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000
Faulschlamm - große Kammer	31.05.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000
Schwarzwasser	01.06.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000
Faulschlamm - große Kammer	02.06.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000
Faulschlamm - große Kammer	04.06.2021	0,00	0	0	0,000	0	0	0,000

Auch die weiteren Analysen des Gärsubstrates aus der Haupt-Gärkammer des Reaktors zeigen keine Hinweise auf eine Störung oder Veränderung des biologischen Prozesses im Versuchszeitraum. Die weiteren Analysen sind in den folgenden Tabellen dargestellt. So variierte der pH-Wert lediglich zwischen 7,6 und 7,9 und befand sich damit im gesamten Versuchszeitraum im optimalen Bereich für die methanogenen Mikroorganismen. Der leichte Anstieg des Trockenrückstandes von 8,4 g/kg zu Versuchsbeginn auf 9,8 zu Versuchsende deutet auf eine geringfügige Anreicherung von Feststoffen im Fermenter hin. Die Konzentration der Feststoffe war mit weniger als 10 g/kg jedoch sehr gering. Für die weitere Auslegung der zukünftigen Fermentersysteme von

Praxisanlagen sollten daher vollständig durchmischte Reaktoren (CSTR) zum Substrataufschluss mit Festbett- oder Schlammbett-Reaktoren (UASB) kombiniert werden, um die Feststoffanteile weiter zu erhöhen und die Verweilzeit der Substrate im Fermenter absenken zu können. So kann zukünftig die reaktorspezifische Methanproduktion gesteigert werden.

Tabelle 55
Analyseergebnisse des Gärsubstrates (Faulschlamm) im Versuchszeitraum - Teil 1

Faulschlamm (Große Kammer) - 1						
Datum		04.05.21	07.05.21	10.05.21	12.05.21	14.05.21
pH-Wert	[----]	7,6	7,7	7,6	7,9	7,6
Leitfähigkeit	[mS]	7,72	7,96	8,22	8,23	8,61
TR (105°C)	[g/kg]	8,4	8,3	8,2	8,1	8,0
TR (gefriergetrocknet)	[g/kg]	----	----	----	----	----
oTR	[%]	59,7	59,7	58,7	58,5	58,2
CSB _{gesamt}	[mg/l]	7670	7770	8080	7520	7130
CSB _{gelöst}	[mg/l]	706	850	717	750	805
TOC	[mg/l]	1900	1870	1690	1290	1550
TOC	[g/kg TR]	----	----	----	----	----
DOC	[mg/l]	238	289	247	252	255
P _{gesamt}	[mg/kg]	276	260	255	----	----
P _{gesamt mf}	[mg/l]	28,4	30,7	33,0	----	----
PO ₄ -P	[mg/l]	trüb	trüb	trüb	----	----
TKN	[mg/l]	1220	1230	1240	----	----
NH ₄ -N	[mg/l]	772	793	788	----	----

Tabelle 56
Analyseergebnisse des Gärsubstrates (Faulschlamm) im Versuchszeitraum - Teil 2

Faulschlamm (Große Kammer) - 2						
Datum		17.05.21	19.05.21	21.05.21	24.05.21	26.05.21
pH-Wert	[----]	7,6	7,6	7,8	7,8	7,7
Leitfähigkeit	[mS]	8,61	8,87	9,00	9,28	9,57
TR (105°C)	[g/kg]	8,0	8,3	8,3	8,4	8,8
TR (gefriergetrocknet)	[g/kg]	----	----	----	7,1	----
oTR	[%]	58,1	59,1	58,7	58,7	61,2
CSB _{gesamt}	[mg/l]	7220	7850	7550	6980	7700
CSB _{gelöst}	[mg/l]	804	884	891	922	933
TOC	[mg/l]	1820	1300	1760	1470	1250
TOC	[g/kg TR]	----	----	----	221	----
DOC	[mg/l]	276	300	298	286	293
P _{gesamt}	[mg/kg]	221	----	----	239	----
P _{gesamt mf}	[mg/l]	32,3	----	----	50,9	----
PO ₄ -P	[mg/l]	trüb	----	----	trüb	----
TKN	[mg/l]	1240	----	----	1260	----
NH ₄ -N	[mg/l]	827	----	----	850	----

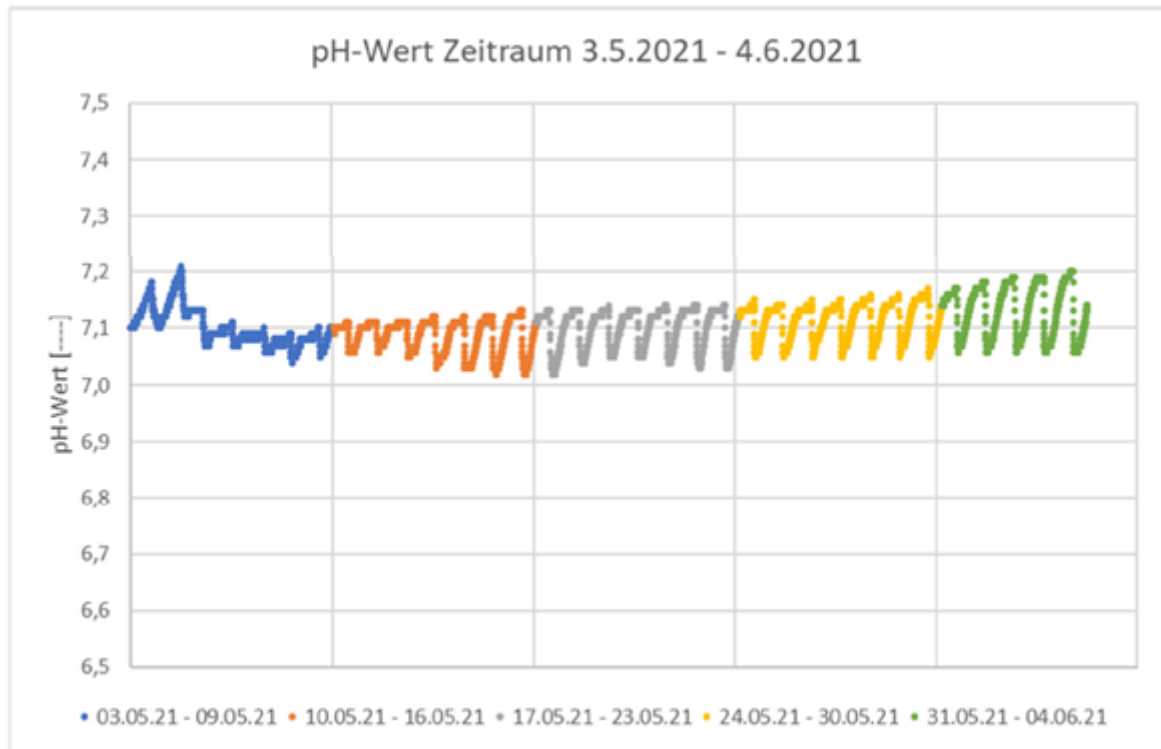
Tabelle 57

Analyseergebnisse des Gärsubstrates (Faulschlamm) im Versuchszeitraum - Teil 2

		Faulschlamm (Große Kammer) - 3			
Datum		28.05.21	31.05.21	02.06.21	04.06.21
pH-Wert	[---]	7,8	7,9	7,7	7,8
Leitfähigkeit	[mS]	9,80	10,1	10,2	10,1
TR (105°C)	[g/kg]	8,6	9,0	9,5	9,8
TR (gefriergetrocknet)	[g/kg]	8,4	8,1	8,6	9,1
oTR	[%]	59,4	60,4	60,9	61,7
CSB _{gesamt}	[mg/l]	7990	8240	8510	8920
CSB _{gelöst}	[mg/l]	1040	1040	1100	1020
TOC	[mg/l]	1110	852	859	580
TOC	[g/kg TR]	213	253	246	267
DOC	[mg/l]	260	245	308	305
P _{gesamt}	[mg/kg]	---	208	---	---
P _{gesamt mf}	[mg/l]	---	55,5	---	---
PO ₄ -P	[mg/l]	---	trüb	---	---
TKN	[mg/l]	---	1400	---	---
NH ₄ -N	[mg/l]	---	915	---	---

Betrachtete man den online aufgezeichneten pH-Wert-Verlauf des Gärsubstrates im Reaktor, so ergibt sich ein etwas differenzierteres Bild. Nach jeder Zugabe von Substraten (Schwarzwasser und Speiseresten) zum Reaktor kam es durch die einsetzende Säurebildung zu einem kurzfristigen Abfall des pH-Wertes (siehe folgende Abbildung). Im Anschluss wurden diese organischen Säuren von den methanogenen Mikroorganismen zu Biogas umgesetzt und der pH-Wert stieg in der Folge wieder an. Mit steigender Substratzufuhrmenge nahm die Amplitude der pH-Wert-Schwankungen dabei zu. Zu keiner Zeit wurde jedoch ein pH-Wert von 7,0 unterschritten. Insbesondere der „obere“ pH-Wert nach dem täglichen Säureabbau stieg im gesamten Versuchszeitraum an. Dies wird im Wesentlichen durch den Anstieg des Ammonium-Stickstoffgehaltes im Gärsubstrat bedingt, der im Versuchszeitraum von 770 mg/l auf 915 mg/l zunahm. Insgesamt lagen jedoch sämtliche Stabilitätsparameter im unkritischen Bereich.

Abbildung 35
pH-Wert im Reaktor während des Versuchszeitraums



In den beiden folgenden Abbildungen sind die Anteile von Methan und Kohlenstoffdioxid im gebildeten Biogas dargestellt. Mit jeder Zugabe von frischem Substrat sank die Methankonzentration ab. Dies resultiert zum einen aus der einsetzenden Säurebildung verbunden mit der gleichzeitigen Formation von Kohlenstoffdioxid. Zum anderen sank nach jeder Fütterung der pH-Wert im Gärsubstrat ab. Dieser pH-Wert-Abfall reduziert die Löslichkeit von Kohlenstoffdioxid im Gärsubstrat, so dass im Gärsubstrat gelöstes CO_2 in die Gasphase freigesetzt wird. Im Folgenden wurden bis zur nächsten Zugabe die gebildeten Säuren zu Methan umgewandelt und der Methangehalt im Biogas sowie der pH-Wert der Prozessflüssigkeit stiegen an. Diese Schwankungen des Methangehaltes waren sehr stark ausgeprägt; die Messwerte variierten zwischen 51 und 66 Vol.-%. Eine Nutzung des Biogases in Heizbrennern oder Block-Heiz-Kraftwerken (BHKW) war jedoch jederzeit möglich, da der Methananteil immer über 50% lag. Aufgrund der sehr guten Abbaubarkeit der verwendeten Substrate Schwarzwasser und Speisereste sind die Schwankungen in den Anteilen der gebildeten Gase deutlich ausgeprägter, als dies bei landwirtschaftlichen Anlagen zu erwarten ist.

Abbildung 36
Volumetrische Anteile von Methan am gebildeten Biogas im Versuchszeitraum

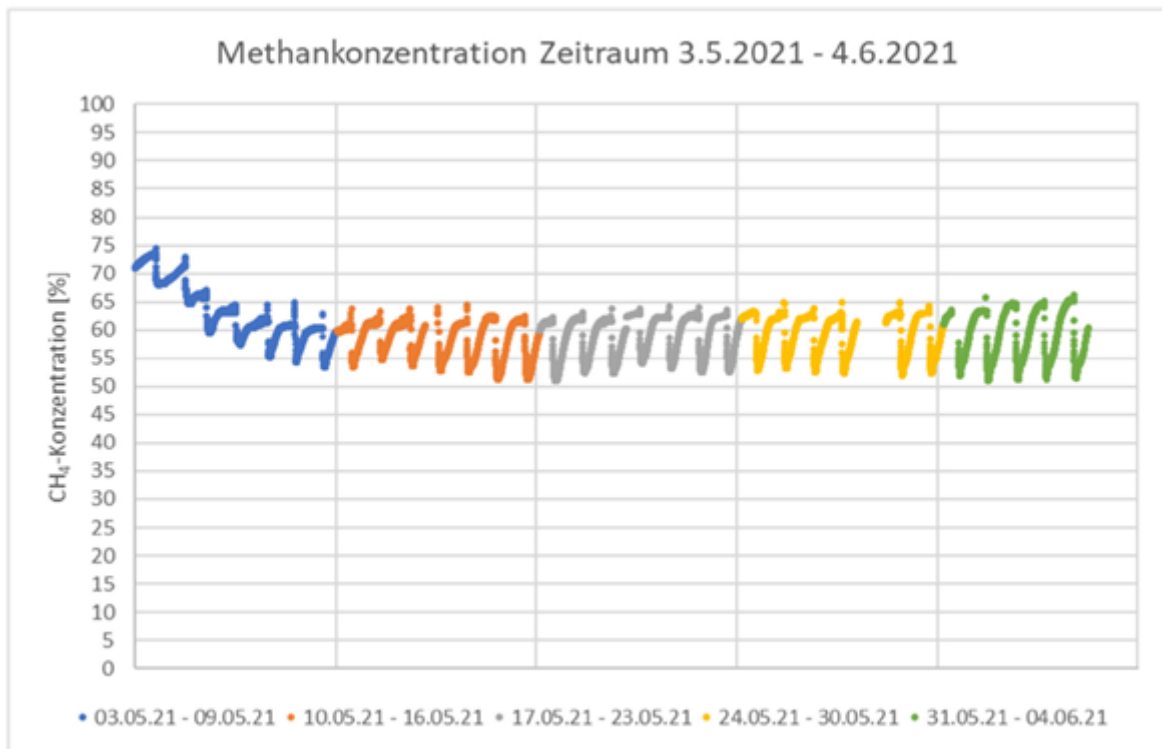
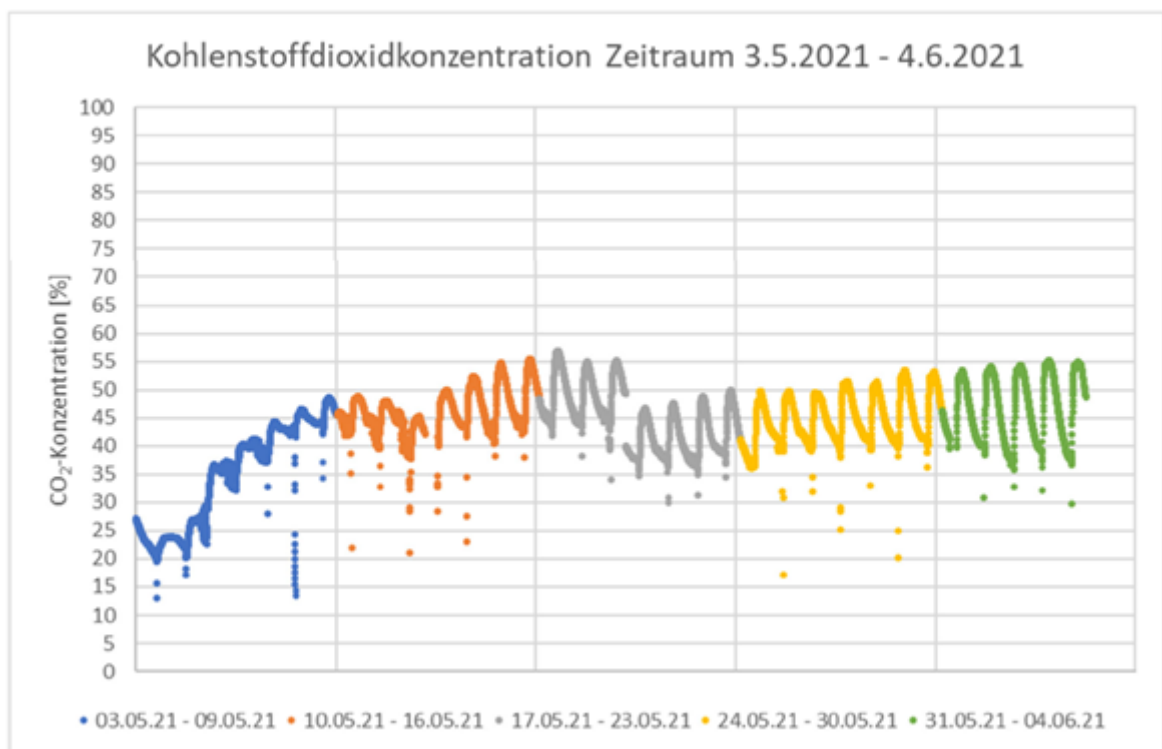


Abbildung 37
Volumetrische Anteile von CO₂ am gebildeten Biogas im Versuchszeitraum



In der folgenden Abbildung ist der Produktgas-Volumenstrom über den Versuchszeitraum als Summenkurve abgebildet. Dabei wurden sämtliche Werte auf Standardbedingungen (1.013 mbar, 273 K) korrigiert. Es zeigt sich, dass mit dem Anstieg der Fütterungsmenge auch die Steigung der Methansummenkurve zunahm.

Abbildung 38
Summenkurve des gebildeten Biogases im Versuchszeitraum, Bezug STP

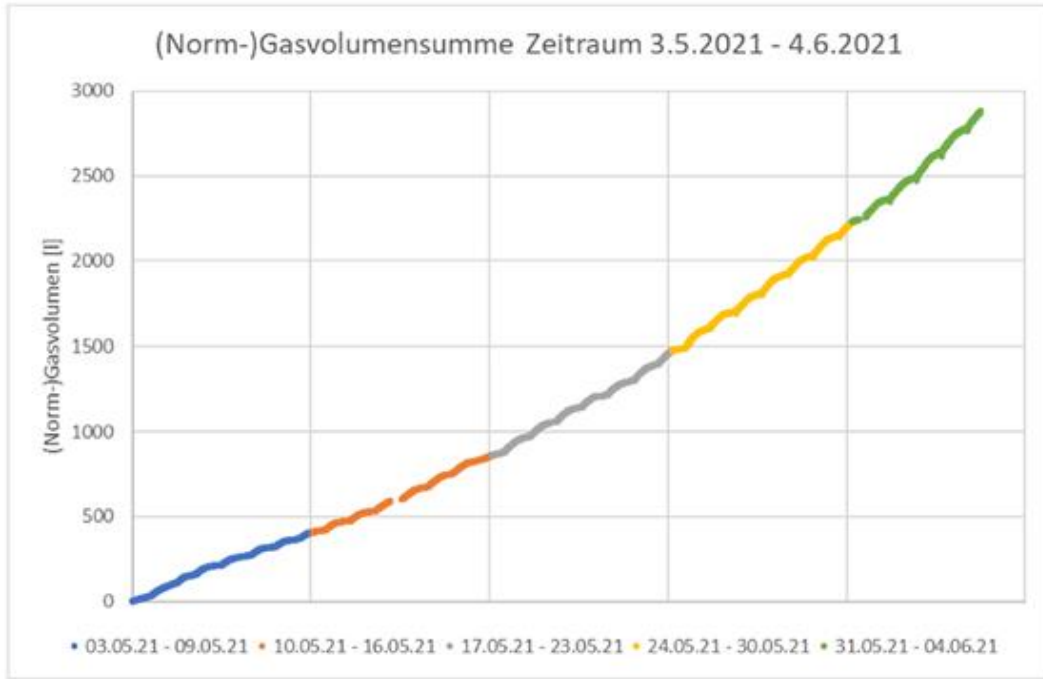
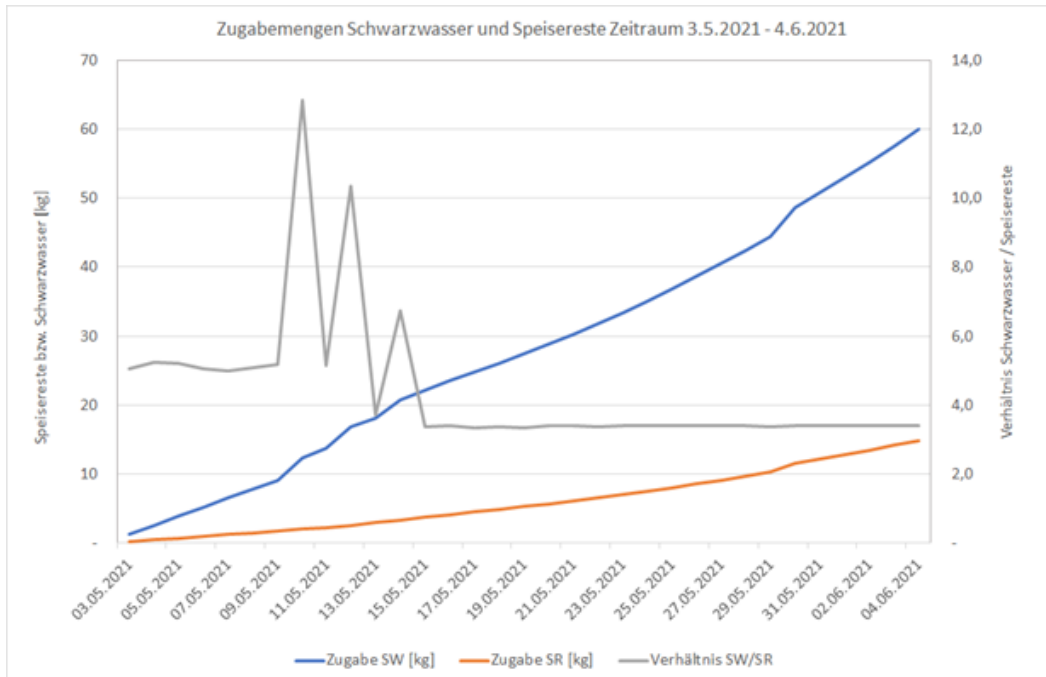


Abbildung 39
Zugabemengen an Schwarzwasser und Speiseresten im Versuchszeitraum



Der spezifische Methanertrag, bezogen auf die zugeführte Organik, nahm im Versuchszeitraum, mit Erhöhung der Raumbelastung und bei gleichzeitiger Senkung der Verweilzeit, jedoch erheblich ab. Der spezifische

Methanertrag sank von 0,376 l/g CSB bei einer CSB-Raumbelastung von 1 g/(l*d) bzw. einer Verweilzeit von 64,2 Tagen auf 0,234 l/g CSB bei einer CSB-Raumbelastung von 3,3 g/(l*d) bzw. einer Verweilzeit von 33,9 Tagen. Im Rahmen der Untersuchungen war es nicht möglich, die beiden Faktoren Raumbelastung und Verweilzeit getrennt voneinander zu variieren. Daher kann der individuelle Einfluss der beiden Parameter nicht determiniert werden. Als Faustzahl kann für das gewählte Mischungsverhältnis Schwarzwasser zu Speiseresten von 3,4:1 ein Methanertrag von 25,1 l/kg Substratmischung, bezogen auf die Frischmasse, angenommen werden.

Pharmazeutische Reststoffe im Schwarzwasser können die pflanzenbauliche Verwertung der Gärreste einschränken. In ergänzenden Untersuchungen sollte daher am Beispiel von Ibuprofen geprüft werden, wie sich dessen Konzentration im ausgefaulten Gärsubstrat im Vergleich zum initialen Schwarzwasser unterscheidet.

Es wurden jeweils zwei Proben Schwarzwasser und Faulschlamm wie oben beschrieben entnommen und im Labor am ISWA analysiert. Die flüssigen Proben (jeweils 50 mL) wurden in homogenisierter Form mit Lösungen der internen Quantifizierungsstandards (50 µL Mecoprop - d3 – 10 ng/µL in Methanol, 50 µL Naporcen - d3 – 10 ng/µL in Methanol) versetzt und einer flüssig/flüssig - Extraktion mit Dichlormethan (2 x 40 mL) unterworfen.

Die vereinigten organischen Extrakte wurden nach der Trocknung mit Natriumsulfat (granuliert, wasserfrei) am Stickstoffstrom bei 40 °C auf ein Volumen von 50 µL eingengt und vor der Analyse mittels GC/MS mit 50 µL Online - Derivatisierungsreagenz TMSH (Trimethylsulfoniumhydroxid, 0,25 M in Methanol) versetzt. Die Messung erfolgte an einem hochauflösenden Gaschromatographen Agilent 7890N mit direkt gekoppeltem, niederauflösenden massenselektiven Detektor Agilent 5977B. Bestimmt wurden die Konzentrationen der beiden typischen Ibuprofen - Metabolite Ibuprofen - OH und Ibuprofen - COOH. Die Ergebnisse von Ibuprofen werden im Folgenden nicht berücksichtigt, da von einer Kontamination dieses Probenmaterials ausgegangen wird.

Tabelle 58
Ibuprofen, Ibuprofen-OH und Ibuprofen-COOH in Schwarzwasser und Faulschlamm

Einzelsubstanz		Schwarzwasser		Faulschlamm	
		SW 1	SW 2	FS 1	FS 2
Ibuprofen	µg/L	19,9	20,9	108,9 ⁺	116,5 ⁺
Ibuprofen-OH	µg/L	12,9	15,5	14,2	9,1
Ibuprofen-COOH	µg/L	65,5	74,2	11,9	14,5

⁺ diese Werte wurden nicht berücksichtigt

Pharmazeutische Wirkstoffe werden in der Regel unter anaeroben Bedingungen nicht abgebaut bzw. transformiert. Aufgrund des Stichprobencharakters und der nicht gewährleistenden Korrespondenz der Proben kann kein Trend bezüglich eines Abbaus von Ibuprofen und dessen Transformationsprodukts Ibuprofen - OH festgestellt werden. Beim Transformationsprodukt Ibuprofen - COOH sind die gefundenen Konzentrationen im Faulschlamm im Vergleich zum Schwarzwasser deutlich erniedrigt; zur Ableitung einer profunden Aussage über einen möglichen Abbau der Substanz unter den obengenannten Bedingungen müssten gezielte Untersuchungen durchgeführt werden.

Auch eine Kontamination der Ausgangssubstrate mit Schwermetallen kann deren Eignung für die anaerobe mikrobielle Konversion und die anschließende Verwertung der Gärreste einschränken. Daher wurden die Ausgangsstoffe Schwarzwasser und Speisereste ergänzend im Labor der Landesanstalt für Agrartechnik und Bioenergie auf die Konzentration an Schwermetallen mit dem Verfahren der ICP-MS untersucht. Dabei wurden jeweils zu Versuchsbeginn und zu Versuchsende eine Probe der Ausgangssubstrate entnommen und einer Doppelbestimmung unterzogen.

Tabelle 59

Konzentration an Schwermetallen in den Ausgangsstoffen Speisereste und Schwarzwasser, Analyse mit dem Verfahren der ICP-MS

Probe	Datum	Cr 52 (µg/kg)	Fe 56 (µg/kg)	Ni 60 (µg/kg)	Cu 63 (µg/kg)	Zn 66 (µg/kg)	Cd 111 (µg/kg)	Pb 208 (µg/kg)
Speisereste	ISWA_6	90,9	5.072,0	87,1	847,2	2.856,0	9,0	7,2
		87,2	3.826,4	82,1	746,8	2.940,5	9,3	3,7
Mittelwert (µg/kg)	10.05.2021	89,1	4.449,2	84,6	797,0	2.898,2	9,1	5,5
Schwarzwasser	ISWA_7	64,2	895,4	48,6	467,9	292,8	0,3	7,1
		32,2	610,3	28,0	415,6	287,8	0,2	4,0
Mittelwert (µg/kg)	10.05.2021	48,2	752,8	38,3	441,8	290,3	0,3	5,5
Speisereste	ISWA_24	63,6	4.159,1	76,0	866,7	3.051,3	12,0	2,4
		91,2	6.900,7	89,9	805,7	3.133,3	10,6	1,7
Mittelwert (µg/kg)	01.06.2021	77,4	5.529,9	82,9	836,2	3.092,3	11,3	2,0
Schwarzwasser	ISWA_23	457,5	4.531,6	252,4	1.958,1	2.789,7	4,6	62,4
		456,8	4.276,3	250,4	1.831,7	2.624,3	4,4	61,6
Mittelwert (µg/kg)	01.06.2021	457,1	4.403,9	251,4	1.894,9	2.707,0	4,5	62,0

Schwermetalle können unter anaeroben Bedingungen nicht abgebaut werden. Mit dem Biogasprozess werden den Ausgangssubstraten über Methan und Kohlenstoffdioxid lediglich Kohlenwasserstoffverbindungen entzogen. Daneben enthält das Produktgas geringe Konzentrationen an Schwefel- oder Stickstoffverbindungen. Zugeführte Schwermetalle bleiben jedoch vollständig im Gärsubstrat enthalten, auch wenn die Mikroorganismen diese bis zu einem gewissen Gleichgewichtszustand im Fermenter anreichern können. Die Untersuchungen der Ausgangsstoffe auf die Gehalte an Chrom, Eisen, Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei zeigten keine auffällig hohen Konzentrationen an einem der Elemente. Die Untersuchungen sollten jedoch über einen längeren Zeitraum an einer praxisnahen Anlage wiederholt werden.

Ausblick und Schlussfolgerungen aus den Schwarzwasser- und Bioabfalluntersuchungen

Die Ergebnisse des Projektes liefern erste, konkrete Anhaltspunkte zum Betrieb einer Praxisanlage die mit Schwarzwasser und Speiseresten beschickt wird. Diese Ergebnisse müssen im nächsten Schritt mit einer praxisnahen, maßstäblichen Anlage evaluiert werden. Zur Auslegung und zum Betrieb der Pilotanlage konnte das durchgeführte Forschungsprojekt konkrete Ausgangsdaten liefern. Aus Sicht der Prozessbiologie ist die Substratkombination Speisereste plus Schwarzwasser sehr positiv zu bewerten. In den durchgeführten Untersuchungen wurden in keiner Prozessphase Störungen der Gärbiologie beobachtet. Folgende Hinweise lassen sich für den Betrieb und die Auslegung der Pilotanlage ableiten.

- Obwohl im durchgeführten Projekt keine biologischen Prozessstörungen erkennbar waren, sollte die Entwicklung der NH_4 -Konzentration im Gärsubstrat des Versuchsreaktors der Pilotanlage kritisch beobachtet werden, da im aktuellen Projekt ein Anstieg der NH_4 -Konzentration im Versuchszeitraum beobachtet werden konnte. Schnelle Änderungen der NH_4 -N Konzentration bzw. sehr hohe NH_4 -Konzentrationen von über 4 g/kg Gärsubstrat sollten vermieden werden.
- Schwarzwässer und Speisereste sollten möglichst „frisch“, d.h. kurzzeitig nach dem Anfall, in der Biogasanlage verwendet werden. Eine längerfristige Lagerung führt zu einem aeroben Abbau und deutlich reduzierten Methanerträgen. Dies konnte im durchgeführten Projekt durch den CSB-Abbau im Schwarzwasser während des Versuchszeitraums belegt werden.
- Im Versuchszeitraum wurde die tägliche Substratzugabe bis auf 3,12 kg Frischmasse bei dem Versuchsfermenter mit einem Nutzvolumen von 100 l gesteigert. Hieraus resultierte eine Verweilzeit von 32,05 Tagen. In vollständig durchmischten Ausschwemm-Reaktoren (CSTR) kann die Verweilzeit nur noch unwesentlich weiter reduziert werden (bzw. die Substrat-Zugabemenge nur noch unwesentlich erhöht werden), da es sonst zu einem Ausschwemmen der Bakterien-Biomasse kommt und die Stabilität des biologischen Prozesses dann nicht mehr gewährleistet ist. Für einen vollständig durchmischten, einstufigen Fermenter wird empfohlen, eine Verweilzeit von ca. 54 Tagen anzustreben. Bei dieser Verweilzeit konnten

für das angestrebte Substratverhältnis von Schwarzwasser zu Speiseresten von 3,4:1 noch sehr hohe substratspezifische Methanerträge realisiert werden, die bei einer Steigerung der Raumbelastung und einer resultierenden Verkürzung der Verweilzeit in den Untersuchungen um ca. 25% abnahmen.

- Zieht man die aktuell anfallenden Schwarzwassermengen (150l/d) und Bioabfälle der Mensa (45kg/d) als Basiswerte heran, um die Pilot-Biogasanlage am UCB auszulegen, kann ein Methanertrag von ca. 5,4 m³/d bzw. ein Biogasertrag von 9,0 m³/d erwartet werden (Methangehalt 59,9 Vol.-%).
- Alternativ zu einem einphasigen, vollständig durchmischten Fermenter kann auch ein Hybrid-Reaktor, bestehend aus einem CSTR-Segment für die Hydrolyse und einem angeschlossenen Festbett-Methanreaktor eingesetzt werden. Bei den Ausgangsstoffen von 150 l/d Schwarzwasser und 45kg/d Speiseresten sollte das Hydrolyse-Segment ein Volumen von ca. 2 m³ Nettovolumen (Input-Gesamt: 195 kg/d, mittlere Dichte: 1,0 kg/l, Zielwert der Verweilzeit: 10 d) aufweisen. Dieses sollte mit einem Festbett-Segment mit einem Volumen von ca. 2,3 m³ Nettovolumen kombiniert werden (Schwarzwasser: 0,29 kg CSB/d; Speisereste 17,0 kg CSB/d; Gesamt 17,3 kg CSB/d; Zielwert Raumbelastung Festbett 7,5 kg CSB/d). Damit ergibt sich ein Gesamtvolumen des Hybridreaktors von 4,3 m³ Nettovolumen (1,0 m³ Hydrolyse; 2,3 m³ Festbettreaktor).
- Sollte dagegen ein einstufiger CSTR-Reaktor für die genannten Substrat-Volumenströme verwendet werden, ist ein Nettovolumen von 10,5 m³ vorzusehen (Input-Strom 195 kg/d; Dichte 1 kg/l; Zielwert der Verweilzeit: 54 Tage).
- Die Zugabe der Frischsubstrate zum Fermenter sollte möglichst gleichmäßig verteilt über den Tag erfolgen, um Schwankungen im pH-Wert und in der Zusammensetzung des gebildeten Biogases zu vermeiden.
- Zum Anfahren der zu errichtenden Pilotanlage sollte der Fermenter zumindest teilweise mit aktivem Schlamm einer laufenden Biogasanlage bzw. eines Faulturms einer Kläranlage gefüllt werden, um eine ausreichende Inokulation mit Mikroorganismen zu gewährleisten.
- Zur Abschätzung der Wirtschaftlichkeit des Verfahrens werden Untersuchungen an einer halbtechnischen, vollständig automatisierten Anlage benötigt, die in einem Folgeprojekt durchgeführt werden sollten. Aufbauend auf den Ergebnissen dieses Projektes kann eine solche Anlage konzipiert werden.

Mazerator

Kurzbeschreibung und Versuchsdurchführung

Im weiteren Verlauf des Projektes soll der Bioabfallzerkleinerer der Fa. Roediger erprobt werden, welcher an das bestehende Unterdrucksystem angeschlossen wurde. Langfristig kann eine Vergärung des Schwarzwassers mit Bioabfällen implementiert werden, um Biogas zu erzeugen.

Der Prototyp des „Roezerators“ ist in der nachfolgenden Abbildung 40 ersichtlich, das technische Datenblatt der Fa. Roediger befindet sich im Anhang.

Abbildung 40
Mazerator "Roezerator" der Fa. Roediger



Bei der Konstruktion des Mazerators konzentrierte sich die Fa. Roediger auf folgende Schwerpunkte:

- Direktabsaugung mit Vakuumventil.
- Optimierung des Wasserbedarfs.
- Optimierung der Sicherheitsmaßnahmen, da kein geschultes Personal den Mazerator betreibt (Zusätzlicher Deckel als Schutz vor Zugriff auf das Schneidwerk / Schutz vor herausgeschleuderten Kleinteilen, Deckel ist elektrisch und mechanisch – doppelt abgesichert, Deckel ist im Betrieb nicht zu öffnen, Deckelöffnung erfolgt zeitverzögert, um Stillstand des Schneidwerks zu gewährleisten, Deckelöffnung erfolgt nur bei Betriebsbereitschaft, Gerät schaltet selbstständig wieder in den sicheren Betriebsmodus (z.B. nach Servicearbeiten)).

Die bis dato durchgeführte Beprobung konzentrierte sich auf die Überprüfung der Funktionalität und Handling des Mazerators, sowie die Schaffung einer Datengrundlage, um in nächsten Schritten mit der Fa. Roediger eine Optimierung des Gerätes zu erarbeiten und dies für den Gebrauch im Studierendenwohnheim durch die Bewohner zu integrieren.

Es wurden insgesamt 62 diskontinuierliche Versuche durchgeführt. Dazu wurde Bioabfall von verschiedenen Stellen gesammelt (Studierendenwohnheimen, Kaffeeküchen des IfaS...). Es wurde im Schnitt 1,2 kg Bioabfall pro Einheit zerkleinert (ohne Biomülltüte). Das Zerkleinerungsgut wurde in den Einfülltrichter gegeben und das Gerät gestartet. Es befanden sich hauptsächlich Obst- und Gemüsereste, Eierschalen und Kaffeesatz in den

Bioabfalleinheiten. Teilweisen mussten auch zwei Spülgänge gestartet werden, da nicht alles beim ersten Spülgang zerkleinert wurde. Das Gewicht des Abfalls wurde vor jeder Beaufschlagung mit einer Anglerwaage ermittelt.

Nach Einfüllen der Bioabfälle in den Trichter wurde der Zerkleinerungsprozess mit dem grünen Knopf gestartet. Dies wurde als ein Spülgang gewertet.

Abbildung 41
Trichter des Mazerator mit Inhalt



Abbildung 42
Trichter des Mazerator nach einem Zerkleinerungsvorgang



Dokumentiert wurden hauptsächlich Zusammensetzung des Bioabfalls, Anzahl der Spülgänge, Stand der Wasseruhr, Verschmutzungsgrad, Vibrationsverhalten, ggf. technische Störung. Die Dokumentation der Versuche findet sich im Anhang wieder.

Als abschließender „Härtetest“ wurden Zerkleinerungsversuche mit Knochen vom Metzger durchgeführt.

Abbildung 43
"Härtetest" mit Knochen vom Metzger



Outcome der Versuchsreihe

Der Mazerator war im Versuchsumfang nur bis auf einige Ausnahmen in der Lage den Bioabfall vollständig zu zerkleinern. Bei größeren Abfallstücken, wie bspw. einem Blumenkohl, haben diese nicht durch die Öffnung zum Schneidwerk gepasst. Auch musste bei einer größeren Menge Abfall dieser vor der Zerkleinerung verdichtet werden. Des Weiteren traten Probleme beim Zerkleinern von faserigen Abfällen auf (Kaffeefilter, Pflanzenreste oder Eierschachteln). Die Faserreste blieben im Schneidwerk hänge und wurden erst mit mehreren Spülgängen gelöst bzw. durch das Hinzugeben von weiterem Bioabfall. Dies führte allerdings nicht zur Beeinträchtigung des Vorgangs. Harte Inhalte wie Avocadokerne, kleine Stöckchen und Knochen konnten ebenfalls ohne Probleme zerkleinert werden. Durch die Versuche mit Knochen wurde ersichtlich, dass ab einer Menge von ca. 2 kg kein Vakuum mehr aufgebaut werden kann. Dies könnte an der Leistung der Vakuumpumpe liegen. Auch ist eine zu geringe Wassermenge im System eine mögliche Fehlerquelle. Befindet sich zu wenig Wasser in der Vakuumleitung ist das Verhältnis von Feststoff und Wasser unzureichend für einen reibungslosen Betrieb.

Der Deckel des Roezerators ist auch störanfällig. Dieser konnte erst durch einen leichten Schlag mit der Faust vollständig geschlossen werden. Automatisch schloss der Deckel nicht richtig, so dass der Motor des Schneidwerkes blockierte und kein Zerkleinerungsvorgang stattfand.

Es wurde auch eine hohe Lärmbelästigung durch das Mazerieren für die Bewohner festgestellt, da sich die Wohnungen von Studierenden gegenüber dem Raum befinden, in dem die Vakuumpumpe und der Mazerator aufgestellt sind.

Die Reinigung des Mazerator gestaltete sich zudem schwierig. Mit der Zeit setzten sich die Reste, welche bei der Zerkleinerung entstehen, im Trichter und am Deckel ab. Der Wasserstrahl ist nicht entsprechend eingestellt, um diese Reste wegzuspülen (Vgl. Abbildung 44).

Abbildung 44
Verschmutzter Trichter nach einer Zerkleinerung



Durch die Form des Trichters erweist sich die abschließende mechanische Reinigung im Inneren als problematisch. Toträume und Winkel können auch mit einer kleinen Bürste nicht richtig gesäubert werden. Die mechanische Reinigung des Deckels ist allerdings problemlos möglich.

Fazit der Versuchsreihe

Die Zerkleinerungsleistung des Mazerators ist für die durchgeführte Versuchsreihe vollkommen ausreichend. Die Versuchsmengen sind hierbei repräsentativ für den Abfallanfall in den Studierendenwohnheimen des Umwelt-Campus. Allerdings sollte die Leistung des Mazerators noch in einen höheren Leistungsbereich optimiert werden, um einen Sicherheitspuffer nach oben zu schaffen. Im Zuge einer höheren Beaufschlagung des Mazerators muss auch die Wassermenge des Spülwassers angepasst werden, um ein besseres Verhältnis von Feststoff und Wasser zu erreichen, damit die Vakuumpumpe weiterhin einen störfreien Betrieb gewährleisten kann. Dies kann durch einen Sensor erreicht werden, welcher die Wassermenge an die Abfallmenge anpassen kann. So kann bei einer kleineren Abfallmenge auch Wasser gespart werden, denn derzeit ist der Mazerator auf eine vordefinierte Wassermenge eingestellt. Für eine weitere technische Optimierung sollte der Deckel des Mazerators zu öffnen sein, wenn sich kein Abfall im Gerät befindet, ohne dass dieser einen Spüldurchgang durchläuft. Durch die Vermeidung eines Leerlaufes kann Wasser und Strom eingespart werden.

Um die Lärmbelästigung für die Bewohner zu minimieren, könnte mit Lärmschutz im Keller gearbeitet werden.

Das Problem der Reinigung stellt großes Optimierungspotential dar. Es wäre denkbar, ein automatisches Reinigungsprogramm zu implementieren oder den Wasserdruck zu erhöhen, um den Trichter, Deckel und vor allem die Toträume nicht manuell säubern zu müssen. Dies stellt vor allem im Sommer ein Problem dar, da die Abfallreste schneller verschimmeln und auch eine Geruchsbelästigung darstellen. Das Reinigen per Hand kann keine Dauerlösung sein, denn der Mazerator kann so nicht vollständig und hygienisch gesäubert werden.

Nach Meinung von Studierenden sollte sich der Betrieb wie folgt gestalten:

„Die Bedienung des Mazerators selbst muss einfach, schnell und zuverlässig sein. Das System muss so weit optimiert werden, dass die Person den Müll einfüllt, den Deckel schließt, den Start auslöst und dann gehen kann oder der Mazerator läuft so schnell, dass die Person kurz dabeibleibt und dann überprüft, ob alles mazeriert wurde und gegebenenfalls erneut auslöst. Allerdings sollte der Vorgang dann in einigen Sekunden abgeschlossen werden. Studierende werden wahrscheinlich nicht eine Minute oder länger warten.“

Nachhaltigkeitsbewertung (Ökobilanz)

Zukünftige bilanzielle Betrachtung der Abwasserbehandlung

In diesem Kapitel wird das Zukunftsszenario theoretisch beleuchtet, in dem u.a. die Grauwasserbilanz der gesamten Studierendenwohnheime betrachtet wird. Es wird überschlägig kalkuliert, wie viel CO₂ anfällt, um die Menge an Grauwasser mit einem Bodenfilter zu reinigen. Ein weiterer Fokus liegt zudem auf dem Substitutionspotential durch gereinigtes Grauwasser für die Toilettenspülung. Hierbei wird untersucht, wie viel CO₂ eingespart werden kann, wenn das gereinigte Grauwasser anstelle von Trinkwasser zur Toilettenspülung verwendet wird. Durch diese Maßnahme kann nicht nur die CO₂-Bilanz verbessert werden, sondern es können auch Trinkwasser und somit auch Ressourcen eingespart werden.

Ein weiteres Kapitel beschäftigt sich mit dem Anfall des Schwarzwassers, bezogen auf den gesamten Umwelt-Campus. Hier wird weiter das Energiepotential des Schwarzwassers theoretisch berechnet und die CO₂-Bilanz der Abwasserbehandlung unter Betrachtung der Vakuumtechnik analysiert. Durch die Nutzung von Schwarzwasser als Energiequelle kann die Vakuumtechnologie energetisch unterstützt werden und weitere Energie für den UCB genutzt werden.

Abschließend werden die Ergebnisse der CO₂-Bilanz von konventioneller Abwasserreinigung und Trinkwasserbereitstellung mit dem Projekt am Umwelt-Campus verglichen. Hierbei steht die abschließende Bewertung im Raum, wie viel CO₂ und Trinkwasser durch dieses alternative Konzept eingespart werden kann. Das Projekt am UCB könnte somit als Vorbild für andere Stadtquartiere oder Einrichtungen dienen.

Um die Stoffströme am Umwelt-Campus darzustellen, wurde auf das Simulationsprogramm SAMPSONS zurückgegriffen. Die Software fokussiert die Betrachtung von neuartigen Sanitärsystemen und basiert auf der Software SIMBA. Mithilfe der Software ist es möglich, die Stoffströme in verschiedensten Szenarien darzustellen und daraufhin eine Abschätzung hinsichtlich verschiedenster Faktoren zu treffen. Unter diesen Faktoren finden sich beispielsweise Nährstoffbilanzen, energetische Aspekte und ökonomische Betrachtungen. Das Grundprinzip der Software besteht in einem Baukastensystem, in dem die Szenarien nach Wunsch aufgebaut werden können. Ziel ist es, den Konsens in der Diskussion um das neuartige Sanitärsystem (NASS) zu unterstützen, in dem das Programm Defizite im Kenntnisstand zu NASS auszugleichen versucht. Dies geschieht durch den möglichen Vergleich durch die Simulation von NASS und konventionellen Systemen. Beteiligte Akteure an der Entwicklung der Software waren u.a. Björnßen Beratende Ingenieure und die Technische Universität in Berlin. Die Software wird kostenlos unter <https://www.ifak.eu/de/produkte/simba/sampsons> bereitgestellt (Schulz, et al., 2019).

Das Projekt am UCB war bereits als Beispielprojekt hinterlegt. Die in der Software hinterlegten Werte wurden verwendet. Schaut man sich nun die Stoffströme an, welche theoretisch entstehen, so ergibt sich nach der Simulation folgende anteilige Verteilung der Stoffströme im Projekt:

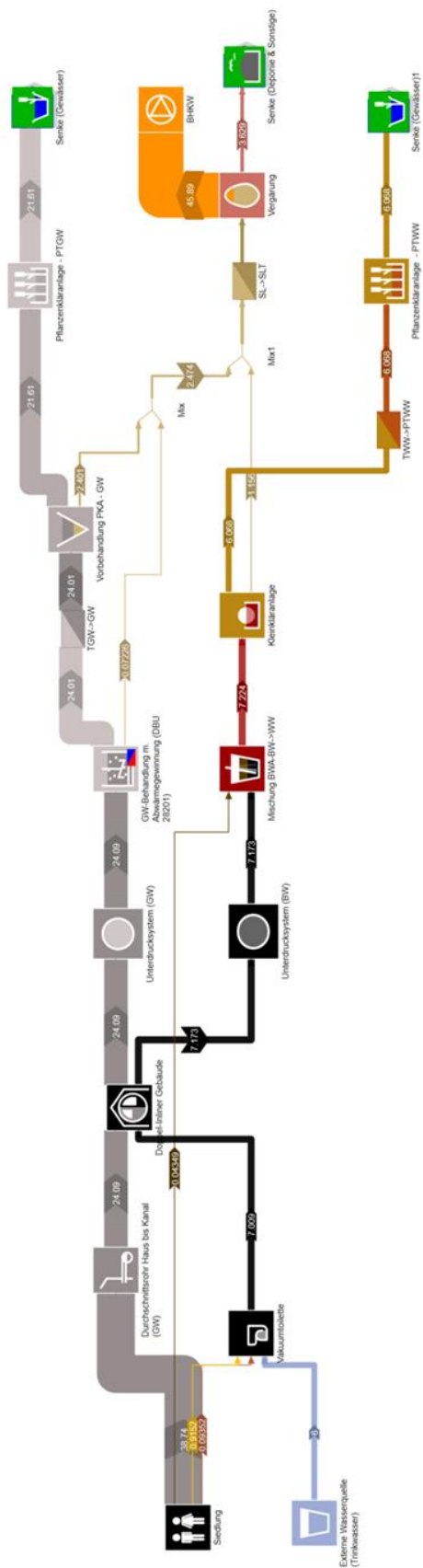


Abbildung 45 Simulation des Projektes ReLab mit der Software SAmPSON

Bilanzielle Betrachtung der Grauwasserbehandlung

Hinsichtlich des Grauwasseranfalls am Umwelt-Campus wurde mit einem spezifischen Grauwasseranfall von 62,3 l/(E*d) kalkuliert. Bei der Betrachtung des gesamten Campus wurden 777 Einwohner berücksichtigt. Diese Daten stammen aus den erhobenen Daten aus dem Studierendenwohnheim, Gebäude 9903. Die gemittelten Daten des Grauwasseranfalls pro Tag wurden anschließend auf die restlichen Gebäude übertragen. Somit ergibt sich nach Tabelle 60 folgende Annahme:

Tabelle 60 Grauwasseranfall bei 777 Einwohnern am Umwelt-Campus

Grauwasseranfall am gesamten Campus		
Anzahl Einwohner [E]	Wert	Einheit
Spezifischer Anfall pro Einwohner	62,3	l/(E*d)
777	48	m ³ /d

Täglich würden somit in den Gebäuden der Studierendenwohnheimen rund 48 m³ Grauwasser anfallen.

In den von der TU Kaiserslautern untersuchten Alternativmethoden für die Grauwasseraufbereitung wurde als wirtschaftlichste Vorzugsalternative der Bodenfilter herausgearbeitet. Um eine Aussage über die CO₂-Bilanz treffen zu können, wird die Angabe eines Energiebedarfes benötigt. Da dieser jedoch sehr geringgeschätzt wird, werden die Energiekosten in dieser Möglichkeit nicht angegeben. Somit kann auch von einer sehr geringen Umweltbelastung hinsichtlich der CO₂-Bilanz des Bodenfilters ausgegangen werden. Um jedoch einen beispielhaften Referenzwert für Alternativtechnologien zu erhalten, wurde die zweit wirtschaftlichste Alternative, der Wirbelbettreaktor, für die Angabe einer CO₂-Belastung betrachtet. Folgend ergeben sich, basierend auf dem durch die TU Kaiserslautern angegebenen Energiebedarf, entsprechende Werte bezüglich der CO₂-Bilanz. Der Faktor für die CO₂-Äquivalente pro Megawattstunde (MWh) wurde aus dem Informationsblatt CO₂-Faktoren des Bundesamtes für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle (BAFA) entnommen (Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle, 2022).

Tabelle 61 CO₂-Bilanz der möglichen Grauwasseraufbereitungstechnologien

Vorzugsalternative: Bodenfilter		
Energiekosten so gering, dass diese im Bericht vernachlässigt wurden. Daher keine belastbare Aussage über die CO ₂ -Bilanz möglich.		
Alternative: Wirbelbettreaktor		
Kennzahl	Wert	Einheit
Stromverbrauch Wirbelbettreaktor	313	kWh/d
Spezifischer Energiebedarf	0,3	kWh/m ³
Faktor für CO ₂ -Äquivalente nach BAFA	0,732	tCO ₂ /MWh
CO ₂ -Belastung durch Grauwasseraufbereitung	0,2	kgCO ₂ /m ³
CO ₂ -Belastung durch Grauwasseraufbereitung	9,5	kgCO ₂ /d

Durch die Aufbereitung mit einem Wirbelbettreaktor werden pro Tag am Campus theoretisch 9,4 kg als CO₂-Belastung kalkuliert. Da jedoch der Bodenfilter die Vorzugsalternative ist, wäre von keiner Umweltbelastung durch die Grauwasseraufbereitung auszugehen. In den folgenden Betrachtungen wird der Bodenfilter als zukünftige Grauwasseraufbereitungsmethode angenommen und trägt somit zu keiner CO₂-Belastung bei.

Betrachtung der CO₂-Bilanz bei Substitution des Toilettenspülwassers

Verwendet man das aufgereinigte Grauwasser zur Substitution von Spülwasser unter der Annahme, dass in jedem Gebäude der Studierendenwohnheime eine Vakuumtoilette vorhanden ist, kann die CO₂-Bilanz

beeinflusst werden. Für die Abschätzung der benötigten Wassermenge für die Toilettenspülung wurde mit 1,5 Liter Spülvolumen und 5 Spülvorgängen am Tag bei 777 Personen kalkuliert.

Tabelle 62 Substitutionspotential des Frischwassers durch Grauwasser der Toilettenspülung

Substitutionspotential		
Kennzahl	Wert	Einheit
Wasserverbrauch Toilettenspülung pro Einwohner	7,5	l/(E*d)
Wasserverbrauch Toilettenspülung gesamter Campus	5,8	m ³ /d

Somit besteht die Möglichkeit den Frischwasserbedarf um 5,8 m³/d durch gereinigtes Grauwasser zu entlasten.

Die Betrachtung der CO₂-Bilanz für den Wasserbedarf der Toilettenspülung ergibt eine Belastung von theoretisch 2 kgCO₂/d. Der spezifische Energiebedarf für Trinkwasser wurde aus der Literatur entnommen und ergibt sich zu 0,49 kWh/m³ gefördertem Trinkwasser (Plath, 2011).

Tabelle 63 CO₂-Bilanz für den Frischwasserbedarf der Toilettenspülung am Umwelt-Campus

CO ₂ -Bilanz für den Trinkwasserbedarf für die Toilettenspülung		
Kennzahl	Wert	Einheit
Spezifischer Energiebedarf Trinkwasser (Literatur)	0,49	kWh/m ³
Faktor für CO ₂ -Äquivalente nach BAFA	0,732	tCO ₂ /MWh
CO ₂ -Äquivalente pro m ³ Trinkwasser	0,4	kgCO ₂ /m ³
CO ₂ -Belastung durch Trinkwasser für Toilettenspülung am Campus	2	kgCO ₂ /d

Bezieht man nun dieses Ergebnis auf die komplette CO₂-Bilanz des täglichen Frischwasserbedarfes, so ist mit folgender theoretischer Auswirkung zu rechnen:

Tabelle 64 CO₂-Bilanz des gesamten Frischwasserbedarf und Einsparung durch Grauwassersubstitution der Toilettenspülung

Gesamte Bilanz für Trinkwasser am Campus		
Kennzahl	Wert	Einheit
Frischwasserbedarf gesamter Campus	53,2	m ³ /d
Spezifischer Energiebedarf Trinkwasser (Literatur)	0,49	kWh/m ³
Faktor für CO ₂ -Äquivalente nach BAFA	0,732	tCO ₂ /MWh
CO ₂ -Äquivalente pro m ³ Trinkwasser	0,4	kgCO ₂ /m ³
CO ₂ -Belastung für den Trinkwasserbedarf am Campus	19	kgCO ₂ /d
Einsparungen in der CO ₂ -Bilanz durch Substitution des Toilettenspülwassers		
Kennzahl	Wert	Einheit
CO ₂ -Belastung für den Trinkwasserbedarf am Campus	19	kgCO ₂ /d
Einsparung durch Substitution des Toilettenspülwassers	2	kgCO ₂ /d
CO ₂ -Bilanz des Trinkwassers nach Substitution	17	kgCO ₂ /d

Es wurde überschlägig kalkuliert, dass der Frischwasserbedarf des Umwelt-Campus insgesamt bei 68,5 Litern pro Tag und Einwohner liegt, dies ergibt in Summe einen totalen Bedarf von 53,2 m³ pro Tag. Anschließend wurde die spezifische CO₂-Bilanz pro Kubikmeter Frischwasser auf den Campus übertragen, was theoretisch zu einer CO₂-Belastung von 19 Kilogramm pro Tag führt.

Um zukünftigen Herausforderungen der Wasserverknappung gerecht zu werden, kann gereinigtes Grauwasser als Ersatz für bspw. die Toilettenspülung verwendet werden. Dadurch kann eine Einsparung von

2 Kilogramm CO₂ am Tag erzielt werden. Es wurde festgestellt, dass der Bodenfilter kaum eine CO₂-Belastung aufweist. Daher wurde diese bei der Bilanzierung nicht berücksichtigt und mit keiner CO₂-Belastung angenommen. Diese Annahme wirkt sich positiv auf die Umweltbilanz aus. Es sollte jedoch beachtet werden, dass es sich hierbei um theoretische Kalkulationen handelt und die Ergebnisse unter realen Bedingungen variieren können.

Bilanzielle Betrachtung der Schwarzwasserbehandlung

Für den Anfall des Schwarzwasser in den gesamten Studierendenwohnheimen wurde der Ansatz analog dem Grauwasseranfall verwendet. Die ermittelten Werte aus dem Gebäude 9903 auf dem Gelände des Umwelt-Campus wurden auf die gesamte Einwohnerzahl bezogen. Es ergibt sich so ein theoretischer gesamter Schwarzwasseranfall von durchschnittlich 4,9 m³ pro Tag.

Tabelle 65 Schwarzwasseranfall am Umwelt-Campus bei 777 Einwohnern

Schwarzwasseranfall am Campus		
Anzahl Einwohner	Wert	Einheit
Spezifischer Anfall pro Einwohner	6,25	l/(E*d)
777	4,9	m ³ /d

Um das Schwarzwasser effizient zu nutzen, kann dies in einem Fermenter vergärt werden und aus dem generierten Biogas Energie gewonnen werden. Der Energiegehalt von Methan wurde mit 10 kWh pro Kubikmeter kalkuliert (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V., 2022). Die Werte bezüglich des Gas- und Methanertrages wurden von der Universität Hohenheim in Gärversuchen ermittelt. Bei den Substraten handelt es sich um anfallendes Schwarzwasser aus dem Gebäude 9903, sowie 45 kg Speiseabfälle.

Das Energiepotential für das Schwarzwasser des gesamten Campus zuzüglich 45 kg fettreicher Speiseabfälle ergibt sich theoretisch nach Tabelle 66 zu rund 515 kWh/d im Mittel.

Das entstandene Gas kann dann in einem Blockheizkraftwerk mit verschiedenen Wirkungsgraden zu Strom und Wärme umgewandelt werden. Als Berechnungsbasis dienen die ermittelten Daten aus den Gärversuchen der Universität Hohenheim. Diese wurden auf den gesamten UCB übertragen und ergeben so den theoretischen Wert im Mittel.

Tabelle 66 Energetisches Potential des am Umwelt-Campus theoretisch anfallenden Schwarzwasser

Energiepotenzial Schwarzwasser mit Speiseresten am Campus		
Kennzahl	Wert	Einheit
Schwarzwasseranfall gesamter Campus	4,86	m ³ /d
Methananfall pro Liter Schwarzwasser	0,0095	m ³ /l
Methananfall pro Liter Bioabfall	0,12	m ³ /l
Methananfall gesamter Campus (inklusive 45 kg Speisereste)	51,5	m ³ /d
Energiegehalt pro m ³ Methan	10	kWh
Energiepotenzial Schwarzwasser gesamter Campus	515,3	kWh/d
Elektrische Energie (Wirkungsgrad 30%)	154,6	kWh/d
Thermische Energie (Wirkungsgrad 70%)	360,7	kWh/d

Diese potenzielle Energie kann beispielweise mit einem elektrischen Wirkungsgrad von 30 % zu theoretisch 154,6 kWh umgewandelt werden. Betrachtet man die Umwandlung zu thermischer Energie, so können daraus theoretisch 154,6 kWh am Tag bei einem Wirkungsgrad von 70% generiert werden.

Bezüglich der CO₂-Bilanz wurde der aktuelle Energiebedarf der Vakuumsstation der Fa. Roediger herangezogen. Es handelt sich bei diesem Wert um eine sehr grobe Abschätzung, da der Firma aktuell keine belastbaren Daten zum Energieverbrauch der Station vorliegen. Auf der Basis folgender Voraussetzungen wurde der Energiebedarf im Bereich von 3 bis 12 kWh/m³ abgeschätzt:

- Wasserringschraubenvakuumpumpen (Typ 30 Birkenfeld)
- keine Undichten im Netz
- Druckbereich: -0,5 bis -0,3 bar (0,5 bis 0,7bar abs.)
- Wasservorlage je Spülung: 1,5 l

Für die folgende Betrachtung des Energiebedarfes und die CO₂-Belastung wurde die Annahmen zum Energieverbrauch gemittelt und mit einem Wert von 7,5 kWh/m³ kalkuliert.

Bezieht man diesen Wert auf den gesamten Umwelt-Campus, so ergibt sich ein Energiebedarf von 36,4 kWh/d, um das Schwarzwasser mit Vakuumtechnik zu behandeln. Theoretisch lässt sich dieser Bedarf durch die Energie im Schwarzwasser abdecken und würde bilanziell somit keine CO₂-Belastung verursachen. Betrachtet man die CO₂-Bilanz ohne anaerobe Nutzung des Schwarzwassers, ergibt sich eine tägliche CO₂-Belastung von 26,7 kg durch die Vakuumtechnologie.

Tabelle 67 Bilanz der Vakuumtechnologie Fa. Roediger in Bezug auf den Energiebedarf und die CO₂-Belastung

Energiebilanz der Vakuumsstation Fa. Roediger		
Kennzahl	Wert	Einheit
Spezifischer Energiebedarf der Vakuumsstation	7,5	kWh/m ³
Energiebedarf der Vakuumtechnologie für das gesamte Abwasser am Campus	36,4	kWh/d
Energiepotenzial des Schwarzwassers nach Abzug des Energiebedarfes der Vakuumtechnologie	478,9	kWh/d
CO ₂ -Bilanz Vakuumsstation Fa. Roediger		
Kennzahl	Wert	Einheit
Faktor für CO ₂ -Äquivalente nach BAFA	0,732	tCO ₂ /MWh
CO ₂ -Äquivalente Vakuumsstation pro m ³ Abwasser	5,5	kgCO ₂ /m ³
CO ₂ -Äquivalente Vakuumtechnologie gesamt am Campus	26,7	kgCO ₂ /d

Vergleich der bilanziellen Betrachtung Abwasserbehandlungsmethoden am UCB mit konventioneller Abwasserbehandlung

Folgend werden die CO₂-Bilanzen für Trinkwasser und konventionelle Abwasserbehandlung den CO₂-Bilanzen des Projektes am UCB gegenübergestellt. Tabelle 68 bezieht sich auf die Betrachtung von Frischwasser und konventioneller Abwasserbehandlung. Bei dieser theoretischen Berechnung wurde Frischwasserbedarf und Abwasseranfall im Verhältnis 1:1 angenommen. Durch die überschlägige Berechnung konnte eine CO₂-Belastung von 22,8 kg pro Tag am Campus festgestellt werden. Dies entspricht einer jährlichen CO₂-Belastung von 8,33 t. Der Faktor für die CO₂-Belastung des Frischwasserbedarfes wurde wie in den obigen Kalkulationen dem Merkblatt des BAFA entnommen. Bezüglich der Kalkulation für die Belastung durch die Abwasserreinigung konnten die CO₂-Äquivalente einer örtlichen Kläranlage zu Grunde gelegt werden. Diese wurde mit Photovoltaik Technologie aufgerüstet, um den Eigenversorgungsgrad zu erhöhen. Die spezifischen Werte der Abwasserreinigung wurden auf den Abwasseranfall am UCB übertragen, um eine Aussage über die ökologische Belastung des Abwassers am Campus zu treffen.

Tabelle 68 CO₂-Bilanz für den Frischwasserbedarf und die konventionelle Abwasserreinigung

CO ₂ -Bilanz für Trinkwasser und konventionelle Abwasserbehandlung		
Kennzahl	Wert	Einheit
Gesamtwasseranfall am Campus	53,2	m ³ /d
CO ₂ -Äquivalente pro m ³ Trinkwasser	0,4	kgCO ₂ /m ³
CO ₂ -Äquivalente Frischwasser pro Tag am Campus	19	kgCO ₂ /d
CO ₂ -Äquivalente pro m ³ behandeltes Abwasser	0,07	kgCO ₂ /m ³
CO ₂ -Äquivalente behandeltes Abwasser pro Tag	3,7	kgCO ₂ /d
Gesamte CO ₂ -Belastung Frischwasser und Abwasser am Campus pro Tag	22,8	kgCO ₂ /d
Gesamte CO ₂ -Belastung Frischwasser und Abwasser am Campus pro Jahr	8,33	tCO ₂ /a

Um eine Gegenüberstellung der unterschiedlichen Bilanzen vornehmen zu können wird in folgender Tabelle das CO₂-Potential am Umwelt-Campus betrachtet. Hierzu wurde dem Frischwasserbedarf der Bedarf für die Toilettenspülungen abgezogen, dieser wird durch die Substitution mit Grauwasser erzielt. Es ist anzumerken, dass aktuell in den Gebäuden 9903 und 9902 schon Regenwasser für Toilettenspülung verwendet wird. Da in dieser Annahme hier jedoch der gesamte Campus betrachtet wird, wird dieser Umstand in der Kalkulation nicht berücksichtigt.

Die Belastung für die Grauwasseraufbereitung durch den Bodenfilter wurde durch die vorteilhafte energetische Technik vernachlässigt. Dies gilt ebenso für die Belastung durch das Schwarzwasser. Durch die energetische Nutzung des Schwarzwassers kann der Energiebedarf der Vakuumtechnologie abgedeckt werden. Bilanziell ergibt sich unter Berücksichtigung dieser Faktoren eine CO₂-Belastung von theoretisch 15,6 kg pro Tag am UCB.

Tabelle 69 CO₂-Bilanz für die Alternativtechnologie am Campus

CO ₂ -Bilanz für das Projekt am Campus		
Kennzahl	Wert	Einheit
Grauwasseranfall	48,4	m ³ /d
Schwarzwasseranfall	4,9	m ³ /d
Frischwasserbedarf (bei Substitution der Toilettenspülung)	43,5	m ³ /d
CO ₂ -Äquivalente pro m ³ Trinkwasser	0,4	kgCO ₂ /m ³
CO ₂ -Äquivalente Frischwasser pro Tag am Campus	15,6	kgCO ₂ /d
CO ₂ -Äquivalente Grauwasseraufbereitung pro Tag am Campus	0	kgCO ₂ /d
CO ₂ -Äquivalente Schwarzwasserbehandlung pro Tag am Campus	0	kgCO ₂ /d
CO ₂ -Äquivalente gesamt pro Tag am Campus	15,6	kgCO ₂ /d
CO ₂ -Äquivalente gesamt pro Jahr am Campus	5,7	tCO ₂ /a

Vergleicht man nun diese beiden Betrachtungen, stellt sich heraus, dass die CO₂-Bilanz am UCB durch alternative Technologie um theoretisch 7,2 kgCO₂ pro Tag entlastet werden könnte. Dies macht eine Verbesserung zur konventionellen Technologie um 2.633 kgCO₂ pro Jahr aus.

Organisatorischer Rahmen und Betreibermodelle

Wie in den vorherigen Kapiteln hergeleitet, ergeben sich durch die Einführung differenzierter Wasserwirtschaftssysteme zusätzlich zu den klassischen Aufgaben der Wasserwirtschaft, der Abwasserentsorgung und dem Kanalbetrieb speziell die neuen Aufgabenbereiche der getrennten Grau- und Schwarzwassersammlung und -behandlung, der Betriebswasserbereitstellung sowie der Wärmerückgewinnung. Diese sind nicht der Teil der pflichtigen Selbstverwaltungsaufgaben der Kommunen und es gibt keine inhaltlichen Vorgaben durch staatliche Rechtsvorschriften. Um alle Geschäftsfelder zu erschließen, bedarf es meist rechtlicher Maßnahmen wie einer Anpassung der Satzung, der Rechtsform oder der Organisationsstrukturen. Diese beziehen sich dabei auf die verschiedenen Akteure, dem Kanalbauamt als Abwasserentsorger, den Wasserwerken als Trinkwasserversorger, den Abfallunternehmen, den Energieversorgern sowie weiterer privater Akteure, welche unter verschiedenen Kooperationsformen oder einzeln agieren können, um die jeweilige Aufgabe zu erfüllen (Libbe & Hendrik, 2016).

Aufgabenverteilung

Bei der Implementierung eines neuartigen Sanitärsystems sollte zunächst entschieden werden, welcher Akteur die Aufgaben der Systementscheidung und -planung sowie die bauliche Umsetzung des Systems übernimmt. Allgemein könnte auf kommunaler Ebene dies entweder die Kommune oder der angehörige Abwasserentsorger in Austausch mit Dienstleistern übernehmen. Projektspezifisch bei der Übertragung der im ReLab-Projekt erforschten getrennten Abwasserführung auf den gesamten Campus werden die Campus Company, als Inhaber der Wohnheime, der Landesbetrieb Liegenschafts- und Baubetreuung sowie die Hochschule Trier die grundlegenden Aufgaben der Systementscheidung und -planung sowie die bauliche Umsetzung des Systems und die Qualitätskontrolle verantworten. Hierbei stehen diese in enger Rücksprache mit dem IfaS und haben aufgrund der themenübergreifenden Komplexität Rückgriff auf die Expertisen und Dienstleistungen der bereits in Kapitel zwei aufgeführten Projektpartner.

Die semizentrale Grauwasseraufbereitung und Betriebswasserbereitstellung haben sowohl Schnittpunkte mit der Wasserver- und Entsorgung. Vor diesem Hintergrund könnten sowohl der Wasserversorger als auch der Abwasserentsorger, also im konkreten Fall die VG-Werke Birkenfeld, diese Aufgabe übernehmen. Auch kann ein privater Akteur, wie beispielsweise die Campus Company im Rahmen ihres Facility Services oder der Anlagenbauer selbst diese Aufgabe übernehmen. Hierbei sind vom Normensetzer, also der Kommune, detaillierte Regelungen hinsichtlich Mindestqualitätsstandards vorzugeben (Bieschke, Ott, & Walbrecht, 2016). Als Orientierungshilfe können dabei Qualitätsanforderungen verschiedener öffentlicher und privater Institutionen dienen (Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V., 2006). Da das technische Wissen zur Stofftrennung und -behandlung gegebenenfalls nicht bei allen Akteuren vorhanden ist, könnten seitens der Systementscheider Vorgaben zur Umsetzung gemacht sowie Handbücher bereitgestellt werden (Bieschke, Ott, & Walbrecht, 2016). Im Zusammenhang mit dem Betrieb und der Wartung der technischen Systemkomponenten müssen sich die Beauftragten Nutzungs- und Zutrittsrechte auf das jeweilige Grundstück sichern.

Eine mögliche Wärmerückgewinnung könnte ebenfalls den Abwasserentsorger (hier die VG-Werke Birkenfeld) oder einem Energiedienstleister überlassen werden. Auch ist hier wieder eine Form von Zusammenarbeit oder eine Übertragung an weitere Dritte möglich.

Durch die separate Erfassung des Schwarzwassers könnten sich, wie in Kapitel 6 aufgeführt, potenziell verschiedene Verwertungsmöglichkeiten ergeben. Hieraus resultieren neben der Schwarzwasseraufbereitung weitere Aufgabengebiete wie die Rückgewinnung und anschließende energetische Nutzung und Verwertung anfallender Stoffe (bspw. Biogas und Gärreste), welche es organisatorisch zu bewältigen gilt. Analog zu den vorherigen Aufgaben kann dies durch einen öffentlichen Akteur wie den Abwasserentsorger (hier: VG-Werke Birkenfeld), den Abfallentsorger (hier: Abfallbetrieben des Nationalparklandkreises Birkenfeld (AWB)) oder einen Privaten geschehen. Verbunden mit der Schwarzwasserbehandlung können ebenfalls Bioabfälle aus der

häuslichen Sammlung (hier der Wohnheime) verwertet werden. Insgesamt würde es durch die weiteren Behandlungs- und Verwertungsschritte des Schwarzwassers und der Abfälle somit zu einem zusätzlichen Wartungs- und Betriebsaufwand (z.B. der Mazeratoren) kommen. Auch hier gibt es die Möglichkeit, dass dies durch einen kommunalen Akteur, einen Dienstleister (z.B. hier die Campus Company) oder den Anlagenbauer selbst im Rahmen eines Wartungsvertrages umgesetzt wird.

Institutionelle Umsetzung auf Akteurebene

Die genannten Akteure lassen sich in die öffentlichen bzw. kommunalen und die privaten Akteure unterteilen. In diesem Kapitel werden die oben beschriebenen Umsetzungsmöglichkeiten der Aufgabenverteilung genauer erläutert. Die Umsetzung kann dabei entweder ausschließlich durch die öffentliche Hand oder Private erfolgen oder durch eine Form von öffentlich-privater Zusammenarbeit (Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V, 2006).

Umsetzung durch öffentliche Akteure

Da Unternehmen in öffentlicher Rechtsform lediglich kostendeckende Gebühren verlangen dürfen und der Daseinsvorsorge dienen, müsste für neue Aufgabenfelder außerhalb des öffentlichen Zweckes die Satzung angepasst werden. Um diese neuen Felder zu behandeln, wäre eine Zusammenschließung zweier oder mehrerer kommunaler Akteure in einem Querverbund möglich. Daran anlehnend wäre auch eine vertraglich vereinbarte Kooperation zur Aufgabenbewältigung möglich, ohne ein formale „Fusion“ zu vollziehen. Alternativ kann auch eine „Modifizierung der vorhandenen Unternehmensstruktur“ vorgenommen werden. Das heißt konkret, dass für bestimmte Aufgaben im Zusammenhang von innovativen Wasserinfrastrukturen privatrechtlich organisierte Tochtergesellschaften gegründet werden können. Diese werden über das Mutterunternehmen hinaus umsatzsteuerpflichtig und dürfen Gewinne erwirtschaften. Dies würde ebenfalls das unternehmerische Risiko für das Kerngeschäft reduzieren und zu einer klaren buchhalterischen Trennung zwischen Mutter- und Tochterunternehmen führen. Auf dieser Möglichkeit aufbauend können auch sektorenübergreifende „hybride“ Tochtergesellschaften zwischen mehreren Akteuren unterschiedlicher Sparten gegründet werden, um die neu entstandenen Aufgabenfelder im Kontext des Wasser-Energie-Nexus zu erfüllen. Dies könnte zu Synergien führen wie der Erschließung des gegenseitigen fachspezifischen Know-hows und Interessenskonflikte zwischen den kommunalen Unternehmen bezüglich ihrer Daseinsvorsorge prävenieren (Libbe & Hendrik, 2016). Auch könnten sich durch gemeinsame Tochtergesellschaften und dem verbundenen Stakeholderdialog Gefahren wie Marktunsicherheiten und Kostenrisiken früher erkennen lassen (Heide, Schramm, & Winker, 2016).

Umsetzung durch Einbezug privater Akteure

Das vorherige Kapitel beschrieb die Umsetzung der Aufgaben weitestgehend durch die öffentliche Hand, auch wenn diese teilweise mit einer formellen Privatisierung einhergehen. Allerdings gibt es ebenfalls unterschiedliche Möglichkeiten durch Zusammenarbeit mit privaten Dritten eine öffentlich-private Partnerschaft einzugehen (ÖPP/ engl.: Public Privat Partnership; PPP). Hierbei würde die öffentliche Hand lediglich die Planung und Kontrolle zur Erfüllung öffentlicher Interessen übernehmen. Schlussendlich ist sie Nachfrager von vertraglich vereinbarten Dienstleistungen, denn es erfolgt eine „funktionale Privatisierung“. Die Partnerschaft einer „echten“ PPP beruht dabei wieder auf der Gründung einer gemeinsamen Tochtergesellschaft beider Beteiligten und einer gemeinsamen Finanzierung. Auch kann lediglich eine vertraglich vereinbarte Erfüllung bestimmter Aufgaben von einem Dritten erledigt werden (sog. „materielle Privatisierung“). Schlussendlich ist auch die gesamte Überlassung der Umsetzung an privatwirtschaftliche Akteure möglich (Backhouse, Block, Haneke, Carsten, & Rudolph, 2005).

Wie bereits angedeutet stehen verschiedene Organisationsformen für die Umsetzung mittels einer ÖPP zur Option. Zunächst können bestimmte Aufgaben unter Beteiligung privater Dritter abgewickelt werden, ohne dass dabei eine Kapitalbindung durch den Privaten erfolgt. Das heißt es erfolgt keine Haushaltsentlastung bei der Investition. In diese Kategorie fallen unterschiedliche vertragliche Modelle wie **Management-**

Betriebsführungs-, Service- und Wartungs- oder Beratungsverträge. Hierbei kann der Private die Verantwortung für die Führung der Betriebsorganisation, einzelner Anlagen beziehungsweise Systemkomponenten oder für Maschinen übernehmen. Auch ist lediglich eine Beratung möglich (Backhouse, Block, Haneke, Carsten, & Rudolph, 2005).

In der zweiten Kategorie erfolgt eine Mitfinanzierung beziehungsweise Beteiligung an der Investitionsverantwortung durch den privaten Partner. Zu beachten ist, dass die Verantwortung der kommunalen Selbstverwaltung für die Kommune bestehen bleiben und nicht übertragen werden. Das sog. **Betreibermodell** basiert auf einer ganzheitlichen Dienstleistung, das heißt der Private übernimmt das Kosten- und Betriebsrisiko für das Projekt. Die Kommune zahlt im Gegenzug ein vertraglich vereinbartes Entgelt mit fixen und variablen Komponenten und hat Kontrollrechte (EWE WASSER GmbH, 2020).

In diese zweite Kategorie gehören auch das **Betriebsüberlassungsmodell**, das **Kooperationsmodell** und das **Konzessionsmodell**. Bei Ersterem verbleiben die Anlagen im Eigentum der Gemeinde. Der Private erhält jedoch einen größeren Gestaltungsspielraum für den Betrieb der Anlage und übernimmt fallweise die Verantwortung für das Investitionsmanagement (Backhouse, Block, Haneke, Carsten, & Rudolph, 2005). Bei einem **Kooperationsmodell** hingegen gründen die Kommune und der Partner eine gemeinsame Gesellschaft. Die Kommune besitzt meist eine Mehrheit der Anteile und stärkt somit ihren Einfluss auf die Planung und die Gebühren. Die Betriebsführung soll mittels eines Betriebsführungsvertrages an den Privaten übertragen werden (Remondis Aqua GmbH & Co. KG, 2020). Bei Letzterem, dem **Konzessionsmodell**, erhält der Konzessionsnehmer, also der der private Dienstleister, das Recht im Versorgungsgebiet bestimmte Aufgaben zu übernehmen und sich über definierte Entgelte vom Verbraucher zu refinanzieren.

Die Rolle des privaten Dritten bei den beschriebenen Möglichkeiten könnte dabei auch mit **Beteiligung der Bürger** erfolgen. Diese Beteiligung kann dabei in eine aktive und eine passive finanzielle Bürgerbeteiligung untergliedert werden. Bei der **aktiven Beteiligung** werden zur Erbringung bestimmter Aufgaben eigene Gesellschaften (bspw. **Genossenschaften**) gegründet. Hier agieren die Bürger sowohl als Kapitalgeber als auch als Miteigentümer, folglich erlangen sie dadurch ein Kontroll- und Mitspracherecht. Die **passive Bürgerbeteiligung** hingegen fungiert ausschließlich als reine Finanzanlage- ohne Mitspracherechte aus Sicht der Bürger. Auch hier gibt es verschiedene Formen wie die Finanzierung über ein klassisches Darlehen oder die Beteiligung über ein geschlossenes **Fond** (Albrecht, Grüttner, Lenk, & Rottmann, 2014).

SWOT-Analyse

Um die Vor- und Nachteile der genannten Betriebsformen darzustellen, werden diese nun anhand einer SWOT-Analyse untersucht. Die SWOT-Analyse ist ein planungstechnisches Instrument zur Strategieentwicklung von Organisationen. Sie basiert auf einer internen Stärken (Strengths)- Schwächen (Weaknesses)- Analyse und der Betrachtung möglicher Chancen (Opportunities) und Risiken (Threats) durch eine externe Umweltanalyse.

Zusammenfassend wurden im letzten Kapitel beschrieben, dass grundsätzlich drei mögliche Szenarien für die Umsetzung neuer Aufgabenfelder im Rahmen der differenzierten Wasserinfrastruktursysteme gibt:

1. Die Aufgabenfelder bleiben weitestgehend in **kommunaler Hand**
2. Die Aufgabenfelder werden durch **öffentlich-private Partnerschaften** erledigt
3. Die Aufgabenfelder werden vollständig an **private Dritte** übertragen

Die Umweltanalyse bleibt für alle Szenarien grundsätzlich gleich: Die meisten Kommunen in Deutschland verfügen insgesamt über einen geringen Haushalt, was die Umsetzung investitionsintensiver Wasserinfrastrukturmaßnahmen erschwert; insbesondere wenn die alten Strukturen noch einen Restwert aufweisen. Je nach Kommune ist dieser Faktor individuell zu überprüfen und mit den Verantwortlichen abzusprechen. Zusätzlich hemmend wirken sich die verhältnismäßig geringen Erfahrungswerte, insbesondere auf kommunaler Ebene, auf die Umsetzung der Maßnahmen aus. Durch den sektorenübergreifenden Charakter der neuartigen Sanitärsysteme mit dem resultierenden Wasser-Abfall-Energie-Nexus werden die Interessengebiete verschiedener kommunaler Akteure berührt. Um mögliche interkommunale

Interessenskonflikte zu prävenieren, müssen alle Parteien bei der Planung und Verteilung der Aufgaben miteinbezogen werden. Im vorliegenden Fall handelt es sich somit auf kommunaler Seite um die VG-Werke Birkenfeld und die Abfallbetriebe des Nationalparklandkreises Birkenfeld. Auch die Partikularinteressen von Privaten müssen beachtet werden. Einerseits kann die Befürwortung der Anwohner die Umsetzung eines Projektes positiv beeinflussen, andererseits können Ablehnung und Besorgnis bezüglich Hygiene und Qualität der neuen Systeme sich negativ auswirken. Beim ReLab-Projekt ist insbesondere eine Zusammenarbeit mit der Campus Company entscheidend. Bei jeglichen vertraglichen Entscheidungen muss eine resultierende Pfadabhängigkeit auch bei sich womöglich ändernden Rahmenbedingungen und Parametern wie Kosten, Auflagen oder Einwohnerzahl beachtet werden.

Neben diesen Risiken gibt es ebenfalls Chancen, die eine Umsetzung der Projekte erleichtern können: Kommunen verfügen in der Regel über lokales Wissen und ein Netzwerk, bestehend aus öffentlichen und teilweise privaten Akteuren, was die Koordinierung erleichtern kann. Auch erhält die Kommune, bzw. hier die Hochschule Trier, die Chance, eine Imagesteigerung zu erhalten. Sie kann als Vorreiter in Sachen nachhaltige resiliente Wasserwirtschaft vortreten, ein Alleinstellungsmerkmal erhalten und als aktiver Systementscheider gestalten.

In Abhängigkeit des gewählten Szenarios können die Stärken und Schwächen variieren. Beispielsweise nehmen der Grad der Autonomie und die Entscheidungsfreiheit mit zunehmender Beteiligung Dritter ab. Dagegen kann der Einbezug Privater einige Vorteile, wie eine externe Wissensakquirierung, eine Entlastung bei der Finanzierung und der kommunalen Organisation, mit sich bringen. Bei der Umsetzung neuartiger Wassersysteme ergibt sich grundsätzlich immer eine Pfadabhängigkeit, egal welches der drei Szenarien gewählt wird.

Schlussendlich könnte ein möglicher Einbezug der kommunalen Bevölkerung in die Finanzierung der Szenarien als Sonderfall gewertet werden. Durch diese ergibt sich eine Steigerung der regionalen Wertschöpfung bei gleichzeitiger Erhöhung der Akzeptanz innerhalb der Bevölkerung gegenüber der neuen Wasserinfrastruktur.

Als Grundlage für eine potentielle Entscheidungsfindung sollte neben der Wirtschaftlichkeit ebenfalls die Qualität der erbrachten Leistungen auf Dauer des gesamten Projektes als finales Kriterium herangezogen werden. Die unterschiedlichen Szenarien der institutionellen Umsetzung werden nun im Folgenden betrachtet, wobei die unterschiedlichen Stärken und Schwächen des Szenarios in Abhängigkeit der Chancen und Risiken dargestellt werden.

SWOT-Analyse öffentliche Hand

Bei einer Umsetzung in öffentlicher Hand, sei es durch die Kommune (oder wie hier der Landesbetrieb Liegenschafts- und Baubetreuung und die Hochschule Trier), erfolgt die Aufgabenbewältigung durch die kommunalen Unternehmen, zu welchen in der Regel eine enge Zusammenarbeit besteht. Folglich ergibt sich insbesondere der große Vorteil, dass keinerlei Abhängigkeit zu einem privaten Dritten vorliegt und in der Folge eine Informationsasymmetrie zwischen den Akteuren vorgebeugt wird. Auch behält die Kommune mehr Selbstständigkeit und Freiheit bei der Entscheidungsfindung (Backhouse, Block, Haneke, Carsten, & Rudolph, 2005). Ohne den Einbezug von privaten Kapitalgebern in eine Gesellschaftsstruktur gibt es meist mehr Möglichkeiten kommunale Fördergelder zur Finanzierung der Projekte zu akquirieren. Andererseits verfügen die meisten Kommunen nur über recht geringe Erfahrungswerte bezüglich der technischen und organisatorischen Umsetzung neuartiger Wasserinfrastruktursysteme und es erfolgt keine externe Entlastung des Investitionshaushaltes durch Private bei der Finanzierung. Beides könnte den kommunalen Haushalt sowohl organisatorisch als auch finanziell belasten und eine Projektumsetzung verlangsamen (Bieschke, Ott, & Walbrecht, 2016).

Die bereits beschriebenen Chancen und Risiken der Umweltanalyse können nun mit den Stärken und Schwächen in Verbindung gebracht werden: Das regionale Netzwerk der Kommune kann genutzt werden um sektorübergreifende Kooperationen (z.B. zwischen Abwasser- und Abfallentsorger) zu initiieren, was Wissensdefizite einzelner Akteure kompensieren und zu einem Knowhow-Transfer führen kann (Bieschke, Ott,

& Walbrecht, 2016). Durch eine koordinierte Zusammenarbeit der kommunalen Unternehmen können die Interessen aller Akteure ganzheitlich betrachtet und nach Möglichkeit gewahrt werden (Libbe & Hendrik, 2016). Die Umsetzung könnte ebenfalls dadurch erleichtert werden, dass öffentliche Akteure näher mit unterschiedlichen Behörden zusammenarbeiten als dies womöglich Private tun.

Es wurde bereits mehrfach beschrieben, dass durch den Verzicht, Private in die Organisationsstruktur einzubeziehen, der kommunale Haushalt und die interne Organisation zusätzlich belastet werden. Die zusätzliche Implementierung der neuen Arbeitsfelder in die Organisation würde Zeit in Anspruch nehmen und eine Projektumsetzung unter Umständen verlangsamen, was letztendlich die Zinslast für Kredite erhöhen würde (Backhouse, Block, Haneke, Carsten, & Rudolph, 2005). Zur Kompensation möglicher finanzieller Lücken könnten unter Umständen Fördergelder genutzt werden oder günstige kommunale Kredite aufgenommen werden. Eine Pfadabhängigkeit würde sich aufgrund sehr hoher eigener Investitionen ergeben, allerdings könnte die Projektumsetzung bei sich verändernden Parametern immer noch durch die Kommune eingreifend verändert werden. Bei einer Beteiligung von Dritten ist dies erschwert (Heide, Schramm, & Winker, 2016).

Abbildung 46:

SWOT-Analyse Umsetzung durch öffentliche Hand

SWOT-Analyse Projekt ausschließlich in öffentlicher Hand		Stärkenanalyse Öffentlicher Akteure	
		Stärken (Strengths)	Schwächen (Weaknesses)
Umweltanalyse der Kommune	Chancen (Opportunities) O1: Image O2: Regionale Beziehungen O3: Rolle des Systemplaner	Stärken zur Nutzung von Chancen SO1: Nachhaltigkeitsberichterstattung SO2: Sektorenübergreifende kommunale Kooperation SO3: Gebühren als Einnahmequelle	Nutzung von Chancen zur Minderung von Schwächen WO1: Nutzung des Wissens verschiedener kommunaler Akteure WO2: Planung unter Berücksichtigung kommunaler Zwecke (bei Kooperation)
	Risiken (Threats) T1: Kommunaler Haushalt T2: Geringe Erfahrungswerte T3: Kommunale Interessen T4: Verändernde Rahmenbedingungen T5: Akzeptanz in der Bevölkerung	Stärken zur Minderung von Schwächen ST1: Nutzung von Fördergeldern ST2: Sektorenübergreifende kommunale Kooperation (Vermeidung von Konflikten & Austausch) ST3: Keine Vertragsabhängigkeit zu privaten Dritten, flexibler	Durch Schwächen entstehende Risiken WT1: Ggf. Lange Umsetzungsdauer der Projekte WT2: Keinerlei Organisations- und Prozessentlastung WT3: Pfadabhängigkeit durch hohe Investitionen WT4: Ggf. Interessenskonflikte mit anderen kommunalen Unternehmen (ohne Kooperation)

SWOT-Analyse öffentlich-private Partnerschaft

Bei der öffentlich-privaten Partnerschaft erfolgt die Umsetzung bereits unter Einflussnahme von Dritten in unterschiedlichen Formen. Als Vorteile ergeben sich, dass neues externes Know-how bzw. Erfahrungen zur Bewältigung der Aufgaben (z.B. im Rahmen eines Dienstleistungsvertrages zur Wartung und Betrieb der Anlagen) oder Finanzmittel zur Projektumsetzung gewonnen werden (bspw. bei einem Kooperationsmodell). Dies kann mögliche kommunale Wissensdefizite ausgleichen und gleichzeitig die interne kommunale Organisation entlasten. Eine externe Finanzierung könnte auch zu einer schnelleren Projektumsetzung führen (Backhouse, Block, Haneke, Carsten, & Rudolph, 2005).

Andererseits könnten, wie bereits beschrieben, mit dem Einbezug eines Privaten Informationsasymmetrien entstehen und die Kontrollmöglichkeit erschweren. Als Lösung könnte ein Informationsmanagementsystem in die Projektplanung integriert werden. Gefahr ergibt sich zudem aus einer unzureichend geprüften Vertragsabhängigkeit von der Kommune gegenüber dem Privaten (Backhouse, Block, Haneke, Carsten, & Rudolph, 2005). Bei einem unzureichend geprüften Dienstleistungsvertrag könnten die Aufgaben beispielsweise nur unzureichend erledigt werden oder es besteht ein Haftungsrisiko bei Insolvenz des Privaten und eine langfristig vertraglich basierte Pfadabhängigkeit entsteht. Hier sind ein ausführliches Briefing sowie

eine Vereinbarung von adäquaten Covenants bezüglich Performance und Reporting notwendig. Schlussendlich könnte durch die privat-öffentliche Zusammenarbeit neue langfristige Partnerschaften entstehen, welche langfristig beidseitig Synergien bringen könnten. Je nach Ausgestaltung des Finanzierungsvehikels ist unter Umständen der Einbezug von Bürgern als Kaitalgebern möglich. Dies würde wiederum die Akzeptanz des Projektes steigern (Albrecht, Grüttner, Lenk, & Rottmann, 2014).

Abbildung 47:
SWOT-Analyse PPP

SWOT-Analyse Privat-öffentliche Partnerschaft/ Public Privat Partnership (aus Sicht der Kommune)		Stärkenanalyse eines PPP	
		Stärken (Strengths)	Schwächen (Weaknesses)
Umweltanalyse der Kommune	Chancen (Opportunities) O1: Image O2: Regionale Beziehungen O3: Rolle des Systemplaner	Stärken zur Nutzung von Chancen SO1: Aneignung von privatem Wissen SO2: Gewinnung neuer langfristiger Partner SO3: Ggf. Schnellere Umsetzung	Nutzung von Chancen zur Minderung von Schwächen WO1: Vereinbarung eines Informationsmanagements WO2: Vertraglich vereinbarte Covenants & Briefing WO3: Kooperation mit lokalen Unternehmen & Bürgerbeteiligung zur Imagesteigerung
	Risiken (Threats) T1: Kommunaler Haushalt T2: Geringe Erfahrungswerte T3: Kommunale Interessen T4: Verändernde Rahmenbedingungen T5: Akzeptanz in der Bevölkerung	Stärken zur Minderung von Schwächen ST1: Entlastung kommunaler Haushalt (Bau-/ Betrieb, Finanzierung) ST2: Nutzung von privatem Wissen zur Umsetzung ST3: Organisations- und Prozessentlastung ST4: Wahl eines Modells mit Bürgerbeteiligung	Durch Schwächen entstehende Risiken WT1: Interessenskonflikte mit kommunalen Unternehmen WT2: Haftung bei Insolvenz WT3: Pfadabhängigkeit der vertraglichen Ausgestaltung WT4: Ggf. Schwächung reg. Wertschöpfung, Einschränkung Fördermittel

SWOT-Analyse Privatisierung

Die letzte Variante beruht auf einer vollständigen Privatisierung der neuen Aufgabenbereiche. Bei dieser Möglichkeit verstärken sich die Vor- und Nachteile hinsichtlich Informationsdefizite, Finanzierung und Organisation, welche ebenfalls bei einer ÖPP bestehen. Zusätzlich besteht nun keinerlei Möglichkeit zur Einnahme von kommunalen Gebühren und es erfolgt durch die vollständige Privatisierung keine regionale Wertschöpfung, da die Geldströme womöglich aus der Kommune fließen. Die Akzeptanz in der Bevölkerung wäre in diesem Szenario insgesamt am geringsten, da keinerlei Beteiligung aus Sicht der Anwohner besteht. Hier müssten über gute PR-Arbeit ökologische Vorteile kommuniziert werden.

Abbildung 48:
SWOT-Analyse Privatisierung

SWOT-Analyse Privatisierung/ Outsourcing der neuen Aufgabenfelder (aus Sicht der Kommune)		Stärkenanalyse Privatisierung	
		Stärken (Strengths) S1: Privates Know-how S2: Finanzkraft S3: Organisationserfahrung	Schwächen (Weaknesses) W1: Informationsasymmetrie & Qualitätskontrolle W2: Risiko Insolvenz des Privaten (Systemrelevant?) W3: Geldabfluss aus der Kommune
Umweltanalyse der Kommune	Chancen (Opportunities) O1: Image O2: Regionale Beziehungen O3: Rolle des Systemplaner	Stärken zur Nutzung von Chancen SO1: Ggf. Standortentwicklung durch Gewinnung neuer Unternehmen	Nutzung von Chancen zur Minderung von Schwächen WO1: Festlegung Regelung zu Qualitätsstandards WO2: Briefing des Privaten
	Risiken (Threats) T1: Kommunaler Haushalt T2: Geringe Erfahrungswerte T3: Kommunale Interessen T4: Verändernde Rahmenbedingungen T5: Akzeptanz in der Bevölkerung	Stärken zur Minderung von Schwächen ST1: Entlastung kommunaler Haushalt ST2: Steuereinnahmen ST3: Organisations- und Prozessentlastung der Kommune (geringer Zusatzaufwand)	Durch Schwächen entstehende Risiken WT1: Ggf. Interessenskonflikte mit kommunalen Unternehmen WT2: Geringe Kontrolle, kein Einfluss auf Preisbildung WT3: Keine Gebühreneinnahmen WT4: Schwächung reg. Wertschöpfung

Fazit, Ergebnistransfer und weiterer Forschungsbedarf

Übertragung weitere Wohnheime/ gesamten Campus In diesem Forschungsprojekt wurden die Ergebnisse des Projekts EVaSens weiterverwendet, um einen praxistauglichen Lösungsansatz der getrennten Abwasserführung mittels Liner und Bypass-Lösung zu entwickeln.

Insgesamt besteht für die Übertragbarkeit auf andere Projekte eine allgemeine potenzielle technische Machbarkeit. Diese wurde am UCB demonstriert und durch individuelle Lösungen wie einem Formstück realisiert. Je nach spezifischen Gegebenheiten vor Ort, müssen auch im Sinne der Übertragbarkeit technische Herausforderungen individuell betrachtet und gelöst werden.

Die praktische Anwendung der EVaSens-Technik führte im Rahmen des Projektes zu einer nach wie vor bestehenden Undichtigkeit des Liners, was einen Druckverlust in den Vakuumleitungen erzeugt. Dies führt zu einer erneuten Erhöhung des Unterdrucks durch die Vakuumanlage im Abstand von ca. 5-10 Minuten. Die Position sowie Ursache der Undichtigkeit müssen zukünftig ermittelt werden, um eine Lösung für künftige Liner-Anwendungen zu entwickeln. Auch konnte die Langzeit-Formbeständigkeit des durch das IfaS selbst entwickelten Y-3D-Druck-Formstück noch nicht ausreichend erprobt werden. Verformungen oder sonstige Beschädigungen sind aktuell nicht bekannt, dennoch muss sichergestellt werden, dass die Bauteile innerhalb der üblichen Nutzungsdauer einer Abwasserleitung stabil bleiben, bzw. nach welcher Zeit ein Austausch empfehlenswert ist.

Die im Rahmen des Projektes entwickelte Bypass-Lösung erwies sich im Projekt als deutlich effizienter und technisch leichter umsetzbar aus, was sich auch im Versuch in geringeren „Inhouse“-Investitionskosten widerspiegelt.

Allgemein sind bei der Übertragung der Technik weitere baurechtliche Aspekte, wie beispielsweise der Brandschutz, zu berücksichtigen. In Bezug auf die Leitungsführung muss der effizienteste Weg zur Ableitung geprüft werden. Dieser wird durch die Lage von Bädern, zum Beispiel in Mehrfamilienhäusern, beeinflusst.

Basierend auf den GW-Analysen wurden von der TU KL 4 mögliche Technologien ermittelt und Betriebskosten und Investitionen auf den Campus skaliert. Diese Techniken stehen auch zur Auswahl bei Übertragung auf andere Wohneinheiten. Je nach Projekt stellt sich hier eine individuelle Prüfung der Aufbereitungsmöglichkeit an. Durch größere Abwasservolumina und auch eine abweichende Belastung des Grauwassers als im Projekt ReLab, kann sich das ökonomische Potential ggf. verschieben und so eine andere Aufbereitungstechnologie ergeben. Generell ist anzumerken, dass aufgrund des zunehmenden Hitzestresses die Substitution von Trinkwasser durch gereinigtes Grauwasser eine vielversprechende Alternativtechnologie im urbanen Raum darstellt. Das Potential wurde in diesem Projekt herausgearbeitet, allerdings stehen zum aktuellen Zeitpunkt noch keine technischen Erkenntnisse zur Verfügung, die eine Übertragbarkeit zulassen. Als weiteren Punkt in der Betrachtung von Technologien zur Grauwasseraufbereitung muss auch der Punkt Verbraucher und Abnehmer berücksichtigt werden. Als Möglicher Abnehmer für die aufgereinigtes Grauwasser dienen die Toilettenspülung und vor allem die Bewässerung. Die gereinigte Menge an Grauwasser wird in den meisten Fällen die benötigte Menge an substituierbarem Frischwasser übersteigen. Somit muss eine Lösung bzw. ein Abnehmer für das übrige Grauwasser gefunden werden. In der Grauwasserbilanz im ReLab-Projekt wurde allerdings kein Waschraum mit einbezogen. Die Grauwasserbilanz müsste für Folgeprojekte somit neu ausgelegt werden. Auch muss das Küchenabwasser neu bewertet werden. Im Projekt ReLab wurden nur das Abwasser von 3 Küchen mitanalysiert. Dies bildet keine solide Datenbasis hinsichtlich der Belastung des Küchenabwassers ab. Soll das Grauwasser dem Schwarzwasser zugeführt werden, ist hier zu beachten, dass dies eine Verdünnung des Schwarzwassers begünstigt und somit dessen Beschaffenheit verändert. Des Weiteren ist die Infrastruktur vor Ort zu beachten. Eine Brauchwasserleitung ist zwingend notwendig, sollte es sich um eine Umrüstung im Bestand handeln.

Am Campus selbst ist eine sukzessive Erweiterung der getrennten Abwasserführung auf weitere Wohnheime angedacht. Zur künftigen Einsparung von Trinkwasser werden die Ergebnisse des Forschungsprojekts genutzt, um Brauchwasser aus dem Grauwasser der Wohnheime mittels geeigneter Aufbereitungsverfahren

bereitstellen zu können. Die ökonomische Analyse der Einführung einer dezentralen Grauwasseraufbereitung auf Ebene der Wohnheime, basierend auf den projektspezifischen Kosten, zeigt insgesamt, dass sich die Variante mit dem Bodenfilter als die günstigste erweist (sofern ausreichend Fläche zur Verfügung steht). Vergleicht man die alleinigen Aufbereitungskosten anhand der dynamischen Gestehungskosten je m³ Abwasser mit dem Wasserpreis der Verbandsgemeinde Birkenfeld, so kann sich unter den getroffenen Annahmen eine dezentrale Aufbereitung als wirtschaftlich erweisen. Bezieht man die für die Umrüstung im Bestand notwendigen Inhouse-Kosten in die Analyse mit ein, so führt dies eindeutig zur Unwirtschaftlichkeit. Ohne eine verbindliche rechtliche Vorgabe, die den Umbau der Inhouse-Technik vorschreibt, macht eine Umrüstung ökonomisch keinen Sinn und kann nicht auf andere Wohnprojekte übertragen werden. Wird die Aufbereitung differenziert von der Inhouse-Technik betrachtet oder ein Neubau geplant, kann es zu einem anderen Fazit kommen. Ein weiterer Aspekt, welcher bei der Dezentralisierung der Grauwasser-Aufbereitung zu beachten ist, ist die Auswirkung auf die kommunale Kläranlage. Durch eine Veränderung der kommunalen Abwasserbeschaffenheit, hier durch die Verringerung der Grauwasserbelastung, können sich die Betriebsbedingungen auf der Kläranlage vor Ort verändern. Dies muss daher individuell geprüft werden, bei der Übertragung des Systems. Hinsichtlich dieser Überlegung besteht ein Potential für Forschungsansätze.

Einen weiteren Aspekt im ReLab-Projekt stellt die Verwertung des Schwarzwassers da. Verschiedene Szenarien für Verwertungsmöglichkeiten von Schwarzwasser stehen zur Verfügung. Die Analysen im Projekt zielten auf die Beschaffenheit und die Biogasausbeute des Schwarzwassers ab. Auch wurde zur Frischwasserentlastung die Vakuumtechnologie erprobt, um die Potentiale dieser Alternativtechnologie bewerten zu können.

Betrachtet man die Umrüstung auf Vakuumtechnologie kann generell angemerkt werden, dass der Wasserverbrauch um 1/3 entlastet werden kann. Verknüpft man dies nun potenziell mit aufgereinigtem Grauwasser, kann die Toilettenspülung mit diesem betrieben werden, was auch hier eine ökologische Entlastung bedeutet. Durch den Einsatz von Mazeratoren, kann die Beschaffenheit des Schwarzwassers durch Zuführung von Bioabfällen verändert werden und so ggf. eine höhere Ausbeute an bspw. Biogas erzielt werden.

Die Gasausbeuten des Schwarzwassers im Projekt können nicht verallgemeinert werden, da für jeden Anfall von Schwarzwasser individuelle Untersuchungen erforderlich sind. Daher muss nach der Belastung des Schwarzwassers im nächsten Schritt entschieden werden, wie dieses verwertet werden soll. Dies ist eine grundlegende Fragestellung, da die Verwertung von Schwarzwasser fraglich ist. Ebenso kann im Zusammenhang mit dieser Thematik Forschungspotenzial abgeleitet werden. Weitere Überlegungen können sich somit auf die Entflechtung von Abwasserströmen beziehen und die Entwicklung von NASS vorantreiben.

Zukünftig wird im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) im Rahmenprogramm „Forschung für nachhaltige Entwicklung“ (FONA3) unter dem Förderprogramm „Agrarsysteme der Zukunft“ geförderten Projekts RUN (Rural Urban Nutrient Partnership) Schwarzwasser in einer Pilotanlage zur Herstellung von Polymeren genutzt. Durch das umgerüstete Wohnheim sowie weitere umzurüstende Wohnheime können die Forschungsergebnisse dieses Projekts genutzt werden, um den Bedarf an Schwarzwasser für das Projekt RUN zu decken.

Hinsichtlich der Ökobilanz des am Campus beschriebenen Szenarios kann für den allgemeinen Transfer anmerkt werden, dass besonders hinsichtlich der Grauwasseraufbereitung eine ökologische Entlastung stattfindet. Das aufgereinigte Grauwasser kann nicht nur zur Substitution von Trinkwasser bei der Toilettenspülung verwendet werden, sondern im urbanen Raum auch für die Bewässerung von bspw. grünen Inseln dienen. Die spezifischen CO₂-Einsparungen müssen aber für jedes Projekt individuell kalkuliert werden. Die gesamte Ökobilanz bezogen auf den Trinkwasserbezug und die konventionelle Abwasserreinigung kann aber insgesamt mit Alternativtechnologien verbessert werden.

Wie beschrieben, gehen neuartige Wasserinfrastruktursysteme mit einer Verflechtung von wasser-, abfall- und energiebezogenen Aufgabengebieten einher, die es organisatorisch zu verzahnen und institutionell zu verteilen gilt. Im Bericht wurden verschiedene Ansätze zur Umsetzung durch öffentliche und private Akteure beschrieben. Eine allgemeingültige Aussage zur Vorteilhaftigkeit einer Umsetzungsvariante kann nicht getroffen werden, da sie von den individuellen Bedingungen und Präferenzen abhängt.

Mitwirkende

Autorinnen und Autoren

Dipl. BW. (FH) Marco Angilella

Prof. Dr. Peter Heck

PD Dr. Andreas Lemmer

Prof. Dr. -Ing, Heidrun Steinmetz

M. Eng. Hergen Feenders

Weitere Mitwirkende

Bruder, Sophie (Institut für angewandtes Stoffstrommanagement)

Cukman, Ivona (TU Kaiserslautern FG Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung)

Dema, Rufat (Hochschule Trier, Umwelt-Campus Birkenfeld)

Ecker, Lea (Institut für angewandtes Stoffstrommanagement)

Eller, Martin (Björnsen Beratende Ingenieure GmbH)

Ermisch, Alexander (Hochschule Trier, Umwelt-Campus Birkenfeld)

Ermisch, Richard (Institut für angewandtes Stoffstrommanagement)

Dr. Ing. Vesper, Susanne (Björnsen Beratende Ingenieure GmbH)

Eller, Martin (Björnsen Beratende Ingenieure GmbH)

Martínez, Jackeline (Institut für angewandtes Stoffstrommanagement)

Morandi, Carlo (TU Kaiserslautern FG Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung)

Saelzer, Henning (Aqseptance Group GmbH)

Wahl, Michael Prof. Dr. (Hochschule Trier, Umwelt-Campus Birkenfeld)

Weiten, Jan (Institut für angewandtes Stoffstrommanagement)

Wilden, Enrico (Institut für angewandtes Stoffstrommanagement)

Projektpartner

Aqseptance Group GmbH, Passavant-geiger-Strasse 1, 65326 Aarbergen

Björnsen Beratende Ingenieure GmbH, Maria Trost 3, 56070 Koblenz

Campus Company GmbH, Campusallee 9928, 55768 Hoppstädten-Weiersbach

Hochschule Trier, Umwelt-Campus Birkenfeld, Institut für angewandtes Stoffstrommanagement Campusallee 9926, 55768 Hoppstädten-Weiersbach

Universität Hohenheim, Landesanstalt für Agrartechnik und Bioenergie, Garbenstraße 9, 70599 Stuttgart

Technische Universität Kaiserslautern, Erwin-Schrödinger-Straße 52, 67663 Kaiserslautern

Fachliche Betreuung

Dr. Ing. Michael Brüggemann

Brüggemann Kisseler Ingenieure,

Im Auftrag des BBSR, Referat WB3 „Forschung und Innovation im Bauwesen“

Kurzbiographien



Dipl. BW. (FH) Marco Angilella

ist seit 2008 Projektmanager am IfaS und seit Oktober 2022 Bereichsleiter „Internationales Projektmanagement“. Das thematische Arbeitsfeld liegt in der Koordination sowie Bearbeitung von Projekten im Bereich „Nachhaltige Wasserwirtschaft“ auf nationaler sowie internationaler Ebene verantwortlich. Hierzu zählen Projekte mit den Schwerpunkten neuartige Sanitärsysteme, energieeffiziente Trinkwasserversorgung und Abwasserbehandlung sowie alternative Klärschlammverwertung und Nährstoffrecycling. Im Juni 2011 nahm Herr Angilella als externer Experte an einer Prüfmision der GIZ zur Prüfung eines neuen TZ-Vorhabens im Vorhaben „Stärkung der Lokalen Selbstverwaltung in Serbien“ teil. Zudem hat Herr Angilella mehrere Forschungsprojekte am IfaS koordiniert und inhaltlich bearbeitet (u.a. die Forschungsprojekte „Null-Emissions-Gemeinden (FKZ 033L006A)“, „Erschließung neuer Wertschöpfungsketten in der Abfall- und Abwasserwirtschaft (FKZ 03FH046PX5)“, welches durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) gefördert wurden. Derzeit ist Herr Angilella u.a. für die wissenschaftliche Bearbeitung des Forschungsprojektes „RUN - RURAL URBAN NUTRIENT PARTNERSHIP - Nährstoffgemeinschaften für eine zukunftsfähige Landwirtschaft (FKZ 031B0732J)“ zuständig, welches ebenfalls durch das BMBF gefördert wird. Herr Angilella studierte Umwelt- und Betriebswirtschaft an der Hochschule Trier, Umwelt-Campus Birkenfeld mit dem Abschluss als Dipl.-Betriebswirt (FH). Neben den Muttersprachen Deutsch und Italienisch verfügt Herr Angilella über sehr gute Sprachkenntnisse in Spanisch, Englisch und Französisch.



Prof. Dr. Peter Heck

Promotion im Fachbereich Geographie der Universität des Saarlandes, Studium der Geographie an der Universität des Saarlandes von 1981 – 1989 (Diplom), sowie der Politikwissenschaften von 1983 – 1986 (Vordiplom), Professor an der Hochschule Trier, Umwelt-Campus Birkenfeld (Lehrgebiet Stoffstrommanagement), Geschäftsführender Direktor am IfaS. Prof. Dr. Peter Heck ist International Chair Professor an der National Taipei University of Technology in Taiwan und berufener Professor an der Ritsumeikan Asia Pacific University in Japan. Prof. Dr. Peter Heck ist ein international anerkannter Experte in den Fachgebieten Stoffstrommanagement, Umweltpolitik, Null-Emission und Kreislaufwirtschaft. Prof. Dr. Peter Heck verfügt über mehr als 20 Jahre Erfahrung in der internationalen Projektentwicklung, Projektleitung und Fundraising in Schwellen- und Entwicklungsländern im Bereich der erneuerbaren Energien, Biomasse-Strategien, Abfall- und Abwasserwirtschaft sowie Kreislaufwirtschaft. Prof. Dr. Heck spricht fließend Deutsch und Englisch und verfügt über Grundkenntnisse in Französisch und Chinesisch.

**PD Dr. habil. Andreas Lemmer**

Er ist stellvertretender geschäftsführender Leiter und ständiger wissenschaftlicher Mitarbeiter an der Landesanstalt für Agrartechnik und Bioenergie. Er promovierte in Agrarwissenschaften und habilitierte sich im Fach Agrartechnik an der Universität Hohenheim. Davor war er als Projektingenieur im Biogasbereich tätig.

Er leitet mehrere Forschungsprojekte zur Biogastechnik und ist wissenschaftlicher Leiter der Forschungsbiogasanlage auf dem Unteren Lindenhof. Bislang hat er 52 begutachtete wissenschaftliche Artikel mit einer Gesamtzahl von 989 Zitierungen in 681 Dokumenten veröffentlicht. Außerdem hält er drei Patente in der AD-Technologie.

Seine Aktivitäten konzentrieren sich im Wesentlichen auf das zweistufige Vergärungssystem und die Optimierung des biologischen Methanisierungsprozesses in Kombination mit einer Druckstufe sowie die Entwicklung bio-elektrischer Zellen.

**Prof. Dr.-Ing. Heidrun Steinmetz**

Berufliche Tätigkeiten: Seit 2016, Professorin und Leiterin des Fachgebietes Ressourceneffiziente Abwasserbehandlung der RPTU Kaiserslautern-Landau (bis 12/2022 TU Kaiserslautern), von 2016 bis 2020 als Stifungsprofessorin der Carl-Zeiss Stiftung.

Forschungsschwerpunkte: Konzepte und Technologien für eine ressourcenorientierte Abwasserwirtschaft, Nährstoffrückgewinnung, Energie auf Kläranlagen, Anaerobtechnik, Produktion von Biopolymeren (Bioplastik) aus Abwasser und Klärschlamm, Prozessoptimierung von Kläranlagen, Schwarzwasserbehandlung und Elimination von Spurenstoffen

**M. Eng. Hergen Feenders**

Hergen Feenders ist Leiter der Entwicklungsabteilung bei der Roediger Vacuum GmbH und zuständig für die Planung und Umsetzung von Entwicklungen auf Produkt- und Verfahrensebene. Als Verfahreningenieur mit Vertiefung im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft war er mehrere Jahre als Projektleiter für den Bereich der Faulgasverwertung, sowie der Sammlung und dem Transport von Abwässern und Abfällen mittels Unterdrucksystemen zuständig.

Literaturverzeichnis

- Abdel-Kader, A. (2013): Studying the efficiency of grey water treatment by using rotating biological contactors system. In: *Journal of King Saud University - Engineering Sciences* 25 (2): 89–95.
- Abegglen, C.; Siegrist, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitgehenden Elimination auf Kläranlagen.
- Albrecht, R., Grüttner, A., Lenk, T., & Rottmann, O. (2014). Bertelsmann Stiftung, Finanzielle Bürgerbeteiligung. Von https://www.bertelsmann-stiftung.de/fileadmin/files/BSt/Publikationen/GrauePublikationen/BS-0238_Broschuere_Buergerbeteiligung_Okt2014.pdf
- Alewel, C.; Huang, J.-H.; McLaren, T.; Huber, L.; Bünemann, E. (2021): Phosphorus retention in constructed wetlands enhanced by zeolite- and clinopyroxene-dominated lava sand. In: *Hydrological Processes* 35 (2).
- Alkolaibea, A.; AL-Amerib, G.; Alkadasic, M.; Zaid, A. (2015): Study of the efficacy of disinfectant against bacterial contamination in burns unit - algumhory and international yemen hospitals in taiz city. In: *International Journal of Research Studies in Biosciences (IJRSB)* (3): 6–33.
- ATV DVWK A 131 (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. 2000. Aufl., Hennef (= ATV-DVWK-Regelwerk A 131).
- ATV-DVWK-A 281 (2001): Bemessung von Tropfkörpern und Rotationstauchkörpern. 2001. Aufl., Hennef (= ATV-DVWK-Regelwerk Arbeitsblatt A 281).
- AZ INTEC (2017): Heat Exchangers. https://m.europages.com/filestore/gallery/5/61/20188279_921e035f.pdf.
- Backhouse, S., Block, T., Haneke, Carsten, & Rudolph, K.-U. (2005). Wasserleitfaden. Berlin: Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit.
- Barwal, A.; Chaudhary, R. (2014): To study the performance of biocarriers in moving bed biofilm reactor (MBBR) technology and kinetics of biofilm for retrofitting the existing aerobic treatment systems: a review. In: *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 13 (3): 285–299. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s11157-014-9333-7.pdf> [11.12.2021.].
- Bauhaus-Universität Weimar (2013): Industrieabwasserbehandlung. Rechtliche Grundlagen, Verfahrenstechnik, Abwasserbehandlung ausgewählter Industriebranchen, produktionsintegrierter Umweltschutz. Weimar und Hannover.
- Bayrisches Landesamt für Umwelt (2011): Bepflanzte Bodenfilter zur Reinigung häuslichen Abwassers in Kleinkläranlagen. Informationen für Planung, Bau und Betrieb. <https://www.landkreis-wunsiedel.de/file/broschuere-pflanzenklaeranlagen.pdf> [25.05.2021].
- BDEW (2021a): Strompreisanalyse Juni 2021. Haushalt und Industrie. https://www.bdew.de/media/documents/BDEW-Strompreisanalyse_no_halbjahrlich_Ba_online_10062021.pdf [17.11.2021.].

- BDEW (2021b): Trinkwasserverwendung im Haushalt. Durchschnittswerte bezogen auf die Wasserabgabe an Haushalte und Kleingewerbe - Anteile. <https://www.bdew.de/service/daten-und-grafiken/trinkwasserverwendung-im-haushalt/> [24.04.2021].
- BDZ (2013): Investitions- und Betriebskosten von Kleinkläranlagen. 2. überarbeitete Auflage 2013. https://www.kleinklaeranlagen-markt.de/files/PDF/Investitions_und_Betriebskosten_von_Kleinklaeranlagen.pdf [12.10.2021].
- Bieschke, N., Ott, R., & Walbrecht, A. (2016). Institutionenökonomische Analyse der Umsetzung neuartiger Wasserinfrastrukturen. Forschungsverbund netWORKS. Forschungsverbund netWORKS. Von <https://difu.de/publikationen/2017/institutionenoekonomische-analyse-der-umsetzung-neuartiger-wasserinfrastrukturen> [16.05.2022]
- Bruch, I.; Fritsche, J.; Bänninger, D.; Alewell, U.; Sendelov, M.; Hürlimann, H.; Hasselbach, R.; Alewell, C. (2011): Improving the treatment efficiency of constructed wetlands with zeolite-containing filter sands. In: *Bioresource technology* 102 (2): 937–941.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU) (2018): Abfallwirtschaft in Deutschland 2018 - Fakten, Daten, Grafiken. https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/abfallwirtschaft_2018_de.pdf [28.06.2021].
- Bundesamt für Wirtschaft und Ausfuhrkontrolle. (2022). Informationsblatt CO2-Faktoren. Von https://www.bafa.de/SharedDocs/Downloads/DE/Energie/eew_infoblatt_co2_faktoren_2022.pdf?__blob=publicationFile&v=2 [16.05.2022]
- Cecconet, D.; Callegari, A.; Hlavínek, P.; Capodaglio, A. (2019): Membrane bioreactors for sustainable, fit-for-purpose greywater treatment: a critical review. In: *Clean Technologies and Environmental Policy* 21 (4): 745–762.
- Choi, D.; Oh, S. (2019): Removal of Chloroxyleneol Disinfectant by an Activated Sludge Microbial Community. In: *Microbes and environments* 34 (2): 129–135.
- Chripim, M.; Nolasco, M. (2017): Greywater treatment using a moving bed biofilm reactor at a university campus in Brazil. In: *Journal of Cleaner Production* 142: 290–296.
- Christova-Boal, D.; Eden, R.; McFarlane, S. (1996): An investigation into greywater reuse for urban residential properties. In: *Desalination* 106 (1-3): 391–397.
- DIN 19650 (1999): Bewässerung. Hygienische Belange von Bewässerungswasser.
- DIN 19684-10 (2009): Bodenbeschaffenheit - Chemische Laboruntersuchungen. Teil 10: Untersuchung und Beurteilung des Wassers bei Bewässerungsmaßnahmen.
- 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). Berlin.

- 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). Berlin.
- DIN EN 12056-1 (2001): Allgemeine und Ausführungsanforderungen ; deutsche Fassung ; DIN EN 12056-1:2001-01. 2001. Aufl., Berlin (= Deutsche Norm DIN EN 12056-1).
- DIN EN 12260 (2003): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Stickstoff - Bestimmung von gebundenem Stickstoff (TNb) nach Oxidation zu Stickstoffoxiden; Deutsche Fassung EN 12260:2003. Berlin.
- DIN EN ISO 6878 (2004): Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von Phosphor - Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat (ISO 6878:2004); Deutsche Fassung EN ISO 6878:2004. Berlin.
- DIN EN ISO 7899-2 (2000): Nachweis und Zählung von intestinalen Enterokokken. Teil 2: Verfahren durch Membranfiltration.
- DIN EN ISO 9308-1 (2017): Wasserbeschaffenheit - Zählung von Escherichia Coli und coliformen Bakterien. Teil 1: Membranfiltrationsverfahren für Wässer mit niedriger Begleitflora [21.06.2021].
- Dobner, I.; Siol, A.; Filser, J.; Warrelmann, J. (2013): Entwicklung eines innovativen Pflanzenfilters zur Eliminierung von Arzneimittelrückständen im Ablauf kleiner Kläranlagen und dezentraler Kleinkläranlagen (1.Phase). Abschlussbericht über ein Entwicklungsprojekt. Bremen.
- Dreja, M.; Hätzelt, A.; Bluhm, N. (2018): Bleichsysteme für Haushaltswaschmittel. In: Chemie in unserer Zeit 52 (3): 164–176.
- DWA (2015): Neuartige Sanitärsysteme. Begriffe, Stoffströme, Behandlung von Schwarz-, Braun-, Gelb-, Grau-, und Regenwasser, Stoffliche Nutzung. 2. Aufl., Kromsdorf.
- DWA A 272 (2014): Grundsätze für die Planung und Implementierung Neuartiger Sanitärsysteme (NASS). 2014. Aufl., Hennef (Sieg) (= DWA-Regelwerk A 272).
- DWA M 368 (2014): Biologische Stabilisierung von Klärschlamm. 2014. Aufl., Hennef (= DWA-Regelwerk M 368).
- DWA-A 131 (2016): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen.
- DWA-A 221 (2019): Arbeitsblatt DWA-A 221. Grundsätze zur Verwendung von Kleinkläranlagen. Hennef.
- DWA-A 222 (2011): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von kleinen Kläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe bis 1000 Einwohnerwerten. 2011. Aufl., Hennef (= DWA-Regelwerk A 222).
- DWA-A 262 (2017): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kläranlagen mit bepflanzten und unbepflanzten Filtern zur Reinigung häuslichen und kommunalen Abwassers. Hennef (= A 262).
- DWA-M 227 (2014): Membran-Bioreaktor-Verfahren (MBR-Verfahren). 2014. Aufl., Hennef (= DWA-Regelwerk M 227).
- DWA-M 277 (2017): Hinweise zur Auslegung von Anlagen zur Behandlung und Nutzung von Grauwasser und Grauwasserteilströmen. Hennef (= M 277).
- Eisenberg, B.; Morandi, C.; Richter, P.; Well, F.; Winker, M.; Minke, R.; Steinmetz, H.; Ludwig, F. (2021): The Impulse Project Stuttgart—Stimulating Resilient Urban Development Through Blue-Green Infrastructure.

- In: Hutter, G.; Neubert, M.; Ortlepp, R. (Hg.): Building Resilience to Natural Hazards in the Context of Climate Change. Wiesbaden (= Studien zur Resilienzforschung): 157–171.
- Eriksson, E.; Auffarth, K.; Henze, M.; Ledin, A. (2002): Characteristics of grey wastewater. In: Urban Water 4 (1): 85–104.
- EWE WASSER GmbH. (2020). EWE WASSER GmbH Betreibermodell. Abgerufen am 16. Mai 2022 von <https://wasser.ewe.de/leistungen/vertragsmodelle/betreibermodell>
- EU (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.
- EU (2008): Richtlinie 2008/105/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG/, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie die Änderung der Richtlinie 2000/60/EG.
- EU (2009): Regulation (EC) No 1223/2009 of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on cosmetic products.
- EU (2012): Verordnung (EU) Nr. 259/2012 des europäischen Parlaments und des Rates vom 14. März 2012 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 648/2004 in Bezug auf die Verwendung von Phosphaten und anderen Phosphorverbindungen in für den Verbraucher bestimmten Waschmitteln und Maschinengeschirrspülmitteln (Text von Bedeutung für den EWR).
- EU (2013): Richtlinie 2013/39/EU des europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik.
- Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (2022). FNR, Faustzahlen. Abgerufen am 16. Mai 2022 von <https://biogas.fnr.de/daten-und-fakten/faustzahlen>
- Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V. (2006). "Grauwasser-Recycling", fbr-Fachgruppe; fbr - Hinweisblatt H 201 Grauwasser-Recycling. Darmstadt: Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V.
- Fehr, G.; Geller, G.; Goetz, D.; Hagendorf, U.; Kunst, S.; Rustige, H.; Welker, B. (2003): Bewachsene Bodenfilter als Verfahren der Biotechnologie. <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2247.pdf> [24.05.2021].
- Finkelstein, M.; Gold, H. (1959): Toxicology of the citric acid esters: Tributyl citrate, acetyl tributyl citrate, triethyl citrate, and acetyl triethyl citrate. In: Toxicology and Applied Pharmacology 1 (3): 283–298.
- Gottardo Morandi, C.; Wasielewski, S.; Mouarkech, K.; Minke, R.; Steinmetz, H. (2018): Impact of new sanitation technologies upon conventional wastewater infrastructures. In: Urban Water Journal 15 (6): 526–533.
- Greenlife GmbH: Grobschmutz-Filterkorb mit Kunststoffkette. <https://www.greenlife.de/2015/11/25/coarse-filter-basket/> [23.12.2020].
- Gross, A. (2015): Greywater Reuse. Hoboken.

- Gruetzmann, R.; Wagner, K. (2005): Quantification of the leaching of triethyl citrate/polysorbate 80 mixtures from Eudragit RS films by differential scanning calorimetry. In: *European journal of pharmaceutics and biopharmaceutics official journal of Arbeitsgemeinschaft für Pharmazeutische Verfahrenstechnik e.V* 60 (1): 159–162.
- GrwV (2017): Grundwasserverordnung vom 9. November 2010 (BGBl. I S. 1513), die zuletzt durch den Artikel 1 der Verordnung vom 4. Mai 2017 (BGBl. I S. 1044) geändert worden ist. GrwV.
- Hach (2013): Optimale Nährstoffverhältnisse für die Abwasserreinigung.
- Hagen, M.; Baker, M. (2017): Skin penetration and tissue permeation after topical administration of diclofenac. In: *Current medical research and opinion* 33 (9): 1623–1634.
- Hernández Leal, L. (2010): Removal of micropollutants from grey water. Combining biological and physical/chemical processes. @Wageningen, Univ., Diss., 2010.
- Heide, K., Schramm, E., & Winker, M. (2016). Transformationsrisiken bearbeiten: Umsetzung differenzierter Wasserinfrastruktursysteme durch Kooperation. Berlin: Deutsches Institut für Urbanistik Difu.
- Hocaoglu, S.; Atasoy, E.; Baban, A.; Orhon, D. (2013): Modeling biodegradation characteristics of grey water in membrane bioreactor. In: *Journal of Membrane Science* 429: 139–146.
- Imhoff, K.; Imhoff, K. (2007): Taschenbuch der Stadtentwässerung, 30. Auflage.
- ISO 16075-1 (2020): Guidelines for treated wastewater use for irrigation projects. Part 1: The basis of a reuse project for irrigation. Schweiz.
- Kløve, B.; Ala-Aho, P.; Bertrand, G.; Gurdak, J.; Kupfersberger, H.; Kværner, J.; Muotka, T.; Mykrä, H.; Preda, E.; Rossi, P.; Uvo, C.; Velasco, E.; Pulido-Velazquez, M. (2014): Climate change impacts on groundwater and dependent ecosystems. In: *Journal of Hydrology* 518: 250–266.
- Koch, H.; Weiß, T.; Brüning, T. (2015): Substitutionseffekte bei Phthalaten. In: *IPA-Journal* 03.
- KrWG (2012): Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212), das zuletzt durch Artikel 15 des Gesetzes vom 27. Juli 2021 (BGBl. I S. 3146) geändert worden ist. Kreislaufwirtschaftsgesetz - KrWG.
- Krzeminski, P.; Leverette, L.; Malamis, S.; Katsou, E. (2017): Membrane bioreactors – A review on recent developments in energy reduction, fouling control, novel configurations, LCA and market prospects. In: *Journal of Membrane Science* 527: 207–227.
- Kurusu, R.; Siliki, C.; David, É.; Demarquette, N.; Gauthier, C.; Chenal, J.-M. (2015): Incorporation of plasticizers in sugarcane-based poly(3-hydroxybutyrate)(PHB): Changes in microstructure and properties through ageing and annealing. In: *Industrial Crops and Products* 72 (6): 166–174.
- Lamine, M.; Samaali, D.; Ghrabi, A. (2012): Greywater treatment in a submerged membrane bioreactor with gravitational filtration. In: *Desalination and Water Treatment* 46 (1-3): 182–187.
- Legrum, W. (2015): *Riechstoffe, zwischen Gestank und Duft*. Wiesbaden.
- Libbe, J., & Hendrik, J. (Juni 2016). Deutsches Institut für Urbanistik gGmbH. Deutsches Institut für Urbanistik gGmbH. Berlin: Forschungsverbund netWORKS. Von <https://repository.difu.de/handle/difu/226873> [16.05.2023]

- Lieberman, 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. In: *Clean Technologies and Environmental Policy* 18 (4): 1219–1224.
- Meda, A.; Müller, K.; Cornel, P. (2010): Untersuchung der Randbedingungen für die Wasserwiederverwendung und Kernprojektkoordinierung.
- Memon, F.; Ward, S. (Hg.) (2019): *Alternative water supply systems*. London, Berlin.
- Ministerium für Umwelt und Verbraucherschutz Saarland (2021): *Meteorologische Informationen - Jahresliste. Niederschlagsmessstation Nohfelden.*
https://www.saarland.de/muv/DE/portale/wasser/informationen/hochwassermeldedienst/meteo_informationen/meteo_informationen_node.html [14.05.2021].
- Moreta, C.; Tena, M.-T. (2015): Determination of plastic additives in packaging by liquid chromatography coupled to high resolution mass spectrometry. In: *Journal of chromatography. A* 1414: 77–87.
- Murat Hocaoglu, S.; Insel, G.; Ubay Cokgor, E.; Baban, A.; Orhon, D. (2010): COD fractionation and biodegradation kinetics of segregated domestic wastewater: black and grey water fractions. In: *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 85 (9): 1241–1249.
- Nguyen, Q.-B.; Vu, M.-A.; Hebert, A. (2018): Insect Repellents: An Updated Review for the Clinician. In: *Journal of the American Academy of Dermatology*.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S019096221832824X>.
- Nolde, E. (2017): Getrennte Erfassung von Grauwasser. Ein Weg zu mehr Ressourceneffizienz in der Siedlungswasserwirtschaft. In: *fbr-wasserspiegel* (1): 7–8.
- Oral, H.; Carvalho, P.; Gajewska, M.; Ursino, N.; Masi, F.; van Hullebusch, E.; Kazak, J.; Exposito, A.; Cipolletta, G.; Andersen, T.; Finger, D.; Simperler, L.; Regelsberger, M.; Rous, V.; Radinja, M.; Buttiglieri, G.; Krzeminski, P.; Rizzo, A.; Dehghanian, K.; Nikolova, M.; Zimmermann, M. (2020): A review of nature-based solutions for urban water management in European circular cities: a critical assessment based on case studies and literature. In: *Blue-Green Systems* 2 (1): 112–136.
- ÖWAV-Regelblatt 407 (2016): *Empfehlungen für die Bewässerung. Überarbeitete Neuauflage des ÖWAV-Arbeitsbehelf Nr. 11 (2003)*. Wien.
- Panico, A.; Serio, F.; Bagordo, F.; Grassi, T.; Idolo, A.; Giorgi, M. de; Guido, M.; Congedo, M.; Donno, A. de (2019): Skin safety and health prevention: an overview of chemicals in cosmetic products. In: *Journal of preventive medicine and hygiene* 60 (1): E50-E57.
- Pathan, A.; Mahar, R.; Ansari, K. (2011): Preliminary Study of Greywater Treatment through Rotating Biological Contractor. In: *Mehran university research journal of engineering & technology* (30).
- Penn, R.; Schütze, M.; Friedler, E. (2013): Modelling the effects of on-site greywater reuse and low flush toilets on municipal sewer systems. In: *Journal of environmental management* 114: 72–83.
- Pinnekamp, J.; Friedrich, H. (Hg.) (2006): *Membrantechnik für die Abwasserreinigung*. 2. Aufl., Aachen (= Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft Nordrhein-Westfalen 1).

- Plath, M. (2011). DVGW-Information Wasser Nr. 77 zur Energieeffizienz. Von <https://www.dvgw.de/medien/dvgw/wasser/aufbereitung/1101plath.pdf>
- Pohling, R. (2015): Chemische Reaktionen in der Wasseranalyse. Berlin, Heidelberg.
- Popa, O.; Băbeanu, N.; Popa, I.; Niță, S.; Dinu-Pârvu, C. (2015): Methods for obtaining and determination of squalene from natural sources. In: *BioMed research international* 2015: 367202.
- Reineke, W.; Schlömann, M. (2020): Umweltmikrobiologie. Berlin, Heidelberg.
- Remondis Aqua GmbH & Co. KG. (2020). Remondis Aqua GmbH & Co. KG Unser Kooperationsmodell. Abgerufen am 16. Mai 2022 von <https://www.remondis-aqua.de/aq/kommunen/partnerschaftsmodelle/kooperationsmodell/>
- Röders Textiles (2017): Intelligente Sanierung mit Zusatznutzen. https://www.roeders-textiles.com/wp-content/uploads/2018/01/B_I-umweltbau-5-2017_145-146-FINAL-low.pdf [24.08.2021].
- Rosenwinkel, K.-H. (2002): Kleine Kläranlagen – bewährte und neue Verfahren und ihre Bedeutung für den ländlichen Raum (Membran-, SBR-Anlage-, Biofilmverfahren). In: ATV-DVWK-Fortbildungskurs K/6 für Wassergütwirtschaft und Abwassertechnik Oktober 2002 in Kassel (6.1-6.4).
- Saidi, A.; Masmoudi, K.; Nolde, E.; El Amrani, B.; Amraoui, F. (2017): Organic matter degradation in a greywater recycling system using a multistage moving bed biofilm reactor (MBBR). In: *Water science and technology a journal of the International Association on Water Pollution Research* 76 (11-12): 3328–3339.
- Sato, H.; Hirose, T.; Kimura, T.; Moriyama, Y.; Nakashima, Y. (2001): Analysis of Malodorous Volatile Substances of Human Waste: Feces and Urine. In: *Journal of Health Science* 47 (5): 483–490.
- Schewe, J.; Heinke, J.; Gerten, D.; Haddeland, I.; Arnell, N.; Clark, D.; Dankers, R.; Eisner, S.; Fekete, B.; Colón-González, F.; Gosling, S.; Kim, H.; Liu, X.; Masaki, Y.; Portmann, F.; Satoh, Y.; Stacke, T.; Tang, Q.; Wada, Y.; Wissler, D.; Albrecht, T.; Frieler, K.; Piontek, F.; Warszawski, L.; Kabat, P. (2014): Multimodel assessment of water scarcity under climate change. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111 (9): 3245–3250.
- Schnuch, A.; Griem, P. (2018): Fragrances as allergens. In: *Allergo Journal International* 27 (6): 173–183.
- Schulz, M., Wißmann, I., Schütze, M. D., Söbke, H. D.-I., Wrieger-Bechtold, A. D.-I., Zinati, T., . . . Londong, J. P.-I. (2019). Simulation und Visualisierung von Stoffströmen in neuartigen Sanitärsystemen - Unterstützung der Analyse ihrer Funktion, Kosten und Ressourcenhaushalts. Von https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-32768_01-Hauptbericht.pdf
- SenStadtWohn (2007): Innovative Wasserkonzepte. Betriebswassernutzung in Gebäuden. https://www.stadtentwicklung.berlin.de/bauen/oekologisches_bauen/download/modellvorhaben/betriebswasser_deutsch2007.pdf [16.05.2021].
- Singh, P.; Rani, A.; Pal, S. (2014): Comparative efficacy of disinfectant against routine lab bacterial contaminants. In: *World journal of pharmaceutical research* (3): 709–715.
- Stefanakis, A.; Akratos, C.; Tsihrintzis, V. (2014): Vertical Flow Constructed Wetlands. *Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment*. Burlington.

- 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. https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-34165_01-Hauptbericht.pdf [06.09.2021].
- Stiefel, R. (2020): Nachhaltige betriebliche Wasserwirtschaft. Konzept des Prozesswasserkreislaufs inklusive Energie- und Wertstoffrückgewinnung. Wiesbaden.
- Straub, A. (2008): Einfache Messmethoden zur Charakterisierung sowie Maßnahmen zur Erhöhung der Zuverlässigkeit und Leistungsfähigkeit biologischer Kleinkläranlagen. Zugl.: Cottbus, Techn. Univ., Diss., 2008. Cottbus (= Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft und Umwelt 17).
- TrinkwV (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung - TrinkwV). https://www.gesetze-im-internet.de/trinkwv_2001/BJNR095910001.html [23.05.2021].
- Turner, R.; Warne, M.; Dawes, L.; Thompson, K.; Will, G. (2019): Greywater irrigation as a source of organic micro-pollutants to shallow groundwater and nearby surface water. In: The Science of the total environment 669: 570–578.
- Umweltbundesamt (2014): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_85_2014_massnahmen_zur_verminderung_des_eintrages_von_mikroschadstoffen_in_die_gewaesser_0.pdf.
- van der Veen, I.; Boer, J. de (2012): Phosphorus flame retardants: properties, production, environmental occurrence, toxicity and analysis. In: Chemosphere 88 (10): 1119–1153.
- Verbandsgemeinde Birkenfeld. (2022). Verbandsgemeinde Birkenfeld. Von <https://www.vg-birkenfeld.de/vg-werke/wasserversorgung/entgelte.html>
- Verbandsgemeinde Birkenfeld. (2022). Verbandsgemeinde Birkenfeld. Abgerufen am 16. Mai 2022 von <https://www.vg-birkenfeld.de/vg-werke/abwasserbeseitigung/entgelte.html>
- Veser, S. (2015): Doppel-Inliner-Verfahren zur getrennten Erfassung von Schwarz- und Grauwasser im Gebäudebestand. (= Dissertationsschrift).
- Veser, S.; Eller, M. (2018): ReLab – Real-Labor Campus Birkenfeld. BjörnSEN Beratende Ingenieure GmbH. https://effnet.rlp.de/fileadmin/effnet/06_Eller_2019-11-28_ReLab_EM_IW.pdf.
- Veser, S.; Londong, J. (2017): EVaSENS - Einsatz von Vakuum-Inlinern im Bestand. Integration von Unterdruck-Sanitärtechnik im bestehenden Gebäude zur Etablierung von NASS-Systemen. Stuttgart (= Forschungsinitiative ZukunftBau F 3038).
- Wang, C.; Liu, S.; Xu, X.; Zhao, C.; Yang, F.; Wang, D. (2017): Potential coupling effects of ammonia-oxidizing and anaerobic ammonium-oxidizing bacteria on completely autotrophic nitrogen removal over nitrite biofilm formation induced by the second messenger cyclic diguanylate. In: Applied microbiology and biotechnology 101 (9): 3821–3828.

- Wasielowski, S.; Gottardo Morandi, C.; Mouarkech, K.; Minke, R.; Steinmetz, H. (2017): Impacts of blackwater co-digestion on biogas production in the municipal wastewater treatment sector using pilot-scale UASB and CSTR reactors. In: *Desalination and Water Treatment* 91: 121–128.
- Weiß, S. (2007): Potential von Membranbioreaktoren zur Entfernung von polaren persistenten Spurenstoffen aus Kommunalabwasser. (Dissertation, Technische Universität Berlin).
- Wikipedia (2021): Umwelt-Campus Birkenfeld. https://de.wikipedia.org/w/index.php?title=Umwelt-Campus_Birkenfeld&oldid=212133150 [18.09.2021.].
- Winkler, M. (2012): Optimale Nährstoffverhältnisse für die Abwasserreinigung. <https://docplayer.org/27729647-Optimale-naehrstoffverhaeltnisse-fuer-die-abwasserreinigung.html>.
- WRMG (2013): Gesetz über die Umweltverträglichkeit von Wasch- und Reinigungsmitteln - Wasch- und Reinigungsmittelgesetz. <https://www.gesetze-im-internet.de/wrmg/WRMG.pdf>.
- Yang, Y.; Sun, F.; Chen, H.; Tan, H.; Yang, L.; Zhang, L.; Xie, J.; Sun, J.; Huang, X.; Huang, Y. (2021): Postnatal exposure to DINP was associated with greater alterations of lipidomic markers for hepatic steatosis than DEHP in postweaning mice. In: *The Science of the total environment* 758: 143631.
- Zhang, Y.; Cheng, Y.; Yang, C.; Luo, W.; Zeng, G.; Lu, L. (2015): Performance of system consisting of vertical flow trickling filter and horizontal flow multi-soil-layering reactor for treatment of rural wastewater. In: *Bioresource technology* 193: 424–432.
- Zilch, K.; Diedrichs, C.; Katzenbach, R.; Beckmann, K. (Hg.) (2013): *Wasserbau, Siedlungswasserwirtschaft, Abfalltechnik*. Berlin und Heidelberg.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Illustration der umgesetzten Baumaßnahmen	14
Abbildung 2 Technikums-Versuch im EVaSENS-Projekt	17
Abbildung 3 3D-Formstück	18
Abbildung 4 Umwelt-Campus Birkenfeld mit Bezeichnung der Wohnheime	20
Abbildung 5 3D-Y-Formstück und Inliner im Fallstrang	24
Abbildung 6 Öffnungen der Zuleitungen bzw. Abzweige am Inliner (Außen- und Innenansicht)	25
Abbildung 7 Verformung Inliner an Revisionsöffnung im 1. Obergeschoss	25
Abbildung 8 Verformung 1 am Inliner (Höhe DG)	26
Abbildung 9 Verformung 2 am Inliner (Höhe 1. OG)	26
Abbildung 10 Innenansicht der Verformung 2 am Inliner (Höhe 1. OG)	27
Abbildung 11 Grafische Ergebnisse der DSC-Analysen	29
Abbildung 12 Grafische Ergebnisse der DMA-Analysen	30
Abbildung 13 Wanddickenmessung der Probe 1	32
Abbildung 14 Wanddickenmessung der Probe 2 an zwei Positionen	33
Abbildung 15 Kerbe (Nahtstelle) längs des Rohres	33
Abbildung 16 Biegezustand bei zyklischer Beanspruch kurz vor Bauteilversagen (Bruch)	34
Abbildung 17 Skizze des Aufbaus des Technikumversuchs	36
Abbildung 18 Versuchsaufbau bei der Firma K.I.M.	36
Abbildung 19 Druckprüfung des Liners mit 3 mm Wandstärke	37
Abbildung 20 Prinzipiendarstellung eines Membranbioreaktor mit trocken aufgestellter Filtrationseinheit	50
Abbildung 21 Prinzipiendarstellung eines Wirbelbettreaktors mit freischwebenden Aufwuchskörpern	51
Abbildung 22 Prinzipiendarstellung eines Rotationstauchkörpers	52
Abbildung 23 Systemdarstellung eines vertikal bepflanzten durchströmten Bodenfilters 0 mm bis 2 mm	54
Abbildung 24 Grobschmutz-Filterkorb (Maschenweite 1,3 x 1,3 mm) der GreenLife GmbH	57
Abbildung 25 Versuchsaufbau zur AFS-Bestimmung	57
Abbildung 26 0,45 µm-Mischcelluloseester-Filtermembranen	58
Abbildung 27 Potenzielle Flächen zur Errichtung eines vertikal durchströmten bepflanzten Bodenfilters am UCB	83
Abbildung 28 Vereinfachte schematische Darstellung eines vertikal bepflanzten Bodenfilters zur Bereitstellung von aufbereitetem Grauwasser am Umwelt-Campus-Birkenfeld inklusive der Größe aller erforderlicher Anlagenteile (nicht maßstabsgetreu)	84
Abbildung 29 Vereinfachte Verfahrensskizze zum Einsatz des Membranbioreaktors inklusive der Größe aller erforderlicher Anlagenteile (nicht maßstabsgetreu)	85
Abbildung 30 Vereinfachte Verfahrensskizze zum Einsatz des Wirbelbettreaktors inklusive der Größe aller erforderlicher Anlagenteile (nicht maßstabsgetreu)	86

Abbildung 31 Vereinfachte Verfahrensskizze zum Einsatz des Rotationstauchkörpers inklusive der Größe aller erforderlicher Anlagenteile (nicht maßstabsgetreu)	88
Abbildung 32 Versuchsaufbau nach dem Hohenheimer Biogas-Ertragstest (HBT) zur Bestimmung der Methanertragspotentiale verschiedener Substrate	95
Abbildung 33 Schaubild des Reaktors mit Beprobungspunkten 1 und 2	98
Abbildung 34 Temperatur des Gärsubstrates im Versuchsfermenter im Untersuchungszeitraum	104
Abbildung 35 pH-Wert im Reaktor während des Versuchszeitraums	108
Abbildung 36 Volumetrische Anteile von Methan am gebildeten Biogas im Versuchszeitraum	109
Abbildung 37 Volumetrische Anteile von CO ₂ am gebildeten Biogas im Versuchszeitraum	109
Abbildung 38 Summenkurve des gebildeten Biogases im Versuchszeitraum, Bezug STP	110
Abbildung 39 Zugabemengen an Schwarzwasser und Speiseresten im Versuchszeitraum	110
Abbildung 40 Mazerator "Roezerator" der Fa. Roediger	114
Abbildung 41 Trichter des Mazerator mit Inhalt	115
Abbildung 42 Trichter des Mazerator nach einem Zerkleinerungsvorgang	115
Abbildung 43 "Härtetest" mit Knochen vom Metzger	116
Abbildung 44 Verschmutzter Trichter nach einer Zerkleinerung	117
Abbildung 45 Simulation des Projektes ReLab mit der Software SAMPSON	120
Abbildung 46: SWOT-Analyse Umsetzung durch öffentliche Hand	130
Abbildung 47: SWOT-Analyse PPP	131
Abbildung 48: SWOT-Analyse Privatisierung	132

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Projektpartner	12
Tabelle 2 Wasserbilanz der Wohnheime am UCB	22
Tabelle 3 Bioabfallmengen der Mensa am UCB	22
Tabelle 4 Bioabfallmengen pro Einwohner und Jahr in Deutschland, Rheinland-Pfalz und Birkenfeld	22
Tabelle 5 Tabellarische Ergebnisse der DSC-Analyse	28
Tabelle 6 Tabellarische Ergebnisse der DMA-Analysen	30
Tabelle 7 Ergebnisse der Simulation des Beulverhaltens des vorliegenden Bauteils	34
Tabelle 8 Simulations-Ergebnisse für eine zyklische Beanspruchung mit einer Sollwandstärke von 3mm	35
Tabelle 9 BRAWO® HT Herstellerangaben	37
Tabelle 10 Vergleich Bypass und Liner: Spezifische Mehrkosten pro WC	39
Tabelle 11 Hygienisch-mikrobiologische Beschaffenheit von Grauwasser aufgeteilt nach den unterschiedlichen Stoffströmen und Bakterien	43
Tabelle 12 Hygienisch-mikrobiologische Anforderungen an Bewässerungswasser nach DIN 19650 (1999)	45
Tabelle 13 Physikalische Anforderungen an Bewässerungswasser nach DIN 19684-10	46
Tabelle 14 Chemische Anforderungen an Bewässerungswasser nach DIN 19684-10	46
Tabelle 15 Anforderungen an Wasser, das als Toilettenspülwasser genutzt wird SenStadtWohn (2007)	48
Tabelle 16 Ablaufwerte eines Membranbioreaktors zur Aufbereitung von schwach belastetem Grauwasser	50
Tabelle 17 Ablaufwerte eines Wirbelbettreaktors in Bezug auf die Parameter BSB ₇ , CSB, TOC und der mikrobiologischen Qualität nach Sandfiltration und UV-Desinfektion	51
Tabelle 18 Gegenüberstellung der Vor- und Nachteile von geeigneten Verfahren zur Grauwasseraufbereitung	53
Tabelle 19 Ablaufwerte eines Rotationstauchkörpers hinsichtlich der Parameter BSB ₇ , TOC sowie der mikrobiologischen Qualität nach UV-Desinfektion DWA, 2015	53
Tabelle 20 Zu erreichende Reinigungsleistungen bei vertikal bepflanzten Bodenfiltern zur Aufbereitung von Grauwasser bezogen auf die Parameter BSB ₅ , CSB und die mikrobiologische Qualität	55
Tabelle 21 Zeitraum der Intensivmessphasen am UCB	56
Tabelle 22 DIN-Normen für die Bestimmung von CSB, N _{ges} , P _{ges} und AFS	57
Tabelle 23 DIN-Normen zur Ermittlung der hygienisch-mikrobiologischen Beschaffenheit des Grauwassers	58
Tabelle 24 Arbeitsblätter zur Bemessung der Verfahrenstechniken zur Aufbereitung des am UCB anfallenden Grauwassers	59
Tabelle 25 Beschaffenheit des am UCB anfallenden, schwach belasteten Grauwassers mit Einflüssen aus dem Küchenbereich hinsichtlich der Analyseparameter CSB, P _{ges} , N _{ges} , AFS, pH und elektrische Leitfähigkeit	60
Tabelle 26 Koloniezahl bei 22 °C und 36 °C und der Koloniezahlen von Escherichia coli, Coliformen Keime und Enterokokken im Grauwasser	61

Tabelle 27 Konzentrationsbereiche und Mittelwerte der nachgewiesenen Konzentration der organischen Spurenstoffe in 6 Proben des Grauwassers am UCB inkl. Bemerkungen bezüglich des möglichen Eintrags. Die Einzelergebnisse sind im Anhang F aufgeführt	65
Tabelle 28 Anwesenheit der Studenten während der verschiedenen Intensivphasen, nach Angabe der Studierenden im Rahmen von Fragebogenaktionen	68
Tabelle 29 Grauwassermengen von schwach belastetem Grauwasser (Dusch- und Handwaschbeckenabwasser) von 12 E mit Einflüssen aus dem Küchenbereich (Küchenabwasser von nur 6 E von 20 E in Vollbelegung) im Zeitraum von 1.10.2020 – 08.09.2021	68
Tabelle 30 CSB-Frachten während der Projektlaufzeit sowie während Vorlesungszeiten und vorlesungsfreie Zeit am UCB	70
Tabelle 31 N-Frachten während der gesamten Projektlaufzeit am UCB	70
Tabelle 32 Eingangswerte für die Bemessung der Anlagen für 777 Einwohner (Rohgrauwasser), Konzentrationen entsprechen den 85-Perzentilwerte der Messungen und den daraus abgeleiteten Frachten im Rohgrauwasser, BSB berechnet über $CSB/BSB5 = 2:1$, Wassermenge als Mittelwert	71
Tabelle 33 Flächen- und Raumbedarfe verschiedener Verfahrenstechniken zur Aufbereitung von schwach belastetem Grauwasser mit Einflüssen von Küchenabwasser	72
Tabelle 34 Wasserbedarf pro Monat in mm von Pflanzen von Park- und Grünflächen während des Bewässerungszeitraums von März bis Oktober	73
Tabelle 35 Monatliche Mittelwerte des Gesamtniederschlags der letzten 10 Jahre gemessen durch die Wetterstation in Nohfelden	73
Tabelle 36 Ermittlung des zusätzlichen Bewässerungsbedarfs durch Gegenüberstellung des Wasserbedarfs der Pflanzen von Park- und Grünflächen mit dem anfallenden Niederschlag	73
Tabelle 37 Ermittlung der möglichen zu bewässernder Grünfläche bei Aufbereitung des anfallenden Grauwassers von 777 Einwohnenden	74
Tabelle 38 Wasserbedarf und -angebot am UCB am Beispiel von einem Studierendenwohnheim mit 12 Studierenden im Jahr 2020/2021	76
Tabelle 39 Anforderungen an Bewässerungswasser und erzielbare Ablaufwerte der betrachteten Verfahrenstechniken	79
Tabelle 40 Anforderungen an Toilettenspülwasser und erzielbare Ablaufwerte der betrachteten Verfahrenstechniken	81
Tabelle 41 Vergleich der erforderlichen Anlagenkomponenten, des Platzbedarfs und der geschätzten Investitions- und Betriebskosten für 4 verschiedene Szenarien (BDZ 2013; Bayrisches Landesamt für Umwelt 2011; Straub 2008; Rosenwinkel 200)	90
Tabelle 42 Ergebnisse der Kostenvergleichsrechnung Grauwasseraufbereitung	92
Tabelle 43: Abschätzung Inhouse-Kosten bei Übertragung auf die Wohnheime	93
Tabelle 44 Biogas- und Methanerträge sowie Methangehalte der untersuchten Schwarzwasserproben	96
Tabelle 45 Biogas- und Methanerträge sowie Methangehalte der untersuchten Speisereste und Frittierfette	97
Tabelle 46 Überblick über die Analysen und die Probenaufbereitung sowie die beprobten Substrate	99
Tabelle 47 Übersicht der Zugaben und Entnahmen aus dem Reaktor während der ersten Versuchswoche	101

Tabelle 48 Übersicht der Zugaben und Entnahmen aus dem Reaktor während der zweiten Versuchswoche	101
Tabelle 49 Übersicht der Zugaben und Entnahmen aus dem Reaktor während der dritten Versuchswoche	102
Tabelle 50 Übersicht der Zugaben und Entnahmen aus dem Reaktor während der vierten Versuchswoche	102
Tabelle 51 Übersicht der Zugaben und Entnahmen aus dem Reaktor während der fünften Versuchswoche	102
Tabelle 52 Zusammensetzung des verwendeten Schwarzwassers in den Durchflussversuchen	103
Tabelle 53 Zusammensetzung der verwendeten Speisereste in den Durchflussversuchen	103
Tabelle 54 Konzentration der organischen Säuren im Gärsubstrat und in den Ausgangsstoffen über den Versuchszeitraum	105
Tabelle 55 Analyseergebnisse des Gärsubstrates (Faulschlamm) im Versuchszeitraum - Teil 1	106
Tabelle 56 Analyseergebnisse des Gärsubstrates (Faulschlamm) im Versuchszeitraum - Teil 2	106
Tabelle 57 Analyseergebnisse des Gärsubstrates (Faulschlamm) im Versuchszeitraum - Teil 2	107
Tabelle 58 Ibuprofen, Ibuprofen-OH und Ibuprofen-COOH in Schwarzwasser und Faulschlamm	111
Tabelle 59 Konzentration an Schwermetallen in den Ausgangsstoffen Speisereste und Schwarzwasser, Analyse mit dem Verfahren der ICP-MS	112
Tabelle 60 Grauwasseranfall bei 777 Einwohnern am Umwelt-Campus	121
Tabelle 61 CO ₂ -Bilanz der möglichen Grauwasseraufbereitungstechnologien	121
Tabelle 62 Substitutionspotential des Frischwassers durch Grauwasser der Toilettenspülung	122
Tabelle 63 CO ₂ -Bilanz für den Frischwasserbedarf der Toilettenspülung am Umwelt-Campus	122
Tabelle 64 CO ₂ -Bilanz des gesamten Frischwasserbedarf und Einsparung durch Grauwassersubstitution der Toilettenspülung	122
Tabelle 65 Schwarzwasseranfall am Umwelt-Campus bei 777 Einwohnern	123
Tabelle 66 Energetisches Potential des am Umwelt-Campus theoretisch anfallenden Schwarzwasser	123
Tabelle 67 Bilanz der Vakuumtechnologie Fa. Roediger in Bezug auf den Energiebedarf und die CO ₂ -Belastung	124
Tabelle 68 CO ₂ -Bilanz für den Frischwasserbedarf und die konventionelle Abwasserreinigung	125
Tabelle 69 CO ₂ -Bilanz für die Alternativtechnologie am Campus	125

Abkürzungsverzeichnis

$A_{\text{Bof},\text{CSB}}$	Oberfläche des Bodenfilters gemäß der maximal zulässigen CSB-Flächenbelastung in m^2
$A_{\text{Bof},\text{h}}$	Oberfläche des Bodenfilters gemäß der maximal zulässigen hydraulische Flächenbelastung in m^2/E
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
A_{NB}	Oberfläche des Nachklärbeckens in m^2
A_{RT}	theoretische Oberfläche des Rotationstauchkörpers in m^2
$A_{\text{RT},\text{C}}$	theoretische Oberfläche des Rotationstauchkörpers zur Kohlenstoffelimination in m^2
$A_{\text{RT},\text{N}}$	theoretische Oberfläche des Rotationstauchkörpers zur Nitrifikation in m^2
A_{SB}	erforderliche Oberfläche der frei beweglichen Aufwuchskörper in m^2
$A_{\text{SB},\text{EWspez}}$	<i>Siehe</i> spezifische auf den Einwohnerwert bezogene theoretische Oberfläche des Materials der frei beweglichen Aufwuchskörper in m^2/E
$A_{\text{SB},\text{spez}}$	spezifische theoretische Oberfläche des Materials der frei beweglichen Aufwuchskörper je Kubikmeter Material
$B_{\text{A},\text{BSB}}$	BSB5-Flächenbelastung in $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$
$B_{\text{A},\text{CSB}}$	CSB-Flächenbelastung in $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$
$B_{\text{A},\text{TKN}}$	TKN-Flächenbelastung in $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$, TKN-Flächenbelastung in $\text{g}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$
BBSR	Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung
$B_{\text{d},\text{CSB},\text{EW}}$	tägliche CSB-Fracht pro Einwohner in $\text{kg}/(\text{E} \cdot \text{d})$
$B_{\text{d},\text{CSB},\text{ZB}}$	tägliche CSB-Fracht im Zulauf zum Bodenfilter pro EW in kg/d
$B_{\text{d},\text{N}}$	tägliche N-Fracht in kg/d
$B_{\text{d},\text{N},\text{EW}}$	tägliche N-Fracht im Zulauf zum biologischen Teil pro EW in $\text{kg}/(\text{E} \cdot \text{d})$
$B_{\text{d},\text{TKN},\text{ZB}}$	tägliche TKN-Fracht im Zulauf zum biologischen Teil in kg/d
BGA	<i>Siehe</i> Biogasanlage
BSB5	Biologischer Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen
$C_{\text{CSB},\text{abb},\text{ZB}}$	Konzentration des abbaubaren CSB in der homogenisierten Probe im Zulauf des Belebungsbeckens in mg/l
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DMA	Dynamisch Mechanische Analyse
DN	Nennweite
DSC	Differential Scanning Calorimeter - thermische Analyse
E_{GW}	Einwohner, bezogen auf die Erfassung des schwach belasteten Grauwassers mit Einflüssen aus dem Küchenbereich
E_{SW}	Einwohner, bezogen auf die Erfassung des Schmutzwassers (Rohabwasser)
EVaSENS	Einsatz von Vakuum-Inlinern im Bestand - Integration von Unterdruck-Sanitärtechnik im bestehenden Gebäude zur Etablierung von NASS-Systemen

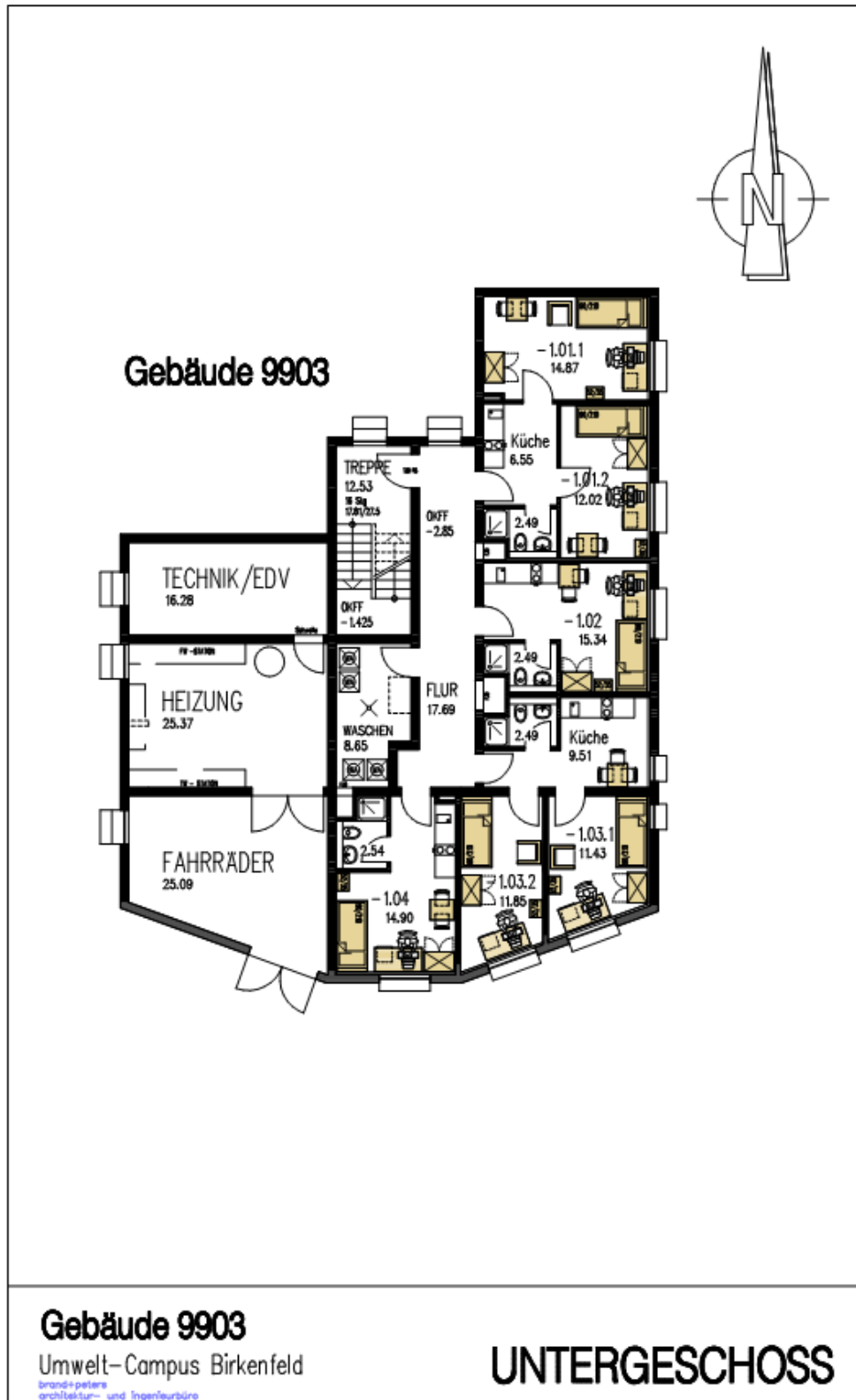
GW	Grauwasser
HT-Fallrohr	Hochtemperatur-Fallrohr
i.e.	das bedeutet
IBC	Intermediate Bulk Container
IfaS	Institut für angewandtes Stoffstrommanagement
ISWA	Institut für Siedlungswasserbau und Abfallwirtschaft
KBE	Koloniebildende Einheit
MBR	Membranbioreaktor
MP	Messproben
N.n.	nicht nachweisbar
NASS	Neuartige Sanitärsysteme
N_{ges}	Gesamter vorhandener Sauerstoff
NKB	Nachklärbecken
PF	Prozessfaktor für Nitrifikation
P_{ges}	Gesamter Vorhandener Phosphor
$q_{A,NB}$	Flächenbeschickung des Nachklärbeckens in $m^3/(m^2 \cdot h)$
$Q_{d,konz}$	maßgeblicher täglicher Abfluss zur Berechnung der Konzentrationen aus Frachten in m^3/d
$q_{F,T}$	hydraulische Flächenbelastung der Gesamtfilterfläche in $l/(m^2 \cdot d)$
$Q_{h,max}$	maximaler stündlicher Schmutzwasservolumenstrom in m^3/h
ReLab	Real-Labor
S_{Al3}	Konzentration des Aluminium 3-wertig in mg/l
S_{Fe2}	Konzentration des Eisen 2-wertig in mg/l
S_{Fe3}	Konzentration des Eisen 3-wertig in mg/l
$S_{Ks,AB}$	Säurekapazität vom Ablauf des Belebungsbeckens in mmol/l
$S_{Ks,ZB}$	Säurekapazität vom Zulauf zum Belebungsbecken in mmol/l
$S_{NH4,AN}$	Konzentration des Ammoniumstickstoffs in der filtrierten Probe als Stickstoff vom Ablauf der Nachklärung in mg/l
$S_{NH4,ZB}$	Konzentration des Ammoniumstickstoffs in der filtrierten Probe als Stickstoff vom Zulauf zum Belebungsbecken in mg/l
$S_{NO3,AN}$	Konzentration des Nitratstickstoffs in der filtrierten Probe als Stickstoff vom Ab-lauf der Nachklärung in mg/l
$S_{NO3,ZB}$	Konzentration des Nitratstickstoffs in der filtrierten Probe als Stickstoff vom Zu-lauf zum Belebungsbecken in mg/l
TKN	Total Kjeldahl Nitrogen
t_{NB}	Durchflusszeit im Nachklärbecken bei Bemessungszufluss Q_{Bem} in h
t_{TS}	Schlammalter, bezogen auf das Volumen des Belebungsbeckens

$t_{TS,aerob,Bem.}$	aerobes Schlammalter
UCB	Umwelt-Campus Birkenfeld
$\dot{U}_{S,d,C}$	täglicher Überschussschlammanfall
V_{SB}	Volumen der frei beweglichen Aufwuchskörper in m^3
$w_{G,d}$	bemessungsmaßgebenden Grauwasseranfall pro EW in $l/(E*d)$
$X_{anorgTS,ZB}$	Konzentration der abfiltrierbaren, anorganischen Stoffe in mg/l
$X_{CSB,BM}$	CSB der Biomasse in mg/l
$X_{CSB,inert,BM}$	inertes Anteil des CSB der Biomasse in mg/l
$X_{CSB,inert,ZB}$	Konzentration des inerten, partikulären CSB im Zulauf der Belebung in mg/l
$X_{p,Fäll}$	durch Fällung eliminierter Phosphor in mg/l

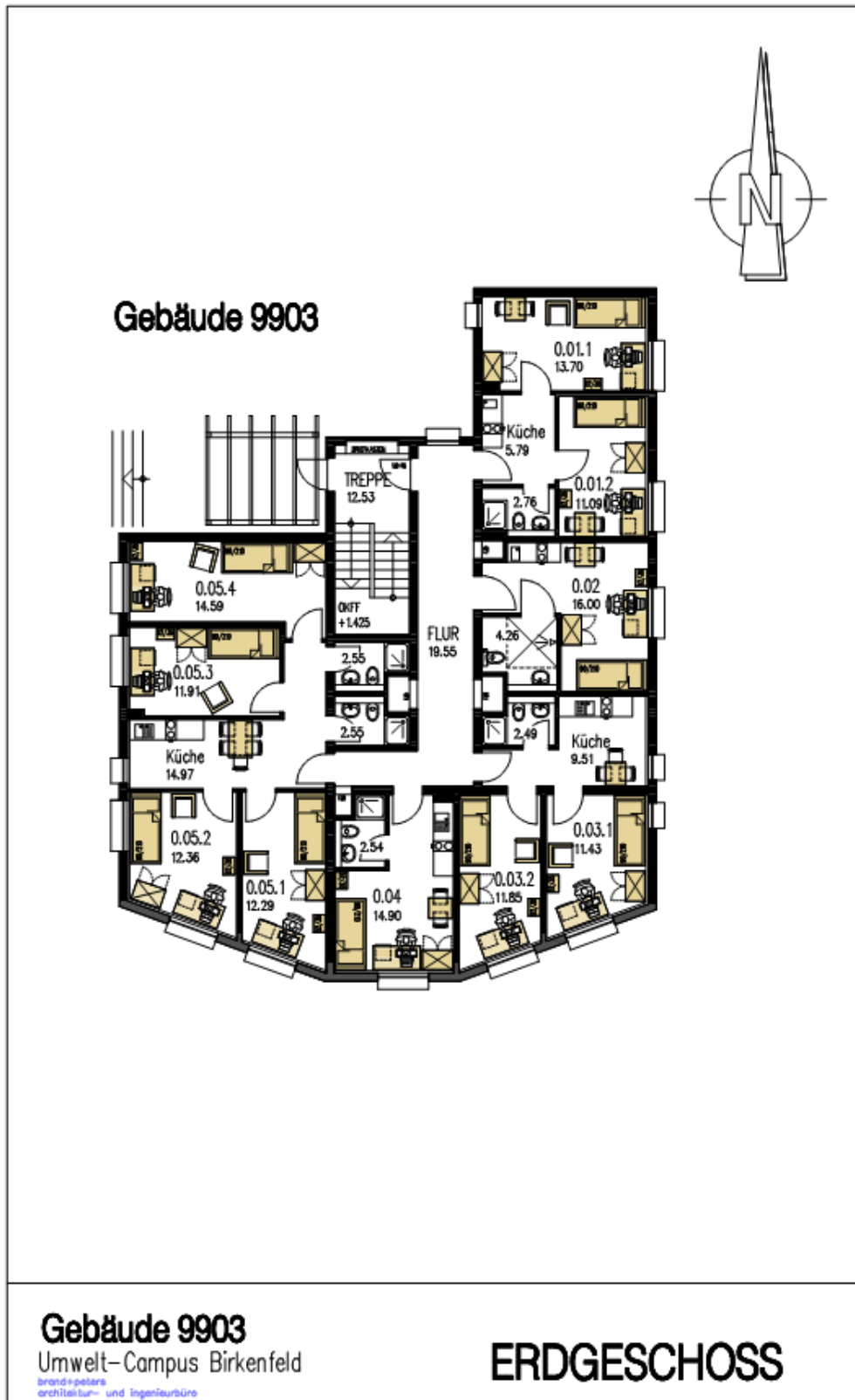
Anlagenverzeichnis

Anlage 1 Bauplan 2: Wohnheim 9903 Untergeschoss	157
Anlage 2 Bauplan 2: Wohnheim 9903 Erdgeschoss	158
Anlage 3 Bauplan 3: Wohnheim 9903 1. Obergeschoss	159
Anlage 4 Bauplan 4: Wohnheim 9903 2. Obergeschoss	160
Anlage 5 Bauplan 5: Wohnheim 9907 Erdgeschoss	161
Anlage 6 Bauplan 6: Wohnheim 9907 1. Obergeschoss	162
Anlage 7 Bauplan 7: Wohnheim 9907 2. Obergeschoss	163
Anlage 8 Bauplan 8: Wohnheim 9911 Erdgeschoss	164
Anlage 9 Bauplan 9: Wohnheim 9911 Obergeschoss	165
Anlage 10 Bauplan 10: Gebäude 9927 Erdgeschoss	166
Anlage 11 Bauplan 11: Gebäude 9927 Obergeschoss	167
Anlage 12 Kostenvergleichsrechnung 1: Wirbelbettreaktor	168
Anlage 13 Kostenvergleichsrechnung 2: Bodenfilter	169
Anlage 14 Versuchsdokumentation 1: Mazerator	171
Anlage 15 Daten Fa. Roediger 1: Vakuumstation	172
Anlage 16 Daten Fa. Roediger 2: WC-Vorwandmontagerahmen	172
Anlage 17 Daten Fa. Roediger 3: Zeichnungen Toilette, Abdeckung und Knopfsteuerung	174
Anlage 18 Daten Fa. Roediger 4: Bioabfallzerkleinerer	175
Anlage 19 Daten Fa. Roedinger 5: Zeichnung Mazerator	176
Anlage 20 Grauwasseranalysen A: Arbeits- und Zeitplan für die Jahre 2020 und 2021	177
Anlage 21 Grauwasseranalysen B: Fragebogen 1	178
Anlage 22 Grauwasseranalysen B: Grauwassermengen, CSB-Konzentration, N-Konzentration und Frachten	189
Anlage 23 Grauwasseranalysen C: Bemessung der Verfahrenstechniken	191
Anlage 24 Grauwasseranalysen D: Trinkwasseruntersuchung der überörtlichen Wasserleitung zur Versorgung von Hoppstädten-Weiersbach	198
Anlage 25 Grauwasseranalysen E: Messergebnisse zu Spurenstoffe Analyse	201

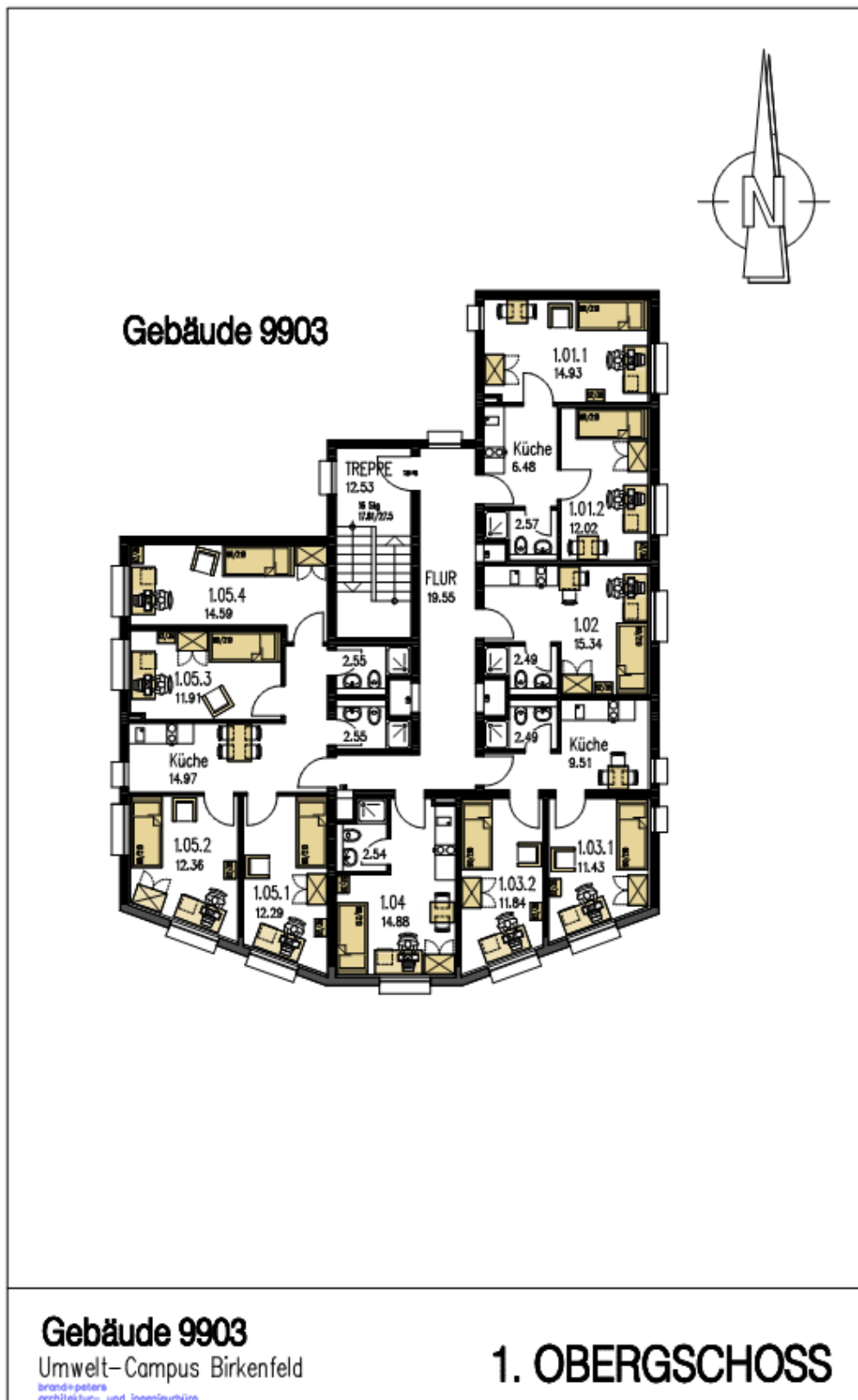
Anlage 1
 Bauplan 2: Wohnheim 9903 Untergeschoss



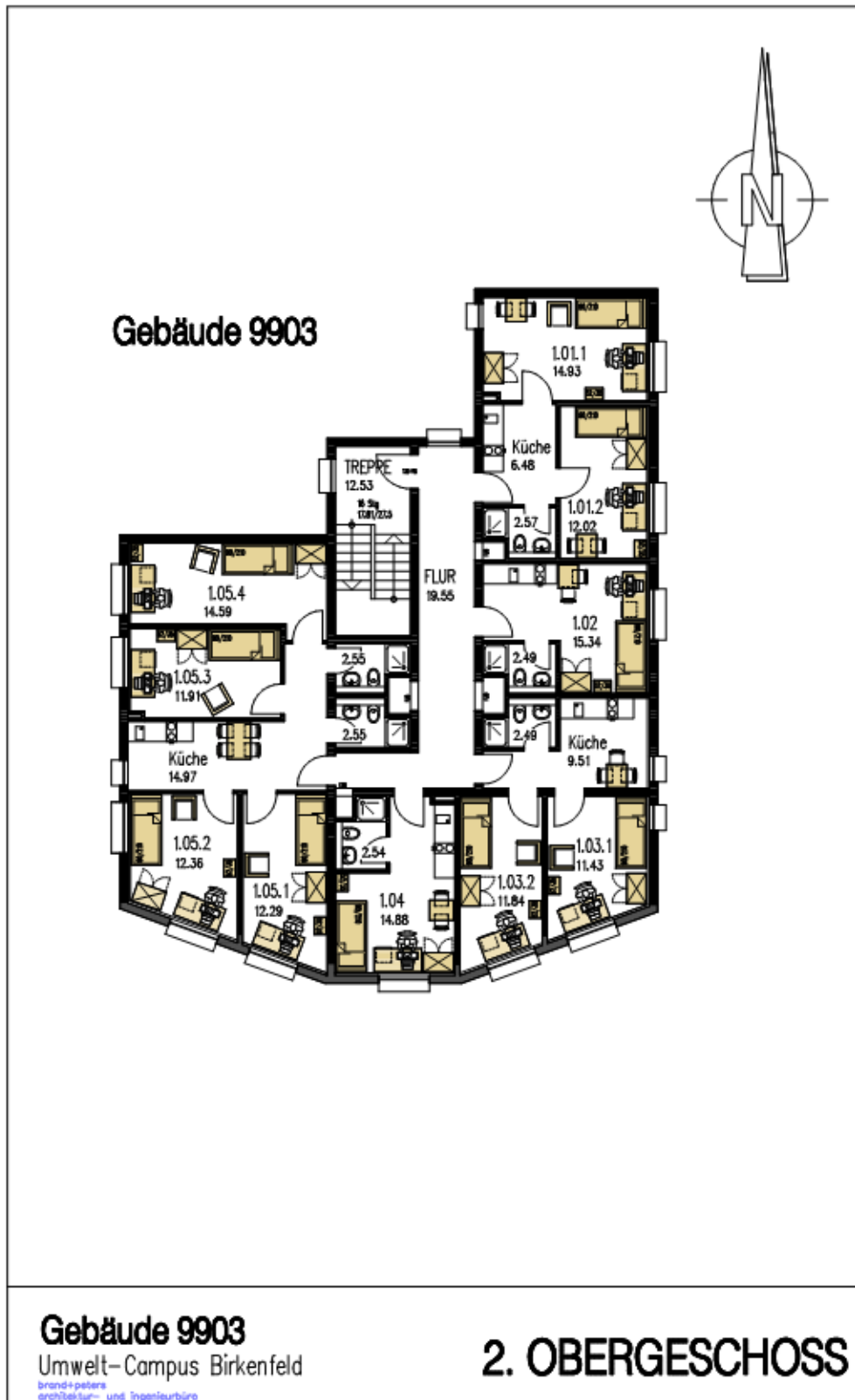
Anlage 2
 Bauplan 2: Wohnheim 9903 Erdgeschoss



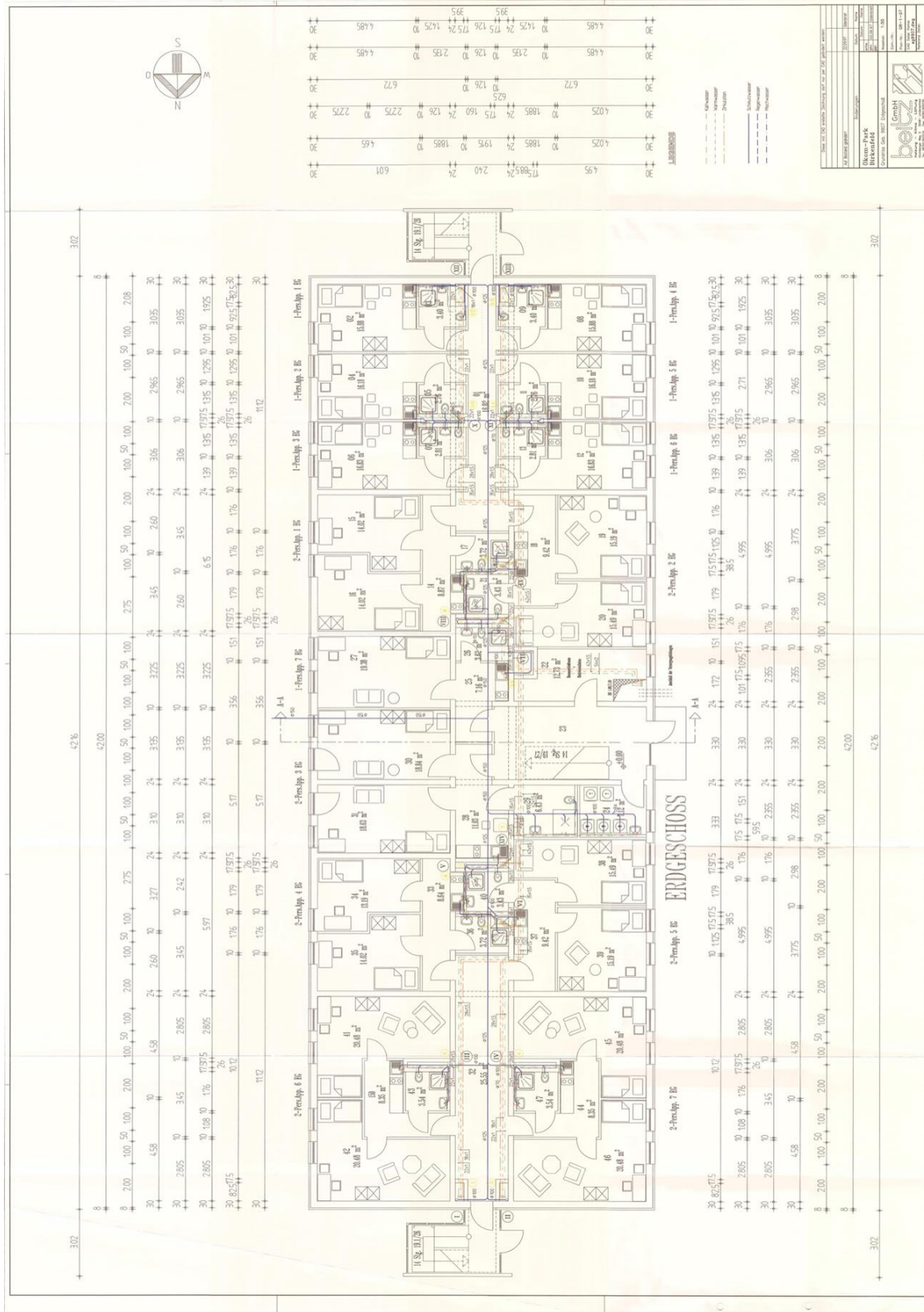
Anlage 3
 Bauplan 3: Wohnheim 9903 1. Obergeschoss



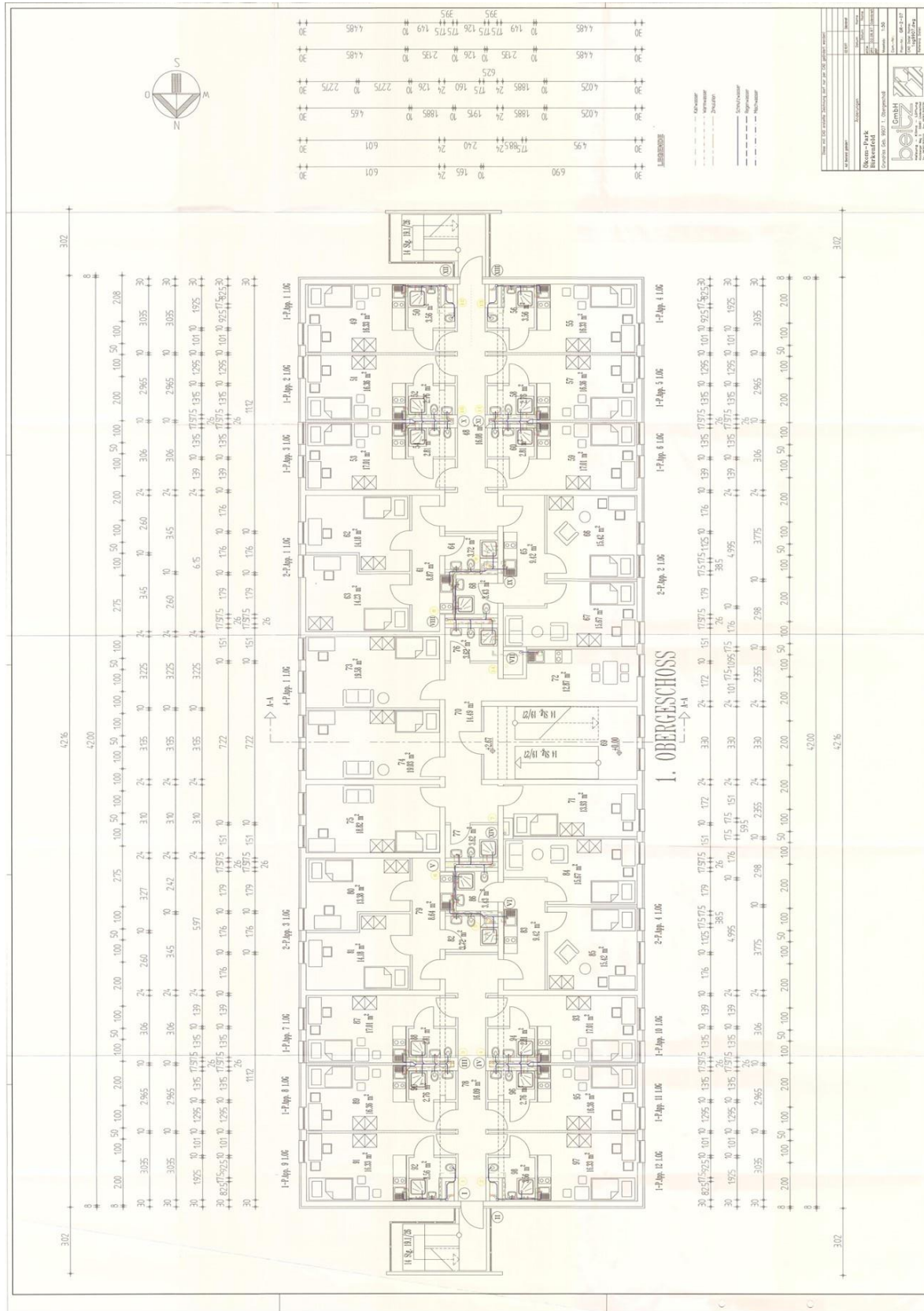
Anlage 4
 Bauplan 4: Wohnheim 9903 2. Obergeschoss



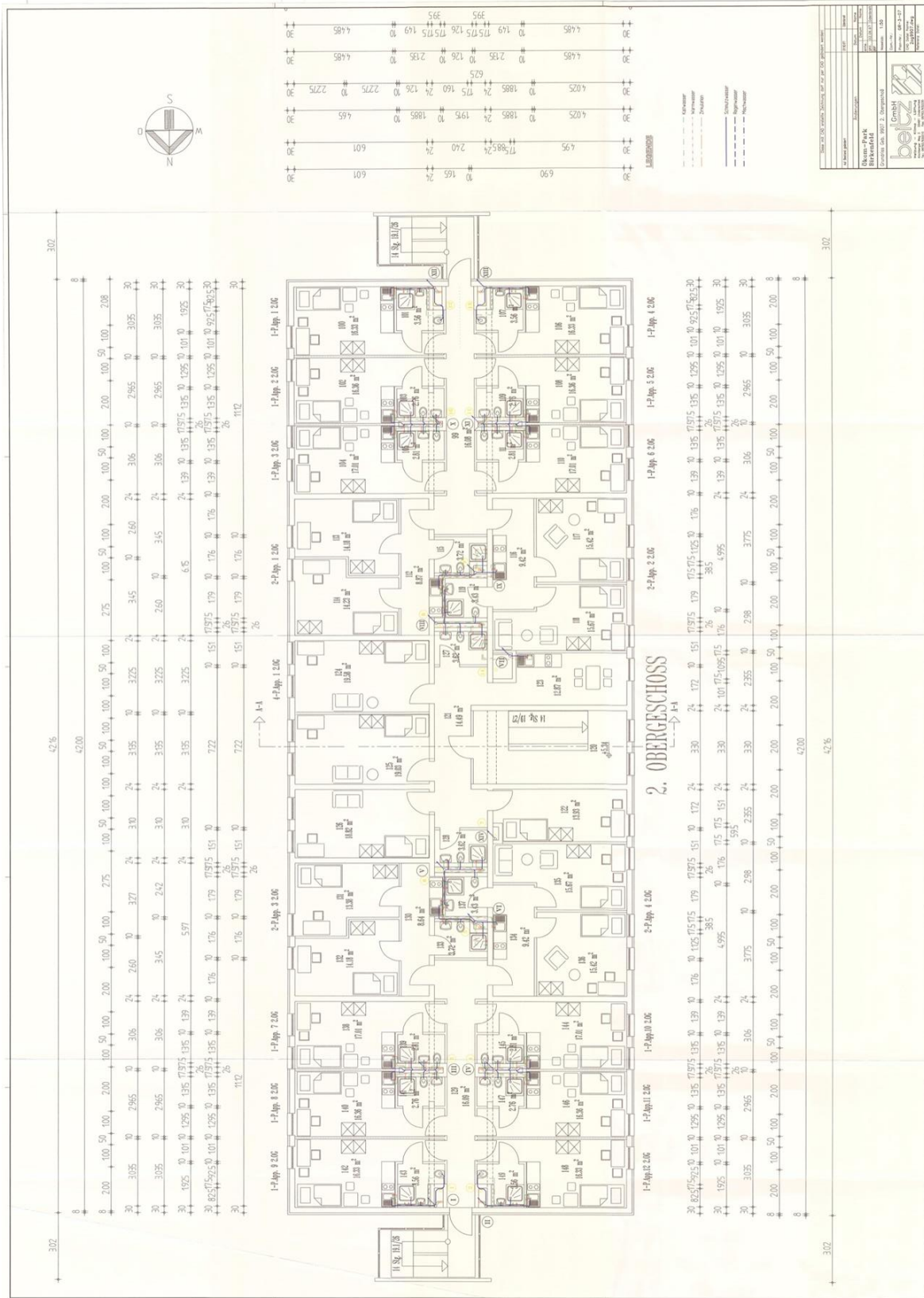
Anlage 5
Bauplan 5: Wohnheim 9907 Erdgeschoss



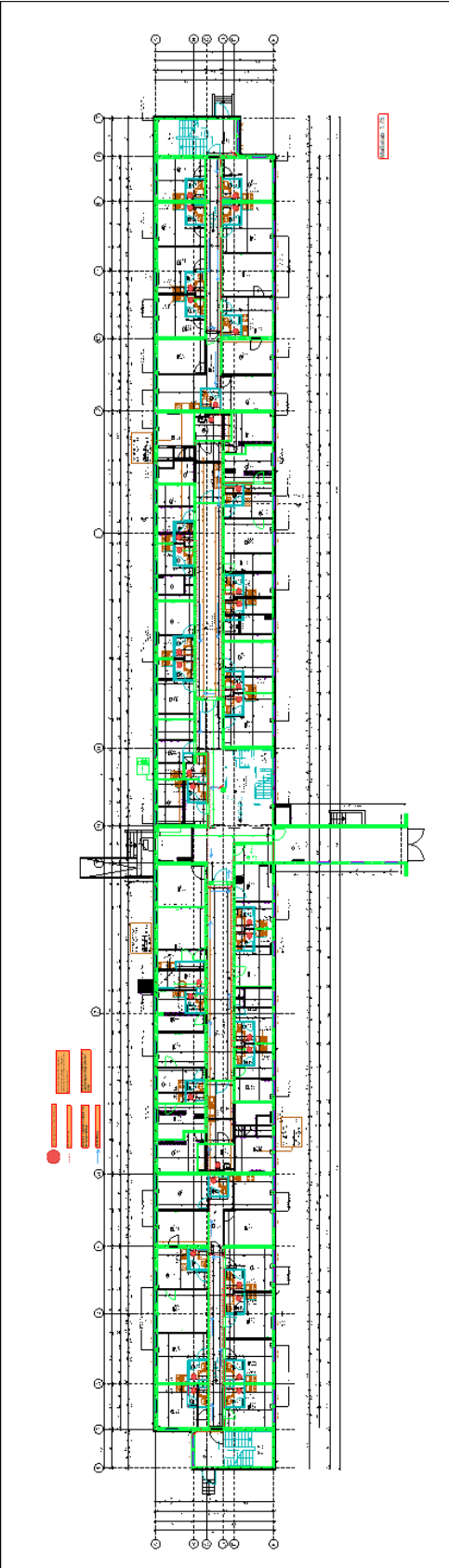
Anlage 6
Bauplan 6: Wohnheim 9907 1. Obergeschoss



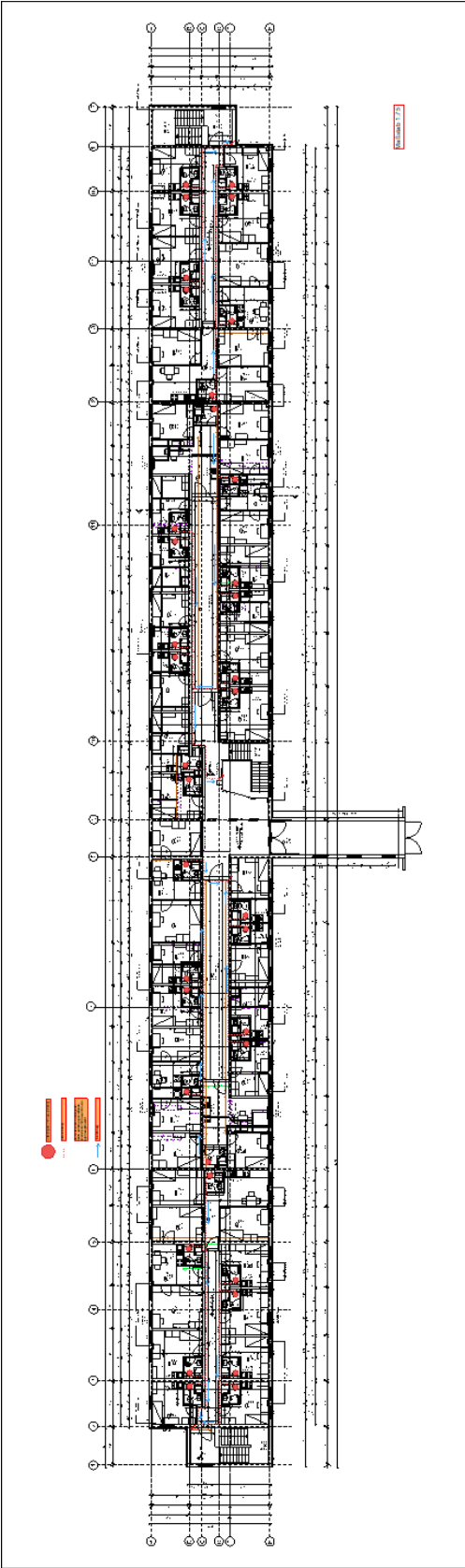
Anlage 7
Bauplan 7: Wohnheim 9907 2. Obergeschoss



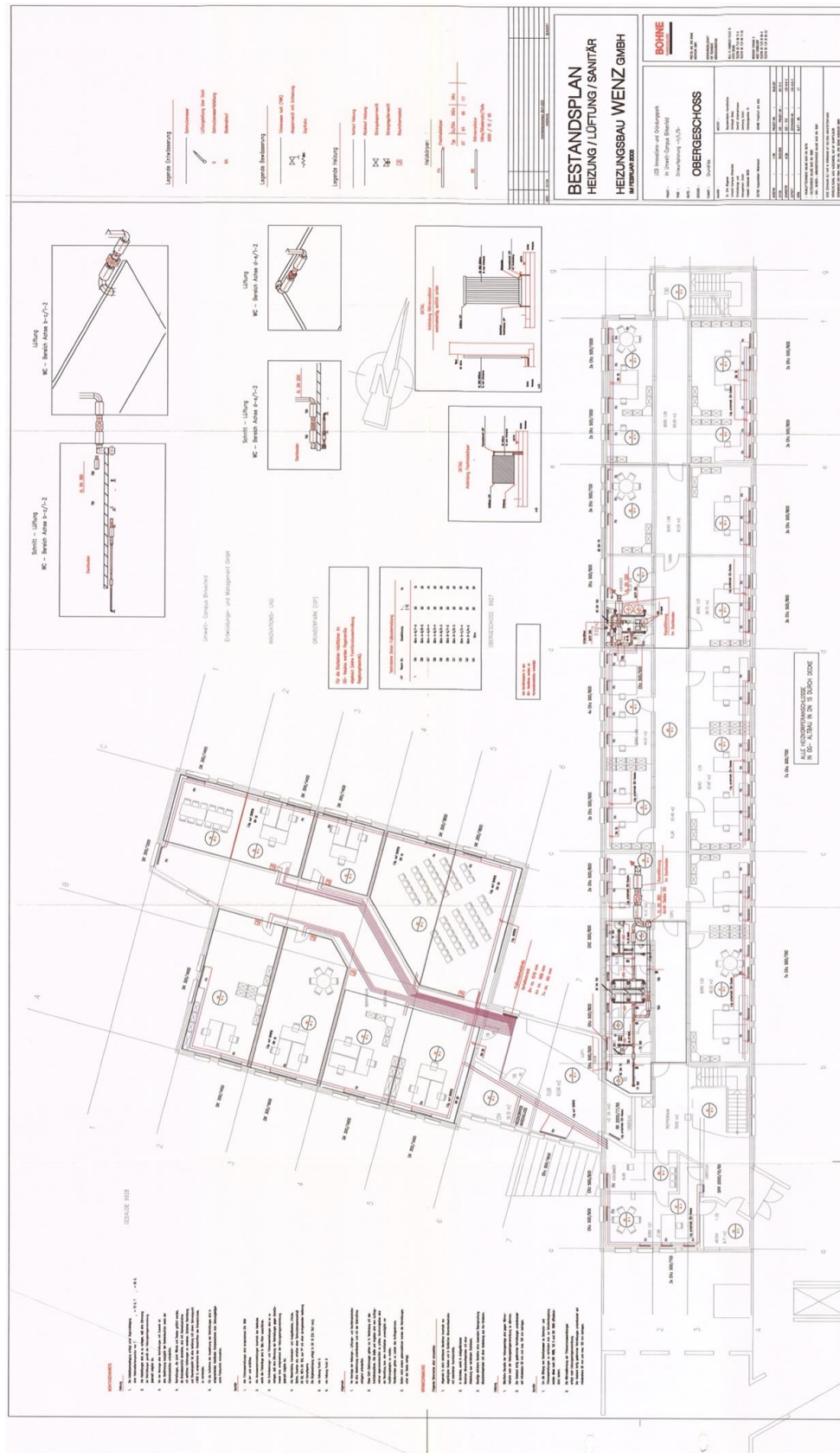
Anlage 8
Bauplan 8: Wohnheim 9911 Erdgeschoss



Anlage 9
Bauplan 9: Wohnheim 9911 Obergeschoss



Anlage 11
Bauplan 11: Gebäude 9927 Obergeschoss



Anlage 12

Kostenvergleichsrechnung 1: Wirbelbettreaktor

Projekt: GW-Behandlung Zentral Wirbelbettreaktor			
Projektkostenbarwert (60 Jahre) bei Zinssatz 3%			Ausbaugröße: 777 EW
Var. Zentral Wirbelbettreaktor			
Investitionskosten:	Barwertfaktor	Euro	Euro
Kanäle und Leitungen			
Zusätzliches Ltg.-Netz Grauwasser HT DN 125 inhouse	1,00	0 €	0 €
Zusätzliche Brauchwasserleitung DA 25 ("in house" zu WC)	1,00	0 €	0 €
Freispiegelleitung DN 160 (außerhalb Straßenraum),	1,00	0 €	0 €
Freispiegelleitung DN 100 (Ablauf; außerhalb Straßenraum),	1,00	318.923 €	318.923 €
Druckleitung DA 50 (außerhalb Straßenraum), Tiefe 1.30 m	1,00	0 €	0 €
Erdkabel Wohnblock bis PKA	1,00	0 €	0 €
Kanalbefahrung TV	1,00	7.372 €	7.372 €
Wirbelbettreaktor	1,00	200.000 €	200.000 €
Nebenkosten			
QS - Partikelanalytik für Sand	1,00	nicht notwendig	
Baugrunduntersuchung	1,00	nicht notwendig	
Honorare inkl. NK	1,00	52.000,00 €	52.000 €
Nebenkosten (Grundstückswert)	1,00		0 €
Summe Investitionskosten			578.295 €
Anteil Entwässerung (ohne Honorar f. Entwässerung):		326.295 €	
Reinvestitionskosten nach 15 Jahren			
Belüftungstechnik zzgl. Verdrahtung und Inbetriebnahme, WRG		34.000 €	
	0,64186	34.000 €	21.823 €
Reinvestitionskosten nach 30 Jahren			
neue technische Komponenten WSB + Flotation		60.000 €	
HWW inkl. Montage & Verdrahtungen		0 €	
Sonstige elektrotechnische Ausrüstung		16.000 €	
Systemtrenner			
	0,41199	76.000 €	31.311 €
Reinvestitionskosten nach 45 Jahren			
Belüftungstechnik zzgl. Verdrahtung und Inbetriebnahme, WRG		34.000 €	
	0,26444	34.000 €	8.991 €
Summe Reinvestitionskosten			62.125 €
Betriebskosten (nicht progressiv steigend)			
für Energie, Reparatur, Wartung		27,6756	55.000 €
			1.522.156 €
Projektkostenbarwert 60 Jahre bei Zinssatz 3% und gleichförmiger Kostenreihe			
		netto	2.162.576 €
		inkl. U.-Steuer 19%	2.573.465 €
Projekt: GW-Behandlung Zentral Wirbelbettreaktor			
Jahreskosten / dynamische Gestehekungskosten			
Var. Zentral Wirbelbettreaktor			
Investitionskosten:	Barwertfaktor	Euro	Euro
	KFAKR (3,x)		
IK für 60 Jahre GWA	0,03613	202.000 €	7.299 €
IK für 60 Jahre Rohrleitungen, Leitungen	0,03613	326.295 €	11.790 €
IK für 30 Jahre - Hauswasserwerk (HWW), ET	0,05102	16.000 €	816 €
IK für 15 Jahre - Pumpe PKA	0,08377	34.000 €	2.848 €
Kapitalwiedergewinnungskosten pro Jahr			22.753 €
Betriebskosten pro Jahr	1,0	55.000,00 €	55.000 €
Jahreskosten		netto	77.753 €
		brutto	92.526 €
Behandlungsmenge Abwasser (tatsächliche Einwohner)		8103 m³/a	
Dynamische Gestehekungskosten je cbm Abwasser		9,60 € netto	
Dynamische Gestehekungskosten je cbm Abwasser		11,42 € brutto	

Anlage 13
 Kostenvergleichsrechnung 2: Bodenfilter

Projekt: GW-Behandlung Zentral vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter			
Projektkostenbarwert (60 Jahre) bei Zinssatz 3%		Ausbaugröße: 777 EW	
Var. Zentral vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter			
Investitionskosten:	Barwertfaktor	Euro	Euro
Kanäle und Leitungen			
Zusätzliches Ltg.-Netz Grauwasser HT DN 125 inhouse	1,00	0 €	0 €
Zusätzliche Brauchwasserleitung DA 25 ("in house" zu WC)	1,00	0 €	0 €
Freispiegelleitung DN 160 (außerhalb Straßenraum),	1,00	0 €	0 €
Freispiegelleitung DN 100 (Ablauf; außerhalb Straßenraum),	1,00	159.461 €	159.461 €
Druckleitung DA 50 (außerhalb Straßenraum), Tiefe 1.30 m	1,00	34.366 €	34.366 €
Erdkabel Wohnblock bis PKA	1,00	0 €	0 €
Kanalbefahrung TV	1,00	7.372 €	7.372 €
Bodenfilter & Vorreinigung	1,00	250.000 €	250.000 €
Nebenkosten			
QS - Partikelanalytik für Sand	1,00	900 €	900 €
Baugrunduntersuchung	1,00	0 €	0 €
Honorare inkl. NK	1,00	50.000 €	50.000 €
Nebenkosten (Grundstückswert)	1,00		0 €
Summe Investitionskosten			502.100 €
Anteil Entwässerung (ohne Honorar f. Entwässerung):		201.200 €	
Reinvestitionskosten nach 15 Jahren			
Pumpwerk inkl. Verdrahtungen		7.700 €	
	0,64186	7.700 €	4.942 €
Reinvestitionskosten nach 30 Jahren			
Pumpwerk inkl. Verdrahtungen		7.700 €	
HWW inkl. Montage & Verdrahtungen, Systemtrenner		0 €	
Sonstige elektrotechnische Ausrüstung		3.725 €	
Oberste Filterschicht 15 cm räumen und ersetzen		5.325 €	
	0,41199	16.750 €	6.901 €
Reinvestitionskosten nach 45 Jahren			
Pumpwerk inkl. Verdrahtungen		7.700 €	
	0,26444	7.700 €	2.036 €
Summe Reinvestitionskosten			13.879 €
Betriebskosten (nicht progressiv steigend)			
für Energie, Reperatur, Wartung		27,6756	15.000 €
			415.133 €
Projektkostenbarwert 60 Jahre bei Zinssatz 3% und gleichförmiger Kostenreihe			
		netto	931.112 €
		inkl. U.-Steuer brutto	1.108.024 €
Projekt: GW-Behandlung Zentral vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter			
Jahreskosten / dynamische Gestehungskosten			
Var. Zentral vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter			
Investitionskosten:	Barwertfaktor	Euro	Euro
	KFAKR (3;x)		
IK für 60 Jahre GWA	0,03613	284.150 €	10.267 €
IK für 60 Jahre Rohrleitungen, Leitungen	0,03613	201.200 €	7.270 €
IK für 30 Jahre - Hauswasserwerk (HWW), ET	0,05102	9.050 €	462 €
IK für 15 Jahre - Pumpe PKA	0,08377	7.700 €	645 €
Kapitalwiedergewinnungskosten pro Jahr			18.644 €
Betriebskosten pro Jahr	1,0	15.000,00 €	15.000 €
Jahreskosten		netto	33.644 €
inkl. U.-Steuer 19%		brutto	40.036 €
Behandlungsmenge Abwasser (tatsächliche Einwohner)		8103 m³/a	
Dynamische Gestehungskosten je cbm Abwasser		4,15 € netto	
Dynamische Gestehungskosten je cbm Abwasser		4,94 € brutto	

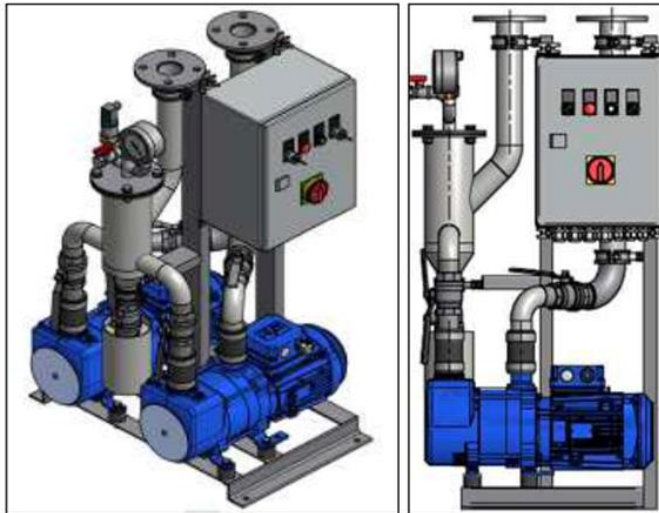
Anlage 1: Kostenvergleichsrechnung 3: Bodenfilter inklusive Abschätzung Inhouse-Kosten (ohne zentrale Vakuumstation)

Projekt: GW-Behandlung Zentral vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter			
Projektkostenbarwert (60 Jahre) bei Zinssatz 3%		Ausbaugröße: 777 EW	
Var. Zentral vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter			
Investitionskosten:	Barwertfaktor	Euro	Euro
Abschätzung Inhouse Kosten	1,00	2.211.523 €	2.211.523 €
Freispiegelleitung DN 100 (Ablauf; außerhalb Straßenraum),	1,00	159.461 €	159.461 €
Druckleitung DA 50 (außerhalb Straßenraum), Tiefe 1.30 m	1,00	34.366 €	34.366 €
Erdkabel Wohnblock bis PKA	1,00	0 €	0 €
Kanalbefahrung TV	1,00	7.372 €	7.372 €
Bodenfilter & Vorreinigung	1,00	250.000 €	250.000 €
Nebenkosten			
QS - Partikelanalytik für Sand	1,00	900 €	900 €
Baugrunduntersuchung	1,00	0 €	0 €
Honorare inkl. NK	1,00	50.000 €	50.000 €
Nebenkosten (Grundstückswert)	1,00		0 €
Summe Investitionskosten			2.713.623 €
Anteil Entwässerung (ohne Honorar f. Entwässerung):		2.412.723 €	
Reinvestitionskosten nach 15 Jahren			
Pumpwerk inkl. Verdrahtungen		7.700 €	
	0,64186	7.700 €	4.942 €
Reinvestitionskosten nach 30 Jahren			
Pumpwerk inkl. Verdrahtungen		7.700 €	
HWW inkl. Montage & Verdrahtungen, Systemtrenner		0 €	
Sonstige elektrotechnische Ausrüstung		3.725 €	
Oberste Filterschicht 15 cm räumen und ersetzen		5.325 €	
	0,41199	16.750 €	6.901 €
Reinvestitionskosten nach 45 Jahren			
Pumpwerk inkl. Verdrahtungen		7.700 €	
	0,26444	7.700 €	2.036 €
Summe Reinvestitionskosten			13.879 €
Betriebskosten (nicht progressiv steigend)			
für Energie, Reperatur, Wartung	27,6756	15.000 €	415.133 €
Projektkostenbarwert 60 Jahre bei Zinssatz 3% und gleichförmiger Kostenreihe			
		netto	3.142.636 €
	inkl. U-Steuer	brutto	3.739.736 €
Projekt: GW-Behandlung Zentral vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter			
Jahreskosten / dynamische Gestehungskosten			
Var. Zentral vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter			
Investitionskosten:	Barwertfaktor	Euro	Euro
	KFAKR (3;x)		
IK für 60 Jahre GWA	0,03613	284.150 €	10.267 €
IK für 60 Jahre Rohrleitungen, Leitungen	0,03613	2.412.723 €	87.179 €
IK für 30 Jahre - Hauswasserwerk (HWW), ET	0,05102	9.050 €	462 €
IK für 15 Jahre - Pumpe PKA	0,08377	7.700 €	645 €
Kapitalwiedergewinnungskosten pro Jahr			98.553 €
Betriebskosten pro Jahr	1,0	15.000,00 €	15.000 €
Jahreskosten	netto		113.553 €
inkl. U-Steuer 19%	brutto		135.128 €
Behandlungsmenge Abwasser (tatsächliche Einwohner)		8103 m³/a	
Dynamische Gestehungskosten je cbm Abwasser		14,01 €	netto
Dynamische Gestehungskosten je cbm Abwasser		16,68 €	brutto

Anlage 15
Daten Fa. Roediger 1: Vakuumsation



5.2. Technische Daten - Kompaktanlage Typ30



7/14

Anwendung

Die ROEDIGER Kompaktvakuumsation Typ 30 wurde entwickelt für den Einsatz auf kleinen Schiffen, Booten und in einzelnen Gebäuden. Es ist eine anschlussfertig vorinstallierte und getestete Vakuumsation mit sehr kompakten Maßen.

Funktion

Die ROEDIGER-AIRVAC® Kompaktvakuumsation Typ 30 besteht aus zwei Schrauben-Vakuumpumpen, die im Verbund über eine gemeinsame Steuerung die Vakuumversorgung eines Vakuumsanitärnetzes sicherstellen. Die Kombination eines effektiven Macerators mit einer Schneckenschraube auf einer Welle sorgt neben einem schnellen Vakuumaufbau auch für den zuverlässigen Abwassertransport.

Eigenschaften

- Hoch effiziente Vakuumherzeugung
- Zerkleinerer integriert in die Vakuumpumpe
- Einfache und verlässliche Schraubpumpe mit Macerator auf gleicher Welle
- Sicher funktionierende Vakuumherzeugung
- Unabhängig von Vakuumpuffertanks
- Höchste Laufsicherheit mit einem Minimum an Wartung

ROEDIGER

Kompaktvakuumsation Typ 30

Komponenten:

- 1 Stück Stahlgestell zur Aufnahme der beiden Pumpen, des Schaltschranks und der Verrohrung
- 2 Stück WVSP Pumpen 2,2 kW
- 1 Satz Rohre und Verbindungen
- 1 Schaltschrank

Abmessungen:

- Länge ca. 610 mm
- Breite ca. 600 mm
- Höhe ca. 1.144 mm
- Gewicht 120 kg
- Anschluss Vakuumseite: DN 50
- Anschluss Druckseite: DN 50

Leistung:

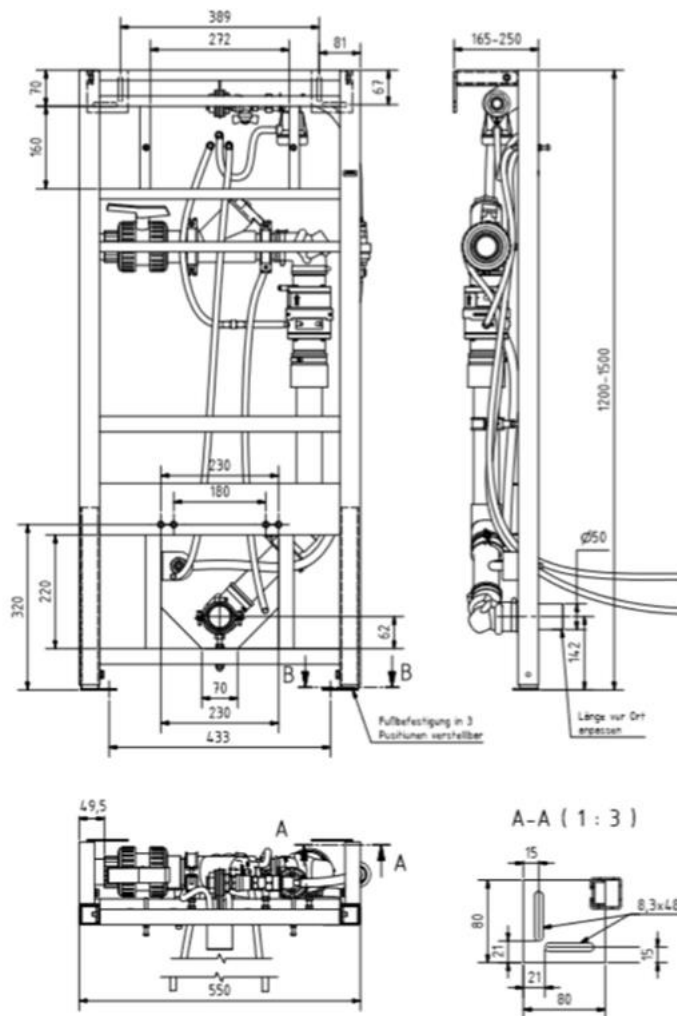
- E-Antriebsleistung: 4,4 kW
- E-Gleichzeitigkeit: 4,4 kW
- E-Anschluss: 220/380V 50Hz
- 255/440V 60Hz
- Saugleistung: 15 m³/h

Anlage 16
Daten Fa. Roediger 2: WC-Vorwandmontagerahmen

TDB-WC-ROE-LA-SI-DE
April 2020
Seite 3 / 4

5. Zeichnungen

Vorwandmontagerahmen Artikel-Nr. 365055006 (links – Standard)



15.10.2018 (V-1.1) ©
WC-Wand-ROE-SILA-Hochbau-A-20-DE

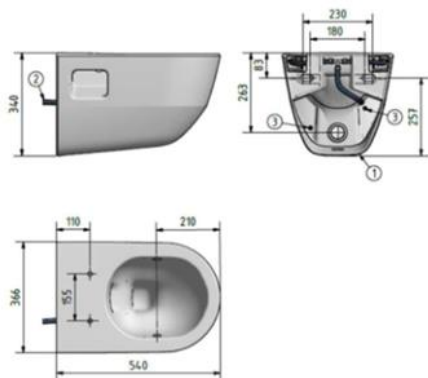
Anlage 17

Daten Fa. Roediger 3: Zeichnungen Toilette, Abdeckung und Knopfsteuerung

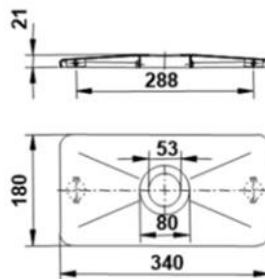


TDB-WC-ROE-LA-SI-DE
April 2020
Seite 4 / 4

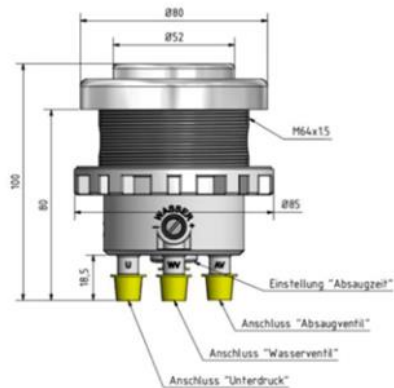
Toilette Typ Laufen
Artikelnummer: 318020000



Abdeckung (Drückerplatte)
Artikelnummer: 365055040



Knopfsteuerung WCKS
Artikelnummer: 330030000



Aqseptence Group GmbH
Vacuum Technology Systems
Kinzigheimer Weg 104
63450 Hanau
Germany

Phone +49 6181 309 0
service.roediger@aqseptence.com
info.roediger@aqseptence.com
www.aqseptence.com

Dieses Dokument einschließlich des geistigen Inhaltes ist unser Eigentum und darf ohne unsere Zustimmung weder kopiert noch vervielfältigt werden.
This document, including the intellectual content, is our property and may not be copied or reproduced without our consent.

15.10.2018 (V-1.1) ©
WC-Wand-ROE-SILA-Hochbau-A-20-DE

Anlage 18

Daten Fa. Roediger 4: Bioabfallzerkleinerer



TDB-Bioabfallzerkleinerer-DE
 Februar 20
 Seite 2 / 3

Roediger® Bioabfallzerkleinerer

1. Produktverwendung

1.1 Einsatzbereich

Der Roediger® Bioabfallzerkleinerer kann sowohl im privaten Bereich für die zentrale Sammlung und Transport von Bioabfall als auch im Gastrobetrieb (Großküchen), sowie in der Industrie eingesetzt werden.

1.2 Verwendungszweck

Der Roediger® Bioabfallzerkleinerer ist konzipiert zum Sammeln, Zerkleinern und Transportieren von Bioabfall aus dem Küchen und Haushaltsbereich. Der Bioabfallzerkleinerer verarbeitet in einem Durchgang von ca. 3-5l Bioabfall. Durch starten des Bioabfallzerkleinerer wird der Bioabfall zerkleinert und in Intervallen automatisch abgesaugt. Der Weitertransport erfolgt mittels Vakuumsystem.

2. Technische Daten

Nennweite / Maße / Material

Bioabfallzerkleinerer:

Länge:	ca. 400 mm
Breite:	ca. 400 mm
Höhe:	ca. 850 mm
Material:	VA 1.4571
Motorleistung:	2,2 kW
Einspeisung:	3~400V, 50Hz, 25A
Arbeitsvakuum:	-0,32 bar bis -0,6 bar
Wasseranschluss:	1/2"
Vakuumanschluss:	DN50
Minimum Wasserdruck:	0,4 bar (4m)
Wasserverbrauch:	18-25 l/min

Schaltschrank:

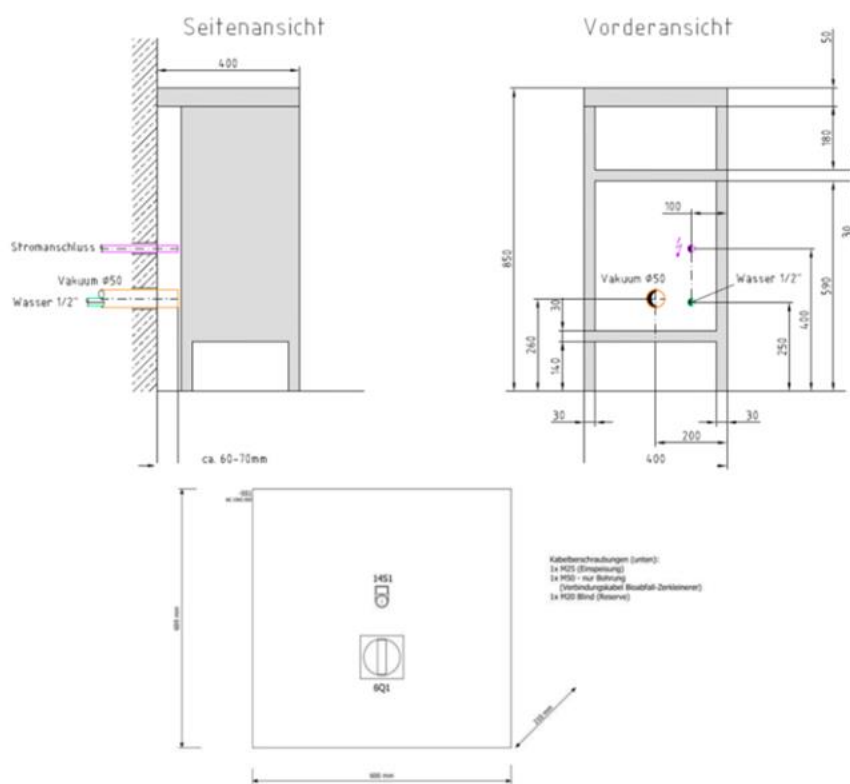
Breite:	ca. 600 mm
Tiefe:	ca. 210 mm
Höhe:	ca. 600 mm
Material:	Stahlblech, Grundiert, Pulverbeschichtet
Anschlussleistung:	ca.: 2,5 kW
Einspeisung:	3~400V, 50Hz, 25A
Schutzart:	IP 54

Anlage 19
 Daten Fa. Roediger 5: Zeichnung Mazerator



TDB-Bioabfallzerkleinerer-DE
 Februar 20
 Seite 3 / 3

3. Zeichnungen



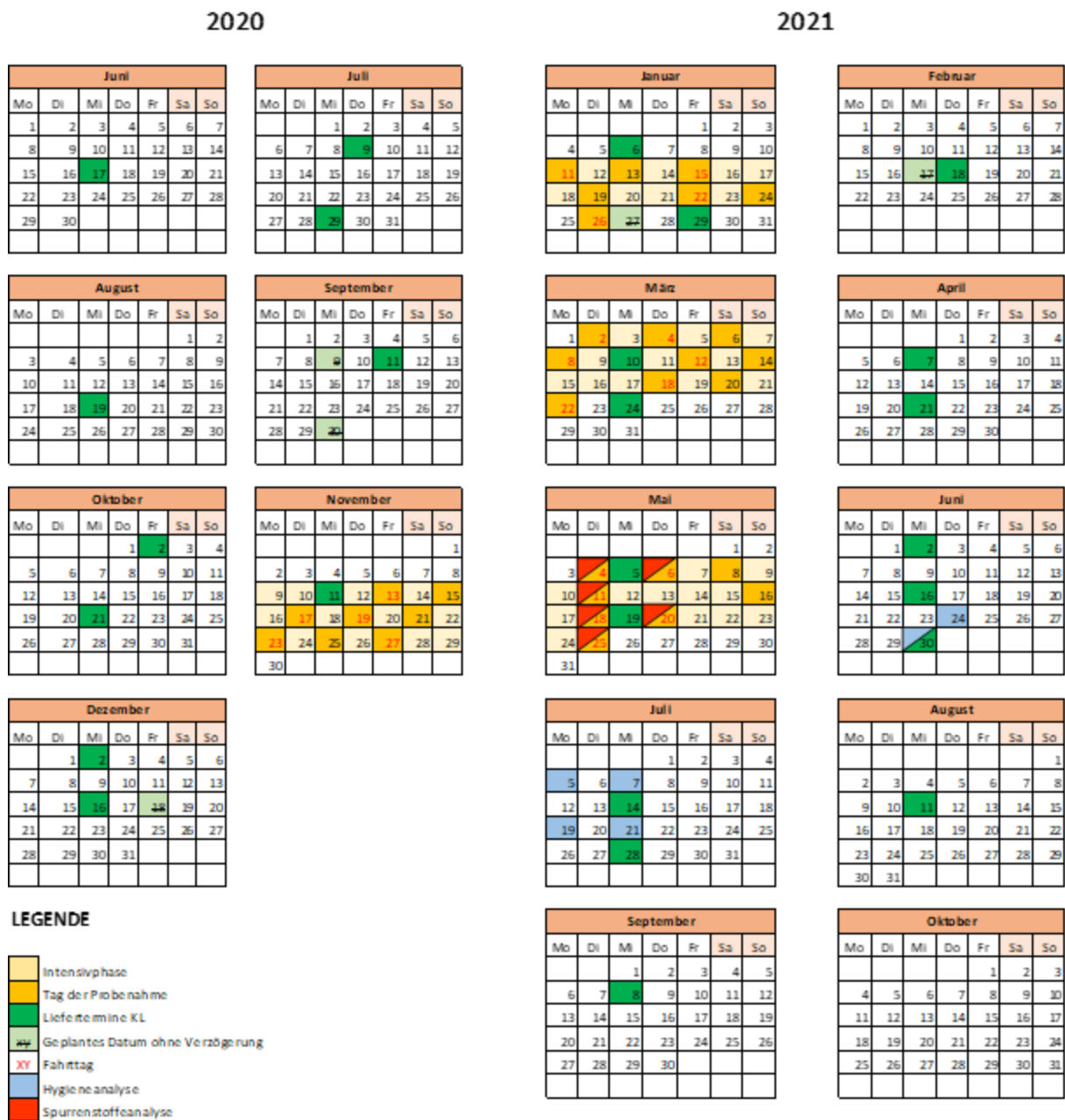
Aqseptence Group GmbH
 Vacuum Technology Systems
 Kinzigheimer Weg 104
 63450 Hanau
 Germany

Phone +49 6181 309 0
service.roediger@aqseptence.com
info.roediger@aqseptence.com
www.aqseptence.com

Dieses Dokument einschließlich des geistigen Inhaltes ist unser Eigentum und darf ohne unsere Zustimmung weder kopiert noch vervielfältigt werden.
 This document, including the intellectual content, is our property and may not be copied or reproduced without our consent.

21.02.2020 (V-1.1) ©
 366050000-A-20-DE

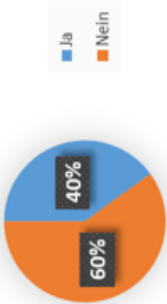
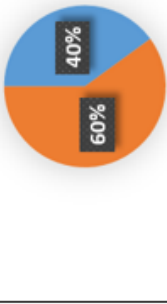
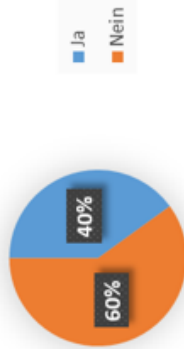
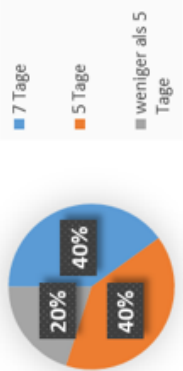
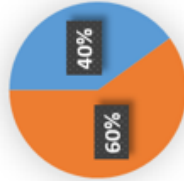
Anlage 20
 Grauwasseranalysen A: Arbeits- und Zeitplan für die Jahre 2020 und 2021



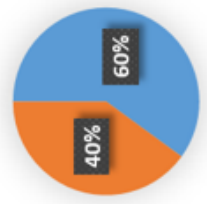
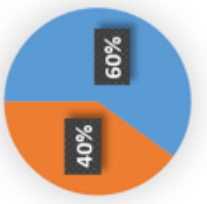
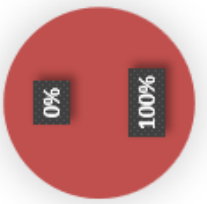
Anlage 21
 Grauwasseranalysen B: Fragebogen 1

		Antwort	
Nr.	Frage	Ja	Nein
1	Ich wohne in den Semesterferien durchgehend am UCB	X	
			X
			X
			X
		X	
		50.00%	50.00%
2	Ich wohne während der Semesterferien nur partiell am UCB, in einer Woche		weniger als 5 Tage
		X	
			X
			X
			X
		X	
		40.00%	0.00%
3	Ich wohne während des Semesters durchgehend am UCB		
		X	
			X
			X
			X
		X	
		60.00%	0.00%

Wohnverhalten (vor Corona)

		40.00%	60.00%	
Wohnverhalten (vor Corona)	4	Ich wohne während des Semesters nur partiell am UCB, in einer Woche 	Ich wohne während des Semesters durchgehend am UCB 	7 Tage
				weniger als 5 Tage
				5 Tage
				keine Anwesenheit
Wohnverhalten (während Corona)	5	Ich nutze meine Wohnung am UCB wie gewohnt 	Ich wohne während des Semesters nur partiell am UCB, in einer Woche 	7 Tage
				5 Tage
				40.00%
				Nein
	6	Ich bin nur noch an einzelnen Tagen in	Ich nutze meine Wohnung am UCB wie gewohnt 	5 bis 4 Tage
				3 bis 1 Tag(e)

Anwesenheit	Wohnverhalten (während Corona)	7	<p>der Woche in meiner Wohnung</p>	<p>Ich bin nur noch an einzelnen Tagen in der Woche in meiner Wohnung</p> <p>■ 5 bis 4 Tage ■ 3 bis 1 Tag(e) ■ keine Anwesenheit</p>	X	X	X	<p>33.33%</p>
					<p>33.33%</p>	<p>33.33%</p>	<p>33.33%</p>	
Anwesenheit	<p>7</p> <p>Sollte das kommende Semester ebenfalls ohne Präsenzveranstaltung stattfinden werde ich meine Wohnung:</p>	<p>7</p>	<p>Sollte das kommende Semester ebenfalls ohne Präsenzveranstaltung stattfinden werde ich meine Wohnung:</p>	<p>Sollte das kommende Semester ebenfalls ohne Präsenzveranstaltung stattfinden werde ich meine Wohnung</p> <p>■ kündigen ■ weiterhin behalten</p>	<p>kündigen</p>	<p>weiterhin behalten</p>	<p>weiterhin behalten</p>	<p>33.33%</p>
					<p>X</p>	<p>X</p>	<p>X</p>	<p>33.33%</p>
					<p>K.A.</p>	<p>K.A.</p>	<p>K.A.</p>	<p>33.33%</p>
					<p>X</p>	<p>X</p>	<p>X</p>	<p>33.33%</p>
					<p>25.00%</p>	<p>75.00%</p>	<p>75.00%</p>	<p>33.33%</p>
Anwesenheit	<p>7a</p> <p>Falls die Wohnung weiterhin <u>weiterhin</u> beibehalten <u>wird</u></p>	<p>7a</p>	<p>Falls die Wohnung weiterhin beibehalten wird</p> <p>■ nutze ich meine Wohnung wie gewohnt ■ nutze ich meine Wohnung wie bisher in der Corona Zeit</p>	<p>X</p>	<p>X</p>	<p>X</p>	<p>33.33%</p>	
				<p>K.A.</p>	<p>K.A.</p>	<p>K.A.</p>	<p>33.33%</p>	
				<p>X</p>	<p>X</p>	<p>X</p>	<p>33.33%</p>	
				<p>66.67%</p>	<p>66.67%</p>	<p>66.67%</p>	<p>33.33%</p>	
				<p>nutze ich meine Wohnung wie gewohnt</p>	<p>nutze ich meine Wohnung wie gewohnt</p>	<p>nutze ich meine Wohnung wie gewohnt</p>	<p>33.33%</p>	
Anwesenheit	<p>8</p> <p>Anwesenheit in der Intensivphase vom</p>	<p>8</p>	<p>Anwesenheit in der Intensivphase vom</p>	<p>wie gewohnt genutzt</p>	<p>Ich war nicht in meiner Wohnung anwesend</p>	<p>Ich war nicht in meiner Wohnung anwesend</p>	<p>33.33%</p>	
				<p>66.67%</p>	<p>33.33%</p>	<p>33.33%</p>		

Anwesenheit Intensivphasen	09.11.2020 bis zum 29.11.2020	Anwesenheit in der Intensivphase vom 09.11.2020 bis zum 29.11.2020		X	X	
				X	X	
		60.00%		40.00%		
	9	Anwesenheit in der Intensivphase vom 11.01.2021 bis zum 26.01.2021	Anwesenheit in der Intensivphase vom 02.03.2021 bis zum 22.03.2021		X	Ich war nicht in meiner Wohnung anwesend
					X	X
			60.00%		40.00%	
	10	Anwesenheit in der Intensivphase vom 02.03.2021. bis 22.03.2021.	Anwesenheit in der Intensivphase vom 02.03.2021 bis zum 22.3.2021			Ich war nicht in meiner Wohnung anwesend
						X
00.00%			100.00%			
11	Anwesenheit in der Intensivphase vom	wie gewohnt genutzt			Ich war nicht in meiner Wohnung anwesend	

		Anwesenheit in der Intensivphase vom 04.05.2021 bis zum 25.5.2021				Anwesenheit in der Intensivphase vom 04.05.2021 bis zum 25.5.2021					
12	Ich nutze die Dusche in meiner Wohnung		täglich								
			mehrmals täglich	X							
			alle zwei Tage		X						
			alle drei Tage		X						
			weniger als dreimal die Woche						X		
				X							
				40.00%	0.00%	40.00%	0.00%	20.00%	0.00%		
13	Ich dusche in der Regel		morgens	X							
			mittags	X							
			abends	X							
				60.00%	0.00%	40.00%	0.00%				

Grauwasserfall (Küche/ Bad)	14	Ich lasse das Wasser während eines Duschvorgangs laufen	<p>Ich lasse das Wasser während eines Duschvorgangs laufen</p> <p>Legend: < 5 min. (blue), < 10 min (red), > 10 min (green)</p>	< 5 min.	< 10 min	> 10 min	einmal im Monat
				X	X	X	
Grauwasserfall (Küche/ Bad)	15	Ich reinige die Dusche	<p>Ich reinige die Dusche</p> <p>Legend: täglich (blue), wöchentlich (red), alle 2 Wochen (green), einmal im Monat (purple)</p>	täglich	wöchentlich	alle 2 Wochen	einmal im Monat
				0.00%	40.00%	20.00%	40.00%
Grauwasserfall (Küche/ Bad)	16	Ich reinige die Dusche	<p>Ich reinige die Dusche</p> <p>Legend: täglich (blue), wöchentlich (red), alle 2 Wochen (green), einmal im Monat (purple)</p>	morgens	mittags	abends	
				0.00%	100.00%	0.00%	

	erhöht	beibehalten	verringert	
17 Bad) Grauwasseranfall (Küche/		X		
	X			
		K.A.		
		X		
		X		
	25.00%	75.00%	0.00%	
18 Ich koche	täglich	alle 2 Tage	alle 3 Tage	seltener als alle 3 Tage
		X		
	X			X
		X		
	X			
	40.00%	40.00%	0.00%	20.00%
19 Grauwasseranfall (Küche/ Bad)	morgens	mittags	abends	
		X		
		X		
		X	X	
			X	
	0.00%	60.00%	40.00%	

Ich habe mein Duschverhalten und die Nutzung des Handwaschbeckens aufgrund von Corona	<p>Legend: erhöht (blue), beibehalten (red), verringert (green)</p> <ul style="list-style-type: none"> erhöht: 75% beibehalten: 0% verringert: 25%
Ich koche	<p>Legend: täglich (blue), alle 2 Tage (red), alle 3 Tage (green), seltener als alle 3 Tage (purple)</p> <ul style="list-style-type: none"> täglich: 40% alle 2 Tage: 40% alle 3 Tage: 20% seltener als alle 3 Tage: 0%
Ich koche	<p>Legend: morgens (blue), mittags (red), abends (green)</p> <ul style="list-style-type: none"> morgens: 40% mittags: 0% abends: 60%

				aufwendig	unaufwendig			
Grauwasseranfall (Küche/ Bad)	20	Ich koche	<p>Ich koche</p>	X	X			
				X	X			
Grauwasseranfall (Küche/ Bad)	21	Die Küchenspüle reinige ich	<p>Die Küchenspüle reinige ich</p>	täglich	alle 2 Tage	alle 3 Tage (oder seltener)		
				0.00%	80.00%	20.00%		
Grauwasseranfall (Küche/ Bad)	22	Die Küchenspüle reinige ich	<p>Die Küchenspüle reinige ich</p>	morgens	mittags	abends		
				0.00%	50.00%	50.00%		

			täglich	alle 2 Tage	alle 3 Tage	wöchentlich	(fast) nie		
Grawasseranfall (Küche/ Bad)	23	Die Mensa besuche ich	<p>Die Mensa besuche ich</p> <ul style="list-style-type: none"> täglich: 0% alle 2 Tage: 20% alle 3 Tage: 20% wöchentlich: 60% (fast) nie: 0% 						
			0.00%	0.00%	20.00%	20.00%	60.00%		
			Ja	Nein					
			X	X					
			X						
Grawasseranfall (Küche/ Bad)	24	Ich koche überwiegend selbst	<p>Ich koche überwiegend selbst</p> <ul style="list-style-type: none"> Ja: 80% Nein: 20% 						
			80.00%	20.00%					
			X						
			X						
			X						

Beschreibung und Auswertung der Befragung

Die verschiedenen Teile der Befragung wurden in verschiedene Kategorien unterteilt. Der erste Teil des Fragebogens dient der Einschätzung des Wohnverhaltens. Für das ReLab-Projekt ist es wesentlich, ungefähr zu wissen, wie viele Bewohner in den Wohnungen leben, um den Grauwasseranfall entsprechend abschätzen zu können. Das Wohnverhalten vor Corona wurde in 4 Kategorien unterteilt: 1) durchgehende Anwesenheit am UCB während der Semesterferien; 2) teilweise Anwesenheit am UCB während der Semesterferien mit Festlegung der genauen Tage in der Woche; 3) durchgehende Anwesenheit am UCB während des Semesters; 4) teilweise Anwesenheit am UCB während des Semesters mit Festlegung der genauen Tage in der Woche.

Der zweite Teil des Fragebogens dient der Beurteilung, inwieweit sich der Lebensstil der Studierenden während der Corona-Zeit verändert hat, z. B. durch fehlende Präsenzveranstaltungen usw. Es wurden ebenfalls 4 Kategorien betrachtet: 1) ob der Student seine Wohnung an der UCB noch nutzt; 2) ob er sie nur an einzelnen Tagen in der Woche nutzt und wie oft; 4) ob er sie kündigt oder in die Wohnung zieht, falls das kommende Semester auch ohne Präsenzveranstaltung stattfindet; 4) falls er die Wohnung behält, wie oft sie genutzt wird.

Um die Mengenerfassung in Relation zu den tatsächlich angeschlossenen und anwesenden Bewohnern setzen zu können, war es notwendig, die Anwesenheit der Studierenden während der Intensivphasen zu erfassen. Diese Thematik wurde im dritten Teil des Fragebogens abgefragt. Die Beteiligung war nicht sehr groß, da nur 5 von 20 Personen, die am Grauwassersammelbehälter angeschlossen waren, eine Rückmeldung gaben. Dies könnte mit der Corona-Zeit zusammenhängen, da viele Studierende nicht auf dem Campus anwesend waren. Dennoch können die Ergebnisse ein Bild über den Zusammenhang zwischen dem Grauwasseranfall und den Gewohnheiten der Studierenden vermitteln.

Die Ergebnisse vor der Corona-Pandemie zeigten, dass hochgerechnet auf Basis von 5 abgegebenen Fragebögen 50% der Studierende während der Semesterferien am UCB wohnten und der Rest nur zeitweise anwesend war, wobei 60% von ihnen weniger als 5 Tage pro Woche dort wohnten. Während des Semesters sind die Werte auf 60% der Studierenden am UCB angestiegen, von denen 40% alle 7 Tage, 40% 5 Tage und der Rest weniger als 5 Tage dort lebten. Diese Daten zeigen, dass während der Semesterferien weniger Personen im Studierendenwohnheim anwesend waren.

Die Ergebnisse während der Corona-Pandemie zeigten, dass 60% der Studierenden ihre Wohnung nicht mehr wie bisher nutzten. 33% der Studenten nutzten ihre Wohnung überhaupt nicht, 33% 1 bis 3 Tage pro Woche und 33% 4 bis 5 Tage. Wenn das kommende Semester auch ohne Präsenzveranstaltungen stattfindet, planen 75% der Studierenden, die Wohnung zu behalten und 25%, sie zu kündigen. Von denjenigen, die weiterhin dort wohnen werden, planen 67%, die Wohnung wie vor der Corona zu nutzen, während 33% die Wohnung weniger wie vor der Corona-Zeit nutzen wird.

Basierend auf den Antworten der Studierenden wurde gezeigt, dass 60% der Studenten bei den ersten beiden Intensivphasen vom 09. bis 29. November 2020 und vom 11. bis 26. Januar 2021 anwesend waren. Das hängt damit zusammen, dass beide Intensivseminare während des Semesters stattfanden und aufgrund der Lehrveranstaltungen mehr Studierende vor Ort waren. In der dritten Intensivphase vom 02. bis 22. März 2021 waren laut Umfrage keine Studenten anwesend und in der vierten Intensivphase vom 04. bis 25. Mai 2021 waren 50% der Studenten auf dem Campus anwesend. Dazu ist anzumerken, dass für die letzten beiden Intensivphasen nur zwei Antworten gesammelt wurden und die Daten somit nicht repräsentativ sind. Bezüglich des Grauwasseranfalls konzentrierten sich die Fragen hauptsächlich auf die Gewohnheiten im Sanitärbereich, wie z.B. die Nutzung der Dusche. 40% der Studenten gaben an diese einmal täglich, 40% alle zwei Tage und 20% weniger als dreimal pro Woche nutzen. 80% duschen morgens, während 40% abends duschen. Hinsichtlich der Dauer gaben 20% an weniger als 5 Minuten, 60% weniger als 10 Minuten und 20% weniger als 20 Minuten zu duschen. Die Duschen werden in 40% der Fälle wöchentlich, in 20% alle 2 Wochen und in 40% der Fälle einmal im Monat gereinigt. Alle wurden mittags gereinigt. Aufgrund der Corona-Pandemie haben 25% der Studenten ihre Duschhäufigkeit erhöht, während bei 75% das Verhalten unverändert blieb. Beim Kochen ist es so, dass 40% der Studenten jeden Tag kochen, 40% alle 2 Tage und 20% weniger als alle 3 Tage. 60% der Studenten kochen mittags und 40% abends. Lediglich 40% der Studenten kochen gerne aufwendig. Sie reinigen die Küchenspüle in 80% der Fälle alle 2 Tage bzw. 20% alle 3 Tage oder

noch seltener. Die Reinigung erfolgt zu 50% mittags und zu 50% abends. Was die Mensa-Häufigkeit betrifft, besuchen 60% der Studenten die Mensa überhaupt nicht, während 20% sie einmal pro Woche und 20% diese alle 3 Tage besuchen.

Anlage 22

Grauwasseranalysen B: Grauwassermengen, CSB-Konzentration, N-Konzentration und Frachten

Rohgrauwasser									
Intensivphasen	Datum	Q in l/d	Q in l/(E _{GW} *d)	CSB in mg/l	N _{ges} in mg/l	B _{d,CSB} in g/d	B _{d,CSB,EW} in g/(E _{GW} *d)	B _{d,N} in g/d	B _{d,N,EW} in g/(E _{GW} *d)
	17.6.2020	335	27,9	-	-	-	-	-	-
	9.7.2020	560	46,7	473	17,7	265	22,1	9,9	0,8
	24.4.1901	470	39,2	563	24,4	265	22,1	11,5	1,0
	19.8.2020	330	27,5	762	26,7	251	20,9	8,8	0,7
	11.9.2020	480	40	596	18,0	286	23,8	8,6	0,7
	2.10.2020	690	57,5	-	-	-	-	-	-
	21.10.2020	664	55,3	608	14,6	404	33,6	9,7	0,8
	11.11.2020	490	40,8	325	9,8	159	13,3	4,8	0,4
1. Intensivphase	13.11.2020	292	24,3	359	11,5	105	8,7	3,4	0,3
	15.11.2020	715	59,6	262	18,0	187	15,6	12,9	1,1
	17.11.2020	912	76	287	13,1	262	21,8	12,0	1,0
	19.11.2020	801	66,8	246	19,2	197	16,4	15,4	1,3
	21.11.2020	-	-	162	15,2	-	-	-	-
	23.11.2020	560	46,7	359	18,5	201	16,8	10,4	0,9
	25.11.2020	-	-	157	27,3	-	-	-	-
	27.11.2020	640	53,3	142	12,6	91	7,6	8,1	0,7
	2.12.2020	497	41,4	655	33,9	326	27,1	16,9	1,4
	16.12.2020	435	36,3	-	-	-	-	-	-
	6.1.2021	437	36,4	515	23,2	225	18,8	10,1	0,8
2. Intensivphase	11.1.2021	514	42,8	607	90,4	312	26	46,5	3,9

Rohgrauwasser									
Intensivphasen	Datum	Q in l/d	Q in l/(E _{GW} *d)	CSB in mg/l	N _{ges} in mg/l	B _{d,CSB} in g/d	B _{d,CSB,EW} in g/(E _{GW} *d)	B _{d,N} in g/d	B _{d,N,EW} in g/(E _{GW} *d)
	13.1.2021	518	43,2	457	67,9	236	19,7	35,2	2,9
	15.1.2021	436	36,3	1200	45,9	523	43,6	20,0	1,7
2. Intensivphase	19.1.2021	403	33,6	189	12,4	76	6,3	5,0	0,4
	22.1.2021	421	35,1	741	24,5	312	26	10,3	0,9
	24.1.2021	649	54,1	222	9,9	144	12	6,4	0,5
	26.1.2021	792	66	251	6,7	199	16,5	5,3	0,4
	29.1.2021	239	19,9	138	8,4	33	2,7	2,0	0,2
	18.2.2021	791	65,9	454	18,6	359	29,9	14,7	1,2
3. Intensivphase	2.3.2021	220	18,3	2322	48,7	511	42,6	10,7	0,9
	4.3.2021	176	14,7	2131	49,1	375	31,3	8,6	0,7
	6.3.2021	313	26,1	1470	34,2	460	38,3	10,7	0,9
	8.3.2021	454	37,8	1228	24,8	558	46,5	11,3	0,9
	10.3.2021	374	31,2	488	16,7	183	15,2	6,2	0,5
	12.3.2021	343	28,6	408	11,1	140	11,7	3,8	0,3
	14.3.2021	414	34,5	170	9,2	71	5,9	3,8	0,3
	18.3.2021	583	48,6	958	28,1	559	46,6	16,4	1,4
	20.3.2021	207	17,3	205	14,3	43	3,5	3,0	0,2
	22.3.2021	662	55,2	909	38,2	601	50,1	25,3	2,1
	24.3.2021	522	43,5	141	7,6	74	6,1	4,0	0,3
	7.4.2021	302	25,2	635	13,9	192	16	4,2	0,3
	21.4.2021	415	34,6	351	28,9	146	12,1	12,0	1,0
4. Intensivphase	4.5.2021	522	43,5	653	29,7	341	28,4	15,5	1,3
	5.5.2021	522	43,5	442	31,7	231	19,2	16,5	1,4

Rohgrauwasser									
<i>Intensivphasen</i>	<i>Datum</i>	<i>Q in l/d</i>	<i>Q in l/(E_{GW}*d)</i>	<i>CSB in mg/l</i>	<i>N_{ges} in mg/l</i>	<i>B_{α,CSB} in g/d</i>	<i>B_{α,CSB,EW} in g/(E_{GW}*d)</i>	<i>B_{α,N} in g/d</i>	<i>B_{α,N,EW} in g/(E_{GW}*d)</i>
	6.5.2021	797	66,4	153	7,1	122	10,2	5,7	0,5
	8.5.2021	831	69,3	109	10,0	91	7,5	8,3	0,7
4. Intensivphase	11.5.2021	660	55	475	25,1	314	26,1	16,6	1,4
	16.5.2021	309	25,8	925	56,6	286	23,8	17,5	1,5
	18.5.2021	423	35,3	1221	94,6	516	43	40,0	3,3
	20.5.2021	840	70	758	28,5	637	53,1	23,9	2,0
	25.5.2021	687	57,3	239	9,2	164	13,7	6,3	0,5
	2.6.2021	584	48,7	649	29,4	379	31,6	17,2	1,4
	16.6.2021	545	45,4	565	26,3	308	25,7	14,3	1,2
	30.6.2021	599	49,9	475	14,3	285	23,7	8,6	0,7
	14.7.2021	635	52,9	333	13,5	211	17,6	8,6	0,7
	28.7.2021	425	35,4	158	26,6	67	5,6	11,3	0,9
	11.8.2021	521	43,4	452	19,3	236	19,6	10,1	0,8
	8.9.2021	489	40,8	462	16,6	226	18,8	8,1	0,7
	Mittelwert		517	43,1	560	25	264	22	12
Std.-Abw.		176	14,6	455	19	153	12,7	9	0,7
Medianwert		514	42,8	459	19	236	19,7	10	0,9
85-Perzentil		700	57,5	909	34	460	38,3	17	1,4
Anzahl der Werte		55	55	54	54	52	52	52	52

Anlage 23

Grauwasseranalysen C: Bemessung der Verfahrenstechniken

Bemessungsgrundlagen

Die CSB-Fracht am UCB weist während des Projektzeitraums ein 85-Perzentil von 38,3 g/(E*d) auf. Nach Abmilderung um 30% liegt die CSB-Fracht im Zulauf des Belebungsbeckens somit bei 26,8 g/(E*d), was bei einem Anschluss von 777 Einwohnern ca. 20,8 kg/d entspricht.

Mit der Annahme, dass die BSB₅-Fracht im Grauwasser etwa der Hälfte der CSB-Fracht entspricht (Hach 2013), ergibt sich eine BSB₅-Fracht von 13,4 g/(E_{GW}*d) bzw. 10,4 kg/d.

Das 85-Perzentil der CSB-Konzentration am UCB beträgt 909 mg/l, was nach der Abmilderung um 30% bei ca. 636 mg/l liegt.

Als mittleren Zulauf wird der Zulauf über die gesamte Projektlaufzeit mit ca. 28,6 l/(E_{GW}*d) herangezogen. Für eine Anzahl von 777 angeschlossenen Einwohnern am UCB, ergibt sich somit ein durchschnittlicher täglicher Zulauf von 22,2 m³/d.

Das 85-Perzentil der AFS-Konzentration liegt auf Grundlage der Messwerte bei 507 mg/l.

Der Gesamtstickstoff im UCB beträgt im Median 19 mg/l und im 85-Perzentil 34 mg/l. Das 85-Perzentil der täglichen N-Fracht im Zulauf zum biologischen Teil beträgt 1,4 g N/(E_{GW}*d) bzw. 1088 g N/d für 777 EW.

Die gemessene Säurekapazität des Grauwassers in Birkenfeld liegt bei 3,33 mmol/l.

Membranbioreaktoren

Für die Dimensionierung von Membranbioreaktoren wurde das Arbeitsblatt DWA-A 131 (2016) verwendet. Da die geplante Belebungsanlage nur über eine Nitrifikation und keine aerobe Schlammstabilisierung verfügt, wurden andere Regelwerke, wie das DWA-A 221 oder DWA-A 222 nicht für die Bemessung des MBR verwendet.

Bei der Bemessung der Membranbioreaktoren erfolgt zunächst die Berechnung des erforderlichen Schlammalters nach Formel 1. Dabei liegt der Prozessfaktor bei 2,1, da die CSB-Fracht am UCB weniger als 2400 kg CSB/d (DWA-A 131 2016) beträgt. Da der IBC-Behälter, in dem das Grauwasser gesammelt wurde, im Keller stand und ein zukünftiger Standort nicht bekannt ist werden 12 °C als Bemessungstemperatur angenommen (DWA-A 131 2016).

$$t_{TS,aerob,Bem.} = PF * 3,4 * 1,103^{(15-T)} \quad [1]$$

mit: *PF*: Prozessfaktor für Nitrifikation

T: Temperatur im Belebungsbecken in °C

(DWA-A 131 2016)

$$t_{TS,aerob,Bem.} = 2,1 * 3,4 * 1,103^{(15-12)} = 10 \text{ d}$$

Durch Einsetzen der Werte in Formel 1, ergibt sich ein erforderliches Schlammalter von ca. 10 d. Da der Schlamm damit nicht stabilisiert ist, sollte er direkt in die Kanalisation entsorgt werden.

Um den Überschussschlammfall nach Formel 2 zu ermitteln, müssen zunächst die fehlenden Werte ermittelt werden.

$$\dot{U}_{d,C} = Q_{d,Konz} * \left(\frac{X_{CSB,inert,ZB}}{1,33} + \frac{X_{CSB,BM} + X_{CSB,inert,BM}}{0,92 * 1,42} + X_{anorgTS,ZB} \right) / 1000 \quad [2]$$

mit: $\dot{U}_{d,C}$: täglicher Überschussschlammabzug in m³/d

$Q_{d,konz}$: maßgeblicher täglicher Abfluss zur Berechnung der Konzentrationen aus Frachten in m³/d

$X_{CSB,inert,ZB}$: Konzentration des inerten, partikulären CSB im Zulauf der Belebung in mg/l

$X_{CSB,BM}$:	CSB der Biomasse in mg/l
$X_{CSB,inert,BM}$:	inertter Anteil des CSB der Biomasse in mg/l
$X_{anorgTS,ZB}$:	Konzentration der abfiltrierbaren, anorganischen Stoffe in mg/l

(DWA-A 131 2016)

Anhand von Formel 3 erfolgt die Bestimmung des CSB der Biomasse. Bei der Bemessung des $C_{CSB,abb,ZB}$ wird angenommen, dass ca. 94% des CSB im Zulauf des Belebungsbeckens abbaubar sind (Murat Hocaoglu et al. 2010).

$$X_{CSB,BM} = (C_{CSB,abb,ZB} * 0,67) * \left(\frac{1}{1+0,17*t_{TS}*0,812} \right) \quad [3]$$

mit: $X_{CSB,BM}$: CSB der Biomasse in mg/l $C_{CSB,abb,ZB}$: Konzentration des abbaubaren CSB in der homogenisierten Probe im Zulauf des Belebungsbeckens in mg/l t_{TS} : Schlammalter

(DWA-A 131 2016)

$$X_{CSB,BM} = (636 * 0,67) * \left(\frac{1}{1 + 0,17 * 10 * 0,812} \right) = 168 \text{ mg/l}$$

Anhand des berechneten Schlammalters aus Formel 1 und einsetzen der Werte von Formel 3 ergibt sich somit ein $X_{CSB,BM}$ von 168 mg/l.

Durch Einsetzen der CSB-Konzentration der Biomasse und des Schlammalters in Formel 4 ergibt sich dann ein inertter CSB-Anteil der Biomasse von 46 mg/l.

$$X_{CSB,inert,BM} = 0,2 * X_{CSB,BM} * t_{TS} * 0,17 * 0,812 \quad [4]$$

(DWA-A 131 2016)

$$X_{CSB,inert,BM} = 0,2 * 168 * 10 * 0,17 * 0,812 = 46 \text{ mg/l}$$

Zusätzlich ist $X_{CSB,inert,ZB}$ erforderlich. Anhand Murat Hocaoglu et al. (2010) kann die Konzentration mit ca. 2% der Zulaufkonzentration abgeschätzt werden. Demnach liegt die Konzentration bei ca. 12,7 mg/l. Weiterhin wird angenommen, dass 20% des 85-Perzentils der AFS-Konzentration anorganischem Ursprungs sind (DWA-A 131 2016) und beträgt 101,4 mg/l. Angenommene Werte wurden für Grauwasser nicht ermittelt, aber in Ermangelung besserer Werte greifen wir auf diese zurück. Somit ergibt sich ein täglicher Überschussschlammfall von ca. 6,1 kg/d. Anhand der Multiplikation mit der Aufenthaltszeit ergibt sich eine Masse der Feststoffe im Belebungsbecken von ca. 61 kg TS (DWA-A 131 2016). Das Volumen des Belebungsbeckens ergibt sich durch Division durch den Feststoffgehalt, welcher bei Membranbioreaktoren bei typischerweise 12 g/l liegt (Imhoff & Imhoff 2007). Die berechneten Werte können nun in Formel 2 eingesetzt werden:

$$\ddot{U}_{d,c} = 22,3 * \left(\frac{12,7}{1,33} + \frac{168 + 46}{0,92 * 1,42} + 101,4 \right) / 1000 = 4 \text{ m}^3$$

Somit ist zum Betrieb eines Membranbioreaktors für 777 angeschlossene Einwohner ein Belebungsbeckenvolumen von ca. 4 m³ erforderlich. Das einwohnerspezifische Volumen liegt damit bei ca. 5,1 l/E_{GW}.

Zusätzlich muss auch die Säurekapazität überprüft werden. Die Berechnung erfolgt nach Formel 5:

$$S_{KS,AB} = S_{KS,ZB} - [0,07 * (S_{NH_4,ZB} - S_{NH_4,AN} + S_{NO_3,AN} - S_{NO_3,ZB}) + 0,06 * S_{Fe3} + 0,04 * S_{Fe2} + 0,11 * S_{Al3} - 0,03 * X_{P,Fäll}] \quad [5]$$

mit: $S_{KS,AB}$: Säurekapazität vom Ablauf des Belebungsbeckens in mmol/l

$S_{KS,ZB}$	Säurekapazität vom Zulauf zum Belebungsbecken in mmol/l
$S_{NH_4,ZB}$	Konzentration des Ammoniumstickstoffs in der filtrierten Probe als Stickstoff vom Zulauf zum Belebungsbecken in mg/l
$S_{NH_4,AN}$	Konzentration des Ammoniumstickstoffs in der filtrierten Probe als Stickstoff vom Ablauf der Nachklärung in mg/l
$S_{NO_3,AN}$	Konzentration des Nitratstickstoffs in der filtrierten Probe als Stickstoff vom Ablauf der Nachklärung in mg/l
$S_{NO_3,ZB}$	Konzentration des Nitratstickstoffs in der filtrierten Probe als Stickstoff vom Zulauf zum Belebungsbecken in mg/l
$S_{Fe^{3+}}$	Konzentration des Eisen 3-wertig in mg/l
$S_{Fe^{2+}}$	Konzentration des Eisen 2-wertig in mg/l
$S_{Al^{3+}}$	Konzentration des Aluminium 3-wertig in mg/l
$X_{P,Fäll}$	durch Fällung eliminiertes Phosphor in mg/l

(DWA-A 131 2016)

Die gemessene Säurekapazität des Grauwassers in Birkenfeld beträgt 3,33 mmol/l.

Da keine Fällung stattfindet, werden Metalle und Phosphor nicht in die Berechnung einbezogen. Den Gesamtstickstoff im UCB beträgt im Median 19 mg/l. Bei entsprechender CSB-Konzentration von im Median 459 mg/l wird N daher komplett in die Biomasse eingebaut und nicht nitrifiziert. Für diesen Fall ergibt sich eine ausreichend hohe Säurekapazität im Ablauf von 2 mmol/l.

$$S_{KS,AB} = 3,33 - 0,07 * (19 - 0 + 0 - 0) = 2 \text{ mmol/l}$$

An einigen Tagen ist die N-Konzentration jedoch deutlich höher, so dass eine Nitrifikation erforderlich sein kann. Bei bis zu 8 mg/l Nitrat im Ablauf reicht die Säurekapazität mit 1,5 mmol/L noch aus.

$$S_{KS,AB} = 3,33 - 0,07 * (19 - 0 + 8 - 0) = 1,44 \text{ mmol/l}$$

Da die Säurekapazität den Wert von $S_{KS,AB} = 1,5$ mmol/l gemäß (DWA-A 131 2016) nicht unterschreiten sollte, müssten bei anhaltend höheren Stickstoffkonzentrationen und gleichbleibender CSB Konzentration basische Neutralisierungsmittel dosiert oder eine Denitrifikation in den Prozess integriert werden.

Zusätzlich muss der Raumbedarf der Filtrationseinheit berechnet werden. Die hydraulische Belastung der Membranfiltrationsstufe bei Membranbioreaktoren kann mit 15 l/(m²*h) angenommen werden (DWA-M 227 2014). Mit einem stündlichen Anfall von ca. 1,19 l/(E_{GW}*h) (Tagesmittelwert aus Tabelle 29 bei angenommenen 12 E/d und gleichmäßiger Beschickung über 24h aus einem Speicher) ergibt sich eine erforderliche Filterfläche von 0,08 m²/E_{GW}. Nach DWA-M 227 (2014) liegt die Packungsdichte der Module bei 15 bis 75 m²/m³. Somit ergibt sich ein Raumbedarf zwischen 1,1 – 5,3 l/E_{GW}. Bei Anschluss von 777 Einwohner ergibt sich somit ein zusätzlicher Raumbedarf zwischen 0,9 m³ bis 4,1 m³.

Insgesamt würde sich somit ein Raumbedarf für den Membranbioreaktor inkl. Membraneinheit zwischen 6,2 - 10,4 l/E_{GW} bzw. 4,9 – 8,1 m³ beim Anschluss von 777 E_{GW} ergeben.

Wirbelbettreaktoren

Da es derzeit keine verallgemeinerungsfähigen Bemessungswerte für größere Anlage mit frei beweglichen Aufwuchskörpern (Wirbelbettreaktoren) gibt, werden im DWA-A 222 (2011) spezifische Oberflächen/E bezogen auf Rohabwasser angesetzt. Im Arbeitsblatt wird darauf hingewiesen, dass „...separierte Teilströme wie z. B. Grauwasser und Gelbwasser nach den neuartigen Sanitärsystemen, nicht in den Anwendungsbereich fallen“. Da dies jedoch das einzige Regelwerk ist, welches neben der C-Elimination auch die Nitrifikation umfasst, wird sie als Grundlage im Rahmen dieser Studie für die Berechnung der biologischen Stufe verwendet. Die Berechnung der Nachklärung erfolgt nach DWA-A 221 (2019), die in der Regel für Kleinkläranlagen bis 50

E verwendet wird, aber auch nicht explizit Grauwasser umfasst. Deshalb sind die Berechnungen annähernd anwendbar, sollten aber aufgrund der höheren Anschlussgröße auf der sicheren Seite liegen.

Das Aufwuchsmaterial muss formstabil und abriebfest sein. Als Materialien werden organische Polymere oder anorganische Stoffe unterschiedlicher Struktur und Geometrie eingesetzt.

Da das Regelwerk DWA-A 222 (2011) für kommunales Schmutzwasser gilt, ohne Teilströme wie Grauwasser zu separieren, war es notwendig, die spezifische Einwohnerzahl entsprechend anzupassen. Laut DWA-A 222 (2011) liegt die Einwohnerspezifische CSB-Fracht für Rohabwasser bei 120 g/(E_{SW}*d) was für 777 Einwohner 93 kg/d beträgt. Für Grauwasser am UCB liegt die Einwohnerspezifische CSB-Fracht bei 26,8 g/(E_{GW}*d), bzw. 20,8 kg/d für 777 Einwohner. Der Faktor für die Umrechnung ist somit 4,4. Aus diesem Faktor lässt sich ableiten, dass die spezifische Einwohnerzahl für Abwasser (bezogen auf Grauwasser) folglich 177 EW_{SW} beträgt. Die spezifische Oberflächenbelastung der frei beweglichen Aufwuchskörper (bezogen auf E in Rohabwasser) wurde durch Interpolation (s. Tab. 5, S. 15, DWA-A 222 2011) ermittelt und beträgt 37 m²/E für 177 EW_{SW} oder entsprechen 777 EW_{GW}.

Die erforderliche Oberfläche der Aufwuchskörper in der biologischen Stufe wird nach DWA-A 222 (2011) anhand von Formel 6 errechnet:

$$A_{SB} = EW * A_{SB,EWspez} \quad [6]$$

Mit: A_{SB} : erforderliche Oberfläche der frei beweglichen Aufwuchskörper in m²
 EW : Einwohnerwert in E
 $A_{SB,EWspez}$: spezifische auf den Einwohnerwert bezogene theoretische Oberfläche des Materials der frei beweglichen Aufwuchskörper in m²/E

(DWA-A 222 2011)

$$A_{SB} = 177 * 37 = 6549 \text{ m}^2$$

Die erforderliche Fläche der Aufwuchskörper liegt somit bei 6549 m². Zur Bestimmung des erforderlichen Reaktorvolumens wurde ein K1-Biofilmträger mit einer spezifischen theoretischen Oberfläche der Aufwuchskörper bei von 500 m²/m³ angenommen (Barwal & Chaudhary 2014). In der Praxis muss die wirksame spezifische Oberfläche der Aufwuchskörper mittels Versuchen nachgewiesen werden (DWA-A 222 2011). Damit wird das erforderliche Aufwuchskörpervolumen nach Formel 7 errechnet:

$$V_{SB} = \frac{A_{SB}}{A_{SB,spez}} \quad [7]$$

Mit: V_{SB} : Volumen der frei beweglichen Aufwuchskörper in m³
 A_{SB} : erforderliche Oberfläche der der frei beweglichen Aufwuchskörper in m²
 $A_{SB,spez}$: spezifische theoretische Oberfläche des Materials der frei beweglichen Aufwuchskörper je Kubikmeter Material

(DWA-A 222 2011)

$$V_{SB} = \frac{6549}{500} = 13,1 \text{ m}^3$$

Zusätzlich darf das Schüttvolumen der Aufwuchskörper maximal 50% des Reaktorvolumens betragen (DWA-A 222 2011). Anhand dieser Annahmen liegt das erforderliche Reaktorvolumen bei ca. 26,2 m³ für 777 Studierende (dies entspricht ca. 33,7 l/E_{GW}). Der vollständige Rückhalt der Aufwuchskörper in der biologischen Stufe muss nachgewiesen werden.

Hinzu kommt noch das erforderliche Volumen für die Nachklärung. Das Oberfläche des Nachklärbeckens kann nach DWA-A 221 (2019) anhand von Formel 8 ermittelt werden.

$$A_{NB} = \frac{Q_{h,max}}{q_{A,NB}} \quad [8]$$

Mit: A_{NB} : Oberfläche des Nachklärbeckens in m^2
 $Q_{h,max}$: maximaler stündlicher Schmutzwasservolumenstrom in m^3/h
 $q_{A,NB}$: Flächenbeschickung des Nachklärbeckens in $m^3/(m^2 \cdot h)$

(DWA-A 221 2019)

Wird angenommen, dass der Wirbelbettreaktor 24 h/d betrieben wird, liegt die stündliche Beschickung bei $0,9 m^3/h$. Nach DWA-A 221 (2019) kann die Flächenbeschickung mit $0,4 m^3/(m^2 \cdot h)$ angenommen werden. Die Oberfläche des Nachklärbeckens liegt somit bei $2,3 m^2$.

$$A_{NB} = \frac{0,9}{0,4} = 2,3 m^2$$

Mithilfe einer angenommenen Durchflusszeit von $3,5 h$ ergibt sich anhand von Formel 9 ein Nachklärbeckenvolumen von $3,2 m^3$.

$$V_{NB} = Q_{h,max} \times t_{NB} \quad [9]$$

Mit: $Q_{h,max}$: maximaler stündlicher Schmutzwasservolumenstrom in m^3/h
 t_{NB} : Durchflusszeit im Nachklärbecken bei Bemessungszufluss Q_{Bem} in h

(DWA-A 221 2019)

$$V_{NB} = 0,9 \times 3,5 = 3,2 m^3$$

Rotationstauchkörper

Die Bemessung erfolgt nach ATV-DVWK-A 281 (2001). Bei kleinen Kläranlagen wird aufgrund ausgeprägter Zulauf- bzw. Belastungsspitzen, zwischen den Anschlussgrößen 1.000 und 50 EW, die BSB_5 -Flächenbelastung auf $3 g/(m^2 \cdot d)$ und die TKN-Flächenbelastung von $1,1$ bzw. $1,4 g/(m^2 \cdot d)$ auf $0,85 g/(m^2 \cdot d)$ linear abgemindert. Für 777 E entspricht dies $1,3 g/(m^2 \cdot d)$ (ATV-DVWK-A 281 2001). Im Zulauf zum Rotationstauchkörper kann nach einer Vorbehandlung mit einer CSB-Elimination von ca. 30% eine CSB-Fracht von $26,8 g CSB/(E_{GW} \cdot d)$ bzw. $20,8 kg CSB/d$ festgestellt werden. Mit der Annahme, dass die BSB_5 -Fracht im Grauwasser etwa der Hälfte der CSB-Fracht entspricht (Hach 2013), ergibt sich eine BSB_5 -Fracht von $13,4 g BSB_5/(E_{GW} \cdot d)$ bzw. $10,4 kg BSB_5/d$. Die tägliche N-Fracht im Zulauf zum biologischen Teil beträgt $1,4 g N/(E_{GW} \cdot d)$ bzw. $1088 g N/d$ für 777 EW. Unter der Annahme, dass die N-Fracht im Grauwasser der TKN-Fracht entspricht, beträgt die TKN-Flächenbelastung $1,4 g TKN/(E_{GW} \cdot d)$ bzw. $1088 g TKN/d$ für 777 EW. Die insgesamt erforderliche theoretische Oberfläche errechnet sich aus der dem Reaktor zufließenden BSB_5 -Tagesfracht und der dem Reaktor zufließenden TKN-Tagesfracht sowie den zulässigen Flächenbelastungen $B_{A,BSB}$ und $B_{A,TKN}$ nach Formel 10 berechnet:

$$A_{RT} = A_{RT,C} + A_{RT,N} \quad [10]$$

Mit: A_{RT} : theoretische Oberfläche des Rotationstauchkörpers in m^2
 $A_{RT,C}$: theoretische Oberfläche des Rotationstauchkörpers zur Kohlenstoffelimination in m^2
 $A_{RT,N}$: theoretische Oberfläche des Rotationstauchkörpers zur Nitrifikation in m^2

(ATV-DVWK-A 281 2001)

Die theoretische Oberfläche des Rotationstauchkörpers zur Kohlenstoffelimination wird nach der Formel 11 berechnet und beträgt demnach $3467 m^2$.

$$A_{RT,C} = \frac{B_{d,BSB,ZB} \cdot 1000}{B_{A,BSB}} \quad [11]$$

Mit: $B_{d,BSB,ZB}$: tägliche Fracht im Zulauf zur biologischen Stufe, bezogen auf BSB_5 in kg/d
 $B_{A,BSB}$: BSB_5 -Flächenbelastung des Rotationstauchkörpers in $g/(m^2 \cdot d)$

(ATV-DVWK-A 281 2001)

$$A_{RT,C} = \frac{10,4 \cdot 1000}{3} = 3467 \text{ m}^2$$

Theoretische Oberfläche des Rotationstauchkörpers zur Nitrifikation wird nach der Formel 12 berechnet und liegt daher bei 13077 m².

$$A_{RT,N} = \frac{B_{d,TKN,ZB} \cdot 1000}{B_{A,TKN}} \quad [12]$$

Mit: $B_{d,TKN,ZB}$: tägliche TKN-Fracht im Zulauf zum biologischen Teil¹⁸ in kg/d

$B_{A,TKN}$: TKN-Flächenbelastung des Rotationstauchkörpers in g/(m²*d)

(ATV-DVWK-A 281 2001)

$$A_{RT,N} = \frac{1088}{1,3} = 837 \text{ m}^2$$

$$A_{RT} = 3467 + 837 = 4304 \text{ m}^2$$

Die erforderliche theoretische Oberfläche des Rotationstauchkörpers liegt somit bei ca. 4304 m² bzw. 5,5 m²/E (für 777 Einwohner).

Die spezifische Oberfläche kann mit 150 m²/m³ angenommen werden (ATV-DVWK-A 281 2001). Nach Formel 7 lässt sich das erforderliche Wannenvolumen anhand dieser Angaben zu 28,7 m³ (bei 777 Studierenden) bzw. 36,9 l/E ermitteln.

$$V_{RT} = \frac{4304}{150} = 28,7 \text{ m}^3$$

Hinzu kommt noch das erforderliche Volumen für die Nachklärung. Die Bemessung erfolgt nach (ATV-DVWK-A 281 2001). Dabei kann die erforderliche Beckenoberfläche ebenfalls anhand von Formel 8 berechnet werden. Dabei darf $q_{A,NB}$ nicht größer als 0,8 m³/(m²*h) sein (ATV-DVWK-A 281 2001). Die erforderliche Beckenoberfläche A_{NB} liegt bei einem stündlichen Zufluss von 0,9 m³/h und einer zulässigen Flächenbeschickung von 0,8 m³/(m²*h) somit bei 1,1 m².

$$A_{NB} = \frac{0,9}{0,8} = 1,1 \text{ m}^2$$

Das Volumen des Nachklärbeckens kann anhand von Formel 9 ermittelt werden, wobei die Durchflusszeit nicht kleiner als 2,5 h sein sollte (ATV-DVWK-A 281 2001). Das Volumen liegt somit mit einer angenommenen Durchflusszeit von 2,5 h bei 2,3 m³.

$$V_{NB} = 0,9 \times 2,5 = 2,3 \text{ m}^3$$

Die Mindestdiefe des Rundbeckens liegt nach (ATV-DVWK-A 281 2001) bei 2 m. Diese Forderung wäre somit eingehalten.

Vertikal durchströmte bepflanzte Bodenfilter

Die Bemessung bewachsener Bodenfilter erfolgt nach DWA-A 262 (2017) über die maximal zulässige CSB-Flächenbelastung von 20 g CSB/(m²*d). Um eine Kolmation des Filterbettes zu vermeiden, muss auch hier eine Vorbehandlung durch beispielsweise Siebung vorgeschaltet werden (Bayrisches Landesamt für Umwelt 2011). Durch diese Vorbehandlung wird von einer ca. 30-prozentigen Reduzierung der CSB-Fracht ausgegangen. Der 85-Perzentil-Wert liegt bei ca. 38,3 g CSB/(E_{GW}*d) bzw. 29,8 kg/d für 777 Einwohnende. Durch 30% Reduktion kann somit eine tatsächliche CSB-Fracht von 26,8 g CSB/(E_{GW}*d) bzw. 20,8 kg/d im Zulauf zum Bodenfilter ermittelt werden. Bei Anwendung der maximal zulässigen spezifischen CSB-Flächenbelastung ergibt sich nach

¹⁸ Vereinfachende Annahme: entspricht der N-Fracht im Grauwasser

Formel 13 ein Flächenbedarf von insgesamt ca. 1040 m² (für 777 Studierende) bzw. 1,3 m²/E_{GW}, dabei bezieht sich E_{GW} auf schwach belastetes Grauwasser mit Einflüssen aus dem Küchenbereich.

$$A_{Bofi,CSB} = \frac{B_{d,CSB,ZB}}{B_{A,CSB}} \quad [13]$$

Mit: $A_{Bofi,CSB}$: Oberfläche des Bodenfilters gemäß der maximal zulässigen CSB-Flächenbelastung in m²

$B_{d,CSB,ZB}$: tägliche CSB-Fracht im Zulauf zum Bodenfilter pro EW in kg/d

$B_{A,CSB}$: CSB-Flächenbelastung des Bodenfilters in g/(m²*d)

(DWA-A 262 2017)

$$A_{Bofi,CSB} = \frac{20,8 * 1000}{20} = 1040 \text{ m}^2$$

Hydraulisch darf der Bodenfilter nach DWA-A 262 (2017) mit maximal 80 l/(m²*d) beaufschlagt werden. Bei einem bemessungsmaßgebenden Anfall von 28,6 l/(E_{GW}*d) (s. Kap. 0) ergibt sich nach Formel 14 ein Flächenbedarf von 0,36 m²/E_{GW}.

$$A_{Bofi,h} = \frac{w_{G,d}}{q_{F,T}} \quad [14]$$

Mit: $A_{Bofi,h}$: Oberfläche des Bodenfilters gemäß der maximal zulässigen hydraulische Flächenbelastung in m²/E

$w_{G,d}$: bemessungsmaßgebenden Grauwasseranfall pro EW in l/(E*d)

$q_{F,T}$: hydraulische Flächenbelastung der Gesamfilterfläche in l/(m²*d)

(DWA-A 262 2017)

$$A_{Bofi,h} = \frac{28,6}{80} = 0,36 \text{ m}^2/E_{GW}$$

Demnach ist die Bemessung nicht über die hydraulische, sondern die CSB-Flächenbelastung maßgebend. Weiterhin ist die Vorgabe, dass eine TKN-Flächenbelastung von 10 g/(m²*d) für eine Nitrifikation auch bei carbonatarmen Material nicht überschritten wird, eingehalten. Die maximale einwohnerspezifische Fracht bei der die Flächenbelastung eingehalten wird ist nach der Formel 15 berechnet:

$$B_{d,TKN,E} = \frac{B_{A,TKN} * A_{Bofi,CSB}}{E} \quad [15]$$

Mit: $B_{d,TKN,E}$: tägliche TKN-Fracht in Zulauf zum biologischen Teil pro EW in g/(E*d)

$B_{A,TKN}$: TKN-Flächenbelastung des Bodenfilters in g/(m²*d)

$A_{Bofi,CSB}$: Oberfläche des Bodenfilters gemäß der maximal zulässigen CSB-Flächenbelastung in m²

(DWA-A 262 2017)

$$B_{d,TKN,E} = \frac{10 * 1040}{777} = 13,4 \text{ g}/(E * d)$$

Diese einwohnerspezifische Fracht liegt deutlich über der im Grauwasser vorhandenen Flächenbelastung, so dass bei der gewählten Größe des Bodenfilters eine Nitrifikation stattfinden wird.

Anlage 24

Grauwasseranalysen A: Trinkwasseruntersuchung der überörtlichen Wasserleitung zur Versorgung von Hoppstädten-Weiersbach



Labor im ÖKOPARK GmbH & Co. KG - ÖKO-CONTROL Baumholder -

Labor im ÖKOPARK GmbH & Co. KG / ÖKO-CONTROL Baumholder
Kennedy-Allee 29 / 55774 Baumholder

Wasserzweckverband im Landkreis Birkenfeld
z.H. Herrn Horst Kürschner
Am Steinberg 1
55758 Kempfeld

PRÜFBERICHT NR: 2005024

24.09.2020

Kunden-Nr.:	K20155
Auftraggeber	Wasserzweckverband im Landkreis Birkenfeld Am Steinberg 1 55758 Kempfeld
Auftrags-Nr.:	A200656
Auftrags-Nr. Kunden:	
Proben-Nr.:	2005024
Probentyp:	Trinkwasser kalt
Untersuchungsumfang:	Untersuchung gem. TrinwV Gruppe B
Probenahmeort:	BIR Achteisbach, NP Hauptstr. 47
Probenahmestelle:	Entnahmehahn
Besonderheiten:	<i>Überörtl. Wasserleitung Trinkwasser für H.B. Hoppst.-W.</i>
Entnahmestellen-Nr.:	072541695014
Probenehmer:	Ralf Bamberger (VG Birkenfeld)
Probenahmeverfahren:	DIN EN ISO 19458 (K 19) 2006-12, DIN ISO 5667-5 (A 14) 2011-02
Probenahmezweck:	A
Entnahmedatum /-Zeit:	18.08.2020 / 13:30 Uhr
Eingangsdatum /-Zeit:	18.08.2020 / 13:55 Uhr
Eingangstemperatur:	14,9 °C
Prüfzeitraum:	18.08.2020 - 22.09.2020
Probenmenge:	
Verpackung:	
Anlieferung:	gekühlt

Seite 1 von 4



Akkreditiert nach
DIN EN ISO/IEC 17025

Die Prüfergebnisse beziehen sich ausschließlich auf die angegebenen Proben.
Der Prüfer behält das Recht, die schriftliche Genehmigung des Prüflagers nicht auszuüben, wenn die Proben nicht ausreichen, um die Ergebnisse zu bestätigen.

Labor im ÖKOPARK GmbH & Co. KG
- ÖKO-CONTROL Baumholder -
Kennedy-Allee 29
55774 Baumholder

Telefon: 06783/ 99 33 0
Telefax: 06783/ 99 33 22
Email: info@oekocontrol.de
Internet: www.oekocontrol.de

Geschäftsführer:
Dr. Stefan Neubruch (Dipl.-Chemiker)
Ansagerstr. Bad Krenschach
A 11656 / B 10608
Geschäftsland / Eröffnungszeit: Idar-Oberstein

Vollbank Hussrück-Nahe eG
IBAN: DE77 9606 1472 0004 6719 79
BIC: GENODE33HAN
UST-ID: DE192796225

n.i.d.



Labor im ÖKOPARK GmbH & Co. KG - ÖKO-CONTROL Baumholder -

Proben-Nr.: 2005024
 Probenahmeort: BIR Achtelsbach, NP Hauptstr. 47
 Probenahmestelle: Entnahmehahn
 Entnahmedatum /-Zeit: 18.08.2020 / 13:30 Uhr

Vor-Ort-Parameter

Parameter	Prüfverfahren		Einheit	Grenzwert	Ergebnis
Geruch	DIN EN 1622 (B 3) 2008-10 Anh. C				ohne
Geschmack	DIN EN 1622 (B 3) 2008-10 Anh. C				ohne
Temperatur	DIN 38404-C4 1976-12		°C	< 25,0	15,6
Wasserstoffionen-Konzentration	DIN EN ISO 10523 (C 5) 2012-04		pH 25 °C	6,5 - 9,5	8,5
Elektrische Leitfähigkeit 25°C	DIN EN 27888 (C 8) 1993-11		µS/cm	< 2790	193

Mikrobiologische Parameter nach TrinkwV Anlage 1 und 3

Parameter	Prüfverfahren		Einheit	Grenzwert	Ergebnis
Enterokokken	DIN EN ISO 7899-2 (K 15) 2000-11		KbE/100 ml	0	0

Chemische Parameter nach TrinkwV Anlage 2 Teil I

Parameter	Prüfverfahren		Einheit	Grenzwert	Ergebnis
Acrylamid	DIN 38413-6 (P 6) 2007-02	#	mg/l	≤ 0,00010	< 0,00003
Benzol	DIN 38407-9 (F 9) 1991-05		mg/l	≤ 0,0010	< 0,0003
Bor	DIN 38405-17 (D 17) 1981-03		mg/l	< 1,0	< 0,1
Chrom	DIN EN ISO 15586 (E 4) 2004-02		mg/l	≤ 0,050	0,0012
Cyanide gesamt	DIN 38405-13 (D 13) 2011-04		mg/l	≤ 0,05	< 0,005
1,2-Dichlorethan	DIN EN ISO 10301 (F 4) 1997-08		mg/l	≤ 0,0030	< 0,001
Fluorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07		mg/l	≤ 1,5	< 0,1
Nitrat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07		mg/l	≤ 50	5,2
Summe Nitrat/50 und Nitrit/3	Berechnung		mg/l	≤ 1	0,10
Pflanzenschutzmittel einzeln	siehe Anlage	#	mg/l	≤ 0,00010	siehe Anlage
Pflanzenschutzmittel gesamt	siehe Anlage	#	mg/l	≤ 0,00050	< 0,0001
Quecksilber	DIN EN ISO 17852 (E 35) 2008-04		mg/l	≤ 0,0010	< 0,0001
Selen	DIN EN ISO 15586 (E 4) 2004-02		mg/l	≤ 0,010	< 0,001
Summe Tetrachlorethen und Trichlorethen	DIN EN ISO 10301 (F 4) 1997-08		mg/l	≤ 0,010	< 0,0020
Tetrachlorethen	DIN EN ISO 10301 (F 4) 1997-08		mg/l	≤ 0,010	< 0,0004
Trichlorethen	DIN EN ISO 10301 (F 4) 1997-08		mg/l	≤ 0,010	< 0,0004
Uran	DIN EN ISO 17294-2:2017-01	#	mg/l	≤ 0,010	< 0,0005



Labor im ÖKOPARK GmbH & Co. KG - ÖKO-CONTROL Baumholder -

Proben-Nr.: 2005024
 Probenahmeort: BIR Achtelsbach, NP Hauptstr. 47
 Probenahmestelle: Entnahmehahn
 Entnahmedatum /-Zeit: 18.08.2020 / 13:30 Uhr

Chemische Parameter nach TrinkwV Anlage 2 Teil II

Parameter	Prüfverfahren		Einheit	Grenzwert	Ergebnis
Antimon	DIN EN ISO 15586 (E 4) 2004-02		mg/l	≤ 0,0050	< 0,001
Arsen	DIN EN ISO 15586 (E 4) 2004-02		mg/l	< 0,010	< 0,001
Blei	DIN EN ISO 15586 (E 4) 2004-02		mg/l	< 0,010	< 0,001
Cadmium	DIN EN ISO 5961 (E 19) 1995-05		mg/l	< 0,0030	< 0,0003
Epichlorhydrin	DIN EN 14207:2003-09	#	mg/l	≤ 0,00010	< 0,00010
Kupfer	DIN 38406-7 (E 7) 1991-09		mg/l	≤ 2,0	< 0,2
Nickel	DIN EN ISO 15586 (E 4) 2004-02		mg/l	< 0,020	< 0,002
Nitrit	DIN EN 26777 (D 10) 1993-04		mg/l	< 0,50	< 0,03
PAK Summe (4 Einzelstoffe)	DIN 38407-39 (F 39) 2011-09		mg/l	≤ 0,00010	< 0,000008
Benzo(b)fluoranthen	DIN 38407-39 (F 39) 2011-09		mg/l	< 0,0001	< 0,000002
Benzo(k)fluoranthen	DIN 38407-39 (F 39) 2011-09		mg/l	< 0,0001	< 0,000002
Benzo(g,h,i)perylen	DIN 38407-39 (F 39) 2011-09		mg/l	≤ 0,0001	< 0,000002
Indeno(1,2,3-cd)pyren	DIN 38407-39 (F 39) 2011-09		mg/l	≤ 0,0001	< 0,000002
Benzo(a)pyren	DIN 38407-39 (F 39) 2011-09		mg/l	≤ 0,000010	< 0,000002
Trihalogenmethane Summe	DIN EN ISO 10301 (F 4) 1997-08		mg/l	≤ 0,050	< 0,002
Trichlormethan	DIN EN ISO 10301 (F 4) 1997-08		mg/l	≤ 0,05	< 0,0004
Dibromchlormethan	DIN EN ISO 10301 (F 4) 1997-08		mg/l	≤ 0,05	< 0,0004
Tribrommethan	DIN EN ISO 10301 (F 4) 1997-08		mg/l	≤ 0,05	< 0,001
Vinylchlorid	DIN 38407-43 (F 43) 2014-10	#	mg/l	≤ 0,00050	< 0,00050

Indikatorparameter nach TrinkwV Anlage 3 Teil I

Parameter	Prüfverfahren		Einheit	Grenzwert	Ergebnis
Aluminium	DIN EN ISO 15586 (E 4) 2004-02		mg/l	≤ 0,2	0,069
Ammonium	DIN 38406-5 (E 5) 1983-10		mg/l	≤ 0,5	< 0,05
Chlorid	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07		mg/l	≤ 250	13
Eisen	DIN EN ISO 15586 (E 4) 2004-02		mg/l	≤ 0,2	< 0,020
Farbung (SAK Hg 436 nm)	DIN EN ISO 7887 (C 1-B) 2012-04		1/m	≤ 0,5	0,2
Mangan	DIN EN ISO 15586 (E 4) 2004-02		mg/l	≤ 0,050	< 0,005
Natrium	DIN 38406-14 (E 14) 1992-07		mg/l	≤ 200	6,6
TOC	DIN EN 1484 (H 3) 2019-04		mg/l		2,6
Oxidierbarkeit	DIN EN ISO 8467 (H 5) 1995-05		mg/l O ₂	≤ 5,0	0,9
Sulfat	DIN EN ISO 10304-1 (D 20) 2009-07		mg/l	≤ 250	10
Trübung	DIN EN ISO 7027-1 (C 21) 2016-11		NTU	≤ 1,0	0,28
Kalium	DIN 38406-13 (E 13) 1992-07		mg/l		0,7
Calcium	DIN EN ISO 7980 (E 3a) 2000-07		mg/l		26
Magnesium	DIN EN ISO 7980 (E 3a) 2000-07		mg/l		2,4

Anlage 25
 Grauwasseranalysen E: Messergebnisse zu Spurenstoffe Analyse

Organische Mikroverunreinigungen	Alle Angaben in µg/L						Abbaubarkeit (Oxisch)	Abbaubarkeit (Anoxisch)	Sorption
	20210504	20210506	20210511	20210518	20210520	20210525			
Substanzgruppe	Einzelsubstanz								
Pharmazeutische Wirkstoffe und Metaboliten	Candesartan	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	(-)
	Carbamazepin, Dihydro-, Dihydroxy-	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	(-)
	Carbamazepin, Ox-	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	(-)
	Clopidogrel	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	(+)
	Diclofenac	0,856	0,217	0,052	0,030	< 0,01	1,578	< 0,001	(-)
	Diclofenac, 3'-Hydroxy-	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	(+)*
	Diclofenac, 4'-Hydroxy-	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	(+)*
	Diclofenac, 5-Hydroxy-	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	(+)*
	2,6-Dichloranilin	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	(+)*
	2,6-Dichlorphenylindolidon	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	(+)*
	Gabapentin	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	(-)
	Gabapentin-Lactam	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	(-)
	Hydrochlorothiazid	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	(-)
	Ibuprofen	3,003	0,487	0,097	0,159	0,193	0,120	+++	(-)
	Ibuprofen, Hydroxy-	6,092	0,409	0,040	0,231	0,135	0,115	+++	(-)
Ibuprofen, Carboxy-	10,42	1,460	0,528	0,784	1,527	0,067	+++	(-)	
Irbesartan	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	(-)	
Lidocain	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	(+)	
Metoprolol	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	(-)	
Mirtazapin	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	(-)	
Acetamidoantipyrin	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	+++	(-)	

Organische Mikroverunreinigungen		Alle Angaben in µg/L								Abbaubarkeit (Oxisch)	Abbaubarkeit (Anoxisch)	Sorption
Substanzgruppe	Einzelsubstanz	20210504	20210506	20210511	20210518	20210520	20210525					
Pharmazeutische Wirkstoffe und Metaboliten	Formylaminoantipyrin	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001		+++	(-)	(-)	
	(2-Acetyl-2-Methyl-1-Phenylhydrazino)-Oxoessigsäure Methylester	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001		+++	(-)	(-)	
	1-Methyl-2-Phenyl-Acetoimid	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001		+++	(-)	(-)	
	Naproxen	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001		+	(-)	(-)	
	Phenazon	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001		+	(-)	(-)	
	Propyphenazon	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001		+	(-)	(-)	
	Sulfamethoxazol	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01		(-)	(-)	(-)	
	Tramadol	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001		(-)	(-)	(+)	
	Tramadol, O-Desmethyl-	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001		(-)	(+)	(-)	
	Trimethoprim	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01		(+)	(-)	(-)	
	Venlafaxin	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001		(-)	(-)	(+)	
	Venlafaxin, Nor-	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001		(-)	(+)	(+)	
	Triclosan	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001		(-)	(+)	+++*	
Triclosan, Methyl-	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001		(-)	(-)	+++		
Desinfektionsmittel	Phenoxyethanol	8,49	6,95	22,5	217	212	8,41		+++	(+)	++	
	Phenoxypropanol	2,50	4,09	10,9	249	146	7,52		+++	(+)	++	
	Chlorxylenol	1,91	1,00	0,917	310	197	63,2		+	(+)	++	
	Terpineol	0,63	0,79	4,550	130	52	3,6		+++	(+)	++	
Phenolische Xenoestrogene	Butylhydroanisol (BHA)	0,372	0,218	0,315	0,663	0,337	0,201		++	(+)	++	
	Butylhydroxytoluol (BHT)	0,070	0,043	0,078	0,119	0,098	0,018		++	(+)	++	
	Bisphenol A	< 0,020	< 0,020	< 0,020	< 0,020	< 0,020	< 0,020		+	(+)	(+)*	
Weichmacher	Triethylcitrat	8,445	2,151	8,900	16,217	14,799	4,873		+++	(+)	++	
	Tri-butyl-citrat	1,794	0,384	0,681	2,140	1,738	0,588		+++	(+)	++	

Organische Mikroverunreinigungen		Alle Angaben in µg/L							Abbaubarkeit (Oxisch)	Abbaubarkeit (Anoxisch)	Sorption
		20210504	20210506	20210511	20210518	20210520	20210525				
Substanzgruppe	Einzelsubstanz	1,938	0,482	0,847	0,168	1,287	0,860	+++	(+)	++	
	Tri-butyl-acteylcitrat										
	Diethylphthalat (DEP)	0,121	0,066	0,138	0,521	0,722	0,142	(-)	(-)	++	
Weichmacher	Di-i-butylphthalat (DiBP)	1,007	0,696	1,092	1,070	0,779	0,359	(-)	(-)	+++	
	Di-n-butylphthalat (DBP)	0,705	0,684	0,789	1,040	1,020	0,417	(-)	(-)	+++	
	Benzylbutylphthalat (BBP)	0,070	0,027	0,133	0,383	0,150	0,020	(-)	(-)	+++	
	Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP)	1,421	0,608	1,254	2,750	0,157	0,938	(-)	(-)	+++	
	Di-iso-nonyl-phthalate (DiNP)	2,042	0,065	1,740	5,026	0,064	3,795	(-)	(-)	+++	
Phosphorflammschutzmittel	Tris-(2-chlorethyl)-phosphat - TCEP	2,418	0,826	1,656	0,692	0,900	0,735	(-)	(-)	(-)	
	Tris-(chlorpropyl)-phosphat - TCPp	0,577	0,200	0,427	4,371	4,392	0,933	(-)	(-)	(-)	
	Tris-(dichlorpropyl)-phosphat - TDCPP	0,003	< 0,001	0,001	0,003	0,003	< 0,001	(-)	(-)	(-)	
Synthetische und natürliche Duftstoffe	Galaxolid (HHCB)	0,15	0,62	0,77	1,46	1,15	2,41	++	(-)	+++	
	Galaxolidon-I (HHCB-Lacton)	0,31	1,59	1,05	1,98	1,65	2,77	++	(-)	+++	
	Galaxolidon-II (HHCB-Lacton)	0,06	0,37	0,25	0,52	0,50	0,53	++	(-)	+++	
	Tonalid (AHTN)	0,04	0,10	0,30	0,87	0,53	0,09	+	(-)	+++	
	Methyldihydrojasmonat (Isomer I)	5,04	8,95	4,98	6,93	9,20	6,50	+++	(-)	(-)	
"Waschmittel"	Methyldihydrojasmonat (Isomer II)	0,93	4,17	1,61	2,93	2,76	2,84	+++	(-)	(-)	
	Patchouli-Ethanon (OTNE)	1,19	8,15	6,22	38,0	40,4	10,1	++	(-)	+++	
	OTNE-OX	0,08	0,88	0,57	2,58	2,22	1,23	++	(-)	+++	
	Menthol	1,47	24,7	117	376	216	109	++	(-)	+++	
"Waschmittel"	Tetraacetyldiamin (TAED)	5,04	8,95	4,98	6,93	9,20	6,50	+++	(-)	(-)	
	Triacetyldiamin (TriAED)	0,93	4,17	1,61	2,93	2,76	2,84	+++	(-)	(-)	

Organische Mikroverunreinigungen		Alle Angaben in µg/L								Abbaubarkeit (Oxisch)	Abbaubarkeit (Anoxisch)	Sorption
		20210504	20210506	20210511	20210518	20210520	20210525	Einzelsubstanz				
Abwasserindikatoren	Coffein	11,6	7,83	24,5	33,4	22,0	11,4			+++	(+)	(-)
	Dimethylxanthin	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			+++	(+)	(-)
	Indol	0,7	2,25	37,6	93,1	12,7	7,7			+++	(+)	(+)*
	Methylindol (Skatol)	0,6	0,3	2,7	1,4	1,5	1,3			+++	(+)	(+)*
	Nicotin	0,6	0,37	0,3	1,8	1,6	1,1			+++	(+)	(+)*
	Cotinin	0,1	0,1	0,7	0,7	1,6	0,2			+++	(+)	(+)*
Abwasserindikatoren	Cholesterin	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02			+++	(+)	+++
	Cholestan	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02			+++	(+)	+++
	Squalen	52,7	23,1	8,46	44,8	1,67	26,8			+++	(+)	+++
Natürliche Hormone		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01			+++	(+)	+++
Phenole	Phenol	2,41	0,37	5,79	655	148	16,7			+++	(+)	(+)*
	Kresole (=Methyphenole) Summe drei Isomere)	0,85	0,16	3,03	640	794	132			+++	(+)	(+)*
Natürliche Aromatische Säuren	Benzoessäure	1,81	4,14	4,95	6,26	6,47	1,56			+++	(+)	(+)*
	Phenyllessigsäure	33,5	4,81	75,0	367,5	324	69,8			+++	(+)	(+)*
	Phenylpropansäure	8,56	0,34	6,12	162,2	82,5	2,39			+++	(+)	(+)*
	2-Hydroxybenzoessäure (Salicylsäure)	5,62	1,45	8,56	58,8	15,3	2,82			+++	(+)	(+)*
	4-Hydroxybenzoessäure	0,75	1,35	0,92	6,13	4,14	1,43			+++	(+)	(+)*
	4-Hydroxyphenyllessigsäure	13,2	35,4	37,9	166	52,8	24,2			+++	(+)	(+)*
	4-Hydroxyphenylpropansäure	28,4	17,5	62,0	336	204	56,3			+++	(+)	(+)*

Organische Mikroverunreinigungen	Alle Angaben in µg/L							Abbaubarkeit (Oxisch)	Abbaubarkeit (Anoxisch)	Sorption
	Einzelsubstanz	20210504	20210506	20210511	20210518	20210520	20210525			
Substanzgruppe	4-Hydroxyphenylbuttersäure	2,84	0,09	2,44	162	430	1,09	+++	(+)	(+)*
	4-Hydroxy-3-methoxybenzoesäure	43,9	0,07	0,56	13,5	18,0	0,09	+++	(+)	(+)*
	4-Hydroxy-3-methoxyphenyllessigsäure	5,84	2,89	5,04	73,4	12,9	5,82	+++	(+)	(+)*
	4-Hydroxy-3-methoxyphenylpropansäure	1,48	0,56	2,16	67,7	40,3	2,98	+++	(+)	(+)*
	N,N'-Diethyltoluamid (DEET)	0,040	0,022	0,026	0,143	0,081	0,033	(-)	(-)	(+)
Pestizide	Icaridin	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	< 0,010	++	(+)	(+)
	Terbutryn	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	(+)	(-)	(+)

(-): geringe Effekte, *: Sorption stark pH-abhängig