

# Leitfaden RessourcenPlan



## Teil 2: Elemente des RessourcenPlans

### 2.2: Ressourcenmanagement Schmutzwasser

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium  
für Bildung  
und Forschung

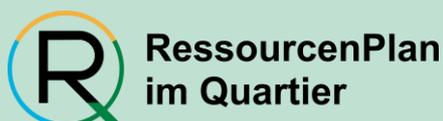
**FONA**

Forschung für Nachhaltigkeit

Eine Initiative des Bundesministeriums  
für Bildung und Forschung

**RESOZ**  
Ressourceneffiziente  
Stadtquartiere

## Ergebnisse des Projekts



RessourcenPlan  
im Quartier

Februar 2023

 **Stadt Herne**  
Mit Grün. Mit Wasser. Mitanandem.

 **FH MÜNSTER**  
University of Applied Sciences

 **IWARU** Institut für  
Infrastruktur · Wasser ·  
Ressourcen · Umwelt

städtebau | **RWTH AACHEN**  
UNIVERSITY

 **Technische**  
Universität  
Berlin

**SUSTAINABLE**  
ENGINEERING

**Jung Stadtkonzepte**

**KWB**  
Kompetenzzentrum  
Wasser Berlin

 **GELSENWASSER**

 **UWB**

 **ExKern**

## Impressum

### Autoren und beteiligte Institutionen

Autoren	Institution
Jonas Kleckers Julia Rummler Jens Haberkamp	FH Münster, IWARU, Institut für Infrastruktur · Wasser · Ressourcen · Umwelt, Münster
Rosalie Arendt Vanessa Bach Matthias Finkbeiner	Technische Universität Berlin, Sustainable Engineering
Arne Steinkamp	Gelsenwasser AG

### Herausgeber

FH Münster  
IWARU Institut für Infrastruktur·Wasser·Ressourcen·Umwelt  
Corrensstraße 25  
48149 Münster

### Ansprechpartner

Jonas Kleckers  
FH Münster  
IWARU Institut für Infrastruktur·Wasser·Ressourcen·Umwelt  
Mail: [kleckers@fh-muenster.de](mailto:kleckers@fh-muenster.de)

### Danksagung

Die vorgestellten Arbeiten wurden im Rahmen des Forschungsprojektes R2Q „RessourcenPlan im Quartier“ durchgeführt. Das Projekt wurde unter den Förderkennzeichen 033W102A-K durch das BMBF im Rahmen der Fördermaßnahme des Bundesministeriums für Bildung und Forschung RES:Z „Ressourceneffiziente Stadtquartiere“ gefördert (<https://ressourceneffiziente-stadtquartiere.de/>). Die Fördermaßnahme ist Teil der Leitinitiative Zukunftsstadt innerhalb des BMBF-Rahmenprogramms „Forschung für Nachhaltige Entwicklung – FONA<sup>3</sup>“.

### Verfügbarkeit und Verwendung

Dieses Dokument ist Teil der Publikationsreihe „Leitfaden RessourcenPlan“. Sie ist online verfügbar unter [www.fh-muenster.de/r2q-leitfaden-ressourcenplan](http://www.fh-muenster.de/r2q-leitfaden-ressourcenplan).

Bitte zitieren als:

Kleckers, J., Steinkamp, A., Arendt, R., Rummler, J., Bach, V., Finkbeiner, M., Haberkamp, J. (2023): *Leitfaden RessourcenPlan – Teil 2.2: Ressourcenmanagement Schmutzwasser. Ergebnisse des Projekts R2Q RessourcenPlan im Quartier*. Münster: FH Münster, IWARU Institut für Infrastruktur·Wasser·Ressourcen·Umwelt. doi: [10.25974/fhms-15754](https://doi.org/10.25974/fhms-15754).



Dieses Dokument ist unter einer Open Access Creative Commons CC BY 4.0-Lizenz lizenziert ([Creative Commons Attribution 4.0 International License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)). Das bedeutet, dass das Dokument kostenlos heruntergeladen und gelesen werden kann. Darüber hinaus darf das Dokument wiederverwendet und zitiert werden, sofern die veröffentlichte Originalversion zitiert wird.

Münster, Februar 2023

## Hinweis: Struktur des „Leitfaden RessourcenPlan“

Der „Leitfaden RessourcenPlan“ dient der anwendergerechten Darstellung der Ergebnisse des BMBF-Projekts „RessourcenPlan im Quartier (R2Q)“. Der Leitfaden

- *definiert den RessourcenPlan* als neuen Planungsansatz für das Ressourcenmanagement im Quartier inklusive seiner Anwendungs- und Bewertungsroutinen;
- diskutiert darauf aufbauend einzelne *Elemente des Ressourcenmanagements* für die Schwerpunkte (i) Wasser, (ii) Baustoffe, (iii) Energie und (iv) Fläche und
- stellt ergänzende *Anwendungs- und Planungshilfen* bereit.

Zur übersichtlichen Lesbarkeit und Anwendbarkeit untergliedert sich der Leitfaden in mehrere Teile, die in der folgenden Grafik dargestellt werden. Die einzelnen Teile stehen unter <https://www.fh-muenster.de/r2q-leitfaden-ressourcenplan> zum Download zur Verfügung.

<b>Teil 1: Konzeption des RessourcenPlans</b>	<i>Definition RessourcenPlan Definition RessourcenPlan als Planungsinstrument inkl. Bewertungssystematik Herleitung RessourcenPlan als rechtliches Instrument Empfehlungen für Beteiligungsformate</i>	
<b>Teil 2: Elemente des RessourcenPlans</b>		
<b>2.1:</b> Ressourcenmanagement Niederschlagswasser	<i>Sektorale Betrachtungen zu (i) Werkzeugen des Ressourcenmanagements und (ii) Bewertung der Ressourceneffizienz  Aufstellung <b>sektoraler</b> RessourcenPläne</i>	<b>2.5:</b> Ressourcenmanagement Fläche <i>Integrierte, lokal-funktionale Betrachtungen zu (i) Werkzeugen des Ressourcenmanagements und (ii) Bewertung der Ressourceneffizienz  Aufstellung RessourcenPlan</i>
<b>2.2:</b> Ressourcenmanagement Schmutzwasser		
<b>2.3:</b> Ressourcenmanagement Baustoffe		
<b>2.4:</b> Ressourcenmanagement Energie		
<b>Teil 3: Anwendungs- und Planungshilfen</b>		
<b>3.1:</b> Kurzanleitung RessourcenPlan	<i>Schritt-für-Schritt-Anleitung; Kurzübersichten zu Treibern, Indikatoren, Instrumenten und Daten</i>	
<b>3.2:</b> Lernen von anderen – Booklet „Best-Practice“	<i>Best-Practice-Beispiele für Planungs- und Beteiligungsprozesse, Verwaltungsstrukturen und Quartiersgestaltung</i>	
<b>3.3:</b> Maßnahmensteckbriefe	<i>Maßnahmensteckbriefe für Maßnahmen des Quartiersmanagements für Wasser, Baustoffe und Energie</i>	
<b>3.4:</b> Stakeholder-Beratung blau-grüne Infrastrukturen	<i>Empfehlungen und Materialien für die Stakeholderberatung zum Thema blau-grüner Infrastrukturen</i>	
<b>3.5:</b> Baukonstruktionskatalog (Aufteilung in zwei Dokumente)	<i>Katalog zur Abschätzung von Materialmengen und -zusammensetzungen verschiedener Baukonstruktionen 3.5.1: Erläuterungen 3.5.2: Steckbriefkatalog</i>	

## Inhaltsverzeichnis

<b>I. WERKZEUGKASTEN .....</b>	<b>3</b>
<i>J. Kleckers, A. Steinkamp, J. Rummeler, J. Haberkamp</i>	
<b>1 Ressourcenorientierte Sanitärsysteme (NASS) .....</b>	<b>4</b>
<b>2 Stand der Entwicklung und Umsetzung von NASS .....</b>	<b>5</b>
<b>3 Instrumente für Planung und Betrieb .....</b>	<b>13</b>
<b>4 Maßnahmen und Technologien .....</b>	<b>17</b>
<b>5 Rechtlicher Rahmen und Instrumente .....</b>	<b>18</b>
<b>5.1 Baurecht, Planungsrecht und Planungsinstrumente .....</b>	<b>18</b>
<b>5.2 Produkte von NASS .....</b>	<b>22</b>
<b>5.3 Anschluss- und Benutzungszwang .....</b>	<b>23</b>
<b>5.4 Einfluss auf bestehende Infrastruktur .....</b>	<b>26</b>
5.4.1 Methodik .....	26
5.4.2 Ergebnisse .....	29
<b>II. BEWERTUNG .....</b>	<b>36</b>
<b>6 Systemisch-sektorale Bewertung .....</b>	<b>37</b>
<i>J. Kleckers, J. Haberkamp</i>	
<b>6.1 Methodik .....</b>	<b>37</b>
6.1.1 Funktionelle Einheit .....	38
6.1.2 Limitierung .....	38
6.1.3 Indikatoren .....	39
6.1.4 Umweltindikatoren .....	39
6.1.5 Bilanzindikatoren .....	40
6.1.6 Systemgrenzen .....	45
6.1.7 Erweiterung der SAmPSONS2 Bibliothek .....	47
6.1.8 Spezifische Anpassungen einzelner SAmPSONS-Blöcke .....	47
6.1.9 Szenarien .....	56
<b>6.2 Ergebnisse .....</b>	<b>59</b>
6.2.1 Bilanzindikatoren .....	59
6.2.2 Umweltindikatoren .....	61
6.2.3 Validierung und Einordnung .....	67

---

6.3	Fazit und Empfehlungen .....	72
6.4	Quartiere Baukau und Pantringshof .....	73
7	<b>Ökobilanzierung</b> .....	79
	<i>R. Arendt, V. Bach, M. Finkbeiner</i>	
7.1	Ziel und Untersuchungsrahmen .....	79
7.2	Sachbilanz .....	81
7.3	Ergebnisse und Interpretation .....	83
7.4	Implikationen für die nachhaltige Quartiersplanung .....	88
III.	<b>ANHANG</b> .....	89
	<i>Literaturverzeichnis</i> .....	90
	<i>Abbildungsverzeichnis</i> .....	99
	<i>Tabellenverzeichnis</i> .....	101
	<i>Anlagen</i> .....	102

# I. Werkzeugkasten

*J. Kleckers, A. Steinkamp, J. Rummler, J. Haberkamp*

## 1 Ressourcenorientierte Sanitärsysteme (NASS)

Die Siedlungswasserwirtschaft steht durch den Klimawandel, den demografischen Wandel, einer Ressourcenverknappung und höheren Anforderungen an die Abwasserbehandlung vor großen Herausforderungen. Ressourcenorientierte Sanitärsysteme (NASS) stellen eine Alternative zur konventionellen (zentralen) Abwasserbehandlung dar. Das Ziel ist die Schließung von Wasser- und Nährstoffkreisläufen und damit einhergehend die Nutzung von Schmutzwasser als Ressource. Der Grundgedanke ist die Trennung und separate Behandlung einzelner Schmutzwasserteilströme an der Quelle. Schmutzwasserteilströme sind bspw. das Abwasser aus Toiletten (Schwarzwasser), Urin oder fäkalfreies Abwasser (Grauwasser). Eine Verdünnung von stark belasteten Abwässern wie Schwarzwasser durch gering belastete Abwässer, wie Grauwasser, wird vermieden. Dadurch können die einzelnen Teilströme effizient und zielgerichtet aufbereitet werden. Grauwasser kann bspw. zu Brauchwasser für die Toilettenspülung oder für die Bewässerung aufbereitet und Urin zur Produktion von Dünger genutzt werden. Umfangreiche Informationen zu NASS finden sich in DWA (2008), DWA-A 272 (2014) und WSWU (2015). In Tabelle 1.1 sind verschiedene Stoffstromtrennsysteme mit Praxisbeispielen dargestellt.

**Tabelle 1.1: Exemplarische Darstellung verschiedener Stoffstromtrennsysteme mit Behandlungsziel, Behandlungsmaßnahmen und Praxisbeispielen**

(1) Unterteilung von Abwasserinfrastruktursystemen in Systemgruppen			(2) Verwertungs-/ Behandlungsziel				(3) exemplarische Maßnahmen/ Systemkomponenten							Praxisbeispiel				
Bezeichnung der Systemgruppe	Kurzbeschreibung des Systems	anfallende Stoffströme	Elimination von Abwasserinhaltsstoffen	Wasserwiederverwendung	Rückgewinnung von Nährstoffen	Rückgewinnung von Wärmeenergie	Nutzung von chemischer Energie	Aerobe Behandlung	VUNA-Verfahren	Anaerobe Behandlung	Abwasserwärmenutzung	MAP-Fällung	Strippung und saure Wäsche	Bewachsener Bodenfilter	Lagerung	Kompostierung		
1-Stoffstromsystem	keine Stoffstromtrennung bei der Ableitung	Schmutzwasser	x		(x)		(x)	x		(x)		(x)	(x)					Klärwerk Steinhof (Braunschweig, 2020)
2-Stoffstromsystem	separate Erfassung von Grau- und Schwarzwasser	Grauwasser		x		x		x			x							H+ Oceanhamnen (Helsingborg, 2021)
		Schwarzwasser			x		x			x		x	x					
2-Stoffstromsystem (Trenntoilette)	separate Fassung von Urin oder Gelbwasser und gemeinsame Ableitung der anderen Teilströme	Urin/Gelbwasser			x					x								Saint-Vincent de Paul (Paris, 2023)
		Gemisch aus Braun- und Grauwasser	x					x*										
3-Stoffstromsystem (Trenntoilette)	separate Erfassung von Urin oder Gelbwasser, Braun- und Grauwasser	Urin/Gelbwasser			x											x		La Bistoquette (Genf, 2024)
		Braunwasser	x		x												x	
		Grauwasser		x											x			
2-Stoffstromsystem (Trockentoilette)	separate Erfassung von Grauwasser und Fäkalien	Grauwasser	x											x				Cooperative Equilibre@Cressy (2010, Genf)
		Fäkalien	x		x												x	
3-Stoffstromsystem (Trockentrenntoilette)	separate Erfassung von Urin und Fäzes sowie Grauwasser	Urin			x										x			Ekobyn Ballarna (Bergsjöe, 1991)
		Fäzes	x		x												x	
		Grauwasser	x											x				

\*Behandlung auf der Kläranlage mit anaerober Stabilisierung

## 2 Stand der Entwicklung und Umsetzung von NASS

*Kurzfassung: NASS werden seit den 1980er/90er Jahren in Europa erprobt. Seit den 2000er Jahren werden die Konzepte in Größenordnungen von Quartieren mit > 1 000 Einwohnern umgesetzt. Die am häufigsten isoliert behandelten und/oder genutzten Schmutzwasserteilströme sind Grauwasser und Urin. Als „abwasserfreies“ System findet die Kombination aus Grauwasser- und Schwarzwasserbehandlung häufig Anwendung. Die Recherche wird genutzt, um Abwasserkonzepte und Technologieportfolios für die weitere Bearbeitung abzuleiten.*

Obwohl erste Systeme in den 1980er Jahren in Europa umgesetzt wurden und eine Vielzahl von Projekten folgte und weitere in Planung sind, ist es schwierig, den aktuellen Entwicklungsstand darzustellen. Die meisten Übersichten über durchgeführte Projekte dienen vorrangig der Veranschaulichung, dass Projekte durchgeführt wurden oder in Planung sind, geben aber keine quantitative Übersicht über bisher durchgeführte Umsetzungen von Stoffstromtrennsystemen in Europa. Durch die folgende Literaturrecherche wird eine systematische Erfassung und Aufbereitung von NASS-Projekten ermöglicht und ein Überblick über (i) deren Anzahl, (ii) deren Kapazität, (iii) angeschlossene Einwohner in ihrer zeitlichen Entwicklung, (iv) deren Betriebsdauer sowie (v) die angewandten Stoffstromtrennungssysteme im europäischen Kontext gegeben.

Die frühen Überlegungen für eine nachhaltige Abwasserbehandlung wurden durch den Boom der sog. Eco-Villages in Schweden in den 1980er und 1990er Jahren beeinflusst (Vinnerås und Jönsson 2013). Die Gründung des ersten ökologischen Dorfes kann auf 1967 zurückdatiert werden (Magnusson 2018). Viele dieser Projekte zielen auf eine direkte Behandlung der anfallenden Fäkalien vor Ort über Komposttoiletten ab. Größtenteils gingen die Projekte auf private Initiativen ohne Beteiligung der Kommunen zurück. In Schweden wurde aufgrund der hohen hygienischen Belastung aus Haushalten mit dezentralen Aufbereitungsanlagen eine Urin- oder Schwarzwasserseparation empfohlen (Vinnerås und Jönsson 2013). Der Haupttreiber im ländlichen Raum war damit der Umweltschutz (Larsen et al. 2013). Insgesamt sind ca. 2 % der schwedischen Bevölkerung an eine Urinseparation und/oder Schwarzwasserseparation angeschlossen (Ek et al. 2011), wodurch sich zeigt, dass diese Technologien seit langem eine gängige Praxis darstellen.

In den 1990er Jahren wurde auf akademischer Ebene vermehrt die Diskussion einer Nutzung der Stoffstromtrennung zur gezielten Ressourcenrückgewinnung für eine nachhaltigere Siedlungswasserwirtschaft geführt (Larsen und Gujer 1997; Otterpohl et al. 1997). Der Fokus wurde vermehrt vom ländlichen auf den urbanen Raum verlagert. In Deutschland wurde das Thema aufgegriffen und mündete 1999 in der Gründung der DWA-Arbeitsgruppe „Neuartige Sanitärsysteme“ (Londong 2013).

Zu Beginn der 2000er wurden die ersten Demonstrations- und Pilotprojekte, wie z. B. Lemmerweg-Ost in Sneek oder Lübeck-Flintenbreite, in Kooperation mit Kommunen und Wasserbehörden realisiert. Während bei den ersten Projekten die technische Umsetzbarkeit im Vordergrund stand (z. B. Vakuumtoiletten, Unterdruckentwässerung mit anaerober Behandlung), liegt heute der Schwerpunkt auf der Skalierung und Wiederverwendung von Wasser sowie Rückgewinnung und Nutzung von Nährstoffen durch die Herstellung marktfähiger Produkte (siehe Projekte: H+ Oceanhamnen in Helsingborg, Nieuwe Dokken in Ghent, Jenfelder Au in Hamburg und Porto do Molle in Vigo) (Bisschops et al. 2019).

Anhand der praktischen Umsetzung konnte ein breites Spektrum an Erfahrungen gewonnen werden. Diese wurden im DWA-Themenband „Neuartige Sanitärsysteme“ (DWA 2008), welcher 2015 neu aufgelegt wurde (WSWU 2015) und aktuell überarbeitet wird, zusammengefasst. Zusätzlich finden sich umfangreiche Hinweise zu Verfahrenswahl, Behandlungszielen, Bemessung und Betrieb von NASS in verschiedenen Regelwerken und Planungshinweisen (DWA-A 116-1 2005; DWA-A 262 2017; DWA-A 272 2014; DWA-M 114 2020; DWA-M 277 2017; Oldenburg et al. 2015).

### Datenerhebung und -auswertung

Ausgangsbasis für die Recherche sind mehrere exemplarische Projektzusammenstellungen (DWA 2008; Hegger et al. 2008; Kennisactiewater 2020; Kjerstadius et al. 2018; Londong 2013; Mels et al. 2007; Rudolph und Schäfer 2001; Staben 2008; Vesper und Londong 2017). Zusätzlich werden die Datenbanken von <https://www.susana.org/>, <https://sdq21.eu/> und <https://www.saniwijzer.nl/> (zuletzt abgerufen am 12.08.2020) durchsucht. Für die Projekte aus den Datenbanken und den o. g. Projektzusammenstellungen wurde zur Bestätigung und Aktualisierung der Daten publizierte Literatur über akademische Datenbanken, wie <http://scencedirect.com> und <http://google.scholar.de>, recherchiert. Die Aktualität und Fortführung der Projekte sind häufig schwer überprüfbar, da über Fehlschläge, Projektabbrüche oder Rückbau seltener berichtet wird.

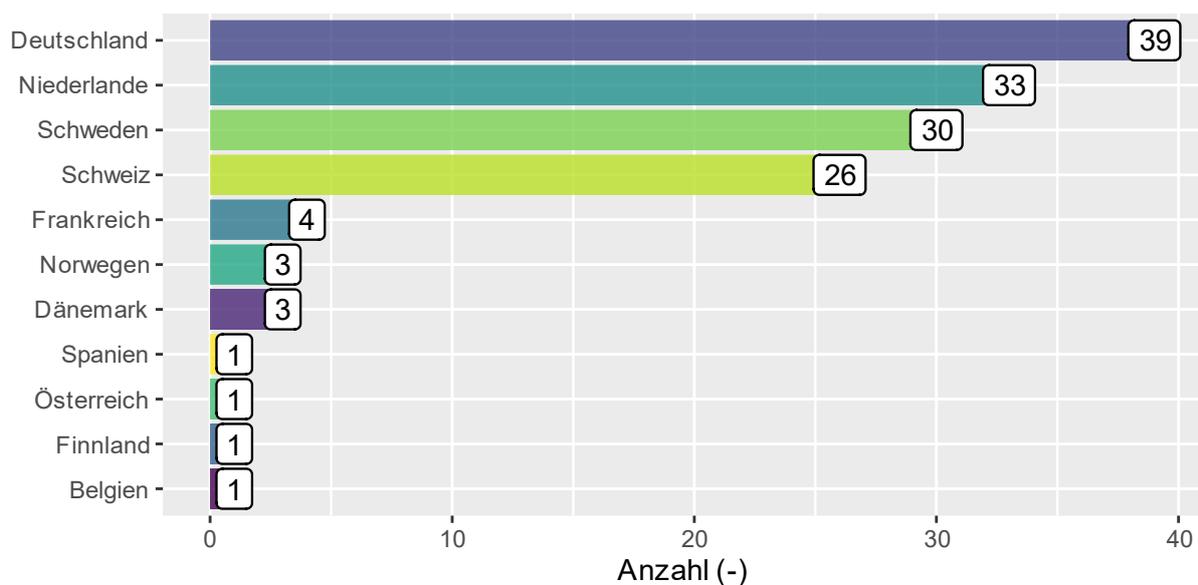
Die Recherche ist keine voll umfassende Zusammenstellung aller umgesetzten Stoffstromsanitärsysteme in Europa. Dies umfasst allein in Schweden über 135 000 Trenntoiletten (Kvarnström et al. 2006). Daher fokussiert sich die Recherche auf sichtbare Pilot- und Leuchtturmprojekte.

Das Ergebnis der Recherche sind 211 europäische Projekte im Zusammenhang mit NASS. Für die Auswertung sind ein eindeutiger Zeitstempel, die angeschlossenen Einwohnerwerte und die behandelten Stoffströme relevant. Alle Projekte werden daher mit einem Zeitstempel versehen, welcher sich je nach Informationslage durch den Zeitpunkt der Inbetriebnahme, des Bauendes oder Baubeginns definiert (Priorität: Inbetriebnahme > Bauende > Baubeginn). Die Inbetriebnahme bedeutet nicht, dass alle Anlagenteile unmittelbar in Betrieb genommen werden. Dies kann auch sukzessive im weiteren Projektverlauf (z. B. Grauwasseraufbereitung in der Jenfelder Au, Hamburg) oder nie (z. B. Schwarzwasserbehandlung in Flintenbreite, Lübeck) erfolgen.

Die angeschlossenen Einwohner werden entweder direkt ermittelt oder mit Kennwerten umgerechnet:

- 2,2 Einwohner pro Wohneinheit (Eurostat 2020)
- 0,33 Einwohner pro Angestellter (AFU 2017; DIN 4261-1 2002)
- 1 Einwohner pro Hotelgast (Annahme basierend auf AFU (2017))
- 0,33 Einwohner pro Kind in Schule oder Kindergarten
- 2 Einwohner pro Sanitäreinrichtung (5 bis 10 Mitarbeiter pro Toilette (ASR A4.1 2013)) und 0,33 Einwohner pro Mitarbeiter (siehe oben)
- Besucher von Museen etc. werden wie Angestellte mit 0,33 Einwohnern pro Besucher kalkuliert.

Nach Abzug aller Projekte ohne eindeutigen Zeitstempel oder Einwohnerwert umfasst die Datenbasis 142 Projekte. Davon befindet sich der Großteil in Deutschland (39), den Niederlanden (33), Schweden (30) und der Schweiz (26) (Abbildung 2.1).



**Abbildung 2.1: Häufigkeit der Projekte, aufgeteilt nach Ländern**

Eine Übersicht über die Ausbaugrößen im zeitlichen Verlauf ist in Abbildung 2.2 dargestellt. Für eine bessere Übersicht wurde auf die Darstellung des Projektes Strandeiland in Amsterdam mit einer Ausbaugröße von 20 000 Einwohnern verzichtet.

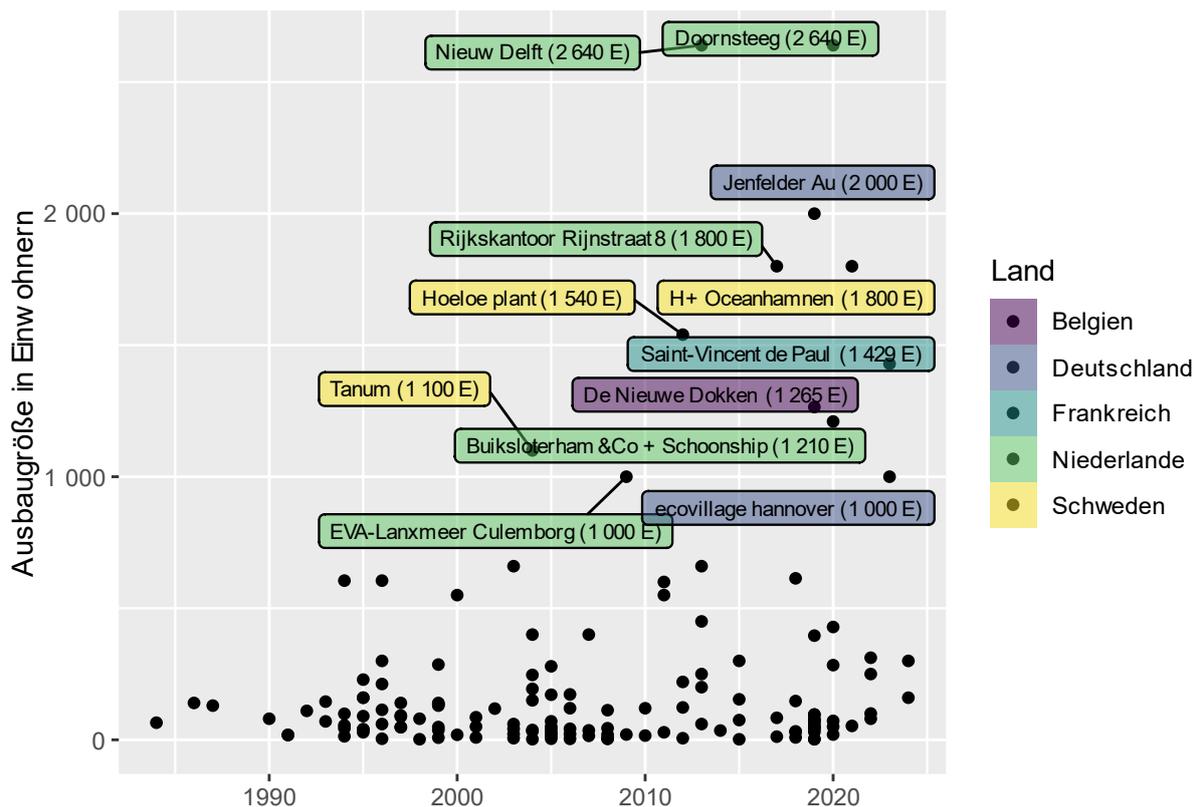


Abbildung 2.2: Zeitlicher Verlauf der Projekte nach Ausbaugröße (ohne Strandeiland, Amsterdam)

In Abbildung 2.3 findet sich die Anzahl der innerhalb der Projekte de- bzw. semizentral behandelten Stoffströme. Zur Kläranlage abgeleitete und dort behandelte Stoffströme werden nicht berücksichtigt. Die recherchierten Projekte befassen sich primär mit den Stoffströmen Urin und Grauwasser. Bei den wenigsten Projekten wird der Stoffstrom Fäkalien (aus Trockentoiletten) betrachtet. Trockentrenntoiletten, in welchen Urin und Fäzes voneinander getrennt werden, sind häufiger vertreten.

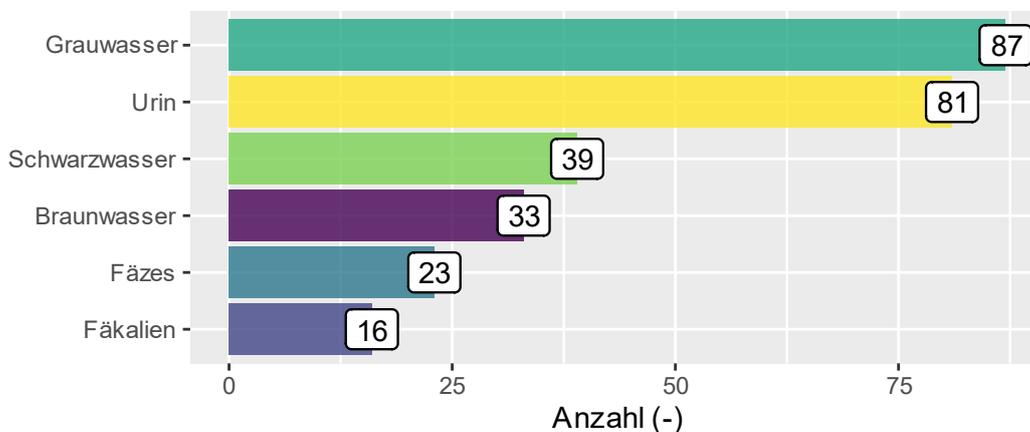
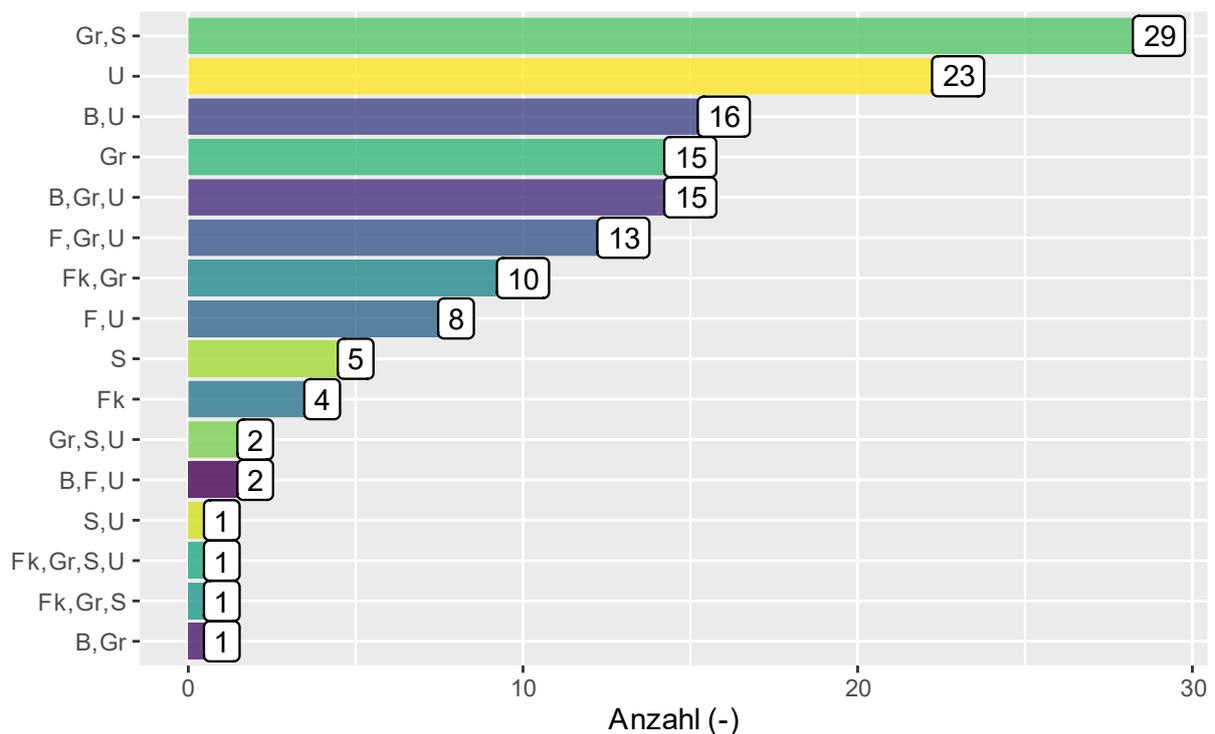


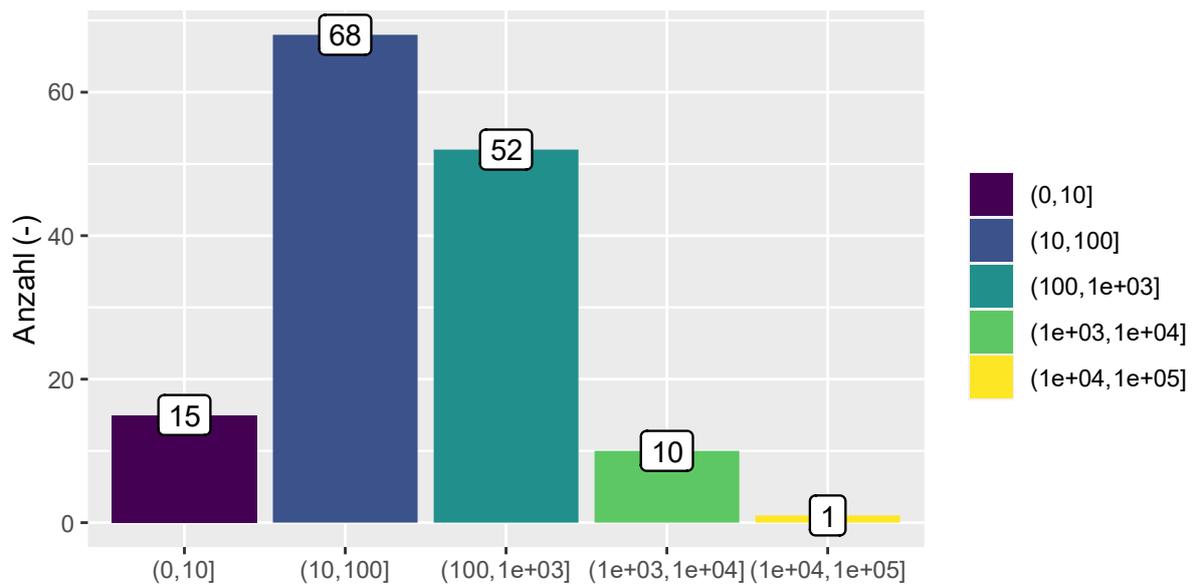
Abbildung 2.3: Häufigkeit der behandelten Abwasserteilströme

In Abbildung 2.4 ist die Anzahl der Stoffstromsysteme der Projekte dargestellt. Nicht aufgelistete Stoffströme werden gewöhnlich konventionell (auf der Kläranlage) behandelt. Da manche Projekte, vor allem Forschungsprojekte, verschiedene Sanitärsysteme in unterschiedlichen Gebäuden verwenden (z. B. das Projekt SCST: Urinal und Vakuumtoilette), kommt es zu unkonventionellen Kombinationen, wie z. B. der separaten Behandlung von Schwarzwasser und Urin innerhalb eines Projektes. Insgesamt sind 69 Projekte (29 (Gr,S) + 15 (B,Gr,U) + 13 (F,Gr,U) + 10 (Fk,Gr) + 2 (Gr,S,U)) abwasserfrei, da kein unbehandelter Abwasserteilstrom des häuslichen Schmutzwassers abgeleitet werden muss. Die größte Anzahl der Projekte betrachtet die Stoffströme Grau- und Schwarzwasser (29).



**Abbildung 2.4:** Häufigkeit der Stoffstromsysteme (B: Braunwasser, F: Fäzes, Fk: Fäkalien, Gr: Grauwasser, S: Schwarzwasser, U = Urin/Gelbwasser)

Der Großteil der Projekte liegt in einer Größenordnung von 10 bis 100 und 100 bis 1 000 Einwohnern (Abbildung 2.5). Kleinere Projekte, die sich auf Haushaltsebene bewegen, werden häufig von Privatpersonen betrieben und sind aufgrund ihrer geringeren Sichtbarkeit unterrepräsentiert.



**Abbildung 2.5: Häufigkeit einzelner Ausbaugrößen**

Über den zeitlichen Verlauf der Ausbaugrößen lassen sich verschiedene Entwicklungsphasen ableiten. Projekte in der Größenordnung von 10 bis 100 und 100 bis 1 000 Einwohnern erhalten seit den 1990er Jahren einen stetigen Zuwachs. Innerhalb dieser Größenordnungen wurde häufig die technische Realisierbarkeit erprobt. Seit 2010 liegt der Fokus vermehrt auf der Skalierung und es werden zum ersten Mal Projekte mit mehr als 1 000 Einwohnern regelmäßig umgesetzt (Abbildung 2.6). Während die Projekte gleichmäßig über die Jahre verteilt sind, nimmt die Anzahl der angeschlossenen Einwohner stetig zu (Abbildung 2.7). Es findet eine Entkoppelung der kumulierten angeschlossenen Einwohner von der kumulierten Anzahl der Projekte statt. Mit „Strandeiland“ wird in den 2020ern in Amsterdam erstmals ein Stoffstromtrennsystem mit mehr als 10 000 Einwohnern realisiert. Im Mittel ergibt sich eine Betriebsdauer von 15,3 Jahren. Nur Projekte mit mehr als 1 000 Einwohnern weichen davon mit 5,9 Jahren stark ab (Abbildung 2.8).

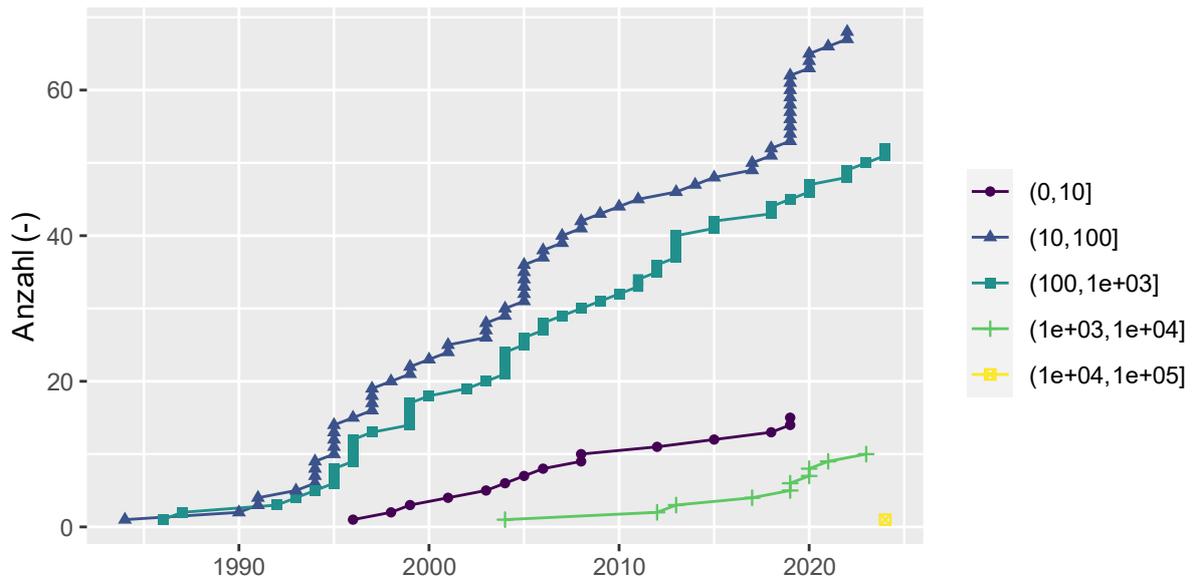


Abbildung 2.6: Kumulierte NASS-Projekte, aufgeteilt nach Größenklasse

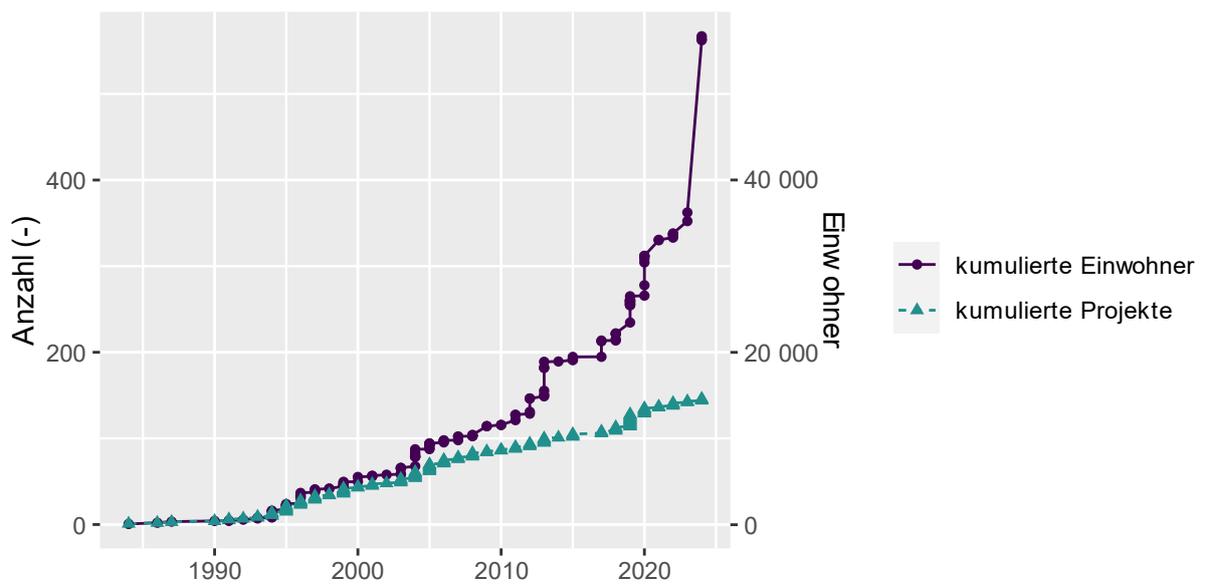


Abbildung 2.7: Kumulierte angeschlossene Einwohner und Projekte

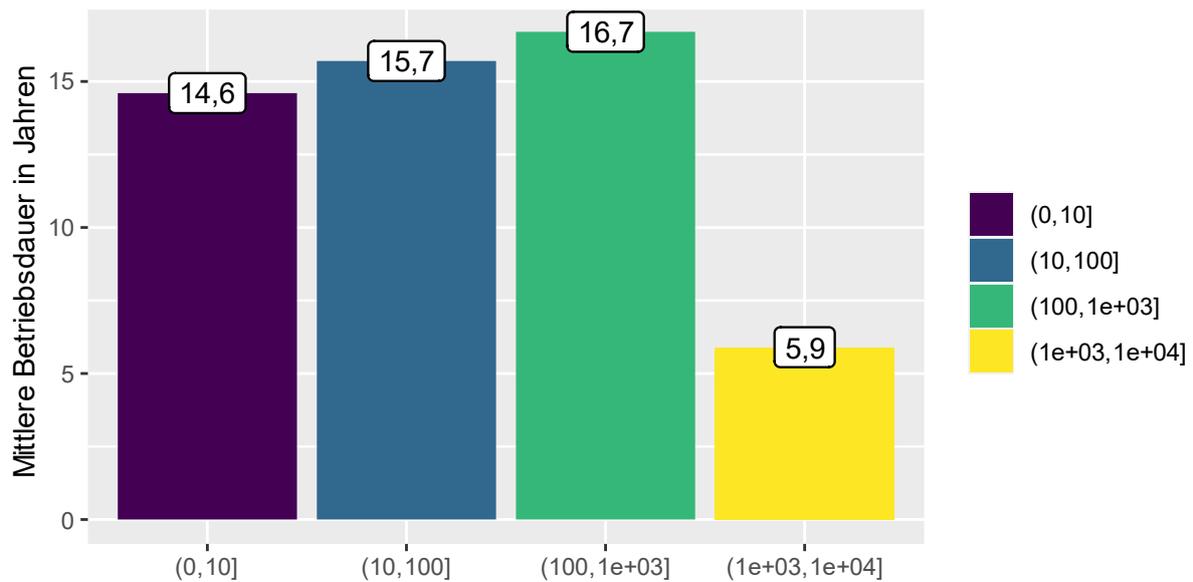


Abbildung 2.8: Mittlere Betriebsdauer, aufgeteilt nach Größenklassen

### 3 Instrumente für Planung und Betrieb

In Tabelle 3.1 ist eine Übersicht über aktuelle Planungstools mit deren Inhalt, Nutzen und Funktion im Zusammenhang mit NASS dargestellt. Für die Bewertung der Ressourceneffizienz von Stadtquartieren ist insbesondere die Software SAmpSONS2 (Schütze et al. 2019) aufgrund der integrierten Nachhaltigkeitsbewertung geeignet. Als Freeware ist SAmpSONS2 frei zugänglich. Zudem kann die Modulbibliothek eigenständig mit Hilfe der Simulationssoftware SIMBA (ifak e. V.) erweitert werden.

Quellen der Tabellen: Deutsches Institut für Urbanistik gGmbH (Difu) (2017), Kropp und Angermair (2016), Miethke und Spies (2016), Schütze et al. (2019), Söbke et al. (2018), takomat GmbH (2016b, 2016a)

Tabelle 3.1: Übersicht über Planungstools im Zusammenhang mit NASS

Name	Inhalt	Nutzen	Funktion
<b>PUS (Planungsunterstützungssystem)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Basissoftware zur Darstellung und Verwaltung georeferenzierter Daten mit modularer Softwarearchitektur</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Planung von Wasserinfrastruktur</li> <li>• Simulation des Verhaltens eines Wasserinfrastruktursystems</li> <li>• Detailentwurf für zukünftige Wasserinfrastruktursysteme</li> </ul>	<p><u>Inhaltliche Funktionen</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• <b>Trinkwasser:</b> Alterungsmodell Wasser, stationäre Netzberechnung, Tagesganglinien, Löschwassernachweis</li> <li>• <b>Abwasser:</b> Hydraulische Berechnung, Überflutungssimulation, Schmutzfrachtsimulation, Kanaldimensionierung, Alterungsmodell Abwasser</li> <li>• <b>Übergreifende Aspekte:</b> Nachhaltigkeitsbewertung, Stoffstrombilanzen, Alterungsmodelle Leitungen/Kanäle, Assetmanagement, Datenimport/-export</li> </ul> <p><u>Sonstige Softwarefunktionen</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Darstellung beliebiger, leitungsgebundener Abwasserströme</li> <li>• Parametrisierung von Wiederverwendungsquoten für Grauwasser und Energie in Gebäuden</li> <li>• Auswertung von Daten zur Erstellung von Stoffstrombilanzen</li> <li>• Einbindung von Wasserinfrastrukturkomponenten (Transformation von Eingangsstoffströmen in Ausgangsstoffströme)</li> <li>• Szenarien können multikriteriell bewertet werden</li> <li>• Abbildung verschiedener Komponenten von Wasserinfrastrukturen</li> </ul>

Tabelle 3.1: Übersicht über Planungstools im Zusammenhang mit NASS (Fortsetzung)

Name	Inhalt	Nutzen	Funktion
<b>FluGGs</b> <b>(FlussGebiets-Geoinformations-System)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>interoperables, webbasiertes, geographisches Informationssystem (WebGIS), das für die Belange der Wasserwirtschaft konzipiert wurde</li> <li>basiert auf standardisierten Schnittstellen und einem homogenen Datenbankmodell</li> <li>„Datendrehscheibe“</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Datenplattform zur standardkonformen Datensammlung und -bereitstellung</li> <li>bietet gute Editiermöglichkeiten, wodurch die Lücke zwischen dezentraler Datenpflege und zentraler Datenhaltung geschlossen wird</li> </ul> <p><u>Fokus:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Harmonisierung von Daten</li> <li>Verbesserung der Datenqualität</li> <li>Erhöhung der Belastbarkeit der Daten in Bezug auf ihre Aussage und Art der Planungsgestaltung</li> <li>Bereitstellung entscheidungsrelevanter Rauminformation für unterschiedliche Zielgruppen in entsprechendem Detaillierungsgrad</li> </ul>	<p><u>Datenaufnahme und Verwaltung</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Vernetzung von Daten und Informationen von mehreren Kommunen mit Daten der Stadtwerke, wodurch Informationen und Wissen gesammelt werden</li> <li>Datenerfassung, -haltung und -austausch über standardisierte Schnittstellen</li> <li>Daten der Modellgebiete werden verwaltet und den Projektteilnehmern zur Verfügung gestellt</li> <li>Aufbereitung der Daten für das PUS und das Simulationsspiel VISIMPLE</li> <li>Bereitstellung einer Schnittstelle gewährleistet Zugriff auf aktuelle Daten</li> <li>Datenqualitätsmanagement: Bereitstellung von Maßnahmen zur fortlaufenden Datenüberwachung und Verhinderung neuer Datenfehler</li> </ul> <p><u>Techniken/Werkzeuge zur Gewährleistung der optimalen Datensammlung:</u></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Konzeption einer zentralen Datenerhebung durch gemeinsames grundlegendes Datenbankmodell</li> <li>Möglichkeit der Editierung durch dezentrale Datenaufnahme</li> <li>visuelle Datenkontrolle durch Symbolisierung</li> <li>visuelle Überprüfung durch dynamische Abfragen</li> <li>dynamische Fließwegeverfolgung durch Integration kanalinformationssystemtypischer Werkzeuge</li> <li>Integration einer automatischen Haltungsnachführung</li> </ul>

Tabelle 3.1: Übersicht über Planungstools im Zusammenhang mit NASS (Fortsetzung)

Name	Inhalt	Nutzen	Funktion
<b>VISIMPLE</b> (Computerspielbasierte Simulation zur Systemvisualisierung)	Serious Game zur Entwicklung/Simulation eines konkreten Planungsszenarios basierend auf realen Geodaten mit geringem Aufwand	<ul style="list-style-type: none"> <li>• spielerische Vermittlung von Wissensinhalten durch Verknüpfung von anspruchsvoller, realitätsnaher Modellbildung und Interaktionsmechanismen, um dem Ziel der Information und dem Anspruch auf Entertainment gerecht zu werden (Aufrechterhaltung der Spieldynamik u. a. durch in Simulation integrierte Spielelemente, Spielregeln und Spielziele)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• frei steuerbarer Zeitablauf ermöglicht, das Systemverhalten über einen längeren Zeitraum zu beobachten (Transaktionswege, die sich in der Realität über mehrere Jahrzehnte erstrecken, lassen sich in wenigen Minuten konstruieren)</li> <li>• Simulation von Stoffstromtrennungen (mit etablierten und neuen Technologieoptionen)</li> <li>• Simulation von sich ändernden Rahmenbedingungen</li> <li>• Wirkungen der im Simulationsverlauf ergriffenen/unterlassenen Maßnahmen unmittelbar ersichtlich</li> <li>• Qualität der Simulation überprüfbar (multikriterielles Bewertungssystem)</li> </ul>
<b>SAmpSONS, SAmpSONS2</b>	Simulationssoftware zur Visualisierung von Stoffströmen und Nachhaltigkeitsbewertung von ressourcenorientierten Sanitärsystemen (NASS)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Simulation und Visualisierung neuartiger Sanitärsysteme wie auch konventioneller Abwassermanagementtechnologien hinsichtlich ihrer Stoff- und Ressourcenströme</li> <li>• vereinfachte Nachhaltigkeitsbewertung</li> <li>• vertiefte Bewusstseinsbildung bei Nutzern</li> <li>• unterstützt die Entscheidungsfindung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Simulation von verschiedenen Stoffströmen inkl. Spurenstoffen</li> <li>• Bewertung der Systeme unter Berücksichtigung verschiedener Methoden: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Stoffstromanalyse (MFA)</li> <li>• Lebenszyklusbewertung/Ökobilanzierung (LCA)</li> <li>• Lebenszykluskostenkalkulation (LCC)</li> <li>• Multikriterielle Entscheidungsfindung (MCDA)</li> </ul> </li> <li>• technische und soziale Aspekte können berücksichtigt werden</li> <li>• Quantifizierung von Ressourcenrückgewinnungspotentialen</li> <li>• Erweiterung des Technologieportfolios und Anpassung der einzelnen Technologien ist möglich</li> </ul>

#### 4 Maßnahmen und Technologien

Das Technologieportfolio umfasst Technologien zur Sammlung, Ableitung und Behandlung von Schmutzwasserteilströmen. Eine Übersicht über die betrachteten Technologien ist in Tabelle 4.1. dargestellt. Details zu den einzelnen Technologien inkl. derer Produkte finden sich in den Maßnahmensteckbriefen ([www.fh-muenster.de/r2q-massnahmensteckbriefe](http://www.fh-muenster.de/r2q-massnahmensteckbriefe)), im Anhang (Anlage 3) sowie in den Steckbriefen der Software SAMPSONS2 (Schütze et al. 2019).

**Tabelle 4.1: Technologien eingeteilt in funktionelle Gruppen mit Produkten in eckigen Klammern**

Sammlung	Transport	Abwasser- und Schlammbehandlung	Recycling und Rückgewinnung
Spültoilette	Schwemmkanalisation	Zentrale Kläranlage mit anaerober Stabilisierung [Biogas]	Ammoniumstrippung mit saurer Wäsche [Ammoniumsulfat]
Trenntoilette	Unterdruckentwässerung	Grauwasserbehandlung* (SBR, MBR, PfkA)	Grauwasserbehandlung (MBR, PfkA) [Brauchwasser, ggf. Wärme]
Unterdrucktoilette	Doppel-Inliner-Verfahren	OLAND (Deammonifikation)	Urinbehandlung (Vuna-Verfahren) [Aurin]
		Anaerobe Schwarzwasserbehandlung [Biogas]	MAP-Fällung [Struvit]
			Dezentrale Wärmerückgewinnung [Wärme]
			Semizentrale Wärmerückgewinnung [Wärme]

\*zur Ableitung in einen Vorfluter

## 5 Rechtlicher Rahmen und Instrumente

*Kurzfassung: Der Kommune stehen eine Vielzahl kommunaler Steuerungs- und Planungsinstrumente für die Umsetzung von NASS zur Verfügung (z. B. Bebauungsplan, städtebauliches Entwicklungskonzept). Die Produkte aus NASS stehen noch immer vor rechtlichen Hürden, da die Ausgangsstoffe nicht in der Düngemittelverordnung erwähnt werden. Im Jahr 2022 wurde die erste Genehmigung für die Nutzung eines Düngers aus Urin in der EU (Österreich) erteilt. Neben der rechtlichen Einordnung der Produkte können die Entwässerungssatzungen bei fehlenden Begrifflichkeiten und Formulierungen ein Hindernis für die Umsetzung von NASS darstellen. Dafür sind mögliche Formulierungshilfen für kommunale Entwässerungssatzungen aufgelistet.*

Öffentliche Daseinsvorsorge und Versorgungssicherheit sind zwei der wichtigsten Aufgaben der Kommunen und umfassen sowohl eine ausreichende Versorgung mit qualitativ unbedenklichem Trinkwasser als auch die Behandlung und schadlose Ableitung von Abwasser in die Umwelt. In Nordrhein-Westfalen ist diese Pflicht der Gemeinden im Landeswassergesetz (LWG) NRW gesetzlich festgelegt. Nach § 46 LWG NRW in Verbindung mit § 56 des Wasserhaushaltgesetzes (WHG) obliegt den Gemeinden die Pflicht, auf ihrem Gebiet anfallendes Abwasser zu beseitigen. Dazu gehören insbesondere das Sammeln und das Fortleiten von Abwasser, das auf einem Grundstück des Gemeindegebiets anfällt (§ 46 Abs. 1 Nr. 2 LWG NRW) sowie das Behandeln, Aufbereiten, Verwerten und Beseitigen des nach Ziffer 2 anfallenden Abwassers (§ 46 Abs. 1 Nr. 3 LWG NRW). In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, welche Steuerungsinstrumente der Kommune als einem der zentralen Akteure der Siedlungswasserwirtschaft im Rahmen des geltenden Rechts zur Verfügung stehen, um NASS in die aktuellen Planungsprozesse zu integrieren und eine Umsetzung zu fördern (Hanke 2016).

### 5.1 Baurecht, Planungsrecht und Planungsinstrumente

In Hanke (2016) werden die rechtlichen Rahmenbedingungen und kommunalen Steuerungsinstrumente für die Umsetzung einer Schwarzwasservergärung, Grauwasser- und Abwasserwärmennutzung untersucht. Die wichtigsten Ergebnisse werden im Folgenden zusammengefasst.

Die Kommune hat an mehreren Stellen die Möglichkeit, Einfluss auf die Wahl des Entwässerungssystems zu nehmen. Die Bauleitplanung ist dabei das zentrale Instrument zur Steuerung der städtebaulichen Entwicklung der Kommunen und der Raumordnung anzupassen (§ 1 Abs. 4 BauGB). Als Werkzeuge der Bauleitplanung stehen der Flächennutzungsplan (vorbereitender Bauleitplan) und der Bebauungsplan (verbindlicher Bauleitplan) zur Verfügung. Laut § 1 Abs. 5 BauGB sollen Bauleitpläne „eine nachhaltige städtebauliche Entwicklung, die

die sozialen, wirtschaftlichen und umweltschützenden Anforderungen auch in Verantwortung gegenüber künftigen Generationen miteinander in Einklang bringt, [...] gewährleisten“. Damit überschneiden sich an dieser Stelle die Ziele mit denen des Einsatzes von NASS.

Der **Flächennutzungsplan** gibt die sich aus der „beabsichtigten städtebaulichen Entwicklung ergebende Art der Bodennutzung nach den voraussehbaren Bedürfnissen der Gemeinde in den Grundzügen“ vor (§ 5 Abs. 1 BauGB). Dabei können neuartige Wasserinfrastrukturen verankert werden, da der Flächennutzungsplan „die Flächen für Versorgungsanlagen, für die Abfallentsorgung und Abwasserbeseitigung, für Ablagerungen sowie für Hauptversorgungs- und Hauptabwasserleitungen“ enthält (§ 5 Abs. 2 Nr. 4 BauGB). Der Bebauungsplan ist aus dem Flächennutzungsplan zu entwickeln (§ 8 Abs. 2 S. 1 BauGB) und wird als Satzung erlassen (§ 10 Abs. 1 BauGB). Er enthält die „rechtsverbindlichen Festsetzungen für die städtebauliche Ordnung“ (§ 8 Abs. 1 S. 1 BauGB) und regelt damit, welche Bebauung zulässig ist. Grundsätzlich werden die Art und das Maß der baulichen Nutzung festgelegt (§ 9 Abs. 1 Nr. 1 BauGB). Im Zusammenhang mit NASS sind hier Flächen zur Versorgung einschließlich dezentraler und zentraler Energieerzeugungs-, Verteilungs-, Nutzungs- und Speicherungsanlagen (§ 9 Abs. 1 Nr. 12 BauGB), unterirdischer Versorgungsanlagen und -leitungen (§ 9 Abs. 1 Nr. 13 BauGB) und Flächen zur Abfall- und Abwasserbeseitigung (§ 9 Abs. 1 Nr. 14 BauGB) von Bedeutung. Damit besteht die Möglichkeit eine „Zulassungsfähigkeit von Schwarzwasserbehandlungsanlagen durch die Bauleitplanung herzustellen“ (Hanke 2016). Die bauliche Nutzung legt nur die Art und Weise der Nutzung, nie allerdings konkrete technische Verfahren fest. Für Neubauten besteht die Möglichkeit, dass bestimmte gebäudeinterne Installationen, welche im Zusammenhang mit Erzeugung, Nutzung oder Speicherung von erneuerbaren Energien stehen, vorgegeben werden (§ 9 Abs. 1 Nr. 23 b BauGB). Damit kann die Rohrleitungstechnik im Bebauungsplan festgelegt werden (Hanke 2016). Für die Grauwasseraufbereitung besteht diese Möglichkeit nicht, da es sich weder um erneuerbare Energien noch um eine Kraft-Wärme-Kopplung im Sinne von § 9 Abs. 1 Nr. 23 b BauGB handelt. Da Grauwasseranlagen sowohl unter Wasserversorgungs- als auch Abwasserbehandlungsanlagen fallen, ist ein Schwerpunkt zur eindeutigen Zuordnung auszumachen. Dementsprechend können die Flächen nach § 9 Abs. 1 Nr. 12 oder 14 festgelegt werden (Hanke 2016).

Mit **Bebauungsplänen** wird weder eine Bau- noch eine Benutzungspflicht festgelegt (Hanke 2016). Es können die Voraussetzungen für eine Zulassung von NASS, aber keine Pflicht, diese auch in Anspruch zu nehmen, geschaffen werden. Die Anordnung der Nutzung von Betriebswasser, hier am Beispiel der Regenwassernutzung, ist daher nicht möglich. „Der Einsatz des Niederschlagswassers zur Gartenbewässerung oder im Haushalt (z. B. in Toiletten, Spül- oder Waschmaschinen) ist keine Bodennutzung im Sinne des Städtebaurechts“ (BVerwG, Urteil v. 30.08.2001 - 4 CN 9/00). Weiterhin wird in Hanke (2016) aufgrund der Flexibilität des Bebauungsplans und der formellen Beteiligung in dem dazugehörigen Verfahren von diesem als

Instrument zur Implementierung von NASS abgeraten. Eine Akzeptanz der Bevölkerung könne so nur schwer erreicht werden.

Mit dem besonderen Städtebaurecht erhält die Kommune die Möglichkeit, „Regeln für die städtebauliche Sanierung, den Stadtumbau oder die städtebauliche Entwicklungsmaßnahme“ zu erlassen (DWA-A 272 2014). Im Mittelpunkt stehen der städtebauliche Bestand und das Entgegenwirken von Missständen in den einzelnen Quartieren. Grundlage der einzelnen Maßnahmen bildet das BauGB. Für alle Maßnahmen gilt die Voraussetzung einer zügigen Durchführung und das Vorhandensein des öffentlichen Interesses (§ 136 Abs. 1, § 165 Abs. 1, § 171a Abs. 1 BauGB). Die Ziele und Zwecke der Sanierungs- und Entwicklungsmaßnahmen dürfen nicht durch andere Maßnahmen erreicht werden können (DWA-A 272 2014).

**Städtebauliche Sanierungsmaßnahmen** begrenzen sich auf ein bestimmtes, vorher festgelegtes Gebiet, das „durch Behebung städtebaulicher Missstände wesentlich verbessert oder umgestaltet wird“ (§ 136 Abs. 2 BauGB). Die Maßnahmen finden immer im Rahmen einer Gesamtmaßnahme statt. Unter Sanierungsmaßnahmen werden sowohl Ordnungs- als auch Baumaßnahmen verstanden. Unter die Ordnungsmaßnahmen fallen laut § 147 Abs. 1 Nr. 4 BauGB „die Herstellung und Änderung von Erschließungsanlagen“.

**Städtebauliche Entwicklungsmaßnahmen** dienen der Entwicklung von Ortsteilen oder anderen Teilen eines „Gemeindegebiets entsprechend ihrer besonderen Bedeutung für die städtebauliche Entwicklung und Ordnung“ (§ 165 Abs. 2 BauGB). Dabei geht es im Wesentlichen um die Neuplanung von Ortsteilen. Grundlegend muss das Wohl der Allgemeinheit die Durchführung erfordern (§ 165 Abs. 3 Nr. 2 BauGB). Entwicklungsmaßnahmen berechtigen die Gemeinden zur Enteignung und sind dementsprechend mit hohen Hürden verbunden (DWA-A 272 2014).

Findet ein erheblicher städtebaulicher Funktionsverlust statt, welcher nach § 171a Art. 2 Abs. 2 S. 2 BauGB vorliegt, „wenn ein dauerhaftes Überangebot an baulichen Anlagen für bestimmte Nutzungen, namentlich für Wohnzwecke, besteht oder zu erwarten ist, oder wenn die allgemeinen Anforderungen an den Klimaschutz und die Klimaanpassung nicht erfüllt werden“, können **Stadtumbaumaßnahmen** zur Herstellung einer nachhaltigen Stadtstruktur herangezogen werden. Sie sollen dazu beitragen, dass „brachliegende oder freigelegte Flächen einer nachhaltigen, insbesondere dem Klimaschutz und der Klimaanpassung dienenden städtebaulichen Entwicklung oder einer mit dieser verträglichen Zwischennutzung zugeführt werden“ (§ 171a Abs. 3 Nr. 6 BauGB).

Grundlage für die Maßnahme ist ein städtebauliches Entwicklungskonzept (§ 171b Abs. 2 BauGB). Neben dem städtebaulichen Entwicklungskonzept stehen als weitere Planungsinstrumente Klimaschutzkonzepte, Masterpläne, Infrastrukturkonzepte und Rahmenpläne zur Verfügung.

Ein **städtebauliches Entwicklungskonzept** ist fachübergreifend und legt Handlungsschwerpunkte hinsichtlich der Entwicklungsziele einhergehend mit der Bestimmung des Entwicklungspotentials fest. Spätere Konflikte können durch ein frühzeitiges Einbringen von Maßnahmen verhindert werden. Das Klimaschutzkonzept als informelles Instrument soll als Planungshilfe zur Entscheidungsfindung, zum Festschreiben von Klimaschutzziele und zur Gestaltung von Bestands- und Potentialanalysen dienen.

Der **Masterplan** ist ein unverbindliches Instrument, welches inhaltlich, räumlich und zeitlich sehr flexibel gestaltet werden kann, wodurch eine kontextspezifische Auslegung möglich ist. Er ist kein integriertes und sektorübergreifendes Konzept, wodurch es zu Konflikten mit anderen Planungsinstrumenten kommen kann. An dieser Stelle können Ziele in Bezug auf NASS mit strategischen Maßnahmen formuliert werden.

**Infrastrukturkonzepte** sind rechtlich unverbindliche Fachpläne. **Rahmenpläne** zeichnen sich durch ihren großen Maßstab aus. Sie sind eher quartiersbezogen, formlos und begleiten die Bauleitplanung. Die Aufstellung erfolgt häufig durch einen (vorangegangenen) städtebaulichen Wettbewerb.

Mit dem **Abwasserbeseitigungskonzept** kann die Grundlage für die Investitionsplanung der Kommune festgelegt und mit dezentralen Maßnahmen auf veränderliche Randbedingungen reagiert werden. In NRW sind alle Kommunen bzw. Abwasserverbände verpflichtet ein Abwasserbeseitigungskonzept zu erstellen (§ 53 Abs. 3 S. 1 LWG NRW). (Hanke 2016)

Die Zusammenarbeit der öffentlichen Hand mit Privaten kann über **städtebauliche Verträge** erfolgen. Ein möglicher Gegenstand des Vertrages ist „entsprechend den mit den städtebaulichen Planungen und Maßnahmen verfolgten Zielen und Zwecken die Errichtung und Nutzung von Anlagen und Einrichtungen zur dezentralen und zentralen Erzeugung, Verteilung, Nutzung oder Speicherung von Strom, Wärme oder Kälte aus erneuerbaren Energien oder Kraft-Wärme-Kopplung“ (§ 11 Abs. 1 Nr. 4 BauGB). Der Vertrag dient als rechtlich bindendes Instrument zur Umsetzung der Stadtentwicklung. Für Neubauten kann er an sich verändernde Rahmenbedingungen angepasst werden und weist dadurch eine hohe Flexibilität auf, welche aufgrund des Status Quo mit den Grundstückseigentümern im Bestand nicht gegeben ist. Allerdings ist der Vertrag die einzige Möglichkeit, womit eine nachträgliche Änderung der Erschließung mit dem Grundstückseigentümer getroffen werden kann (DWA-A 272 2014). Grundlage sollten übergeordnete Pläne, wie z. B. das Abwasserbeseitigungskonzept, sein. Grundsätzlich haben Kommunen Vertragsfreiheit in den Grenzen des Gesetzes und können dementsprechend auch öffentlich-rechtliche, privatrechtliche und zivilrechtliche Verträge abschließen. (Hanke 2016)

Das Grauwasserrecycling kann im Wasserversorgungs- oder Abwasserentsorgungskonzept integriert werden (Baron 2018).

Hausinterne Installationen wie Unterdruckleitungen können von der Kommune vorgeschrieben werden. Ein Ziel, wie z. B. die Volksgesundheit oder sauberes Wasser, muss den Eingriff in das Eigentumsgrundrecht aus Art. 14 Abs. 1 Grundgesetz (GG) mit Berücksichtigung auf Verhältnismäßigkeit rechtfertigen. Durch Härtefallklauseln und ausreichende Übergangsfristen kann unbilliger Härte (Sachverhalt zieht unverhältnismäßige bzw. den Bürger stark einschränkende oder belastende Rechtsfolge nach sich) vorgebeugt werden. Grundsätzlich gehört die sich im Gebäude und auf dem Grundstück befindende Abwasserinfrastruktur bis zum Übergang an das öffentliche Kanalsystem in den privaten Verantwortungs- und Haftungsbereich (Hanke 2016). Dies wird mit dem Abwasserbegriff begründet, bei dem die Abwasserbeseitigung mit dem Übergang in das öffentliche Kanalnetz oder mit dem Entledigungswillen einsetzt. Damit setzt die Abwasserbeseitigung nicht am direkten Ort des Abwasseranfalls an. Der Ort kann auch anders interpretiert werden: „Abwasseranfall meint vielmehr einen normativ, aus wertender Sicht zu ermittelnden Ort, an dem aus gewässerschützenden oder sonstigen wasserrechtlichen Gründen über die Regelungen des Zivilrechts hinaus ein potenzieller öffentlich-rechtlicher Bedarf an staatlicher Aufsicht und Reglementierung besteht“ (Nisipeanu (2005) nach Hanke (2016)). Damit kann der Ort flexibel und je nach Bedarf der staatlichen Aufsicht ausgelegt werden.

Mit der Pflicht zur Abwasserentsorgung am Ort der Entstehung kann auch der Anschluss- und Benutzungszwang an dieser Stelle einsetzen. Die Installationen auf dem Grundstück bleiben dabei immer in privatem Besitz. Die Kommune wird daher voraussichtlich nicht Eigentümer aller semizentralen Anlagen sein. Vor Anwendung des Anschluss- und Benutzungszwangs müssen daher die privaten Anlagen in öffentliche Einrichtungen umgewidmet werden. Das Vorhandensein einer öffentlichen Einrichtung im Sinne der Gemeindeordnung ist für den Anschluss- und Benutzungszwang die Voraussetzung. Dies kann nur unter Einwilligung des Eigentümers erfolgen. (Hanke 2016)

## 5.2 Produkte von NASS

In Deutschland stellt die fehlende rechtliche Einordnung der Produkte von NASS ein wesentliches Hindernis für die zielgerichtete Umsetzung von NASS dar (Londong 2013). Die rechtlichen Problematiken werden ausführlich von Schulz (2018, 2019) und Hanke (2016) diskutiert.

Damit die Produkte von NASS als Dünger verwendet werden können, müssen die Ausgangsstoffe wie menschliche Fäkalien, Schwarzwasser, Braunwasser, Urin und Gelbwasser als zulässiger Ausgangsstoff in Anhang 2 Tabelle 7 DüMV deklariert werden. Im Bereich der Verwertung von Fäkalien aus Trockentoiletten wurde erstmals mit der DIN SPEC 91421 (2020) ein Regelwerk mit konkreten Qualitätsanforderungen für Düngemittel aus menschlichen Fäkalien erstellt.

Im Jahr 2022 wurde eine Sondergenehmigung in der EU (Österreich) für die Zulassung von Dünger aus Urin, welcher mittels des Vuna-Verfahrens gewonnen wird, erteilt.

### 5.3 Anschluss- und Benutzungszwang

Auf kommunaler Ebene spielen die Entwässerungssatzungen eine zentrale Rolle. Sie regeln „auf öffentlich-rechtlicher Ebene das Verhältnis zwischen der abwasserbeseitigungspflichtigen Körperschaft und den Nutzern der öffentlichen Anlagen“ (DWA-M 143-18 2015). Ein zentraler Punkt ist der Anschluss- und Benutzungszwang. Dieser verpflichtet Personen zum Anschluss an die öffentliche Wasserleitung und Kanalisation, deren Benutzung und regelt somit die Abführung von Schmutzwasser. Der Abwasseranfall auf einem Grundstück verpflichtet den Grundstückseigentümer zum Anschluss an die öffentliche Abwasserinfrastruktur. Grundlage hierfür ist der § 9 Gemeindeordnung NRW (GO NRW), der den Gemeinden durch Erlass einer Satzung die Möglichkeit sowohl zum Anschluss- und Benutzungszwang als auch zu Ausnahmen von diesem gibt. Begründet wird dieser mit den Belangen der Volksgesundheit, des Umweltschutzes und der Daseinsvorsorge (Schulz 2019).

Problematisch sind an dieser Stelle die fehlenden Begrifflichkeiten wie Grau- und Schwarzwasser, Regelungen für getrennte Leitungen und Unterdruckleitungen. Es gibt keine Differenzierung der einzelnen Teilströme, da der Rechtsrahmen im Zusammenhang mit einem zentralen Ver- und Entsorgungssystem entstanden ist (Hanke 2016). Mit dem Begriff Abwasser fallen die Abwasserströme bisher unter den Anschluss- und Benutzungszwang und die Abwasserbeseitigungspflicht. Bei einer Definition der Teilströme als Nicht-Abwasser können andere Entsorgungswege eingeschlagen werden (Schulz 2018).

Die Satzungen müssen durch Regeln wie Dichtheitsanforderungen, Einleitungsbeschränkungen und Benutzungsbedingungen für bspw. Unterdruckleitungen ergänzt werden (DWA-M 143-18 2015). Zusätzlich müssen die Regeln zum Bau, die Zugehörigkeit (privat oder öffentlich), der Betrieb und die Wartung der Hausanschlusssteile sowie der Anschluss- und Benutzungszwang für jeweils Grau- und Schwarzwasser geregelt werden (Maier 2019). Bis diese Rahmenbedingungen erfüllt sind, kann dies vorerst über Verträge mit den Anwohnern gelöst werden, welche technische Regeln für das Entwässerungssystem enthalten (Schulz 2019). Für die fehlenden Begrifflichkeiten wie Grau- und Schwarzwasser kann auf DWA-A 272 (2014) verwiesen werden. Die in der GO NRW zugelassenen Ausnahmen sind bspw. möglich, wenn der Anschluss- und Benutzungszwang eine unzumutbare Härte aufweist. Diese können durch technische Anlagen wie neue Rohrleitungen, Unterdrucktoiletten etc. entstehen. Das OVG NRW (15 A 1738/03) hält eine finanzielle Belastung von bis zu 25 000 € für zumutbar. Andere Ausnahmen finden sich in § 10 Abs. 1 Satz 1 des Hamburger Abwassergesetzes (HmbAbwG): „[Der] Befreiungstatbestand vom Anschluss- und Benutzungszwang, wenn eine anderweitige

ordnungsgemäße Entsorgung des Abwassers durch die Stadtentwässerung sichergestellt ist“ (Schulz 2019). Dadurch besteht die Möglichkeit der Erprobung neuer Technologien, solange das neue Entsorgungssystem von der Hamburger Stadtentwässerung durchgeführt wird (Schulz 2019).

Im Rahmen des BMBF-Projekts NOLA (Neuorganisation ländlicher Abwasserentsorgung, 2016 bis 2018, Förderkennzeichen: 033L169A) entstand eine Formulierungshilfe mit konkreten Vorschlägen für die Änderung der Entwässerungssatzung als Voraussetzung von NASS (siehe Tabelle 5.1). Dort wird darauf hingewiesen, dass die Gebühren- bzw. Beitragssatzung direkt der Entwässerungssatzung angepasst werden soll. Eine Übersicht über die Formulierungshilfen ist in Tabelle 5.1 dargestellt. Weitere Hinweise über die Formulierungshilfen hinaus finden sich in DWA-M 143-18 (2015).

Tabelle 5.1: Formulierungshilfen für Satzungen aus dem Projekt NOLA (Maier, 2019)

Thema	Formulierungsvorschlag
<b>Trennung der Stoffströme</b>	„Abwasserteilströme sind zu trennen.“
	„Die unterschiedlichen Abwasserteilströme Grau- und Schwarzwasser sind dem Abwasserentsorger getrennt zu übergeben.“
	„Der Grundstückseigentümer muss der getrennten Erfassung zustimmen.“
	„Der Grundstückseigentümer muss Einrichtungen, die der Stoffstromtrennung dienen, auf seinem Privatgrundstück zulassen.“
<b>Definition der technischen Komponenten</b>	„Unterdruckentwässerungsnetze sind zusammenhängende Leitungsnetze, in denen der Transport von Abwasser einer Mehrzahl von Grundstücken durch von einer Unterdruckstation erzeugten Unterdruck erfolgt.“
<b>Abgrenzung von privater und öffentlicher Abwasseranlage</b>	„Bei Unterdruckentwässerungssystemen wird der Grundstücksanschluss mit einem Hausanschlussschacht mit integriertem Sammelraum und Absaugventil als Bestandteil der öffentlichen Entwässerungseinrichtung gesehen.“
	„Die Hausanschlussschächte einschließlich der Ventileinrichtungen und Steuerungen sind regelmäßig technisch notwendige Bestandteile des jeweiligen Gesamtnetzes, sie sind jedoch Bestandteil der Hausanschlussleitung, die nicht zur öffentlichen Abwasseranlage gehört.“
<b>Errichtung und Betrieb von Anlagen</b>	„Wird das Schmutzwasser von einem Grundstück in ein Unterdruckentwässerungssystem eingeleitet, hat der Grundstückseigentümer die Herstellung der zum Sammeln und Abfordern des Schmutzwassers dienenden Einrichtungen auf seinem Grundstück zu dulden; gleiches gilt für den Betrieb und den Unterhalt sowie für erforderlich werdende Instandsetzungs-, Änderungs- und Erneuerungsarbeiten. (...)“ (DWA-A 116-1 2005)
	„Für Unterhaltungsmaßnahmen an Grundstücksanschlüssen im öffentlichen Verkehrsraum, die durch den Grundstückseigentümer verursacht sind, hat dieser die Kosten zu tragen. Für Verstopfungen des Anschlusskanals trägt der Grundstückseigentümer die Kosten, wenn die Reinigung durch sein Verschulden erforderlich geworden ist.“

## 5.4 Einfluss auf bestehende Infrastruktur

Ressourcenorientierte Sanitärsysteme verändern die Schmutzwassermengen und -zusammensetzung und beeinflussen bestehende Abwasserinfrastrukturen (Kanalnetz, Kläranlage). Um den Einfluss zu quantifizieren, wurde eine Simulationsstudie mit einem Modell der Kläranlage Wesel durchgeführt.

### 5.4.1 Methodik

Die Kläranlage Wesel wurde 1960 errichtet und 1980 auf 98 000 E ausgebaut. Die Umstellung auf eine weitgehende Nährstoffelimination erfolgte in den 1990er Jahren. Das Abwasser durchläuft eine mechanische Reinigung (Rechen, belüfteter Sandfang, Vorklärung). Ein Vorklärbecken wurde auf biologische Phosphorelimination umgerüstet, indem der Rücklaufschlamm aus der Nachklärung eingeleitet wird. Der Ablauf des anaeroben Mischbeckens (Bio-P-Becken) wird über ein Zwischenpumpwerk angehoben. Über ein Gerinne wird der Belebtschlammstrom auf zwei parallele Belebungsbecken aufgeteilt. Jede Belebungsbeckenstraße ist mit einer vorgeschalteten Denitrifikation und zwei Nitrifikationsbecken ausgestattet. Aus beiden Nitrifikationsbecken wird in das Denitrifikationsbecken rezirkuliert. Die Belüftung wird intermittierend betrieben. Als Leitparameter dienen hier  $\text{NH}_4\text{-N}$ - und  $\text{NO}_3\text{-N}$ -Onlinesonden. Der Ablauf der Belebung wird über eine Querrinne auf fünf Nachklärbecken aufgeteilt. Der Rücklaufschlamm wird im freien Gefälle in das anaerobe Mischbecken zurückgeführt. Ein Teilstrom wird als Überschussschlamm über einen Bandeindicker entwässert und zusammen mit dem Primärschlamm aus der Vorklärung in den Faulbehälter gepumpt. Der ausgefaule Schlamm wird in einem Nacheindicker (ehemaliger Faulbehälter) gespeichert. Der Nacheindicker dient ausschließlich als Speicher und Vorlage für die Zentrifugen. Das Trübwasser gelangt in den Zulauf der Vorklärung. Das bei der anaeroben Schlammstabilisierung produzierte Klärgas wird in zwei BHKW energetisch verwertet. Bei Bedarf kann Wärme durch Erdgaszugabe in einem Kessel oder über die BHKW erzeugt werden.

Im Rahmen der Simulationsstudie wurde das Activated Sludge Model 3 (ASM3) mit der Bio-P-Modellerweiterung der EAWAG (ASM3bioP) eingesetzt (Rieger et al. 2001). Zudem wurde ein Parametersatz eingesetzt, welcher auf schweizerisches kommunales Abwasser kalibriert wurde und zusätzlich den Anforderungen des DWA-Arbeitsblattes DWA-A 131 (2016) entspricht (Alex et al. 2015; Koch et al. 2000). Hierdurch wird eine vollständige Konsistenz zwischen einer Bemessung nach DWA-A131 (2016) und einer Simulation mit dem ASM3-Modell hergestellt (Alex et al. 2015).

Das gesamte zufließende Schmutzwasser der Kläranlage Wesel wird in vier separate Zuläufe (Grauwasser (GW), Gelbwasser (Urin), Braunwasser (BrW) und Fremdwasser (FW) + Industrie (I)) eingeteilt. Der Anteil der einzelnen Schmutzwasserteilströme ergibt sich aus den

angeschlossenen Einwohnern und den einwohnerspezifischen Frachten der häuslichen Schmutzwasserteilströme. Die Charakterisierung der einzelnen Schmutzwasserteilströme erfolgt nach ATV-DVWK-A 198 (2003), Morandi und Steinmetz (2019) sowie WSWU (2015; Tabelle 5.2).

**Tabelle 5.2: Einwohnerspezifische Mengen und Frachten der einzelnen Schmutzwasserteilströme nach ATV-DVWK-A 198 (2003), Morandi und Steinmetz (2019) und WSWU (2015)**

Parameter	Einheit	Schmutzwasser	Schwarzwasser		Grauwasser
			Braunwasser	Urin	
<b>Q</b>	L/(E·d)	121,0	31,2	1,4	88,0
<b>CSB</b>	g/(E·d)	120,0	61,7	10,3	48,0
<b>N</b>	g/(E·d)	11,0	1,1	7,7	2,2
<b>P</b>	g/(E·d)	1,8	0,5	1,1	0,2

Der Zulauf (mittlerer Trockenwetterabfluss aus dem Jahr 2015) abzüglich der häuslichen Schmutzwasserteilströme ergibt den Anteil aus industriellem Schmutzwasser und Fremdwasser. Für jeden einzelnen Schmutzwasserteilstrom werden eigene Konzentrationen und Frachten für CSB, N und P sowie Volumenströme bestimmt (Tabelle 5.3). Die modelltechnische Umsetzung ist in Abbildung 5.1 dargestellt. Die Differenz zu den mittleren Zulaufmengen und Frachten der Kläranlage Wesel für das Jahr 2015 ergibt die Mengen und Frachten aus Fremdwasser sowie Industrie.

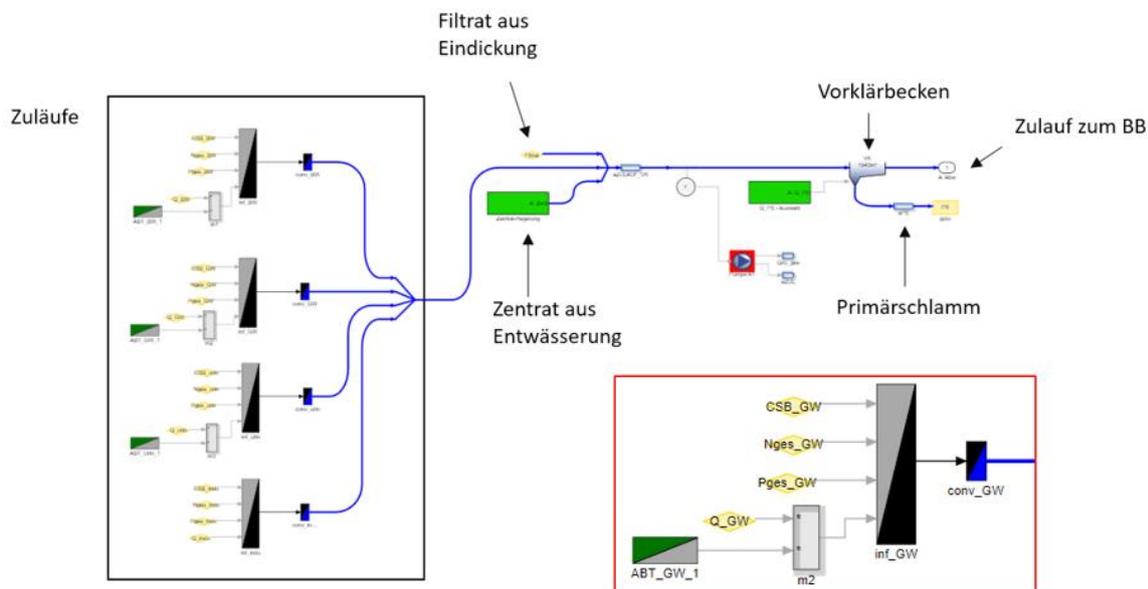
**Tabelle 5.3: Aufteilung des Zulaufs der Kläranlage Wesel auf die einzelnen Schmutzwasserteilströme**

Parameter	Einheit	Zulauf KA	I + FW	SW	BrW	Urin	GW	Summe
<b>Q</b>	m <sup>3</sup> /d	12 161	3 793	8 368	2 158	97	6 086	12 133
<b>CSB</b>	mg/L	826	459	992	1 978	7 357	545	827
<b>N</b>	mg/L	82	62	91	35	5 500	25	82
<b>P</b>	mg/L	12	5	15	16	786	2	12
<b>CSB</b>	kg/d	10 039	1 739	8 299	4 267	712	3 320	10 039
<b>N</b>	kg/d	997	237	761	76	533	152	997
<b>P</b>	kg/d	143	19	124	35	76	14	143

Etwa 31 % des Gesamtzuflusses und 13 bis 24 % der Zulaufmengen bleiben über alle Szenarien aufgrund des unveränderten industriellen Schmutzwasserzuflusses konstant (Tabelle 5.4).

**Tabelle 5.4:** Anteil der Mengen und Frachten des Fremdwassers und industriellen Schmutzwassers am Gesamtzufluss

Parameter	Zulauf KA	I + FW	Anteil
Q	12 161 m <sup>3</sup> /d	3 793 m <sup>3</sup> /d	31 %
CSB	10 039 kg/d	1 739 kg/d	17 %
N	997 kg/d	237 kg/d	24 %
P	143 kg/d	19 kg/d	13 %



**Abbildung 5.1** Darstellung der Stoffstromtrennung im Modell

Die Abtrennung der einzelnen Schmutzwasserteilströme erfolgt in 5-%-Schritten. Dabei wird die Abtrennung jedes Teilstroms isoliert betrachtet. Der industrielle Zufluss und Fremdwasser werden als konstant angenommen. Für jede Simulation wird das System über 100 Tage dynamisch eingefahren. Anschließend erfolgt die eigentliche Simulation mit einer Dauer von 365 Tagen. Jeder Simulationslauf wird in einer separaten Excel-Datei abgespeichert, und es wird automatisch ein erneuter Simulationslauf gestartet. Als relevante Betriebsparameter werden der Belüftungsbedarf, die Biogas- bzw. Methanproduktion, der Fällmittelbedarf und die Gewässeremissionen (CSB, N, P) untersucht.

In Anlehnung an die HSG-Sim-Methode (Langergraber et al. 2008) werden typische Tagesgänge für alle Teilstrome bestimmt. Dafür wird eine Ganglinie für die Kläranlage nach HSG-

Ansatz ermittelt (Abbildung 5.2, rechts). Aus den internen Kalkulationen der Methode kann der typische Tagesgang für Urin übernommen werden. Für die Verläufe der Tagesgänge der anderen Schmutzwasserteilströme wird der Verlauf des Tagesgangs ( $Q_d$ ) ohne Fremdwasser und Urin angenommen. Der konstante Fremdwasserzufluss wird auf 25 % des Gesamtzuflusses geschätzt. Der Verlauf des industriellen Anteils orientiert sich an dem typischen Tagesgang ( $Q_d$ ). Die Konzentrationen für den Teilstrom Fremdwasser + Industrie ergeben sich aus den Gesamtfrachten abzüglich der einwohnerspezifischen Frachten. Für jeden Schmutzwasserteilstrom werden damit ein typischer Tagesgang und typische Tagesfrachten bzw. -konzentrationen ermittelt. Die überlagerten Abflussmengen stimmen gut mit der HSG-Ausgangssituation überein (Abbildung 5.2). Es muss berücksichtigt werden, dass sich durch die Überlagerung der neuen Tagesgänge geringfügig andere Konzentrationsverläufe als bei der HSG-Sim-Methode ergeben.

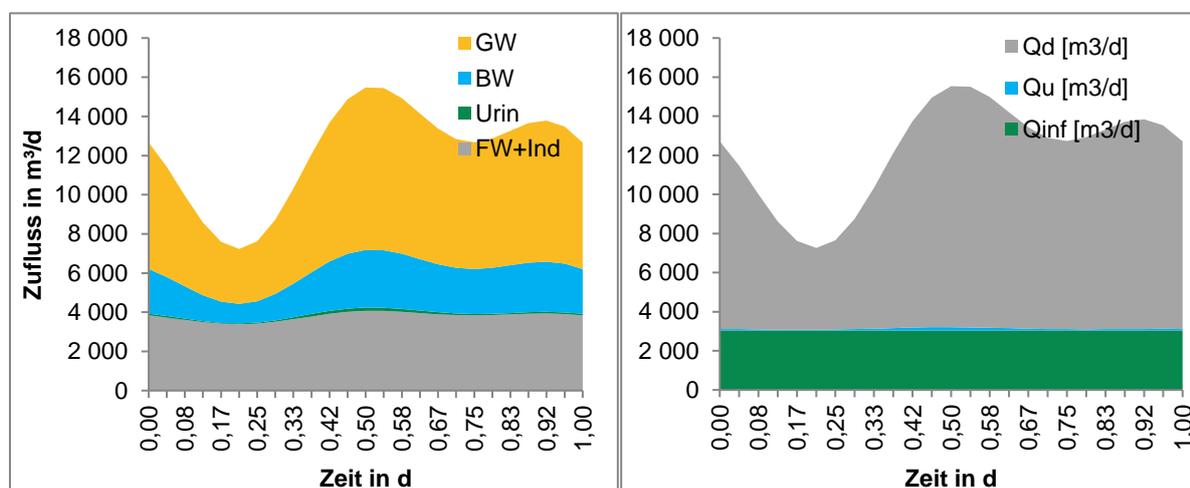
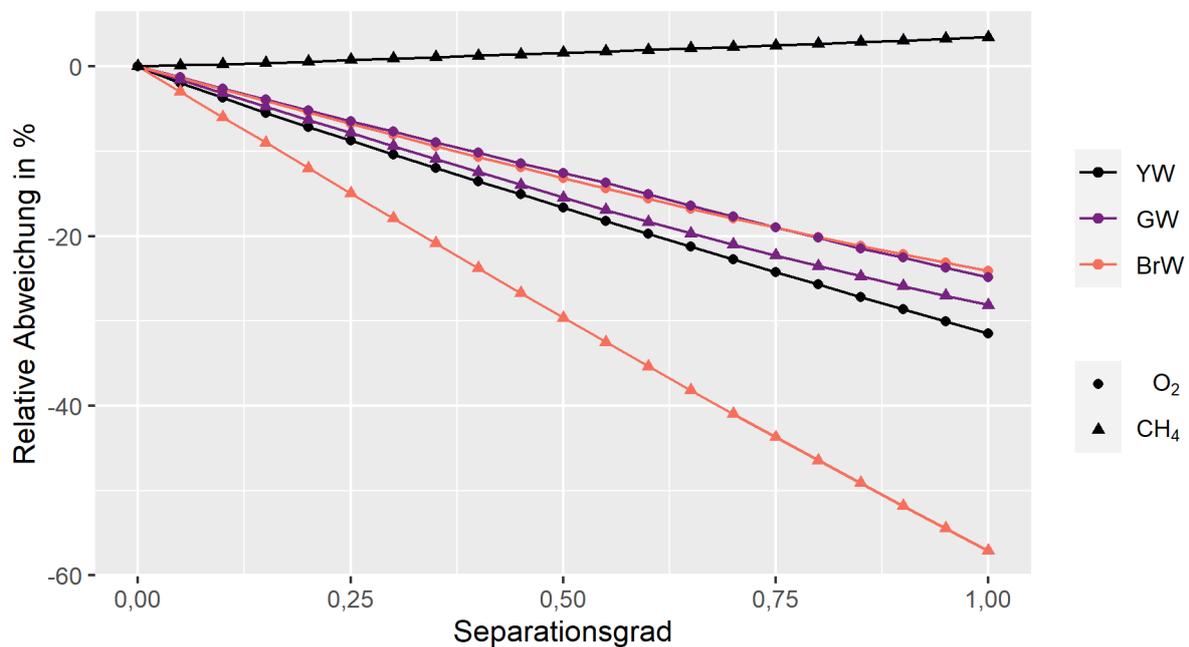


Abbildung 5.2: Tagesgang der einzelnen Schmutzwasserteilströme (links) und der Zulauf nach HSG-Sim-Methode (rechts)

### 5.4.2 Ergebnisse

Zwischen den Separationsgraden und dem Belüftungsbedarf bzw. der Biogasproduktion herrscht ein linearer Zusammenhang. Die Urinseparation reduziert den Belüftungsbedarf (-31 %) und erhöht geringfügig die Biogasproduktion (+3 %). Dies kann an dem geringeren Kohlenstoffbedarf für die Denitrifikation liegen, wodurch mehr CSB für die Biogasproduktion zur Verfügung steht. Bei einer Grauwasserseparation nimmt die Biogasproduktion etwas stärker ab als der Belüftungsbedarf (-28 % gegenüber -25 %). Deutliche Unterschiede in der Abnahme zeigen sich bei der Braunwasserseparation. Die Biogasproduktion nimmt bei einer vollständigen Separation um bis zu 57 % ab, wohingegen der Belüftungsbedarf um 24 % reduziert wird. Braunwasser hat einen hohen Anteil an partikulärem CSB, welcher zu einem Großteil von der Vorklärung direkt in die Faulstufe gelangt. Dadurch sinkt die Faulgasproduktion stärker

als der Belüftungsbedarf. Die Ab- bzw. Zunahme der Biogasproduktion und des Belüftungsbedarfs weist einen linearen Verlauf über die Separationsgrade auf (Abbildung 5.3).



**Abbildung 5.3:** Relative Abweichung des Belüftungsbedarfs und der Methanproduktion vom Status Quo in Abhängigkeit vom Separationsgrad

Die Urinseparation wirkt sich positiv auf alle Ablaufwerte aus und reduziert diese teilweise erheblich (Phosphor: -85 %). Zudem kann bei einer 20%igen Separation vollständig auf die Zugabe von Fällmitteln verzichtet werden (Abbildung 5.5). Im Bereich von 0 % bis 50 % werden die Phosphoremissionen um 76 % reduziert und bei einer Abtrennung von 50 % bis 100 % um weitere 9 %. Die CSB-Emissionen verändern sich nur geringfügig (-8 %). Die Emissionen des Gesamtstickstoffs werden nahezu linear um bis zu 74 % reduziert.

Die Abtrennung von Grau- bzw. Braunwasser führt zu einer Erhöhung der Stickstofffrachten (+49 % bzw. +72 %, Abbildung 5.4). Diese nehmen ab einer 50%igen Separation stärker zu (+40 % bzw. +58 %) als bei einer Separation bis 50 % (+9 % bzw. +14 %). Dies ist auf den Kohlenstoffmangel während der Denitrifikation zurückzuführen. Die Phosphoremissionen reduzieren sich linear um 48 % bzw. 16 %. Die CSB-Gewässeremissionen werden bei einer Grauwasserseparation um bis zu 54 % und bei der Braunwasserseparation um bis zu 5 % reduziert.

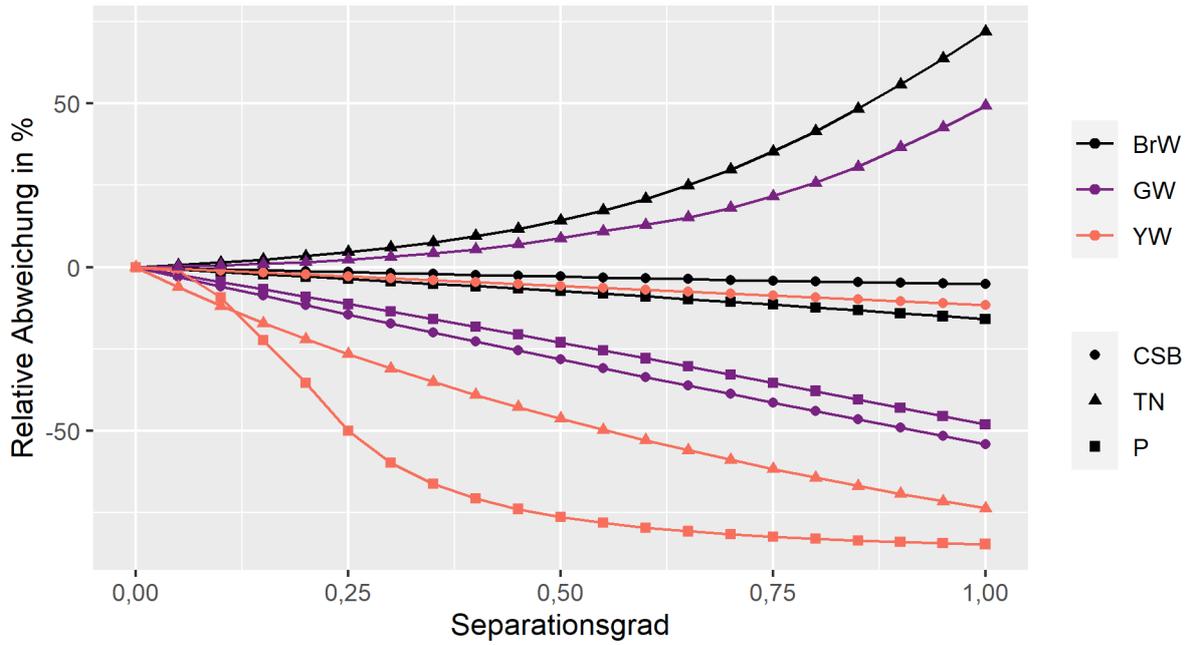


Abbildung 5.4: Relative Abweichung der Gewässeremissionen vom Status Quo in Abhängigkeit vom Separationsgrad

Durch die Grau- und Braunwasserseparation erhöhen sich aufgrund des geringeren Volumenstroms die Zulaufkonzentrationen. Dies führt zu einem um 352 % bzw. 199 % erhöhten Fällmittelbedarf (Abbildung 5.5).

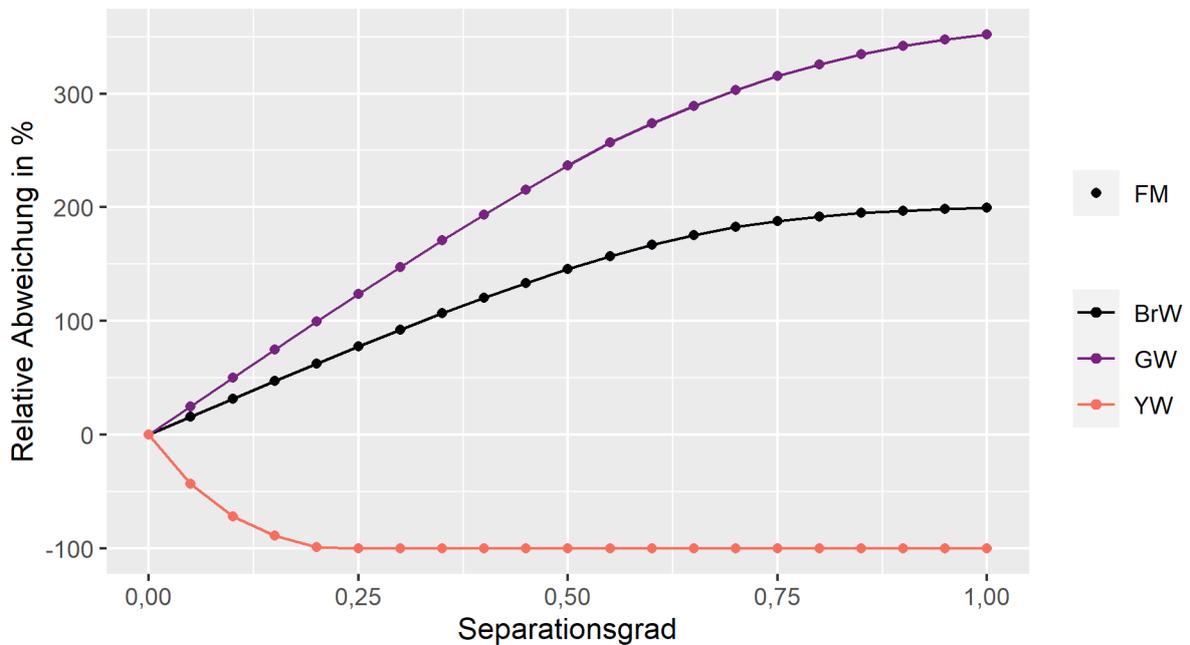


Abbildung 5.5: Relative Abweichung des Fällmittelbedarfs vom Status Quo in Abhängigkeit vom Separationsgrad

Die Abtrennung der einzelnen Abwasserteilströme wirkt sich auf die mittleren Ablaufkonzentrationen aus und kann zu einer Überschreitung der Überwachungswerte der Abwasserordnung (AbwV) führen. Die CSB-Konzentrationen verändern sich mit +5,4 mg/L für die Braunwasserseparation, -2,7 mg/L für die Grauwasserseparation und -3,8 mg/L für die Urinseparation geringfügig (Abbildung 5.6). Ähnliches gilt für die Ammoniumkonzentrationen, welche bei der Grauwasserseparation um 0,01 mg/L reduziert und bei der Urinseparation um 0,03 mg/L erhöht werden (Abbildung 5.7). Für Braunwasser bleiben sie nahezu konstant. Die CSB- und Ammoniumkonzentrationen bleiben deutlich unter den Überwachungswerten.

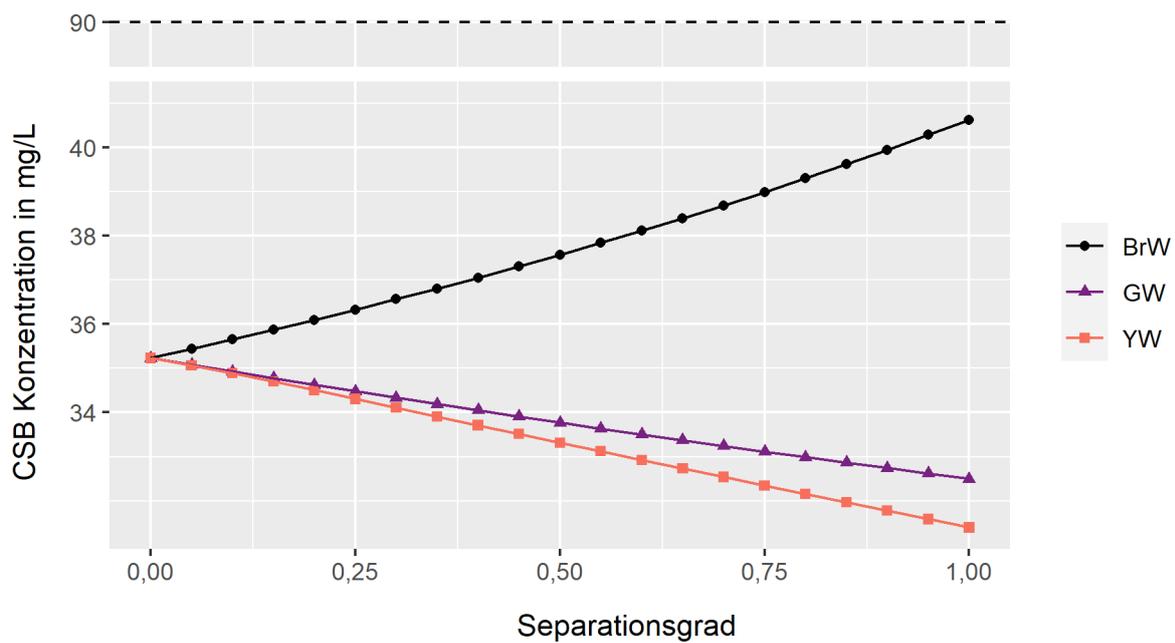
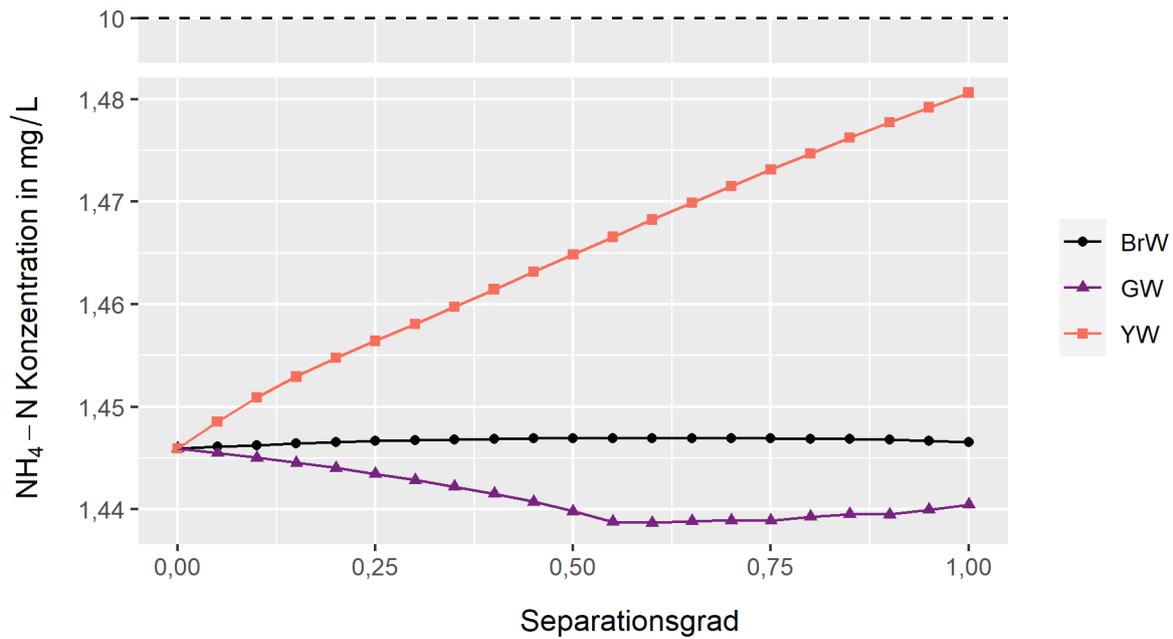
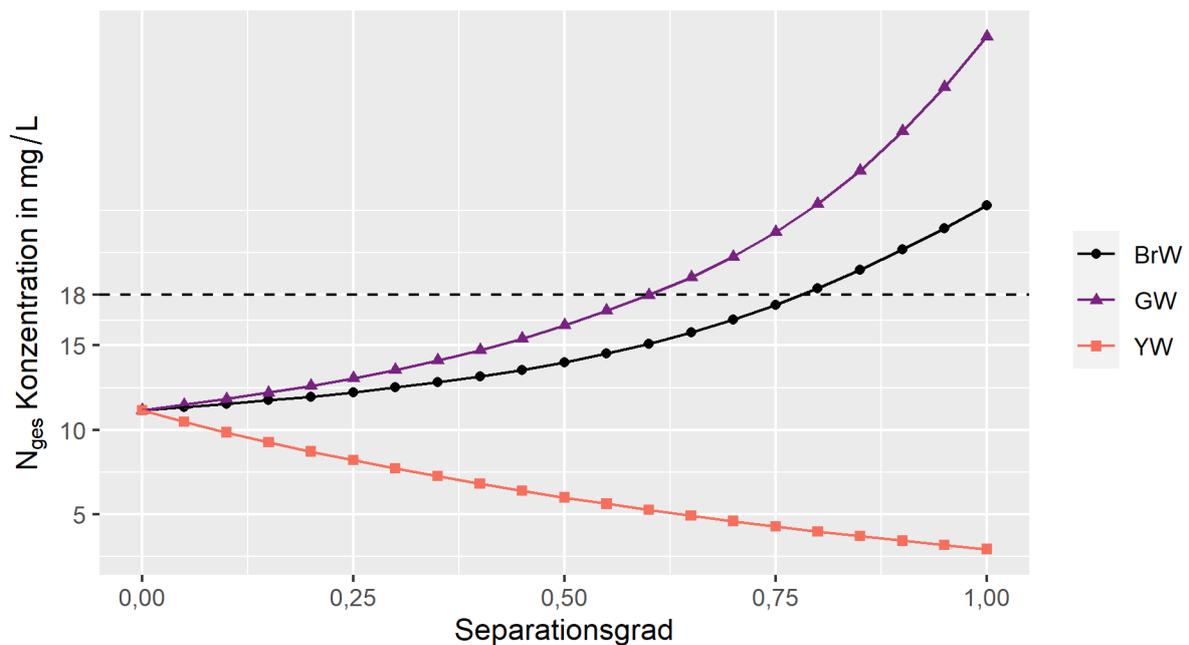


Abbildung 5.6: CSB-Ablaufkonzentrationen im Vergleich zum Überwachungswert nach AbwV (gestrichelte Linie)



**Abbildung 5.7: Ammonium-Ablaufkonzentrationen im Vergleich zum Überwachungswert nach AbwV (gestrichelte Linie)**

Die Gesamtstickstoffkonzentrationen nehmen bei der Grauwasser- und Braunwasserseparation deutlich um bis zu 22,1 mg/L bzw. 12,1 mg/L zu. Bei der Grauwasserseparation erreichen diese nahezu die Überwachungswerte. Der Anstieg der Konzentrationen nimmt ab einer 50%igen Separation zu. Die Urinseparation wirkt sich auf die Konzentrationen mit einer nahezu linearen Reduktion um bis zu 8,2 mg/L aus. Die Überwachungswerte werden von den mittleren Ablaufkonzentrationen der Kläranlage bei einer Grau- und Braunwasserseparation ab 60 % bzw. 80 % Separationsgrad überschritten (Abbildung 5.8).



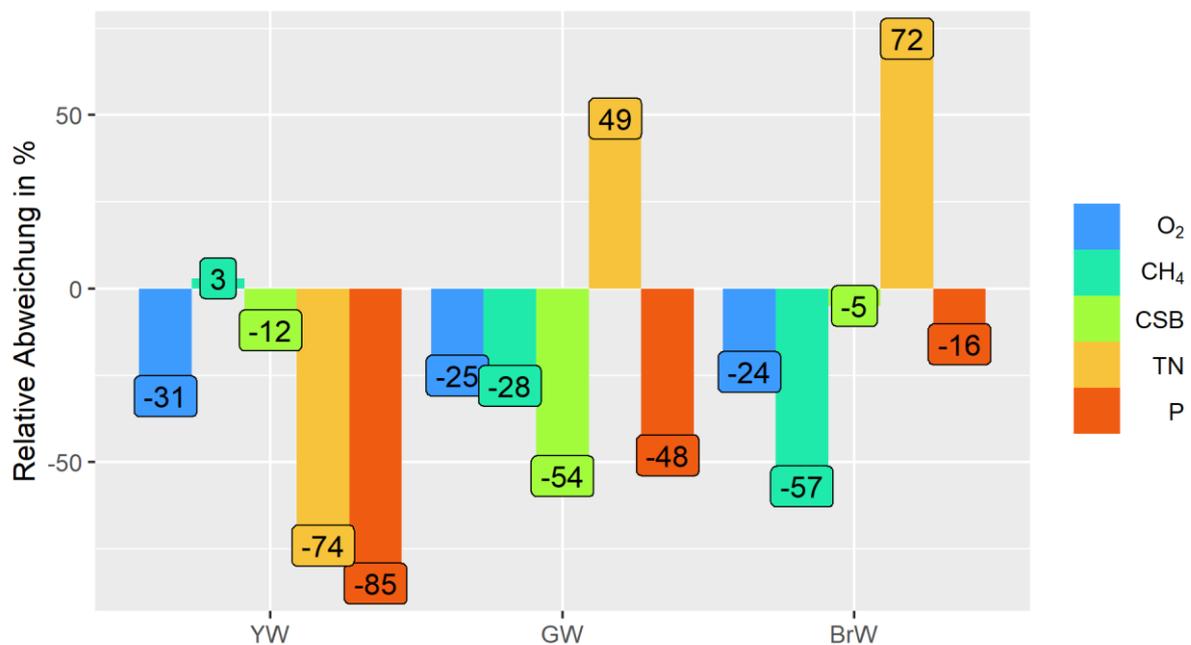
**Abbildung 5.8:** Gesamtstickstoff-Ablaufkonzentrationen im Vergleich zum Überwachungswert nach AbwV (gestrichelte Linie)

In der Übersicht (Abbildung 5.9) zeigt sich, dass die Urinseparation hinsichtlich aller ausgewerteten Parameter positive Auswirkungen hat. Die Gewässeremissionen und der Belüftungsbedarf werden reduziert, wohingegen der Biogasanfall (= Energieproduktion) relativ konstant bleibt. Insbesondere eine geringe Separation von bis zu 25 % wirkt sich überproportional positiv auf die Phosphoremissionen und den Fällmittelbedarf aus (Abbildung 5.5).

Die Abtrennung von Grau- und Braunwasser führt ab ca. 50 % Separation zu betrieblichen Problemen, was durch die erhöhten Stickstoffemissionen und einen überproportionalen Anstieg der Gesamtstickstoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage deutlich wird. Die Denitrifikation ist aufgrund von Kohlenstoffmangel eingeschränkt. Bei hohen Separationsgraden können zudem die Überwachungswerte für Gesamtstickstoff überschritten werden. Mögliche Gegenmaßnahmen können eine Kohlenstoffdosierung auf der Kläranlage oder eine Separation von Urin im Einzugsgebiet sein.

Bei der Braunwasserseparation nimmt die Biogasproduktion stärker ab (-57 %) als der Belüftungsbedarf (-24 %), wodurch sich die Braunwasserseparation insgesamt negativ auf die Energiebilanz der Kläranlage auswirkt. Für die Grauwasserseparation ist das Verhältnis ausgeglichener (-28 % Biogasproduktion gegenüber -25 % Belüftungsbedarf). Die Auswirkungen auf die Energiebilanz hängen u. a. von den Wirkungsgraden der technischen Infrastruktur, wie z. B. der Gebläse, der Belüftungselemente und des BHKW, ab. Zudem reduziert sich der Energiebedarf der Pumpen aufgrund der geringeren Schmutzwassermenge, was sich positiv auf

alle betrachteten Teilstromseparationen auswirkt, an dieser Stelle allerdings nicht berücksichtigt wurde.



**Abbildung 5.9:** Relative Abweichung der ausgewerteten Parameter bei einer vollständigen Separation einzelner Schmutzwasserteilströme

Bei allen Ergebnissen ist zu berücksichtigen, dass in allen betrachteten Szenarien industrielles Schmutzwasser und Fremdwasser unverändert zur Kläranlage fließen. Der relative Anteil der Mengen und Frachten nimmt damit über die einzelnen Separationsszenarien zu, sodass die Frachten und Mengen aus Fremdwasser und industriellem Schmutzwasser den Betrieb stärker beeinflusst als im Ausgangszustand. Die Ergebnisse sind zudem aufgrund unterschiedlicher Rahmenbedingungen (Abwasserzusammensetzung, Betriebsweise etc.) nicht unmittelbar auf andere Kläranlagen übertragbar. Trotzdem vermitteln die Ergebnisse einen guten Eindruck über die Auswirkungen einer Stoffstromtrennung.

## II. Bewertung

## 6 Systemisch-sektorale Bewertung

*J. Kleckers, J. Haberkamp*

Die Hauptaufgaben und Dienstleistungen der Siedlungswasserwirtschaft werden durch die Bereitstellung von verschiedenen Infrastrukturen sichergestellt. Die Bereitstellung erfordert einen Ressourceneinsatz, welcher sich aus Energie, natürlichen Ressourcen sowie finanziellen (und personellen) Mitteln bzw. anthropogenen Ressourcen zusammensetzt. Für eine zukunftsfähige und nachhaltige Siedlungswasserwirtschaft müssen die Dienstleistungen mit den Belangen des Ressourcenschutzes in Einklang gebracht werden (Schaum 2016). Die effiziente Nutzung von Ressourcen bekommt einen immer höheren Stellenwert (vgl. DWA 2021).

Für die Steigerung der Ressourceneffizienz von Stadtquartieren müssen die Dienstleistungen im siedlungswasserwirtschaftlichen Kontext mit allen relevanten Prozessen und (Teil-)Systemen zunächst dargestellt und bewertet werden. Durch die Bewertung dieser Prozesse können Systeme, Technologien und Technologiekombinationen sowie deren Umweltauswirkungen anhand ausgewählter Indikatoren quantifiziert werden. Die Quantifizierung erlaubt die Identifikation von Optimierungspotentialen, sodass eine fundierte Basis für eine strategische Vorplanung und Entscheidungsfindung hinsichtlich unterschiedlicher Sanitärsysteme getroffen werden kann. Der Fokus liegt dabei auf der Nutzung der Ressource Abwasser durch ressourcenorientierte Sanitärsysteme (NASS).

Um zukünftige Bewertungen zu vereinfachen, werden exemplarisch 21 Szenarien erstellt und umfassend ausgewertet. Die Szenarien dienen als Vorlage für die Bewertung weiterer Quartiere und werden auf Anfrage bereitgestellt.

### 6.1 Methodik

Der Vergleich und die Bewertung von ressourcenorientierten und konventionellen Sanitärsystemen können mittels Stoffstromanalyse/Materialflussanalyse (MFA), Ökobilanzierung (LCA), Lebenszykluskosten (LCC) und multikriterieller Bewertung (MCDA) erfolgen (Schütze et al. 2019). Beispiele für MCDA finden sich in DWA-A 272 (2014) und Sartorius et al. (2017). Umfangreiche LCA wurden von Kjerstadius et al. (2016) und Remy (2010) durchgeführt.

Die meisten Untersuchungen beschränken sich auf eigenständige zentrale oder dezentrale Abwassersysteme. NASS können aber bereits auf Gebäudeebene sinnvoll integriert werden und müssen nicht vollständig in allen Gebäuden eines Quartiers implementiert werden. Bei einer sukzessiven Umsetzung im Bestand entsteht eine Koexistenz aus zentraler und dezentraler Infrastruktur. Beispielsweise kann Grauwasserrecycling innerhalb eines Quartiers in

einzelnen Gebäuden umgesetzt werden und das übrige Schwarzwasser bzw. Schmutzwasser weiter zur Kläranlage geleitet und dort behandelt werden.

Mit der Software SAMPSONS2 (Schütze et al. 2019) besteht die Möglichkeit, innerhalb einer Softwareumgebung vereinfachte MFA, LCA und LCC durchzuführen. Das innerhalb der Software bereitgestellte Technologieportfolio erlaubt die Zusammenstellung einer Vielzahl von Szenarien. Die für die einzelnen Technologien hinterlegten Daten, wie beispielsweise der Materialeinsatz und Energiebedarf, ermöglichen eine Nachhaltigkeitsbewertung. Die Wirkungen der einzelnen Technologien werden für das gesamte System aggregiert (Zinati et al. 2021). Zudem können mit der Software SIMBA# (ifak e. V.) weitere Technologieblöcke für SAMPSONS2 erstellt werden.

Die Massenbilanzierung erfolgt in SAMPSONS2 im Wesentlichen für CSB, Stickstoff (N), Phosphor (P), Durchfluss (Q), Trockensubstanz (TS), organische Trockensubstanz (oTS) und Spurenstoffe, wie z. B. Diclofenac. Zusätzlich werden weitere In- und Outputströme, wie Energie und das Treibhausgaspotential, bilanziert. Spurenstoffe werden in dieser Studie nicht weiter betrachtet.

Das Vorgehen orientiert sich an dem Aufbau und Inhalt einer Ökobilanz nach DIN EN ISO 14040 (2021). Zunächst werden die Funktion des Systems, die funktionelle Einheit und die Systemgrenzen festgelegt. Die Sachbilanz und Wirkungsabschätzung erfolgen mittels SAMPSONS2.

### 6.1.1 Funktionelle Einheit

Die Hauptaufgaben und damit primären Funktionen von Abwasserinfrastrukturen sind die sichere Sammlung, Ableitung, Behandlung und Entsorgung von Abwasser. In Anlehnung an Kjerstadius et al. (2016) und Remy (2010) werden als funktionelle Einheit der Anfall, der Transport und die Behandlung der einwohnerspezifischen Abwassermengen und -frachten innerhalb eines Jahres betrachtet. Die Behandlung und Entsorgung des stabilisierten Schlammes (Monoverbrennung, Landwirtschaft etc.) werden nicht berücksichtigt. Ähnliche funktionelle Einheiten wurden auch von Hillenbrand (2009) und Thibodeau et al. (2014) verwendet. Die Behandlung von Bioabfällen in Abwasserbehandlungsanlagen ist in Deutschland unüblich und wird im Gegensatz zu Kjerstadius et al. (2016), Remy (2010) und Thibodeau et al. (2014) nicht berücksichtigt. Im Folgenden wird die funktionale Einheit mit „E“ für Einwohner bezeichnet.

### 6.1.2 Limitierung

Es wird eine begrenzte Auswahl an Indikatoren untersucht. Für eine ganzheitliche Bewertung fehlen beispielsweise sowohl ökologische (Versauerung), ökonomische (Betriebs- und Investitionskosten), soziale (Akzeptanz) als auch technische Aspekte (Flexibilität, Anpassungsfähigkeit). Die Bewertung der Umweltauswirkungen muss als vereinfacht angesehen werden.

Eine vollumfängliche Bewertung ist innerhalb von SAmPSONS2 nicht möglich. Zudem werden weitere relevante Stoffe, wie beispielsweise Mikroschadstoffe, nicht in der Auswertung berücksichtigt. Die Schlamm Entsorgung und die Transportwege von Dünger sind ebenfalls nicht Teil der Bewertung.

### 6.1.3 Indikatoren

Grundlage für die verwendeten Indikatoren sind bereits vorhandene Indikatorensammlungen für (Ab-)Wasserinfrastruktursysteme (vgl. DWA-A 272 2014; Sartorius et al. 2016). Die ausgewählten Indikatoren zeigen für jedes Szenario auf, in welchem Umfang Ressourcen aus Abwasser genutzt werden können (Ressourcenrückgewinnung von Stickstoff und Phosphor sowie Wiederverwendung von Wasser) und wie hoch die Gewässeremissionen (CSB, Stickstoff, Phosphor) und der Energiebedarf (thermisch, elektrisch) sind. Basis ist die Massenbilanzierung aus SAmPSONS2. Daher werden diese Indikatoren im Folgenden **Bilanzierungsgrößen** oder **Bilanzindikatoren** genannt. Die anschließende Bewertung erfolgt über die **Umweltindikatoren** Treibhausgaspotential (THG), Eutrophierungspotential (EP) und Primärenergiebedarf (PE). Dabei ist zu beachten, dass die Gewässeremissionen, die Ressourcenrückgewinnung und der Energiebedarf in die Berechnungen der Umweltindikatoren mit einfließen. Sie dienen der Transparenz und der Identifizierung von Schwachstellen sowie Optimierungspotentialen. Alle Indikatoren werden jeweils auf die funktionale Einheit bezogen. Auf eine Normierung der Indikatoren, wie bei Sartorius et al. (2016), wird verzichtet, um die Ergebnisse besser mit nationalen und internationalen Studien vergleichen zu können, welche die gleiche funktionale Einheit gewählt haben.

### 6.1.4 Umweltindikatoren

Die Bewertung der Umweltwirkungen ist durch die Software SAmPSONS2 auf das Treibhausgaspotential, den Primärenergiebedarf und das Eutrophierungspotential begrenzt. Die Treibhausgasemissionen werden als CO<sub>2</sub>-Äquivalente, basierend auf dem Treibhausgaspotential für 100 Jahre, kalkuliert (IPCC 2007). Der Primärenergiebedarf (oder kumulierte Energieaufwand, KEA) fasst alle Energieaufwendungen auf Basis fossiler Rohstoffe zusammen. Aufgrund der umfangreichen, mit dem KEA verbundenen Auswirkungen kann der Primärenergiebedarf auch als „Kurzökobilanz“ herangezogen werden (Duschl et al. 2003 nach VDI 4600 2012). Das Eutrophierungspotential quantifiziert den Eintrag von Nährstoffen durch Bau und Betrieb in Böden und Gewässern und wird in PO<sub>4</sub>-Äquivalenten angegeben. Da die Gewässeremissionen den Großteil des gesamten Eutrophierungspotentials ausmachen, kann dieses als aggregierter Indikator aller Gewässeremissionen betrachtet werden.

Die Umrechnung der eingesetzten Ressourcen (Strom, Chemikalien, Baumaterialien etc.) und der Umweltwirkungen erfolgen in SAmPSONS2 durch hinterlegte LCA-Midpoint-Daten. Näheres dazu findet sich in Schulz et al. (2021).

### 6.1.5 Bilanzindikatoren

Auf globaler Ebene sind die planetaren Grenzen für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Stickstoff und Phosphor bereits weit überschritten (Rockström et al. 2009; Steffen et al. 2015). Damit ist es aufgrund von Verknappung und übermäßigem Eintrag ein wesentliches Ziel, den Ressourceneinsatz von Phosphor und Stickstoff mittels Kreislaufführung zu reduzieren. Durch eine Rückgewinnung von Stickstoff und Phosphor können diese als Sekundärrohstoffe wieder genutzt werden.

In den nachfolgenden Formeln werden, soweit möglich, die in SAmPSONS2 ausgegebenen Bezeichnungen der Variablen verwendet.

#### 6.1.5.1 Ressourcenrückgewinnung Phosphor

Während die Reichweite vorhandener Phosphorreserven aufgrund großer Unsicherheiten mit 30 bis 300 Jahren angegeben wird, herrscht in der Fachwelt weitestgehend Einigkeit, dass die Qualität und Zugänglichkeit vorhandener Reserven weiter abnimmt und die Kosten entsprechend steigen werden (Cordell und White 2011). Der im Abwasser enthaltene Phosphor kann theoretisch bis zu 65 % an mineralischem Dünger substituieren (Steinmetz 2016). Dies entspricht etwa 650 g/(E·a) (ATV-DVWK-A 198 2003). Die Relevanz einer Phosphorrückgewinnung wurde erkannt und mit der Novellierung der Düngemittelverordnung (DüMV) 2017 rechtlich umgesetzt. Damit ist erstmals die Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlämmen und Klärschlammaschen für Klärschlamm mit mehr als 20 g Phosphor pro kg Trockenmasse verpflichtend festgelegt. Die bodenbezogene Ausbringung von Klärschlämmen ist damit nur noch bis 2029 für Kläranlagen mit bis zu 100 000 E und bis 2032 für Kläranlagen mit bis zu 50 000 E erlaubt. Für den Indikator „**Ressourcenrückgewinnung Phosphor**“ wird die einwohnerspezifische Phosphormenge ermittelt, welche wieder genutzt werden kann.

$$RR_{\text{Phosphor}} = \frac{\sum P_{\text{recovered}}}{\text{pop}_{\text{total}}} * \frac{365d}{a} \quad \text{kg}/(\text{E} \cdot \text{a}) \quad \text{Formel 1}$$

Mit:

$P_{\text{recovered}}$ : tägliche zurückgewonnene Phosphormenge in kg/d

$\text{pop}_{\text{total}}$ : angeschlossene Einwohner im Quartier in E

### 6.1.5.2 Ressourcenrückgewinnung Stickstoff

Die übermäßige Freisetzung von reaktivem Stickstoff durch Landwirtschaft, Mobilität und Energieproduktion beeinträchtigt die Biodiversität, Luftqualität, Qualität von Wasserkörpern und steigert den Treibhauseffekt (Heldstab et al. 2020). Der von Heldstab et al. (2020) vorgelegte Stickstoffindikator ist die Summe aller Stickstoffverluste in die Umwelt und liegt für Deutschland aktuell bei 1 574 Gg Stickstoff pro Jahr. Als minimales Ziel werden 1 054 Gg Stickstoff pro Jahr empfohlen. Für etwa die Hälfte des reaktiven Stickstoffs im Stickstoffkreislauf ist der Mensch verantwortlich (Geupel und Frommer 2015). Durch eine Kreislaufführung von Stickstoff könnte der anthropogene Einfluss reduziert werden.

Der im Abwasser enthaltene Stickstoff entspricht etwa 4 kg/(E·a) (ATV-DVWK-A 198 2003). Mit einem Zufluss zu Kläranlagen in Deutschland von 428,5 Gg Stickstoff pro Jahr (DWA-Arbeitsgruppe BIZ-1.1 „Kläranlagen-Nachbarschaften“ 2018) könnten bei einem Absatz von 1 342 Gg Stickstoff in mineralischem Dünger (BMEL und DESTATIS 2020) maximal 32 % substituiert werden. In den Jahren 2005 bis 2015 wurden durch die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm 42,5 bis 46,0 Gg Stickstoff pro Jahr zurückgeführt (Roskosch und Heidecke 2018). Rund 46 % des Zulauf-Stickstoffs werden in Kläranlagen durch Denitrifikation in elementaren Stickstoff (N<sub>2</sub>) umgewandelt und 34 % gelangen in den Klärschlamm (Bach et al. 2020). An dieser Stelle besteht zusätzlich ein Energieeinsparpotential, wenn bei der direkten Rückgewinnung weniger Energie aufgewandt werden muss als bei einer konventionellen Behandlung des Schmutzwassers (Denitrifikation und Nitrifikation) und der Herstellung von mineralischem Dünger mit dem Haber-Bosch-Verfahren. Für den Indikator „**Ressourcenrückgewinnung Stickstoff**“ wird die einwohnerspezifische Stickstoffmenge ermittelt, welche wieder genutzt werden kann.

$$RR_{\text{Stickstoff}} = \frac{\sum N_{\text{recovered}}}{\text{pop}_{\text{total}}} * \frac{365d}{a} \quad \text{kg/(E·a)} \quad \text{Formel 2}$$

Mit:

$N_{\text{recovered}}$ : tägliche zurückgewonnene Stickstoffmenge in kg/d

$\text{pop}_{\text{total}}$ : angeschlossene Einwohner im Quartier in E

### 6.1.5.3 Trinkwasserbedarf

Die öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen haben im Jahr 2016 rund 5 204 Mio. m<sup>3</sup> Wasser aus natürlichen Ressourcen entnommen, wovon 4 622 Mio. m<sup>3</sup> als Trinkwasser an Verbraucher abgegeben wurden (Destatis 2019). Davon gingen 3 675 Mio. m<sup>3</sup> an Haushalte und Kleingewerbe. Bei 81,8 Mio. an die öffentliche Wasserversorgung angeschlossenen

Einwohnern entspricht dies einem einwohnerspezifischen Trinkwasserbedarf von 123 L/(E·d). Dieser Bedarf ist innerhalb Deutschlands räumlich sehr variabel und reicht von 90 L/(E·d) in Sachsen bis 140 L/(E·d) in Hamburg.

Der Einsatz von wassersparenden Technologien sowie Grau- und Regenwasserrecycling kann den häuslichen Bedarf (d. h. ohne Kleingewerbe mit 11 L/(E·d)) potenziell auf 24,5 L/(E·d) verringern (Minke 2015). Wesentliche Verbraucher für recyceltes Grau- oder Regenwasser sind die Toilettenspülung, Waschmaschine, Raumreinigung und Autopflege sowie die Gartenbewässerung mit insgesamt ca. 54 L/(E·d). Obwohl der Trinkwasserbedarf in den vergangenen 20 Jahren von 147 auf 123 L/(E·d) gesunken ist, kann der Bedarf aufgrund trockener Sommer, wie beispielsweise in den Jahren 2003 (Anstieg gegenüber dem Vorjahr: +3 L/(E·d)) und 2018 (+4 L/(E·d)) ansteigen. Dieser Zuwachs könnte auf eine zusätzliche Bewässerung von z. B. Gärten zurückgeführt werden. Der Indikator „Trinkwasserbedarf“ wird wie folgt berechnet:

$$\text{Trinkwasserbedarf} = \frac{\sum \text{water}}{\text{pop}_{\text{total}}} * \frac{a}{365d} \quad \text{L/(E·d)} \quad \text{Formel 3}$$

Mit:

water: Materialeinsatz von Wasser in kg/a [entspricht in SAMPSONS2 dem Trinkwasserbedarf]

pop<sub>total</sub>: angeschlossene Einwohner im Quartier in E

#### 6.1.5.4 Gewässeremissionen (CSB, Stickstoff, Phosphor)

Der Gewässerschutz wird hinsichtlich der sauerstoffzehrenden Stoffe und Nährstoffbelastung aus Schmutzwasser bewertet. Der Eintrag in die Gewässer erhöht einerseits das Eutrophierungspotential und verringert andererseits den Sauerstoffgehalt. In Anlehnung an die Abwasserverordnung werden als relevante Parameter der chemische Sauerstoffbedarf (CSB), gesamte Stickstoff und gesamte Phosphor gewählt. Wesentliche Eintragspfade in die Gewässer sind neben der Kläranlage nach Fuchs et al. (2010):

- Einträge von versiegelten urbanen Flächen über Regenwasserkanäle,
- Einträge von Haushalten und versiegelten urbanen Flächen über Mischkanalisationsüberläufe,
- Einträge von Haushalten und versiegelten urbanen Flächen, die an eine Kanalisation, aber nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind und
- Einträge von Haushalten und versiegelten urbanen Flächen, die nicht an die Kanalisation angeschlossen sind.

Für die Bewertung werden die Eintragspfade mit Schmutzwasseranteil betrachtet. Im Hinblick auf Bestandsquartiere liegt daher der Fokus auf der Einleitung über die Kläranlage. Die

Emissionen von Mischwasserüberläufen werden in den hier betrachteten Szenarien nicht berücksichtigt. Die Grenzwerte der Abwasserverordnung (AbwV) müssen als Rahmenbedingung in jedem Szenario eingehalten werden.

$$\text{Gewässeremissionen}_i = \frac{\sum i_{\text{direm}}}{\text{pop}_{\text{total}}} \quad \text{kg}/(\text{E} \cdot \text{a}) \quad \text{Formel 4}$$

Mit:

$i_{\text{direm}}$ : jährliche Direktemissionen mit  $\forall i \in \text{Nährstoffe} = \{COD, N, P\}$  in kg/a

$\text{pop}_{\text{total}}$ : angeschlossene Einwohner im Quartier in E

### 6.1.5.5 Endenergiebedarf (elektrisch, thermisch)

Abwasserinfrastrukturen und insbesondere Kläranlagen zählen zu den größten kommunalen Energieverbrauchern und weisen dementsprechend ein hohes Einsparpotential auf (Steinmetz et al. 2015). Der Endenergiebedarf setzt sich aus thermischem und elektrischem Energiebedarf zusammen. Thermische Energie wird vor allem für die anaerobe Schlammstabilisierung benötigt. Auf häuslicher Ebene spielt sie für die Erwärmung von Trinkwasser eine besondere Rolle. Der größte elektrische Energieverbraucher von Abwasserinfrastrukturen ist die Belüftung auf der Kläranlage (näheres dazu in Kapitel 6.1.8.1.1). Der Endenergiebedarf ist neben direkten Emissionen der Treibhausgase Methan und Lachgas für den Großteil des Treibhausgaspotentials von Kläranlagen verantwortlich (Remy 2020). Eine Reduktion kann durch die Nutzung von Faulgas erfolgen.

Die im Schmutzwasser vorhandenen organischen Kohlenstoffverbindungen enthalten chemisch gebundene Energie, welche über eine anaerobe Behandlung in Faulgas und anschließend z. B. durch ein Blockheizkraftwerk (BHKW) in Strom und Wärme umgewandelt werden kann. Eine weitere mögliche Nutzung ist die thermische Klärschlammverwertung. Ein Gramm CSB enthält etwa 3,5 Wh Energie (Schaum 2016). Im Faulgas ist CSB in Form von Methan enthalten. Dabei entsprechen 350 L Methan 1 kg CSB (Gallert et al. 2015). Methan hat einen Primärenergiegehalt von 9,96 kWh/m<sup>3</sup> (Rosenwinkel et al. 2015). Damit enthält Kommunalabwasser bei 120 g/(E·d) einwohnerspezifischer CSB-Tagesfracht ohne Berücksichtigung von Verlusten 150 kWh/(E·a) chemisches Energiepotential. Im Jahr 2013 konnte 33 % des Energiebedarfs von Kläranlagen durch Faulgasnutzung gedeckt werden (Schaum 2016). Somit stellt die anaerobe Schlammbehandlung eine Schlüsseltechnologie zur Energieeinsparung und damit Ressourceneinsparung in der Abwasserbehandlung dar. Ein hoher Anteil des CSB wird auf Kläranlagen aktuell unter Energieeinsatz (Belüftung) abgebaut und steht der anaeroben Behandlung nicht zur Verfügung. Der „**Endenergiebedarf (elektrisch)**“ (EE<sub>el</sub>) setzt sich

aus dem Energiebedarf der Abwasserinfrastrukturen abzüglich der Summe der aus dem Abwasser produzierten elektrischen Energie bezogen auf die Einwohner im Quartier zusammen:

$$EE_{el} = \frac{\text{Energiebedarf}_{el} - \text{Energieproduktion}_{el}}{pop_{total}} \quad \text{kWh}/(\text{E} \cdot \text{a}) \quad \text{Formel 5}$$

Mit:

Energiebedarf<sub>el</sub>: jährlicher elektrischer Endenergiebedarf in kWh/a [end energy demand, Electrical energy (negative value: generated)]

Energieproduktion<sub>el</sub>: jährliche elektrische Energieproduktion in kWh/a [end energy demand, Electrical energy (negative value: generated)]

pop<sub>total</sub>: angeschlossene Einwohner im Quartier in E

Zusätzlich zur chemischen Energie enthält Abwasser Wärmeenergie. Für die Trinkwassererwärmung werden 20 kWh/m<sup>3</sup>, bezogen auf den gesamten Wasserbedarf, oder 60 kWh/m<sup>3</sup>, nur auf den Warmwasserbedarf bezogen, aufgewandt (Londong 2017). Die spezifisch nutzbare Wärmeenergie im Abwasser bei einer Abkühlung um 1 Kelvin beträgt 1,16 kWh/m<sup>3</sup>, was der spezifischen Wärmekapazität des Wassers entspricht. Über Wärmetauscher lassen sich aus Grauwasser auf dezentraler Ebene 10 bis 15 kWh/m<sup>3</sup> Wärmeenergie zur Vorerwärmung des Kaltwassers nutzen (Nolde 2017). Die Entnahme von Abwasserwärme führt zu geringeren Temperaturen im Zulauf der Kläranlage, was die Nitrifikationsleistung beeinträchtigen kann (Buri und Kobel 2005). Die Bemessungstemperatur für Kläranlagen mit Stickstoffelimination liegt bei 12 °C (DWA-A 131 2016). Laut Buri und Kobel (2005) sollte eine Abwassertemperatur von 10 °C in Wintermonaten nicht unterschritten werden und die Absenkung der Abwassertemperatur auf der Kläranlage nicht mehr als 0,5 K betragen. Als weitere Rahmenbedingung wird das Fließgewässer genannt, welches um nicht mehr als 1,5 K abgekühlt werden sollte. Der „**Endenergiebedarf (thermisch)**“ (EE<sub>therm</sub>) setzt sich aus dem thermischen Energiebedarf der Abwasserinfrastrukturen abzüglich der Summe der aus dem Abwasser zurückgewonnenen thermischen Energie bezogen auf die Einwohner im Quartier zusammen:

$$EE_{\text{therm}} = \frac{\text{Energiebedarf}_{\text{therm}} - \text{Energieproduktion}_{\text{therm}}}{\text{pop}_{\text{total}}} \quad \text{kWh}/(\text{E} \cdot \text{a}) \quad \text{Formel 6}$$

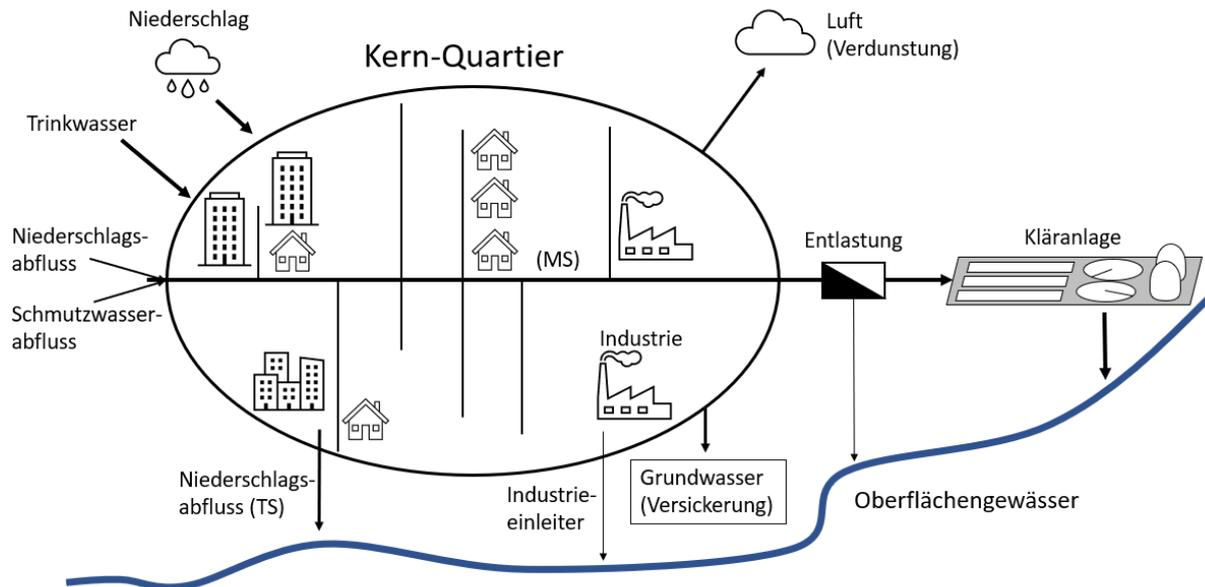
Mit:

Energiebedarf <sub>therm</sub> :	jährlicher thermischer Endenergiebedarf in kWh/a [end energy demand_thermal, Thermal energy (negative value: generated)]
Energieproduktion <sub>therm</sub> :	jährliche thermische Energieproduktion bzw. -rückgewinnung in kWh/a [Thermal energy (negative value: generated), Thermal energy gain (as neg. number)]
pop <sub>total</sub> :	angeschlossene Einwohner im Quartier in E

### 6.1.6 Systemgrenzen

Innerhalb der Systemgrenzen müssen alle wesentlichen siedlungswasserwirtschaftlichen Prozesse eines Stadtquartiers dargestellt werden. Nach Schnur (2014) ist ein Quartier „ein kontextuell eingebetteter, durch externe und interne Handlungen sozial konstruierter, jedoch unscharf konturierter Mittelpunkt-Ort alltäglicher Lebenswelten und individueller sozialer Sphären, deren Schnittmengen sich im räumlich-identifikatorischen Zusammenhang eines überschaubaren Wohnumfelds abbilden“.

Die Abgrenzung eines Quartiers mit dessen Fläche oder Einwohnerzahl ist damit nicht eindeutig festgelegt und lässt sich je nach Perspektive unterschiedlich deuten. Ein Quartier besitzt eine gemeinsame Schnittmenge („Kern“) und „ständig oszillierende Quartiers-Grenzzräume“ („Saum“) (Schnur 2014). Im Hinblick auf siedlungswasserwirtschaftliche Infrastruktursysteme muss ein Quartier immer über den eigentlichen „Kern“ hinaus betrachtet werden, da wesentliche siedlungswasserwirtschaftliche Betrachtungselemente, wie das Gewässer, die Kanalisation, Entlastungsbauwerke, das Wasserwerk oder die zentrale Abwasserbehandlung (Kläranlage), nicht zwangsläufig im Kern-Quartier vorhanden sind (Abbildung 6.1).



**Abbildung 6.1:** Darstellung des Kernquartiers, ergänzt mit den Elementen der Siedlungswässerung (eigene Darstellung, orientiert an Gujer (2007))

Das Quartier bzw. das zu bewertende System wird für die siedlungswasserwirtschaftliche Betrachtung als Speicher mit In- und Outputströmen betrachtet. Um das Oberflächengewässer als eine wesentliche Senke für Wasserflüsse des Quartiers berücksichtigen zu können, wird das Kern-Quartier für die siedlungswasserwirtschaftlichen Belange bis zum Gewässer und mit allen dafür nötigen Infrastruktursystemen erweitert. Die Erweiterung des Betrachtungsraumes ermöglicht es, den außerhalb des Quartiers stattfindenden, für die Siedlungswasserwirtschaft benötigten Ressourceneinsatz (z. B. Energie und Materialien) und das Gewässer von Emissions- und Immissionsseite im Quartierskontext zu betrachten. Da der Fokus auf der Bewertung des Quartiers liegt, endet das betrachtete System nach der Schlammbehandlung. Die Entsorgung (z. B. Klärschlammmonverbrennung) wird in Anlehnung an die Untersuchung aus DWA (2017) nicht betrachtet.

Die Inputströme sind die einzelnen Abwasserteilströme und Ressourcen. Die Outputströme der siedlungswasserwirtschaftlichen Infrastrukturen werden aufgeteilt in direkte Emissionen in Luft und Gewässer und die aus dem Abwasser gewonnenen Ressourcen. Eine schematische Darstellung aller In- und Outputströme sowie der relevanten Prozesse ist in Abbildung 6.2 dargestellt.

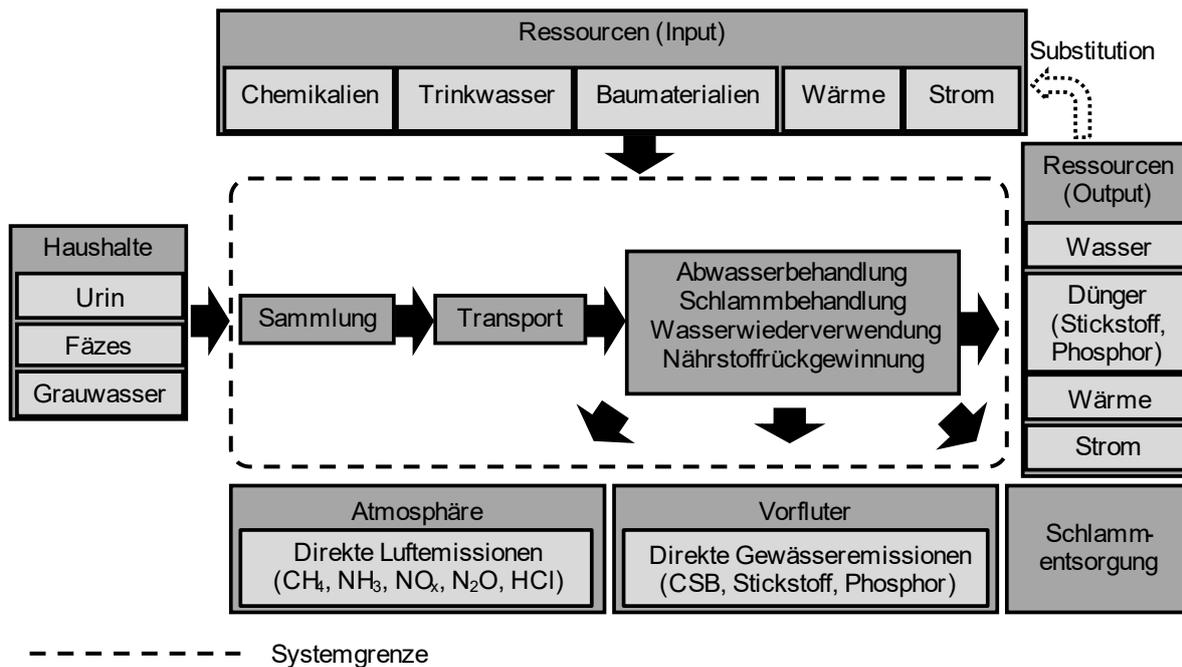


Abbildung 6.2: Systemgrenzen (eigene Darstellung)

### 6.1.7 Erweiterung der SAmPSONS2 Bibliothek

Technologien werden in SAmPSONS2 als Blöcke mit In- und Outputströmen dargestellt. In der SAmPSONS2 Bibliothek sind diverse Technologien mit entsprechenden technologiespezifischen default-Werten hinterlegt. Diese umfassen beispielsweise die Reinigungsleistung bzgl. verschiedener Abwasserinhaltsstoffe, Energieverbrauch und -produktion, direkte Emissionen, Materialeinsatz sowie Kapital- und Betriebskosten.

Die SAmPSONS2-Bibliothek wurde um die Verfahren MAP-Fällung, Ammoniumstrippung mit saurer Wäsche und Deammonifikation (OLAND-Reaktor nach de Graaf und van Hell (2014)) von Schwarzwassergärresten erweitert. Die MAP-Fällung (Struvit-Fällung) ist zwar bereits in SAmPSONS2 vorhanden, bezieht sich aber auf das AirPrex-Verfahren, welches hauptsächlich auf Kläranlagen umgesetzt wird. Die hinterlegten Betriebswerte und Effizienzen sind daher nicht für Stoffstromtrennsysteme geeignet. Ausführliche Steckbriefe mit den hinterlegten Parametern finden sich in Anlage 3.

### 6.1.8 Spezifische Anpassungen einzelner SAmPSONS-Blöcke

Die Nutzung von default-Werten kann einen ersten Eindruck über die untersuchten Systeme vermitteln. Dabei ist zu berücksichtigen, dass gebiets- oder systemspezifische Eigenschaften eine Anpassung erfordern können, um realistische Ergebnisse zu erzielen. Vor jeder Simulation müssen die default-Werte auf die Anwendbarkeit der festgelegten Szenarien überprüft werden. Für die erstellten Szenarien wurden mehrere default-Werte angepasst. Eine Übersicht über alle angepassten Werte findet sich in Anlage 2. Die Hintergründe werden im Folgenden erläutert.

### 6.1.8.1 Kläranlage

Der Betrieb einer zentralen Kläranlage der Größenklasse 5 wird durch die Separation einzelner Abwasserteilströme innerhalb eines Quartiers aufgrund der geringen angeschlossenen Einwohnerzahl nicht wesentlich beeinflusst. Die Abtrennung hat nur geringe Auswirkungen auf die gesamten Abwasserfrachten. Trotzdem soll eine Veränderung bspw. des Energiebedarfs für die zentrale Abwasserbehandlung des im Quartier anfallenden Abwassers berücksichtigt werden. Wird kein Abwasser aus dem Quartier abgeleitet, kann auch der Energiebedarf der Kläranlage nicht mehr dem Quartier zugeordnet werden. Für die Teilbehandlung von Grauwasser, Braunwasser oder Schwarzwasser werden dementsprechend nicht der volle Energiebedarf oder die Lachgasemissionen angerechnet.

#### 6.1.8.1.1 Energie

Der Kläranlagenblock besteht in SAmPSONS2 aus dem Abwasserhebewerk, der mechanischen Reinigungsstufe und der biologischen Behandlung inkl. der Nachklärung. Der Energiebedarf der drei Stufen macht etwa 75 % (5 % Abwasserhebewerk, 3 % mechanischen Reinigungsstufe, 67 % biologische Behandlung) des gesamten Energiebedarfs aus (Fricke 2009). Weitere Energieverbräuche setzen sich aus der Infrastruktur (6 %), Schlammbehandlung (11 %) und der Flockenfiltration (8 %) zusammen.

Der gesamte Energiebedarf für Kläranlagen der Größenklasse 5 liegt bei rund 34 kWh/(E·a) (50 %-Perzentil) (DWA-A 216 2015). Unter Berücksichtigung der infrastrukturellen Verbräuche ergibt sich 27,5 kWh/(E·a) spezifischer Energiebedarf für den Kläranlagenblock (81 % von 34 kWh/(E·a)). Der Energiebedarf der Belüftung macht mit ca. 17 kWh/(E·a) 50 % des gesamten Energiebedarfs aus (50 %-Perzentil) (Fricke 2009). Der Belüftungsbedarf untergliedert sich in die Energiebedarfe für die Kohlenstoff- und Stickstoffelimination. Mit dem DWA-A 131 (2016) können deren Anteile bestimmt werden. Als Eingangsgrößen werden die in Tabelle 1.1 angegebenen einwohnerspezifischen Frachten verwendet. Zur Einordnung wird die verwendete Schmutzwasserzusammensetzung anderen Zusammensetzungen aus der Literatur gegenübergestellt. Die höheren Feststofffrachten werden als unkritisch beurteilt (näheres dazu in Kapitel 6.1.8.1.2).

Tabelle 6.1: Einwohnerspezifische Frachten der einzelnen Abwasserteilströme

Stoffstrom	Schmutzwasser		Urin <sup>3)</sup>	Fäzes <sup>3)</sup>	Grauwasser <sup>3)</sup>	Schmutzwasser <sup>3)</sup>
Einheit	g/(E·d) <sup>1)</sup>	g/(E·d) <sup>2)</sup>	g/(E·d)	g/(E·d)	g/(E·d)	g/(E·d)
<b>b<sub>CSB</sub></b>	120,0	120,0	10,0	60,0	47,0	117,0
<b>b<sub>B5</sub></b>	-	60,0	5,0	30,0	23,5	59,0
<b>X<sub>TS</sub></b>	70,0	70,0	0,76 <sup>4)</sup>	38,0	71,0	110,0
<b>b<sub>KN</sub></b>	12,5	11,0	10,4	1,5	1,0	12,9
<b>b<sub>Pges</sub></b>	1,8	1,8	1,0	0,5	0,5	2,0

- 1) Mittelwerte aus DWA-A 198 (Gelbdruck) (2022)
- 2) 85-Perzentile aus ATV-DVWK-A 198 (2003)
- 3) SAmPSONS2-default-Werte [Kennzahlen (Mediane) aus WSWU (2015); Urin wurde angepasst]
- 4) Jönsson et al. (2005) [stimmt mit 0 g oTS/(E·d) im Urin in DWA (2017) überein]

Für die CSB-Fraktionierung und alle weiteren Parameter werden die Mittelwerte der Parameterspannen aus DWA-A 131 (2016) angenommen. Als Ablaufwerte werden die Mindestanforderungen der AbwV für eine Kläranlage der Größenklasse 5 angesetzt. Mit einem 2,15 kg/kWh Sauerstofftrag (SAE) ergibt sich für die Belüftung 17 kWh/(E·a) Energiebedarf.

Etwa 53 % des CSBs ( $a_{\text{CSB, BB, abb}}$ ), der in die Belebungsstufe gelangt, wird unter Sauerstoffverbrauch verstoffwechselt (Anteil des Sauerstoffbedarfs für den Kohlenstoffabbau am gesamten CSB-Zulauf nach DWA-A 131 (2016); entspricht 23 kg CSB/(E·a)). Die zu nitrifizierende Stickstoffmenge beträgt 91 % ( $a_{\text{TKN, BB, abb}}$ ) des Zulaufs zur Belebung (entspricht 4,3 kg N/(E·a)). Der Energiebedarf für die Belüftung für den Kohlenstoffabbau liegt bei 12 kWh/(E·a) (70 %) und für die Nitrifikation abzüglich des durch die Denitrifikation bereitgestellten Sauerstoffs bei 5,1 kWh/(E·a) (30 %). Daraus ergeben sich 0,53 kWh/kg CSB<sub>eli</sub> ( $EB_{\text{spez, CSB}}$ ) und 1,2 kWh/kg N<sub>eli</sub> ( $EB_{\text{spez, N}}$ ) (Nitrifikation: 2,90 kWh/kg N<sub>eli</sub>; Denitrifikation: -1,72 kWh/kg N<sub>eli</sub>). Der Energiebedarf für den Kohlenstoffabbau stimmt gut mit dem von Remy (2010) mit 0,55 kWh/kg CSB<sub>verstoffwechselt</sub> angenommenen Wert überein. Der Energiebedarf für die Nitrifikation ist höher als bei Remy (2010) angenommen (2,36 kWh/kg N<sub>eli</sub>), die Energieeinsparung durch die Denitrifikation niedriger (-1,58 kWh/kg N<sub>eli</sub>). Von Maurer et al. (2003) werden für die Nitrifikation 4,7 kWh/kg N<sub>eli</sub> und für die Denitrifikation -1,7 kWh/kg N<sub>eli</sub> angenommen. Daher werden die hier kalkulierten Werte als plausibel betrachtet. Bei einer (vollständigen) Urinseparation wird folglich der einwohnerspezifische Energiebedarf um 5,2 kWh/(E·a) reduziert. Die folgende Beispielrechnung verdeutlicht dies:

$$\begin{aligned}
 EB_{Einsparung} &= b_{TKN,EW} * \frac{365 d}{a} * \frac{1 kg}{1000 g} * a_{TKN,BB,abb} \\
 &* EB_{spez,N} + b_{CSB} * \frac{365 d}{a} * \frac{1 kg}{1000 g} \\
 &* a_{CSB,BB,abb} * EB_{spez,CSB}
 \end{aligned}$$

kWh/(E·a) Formel 7

$$\begin{aligned}
 10,4 \frac{gN}{E * d} * \frac{365 d}{a} * \frac{1 kg}{1000 g} * 0,91 * 1,2 \frac{kWh}{E * a} + 10 \frac{gCSB}{E * d} \\
 * \frac{365 d}{a} * \frac{1 kg}{1000 g} * 0,53 * 0,53 \frac{kWh}{E * a}
 \end{aligned}$$

kWh/(E·a) Formel 8

= 5,2 kWh/(E \* a)

Bei einer (vollständigen) Grauwasserseparation verringert sich der Energiebedarf um 5,2 kWh/(E·a). Die zusätzliche Fracht des Schlammes aus der Grauwasseraufbereitung (ca. 7 bis 8 g CSB/(E·d)) erzeugt einen zusätzlichen Energiebedarf von 0,8 kWh/(E·a), wodurch sich insgesamt eine Reduktion um 4,4 kWh/(E·a) ergibt. Die Stickstoffbelastung im Grauwasserschlamm liegt bei 0,1 bis 0,6 g/(E·d) und kann somit vernachlässigt werden.

**Tabelle 6.2: Energieeinsparung der Belüftung durch die Separation von Urin, Grauwasser und Schwarzwasser**

		Urin		Grauwasser		Schwarzwasser	
	Einheit	CSB	N	CSB	N	CSB	N
<b>Energieeinsparung</b>	kWh/(E·a)	1,0	4,1	4,8	0,4	7,2	4,7
<b>Energiebedarf durch Schlamm</b>	kWh/(E·a)	-	-	(0,8)	-	1)	1)
<b>Gesamte Einsparung</b>	kWh/(E·a)	5,2		5,2 (4,4)		11,9	

1) Die Schlammzusammensetzung ist vom Schwarzwasserbehandlungssystem abhängig.

Wird nur ein Teil der Bevölkerung eines Quartiers von der zentralen Abwasserableitung abgetrennt, muss der reduzierte Energiebedarf entsprechend dem Bevölkerungsanteil über den Faktor  $f_{sep}$  angepasst werden:

$$f_{sep} = \frac{pop_{sep}}{pop_{total}}$$

- Formel 9

Mit:

pop<sub>sep</sub>: Einwohner, die an die Stoffstromtrennung angeschlossen sind, in E

pop<sub>total</sub>: Gesamte betrachtete Bevölkerung in E

Die Anpassung des einwohnerspezifischen Energiebedarfs wird wie folgt berechnet:

$$E_{end\_spec\_PE} = 27.5 - 5.2 * f_{sep} - 4.4 * f_{sep} \quad \text{kWh/(E·a)} \quad \text{Formel 10}$$

Mit:

$E_{end\_spec\_PE}$ : Energiebedarf pro Einwohner und Jahr in kWh/(E·a)

### 6.1.8.1.2 Trockensubstanzgehalt

Die Biogasproduktion wird in SAMPSONS2 über die organische Trockensubstanz berechnet (0,43 m<sup>3</sup>/kg oTS). Daher müssen analog zum Energiebedarf die Wirkungsgrade der Trockensubstanzgehalte angepasst werden. Ausgangsbasis ohne Stoffstromabtrennung sind die entsprechenden einwohnerspezifischen Frachten der Trockensubstanz und der organischen Trockensubstanz im Schlamm von 60 bzw. 44 g/(E·d) (DWA-M 368 2014):

$$l_{pct2\_TS} = \frac{0,060 * pop_{total}}{b_{TS,Zulauf}} * 100 \quad \% \quad \text{Formel 11}$$

Mit:

$l_{pct2\_TS}$ : Anteil der TS-Zuflussfracht, der in den Schlamm geht in %

$pop_{total}$ : gesamte an die Kläranlage angeschlossene Einwohner des Quartiers in E

$b_{TS,Zulauf}$ : TS-Zuflussfracht in kg/d

bzw.

$$lpct2_{oTS} = \frac{0,044 * pop_{total}}{b_{oTS,Zulauf}} * 100 \quad \% \quad \text{Formel 12}$$

Mit:

- $lpct2_{oTS}$ : Anteil der oTS-Zuflussfracht, der in den Schlamm geht, in %  
 $pop_{total}$ : gesamte an die Kläranlage angeschlossene Einwohner des Quartiers in E  
 $b_{oTS,Zulauf}$ : oTS-Zuflussfracht in kg/d

Durch die Grauwasserseparation reduziert sich die Biogasproduktion (Morandi und Steinmetz 2019). Aus der CSB-Bilanz kann die Reduktion bei einer vollständigen Separation abgeschätzt werden. Zur Validierung wird der oTS aus dem Zulauf-CSB ohne Stoffstromseparation kalkuliert. Die einwohnerspezifischen Frachten sind typischerweise 85-Perzentilwerte. Der Median kann mit etwa 80 % des 85-Perzentilwerts kalkuliert werden (DWA-M 368 2014). Unter der Annahme, dass 77 % des CSB im Schlamm verbleiben, und mit dem Umrechnungsfaktor 1,7 g CSB/g oTS ergibt sich:

$$117 \text{ g} \frac{CSB}{E * d} * 0,8 * 0,77 * \frac{1 \text{ g oTS}}{1,7 \text{ g CSB}} = 42,3 \quad \text{g oTS/(E-a)} \quad \text{Formel 13}$$

Dies entspricht nahezu den o. g. 44 g oTS/E/d. Damit kann der Einfluss der Stoffstromtrennung von Grauwasser auf den oTS-Gehalt im Schlamm wie folgt abgeschätzt werden:

$$78 \text{ g} \frac{CSB}{E * d} * 0,8 * 0,77 * \frac{1 \text{ g oTS}}{1,7 \text{ g CSB}} = 28,3 \quad \text{g oTS/(E-a)} \quad \text{Formel 14}$$

Die Reduktion der Biogasproduktion ist somit linear zur geringeren CSB-Fracht im Zulauf der Kläranlage und beträgt bei vollständiger Grauwasserseparation ca. 33 %. Ohne zusätzliche Schlammbelastung entspricht dies 40 %. Bei Morandi und Steinmetz (2019) verringert sich die elektrische Stromproduktion aus Biogas um 0,65 kWh/(E-a) je 10 % Separation. Bei einer gesamten Energieproduktion von 16 kWh/(E-a) und einer reduzierten Energieproduktion von 6,5 kWh/(E-a) bei 100 % Grauwasserseparation stimmt dies mit den 40 % überein. Der Einfluss der Urinseparation auf die Biogasproduktion wird vernachlässigt. Daraus ergibt sich folgende Formel für den Anteil der oTS-Fracht, der im Schlamm verbleibt:

$$lpct2_{oTS} = \frac{0,044 * pop_{total} * (1 - 0,33 * f_{sep})}{b_{oTS,Zulauf}} * 100 \quad \% \quad \text{Formel 15}$$

Mit:

- $l_{pct2\_oTS}$ : Anteil der oTS-Zuflussfracht, der im Schlamm verbleibt, in %
- $pop_{total}$ : gesamte Einwohner des Quartiers, wenn alle an die Kläranlage angeschlossen sind, in E
- $f_{sep}$ : Anteil der Einwohner, die an eine Stoffstromtrennung angeschlossen sind
- $b_{TS,Zulauf}$ : oTS-Zulauffracht zur Kläranlage ohne Rückführung in kg/d

$$l_{pct2_{TS}} = \frac{0,060 * pop_{total} * (1 - 0,33 * f_{sep})}{b_{TS,Zulauf}} * 100 \quad \% \quad \text{Formel 16}$$

Mit:

- $l_{pct2\_oTS}$ : Anteil der TS-Zuflussfracht, der im Schlamm verbleibt, in %
- $pop_{total}$ : gesamte Einwohner des Quartiers, wenn alle an die Kläranlage angeschlossen sind, in E
- $f_{sep}$ : Anteil der Einwohner, die an eine Stoffstromtrennung angeschlossen sind
- $b_{TS,Zulauf}$ : TS-Zulauffracht zur Kläranlage ohne Rückführung in kg/d

### 6.1.8.1.3 Treibhausgasemissionen

Die wesentlichen Treibhausgasemissionen der Kläranlage werden von Lachgas ( $N_2O$ ) und Methan ( $CH_4$ ) verursacht. Lachgas entsteht bei der biologischen Abwasserbehandlung im Zuge der Nitrifikation und Denitrifikation sowie ggf. bei der biologischen Teilstrombehandlung des Schlammwassers der Faulschlammentwässerung. Lachgasemissionen sind abhängig von der Reinigungsleistung sowie den Stickstoffzulauffrachten (Parravicini et al. 2015). Bei ca. 86%iger Stickstoffelimination (SAmPSONS2-default) entspricht der Faktor 0,4 %. Das sind 0,0188 kg/(E·a) für konventionelle Kläranlagen, was gut mit den 0,022 kg/(E·a) (entspricht 0,47 %) aus SAmPSONS2 übereinstimmt. Bei vollständiger Urinseparation werden die Emissionen entsprechend der geringeren Stickstoff-Zulauffracht um 90 % reduziert (10,4 g N/(E·d) im Urin zu 12,9 g N/(E·d) im Schmutzwasser). Daher werden bei Urinseparation die einwohnerspezifischen Lachgasemissionen mit dem Faktor 0,1 multipliziert. Da die Stickstofffrachten im Grauwasser sehr gering sind, wird der Einfluss auf die Lachgasemissionen als vernachlässigbar angenommen.

Methan wird hauptsächlich bei der anaeroben Schlammstabilisierung sowie aus dem Nachindicker und der Schlamm Lagerung emittiert. Weitere potenzielle Emissionsorte sind das

Zulaufpumpwerk, die mechanische Abwassereinigung, die Entwässerung, der Gasspeicher und das BHKW.

Die Methanemissionen der Kläranlage in Höhe von  $0,25 \text{ kg CH}_4/(\text{E}\cdot\text{a})$  wurden für SAMPSONS2 aus den Richtlinien des IPCC (2006) entnommen. Es ist nicht ersichtlich, wie der Wert genau errechnet wird. Allerdings wird in DWA-M 230-1 (2021) darauf hingewiesen, dass die Methanemissionen unterschiedlicher Verfahrensstufen nicht zur Abschätzung von anlagenspezifischen  $\text{CH}_4$ -Emissionen herangezogen werden sollten. Nach Schaum (2016) liegen die Emissionen einer Kläranlage zwischen 65 und 281 g  $\text{CH}_4/(\text{E}\cdot\text{a})$  (Mittelwert:  $162 \text{ g} \pm 87 \text{ g CH}_4/(\text{E}\cdot\text{a})$ ). Diese werden größtenteils der Schlammbehandlung zugeordnet. In SAMPSONS2 sind die Methanemissionen auf den Kläranlagenblock und die Schlammfäulung aufgeteilt. Für die Schlammfäulung werden Methanemissionen in Höhe von  $0,211 \text{ kg}/(\text{E}\cdot\text{a})$  angegeben, sodass die Emissionen für die Kläranlage inkl. Schlammfäulung  $0,461 \text{ kg CH}_4/(\text{E}\cdot\text{a})$  betragen. Dies liegt höher als die bei Gärtner et al. (2017) nach DWA-M 230-1 (2021) für die gesamte Kläranlage angenommenen Methanemissionen ( $0,375 \text{ kg}/(\text{E}\cdot\text{a})$ ). Diese beinhalten zusätzlich die kanalbezogenen Emissionen im Kläranlagenzulauf sowie die Schlammagerplätze. Die Methanemissionen in SAMPSONS2 werden daher als sehr konservativ eingeschätzt.

Die Methanemissionen sind hauptsächlich vom Durchsatz der anaeroben Schlammstabilisierung abhängig (DWA-M 230-1 2021). Die Faulgasproduktion korreliert mit der CSB-Zulauf fracht (siehe Kapitel 6.1.8.1.2). Daher werden die Methanemissionen in Abhängigkeit von der CSB-Zulauf fracht für die Grauwasserseparation um 40 % ( $47 \text{ g CSB}/(\text{E}\cdot\text{d})$  im Grauwasser auf  $117 \text{ g CSB}/(\text{E}\cdot\text{d})$  im Schmutzwasser) reduziert. Die einwohnerspezifischen Methanemissionen der Schlammfäulung und der Abwasserbehandlung werden mit dem Faktor 0,6 multipliziert. Die zusätzliche CSB-Belastung aus Schlämmen wird vernachlässigt. Die Reduktion wird zur Vereinfachung dem Block Kläranlage zugeordnet und nicht dem Block Fäulung.

Die Faktoren für die Reduktion der Methan- und Lachgasemissionen gelten für die vollständige Separation von Grauwasser (0,4) und Urin (0,9). Bei einer Teilabtrennung im Einzugsgebiet muss der Faktor  $f_{\text{sep}}$  analog zum reduzierten Energiebedarf der Kläranlage (siehe Kapitel 6.1.8.1.1) berücksichtigt werden.

$$direm_{CH_4,PE} = 0,25 * (1 - 0,4 * f_{sep}) \quad \text{kWh/(E·a)} \quad \text{Formel 17}$$

Mit:

$direm_{CH_4,PE}$ : einwohnerspezifische jährliche Methanemissionen in kWh/E/a

$$direm_{N_2O,PE} = 0,022 * (1 - 0,9 * f_{sep}) \quad \text{kWh/(E·a)} \quad \text{Formel 18}$$

Mit:

$direm_{N_2O,PE}$ : einwohnerspezifische jährliche Methanemissionen in kWh/(E·a)

### 6.1.9 Szenarien

Die untersuchten Szenarien teilen sich auf in 1-, 2- und 3-Stoffstromsysteme. Die Szenarien bestehen aus verschiedenen miteinander verknüpften Technologien. Eine Übersicht über die Benennung findet sich in Tabelle 6.3. Für die hier betrachteten Szenarien wurde eine Quartiersgröße von 1 000 angeschlossenen Einwohnern angenommen.

**Tabelle 6.3: Kürzel für die Benennung der Szenarien**

Kürzel	Erläuterung
<b>W</b>	Schmutzwasserbehandlung auf der Kläranlage
<b>Ws</b>	Schmutzwasserbehandlung mit anschließender Rückgewinnung aus dem Schlamm
<b>Gcw</b>	Grauwasserbehandlung mit einem bewachsenen Bodenfilter ( <i>constructed wetland</i> )
<b>Gsbr</b>	Grauwasserbehandlung mit einem SBR ( <i>sequencing batch reactor</i> )
<b>Gmbr</b>	Grauwasserbehandlung mit einem MBBR ( <i>moving bed biofilm reactor</i> )
<b>V</b>	Vakuumsystem bzw. Unterdruckentwässerung von Schwarzwasser. Die Sammlung erfolgt über Unterdrucktoiletten.
<b>U</b>	Urinseparation: Die Sammlung erfolgt über Trenntoiletten. Urin wird mit dem Vuna-Verfahren behandelt.
<b>Rw</b>	Wiederverwendung von Wasser als Brauchwasser für die Toilettenspülung ( <i>recovery of water</i> )
<b>Rh</b>	Wärmerückgewinnung ( <i>recovery of heat</i> )
<b>Rn</b>	Stickstoffrückgewinnung ( <i>recovery of nitrogen</i> )
<b>Rp</b>	Phosphorrückgewinnung ( <i>recovery of phosphorus</i> )
<b>Rxyz</b>	Rückgewinnung der Stoffe/Fraktionen x, y, z

Die Benennung der Szenarien setzt sich aus den o. g. Kürzeln zusammen. Dabei werden alle abgetrennten und behandelten Stoffströme explizit benannt. Im Umkehrschluss werden die nicht erwähnten Abwasserteilströme auf der zentralen Kläranlage behandelt. Eine Ausnahme bildet die Schwarzwasserbehandlung im Unterdrucksystem. Hier wird das Kürzel V (*vacuum*) verwendet. Die berücksichtigte Ressourcenrückgewinnung bzw. -wiederverwendung (R) innerhalb eines Szenarios wird am Ende der Benennung durch die Kleinschrift mit den

zurückgewonnenen Stoffen oder Mengen mit h (*heat*), w (*water*), n (*nitrogen*) oder p (*phosphorus*) gekennzeichnet.

Die konventionellen Szenarien (W) behandeln das Schmutzwasser auf der zentralen Kläranlage. Die Schlammbehandlung erfolgt jeweils über eine anaerobe Stabilisierung mit anschließender Nutzung des Faulgases zur Strom- und Wärmeerzeugung. Die Szenarien unterscheiden sich in ihren Phosphorrückgewinnungsverfahren: nicht vorhanden (W), Phosphorrückgewinnung aus Gärresten (WsRp) und Phosphorrückgewinnung aus dem Zentrat der Faulschlammwässerung (WRp).

Die Grauwasserbehandlung (G) wird durch das angewandte Behandlungsverfahren in Kleinschrift ergänzt (cw, sbr, mbbr). Das MBBR-Verfahren beinhaltet eine Wärmerückgewinnung für die Vorerwärmung von Trinkwasser. Bei Szenarien mit einer Wasserwiederverwendung wird ausschließlich aufbereitetes Grauwasser für die Toilettenspülung verwendet. Andere Schmutzwasserteilströme sind aufgrund des hohen Behandlungsaufwands nicht für die Wasserwiederverwendung vorgesehen.

In den Szenarien werden zunächst die Unterschiede der Grauwasserbehandlung ohne Wasserwiederverwendung betrachtet (Gcw, Gsbr, GmbbrRh). Die Behandlungsanlagen werden semizentral auf Quartiersebene implementiert. Der Wärmeverlust während des Transports wird bei der Wärmerückgewinnung (Szenario GmbbrRh) mit einer Reduktion der zurückgewonnenen Wärme von 10 kWh/m<sup>3</sup> auf 6,56 kWh/m<sup>3</sup> berücksichtigt (de Graaf und van Hell 2014). Weitere Szenarien beinhalten zusätzlich eine Wasserwiederverwendung für die Toilettenspülung (GcwRw, GmbbrRhW). Werden das Grauwasser dezentral für die Wiederverwendung behandelt und die Wärme vor Ort zurückgewonnen, so wird eine Rückgewinnungskapazität von 10 kWh/m<sup>3</sup> angesetzt (GmbbrRhW). Dies gilt auch für die Kombination mit anderen Stoffstromtrennungen.

Bei den Urinseparationsszenarien (U) wird der Urin über Trenntoiletten (oder Urinale) gesammelt. Die Behandlung von Urin erfolgt mit dem Vuna-Verfahren. Dadurch wird sowohl Phosphor als auch Stickstoff als Dünger („Aurin“) zurückgewonnen (Rnp). Im Ausgangsszenario wird nur Urin abgetrennt, während die übrigen Schmutzwasserteilströme zur Kläranlage abgeleitet werden (URnp). Bei zwei weiteren Urinseparationsszenarien wird Grauwasser abgetrennt und behandelt (UGcwRnp, UGsbrRnp). Die Szenarien UGcwRnpw und UGmbbrRhnpw berücksichtigen zusätzlich eine Wasserwiederverwendung für die Toilettenspülung. Im Szenario UGmbbrRhnpw findet außerdem eine Wärmerückgewinnung aus Grauwasser statt.

Alle Unterdruckszenarien (V) sammeln Schwarzwasser über Unterdrucktoiletten und leiten dieses in eine anaerobe Behandlung. Das Faulgas wird über ein BHKW in Strom und Wärme umgewandelt. Im Anschluss kann Stickstoff über eine Ammoniumstrippung mit saurer Wäsche (Rn) und/oder Phosphor über eine MAP-Fällung (Rp) zurückgewonnen werden (Kombination:

Rnp). Wenn Stickstoff nicht zurückgewonnen wird, erfolgt eine Elimination über das OLAND-Verfahren (VGcwRp, VGmbbrRhpw, VGsbrRp, VGmbbrRhp). Der Ablauf der Schwarzwasserstraße wird anschließend der Grauwasserbehandlung hinzugefügt, sofern keine Aufbereitung zu Brauchwasser erfolgt (wie in VGmbbrRhpw).

Das Szenario VGcw dient als Referenzszenario, um den Einfluss der weiteren Behandlungsstufen der Schwarzwassergärreste beurteilen zu können. Es ist ein Minimalbeispiel und beinhaltet nur die anaerobe Schwarzwasserbehandlung (ohne OLAND) und die Behandlung von Grauwasser über einen bewachsenen Bodenfilter. Alle weiteren Szenarien sind mit einer Phosphorrückgewinnung durch MAP-Fällung versehen. Die Szenarien VGmbbrRhp und VGcwRp gewinnen Stickstoff durch Ammoniumstrippung mit saurer Wäsche zurück. Weitere Unterschiede der Szenarien liegen in den verschiedenen Grauwasserbehandlungsverfahren mit oder ohne Wärmerückgewinnung und Wasserwiederverwendung (VGcwRp, VGmbbrRhpw, VGsbrRp, VGmbbrRhp).

In Tabelle 6.4 sind die Szenarien in die Stoffstromsysteme (SSS) aufgeteilt. Von den 21 untersuchten Szenarien sind drei 1-SSS, dreizehn 2-SSS und fünf 3-SSS. Die dezentral bzw. semizentral behandelten Stoffströme Grauwasser (G), Urin (U), Schwarzwasser (S) und Braunwasser (B) können an dem anschließenden Kürzel abgelesen werden.

**Tabelle 6.4: Übersicht über die untersuchten Szenarien mit Einteilung in Stoffstromsysteme**

Stoffstromsystem (SSS)	Beschreibung	Szenariokürzel
<b>1-SSS</b>	Konventionelle Schmutzwasserbehandlung	W, WsRp, WRp
<b>2-SSS-G</b>	Grauwasserbehandlung, Schwarzwasserbehandlung auf der zentralen Kläranlage	Gcw, Gsbr, GmbbrRh, GcwRw, GmbbrRhw
<b>2-SSS-U</b>	Urinseparation, Grau- und Braunwasserbehandlung auf der zentralen Kläranlage	URnp
<b>2-SSS-SG</b>	Unterdrucksystem mit anaerober Schwarzwasserbehandlung und Grauwasserbehandlung (abwasserfrei)	VGcw, VGcwRp, VGcwRnp, VGmbbrRhpw, VGsbrRp, VGmbbrRhp, VGmbbrRhnp
<b>3-SSS-UG</b>	Urinseparation, Grauwasserbehandlung, Braunwasserbehandlung auf der zentralen Kläranlage	UGcwRnp, UGsbrRnp, UGcwRnpw, UGmbbrRhnpw
<b>3-SSS-BSUG</b>	Unterdrucksystem mit anaerober Braun-/Schwarzwasserbehandlung, Teilabtrennung von Urin über Urinale und Grauwasserbehandlung	UVGcwRnp

## 6.2 Ergebnisse

### 6.2.1 Bilanzindikatoren

Tabelle 6.5 beinhaltet die relativen Abweichungen einzelner Bilanzindikatoren vom Ausgangsszenario W. Eine vollständige Übersicht über alle Bilanzindikatoren ist in Anlage 4 Tabelle A 10 dargestellt.

**Tabelle 6.5: Relative Abweichung ausgewählter Bilanzindikatoren vom Szenario W**

Stoffstromsystem (SSS) <sup>1)</sup>	Elektrischer Endenergiebedarf in %	Gewässeremissionen			Trinkwasserbedarf in %
		CSB in %	N in %	P in %	
<b>2-SSS-G</b>	-5 bis +180	-14 bis +21	0 bis +12	0 bis +750	0 bis -36
<b>2-SSS-U</b>	+55	+8	-81	-50	-9
<b>3-SSS-UG</b>	+45 bis +230	-51 bis +6	-80 bis -65	0 bis +350	-9 bis -37
<b>2-SSS-SG</b>	+35 bis +265	-53 bis -40	-59 bis +33	0 bis +700	-32 bis -37
<b>3-SSS-B/SUG</b>	+125	-51	-65	0	-32

1) Die de-/semizentral behandelten Stoffströme sind hinter dem Bindestrich angegeben.

Der elektrische Endenergiebedarf ist mit +20 % bis +265 % bei fast allen Stoffstromtrennszenarien höher als beim Ausgangsszenario W. Nur im Szenario Gcw ist der elektrische Endenergiebedarf leicht reduziert (-5 %). Dies liegt am aufgrund der Grauwasserabtrennung reduzierten Endenergiebedarf der Kläranlage. Die geringeren Kohlenstofffrachten mindern den Endenergiebedarf für die Belüftung (siehe Kapitel 6.1.8.1.1). Der Endenergiebedarf für bewachsene Bodenfilter (cw) ist geringer als die Energieeinsparung. Die Unterdruckentwässerungssysteme weisen einen besonders hohen Energiebedarf auf. Findet eine Grauwasseraufbereitung mittels MBBR statt, beträgt der elektrische Endenergiebedarf zwischen 68 und 73 kWh/(E·a) für das entsprechende Szenario. Der elektrische Endenergiebedarf steigt durch zusätzliche Behandlungsstufen. Nur die Aufbereitung von Grauwasser über einen bewachsenen Bodenfilter (Gcw) kann den Bedarf reduzieren. Das Ausgangsszenario W hat mit Ausnahme von Gcw den geringsten elektrischen Endenergiebedarf.

Beim thermischen Endenergiebedarf zeichnet sich ein differenzierteres Bild ab. Im Ausgangsszenario wird der Bedarf auf der Kläranlage durch die Wärmeerzeugung des BHKW gedeckt. In geringem Umfang wird ein Überschuss erzeugt. Da die thermische Endenergiebilanz im Ausgangsszenario fast ausgeglichen ist, können keine relativen Abweichungen betrachtet werden. Unterdrucksysteme haben grundsätzlich einen höheren thermischen Energiebedarf für die Erwärmung des Schwarzwassers als konventionelle Systeme für die Erwärmung des Primär- und Überschussschlamms. Dies liegt an den unterschiedlichen Volumenströmen. Die einwohnerspezifische Schwarzwassermenge ist mit 6,5 L/(E·d) (VGcw) höher als der einwohnerspezifische Schlammanfall (eingedickt) aus Vor- und Nachklärung mit 1,8 L/(E·d) (W) auf der Kläranlage. Die Ammoniumstrippung weist zusätzlich einen hohen thermischen Energiebedarf auf. Das Potential der Nutzung der thermischen Energie des Grauwassers zur Vorwärmung des Trinkwassers liegt bei bis zu 248 kWh/(E·a) und kann erheblich dazu beitragen, den thermischen Energiebedarf in der Gesamtbilanz zu reduzieren.

Die CSB-Gewässeremissionen verändern sich gegenüber dem Ausgangszustand für die 2-Stoffstromsysteme Urin und Grauwasser nur gering (+8 % bzw. -14 % bis +21 %). Demgegenüber werden die CSB-Emissionen in Szenarien einer anaeroben Schwarzwasserbehandlung deutlich reduziert (-53 % bis -40 %). Dies ist auf die zweistufige CSB-Elimination (anaerobe Behandlung mit anschließender Grauwasserbehandlung) zurückzuführen.

Die Stickstoffemissionen nehmen durch eine Urinseparation über alle Szenarien um 65 bis 81 % ab, da 80 % des gesamten Stickstoffs im Schmutzwasser aus dem Urin stammen und beim Vuna-Verfahren der Stickstoff vollständig entfernt bzw. zurückgewonnen wird. Die Grauwasserabtrennung hat kaum Einfluss auf die Stickstoffemissionen. Bei der Schwarzwasserbehandlung können die Emissionen steigen (+33 %) oder sinken (-59 %). Der Anstieg gilt für das Referenzszenario VGcw ohne Stickstoffelimination und das Szenario VGmbbrRhpw. Der Ablauf der Schwarzwasserbehandlung wird aufgrund der dezentralen Wasserwiederverwendung nicht der Grauwasserbehandlung hinzugefügt und profitiert nicht von deren Stickstoffeliminationsleistung.

Die Phosphoremissionen können mit Ausnahme einer alleinigen Urinseparation über alle Stoffstromtrennszenarien um bis zu 750 % zunehmen. Abgesehen von den bewachsenen Bodenfiltern ist die Reinigungsleistung der Grauwasseraufbereitungsverfahren hinsichtlich des Phosphors gering. Der Phosphoranteil im Grauwasserüberschuss, der nicht für die Toilettenspülung genutzt wird, wird direkt ins Gewässer emittiert. Durch Grauwasserrecycling kann der im aufbereiteten Grauwasser enthaltene Phosphor über die Schwarzwasserbehandlung entfernt werden.

Der Trinkwasserbedarf ist für fast alle Stoffstromtrennszenarien reduziert (-37 % bis -9 %). Dies liegt am geringeren Spülwasserbedarf für die sanitären Einrichtungen (Trenntoilette, Unterdrucktoilette) und/oder an der Wiederverwendung von aufbereitetem Grauwasser.

### 6.2.2 Umweltindikatoren

Die Wirkung der einzelnen Szenarien und Technologien hinsichtlich der Umweltindikatoren wird exemplarisch anhand einiger Beispiele dargestellt. Eine Übersicht über die relative Wirkung aller Szenarien im Vergleich zum Ausgangsszenario ist in Tabelle 6.6 und Abbildung 6.3 dargestellt. Die vollständigen Ergebnisse finden sich in Anlage 4 Tabelle A 12.

Tabelle 6.6: Relative Abweichung der Umweltindikatoren vom Szenario W

Stoffstromsystem (SSS) <sup>1)</sup>	Treibhausgaspotential	Primärenergiebedarf	Eutrophierungspotential
	in %	in %	in %
<b>2-SSS-G</b>	-98 bis +18	-55 bis +46	-2 bis +100
<b>2-SSS-U</b>	-42	-17	-75
<b>3-SSS-UG</b>	-135 bis -24	-160 bis +28	-71 bis -21
<b>2-SSS-SG</b>	-44 bis +73	-58 bis +226	-60 bis +81
<b>3-SSS-B/SUG</b>	+49	+102	-54

1) Die de-/semizentral behandelten Stoffströme sind hinter dem Bindestrich angegeben.

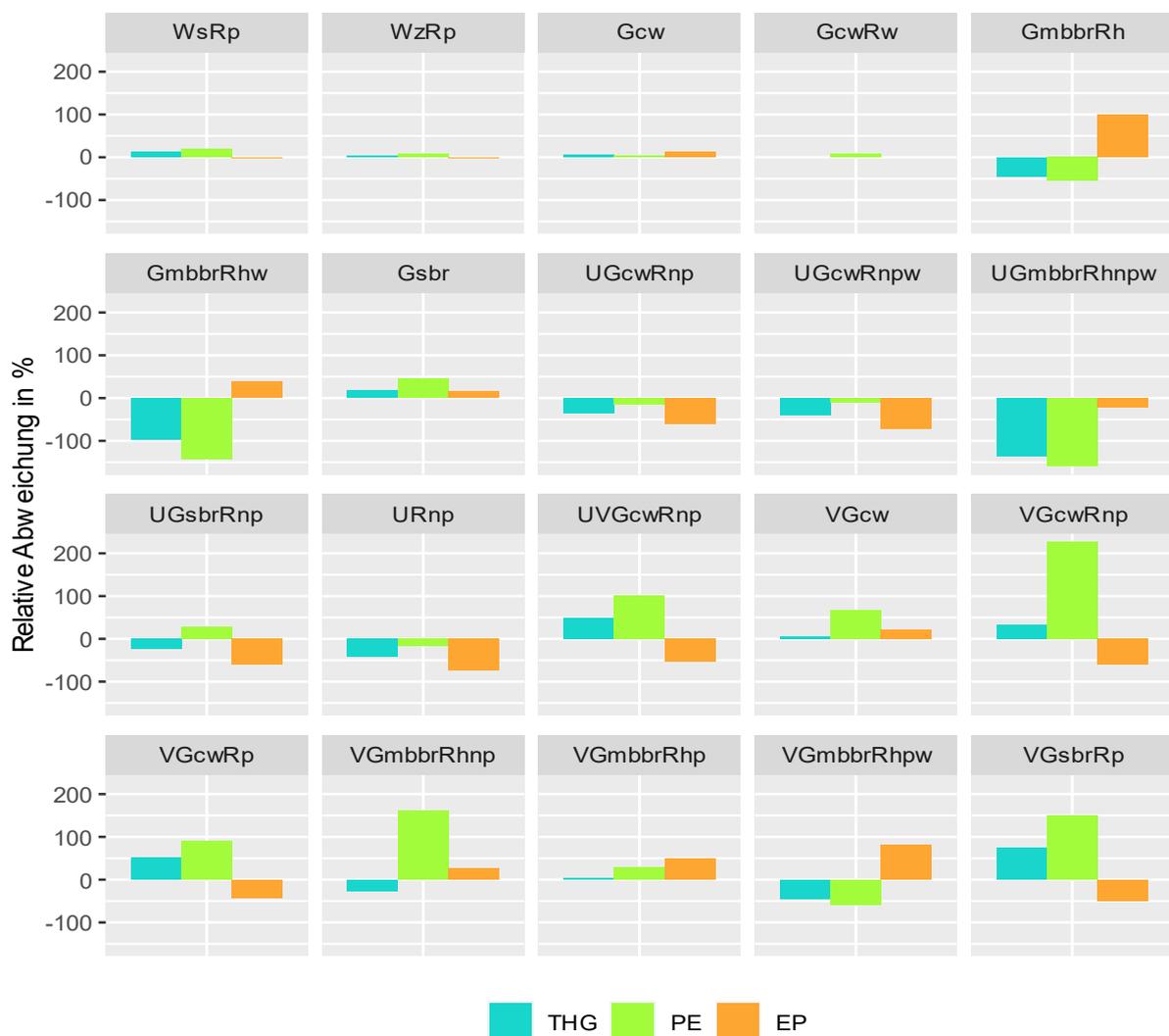


Abbildung 6.3: Relative Abweichungen der Umweltwirkungen aller Szenarien von Szenario W

Stoffstromtrennsysteme können das **Treibhausgaspotential** im Vergleich zum Ausgangsszenario *W* steigern oder senken. Die Spanne liegt bei -135 % (UGmbbrRhpw) bis +73 % (VGs-brRp). Ausschlaggebend sind das gewählte Stoffstromtrennsystem (SSS) und die eingesetzten Technologien. Durch den erhöhten elektrischen Energiebedarf der SSS erhöht sich das Treibhausgaspotential. Dies zeigt sich besonders bei den Unterdruckentwässerungssystemen. Durch die Nutzung der Ressource Abwasser wird das höhere Treibhausgaspotential durch den Energiebedarf teilweise kompensiert. Die Reduktion des Wasserbedarfs, die stoffliche Rückgewinnung (Stickstoff, Phosphor) und die energetische Nutzung reduzieren das Treibhausgaspotential teilweise erheblich. Das Grauwasserrecycling inkl. Wärmerückgewinnung in Kombination mit einer Düngemittelproduktion aus Urin (UGmbbrRhpw) kann das Treibhausgaspotential auf -16 kg CO<sub>2</sub>-äq/(E·a) reduzieren (Abbildung 6.4). Dies entspricht einer Reduktion um 135 % im Vergleich zu Szenario *W*. Die Wärme wird direkt am Ort des Anfalls genutzt, wodurch Verluste vermieden werden. Zudem werden der Trinkwasserverbrauch erheblich reduziert sowie Stickstoff und Phosphor aus Urin vollständig genutzt. Nährstoffrückgewinnung und Grauwasserwärmenutzung sind die Schlüsseltechnologien zur Reduzierung des Treibhausgaspotentials.

Da die Technologien OLAND-Reaktor, Ammoniumstrippung mit saurer Wäsche und MAP-Fällung zusätzlich ergänzt wurden, werden die Wirkungen der einzelnen Technologien näher erläutert. Beim OLAND-Reaktor wird Lachgas (N<sub>2</sub>O) emittiert. Beim Szenario VGmbbrRhpw sind 75 % des gesamten Treibhausgaspotentials auf den OLAND-Reaktor zurückzuführen. Vom gesamten Treibhausgaspotential des Reaktors entfallen 85 % auf die direkten Lachgasemissionen (Lachgas: 15,8 kg CO<sub>2</sub>-äq/(E·a) (63 %), OLAND-Reaktor insgesamt: 18,7 kg CO<sub>2</sub>-äq/(E·a) (75 %), gesamtes Szenario: 25,0 kg CO<sub>2</sub>-äq/(E·a)).

Auch die Ammoniumstrippung wirkt sich aufgrund des hohen Chemikalienbedarfs (Schwefelsäure und Natronlauge) und des hohen thermischen Energiebedarfs negativ auf das Treibhausgaspotential aus. Im Szenario VGmbbrRhpw stehen Emissionen in Höhe von 35,0 kg CO<sub>2</sub>-äq/(E·a) Gutschriften in Höhe von 27,0 kg CO<sub>2</sub>-äq/(E·a) gegenüber (d. h. 8,0 kg CO<sub>2</sub>-äq/(E·a) Netto-Emissionen). Somit verursacht das Verfahren unter Berücksichtigung der Gutschriften insgesamt 23 % des gesamten Treibhausgaspotentials dieses Szenarios.

Die MAP-Fällung hat eine geringe Wirkung auf das Treibhausgaspotential. In Szenario VGmbbrRhpw bedingt sie bspw. +5 % des gesamten Treibhausgaspotentials (Bau und Betrieb: +2,7 kg CO<sub>2</sub>-äq/(E·a) (+11 %), Gutschriften: 1,45 kg CO<sub>2</sub>-äq/(E·a) (-5 %), gesamt: 1,25 kg CO<sub>2</sub>-äq/(E·a) (+5 %), gesamtes Szenario: 25,0 kg CO<sub>2</sub>-äq/(E·a)).

Im Szenario URnp verursacht das Vuna-Verfahren 18,0 kg CO<sub>2</sub>-äq/(E·a) Treibhausgasemissionen. Durch die Substitution von Dünger werden Gutschriften in Höhe von

27,0 kg CO<sub>2</sub> äq/(E·a) angerechnet, sodass das Vuna-Verfahren insgesamt eine negative Bilanz (-9,0 kg CO<sub>2</sub>-äq/(E·a)) aufweist.

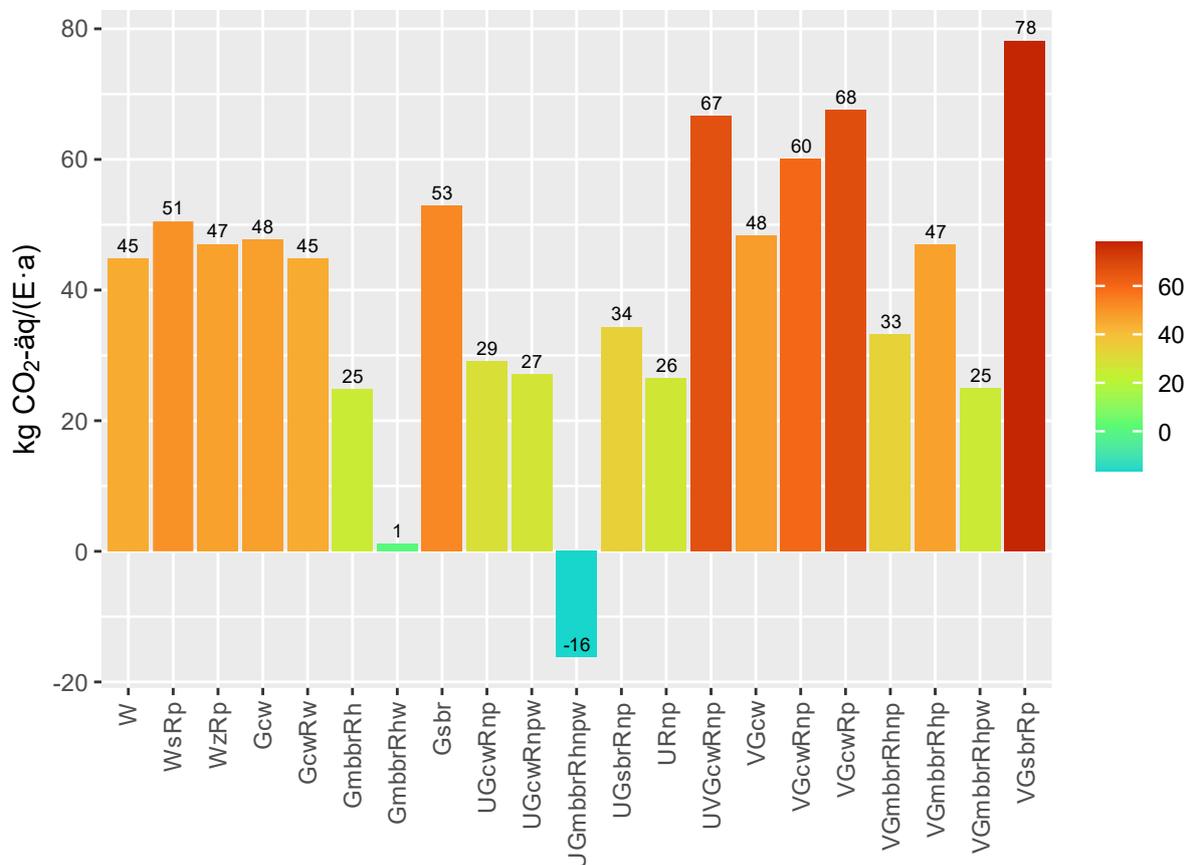


Abbildung 6.4: Kumuliertes Treibhausgaspotential aller Szenarien

Beim **Primärenergiebedarf** reicht die Spanne im Vergleich zum Szenario W von -160 % (UGmbrRhnw) bis +226 % (VcwRnp). Der elektrische Endenergiebedarf und vor allem der thermische Endenergiebedarf haben einen höheren Einfluss auf den Primärenergiebedarf als auf das Treibhausgaspotential. Dies liegt vor allem an den hohen Potentialen der Wärmerückgewinnung aus Grauwasser. Eine Gegenüberstellung aller Szenarien ist in Abbildung 6.5 dargestellt.

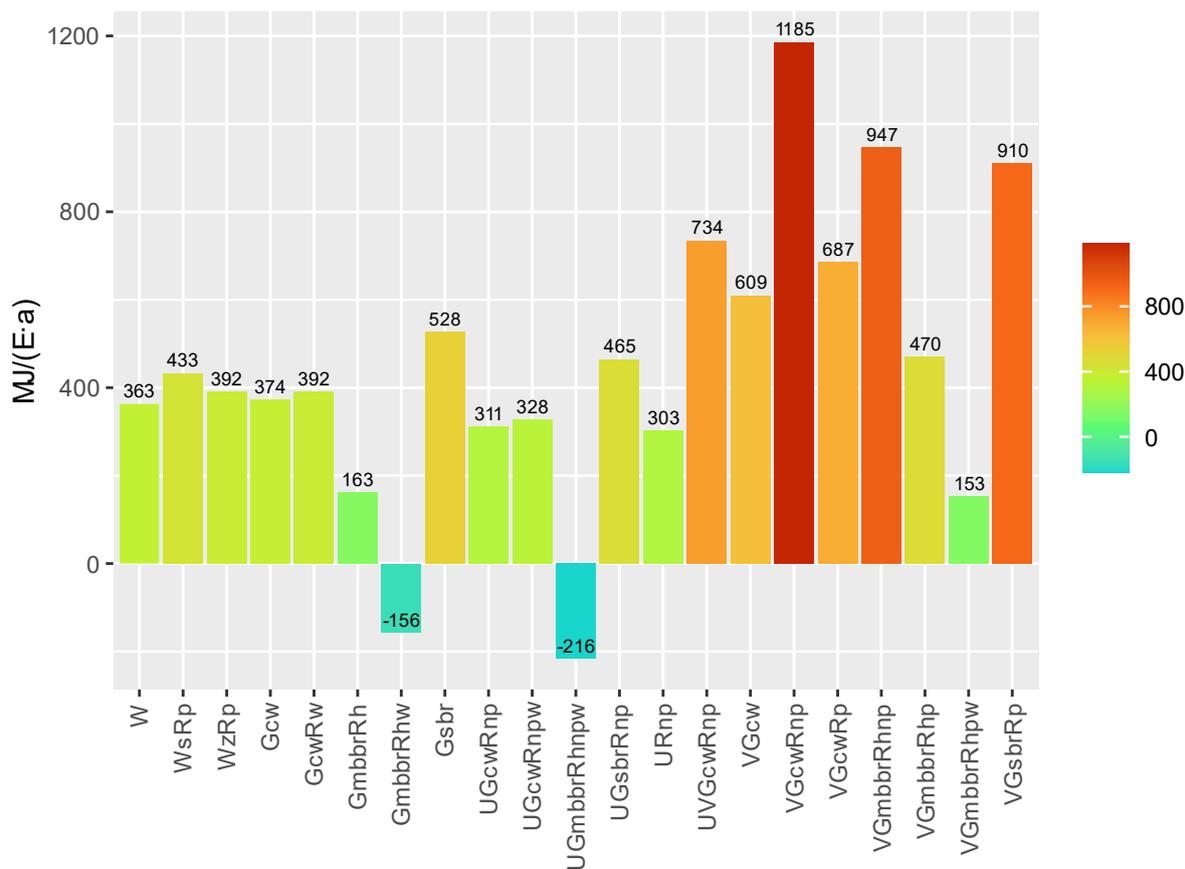
Die Ammoniumstrippung wirkt sich aufgrund des hohen Chemikalien- und Wärmebedarfs, analog zum Treibhausgaspotential, negativ auf die Bilanz des Primärenergiebedarfs aus. Im Szenario VGmbrRhnw bedingt sie einen Primärenergiebedarf in Höhe von 722 MJ/(E·a). Davon entfallen 180 MJ/(E·a) auf Schwefelsäure, 220 MJ/(E·a) auf Natronlauge, 85 MJ/(E·a) auf den elektrischen Energiebedarf und 233 MJ/(E·a) auf den thermischen Energiebedarf. Der Rest entfällt auf die Materialien der Konstruktion. Demgegenüber stehen 190 MJ/(E·a) an

Gutschriften durch die Stickstoffrückgewinnung. Unter Berücksichtigung der Gutschriften verursacht das Verfahren in dem Szenario 56 % des Primärenergiebedarfs.

Durch die Wärmerückgewinnung aus dem Grauwasser werden in dem Szenario 686 MJ/(E·a) Primärenergie eingespart. Demgegenüber stehen 418 MJ/(E·a) für den elektrischen Energiebedarf und 76 MJ/(E·a) für die Materialien der Konstruktion. Die Wärmerückgewinnung reduziert in dem Szenario den Primärenergiebedarf um 193 MJ/(E·a). Der gesamte Primärenergiebedarf liegt in dem Szenario bei 947 MJ/(E·a).

Das Vuna-Verfahren zeigt im Szenario URnp eine nahezu ausgeglichene Bilanz bezüglich des Primärenergiebedarfs. Der Primärenergiebedarf aufgrund des Baus und Betriebs liegt bei 210 MJ/(E·a) und steht Gutschriften in Höhe von 196 MJ/(E·a) gegenüber. Damit verursacht das Verfahren trotz eines hohen elektrischen Endenergiebedarfs nur 5 % des gesamten Primärenergiebedarfs dieses Szenarios. Aufgrund des durch die geringeren Stickstofffrachten verringerten elektrischen Endenergiebedarfs der Kläranlage wird der Primärenergiebedarf im Vergleich zum Szenario W reduziert.

Die Wirkung der MAP-Fällung auf den Primärenergiebedarf ist gering. Im Szenario VGmbrRhpw steht ein Primärenergiebedarf durch Bau und Betrieb von 43 MJ/(E·a) Gutschriften in Höhe von 19 MJ/(E·a) gegenüber. Diese sind im Vergleich zum gesamten Bedarf mit 2 065 MJ/(E·a) (ohne Gutschriften) bzw. 947 MJ/(E·a) (mit Gutschriften) sehr gering.



**Abbildung 6.5: Kumulierter Primärenergiebedarf aller Szenarien**

Eine Übersicht über die **Eutrophierungspotentiale** aller Szenarien ist in Abbildung 6.6 dargestellt. Das Eutrophierungspotential wird hauptsächlich durch die direkten Emissionen in den Vorfluter beeinflusst. Dabei spielen vor allem Stickstoff und Phosphor eine bedeutende Rolle. Der Materialeinsatz hat kaum Einfluss auf das Eutrophierungspotential. In Szenario VGmbrRhnp liegt das Eutrophierungspotential bei 0,0026 kg PO<sub>4</sub>-äq/(E·a) und hat damit einen Anteil von etwa 0,4 % des gesamten Eutrophierungspotentials (0,66 kg PO<sub>4</sub>-äq/(E·a)).

Durch die Urinseparation werden große Anteile des Stickstoffs und Phosphors aus dem Abwasser entfernt und können somit nicht in den Vorfluter gelangen. Dadurch zeigen alle Urinseparationsszenarien ein verringertes Eutrophierungspotential (0,13 bis 0,41 kg PO<sub>4</sub>-äq/(E·a)). Szenarien mit einer Grauwasseraufbereitung mittels MBBR weisen ein höheres Eutrophierungspotential auf (0,41 bis 1,04 kg PO<sub>4</sub>-äq/(E·a)). Die Grauwasseraufbereitung mittels MBBR hat eine Phosphoreliminationsleistung von lediglich 14 %. Überschüssiges Grauwasser wird in allen Szenarien in den Vorfluter eingeleitet. Da in allen Szenarien mit Grauwasserrecycling der Bedarf geringer als das Angebot ist, gelangen nennenswerte Phosphorfrachten ins Gewässer. Überschüssiges Grauwasser sollte entweder durch weitere

Verbraucher wiederverwendet werden (z. B für die Bewässerung) oder alternativ im Schmutzwasserkanal abgeleitet werden (sofern vorhanden).

Da das aufbereitete Schwarzwasser in den Unterdruckszszenarien teilweise in die Grauwwasseraufbereitung gegeben wird, zeigt sich hier ein ähnliches Bild. Das höhere Eutrophierungspotential ist im Wesentlichen auf die im Vergleich zum Ausgangsszenario geringe Phosphoreliminationsleistung des MBBR zurückzuführen.

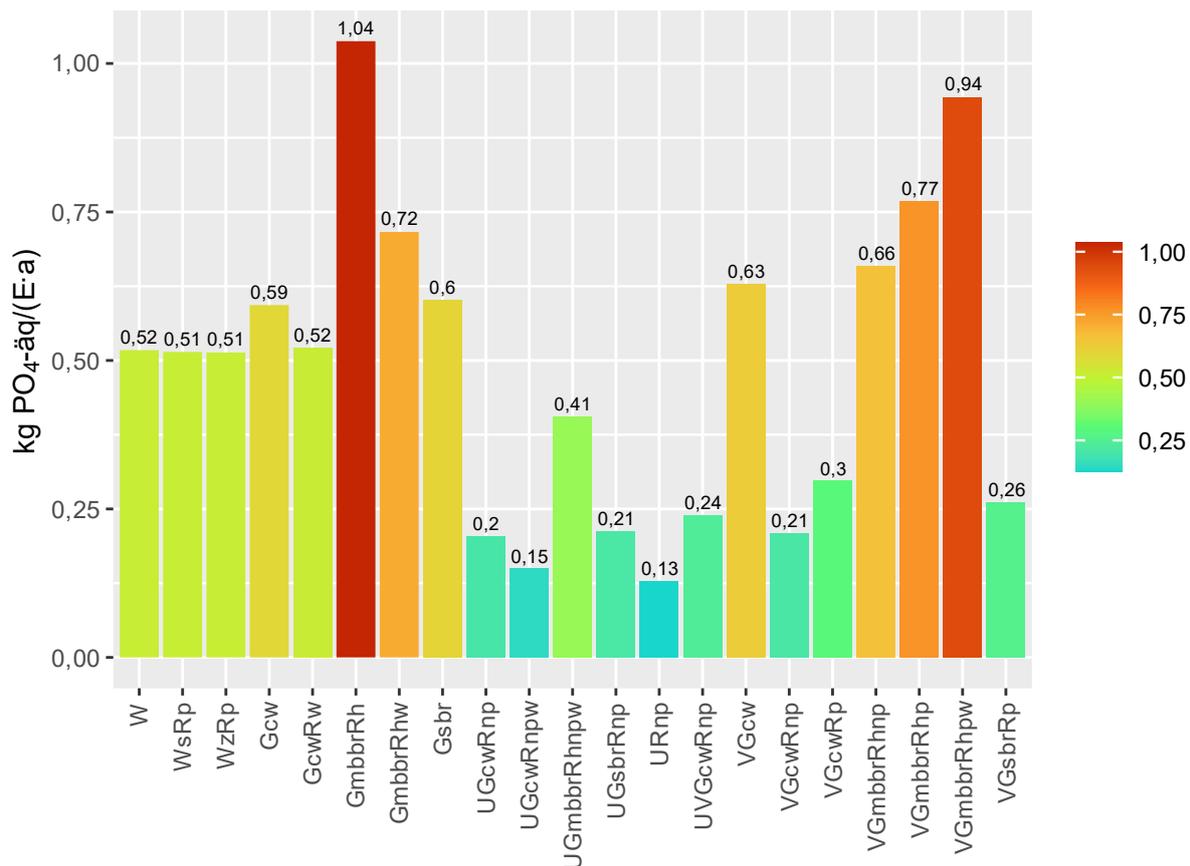


Abbildung 6.6: Kumuliertes Eutrophierungspotential aller Szenarien

### 6.2.3 Validierung und Einordnung

Die Plausibilität der Ergebnisse wird überprüft, indem die Treibhausgaspotentiale, der Primärenergiebedarf und die Ressourcenrückgewinnung mit nationaler und internationaler Literatur verglichen werden.

Im Ausgangsszenario (W) (und allen weiteren Szenarien mit Kläranlage) werden nicht für alle Parameter die default-Werte des Kläranlagenblocks von SampSONS2 übernommen (z. B. Energiebedarf). Daher wird das Szenario dem Ausgangsszenario aus DWA (2017) gegenübergestellt. Die Ergebnisse weichen zunächst stark voneinander ab. Das Szenario W weist +314 % der CO<sub>2</sub>-Äquivalente und +155 % des Primärenergiebedarfs auf. Bei einer genaueren Betrachtung der Rahmenbedingungen und Systemgrenzen fällt auf, dass in DWA (2017) weder die Trinkwasserbereitstellung, noch die direkten Emissionen oder der Bau in den

Szenarien berücksichtigt wurden. Nach Abzug dieser Prozesse in Szenario W verringern sich die Differenzen auf -15 % und -2 % (Tabelle 6.7).

**Tabelle 6.7: Gegenüberstellung des Treibhausgaspotentials und Primärenergiebedarfs des Szenarios W mit den Ergebnissen aus DWA (2017) inkl. Abweichungen**

	Treibhausgaspotential		Abw.	Primärenergiebedarf		Abw.
	in kg CO <sub>2</sub> -äq/(E-a)		in %	in MJ/(E-a)		in %
	Szenario W	DWA		Szenario W	DWA	
<b>Summe (Betrieb und Bau)</b>	45,5			374,9		
<b>Davon:</b>						
<b>Trinkwasserbereitstellung</b>	6,2			40,3		
<b>Direkte Emissionen</b>	21,9			0		
<b>Bau</b>	4,9			98,4		
<b>Differenz (Betrieb)</b>	12,6	14,5	-15	236,2	241,3 <sup>1)</sup>	-2

1) Umgerechnet von 67,0 kWh/(E-a)

In Tabelle 6.8 und Tabelle 6.9 werden die eigenen Ergebnisse hinsichtlich des Treibhausgaspotentials, des Primärenergiebedarfs und des Ressourcenrückgewinnungspotentials den Ergebnissen nationaler und internationaler Literatur gegenübergestellt. Betrachtet werden die konventionelle Behandlung von Schmutzwasser auf einer zentralen Kläranlage (Konventionell), die Urinseparation mit einer Behandlung von mindestens einem übrigen Abwasserteilstrom auf der zentralen Kläranlage (Urin + KA) und die Unterdruckentwässerung und Behandlung von Schwarzwasser mit einer Grauwasserbehandlung (VSW + GW).

Auffällig sind die besonders hohen Treibhausgaspotentiale und Primärenergiebedarfe der älteren Studien von Hillenbrand (2009) und Remy (2010) sowie die tendenzielle Abnahme bei neueren Studien. Ein Grund hierfür kann der sich verändernde Strommix sein. Grüner Strom aus nachhaltigen Energiequellen reduziert das Treibhausgaspotential sowie den Primärenergiebedarf für den Betrieb und die Herstellung von Materialien. Der Strommix ist zusätzlich eine maßgebende lokale Rahmenbedingung, welche sich von Region zu Region unterscheidet. Bei Kjerstadius et al. (2017) liegen die CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro kWh Strom bei 0,067 kg. Dies wird mit dem hohen Anteil an Wasserkraftanlagen in Schweden begründet. In Hilton et al. (2021) zeigt sich besonders der regionale Unterschied: Das Treibhausgaspotential für eine Kilowattstunde Strom liegt je nach betrachtetem US-Bundesstaat bei 0,107 kg CO<sub>2</sub>-äq (Vermont), 0,544 kg CO<sub>2</sub>-äq (Michigan) und 0,450 kg CO<sub>2</sub>-äq (Virginia).

In SAmPSONS2 werden 0,614 kg CO<sub>2</sub>-Äq/kWh (Strommix von 2004, Icha et al. 2022) für die Kalkulation als default-Wert verwendet. Geringe CO<sub>2</sub>-Äquivalente und Primärenergiebedarfe für Strom begünstigen energieintensive Systeme, z. B. wie die Unterdruckszszenarien.

Das Treibhausgaspotential der konventionellen zentralen Abwasserbehandlung stimmt mit den übrigen Literaturwerten gut überein. Die große Spannweite der eigenen Untersuchung hinsichtlich der Urinseparation ist auf die betrachteten Grauwasseraufbereitungstechnologien zurückzuführen.

Während bei mehreren Studien eine Stoffstromtrennung auf geringere Umweltwirkungen hinweist (de Graaf und van Hell 2014; Kjerstadius et al. 2017; Lehtoranta et al. 2022; Remy 2010), zeigt nur eine Studie größere Umweltwirkungen (Thibodeau 2014). Die übrigen Studien weisen ein differenziertes Bild auf: Die Umweltwirkungen können sich in Abhängigkeit von lokalen Rahmenbedingungen und der Verfahrenswahl sowohl steigern als auch senken (Besson et al. 2021; Hilton et al. 2021; Meinzinger 2010; Thibodeau et al. 2014).

Die eigenen Ergebnisse lassen keine eindeutige Bevorzugung eines bestimmten Stoffstromtrennsystems zu. Einzig eine alleinige Urinseparation verspricht hinsichtlich aller Umweltindikatoren eine Verbesserung. Hier wurde allerdings nur eine einzige Aufbereitungstechnologie und dementsprechend nur ein Szenario untersucht. Bei allen anderen Systemen hängt das Ergebnis stark von den ausgewählten Technologien und Technologiekombinationen ab.

Die Ressourcenrückgewinnungspotentiale sind bei Stoffstromtrennsystemen in allen Studien höher als im konventionellen System. Das besonders hohe Stickstoffrückgewinnungspotential der eigenen Szenarien ist auf das Vuna-Verfahren zurückzuführen, da der Stickstoff dabei potenziell zu 100 % zurückgewonnen werden kann.

Tabelle 6.8: Vergleich des Treibhausgaspotentials und des Primärenergiebedarfs internationaler Studien für verschiedene Sanitärsysteme

	Treibhausgaspotential in kg CO <sub>2</sub> -äq/(E-a)			Primärenergiebedarf in MJ/(E-a)		
	Konventionell	Urin + KA	VSW + GW	Konventionell	Urin + KA	VSW + GW
Hillenbrand (2009)	240 bis 245	-	-	3 000 bis 3 125	-	-
Remy (2010)	139 bis 148	94 bis 144	75 bis 90	1 220 bis 1 430	820 bis 1425	750 bis 1 000
Meinzinger (2010)	-	-	-	2 225 ±446	1 992 ± 460	3 156 ± 528
de Graaf und van Hell (2014) <sup>1)</sup>	32,2 bis 39,8	-	-22,4 bis 44,8	54,0 bis 316,1	-	-663,8 bis 102,2
Thibodeau et al. (2014)	31	-	22 bis 43	560	-	400 bis 760
Thibodeau (2014)	53	-	65	790	-	990
Kjerstadius et al. (2017)	-12 bis 48	-	-37 bis -10	-	-	-
DWA (2017)	14,5	-30,7 bis -20,4	-7,5	241,3	-248,9 bis -54	-79,4
Besson et al. (2021)	82,5	45	105	-	-	-
Hilton et al. (2021)	27,2 bis 47,6	14,6 bis 33,5	-	440 bis 631	297 bis 456	-
Lehtoranta et al. (2022)	54,6	15,8	13,1	-	-	-
Malila et al. (2019)	-	64	55	-	-	-
Eigene Ergebnisse:	45 bis 51	-16 bis 34	25 bis 78	363 bis 433	-216 bis 465	153 bis 1 185
			1 bis 53 <sup>2)</sup>			-156 bis 528 <sup>2)</sup>

1) Es wurden nur thermische und elektrische Energie für die Kalkulation des Primärenergiebedarfs berücksichtigt.

2) Grauwasserabtrennung mit Schwarzwasserbehandlung auf der Kläranlage.

**Tabelle 6.9: Vergleich der pflanzenverfügbaren Phosphor- und Stickstoffrückgewinnungspotentiale internationaler Studien für verschiedene Sanitärsysteme**

	Phosphorrückgewinnung in kg/(E-a)			Stickstoffrückgewinnung in kg/(E-a)		
	Konventionell	Urin + KA	VSW + GW	Konventionell	Urin + KA	VSW + GW
<b>Hillenbrand (2009)</b>	-	-	-	-	-	-
<b>Remy (2010)</b>	0,12 bis 0,61	0,50 bis 0,65	0,72	0,03 bis 0,43	2,32 bis 2,58	3,24 bis 3,26
<b>Meinzinger (2010)</b>	0,03 ± 0,02	0,20 ± 0,09	0,61 ± 0,22	0,11 ± 0,08	2,26 ± 0,74	4,23 ± 1,08
<b>de Graaf und van Hell (2014)</b>	-	-	-	-	-	-
<b>Thibodeau et al. (2014)</b>	0,54	-	0,59 bis 0,61	0,39	-	0,38 bis 2,25
<b>Thibodeau (2014)</b>	0,54	-	0,6	0,39	-	2,12
<b>Kjerstadius et al. (2017)</b>	0,19 bis 0,31	-	0,57 bis 0,61	0,54 bis 0,79	-	3,82 bis 3,89
<b>DWA (2017)</b>	0	0,24	0,5	0	2,60 bis 3,00	0,40
<b>Besson et al. (2021)<sup>1)</sup></b>	0,12	0,54	0,67	0,34	2,74	3,08
<b>Hilton et al. (2021)</b>	-	-	-	-	-	-
<b>Lehtoranta et al. (2022)<sup>2)</sup></b>	0,43 (0,00)	0,50 (0,25)	0,44 (0,34)	0,17	2,19	0,56
<b>Malila et al. (2019)<sup>2)3)</sup></b>	0,39 (0,00)	0,38 (0,36)	0,36 (0,34)	0,40 (0,00)	2,61 (2,61)	1,26 (1,26)
<b>Eigene Ergebnisse<sup>4)</sup>:</b>	0,00 bis 0,14	0,36	0,42 bis 0,52	0,02 bis 0,03	3,72	3,53 bis 4,02

1) Kalkuliert aus der Nährstoffbilanz (Klärschlamm wird nicht berücksichtigt).

2) In Klammern steht die nicht chemisch gebundene Fracht (z. B. Schlamm durch Eisenfällung).

3) Kalkuliert aus der Nährstoffbilanz.

4) Produkte: Struvit, Aurin und Ammoniumsulfat mit 100%iger Pflanzenverfügbarkeit (Kjerstadius et al. 2016; Remy 2010; Römer 2013).

Um die Ergebnisse der Tabelle 6.8 und Tabelle 6.9 einordnen zu können, sind die Systemgrenzen und Parameter, in welchen sich die Studien unterscheiden, in Tabelle 6.10 dargestellt. Wesentliche Unterschiede finden sich bei der Betrachtung von Trinkwasser und Bioabfall. Der Einfluss der Baumaterialien wird dagegen als gering eingeschätzt.

**Tabelle 6.10: Systemgrenzen und berücksichtigte Parameter internationaler Studien**

	Treibhausgas-	Trinkwasser	Bioabfall	Baumaterialien	Schlamm-	Betrieb (Energie)
<b>Hillenbrand (2009)</b>	x	?	-	x	x	x
<b>Remy (2010)</b>	x	x	x	x	x	x
<b>Meininger (2010)</b>	-	x	x	-	x	x
<b>de Graaf und van Hell (2014)(de Graaf und van Hell 2014)</b>	-	x	x	x	-	x
<b>Thibodeau et al. (2014)</b>	x	x	x	x	x	x
<b>Thibodeau (2014)</b>	x	x	x	x	x	x
<b>Kjerstadius et al. (2017)</b>	x	-	x	x	x	x
<b>DWA (2017)</b>	-	-	-	-	-	x
<b>Besson et al. (2021)</b>	x	x	-	x	?	x
<b>Hilton et al. (2021)</b>	x	x	-	x	x	x
<b>Lehtoranta et al. (2022)</b>	x	?	-	x	x	x
<b>Malila et al. (2019)</b>	x	-	-	x	x	x
<b>Eigene Untersuchungen</b>	x	x	-	x	-	x

x = wird berücksichtigt

- = wird nicht berücksichtigt

? = keine Informationen vorhanden

### 6.3 Fazit und Empfehlungen

Stoffstromtrennsysteme können zur Reduktion oder Steigerung von Umweltwirkungen der Abwasserentsorgung beitragen. Dies hängt von der Wahl des Stoffstromtrennsystems und den eingesetzten Technologien ab. Als Schlüsseltechnologien zur Reduzierung des Treibhausgaspotentials und des Primärenergiebedarfs wurden das Grauwasserrecycling mit Wärmerückgewinnung und die Urinseparation mit anschließender Düngemittelproduktion identifiziert. Diese Systeme können auch im kleineren Maßstab eines Gebäudekomplexes umgesetzt werden. Voraussetzung für die wirtschaftliche Rentabilität ist eine ausreichende Anzahl an

angeschlossenen Einwohnern (Grauwasserrecycling: > 35 Einwohner, Urinseparation: > 100 Einwohner). Dies sind Richtwerte, welche aufgrund verschiedener Rahmenbedingungen (z. B. Strompreis) lokal stark variieren können.

Unterdrucksysteme können sich hinsichtlich verschiedener Indikatoren ebenfalls positiv auswirken. Diese Systeme sind allerdings erst ab einer Größenordnung von 1 000 bis 1 500 Einwohnern wirtschaftlich rentabel bzw. haben vergleichbare Kosten wie zentrale Systeme (de Graaf und van Hell 2014).

Die Ergebnisse bezüglich des Treibhausgaspotentials und Primärenergiebedarfs werden primär durch den Betrieb und nur geringfügig vom Materialeinsatz (Bau) beeinflusst. Dementsprechend sind sie maßgeblich vom Strommix und Chemikalieneinsatz abhängig. Durch die steigende Nutzung erneuerbarer Energien profitieren künftig besonders energieintensive Verfahren, wie beispielsweise die Urinaufbereitung mit dem Vuna-Verfahren. Die Ammoniumstripung mit saurer Wäsche wirkt sich aufgrund des hohen Chemikalieneinsatzes besonders negativ auf die Umweltindikatoren aus.

Bei der Einleitung von (aufbereitetem) Grauwasser in einen Vorfluter sollte darauf geachtet werden, dass die Behandlungsanlage Phosphor in einem ausreichenden Maße entfernt. Die Einleitung von Phosphor aus Grauwasser ist wesentlich für das höhere Eutrophierungspotential verschiedener Szenarien verantwortlich. Alternativ sollte das überschüssige Grauwasser in der Kanalisation zur zentralen Abwasserbehandlung abgeleitet werden.

#### 6.4 Quartiere Baukau und Pantringshof

Im IST-Zustand wird die Ressource Abwasser bzw. Schmutzwasser in den Quartieren Baukau und Pantringshof in Herne nicht genutzt. Das Schmutzwasser wird gesammelt und in der Kläranlage Bottrop behandelt. Basierend auf den vorangegangenen Untersuchungen der verschiedenen NASS-Szenarien werden aufgrund der geringen Umweltwirkungen das Grauwasserrecycling mit Wärmerückgewinnung sowie eine Urinseparation mit anschließender Düngemittelproduktion als besonders geeignet für beide Quartier betrachtet. Die Umsetzung beider Maßnahmen stellt den SOLL-Zustand dar. Im Transformationszustand wird zunächst das Grauwasserrecycling mit Wärmerückgewinnung umgesetzt. Vorbereitende Arbeiten für die Urinseparation, wie die Verlegung einer weiteren Leitung für Urin können ggf. parallel durchgeführt werden, werden in dem Szenario aber nicht berücksichtigt.

Stoffstromtrennsysteme sind in kleineren Wohneinheiten häufig unwirtschaftlich. Daher werden im Quartier Baukau alle Gebäudekomplexe mit mehr als 35 Einwohnern und im Quartier Pantringshof alle Gebäudekomplexe mit mehr als 50 Einwohnern für eine Stoffstromtrennung ausgewählt. Die unterschiedlich gewählten Größen sind in der Lage der Gebäudekomplexe begründet. Die Gebäudekomplexe stehen in beiden Quartieren in unmittelbarer Nähe

zueinander, sodass der Transportweg der einzelnen Schmutzwasserteilströme reduziert werden kann. Damit werden insgesamt 783 der 3 418 Einwohner (23 %, Baukau) bzw. 806 der 2 440 Einwohner (33 %, Pantringshof) an eine Stoffstromtrennung angeschlossen. Als Vorlage für die Modellierung wird das Szenario W für den IST-Zustand, das Szenario GmbbrRhw für den Transformationszustand und das Szenario UGmbbrRhnw für den SOLL-Zustand jeweils für beide Quartiere gewählt. In Abbildung 6.7 ist der IST-Zustand, in Abbildung 6.8 der Transformationszustand und in Abbildung 6.9 der SOLL-Zustand in SAmPSONS2 dargestellt. Für beide Quartiere ist der Aufbau identisch und unterscheidet sich nur in der Parametrisierung der einzelnen Blöcke und den hinterlegten Globalparametern.

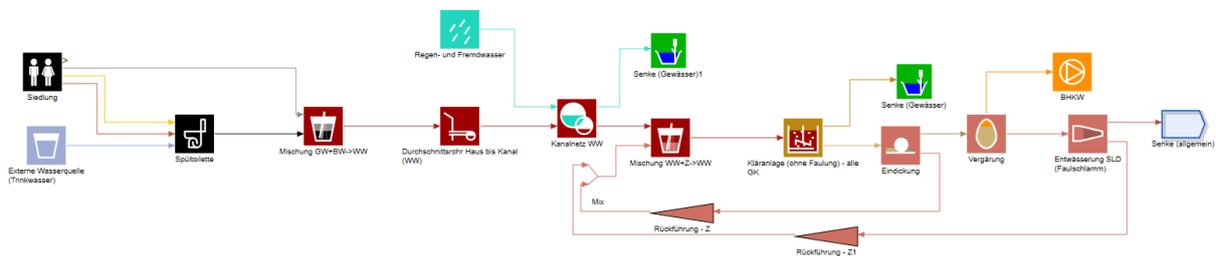


Abbildung 6.7: Darstellung des IST-Zustandes in SAmPSONS2

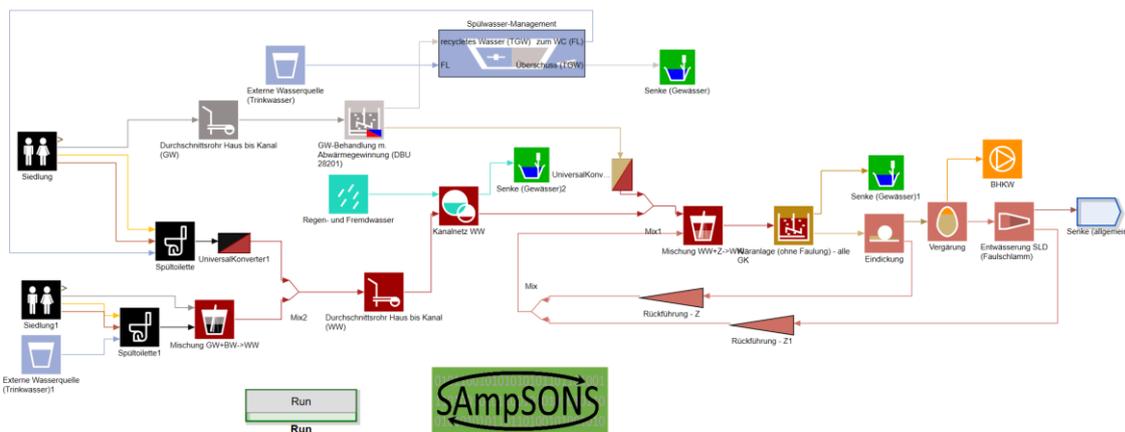


Abbildung 6.8: Darstellung des Transformationszustandes in SAmPSONS2



Tabelle 6.11: Bilanzindikatoren des IST-, Transformations- und SOLL-Zustandes von Baukau und Pantringshof

Szenario	Energiebedarf		Gewässeremissionen			Ressourcenrückgewinnung		Trinkwasserbedarf in L/(E-a)
	in kWh/(E-a)		in kg/(E-a)			in kg/(E-a)		
	elektrisch	thermisch	CSB	Phosphor	Stickstoff	Phosphor	Stickstoff	
<b>Baukau</b>								
W	21	-5	1,83	0,02	0,93	0	0	108
GmbbrRhw	29	-64	1,78	0,04	0,94	0	0	99
UGmbbrRhnppw	32	-64	1,77	0,04	0,77	0,08	0,85	99
<b>Pantringshof</b>								
W	21	-6	1,83	0,02	0,93	0	0	108
GmbbrRhw	36	-81	1,75	0,04	0,94	0	0	95
UGmbbrRhnppw	36	-90	1,74	0,05	0,7	0,12	1,23	95

Tabelle 6.12: Relative Abweichung der einzelnen Bilanzindikatoren des SOLL- und Transformationszustands vom IST-Zustand von Baukau und Pantringshof

Szenario	Energiebedarf		Gewässeremissionen			Trinkwasserbedarf in %
	in %		in %			
	elektrisch	CSB	Phosphor	Stickstoff		
<b>Baukau</b>						
GmbbrRhw		+38	-3	+100	+1	-8
UGmbbrRhnppw		+52	-3	+100	-17	-8
<b>Pantringshof</b>						
GmbbrRhw		+71	-4	+100	+1	-12
UGmbbrRhnppw		+71	-5	+150	-25	-12

Die Umweltwirkungen des IST-, Transformations- und SOLL-Zustandes beider Quartiere sind in Tabelle 6.13 dargestellt. Trotz des erhöhten elektrischen Endenergiebedarfs werden das Treibhausgaspotential im SOLL-Zustand um 24 % bzw. 29 % und der Primärenergiebedarf um 22 % bzw. 39 % reduziert (Tabelle 6.14). Dies ist hauptsächlich auf die Wärmerückgewinnung aus Grauwasser und die zusätzliche Rückgewinnung von Nährstoffen zurückzuführen. Das Eutrophierungspotential nimmt bei beiden Szenarien leicht ab (-6 % bzw. -8 %). Die starke Zunahme der Phosphoremissionen wirkt sich nur geringfügig auf das Eutrophierungspotential aus, da die Emissionen im IST-Zustand bereits sehr gering sind.

**Tabelle 6.13: Umweltwirkungen des IST-, Transformations- und SOLL-Zustandes von Baukau und Pantringshof**

Szenario	Treibhausgaspotential in kg CO <sub>2</sub> -äq/(E·a)	Primärenergiebedarf in MJ/(E·a)	Eutrophierungspotential in kg PO <sub>4</sub> -äq/(E·a)
<b>Baukau</b>			
<b>W</b>	45	366	0,52
<b>GmbbrRhw</b>	36	283	0,56
<b>UGmbbrRhnpw</b>	34	287	0,49
<b>Pantringshof</b>			
<b>W</b>	45	377	0,52
<b>GmbbrRhw</b>	35	294	0,58
<b>UGmbbrRhnpw</b>	32	229	0,48

**Tabelle 6.14: Relative Abweichung der einzelnen Umweltindikatoren des SOLL- und Transformationszustands vom IST-Zustand von Baukau und Pantringshof**

Szenario	Treibhausgaspotential in %	Primärenergiebedarf in %	Eutrophierungspotential in %
<b>Baukau</b>			
<b>GmbbrRhw</b>	-20	-23	+8
<b>UGmbbrRhnpw</b>	-24	-22	-6
<b>Pantringshof</b>			
<b>GmbbrRhw</b>	-22	-22	+12
<b>UGmbbrRhnpw</b>	-29	-39	-8

Die hier umgesetzte Stoffstromtrennung wirkt sich hinsichtlich der Umweltwirkungen positiv auf beide Quartiere aus. Die Unterschiede in den einzelnen Quartieren sind hauptsächlich in

---

der unterschiedlichen Anzahl der an eine Stoffstromtrennung angeschlossenen Einwohner begründet.

## 7 Ökobilanzierung

*R. Arendt, V. Bach, M. Finkbeiner*

Zur Evaluation der ökologischen Auswirkungen der Abwassersysteme wurde eine Ökobilanz durchgeführt. Dabei galt es zu überprüfen, ob die vereinfachende Ökobilanzierung mit der Software SAmPSONS2 (Schütze et al. 2019) vergleichbare Ergebnisse zur Ökobilanzsoftware und Datenbank GaBi (Sphera Solutions Inc. 2021) liefert. Die in diesem Kapitel dargestellte Ökobilanzierung bezieht sich auf den Stand der Abwasserbehandlungsszenarien zum Projektzeitpunkt März/April 2021. Von den finalen Szenarien wurde lediglich eine Evaluation mit der Ökobilanzsoftware SAmPSONS2 durchgeführt (siehe Kapitel 6.2). Die hier dargestellten Ergebnisse basieren auf der Masterarbeit von Anne Lange (Lange 2022), wurden aber im Projekt in den entsprechenden Kontext des Stadtquartiers Baukau-Ost in Herne gestellt. Im Folgenden wird zunächst der Ziel- und Untersuchungsrahmen ausgeführt, gefolgt von der Sachbilanz und der Darstellung der Ergebnisse sowie einer kurzen Einordnung der Rolle von ressourcenorientierten Sanitärsystemen (siehe Szenarien 2-4) für die nachhaltige Quartiersentwicklung.

### 7.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Die Ökobilanz wird durchgeführt, um konventionelle und alternative Abwassersysteme für das Stadtquartier Herne Baukau-Ost zu vergleichen. Sie verfolgt drei Unterziele:

- Identifikation der besten Szenarien
- Ermittlung der Ergebnisse der Umweltauswirkungen der verschiedenen Szenarien
- Vergleich der GaBi-Ergebnisse mit den SAmPSONS2-Ergebnissen zur Überprüfung, ob eine Analyse mit SAmPSONS2 ausreicht, um ein Ranking der Szenarien aufzustellen

Die Szenarien werden in IST- und SOLL-Szenarien unterteilt. Das erste Szenario entspricht dem IST-Szenario, während alle weiteren Szenarien SOLL-Szenarien darstellen.

Die vier bilanzierten Szenarien betrachten die folgenden Abwasserbehandlungstechnologien:

1. Klassische Abwasserbehandlung: Grauwater wird gemeinsam mit Schwarzwasser in einer Kläranlage behandelt (IST-Szenario)
2. Schwarzwasser wird in einer Kläranlage behandelt, Grauwater wird wiederverwendet und zur Toilettenspülung verwendet. Abwärme von Grauwater wird über einen Wärmetauscher zurückgewonnen.
3. Es wird eine Trennung von Urin und Fäzes vorgenommen. Der Urin wird mithilfe der Vuna-Urin-Technologie behandelt, wobei das Düngemittel Aurin gewonnen wird. Fäzes und Grauwater werden gemeinsam in einer Kläranlage behandelt.

- Die Technologien aus Szenario 2 und 3 werden kombiniert: Grauwasser wird recycelt, Abwärme zurückgewonnen und Urin zur Gewinnung von Aurin separat gesammelt.

Eine aufgeschlüsselte und detailliertere Beschreibung der Szenarien findet sich in der Arbeit von Anne Lange (2022). Da die gemeinsame Funktion der Systeme ist, dass sie jeweils anfallendes Abwasser entsorgen und aufbereiten, wird die funktionelle Einheit definiert als:

“Die Sammlung, der Transport, die Behandlung und Entsorgung von kommunalem Abwasser, einschließlich der Entsorgung extrahierter Feststoffe für eine Person in einem Jahr im Stadtteil Baukau-Ost in Herne.”

Die mögliche Verwendung von Regen- und Sickerwasser werden im R2Q-Projekt in dem entsprechenden Teilkapitel ökobilanziell untersucht (Leitfaden RessourcenPlan, Teil 2.1) und daher nicht in diesem Teilkapitel bewertet. Die Behandlung von Industrieabwässern wird nicht berücksichtigt.

Die betrachteten SOLL-Szenarien sind multifunktional und stellen neben den definierten primären Funktionen zusätzliche sekundäre Funktionen zur Verfügung, wie die Bereitstellung von Wärme, Brauchwasser durch Grauwasseraufbereitung und Dünger (Abbildung 7.1).



Abbildung 7.1: Primär- und Sekundärfunktionen der betrachteten Systeme

Diese Sekundärfunktionen werden von Szenario 1 (IST-Szenario) nicht erfüllt. Um Allokationen zu vermeiden wie von der ISO 14040/44 vorgegeben, wurde eine Systemerweiterung durchgeführt. Die Systemerweiterung führt dazu, dass in Szenario 1 und Szenario 2 zusätzlich Düngemittel modelliert werden muss, entsprechend der Menge, die in Szenarien 3 und Szenario 4 erzeugt wird. Zur Verfügung stehende Energie wird in der GaBi-Modellierung ebenso wie in der Modellierung nach SAmPSONS2 als Gutschrift berücksichtigt. Für die Evaluation der Systeme werden die Systemgrenzen von der Wiege bis zur Bahre gewählt, also alle Lebenswegabschnitte betrachtet.

## 7.2 Sachbilanz

Dieses Kapitel erläutert die Sachbilanz. Zunächst werden Fließbilder der vier Szenarien erstellt. Basierend auf diesen wurden die Prozesse in SAmPSONS2 und GaBi modelliert. Diese Prozesse sind durch Stoff- und Energieflüsse von Zwischenprodukten oder zu behandelnden Abfällen und Abwässern miteinander verbunden (Abwasser, Grauwasser, Schwarzwasser, Gelbwasser, Braunwasser sowie Frischwasser, behandeltes Abwasser und behandeltes Grauwasser, Schlamm und Düngemittel). In Abbildung 7.2 und Abbildung 7.3 werden Szenario 1 und 4 dargestellt. Szenario 2 und 3 werden nicht visualisiert, da sie sich aus der Abbildung von Szenario 4 ergeben, welches eine Kombination aus Szenario 2 und 3 ist.

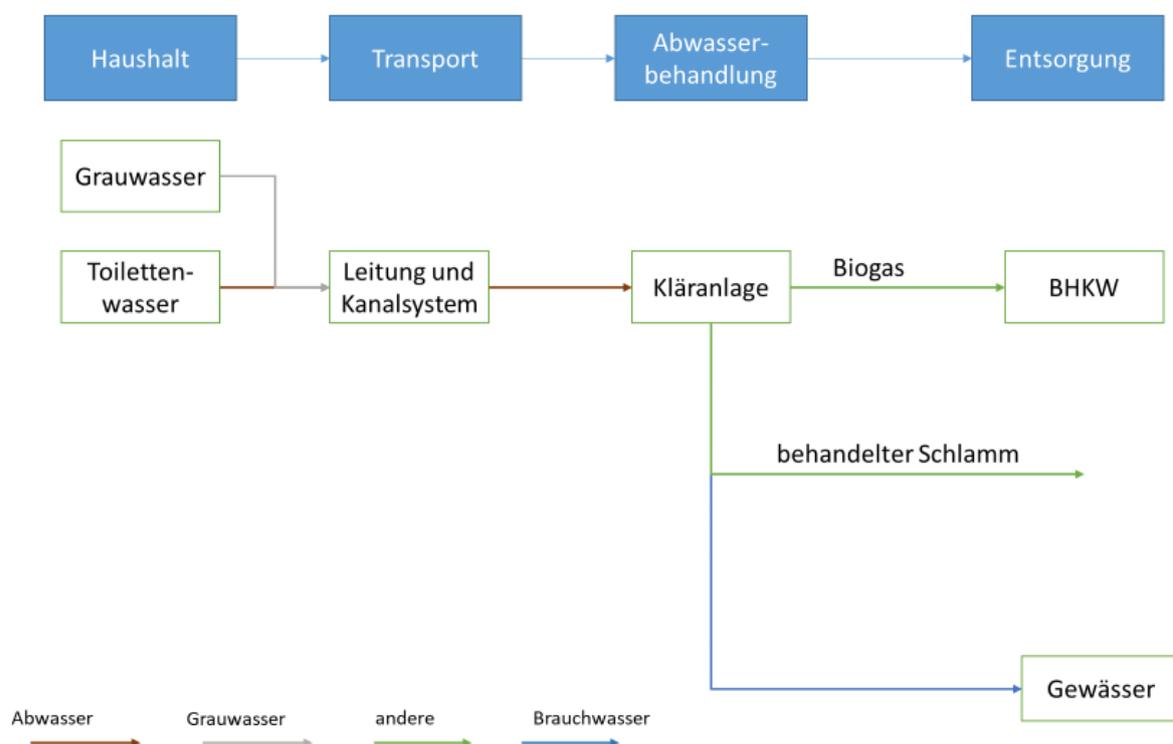
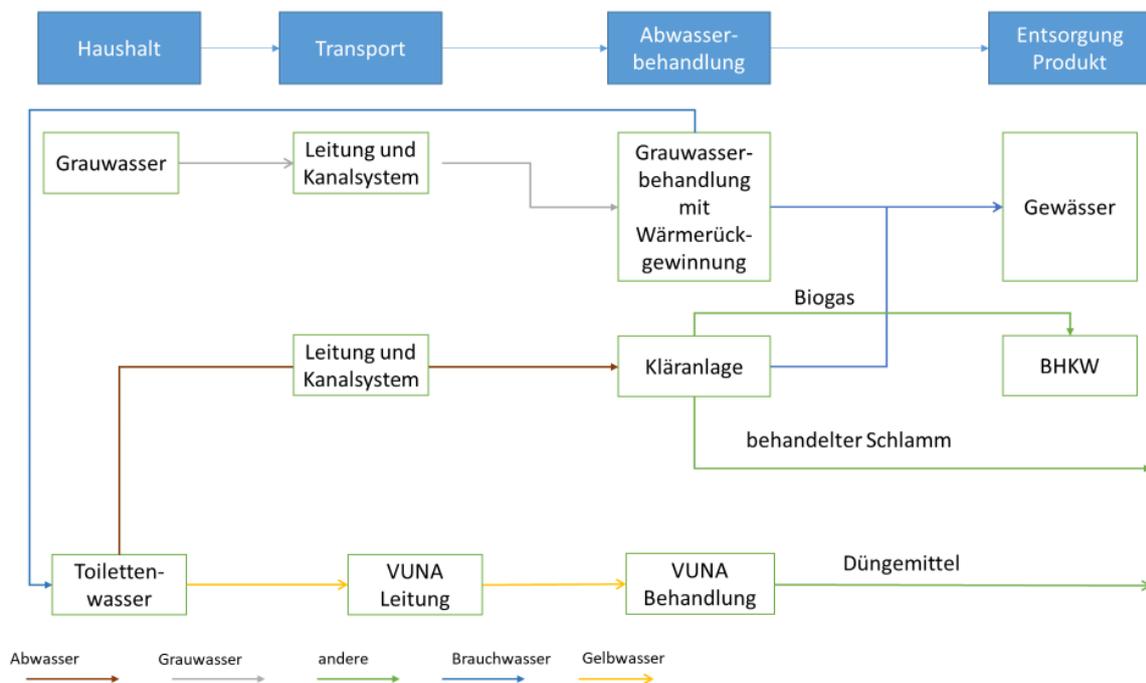


Abbildung 7.2: Fließbild von Szenario 1 (IST-Szenario) basierend auf Lange (2022)

Im IST-Szenario (Abbildung 7.2) werden Grauwasser und Schwarzwasser (Toilettenwasser) gemeinsam in die Kläranlage geleitet. Aus der Kläranlage wird behandeltes Abwasser ins Oberflächengewässer abgeleitet. Biogas, das in der Kläranlage gewonnen wird, wird zur Energiegewinnung in einem Blockheizkraftwerk (BHKW) genutzt. Die weiteren Entsorgungsschritte des behandelten Schlammes werden nicht betrachtet.



**Abbildung 7.3:** Fließbild von Szenario 4 (Szenario mit Trenntoilette und Wärmerückgewinnung) basierend auf Lange (2022)

Im Szenario 4 (Abbildung 7.3) werden Grauwasser und Schwarzwasser getrennt gesammelt. Das Schwarzwasser wird in der Trenntoilette in Gelbwasser und Braunwasser aufgeteilt. Das Gelbwasser kommt in die VUNA-Leitung und wird zur Gewinnung des Düngers Aurin genutzt. Das Abwasser wird in die Kläranlage eingeleitet und behandelt. Für die Toilettenspülung wird behandeltes Grauwasser (Brauchwasser) genutzt. Die Ausgangsströme der Kläranlage sind analog zum IST-Szenario. Das anfallende Grauwasser wird in die Grauwasseranlage mit Wärmerückgewinnung geführt. Teile des behandelten Grauwassers werden in das Oberflächengewässer eingeleitet und ein anderer Teil für die Toilettenspülung wiederverwendet.

Für Hintergrundprozesse, wie Energieversorgung und Transport per LKW werden Daten aus der verfügbaren GaBi-Datenbank (Sphera Solutions Inc. 2021) verwendet. Ebenso werden verfügbare aggregierte Prozesse aus dieser Datenbank verwendet, um sowohl die Kläranlage als auch die Herstellung des Polyethylenschlauchs abzubilden. Bei der Modellierung in SAMPSONS2 müssen nur einzelne Prozessschritte, ähnlich den dargestellten Fließbildern, zusammengefügt werden. SAMPSONS2 greift auf die GaBi education-version zurück. Die Annahmen

für die GaBi-Modellierung wurden aus SAmPSONS2 übernommen, um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten und sind in Lange (2022) detaillierter aufgeführt.

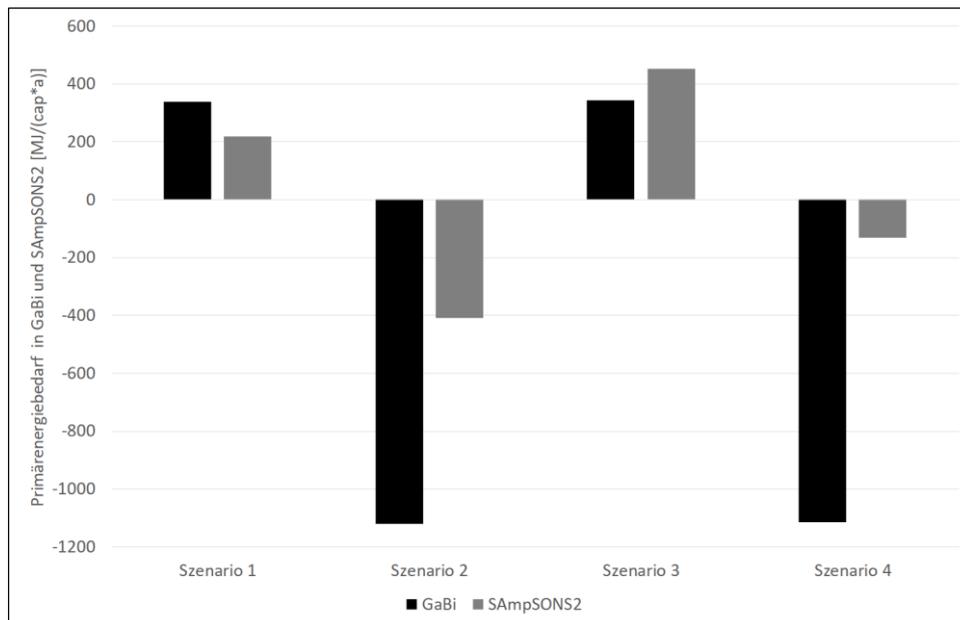
Die angenommenen Lebensdauern der Komponenten sind in Tabelle 7.1 dokumentiert und basieren auf den in SAmPSONS2 angenommenen Lebensdauern (Schütze et al. 2019).

**Tabelle 7.1: Lebensdauer der verschiedenen Komponenten basierend auf Lange (2022) Schütze et al. 2019).**

Komponente	Lebensdauer in Jahren
Konventionelle Toilette	20
Trenntoilette	20
Typische Leitung (Gebäude zum Abwassersystem)	135
Grauwasserbehandlung	30
Urinbehandlungsanlage	20
Eindickungsanlage	30
Anaerobe Vergärungsanlage	40
Entwässerung	30
Blockheizkraftwerk	15

### 7.3 Ergebnisse und Interpretation

Dieses Kapitel widmet sich der Darstellung und Interpretation der Ergebnisse. Es werden die Wirkungskategorien Primärenergiebedarf, Klimawandel und Frischwassereutrophierung betrachtet, da diese für den Abwasserbereich besonders relevant sind. Die Ergebnisse aus der GaBi- und SAmPSONS2-Modellierung werden zusammen dargestellt, da der Vergleich beider Ökobilanzsoftwares ein Ziel der Untersuchung ist. Gründe für Abweichungen werden am Ende des Kapitels für alle Wirkungskategorien gemeinsam erläutert. In Abbildung 7.4 ist der Primärenergiebedarf pro Kopf und Jahr der verschiedenen Szenarien aufgeführt.



**Abbildung 7.4: Vergleich des Primärenergiebedarfs pro Kopf und Jahr der Szenarien 1-4 mit GaBi und mit SAmpSONS2 basierend auf Lange (2022)**

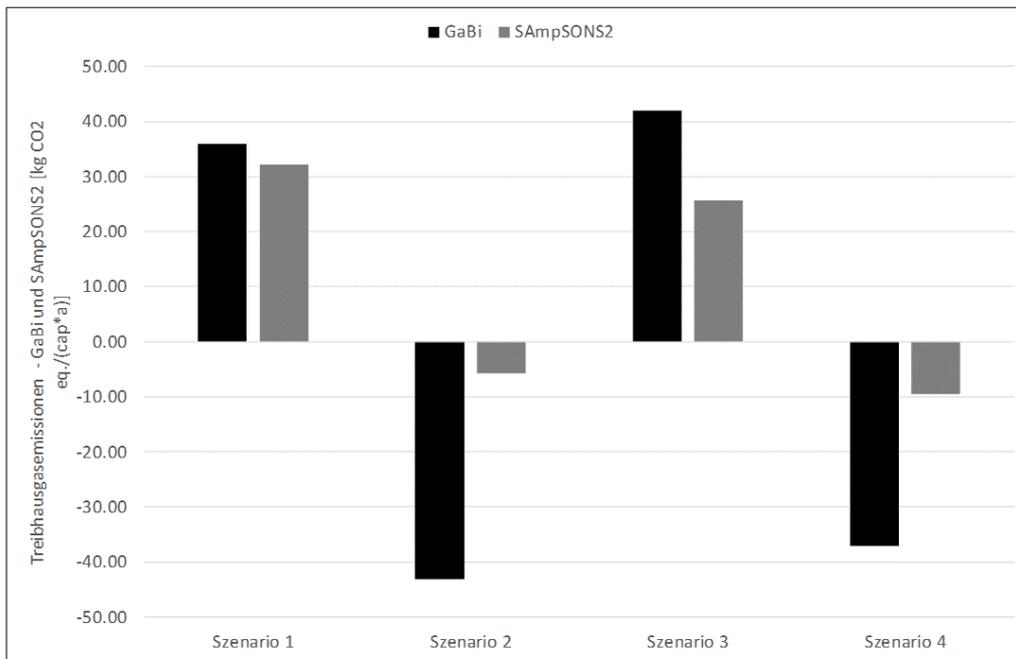
Es ist erkennbar, dass die Szenarien mit der Wärmerückgewinnung (Szenario 2 und 4) einen deutlich geringeren Energiebedarf aufweisen als die Szenarien ohne Wärmerückgewinnung, da mehr (thermische) Energie zurückgewonnen wird als die Abwasserbehandlung benötigt. Die Ergebnisse von GaBi und SAmpSONS2 weichen zwar voneinander ab, aber die Tendenz der Szenarien im Vergleich ist gleich.

Eine eingehende Prüfung der Ergebnisse führt zu der Annahme, dass der Prozess der Düngemittelerzeugung in GaBi nicht alle relevanten Upstream- and Downstream-Prozesse berücksichtigt. Daher wird eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, in welcher der verwendete Dünger-Prozess durch einen alternativen Dünger-Prozess ausgetauscht wird. Die Ergebnisse dieser Sensitivitätsanalyse zeigen, dass das gewonnene Aurin tendenziell weniger Energie verbraucht als konventioneller Dünger. Allerdings ist eine Einschätzung, wie viel mineralischer Dünger durch Aurin ersetzt werden kann, schwierig. Aspekte wie die Bioverfügbarkeit der in Aurin enthaltenen Nährstoffe im Vergleich zu mineralischem Dünger wurden nicht eingehend untersucht. Nur mit einer soliden Vergleichbarkeit der Funktionalität wäre hier eine eindeutige Aussage möglich.

Obwohl das Ranking der Szenarien gleich ist, sind Szenario 1 und 3 in der Modellierung in GaBi viel näher beieinander, als in der Modellierung in SAmpSONS2 (die Abweichung in GaBi entspricht 4 MJ und in SAmpSONS2 über 200 MJ).

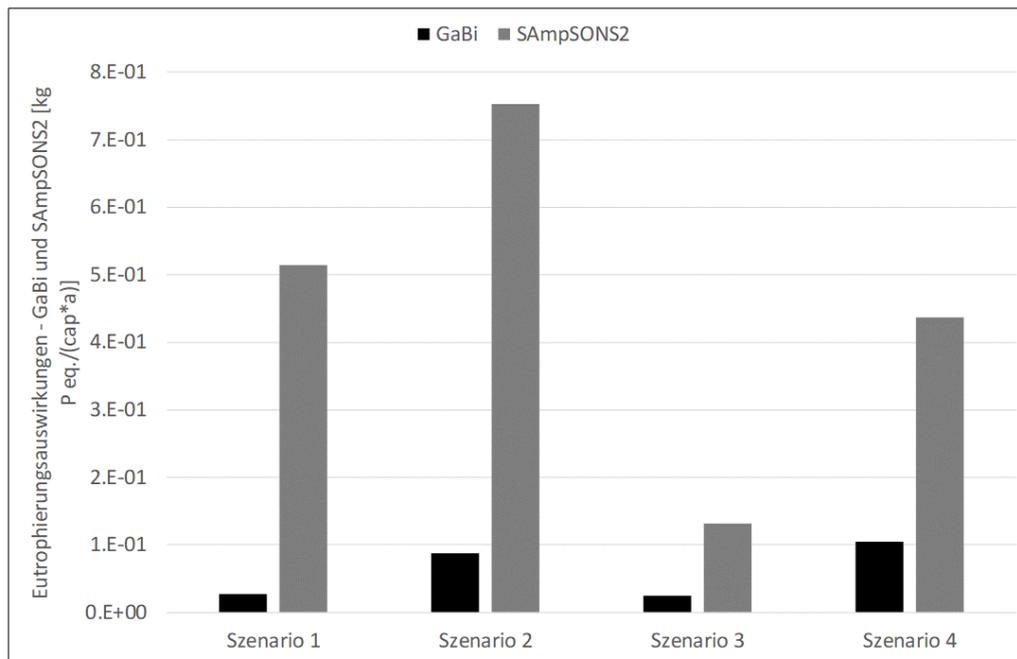
Eine ähnliche Tendenz wie für den Energiebedarf zeigt sich ebenso für die Treibhausgasemissionen. Für diese sind die Ergebnisse bei Szenario 2 und 4 negativ, da die Energierückgewinnung weniger Emissionen verursacht als die durchschnittliche deutsche Wärmeversorgung (Abbildung 7.5). Mit GaBi sind die Ergebnisse eindeutiger als mit SAmpSONS2. Außerdem ist

das Ranking der Szenarien hier nicht identisch: Während Szenario 2 in GaBi bei der Reduktion von Treibhausgasemissionen am besten abschneidet, ist es Szenario 4 in SAmPSONS2. Die Ergebnisse sind erneut auf die Wärmerückgewinnung zurückzuführen. Auch Szenario 3 schneidet in SAmPSONS2 besser ab als in GaBi, was darauf schließen lässt, dass die Bewertung der Trenntoilette für die Unterschiede verantwortlich ist.



**Abbildung 7.5: Treibhausgasemissionen pro Kopf und Jahr der Szenarien basierend auf der Bilanzierung in GaBi und SAmPSONS2 von Lange (2022)**

Die einzige Wirkungskategorie, in der eine erhöhte Umweltauswirkung für die Szenarien mit Grauwasseraufbereitung und Wärmerückgewinnung (Szenario 2 und 4) einhergeht, ist die Frischwassereutrophierung (Abbildung 7.6).



**Abbildung 7.6:** Frischwassereutrophierung pro Kopf und Jahr der Szenarien basierend auf der Bilanzierung in GaBi und SAmPSONS2 von Lange (2022)

In SAmPSONS2 hat das Szenario 2 die größte Wirkung bezüglich der Frischwassereutrophierung, während in GaBi Szenario 4 die größte Wirkung aufzeigt. Szenario 3 hat einen besonders hohen Primärenergiebedarf, wird aber von beiden Modellierungen hinsichtlich des Eutrophierungspotentials am besten bewertet. Dies liegt daran, dass behandeltes Grauwasser einen erhöhten Nährstoffgehalt aufweist und teilweise in Oberflächengewässer abgeleitet wird. Dieser Eintrag von eutrophierenden Substanzen findet in Szenario 3 nicht statt.

Die Ergebnisse zeigen, dass Grauwassernutzung und Wärmerückgewinnung den Primärenergieverbrauch und die Treibhausgasemissionen im Vergleich zu konventionellen Technologien potenziell senken können, allerdings steht deren Senkung teilweise im Konflikt mit dem verminderten Eintrag von eutrophierenden Substanzen in Gewässer. Das Urinseparationsszenario weist zwar das geringste Eutrophierungspotential auf, verursacht aber selbst im Vergleich zum IST-Szenario erhöhte Treibhausgasemissionen und einen höheren Primärenergiebedarf. Es wird jedoch nicht berücksichtigt, wie sich die Abtrennung von Urin und dementsprechend Stickstoff auf den Energieverbrauch der Kläranlage auswirkt, da sich dieser erheblich reduziert (Wilsenach und van Loosdrecht 2003).

Der Zielkonflikt zwischen Eutrophierung sowie Primärenergiebedarf und Treibhausgasemissionen wird nur in der Modellierung in GaBi identifiziert. Die Modellierung in SAmPSONS2 zeigt lediglich einen Zielkonflikt zwischen Primärenergiebedarf und Eutrophierung, nicht aber zwischen Treibhausgasemissionen und Eutrophierung. Diese Ergebnisse sind nicht konsistent und müssen näher analysiert werden, zumal Treibhausgasemissionen und Energiebedarf

zumeist positiv miteinander korrelieren. In den Szenarien vom März/April 2021 wurde in SAMPSONS2 der Einfluss der Abtrennung auf die zentrale Kläranlage noch nicht im berücksichtigt. Dies betrifft unmittelbar die Gewässeremissionen, das Treibhausgaspotential und den Energiebedarf. Wie die Abtrennung auf den Betrieb der Kläranlage in GaBi wirkt, konnte nicht nachvollzogen werden.

Die modellierten Ergebnisse in GaBi und SAMPSONS2 weichen voneinander ab, identifizieren aber deutlich welche Szenarien vorteilhaft sind. Bei der Modellierung in SAMPSONS2 wird die Produktion von Düngemittel gutgeschrieben, allerdings fällt die Gutschrift wesentlich geringer aus als die Gutschrift der Sensitivitätsanalyse in GaBi. Unterschiede sind wahrscheinlich auf die Verwendung von unterschiedlichen Datenbanken (in SAMPSONS2 wird die education-version von GaBi verwendet; in GaBi die Professional database Version 2021.2.) zurückzuführen.

#### 7.4 Implikationen für die nachhaltige Quartiersplanung

Die Nutzung von ressourcenorientierten Sanitärsystemen (wie Urinaufbereitung, Grauwassernutzung und Wärmerückgewinnung) bietet ein hohes Potential zur Gestaltung von nachhaltigen Quartieren. Die Wärmerückgewinnung und Grauwassernutzung kann den Primärenergiebedarf und die Treibhausgasemissionen reduzieren.

Zu beachten ist allerdings, dass die Grauwasseraufbereitung zu einer höheren Menge an eutrophierenden Substanzen im Gewässer führen kann, wenn überschüssiges aufbereitetes Grauwasser direkt ins Gewässer geleitet wird. Dies führt zu einem Zielkonflikt zwischen den Kategorien Eutrophierung und Klimawandel. Bei der Einleitung von behandeltem Grauwasser ins Oberflächengewässer sollte darauf geachtet werden, dass die betroffenen Gewässer nicht von Eutrophierung bedroht sind. Wird das nicht verwendete Brauchwasser in das Kanalnetz eingeleitet, kann der Zielkonflikt aufgelöst werden. Zudem sollte evaluiert werden, ob das überschüssige aufbereitete Grauwasser für weitere Nutzungen wie bspw. der Bewässerung bereitgestellt werden kann, da die Eutrophierung sich dadurch reduzieren ließe.

Bezüglich der Bewertung der Urinaufbereitung ist die Aussagekraft der Ergebnisse weniger eindeutig. Ob es einen Zielkonflikt zwischen Düngemittelgewinnung und Klimaschutz gibt, hängt maßgeblich davon ab, ob und wie viel und welchen Dünger Aurin real wirklich ersetzen wird.

# III. Anhang

## Literaturverzeichnis

- AFU (2017): *Definition und Berechnung der Einwohnergleichwerte — Merkblatt 4.2.024*. Givisiez (Schweiz): Amt für Umwelt (AFU), Raumplanungs-, Umwelt- und Baudirektion (RUBD).
- Alex, J., Ahnert, M., Dürrenmatt, D.J., Langengraber, G., Hobus, I., Schmuck, S., Spering, V. (2015): „*Voraussetzungen für eine dynamische Simulation als Bestandteil einer Kläranlagenbemessung nach DWA-A 131*“. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall (KA)*. 2015 (5), S. 436–446, doi: 10.3242/kae2015.05.003.
- Alp, Ö. (2010): „*Further treatment of digested blackwater for extraction of valuable components*“. (Dissertation) Hamburg: Gesellschaft zur Förderung und Entwicklung der Umwelttechnologien an der Technischen Universität Hamburg-Harburg.
- ASR A4.1 (2013): *Technische Regeln für Arbeitsstätten - Sanitärräume*. Dortmund: Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA).
- ATV-DVWK-A 198 (2003): *Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen*. 2003. Aufl. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V (ATV-DVWK) (ATV-DVWK-Arbeitsblatt).
- Bach, M., Häußermann, U., Klement, L., Knoll, L., Breuer, L., Weber, T., Fuchs, S., Heldstab, J., Reutimann, J., Schächli, B. (2020): *Reaktive Stickstoffflüsse in Deutschland 2010 - 2014 (DESTINO Bericht 2)*. Umweltbundesamt (UBA).
- Baron, S. (2018): „*Analyse von Transformationspfaden zur Ableitung von Handlungsempfehlungen für die Abwasserentsorgung im ländlichen Raum*“. (Dissertation) Kaiserslautern: Technische Universität Kaiserslautern.
- BDZ (2013): *Investitions- und Betriebskosten von Kleinkläranlagen*. (Informationsbrochüre) Leipzig: Bildungs und Demonstrationszentrum für dezentrale Abwasserbehandlung e. V. (BDZ).
- Besson, M., Berger, S., Tiruta-barna, L., Paul, E., Spérandio, M. (2021): „*Environmental assessment of urine, black and grey water separation for resource recovery in a new district compared to centralized wastewater resources recovery plant*“. In: *Journal of Cleaner Production*. 301, S. 126868, doi: 10.1016/j.jclepro.2021.126868.
- Bisschops, I., Kjerstadius, H., Meulman, B., van Eekert, M. (2019): „*Integrated nutrient recovery from source-separated domestic wastewaters for application as fertilisers*“. In: *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 40, S. 7–13, doi: 10.1016/j.cosust.2019.06.010.
- BMEL, DESTATIS (2020): *Entwicklung des Inlandsabsatzes von Düngemitteln*. (MBT-0111060-0000) Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Statistisches Bundesamt (DESTATIS).
- Buri, R., Kobel, B. (2005): *Energie aus Abwasser - Leitfaden für Ingenieure und Planer*. (Leitfaden) Osnabrück/Bern: Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU).

- Cordell, D., White, S. (2011): „*Peak Phosphorus: Clarifying the Key Issues of a Vigorous Debate about Long-Term Phosphorus Security*“. In: *Sustainability*. 3 (10), S. 2027–2049, doi: 10.3390/su3102027.
- Destatis (2019): *Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung - Öffentliche Wasserversorgung*. Statistisches Bundesamt (Destatis) (Fachserie 19 Reihe 2.1.1).
- Deutsches Institut für Urbanistik gGmbH (Difu) (Hrsg.) (2017): *Wasserinfrastrukturen für die zukunftsfähige Stadt - Beiträge aus der INIS Forschung*. Berlin.
- DIN 4261-1 (2002): *Kleinkläranlagen - Teil 1: Anlagen zur Abwasservorbehandlung*. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- DIN EN ISO 14040 (2021): *Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen*. Berlin: Beuth Verlag GmbH.
- DIN SPEC 91421 (2020): *Qualitätssicherung von Recyclingprodukten aus Trockentoiletten zur Anwendung im Gartenbau*. Berlin: Beuth Verlag.
- Duschl, A., Mauch, W., Boermans, T., Fritsche, U., Patyk, A. (2003): *Anwendung und Kommunikation des Kumulierten Energieverbrauchs (KEV) als praktikabler umweltbezogener Bewertungs- und Entscheidungsindikator für energieintensive Produkte und Dienstleistungen*. (Endbericht) München: Umweltbundesamt (UBA).
- DWA (2008): *Neuartige Sanitärsysteme*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) (DWA-Themen).
- DWA (2017): „*Neuartige Sanitärsysteme (NASS) - Eine Bilanzierung von Nährstoffen, Energieverbrauch und CO<sub>2</sub>-Emission*“. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall (KA)*. (12), S. 1074–1082, doi: 10.3242/kae2017.12.003.
- DWA (2021): *Wasserbewusste Entwicklung unserer Städte*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) (DWA-Positionen).
- DWA-A 116-1 (2005): *Besondere Entwässerungssysteme. Teil 1: Unterdruckentwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden*. Hennef (Sieg): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA).
- DWA-A 131 (2016): *Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen*. Hennef (Sieg): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA).
- DWA-A 198 (Entwurf) (2022): *Ermittlung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen*. Hennef (Sieg): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA).
- DWA-A 216 (2015): *Energiecheck und Energieanalyse: Instrumente zur Energieoptimierung von Abwasseranlagen*. 2015. Aufl. Hennef (Sieg): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA).
- DWA-A 262 (2017): *Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kläranlagen mit bepflanzten und unbepflanzten Filtern zur Reinigung häuslichen und kommunalen Abwassers*. Hennef (Sieg): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA).

- DWA-A 272 (2014): *Grundsätze für die Planung und Implementierung Neuartiger Sanitärsysteme (NASS)*. Hennef (Sieg): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA).
- DWA-Arbeitsgruppe BIZ-1.1 „Kläranlagen-Nachbarschaften“ (2018): „30. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen“. In: *30. Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen*. 2018 (10), S. 885–892, doi: 10.3242/kae2018.10.001.
- DWA-M 114 (2020): *Abwasserwärmenutzung*. Hennef (Sieg): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA).
- DWA-M 143-18 (2015): *Sanierung von Entwässerungssystemen außerhalb von Gebäuden - Teil 18: Sanierung durch Systemwechsel zur Druck- oder Unterdruckentwässerung*. Hennef (Sieg): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA).
- DWA-M 230-1 (2021): *Treibhausgasemissionen bei der Abwasserbehandlung – Teil 1: Direkte Treibhausgasemissionen – Messen und Bewerten*. Hennef (Sieg): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA).
- DWA-M 277 (2017): *Hinweise zur Auslegung von Anlagen zur Behandlung und Nutzung von Grauwasser und Grauwasserteilströmen*. Hennef (Sieg): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA).
- DWA-M 368 (2014): *Biologische Stabilisierung von Klärschlamm*. Hennef (Sieg): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA).
- DWA-M 381 (2007): *Eindickung von Klärschlamm*. Hennef: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA).
- Ek, M., Junestedt, C., Larsson, C., Olshammar, M., Ericsson, M. (2011): *Teknikenkät - enskilda avlopp 2009*. (SMED Report Nr. 44) Norrköping: Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut.
- Eurostat (2020): „Durchschnittliche Zahl der Personen pro Haushalt nach Haushaltszusammensetzung, Zahl der Kinder und Alter des jüngsten Kindes“. Abgerufen 25.08.2020 von [http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=lfst\\_hhantych&lang=de](http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=lfst_hhantych&lang=de).
- Fricke, K. (2009): *Energieeffizienz kommunaler Kläranlagen*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (UBA).
- Fuchs, S., Scherer, U., Wander, R., Behrendt, H., Venohr, M., Opitz, D., Hillenbrand, T., Marscheider-Weidemann, F., Götz, T. (2010): *Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS*. (UBA-FB 001410 Nr. 45) Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (UBA).
- Gallert, C., Winter, J., Svoldal, K. (2015): „Grundlagen anaerober Prozesse“. In: Rosenwinkel, K.-H., Kroiss, H., Dichtl, N., et al. (Hrsg.) *Anaerobtechnik*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg S. 19–79, doi: 10.1007/978-3-642-24895-5\_2.
- Gärtner, A., Hirschberger, R., Becker, A., Düputell, D. (2017): „Diffuse biogene Emissionen aus Kläranlagen“. In: *Diffuse biogene Emissionen aus Kläranlagen*. 2017 (11), S. 985–993, doi: 10.3242/kae2017.11.003.

- Geupel, M., Frommer, J. (2015): *Reaktiver Stickstoff in Deutschland*. (Broschüre) Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (UBA).
- de Graaf, R., van Hell (2014): *Nieuwe sanitatie Noorderhoek, Sneek (in Dutch)*.
- Gujer, W. (2007): *Siedlungswasserwirtschaft: mit 84 Tabellen*. 3., bearb. Aufl. Berlin: Springer.
- Hanke, S. (2016): *Rechtliche Rahmenbedingungen neuartiger Wasserinfrastrukturen*. Berlin: Verlag: Deutsches Institut für Urbanistik GmbH (Difu).
- Hegger, D., Vliet, B.V., Spaargaren, G. (2008): *Decentralized Sanitation and Reuse in Dutch Society: Social Opportunities and Risks*. (Abschlussbericht) Wageningen: Wageningen University.
- Heldstab, J., Schäppi, B., Reutimann, J., Bach, M., Häußermann, U., Knoll, L., Klement, L., Breuer, L., Fuchs, S., Weber, T. (2020): *Integrierter Stickstoffindikator, nationales Stickstoffziel und IST-Zustand (DESTINO Teilbericht 1)*. (Nr. 96) Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (UBA).
- Hillenbrand, T. (2009): „*Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme*“. (Dissertation) Karlsruhe: Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH)Verl. Siedlungswasserwirtschaft.
- Hilton, S.P., Keoleian, G.A., Daigger, G.T., Zhou, B., Love, N.G. (2021): „*Life Cycle Assessment of Urine Diversion and Conversion to Fertilizer Products at the City Scale*“. In: *Environmental Science & Technology*. 55 (1), S. 593–603, doi: 10.1021/acs.est.0c04195.
- Icha, P., Lauf, T., Kuhs, G., Umweltbundesamt (UBA) (Hrsg.) (2022): *Entwicklung der spezifischen Treibhausgas-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 - 2021*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (Climate Change).
- IPCC, Pachauri, R.K., Reisinger, A. (Hrsg.) (2007): *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Geneva, Switzerland: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- IPCC, Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., et al. (Hrsg.) (2006): *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Japan: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Institute for Global Environmental Strategies (IGES) (National Greenhouse Gas Inventories Programme).
- Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D., Kärrman, E. (2005): *Composition of urine, faeces, greywater and biowaste for utilisation in the URWARE model*. Gothenburg: Lund University.
- Kennisactiewater (2020): „*Overview Projects Decentralized Sanitation*“. Abgerufen 04.01.2020 von [www.kennisactiewater.nl-documenten-overzicht-projecten-decentrale-sanitatie](http://www.kennisactiewater.nl-documenten-overzicht-projecten-decentrale-sanitatie).
- Kjerstadius, H., Bernstad Saraiva, A., Spangberg, J. (2016): *Can source separation increase sustainability of sanitation management?* (Rapport Nr. 5) VA-Teknik Södra.
- Kjerstadius, H., Bernstad Saraiva, A., Spångberg, J., Davidsson, Å. (2017): „*Carbon footprint of urban source separation for nutrient recovery*“. In: *Journal of Environmental Management*. 197, S. 250–257, doi: 10.1016/j.jenvman.2017.03.094.

- Kjerstadius, H., Hagman, M., Bisschops, I., Torres, J.R., Meulman, B., Demolder, L., Smet, P.D., Morales, N., Vazquez-Padin, J., Rogalla, F. (2018): „*Full scale resource recovery from domestic wastewater in Europe*“. In: *Abstract of poster presentation at the IWA World Water Congress and Exhibition*. Tokyo, Japan: International Water Association (IWA).
- Koch, G., Kühni, M., Gujer, W., Siegrist, H. (2000): „*Calibration and validation of activated sludge model no. 3 for Swiss municipal wastewater*“. In: *Water Research*. 34 (14), S. 3580–3590, doi: 10.1016/S0043-1354(00)00105-6.
- Kropp, I., Angermair, G. (2016): *Planungsunterstützungssystem*. (Steckbrief) 3S Consult GmbH, tandler.com GmbH.
- Kvarnström, E., Emilsson, K., Stinzing, A.R., Johansson, M., Jönsson, H., af Petersens, E., Schönning, C., Christensen, J., Hellström, D., Qvarnström, L., Ridderstolpe, P., Drangert, J.-O. (2006): *Urine diversion: one step towards sustainable sanitation*. Stockholm: Stockholm Environment Institute.
- Lange, A. (2022): „*Comparative Life Cycle Assessment of Sanitation System Scenarios of two Urban Districts*“. (Masterarbeit) Berlin: Technical University of Berlin (TUB).
- Langergraber, G., Alex, J., Weissenbacher, N., Woerner, D., Ahnert, M., Frehmann, T., Halft, N., Hobus, I., Plattes, M., Spering, V., Winkler, S. (2008): „*Generation of diurnal variation for influent data for dynamic simulation*“. In: *Water Science and Technology*. 57 (9), S. 1483–1486, doi: 10.2166/wst.2008.228.
- Larsen, T.A., Gujer, W. (1997): „*The concept of sustainable Urban Water Management*“. In: *Water Science & Technology*. 35 (9), S. 3–10, doi: 10.1016/S0273-1223(97)00179-0.
- Larsen, T.A., Udert, K., Lienert, J., IWA Publishing (Hrsg.) (2013): „*Source Separation and Decentralization for Wastewater Management*“. In: doi: 10.2166/9781780401072.
- Lehtoranta, S., Malila, R., Särkilähti, M., Viskari, E.-L. (2022): „*To separate or not? A comparison of wastewater management systems for the new city district of Hiedanranta, Finland*“. In: *Environmental Research*. 208 , S. 112764, doi: 10.1016/j.envres.2022.112764.
- Londong, J. (2013): „*Practical experience with source separation in Germany*“. In: Larsen, T., Udert, K., Lienert, J. (Hrsg.) *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management*. S. 423–430.
- Londong, J. (2017): „*Wasserhaushalt in der Städte- und Siedlungsplanung*“. Brixen 2017.
- Magnusson, D. (2018): „*Going back to the roots: the fourth generation of Swedish eco-villages*“. In: *Scottish Geographical Journal*. 134 (3–4), S. 122–140, doi: 10.1080/14702541.2018.1465199.
- Maier, K. (2019): *Satzungsänderungen als Voraussetzung für NASS*. Weimar: Bauhaus-Universität Weimar.
- Malila, R., Lehtoranta, S., Viskari, E.-L. (2019): „*The role of source separation in nutrient recovery – Comparison of alternative wastewater treatment systems*“. In: *Journal of Cleaner Production*. 219 , S. 350–358, doi: 10.1016/j.jclepro.2019.02.024.
- Mander, Ü., Dotro, G., Ebie, Y., Towprayoon, S., Chiemchaisri, C., Nogueira, S.F., Jamsranjav, B., Kasak, K., Truu, J., Tournebize, J., Mitsch, W.J. (2014): „*Greenhouse gas emission*

- in constructed wetlands for wastewater treatment: A review*. In: *Ecological Engineering*. 66, S. 19–35, doi: 10.1016/j.ecoleng.2013.12.006.
- Maurer, M., Schwegler, P., Larsen, T.A. (2003): „*Nutrients in urine: energetic aspects of removal and recovery*“. In: *Water Science and Technology*. 48 (1), S. 37–46, doi: 10.2166/wst.2003.0011.
- Meinzinger, F. (2010): „*Resource efficiency of urban sanitation systems: a comparative assessment using material and energy flow analysis*“. (Dissertation) Hamburg: Technische Universität Hamburg-Harburg.
- Mels, A., van Betuw, W., Braadbaart, O. (2007): „*Technology selection and comparative performance of source-separating wastewater management systems in Sweden and The Netherlands*“. In: *Water Science & Technology*. Wageningen: Wageningen University S. 77–85.
- Miethke, D.A., Spies, K.-H. (2016): *Ein WebGIS als Datendrehscheibe*. (Steckbrief) Wupperverband.
- Minke, R. (2015): „*Auswirkungen von Regenwassernutzung, Grauwasserrecycling, wassersparenden Sanitärtechnologien und Haushaltsgeräten auf den Trinkwassergebrauch*“. In: *Zukunftsfähigkeit und Sicherheit der Wasserversorgung - Ressourcen, Tarife, Neue Technologien*. München: DIV Deutscher Industrieverlag GmbH (Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft), S. 97–116.
- Morandi, C., Steinmetz, H. (2019): „*How does greywater separation impact the operation of conventional wastewater treatment plants?*“. In: *Water Science and Technology*. 79 (8), S. 1605–1615, doi: 10.2166/wst.2019.165.
- Nisipeanu, P. (2005): „*Neues zur Sanierung von Hausanschluß- und Grundstücksentwässerungsanlagen – Oder: Zur organisatorischen, technischen und rechtlichen Umsetzung des § 45 BauO NRW*“. In: *Baurecht*. S. 656–667.
- Nolde, E. (2017): *Grauwasserrecycling und Wärmerückgewinnung im Passivmietshaus am Arnimplatz, Berlin*. (Praxisbericht) Berlin.
- Nolde, E. (2013): „*Water and Energy Recycling in a Residential Passive House*“. Sustainable Building Conference Graz, Österreich, Nolde & Partner Innovative Water Concepts, Berlin (Poster) 2013.
- Oldenburg, M., Albold, A., Wendland, C., Otterpohl, R. (2008): „*Erfahrungen aus dem Betrieb eines neuen Sanitärsystems über einen Zeitraum von acht Jahren*“. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall (KA)*. 2008 (10), S. 1100–1105, doi: 10.3242/kae2008.10.004.
- Oldenburg, M., Rohde, R., Wuttke, M., Kuck, W., Hamburger Stadtentwässerung AöR (Hrsg.) (2015): *Handbuch Unterdruckentwässerung - Ein Leitfaden für die Installation in Gebäuden*. Hamburg.
- Otterpohl, R., Grottker, M., Lange, J. (1997): „*Sustainable water and waste management in urban areas*“. In: *Wal. Sci. Tech*. 35 (9), S. 121–133.
- Parravicini, V., Valkova, T., Haslinger, J., Saracevic, E., Winkelbauer, A., Tauber, J., Svoldal, K., Hohenblum, P., Clara, M., Windhofer, G., Pazdernik, K., Lampert, C., Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2015): *Reduktionspotential bei den Lachgasemissionen aus Kläranlagen durch Optimierung des Betriebes*. Wien.

- Remy, C. (2020): „Bewertung der Umweltauswirkungen von Kläranlagen mit Ökobilanzen/LCA“. In: S. 16.
- Remy, C. (2010): „Life cycle assessment of conventional and source separation systems for urban wastewater management“. (Dissertation) Berlin: Technical University of Berlin (TUB).
- Rieger, L., Koch, G., Kühni, M., Gujer, W., Siegrist, H. (2001): „The eawag bio-p module for activated sludge model no. 3“. In: *Water Research*. 35 (16), S. 3887–3903, doi: 10.1016/S0043-1354(01)00110-5.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A. (2009): „A safe operating space for humanity“. In: *Nature*. 461 (7263), S. 472–475, doi: 10.1038/461472a.
- Römer, W. (2013): „Phosphor-Düngewirkung von P-Recyclingprodukten“. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall (KA)*. 60 (3), S. 202–215, doi: 10.3242/kae2013.03.003.
- Rosenwinkel, K.-H., Kroiss, H., Dichtl, N., Seyfried, C.-F., Weiland, P. (Hrsg.) (2015): *Anaerobtechnik: Abwasser-, Schlamm- und Reststoffbehandlung, Biogasgewinnung*. 3., neu bearb. Aufl. Berlin: Springer Vieweg.
- Roskosch, A., Heidecke, P. (2018): *Klärschlamm-entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland*. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (UBM).
- Rudolph, K.-U., Schäfer, D. (2001): *Untersuchung zum internationalen Stand und der Entwicklung Alternativer Wassersysteme*. Bonn, Karlsruhe, Witten: Institut für Umwelttechnik und Management an der Universität Witten/Herdecke gGmbH.
- Sartorius, C., Hillenbrand, T., Levai, P., Nyga, I., Schulwitz, M., Tettenborn, F. (2016): *Indikatoren zur Bewertung alternativer Wasserinfrastrukturen im Projekt TWIST++*. (Arbeitspapier AP 5).
- Sartorius, C., Levai, P., Nyga, I., Sorge, C., Menger-Krug, E., Niederste-Hollenberg, J., Hillenbrand, T. (2017): „Multikriterielle Bewertung von Wasserinfrastruktursystemen am Beispiel des TWIST-Modellgebietes Lünen“. In: *Korrespondenz Abwasser Abfall (KA)*. 2017 (11), S. 999–1007, doi: 10.3242/kae2017.11.005.
- Schaum, C., Verein zur Förderung des Instituts IWAR der TU Darmstadt e.V. (Hrsg.) (2016): *Abwasserbehandlung der Zukunft: Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz*. Darmstadt (Schriftenreihe IWAR).
- Schnur, O. (Hrsg.) (2014): *Quartiersforschung: Zwischen Theorie und Praxis*. Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften doi: 10.1007/978-3-531-19963-4.
- Schulz, M., Wißmann, I., Schütze, D.M., Söbke, H., Wriege-Bechtold, A., Zinati, T., Kraus, M., Metz, S., Vesper, S., Barjenbruch, M., Londong, J. (2021): *Simulation und Visualisierung von Stoffströmen in neuartigen Sanitärsystemen - Unterstützung der Analyse ihrer Funktion, Kosten und Ressourcenhaushalts*. (Abschlussbericht).
- Schulz, P.M. (2019): „Rechtliche Ausgestaltung der Einführung von neuartigen Sanitärsystemen bei öffentlichen Abwasseranlagen“. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall (KA)*. 2019 (1), S. 44–52, doi: 10.3242/kae2019.01.005.

- Schulz, P.M. (2018): „*Rechtlicher Rahmen für die Verwertung von Stoffen aus neuartigen Sanitärsystemen*“. In: *Zeitschrift für deutsches und europäisches Wasser-, Abwasser- und Bodenschutzrecht*. 7 (4), S. 204–2014.
- Schütze, M., Wriege-Bechtold, A., Zinati, T., Söbke, H., Wißmann, I., Schulz, M., Vesper, S., Londong, J., Barjenbruch, M., Alex, J. (2019): „*Simulation and visualization of material flows in sanitation systems for streamlined sustainability assessment*“. In: *Water Science and Technology*. doi: 10.2166/wst.2019.199.
- Schwarz, D. (2016): „*VISIMPLE Visualisierung und Simulation einfach. Benutzerfreundliche Planungs- und Entscheidungshilfe für Wasser-Infrastrukturprojekte*“. Gelsenkirchen (Vortrag) 2016.
- Söbke, H., Hofmann, A.F., Kropp, I., Miethke, A., Schwarz, D., Hillenbrand, T., Londong, J. (2018): „*Software-TWISTing: Integrierte Systeme für die Planung zukunftsfähiger kommunaler Wasserinfrastruktur*“. In: *Software-TWISTing: Integrierte Systeme für die Planung zukunftsfähiger kommunaler Wasserinfrastruktur*. (1), S. 41–47, doi: 10.3242/kae2018.01.003.
- Sphera Solutions Inc. (2021): „*GaBi Datenbank*“.
- Staben, N. (2008): *Technische Möglichkeiten der alternativen Gestaltung städtischer Wasser- und Abwasserinfrastruktur: eine Technikrecherche im Rahmen des Projekts "Transformationsmanagement für eine nachhaltige Wasserwirtschaft*. Berlin: Deutsches Institut für Urbanistik (Difu) (netWORKS-Papers).
- Steffen, W., Richardson, K., Rockstrom, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., de Vries, W., de Wit, C.A., Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sorlin, S. (2015): „*Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet*“. In: *Science*. 347 (6223), S. 1259855–1259855, doi: 10.1126/science.1259855.
- Steinmetz, H. (2016): „*Phosphor-Rückgewinnung – Aktuelle Entwicklungen in Deutschland*“. 2. Kongress: Phosphor - Ein kritischer Rohstoff mit Zukunft am 26. und 27. Oktober 2016 im Kursaal Stuttgart Bad Cannstatt 2016.
- Steinmetz, H., Reinhardt, T., Gasse, J., Meyer, C. (2015): *Leitfaden Energieeffizienz auf Kläranlagen*. Stuttgart: Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg.
- takomat GmbH (2016): „*TWIST++ Das Spiel*“. Abgerufen 01.01.2022 von [https://www.twist-plusplus.de/twist-wAssets/docs/Steckbriefe/Softwaretools/TWIST-\\_Das\\_Spiel\\_Steckbrief\\_jnh2.pdf](https://www.twist-plusplus.de/twist-wAssets/docs/Steckbriefe/Softwaretools/TWIST-_Das_Spiel_Steckbrief_jnh2.pdf).
- Tervahauta, T. (2014): „*Phosphate and organic fertilizer recovery from black water*“. (Dissertation) Wageningen: Wageningen University.
- Thibodeau, C. (2014): „*Évaluation et développement de systèmes d'assainissement séparatif des eaux noires à l'aide de l'analyse environnementale du cycle de vie et l'analyse du coût sur le cycle de vie*“. (Dissertation) Montréal: École de technologie supérieure.
- Thibodeau, C., Monette, F., Bulle, C., Glaus, M. (2014): „*Comparison of black water source-separation and conventional sanitation systems using life cycle assessment*“. In: *Journal of Cleaner Production*. 67, S. 45–57, doi: 10.1016/j.jclepro.2013.12.012.

- Todt, D., Dörsch, P. (2015): „Nitrous oxide emissions in a biofilm loaded with different mixtures of concentrated household wastewater“. In: *International Journal of Environmental Science and Technology*. 12 (11), S. 3405–3416, doi: 10.1007/s13762-015-0778-1.
- Tolksdorf, J. (2018): „Grau- und Schwarzwassertrennung in semizentralen Ver- und Entsorgungssystemen“. (Dissertation) Darmstadt: Verein zur Förderung des Instituts IWAR der TU Darmstadt e.V.
- VDI 4600 (2012): *Kumulierter Energieaufwand (KEA) Begriffe, Berechnungsmethoden*. Düsseldorf: Verein Deutscher Ingenieure (VDI).
- 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: Fraunhofer IRB Verlag (Forschungsinitiative ZukunftBau).
- Vinnerås, B., Jönsson, H. (2013): „The Swedish experience with source separation“. In: *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management*. London: IWA Publishing.
- Wendland, C. (2008): „Anaerobic digestion of blackwater and kitchen refuse“. (Dissertation) Hamburg: Ges. zur Förderung und Entwicklung der Umwelttechnologien an der Technischen Univ. Hamburg-Harburg.
- Wilsenach, J., van Loosdrecht, M. (2003): „Impact of separate urine collection on wastewater treatment systems“. In: *Water Science and Technology*. 48 (1), S. 103–110, doi: 10.2166/wst.2003.0027.
- WSWU, Weiterbildender Studiengang Wasser und Umwelt (WSWU) (Hrsg.) (2015): *Neuartige Sanitärsysteme: Begriffe, Stoffströme, Behandlung von Schwarz-, Braun-, Gelb-, Grau-, und Regenwasser, Stoffliche Nutzung*. 2. Aufl. Kromsdorf: Bauhaus-Universitätsverlag als Imprint von VDG Weimar.
- Zinati, T., Wriege-Bechtol, A., Barjenbruch, M., Schütze, M., Schulz, M., Kraus, M., Wissmann, I., Veser, S., Söbke, H., Londong, J. (2021): „SAmpSONS: Softwarewerkzeug zur vergleichenden Vorplanung von Abwasserinfrastrukturen“. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall (KA)*. 2021 (12), S. 1004–1010, doi: 10.3242/kae2021.12.003.

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1: Häufigkeit der Projekte, aufgeteilt nach Ländern.....	8
Abbildung 2.2: Zeitlicher Verlauf der Projekte nach Ausbaugröße (ohne Strandeiland, Amsterdam) ..	9
Abbildung 2.3: Häufigkeit der behandelten Abwasserteilströme .....	9
Abbildung 2.4: Häufigkeit der Stoffstromsysteme (B: Braunwasser, F: Fäzes, Fk: Fäkalien, Gr: Grauwasser, S: Schwarzwasser, U = Urin/Gelbwasser) .....	10
Abbildung 2.5: Häufigkeit einzelner Ausbaugrößen.....	11
Abbildung 2.6: Kumulierte NASS-Projekte, aufgeteilt nach Größenklasse .....	12
Abbildung 2.7: Kumulierte angeschlossene Einwohner und Projekte .....	12
Abbildung 2.8: Mittlere Betriebsdauer, aufgeteilt nach Größenklassen.....	13
Abbildung 5.1 Darstellung der Stoffstromtrennung im Modell .....	28
Abbildung 5.2: Tagesgang der einzelnen Schmutzwasserteilströme (links) und der Zulauf nach HSG-Sim-Methode (rechts) .....	29
Abbildung 5.3: Relative Abweichung des Belüftungsbedarfs und der Methanproduktion vom Status Quo in Abhängigkeit vom Separationsgrad .....	30
Abbildung 5.4: Relative Abweichung der Gewässeremissionen vom Status Quo in Abhängigkeit vom Separationsgrad.....	31
Abbildung 5.5: Relative Abweichung des Fällmittelbedarfs vom Status Quo in Abhängigkeit vom Separationsgrad.....	31
Abbildung 5.6: CSB-Ablaufkonzentrationen im Vergleich zum Überwachungswert nach AbwV (gestrichelte Linie).....	32
Abbildung 5.7: Ammonium-Ablaufkonzentrationen im Vergleich zum Überwachungswert nach AbwV (gestrichelte Linie).....	33
Abbildung 5.8: Gesamtstickstoff-Ablaufkonzentrationen im Vergleich zum Überwachungswert nach AbwV (gestrichelte Linie) .....	34
Abbildung 5.9: Relative Abweichung der ausgewerteten Parameter bei einer vollständigen Separation einzelner Schmutzwasserteilströme .....	35
Abbildung 6.1: Darstellung des Kernquartiers, ergänzt mit den Elementen der Siedlungsentwässerung (eigene Darstellung, orientiert an Gujer (2007)).....	46
Abbildung 6.2: Systemgrenzen (eigene Darstellung) .....	47
Abbildung 6.3: Relative Abweichungen der Umweltwirkungen aller Szenarien von Szenario W.....	62
Abbildung 6.4: Kumuliertes Treibhausgaspotential aller Szenarien .....	64
Abbildung 6.5: Kumulierter Primärenergiebedarf aller Szenarien .....	66
Abbildung 6.6: Kumuliertes Eutrophierungspotential aller Szenarien.....	67
Abbildung 6.7: Darstellung des IST-Zustandes in SAmpSONS2 .....	74
Abbildung 6.8: Darstellung des Transformationszustandes in SAmpSONS2 .....	74
Abbildung 6.9: Darstellung des SOLL-Zustandes in SAmpSONS2.....	75
Abbildung 7.1: Primär- und Sekundärfunktionen der betrachteten Systeme.....	80
Abbildung 7.2: Fließbild von Szenario 1 (IST-Szenario) basierend auf Lange (2022) .....	81
Abbildung 7.3: Fließbild von Szenario 4 (Szenario mit Trenntoilette und Wärmerückgewinnung) basierend auf Lange (2022).....	82

---

Abbildung 7.4: Vergleich des Primärenergiebedarfs pro Kopf und Jahr der Szenarien 1-4 mit GaBi und mit SAmPSONS2 basierend auf Lange (2022).....	84
Abbildung 7.5: Treibhausgasemissionen pro Kopf und Jahr der Szenarien basierend auf der Bilanzierung in GaBi und SAmPSONS2 von Lange (2022).....	85
Abbildung 7.6: Frischwassereutrophierung pro Kopf und Jahr der Szenarien basierend auf der Bilanzierung in GaBi und SAmPSONS2 von Lange (2022).....	86

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1.1:	Exemplarische Darstellung verschiedener Stoffstromtrennsysteme mit Behandlungsziel, Behandlungsmaßnahmen und Praxisbeispielen.....	5
Tabelle 3.1:	Übersicht über Planungstools im Zusammenhang mit NASS .....	14
Tabelle 4.1:	Technologien eingeteilt in funktionelle Gruppen mit Produkten in eckigen Klammern	17
Tabelle 5.1:	Formulierungshilfen für Satzungen aus dem Projekt NOLA (Maier, 2019) .....	25
Tabelle 5.2:	Einwohnerspezifische Mengen und Frachten der einzelnen Schmutzwasserteilströme nach ATV-DVWK-A 198 (2003), Morandi und Steinmetz (2019) und WSWU (2015) .	27
Tabelle 5.3:	Aufteilung des Zulaufs der Kläranlage Wesel auf die einzelnen Schmutzwasserteilströme .....	27
Tabelle 5.4:	Anteil der Mengen und Frachten des Fremdwassers und industriellen Schmutzwassers am Gesamtzulauf .....	28
Tabelle 6.1:	Einwohnerspezifische Frachten der einzelnen Abwasserteilströme .....	49
Tabelle 6.2:	Energieeinsparung der Belüftung durch die Separation von Urin, Grauwasser und Schwarzwasser .....	50
Tabelle 6.3:	Kürzel für die Benennung der Szenarien.....	56
Tabelle 6.4:	Übersicht über die untersuchten Szenarien mit Einteilung in Stoffstromsysteme .....	59
Tabelle 6.5:	Relative Abweichung ausgewählter Bilanzindikatoren vom Szenario W.....	60
Tabelle 6.6:	Relative Abweichung der Umweltindikatoren vom Szenario W.....	62
Tabelle 6.7:	Gegenüberstellung des Treibhausgaspotentials und Primärenergiebedarfs des Szenarios W mit den Ergebnissen aus DWA (2017) inkl. Abweichungen.....	68
Tabelle 6.8:	Vergleich des Treibhausgaspotentials und des Primärenergiebedarfs internationaler Studien für verschiedene Sanitärsysteme .....	70
Tabelle 6.9:	Vergleich der pflanzenverfügbaren Phosphor- und Stickstoffrückgewinnungspotentiale internationaler Studien für verschiedene Sanitärsysteme .....	71
Tabelle 6.10:	Systemgrenzen und berücksichtigte Parameter internationaler Studien.....	72
Tabelle 6.11:	Bilanzindikatoren des IST-, Transformations- und SOLL-Zustandes von Baukau und Pantringshof .....	76
Tabelle 6.12:	Relative Abweichung der einzelnen Bilanzindikatoren des SOLL- und Transformationszustands vom IST-Zustand von Baukau und Pantringshof .....	76
Tabelle 6.13:	Umweltwirkungen des IST-, Transformations- und SOLL-Zustandes von Baukau und Pantringshof .....	77
Tabelle 6.14:	Relative Abweichung der einzelnen Umweltindikatoren des SOLL- und Transformationszustands vom IST-Zustand von Baukau und Pantringshof .....	77
Tabelle 7.1:	Lebensdauer der verschiedenen Komponenten basierend auf Lange (2022) Schütze et al. 2019) .....	83

## Anlagen

### Anlage 1. Simulationsstudie der Kläranlage Wesel: Grundlagen und Ergebnisse

Tabelle A 1: Parameter der HSG-Sim-Methode

Parameter	Einheit	Quelle
<b>Section 1: Total Influent Characteristics</b>		
<b>People Equivalents</b>		
PE =	91 750 [-]	<i>ELWAS WEB: Kläranlage Wesel für das Jahr 2015</i>
<b>Daily influent dry weather flow</b>		
Q <sub>m</sub> =	12 161 [m <sup>3</sup> /d]	<i>Reale Betriebsdaten 2015</i>
<b>Daily mean concentrations</b>		
COD <sub>m</sub> =	825,5 [mg/l]	<i>Reale Betriebsdaten 2015</i>
TKN <sub>m</sub> =	82 [mg/l]	
TP <sub>m</sub> =	11,8 [mg/l]	
<b>Section 2: Influent Fractions Parameters</b>		
<b>Fraction and concentration of infiltration water</b>		
f <sub>Qinf</sub> =	0,25 [-]	
COD <sub>inf</sub> =	600 [mg/l]	
TKN <sub>inf</sub> =	85 [mg/l]	
TP <sub>inf</sub> =	12 [mg/l]	
<b>Fraction and concentration of urine</b>		
f <sub>Qu</sub> =	0,01 [-]	
COD <sub>u</sub> =	7 143 [mg/l]	
TKN <sub>u</sub> =	7 429 [mg/l]	
TP <sub>u</sub> =	1 000 [mg/l]	

Tabelle A 2: Parameterspannen der einzelnen Schmutzwasserteilströme

Parameter		Grauwasser		Braunwasser		Urin	
		min	max	min	max	min	max
Verhältnis CSB/oTS	a-COD_VSS	1,40	1,60	1,40	1,60	1,42	1,42
Verhältnis AFS/CSB	aXtss,COD	0,20	0,40	0,50	0,90	0,75	0,75
Glührückstand	B	0,20	0,40	0,20	0,40	0,93	0,93
Anteil inerter CSB am gelösten CSB	aSI	0,02	0,15	0,00	0,15	0,08	0,08
Anteil inerter CSB am partikulären CSB	A	0,15	0,30	0,10	0,30	0,10	0,11
Anteil leicht abbaubarer CSB am biologisch abbaubaren CSB	aSS_CODbio	0,40	0,70	0,00	0,30	0,93	0,93
Anteil heterotropher Biomasse am biologisch abbaubaren CSB	aBH_CODbio	0,00	0,30	0,10	0,30	0,00	0,00
Anteil autotropher Biomasse am biologisch abbaubaren CSB	xBA	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001

Tabelle A 3: Parametersätze für die CSB-Fraktionierung für Braunwasser (BrW) Grauwasser (GW), Urin und Industrie mit Fremdwasser (I + FW)

Parameter		BrW	GW	Urin	I + FW
Verhältnis CSB/oTS	aCOD_VSS	1,450	1,600	1,420	1,600
Verhältnis AFS/CSB	aXtss,COD	0,625	0,400	0,750	0,400
Glührückstand	B	0,233	0,200	0,930	0,250
Anteil inerter CSB am gelösten CSB	aSI	0,000	0,058	0,080	0,075
Anteil inerter CSB am partikulären CSB	A	0,236	0,300	0,111	0,300
Anteil leicht Abbaubarer CSB am biologisch abbaubaren CSB	aSS_CODbio	0,000	0,400	0,930	0,200
Anteil an Biomasse am biologisch abbaubaren CSB	aBH_CODbio	0,256	0,163	0,00	0,195

Tabelle A 4: Relative Abweichung der Auswerteparameter zum Status Quo über alle Separationsszenarien

Separation	Urinseparation (Urin)								Grauwasserseparation (GW)								Braunwasserseparation (BrW)								
	O <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	FM	NH <sub>4</sub>	NO <sub>2</sub>	P	CSB	TN	O <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	FM	NH <sub>4</sub>	NO <sub>2</sub>	P	CSB	TN	O <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	FM	NH <sub>4</sub>	NO <sub>2</sub>	P	CSB	TN	
0,00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0,05	-2	0	-43	0	-7	-1	-1	-6	-1	-2	25	-3	1	-2	-3	0	-1	-3	15	-1	1	-1	0	1	1
0,10	-4	0	-72	0	-14	-9	-1	-12	-3	-3	50	-5	1	-4	-6	1	-3	-6	31	-2	2	-1	-1	1	1
0,15	-5	0	-89	0	-20	-22	-2	-17	-4	-5	75	-8	2	-7	-9	1	-4	-9	47	-3	3	-2	-1	2	2
0,20	-7	1	-99	0	-25	-35	-2	-22	-5	-6	99	-10	3	-9	-12	2	-5	-12	62	-4	4	-3	-1	3	3
0,25	-9	1	-100	1	-31	-50	-3	-27	-6	-8	124	-13	5	-11	-14	2	-7	-15	77	-4	6	-4	-1	5	5
0,30	-10	1	-100	1	-36	-60	-3	-31	-8	-9	147	-15	6	-14	-17	3	-8	-18	92	-5	8	-4	-2	6	6
0,35	-12	1	-100	1	-40	-66	-4	-35	-9	-11	171	-18	8	-16	-20	4	-9	-21	107	-6	10	-5	-2	8	8
0,40	-14	1	-100	1	-45	-71	-5	-39	-10	-12	193	-20	9	-18	-23	5	-11	-24	120	-7	12	-6	-2	10	10
0,45	-15	1	-100	1	-49	-74	-5	-43	-11	-14	215	-23	11	-21	-25	7	-12	-27	133	-8	15	-7	-3	12	12
0,50	-17	2	-100	1	-53	-76	-6	-46	-13	-15	237	-25	14	-23	-28	9	-13	-30	146	-9	18	-7	-3	14	14
0,55	-18	2	-100	1	-57	-78	-6	-50	-14	-17	257	-28	17	-25	-31	11	-14	-32	157	-10	21	-8	-3	17	17
0,60	-20	2	-100	1	-61	-80	-7	-53	-15	-18	274	-30	19	-28	-34	13	-16	-35	167	-11	26	-9	-3	21	21
0,65	-21	2	-100	1	-64	-81	-8	-56	-16	-20	289	-33	22	-30	-36	15	-17	-38	175	-11	30	-10	-4	25	25
0,70	-23	2	-100	1	-68	-82	-8	-59	-18	-21	303	-35	26	-33	-39	18	-18	-41	182	-12	36	-11	-4	30	30
0,75	-24	2	-100	1	-71	-82	-9	-62	-19	-22	315	-38	31	-35	-41	22	-19	-44	188	-13	43	-11	-4	35	35
0,80	-26	3	-100	1	-74	-83	-9	-64	-20	-24	326	-40	36	-38	-44	26	-20	-46	192	-14	50	-12	-4	42	42
0,85	-27	3	-100	1	-77	-84	-10	-67	-21	-25	334	-43	42	-40	-46	31	-21	-49	195	-15	58	-13	-5	48	48
0,90	-29	3	-100	1	-80	-84	-10	-69	-23	-26	342	-45	49	-43	-49	37	-22	-52	197	-16	67	-14	-5	56	56
0,95	-30	3	-100	2	-82	-84	-11	-71	-24	-27	347	-48	56	-46	-52	43	-23	-54	198	-17	76	-15	-5	64	64
1,00	-31	3	-100	2	-85	-85	-12	-74	-25	-28	352	-50	64	-48	-54	49	-24	-57	199	-18	85	-16	-5	72	72

## Anlage 2. Abweichungen der default-Werte in SAmpSONS2

Tabelle A 5: Anpassung spezifischer default-Werte in den SAmpSONS2 Blöcken

Block	Parameter (Beschreibung aus SAmpSONS2)	Parameter_ (SAmpSONS 2 intern)	Beschreibung	Quelle
<b>Vorbehandlung PKA - GW</b>	% des Zulaufvolumens, der in den Schlamm geht	outpct_sl_0	Der Schlammanfall der Vorbehandlung in Lübeck Flintenbreite entspricht mit 42 L/(E·a) 0,17 % des Zuflusses (68 L/E·d). Es wird ein Wert von 0,2 % angenommen.	Oldenburg et al. (2008)
	Percentage of influent load going to sludge: VSS	pct2_oTS	In der Vorbehandlung werden nur partikuläre Stoffe zurückgehalten (Remy 2010). Bei einer Zulaufmenge von 47 g CSB/(E·d) und einer Reduktion des CSBs um 15 % werden 7,05 g CSB/(E·d) mit dem Schlamm entfernt. Diese werden vollständig der oTS zugerechnet. Mit 1,6 g CSB/g oTS (Tolksdorf 2018) für Grauwasser werden insgesamt 4,4 g oTS entfernt. Das entspricht 10 % des Zulaufs (44 g oTS/(E·d)) anstatt 60 %.	Remy (2010), Tolksdorf (2018)
	Percentage of influent load going to sludge: TSS	lpct2_TS	Etwa 70 % der Trockensubstanz im Schlamm von Grauwasser ist organischer Trockensubstanz. Damit werden auf die Standardfrachten bezogen 6,3 g TS/(E·d) entfernt. Das entspricht 9 % des Zulaufs (71 g/(E·a)).	Remy (2010)
<b>SBR für Grauwasserbehandlung</b>	% des Zulaufvolumens, der in den Schlamm geht	outpct_sl_0	Die Schlammproduktion eines SBRs für Schmutzwasser beträgt 0,6 m <sup>3</sup> /(E·a) (BDZ 2013). Bezogen auf einen Grauwasseranfall von 68 L/(E·d) (24,82 m <sup>3</sup> /(E·a)) entspricht dies 2,4 %. Aufgrund der geringeren Schmutzfrachten im Grauwasser wird 1,5 % angenommen. Der Grauwasserschlammanfall beträgt damit 1 L/(E·d) und stimmt mit dem Anfall bei Tervahauta (2014) überein.	BDZ 2013), Tervahauta (2014)

Tabelle A 5: Anpassung spezifischer default-Werte in den SAmPSONS2 Blöcken (Fortsetzung)

Block	Parameter (Beschreibung aus SAmPSONS2)	Parameter_ (SAmPSONS 2 intern)	Beschreibung	Quelle
<b>SBR für Grauwasserbehandlung</b>	Anteil der Zuflussfracht, der nach Blockausgang 2 geht: VSS [oTS]	lpct2_oTS	Der Anteil an organischer Trockensubstanz im Grauwasserschlamm beträgt 70 %.	Remy (2010)
	Anteil der Zuflussfracht, der nach Blockausgang 2 geht: TSS [TS]	lpct2_TS	Der im Steckbrief hinterlegte Wert (49 g TS/(E·d)) bezieht sich auf eine vollständige Behandlung von Schmutzwasser und nicht ausschließlich Grauwasser. Es werden daher 0,6 g TS/g TOC <sub>entfernt</sub> mit einem Verhältnis von TOC zu CSB von 4 angenommen. Mit einer CSB-Zulaufkraft von 47 g/(E·d) und CSB-Abbau von 94,2 % ergibt sich eine Schlammproduktion von 6,64 g TS/(E·d). Der Zufluss wird entsprechend verrechnet. Beispiel: $6,64 \text{ g TS}/(E \cdot d) / 71 \text{ g}/(E \cdot d) \cdot 100 = 9,4 \%$	Remy (2010)
	Direktemissionen aus Betrieb: N <sub>2</sub> O	direm_N2O_PE	Laut Remy (2010) werden 0,2 % des Stickstoffs als N <sub>2</sub> O-N emittiert. Das entspricht bei 1 g N/(E·d) im Grauwasser 0,00115 kg/(E·a) anstatt der angegebenen 0,22 kg/(E·a).	Remy (2010)
	Direktemissionen aus Betrieb: CH <sub>4</sub>	direm_CH4_PE	0 %	Remy (2010)
	Faktor für Direktemissionen aus Betrieb: NH <sub>3</sub>	direm_NH3_PE	Etwa 0,3 % des Zulauf Stickstoffs gehen als Direktemissionen in Form von NH <sub>3</sub> -N in die Luft. Der Umrechnungsfaktor von NH <sub>3</sub> -N auf NH <sub>3</sub> beträgt 1,21 (17 g NH <sub>3</sub> /mol / 14 g NH <sub>3</sub> -N/mol). Daraus resultiert ein Faktor von 0,0036.	Remy (2010)

Tabelle A 5: Anpassung spezifischer default-Werte in den SAmPSONS2 Blöcken (Fortsetzung)

Block	Parameter (Beschreibung aus SAmPSONS2)	Parameter_ (SAmPSONS 2 intern)	Beschreibung	Quelle
<b>Pflanzenklär-anlage - PTGW (horizontal)</b>	Direktemissionen aus Betrieb: N <sub>2</sub> O	direm_N2O_PE	Etwa 0,2 % der Stickstoffzulaufkraft emittieren als N <sub>2</sub> O-N. Der Umrechnungsfaktor von N <sub>2</sub> O-N auf N <sub>2</sub> O beträgt 1,57 (44 g N <sub>2</sub> O/mol / 28 g N <sub>2</sub> O-N/mol). Der Anteil entspricht damit 0,31 %. Das Grauwasser enthält nach der Vorbehandlung 0,89 g N/(E·d) (0,325 kg N/(E·a)). Mit dem Anteil beträgt die einwohnerspezifische N <sub>2</sub> O Emission 0,001 kg N <sub>2</sub> O/(E·a).	Remy (2010)
	Direktemissionen aus Betrieb: CH <sub>4</sub>	direm_CH4_PE	Bei Mander et al. (2014) betragen die CH <sub>4</sub> -C Emissionen 3,8 % des TOC-Zuflusses. Unter Berücksichtigung des TOC zu CSB Verhältnisses von 4 entspricht dies 0,95 % der CSB-Zulaufkraft. Mit der Umrechnung von CH <sub>4</sub> -C zu CH <sub>4</sub> (16 g CH <sub>4</sub> /12 g CH <sub>4</sub> -C) ergeben sich 1,27 %. Die typische CSB-Zulaufkraft von Grauwasser liegt bei ca. 39,95 g/(E·d) (14,58 kg/(E·a)). Das entspricht einwohnerspezifischen 0,185 kg CH <sub>4</sub> /(E·a).	Mander et al. (2014)
	Faktor für Direktemissionen aus Betrieb: NH <sub>3</sub>	direm_NH3_PE	Die Direktemissionen von NH <sub>3</sub> -N betragen 0,3 % der Stickstoffzulaufkraft. Umgerechnet auf NH <sub>3</sub> entspricht dies 0,36 % der Stickstoffzulaufkraft.	Remy (2010)
<b>GW-Behandlung m. Abwärmegewinnung (DBU 28201)</b>	Anteil der Zuflusskraft, der nach Blockausgang 2 geht: VSS [oTS]	lpct2_oTS	Die organische Trockensubstanz des Schlamms aus der Grauwasserbehandlung entspricht 70 % der gesamten Trockensubstanz (3,3 g oTS/(E·d)). Der Anteil entspricht bei 44 g oTS/(E·d) im Grauwasser 7,4 %.	Remy (2010)

Tabelle A 5: Anpassung spezifischer default-Werte in den SAmPSONS2 Blöcken (Fortsetzung)

Block	Parameter (Beschreibung aus SAmPSONS2)	Parameter_ (SAmPSONS 2 intern)	Beschreibung	Quelle
<b>GW-Behandlung m. Abwärmegewinnung (DBU 28201)</b>	Anteil der Zuflussfracht, der nach Blockausgang 2 geht: TSS [TS]	lpct2_TS	Der Anteil wird an die im SAmPSONS2 Steckbrief hinterlegten Daten angepasst. Im Steckbrief werden 70 g TS/m <sup>3</sup> angenommen. Das entspricht bei 68 L/(E·d) Grauwasser einer Schlammproduktion von 4,76 g TS/(E·d) ( $4,76 \text{ g TS}/(\text{E}\cdot\text{d}) / 71 \text{ g TS}/(\text{E}\cdot\text{d}) \cdot 100 = 6,7 \%$ ).	
	Anteil der Zuflussfracht, der nach Blockausgang 2 geht: CSB	lpct2_COD	Bei der biologischen Behandlung wird ein Großteil des Kohlenstoffs verstoffwechselt. Daher wird der Anteil von 77,9 % auf 17,1 % reduziert.	
	Wärmeenergiegewinnung (pro m <sup>3</sup> )	thermalenergy	Die Energiegewinnung wird teilweise von 10 kWh/m <sup>3</sup> auf 6,56 kWh/m <sup>3</sup> reduziert, da die Wärmerückgewinnung nicht unmittelbar im Gebäude erfolgt und das Grauwasser über den Transportweg im Kanalnetz Wärme verliert.	de Graaf und van Hell (2014)
	Energiebedarf pro m <sup>3</sup>	Eend_spec	Wenn das Grauwasser nicht recycelt wird, reduziert sich der Energiebedarf um 0,35 kWh/m <sup>3</sup> , da keine Druckerhöhung angerechnet wird. Beim Grauwasserrecycling wird der Energiebedarf nur für den tatsächlich recycelten Grauwasserstrom berechnet (z. B. 30 L/(E·d) Brauchwasser und 68 L/(E·d) Grauwasser: $1,4 + 0,35 \cdot 30 / 68 = 1,55 \text{ kWh}/\text{m}^3$ ).	Nolde (2013)
	Direktemissionen aus Betrieb: N <sub>2</sub> O	direm_N2O_PE	Bei Todt und Dörsch (2015) werden 0,1 bis 0,7 % NO <sub>2</sub> pro oxidiertem NH <sub>4</sub> emittiert. Unter Berücksichtigung einer Stickstoffelimination von 63 %, einer Stickstofffracht von 1 N/(E·d) und 0,3 % NO <sub>2</sub> pro oxidiertem NH <sub>4</sub> ergeben sich 0,0011 kg NO <sub>2</sub> /(E·a).	Todt und Dörsch (2015)

Tabelle A 5: Anpassung spezifischer default-Werte in den SAmPSONS2 Blöcken (Fortsetzung)

Block	Parameter (Beschreibung aus SAmPSONS2)	Parameter_ (SAmPSONS 2 intern)	Beschreibung	Quelle
	Direktemissionen aus Betrieb: CH <sub>4</sub>	direm_CH4_PE	In Anlehnung an den SBR bei Remy (2010) werden 0 % angenommen.	Remy (2010)
	Faktor für Direktemissionen aus Betrieb: NH <sub>3</sub>	direm_NH3_PE	Bei Remy (2010) emittieren 0,3 % der Stickstoffzulauf fracht als NH <sub>3</sub> -N. Auf NH <sub>3</sub> umgerechnet entspricht dies 0,36 % und einem Faktor von 0,0036.	Remy (2010)
<b>Vergärung</b>	oTS: Percentage of load going to sludge	alfa_oTS_sl	Für Schwarzwasser aus Unterdruckentwässerungssystemen wird ein Abbau der organischen Trockensubstanz von 56 % und für Rohschlamm ein Abbau von 48 % gewählt.	DWA-M 368 (2014), Wendland (2008)
	TS: Percentage of load going to sludge	alfa_TS_sl	Der Abbau der Schwarzwasser-Trockensubstanz aus Unterdruckentwässerungssystemen liegt bei Wendland (2008) bei 46 % und bei Alp (2010) bei 50 %. Für Schwarzwasser wird ein Abbau der Trockensubstanz von 46 % und für Rohschlamm ein Abbau von 35 % gewählt.	DWA-M 368 (2014), Wendland (2008)
	Production of biogas per kg oTS	bg_oTS	Der default-Wert wird beibehalten, da die Faulgasproduktion bei Wendland (2008) in der gleichen Größenordnung liegt (0,41 m <sup>3</sup> /kg oTS).	Wendland (2008)
	Direktemissionen aus Betrieb: CH <sub>4</sub>	direm_CH4_PE	Die Direktemissionen werden nicht angepasst. Eine Verringerung der CH <sub>4</sub> -Emissionen aufgrund einer Grauwasserseparation wird im Block Kläranlage berücksichtigt.	

Tabelle A 5: Anpassung spezifischer default-Werte in den SAmpSONS2 Blöcken (Fortsetzung)

Block	Parameter (Beschreibung aus SAmpSONS2)	Parameter_ (SAmpSONS 2 intern)	Beschreibung	Quelle
<b>Kläranlage GK5 (ohne Stoffstromtrennung)</b>	oTS (VSS): Percentage of load going to sludge	lpct2_oTS	Der Wirkungsgrad wird in Abhängigkeit des Zuflusses (ohne Rückbelastung aus Prozesswasser) so angepasst, dass sich typischer Anfall von 44 g oTS/(E·d) aus dem Rohschlamm ergibt. Eine Anpassung aufgrund der Abtrennung von Schmutzwasserteilströmen erfolgt separat (siehe Kapitel 6.1.8.1.2).	DWA-M 368 (2014)
	TS (TSS): Percentage of load going to sludge	lpct2_TS	Der Wirkungsgrad wird in Abhängigkeit des Zuflusses (ohne Rückbelastung aus Prozesswasser) so angepasst, dass sich ein typischer Anfall von 60 g TS/(E·d) aus dem Rohschlamm ergibt. Eine Anpassung aufgrund der Abtrennung von Schmutzwasserteilströmen erfolgt separat (siehe Kapitel 6.1.8.1.2).	DWA-M 368 (2014)
	Energiebedarf pro Einwohner und Jahr	Eend_spec_PE	Der einwohnerspezifische Energiebedarf wird auf 27,5 kWh gesetzt. Eine detaillierte Erläuterung zur Anpassung des Energiebedarfs findet sich in Kapitel 6.1.8.1.1.	Eigene Kalkulation nach ATV-DVWK-A 198 (2003) und DWA-A 131 (2016)

Tabelle A 5: Anpassung spezifischer default-Werte in den SAmPSONS2 Blöcken (Fortsetzung)

Block	Parameter (Beschreibung aus SAmPSONS2)	Parameter_ (SAmPSONS 2 intern)	Beschreibung	Quelle
	Direktemissionen aus Betrieb: N <sub>2</sub> O	direm_N2O_PE	Der Lachgasemissionsfaktor (N <sub>2</sub> O-N/N <sub>ges,Zulauf</sub> ) ist von der Stickstoffeliminationsleistung abhängig. Bei einer Eliminationsleistung von 86 % entspricht der Faktor 0,004 (0,4 %). Bei Kläranlagen ohne Schmutzwasserteilstromseparation entspricht dies 0,0188 kg/(E·a) und stimmt gut mit den 0,022 kg/(E·a) (entspricht 0,47 %) aus SAmPSONS2 überein. Bei einer Urinseparation werden die Emissionen entsprechend der geringeren Stickstoff-Zulaufmenge um 90 % reduziert (10,4 g N/(E·d) im Urin zu 12,9 g N/(E·d) im Schmutzwasser). Bei einer vollständigen Urinseparation werden die einwohnerspezifischen Lachgasemissionen daher mit dem Faktor 0,1 multipliziert.	Parravicini et al. (2015)
	Direktemissionen aus Betrieb: CH <sub>4</sub>	direm_CH4_PE	Bei der Grauwasserseparation werden die Direktemissionen aufgrund der geringeren CSB-Fracht um 40 % reduziert (Faktor 0,6).	

Tabelle A 5: Anpassung spezifischer default-Werte in den SAmPSONS2 Blöcken (Fortsetzung)

Block	Parameter (Beschreibung aus SAmPSONS2)	Parameter_ (SAmPSONS 2 intern)	Beschreibung	Quelle
<b>Siedlung</b>	oTS [VSS] im Urin (otsurine)	otsurine	0,44 g/(E·d)	Jönsson et al. (2005)
	TS [TSS] im Urin (tsurine)	tsurine	0,76 g/(E·d)	Jönsson et al. (2005)
<b>Unterdrucksystem (BW)</b>	Kapazität des Unterdrucksystems (normalerweise ca. 90 bis 1 000 Einwohner)	maxcap_0	1 000 E	
<b>Global Parameters</b>	Specific weight ST (Struvit)	rho_ST	1,7 t/m <sup>3</sup>	
<b>Unterdrucktoilette</b>	Average amount of flush water for 'big' flush	Flushwater_big	Spülwasser für Vakuumtoiletten beträgt 1 L/Spülung.	
<b>Eindickung</b>	Strombedarf	Eend_m30	0,13 kWh/m <sup>3</sup>	DWA-M 381 (2007), Remy (2010)
	Strombedarf	Eend_ts0	0,03 kWh/kg TS	DWA-M 381 (2007), Remy (2010)
<b>Pflanzenkläranlage</b>	Energiebedarf pro Einwohner und Jahr	Eend_spec_PE	Analog zur Grauwasseraufbereitung (MBBR) wird bei einer Wasserwiederverwendung der Strombedarf um 0,35 kWh/m <sup>3</sup> für die Druckerhöhung von Brauchwasser erhöht. Damit ergibt sich ein Aufschlag von 8,7 kWh/(E·a), wenn der vollständige Grauwasserstrom zurückgeführt wird. Der Energiebedarf bezieht sich auf das tatsächlich recycelte Grauwasser und muss entsprechend angepasst werden.	Nolde (2013)

### Anlage 3. SAMPSONS2 Steckbriefe

Tabelle A 6: Steckbrief zur Struvitfällung von Schwarzwassergärresten

Daten-Steckbrief Verfahrensblock Struvitfällung von Schwarzwassergärresten						
Verfasser des Steckbriefs: Jonas Kleckers (kleckers@fh-muenster.de)						
FH Münster, 2022						
Thema	Information	Beschreibung	Wert	Einheit	Referenz / Datenquelle	Kommentar
Verfahrensname		Struvitfällung von vergärem Schwarzwasser				
Kurzname		Struvit_BWd				
Verfahrensbeschreibung		Zur Entfernung und Rückgewinnung von Phosphor wird Struvit aus Schwarzwasser nach einer Vergärung ausgefällt. Das Verfahren basiert auf dem in Sneek umgesetzten DeSaH Konzept und der LCA Studie von Kjerstadius (2016).				
	Kapazität		0.004	m³/E	https://www.desah.nl/fileadmin/ser_upload/DeSaH_EN_2020.pdf Berechnet	Desah Schema für ein Bürogebäude mit 1000 E
	Kapazität		0.80	m³/(m³/d)	https://www.desah.nl/fileadmin/ser_upload/DeSaH_EN_2020.pdf Berechnet	Desah Schema für ein Bürogebäude mit 1000 E
Lebensdauer		Konstruktiver Teil 30 Jahre, Maschinenausstattung 15 Jahre, Elektrische Ausstattung 15 Jahre.	15-30	Jahre	de Graaf, R., van Helli (2014): Nieuwe sanitatie Noorderhoek, Sneek (in Dutch), (48), S. 274	
			22.50	Jahre		
Dimension bzw. Platzbedarf	Flächenbedarf		1.33	m²	https://www.desah.nl/fileadmin/ser_upload/DeSaH_EN_2020.pdf Berechnet	Desah Schema für ein Bürogebäude mit 1000 E
	Flächenbedarf		0.0013	m²/E	https://www.desah.nl/fileadmin/ser_upload/DeSaH_EN_2020.pdf Berechnet	Desah Schema für ein Bürogebäude mit 1000 E
	Flächenbedarf		0.27	m²/(m³/d)	https://www.desah.nl/fileadmin/ser_upload/DeSaH_EN_2020.pdf Berechnet	Desah Schema für ein Bürogebäude mit 1000 E
			0.004	m²/E	konversative Schätzung	
Input - Stoffströme		Hydraulische Aufenthaltszeit	0.5 - 9	h	Simoes et al. (2018)	
	Stoffstrom 1	Schwarzwasser (vergärt)				
	Energiestrom 1	Strom	1.56	kWh/kgN	Maurer et al. (2013)	In der Studie sind 5.6 MJ/kgN genannt. Fokus auf Stickstoffentfernung
	Energiestrom 1	Strom	0.83	kWh/kg P eliminated	Maurer et al. (2003)	3 MJ/kgPeli
	Energiestrom 1	Strom	18.00	kWh/E/a	de Graaf, R., van Helli (2014): Nieuwe sanitatie Noorderhoek, Sneek (in Dutch), (48), S. 107	Batch Reaktor benötigt mehr Energie als ein Durchlaufreaktor. Der Batchreaktor wurde aufgrund der wenigen angeschlossenen Einwohner gewählt.
	Energiestrom 1	Strom	4.60	kWh/E/a	de Graaf, R., van Helli (2014): Nieuwe sanitatie Noorderhoek, Sneek (in Dutch), (48), S. 186	Reduzierter Energieverbrauch nach umscaling des Systems auf 1200 EW "vertippt"? In der Berechnung wird im optimierten System 6 kWh/E/a angenommen
	Energiestrom 1	Strom	2.50	kWh/E/a	Kjerstadius et al. (2017)	Kalkuliert für 12000 E Anlage mit einer Lebensdauer von 30 Jahren.
	Energiestrom 1	Strom	13.89	kWh/m³	WSWU (2015), Maurer (2006)	50 MJ/m³ * bezieht sich auf Urin
Output - Stoffströme	Stoffstrom 1	behandeltes Schwarzwasser				
	Stoffstrom 2	Struvit				
Leistungsdaten (siehe Fußnote)						
	<b>Bilanzen</b>					
	N-Bilanz					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Struvit	2.8	%	Berechnet	
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	97.2	%	de Graaf, R., van Helli (2014): Nieuwe sanitatie Noorderhoek, Sneek (in Dutch), (48), S. 120 -> Berechnung	Ablauf Fällung / Ablauf OLAND -> Sedimentation dazwischen wird ignoriert.
		Anteil im Verfahrensausgang: Luft	0	%		
	P-Bilanz					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Struvit	76	%	de Graaf, R., van Helli (2014): Nieuwe sanitatie Noorderhoek, Sneek (in Dutch), (48), S.85	Stimmt mit den 77 % bei Steinmetz et al. (2017) sehr gut überein
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	24	%	Berechnet	
	CSB-Bilanz					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Struvit	-	%	Annahme	
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100.0	%	Annahme	
		Anteil im Verfahrensausgang: Luft	-	%	Annahme	
	K-Bilanz					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Struvit	77	%	Huang et al. (2019)	Werte wurden für synthetischen Urin ermittelt.
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	23	%	Huang et al. (2019)	Werte wurden für synthetischen Urin ermittelt.
	S-Bilanz					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Struvit	-	%	Annahme	
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100.0	%	Annahme	
		Anteil im Verfahrensausgang: Luft	-	%	Annahme	
	Diclofenac					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Struvit	-	%	Ronteldap (2009)	During struvite precipitation, hormones as well as pharmaceuticals (non-ionic, acidic and basic) remain in solution for > 98 %.
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100.0	%	Ronteldap (2009)	
	Benzotriazol					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Struvit	-	%	Annahme basierend auf Ronteldap (2009)	
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100.0	%	Annahme basierend auf Ronteldap (2009)	
	jodierte Röntgenkontrastmittel					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Struvit	-	%	Annahme basierend auf Ronteldap (2009)	
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100.0	%	Annahme basierend auf Ronteldap (2009)	
	Metoprolol					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Struvit	-	%	Annahme basierend auf Ronteldap (2009)	
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100.0	%	Annahme basierend auf Ronteldap (2009)	
	Sulfamethoxazol					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Struvit	-	%	Annahme basierend auf Ronteldap (2009)	
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100.0	%	Annahme basierend auf Ronteldap (2009)	
	(falls Schlamm im Input-Stoffstrom) oTS					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Struvit	-	%	Annahme	
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100	%	Annahme	
	(falls Schlamm im Input-Stoffstrom) TS					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Struvit	-	%	Annahme	
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100	%	Annahme	

**Tabelle A 6: Steckbrief zur Struvitfällung von Schwarzwassergärresten**

Einsatz Materialien, Verbrauch Grund- und Hilfsstoffe						
<b>Material 0</b>	1 Motor (Rührer), 1 Elektrische Versorgung, Magnesiumdosierung, Füllstandssensor				de Graaf, R., van Hell (2014); Nieuwe sanitatie Noorderhoek, Sneek (in Dutch), (48), S. 149	
<b>Material 1</b>	Magnesium (MgO)		0.4	g/E/a?	de Graaf, R., van Hell (2014); Nieuwe sanitatie Noorderhoek, Sneek (in Dutch), (48), S. 107	Entspricht 4 mol Mg/E/a. Worst case: 18 mol Mg/E/a (Phosphor aus GW)
<b>Material 1</b>	Magnesium (MgO)		0.13	g MgO/L	Ek et al. (2006) nach Thibodeau et al. (2014)	
<b>Material 2</b>	Magnesium (von MgCl2)		0.5	kg/E/a		
<b>Material 3</b>	Stahl		0.62	kg/E		
<b>Material 4</b>	PE		0.22	kg/E	Kjerstatus et al. (2017)	
<b>Material 5</b>	Beton		1.04	kg/E		Kalkuliert für 12000 E Anlage mit eine Lebensdauer von 30 Jahren.
<b>Material 6</b>	Zitronensäure		0.12	kg/E/a		
<b>Energieeinsatz</b>						
<b>Energie 1</b>	Strom		2.5	kWh/E/a	Kjerstatus et al. (2017)	Kalkuliert für 12000 E Anlage mit eine Lebensdauer von 30 Jahren.
<b>Direkte Emissionen</b>						
<b>N2O-Emissionen</b>					Kjerstatus et al. (2016)	
<b>NH3-Emissionen</b>					Kjerstatus et al. (2016)	
<b>CH4-Emissionen</b>					Kjerstatus et al. (2016)	
<b>H2S-Emissionen</b>					Kjerstatus et al. (2016)	
<b>Kosten/Erlöse - LCC</b>						
<b>Herstellungskosten</b>			62 748,0	€	DeSah (2010) nach Thibodeau et al. (2014)	75.600 USD (capacity = 23 m <sup>3</sup> -eff/d f); f Hydraulic retention time of 0.33 hour (DeSah BV, 2010). USD/EUR 1:0.83, 15 years lifespan
	Kapazität		23,0	m <sup>3</sup> /d		
	scale factor für economies of scale		27,3	€/E	Thibodeau et al. (2014)	
<b>Betriebskosten</b>			61,3	€/m <sup>3</sup> /d/a	Berechnet	75.600 USD umgerechnet auf 1200 EW = 1 700 USD/yr; USD/EUR 1:0.83, 15 years lifespan, Betrieb und Wartung ohne Chemikalien und Energie
			1,0	€/E/a	DeSah (2010) nach Thibodeau et al. (2014)	1 700 USD/yr auf 1200 EW gerechnet
<b>Wartung</b>	2 % von IK		2	% von IK	Egle et al. (2014a) nach Garstenauer (2018)	S. A-xxxvii
<b>Materialien</b>	Magnesium (MgCl2)		0.37	€/kg	Klein (2015), Egle et al. (2014a) nach Garstenauer (2018)	0,22 - 0,37 €/kg
	Magnesium (MgCl2)		0.185	€/E/a		
<b>Kommentare, Annahmen, etc.:</b>						
<b>Quellen</b>						
Garstenauer, T. (2018). „Bewertung von Verwertungspfaden für Stickstoff in Abwasserstoffströmen und Anwendung der Ergebnisse zur Beurteilung neuartiger Kläranlagenkonzepte“. (Masterarbeit) TU Graz.						
de Graaf, R., van Hell (2014): Nieuwe sanitatie Noorderhoek, Sneek (in Dutch).						
Huang, H., Zhang, D., Wang, W., Li, B., Zhao, N., Li, J., Dai, J. (2019): „Alleviating Na+ effect on phosphate and potassium recovery from synthetic urine by K-struvite crystallization using different magnesium sources“. In: Science of The Total Environment, 655, S. 211-219, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.259.						
Klein, D. (2015): Bewertung der Stickstoff- und Phosphorgegewinnung im Gesamtsystem aus Abwasserreinigung und Landwirtschaft. Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Braunschweig. Institut für Siedlungswasserwirtschaft doi: 10.24355/DBBS.084-202103230746-0.						
Kjerstadus, H., Bernstad Saraiva, A., Spångberg, J. (2016): Can source separation increase sustainability of sanitation management? In: Journal of Environmental Management, 197, S. 250-257, doi: 10.1016/j.jenvman.2017.03.094.						
Maurer, M., Pronk, W., Larsen, T.A. (2006): „Treatment processes for source-separated urine“. In: Water Research, 40 (17), S. 3151-3166, doi: 10.1016/j.watres.2006.07.012.						
Maurer, D.C., Beier, D.S., Pinnekamp, J., Alt, K. (2013): „ELIMINATION VON SPURENSTOFFEN DURCH DEZENTRALE ABWASSERBEHANDLUNG AN PUNKTQUELLEN – AM BEISPIEL DES KREISKRANKENHAUSES Rontelap, M. (2009): „Phosphorus recovery from source-separated urine through the precipitation of struvite“. (Dissertation) Zürich: SWISS FEDERAL INSTITUTE OF TECHNOLOGY.						
Simoes, F., Vale, P., Stephenson, T., Soares, A. (2018). „The role of pH on the biological struvite production in digested sludge dewatering liquors“. In: Scientific Reports, 8 (1), S. 7225, doi: 10.1038/s41598-018-25431-7.						
Steinmetz, H., Minke, R., Morandi, C., Wasielewski, S., Mouarkech, K. (2017): Verbundprojekt TWIST++: Transitionsweg WasserinfraStruktursysteme: Anpassung an neue Herausforderungen im städtischen und ländlichen Raum: Teilprojekt der Universität Stuttgart. (Fachlicher Schlussbericht) Stuttgart.						
Thibodeau, C., Monette, F., Glaus, M. (2014): „Comparison of development scenarios of a black water source-separation sanitation system using life cycle assessment and environmental life cycle costing“. In: Resources, Conservation and Recycling, 92, S. 38-54, doi: 10.1016/j.resconrec.2014.08.004.						
WSWU, Weiterbildender Studiengang Wasser und Umwelt (WSWU) (Hrsg.) (2015): Neuartige Sanitärsysteme: Begriffe, Stoffströme, Behandlung von Schwarz-, Braun-, Gelb-, Grau-, und Regenwasser, Stoffliche Nutzung. 2. Aufl. Kromsdorf: Bauhaus-Universitätsverlag als Imprint von VDG Weimar.						

**Tabelle A 7: Steckbrief zur Ammoniumstrippung mit saurer Wäsche von Schwarzwasser-gärresten**

Daten-Steckbrief Verfahrensblock Ammoniumstrippung						
Verfasser des Steckbriefs: Jonas Kleckers (kleckers@fh-muenster.de)						
FH Münster, 2022						
Thema	Information	Beschreibung	Wert	Einheit	Referenz / Datenquelle	Kommentar
Verfahrensname		Ammoniumstrippung am Beispiel von Helsingborg				
Kurzname		Am_Strip				
Kapazität						
Lebensdauer				30 Jahre		
Dimension bzw. Platzbedarf				0,01 m <sup>2</sup>		
Input - Stoffströme						
	Stoffstrom 1	Gärreste aus Schwarzwasser	6 - 10	L/E/d		Schwarzwasser aus Unterdruckentwässerung
	Energiestrom 1	Strom	7	kWh/m <sup>3</sup>	Maurer (2006)	At 20 °C and 95% ammonia removal, treated urine
	Energiestrom 1	Strom	1,6 - 1,9	kWh/kgNeli	Haberkm (2008), DWA Arbeitsbericht AK 1.3 (2004) nach Garstenaue (2018)	
	Energiestrom 1	Strom	1,5 - 1,8	kWh/m <sup>3</sup>	Haberkm (2008), DWA Arbeitsbericht AK 1.3 (2004) nach Garstenaue (2018)	
	Energiestrom 2	Wärme	8 - 10	kWh/m <sup>3</sup>	Haberkm (2008), DWA Arbeitsbericht AK 1.3 (2004) nach Garstenaue (2018)	
	Energiestrom 2	Wärme	8,5 - 10,4	kWh/kgNeli	Haberkm (2008)	
	Energiestrom 2	Wärme	11 - 16	kWh/m <sup>3</sup>	Kjerstadius et al. (2016)	11 kWh/m <sup>3</sup> wenn eine Wärmerückgewinnung vorgesehen wurde
	Energiestrom 1	Strom	7,7	kWh/E/a		Kalkuliert für 12000 E und 30 Jahre Lebenszeit; ohne Wärmerückgewinnung: 78 kWh/E/a, mit Wärmerückgewinnung: 53 -> kWh/E/a = 25 kWh/E/a
	Energiestrom 2	Wärme	78	kWh/E/a	Kjerstadius et al. (2017)	
	Energiestrom 2	Wärmerückgewinnung	25	kWh/E/a		
	Energiestrom 2	Wärme	60	kWh/E/a	konservative Schätzung	
Output - Stoffströme						
	Stoffstrom 1	Gärreste aus Schwarzwasser				
	Stoffstrom 2	Volumenstrom				*Dichte wird aus Regression abgeleitet
	Stoffstrom 2	Ammoniumsulfat	11 - 13	kg/kgNeli	Haberkm (2008)	38 % ige Lösung
	Stoffstrom 2	Ammoniumsulfat	4,72	kg/kgNeli	Garstenaue (2018)	berechnet aus molarem Verhältnis Ammoniumsulfat/Stickstoff
Leistungsdaten (siehe Fußnote)						
	<b>Bilanzen</b>					
	<b>N-Bilanz</b>					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Ammoniumsulfat	80	%	Kjerstadius et al. (2015), Kjerstadius (2021)	Kjerstadius et al. (2015): 78 - 97 %, Maurer (2006): 95 % (Urin), Böhler et al. (2015): 90 %, Empfehlung von 80 % von Kjerstadius (persönliches Gespräch)
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	20	%	Berechnet	
		Anteil im Verfahrensausgang: Luft	-	%	Annahme	
	<b>P-Bilanz</b>					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Ammoniumsulfat	-	%		
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100,0	%	Maurer (2006)	
	<b>CSB-Bilanz</b>					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Ammoniumsulfat	-	%		
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100,0	%	Maurer (2006)	
		Anteil im Verfahrensausgang: Luft	-	%		
	<b>K-Bilanz</b>					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Ammoniumsulfat	-	%		
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100,0	%		
	<b>S-Bilanz</b>					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Ammoniumsulfat	-	%		
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100,0	%		
		Anteil im Verfahrensausgang: Luft	-	%		
	<b>Diclofenac</b>					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Ammoniumsulfat	-	%		
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100,0	%		
	<b>Benzotriazol</b>					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Ammoniumsulfat	-	%		
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100,0	%		
	<b>jodierte Röntgenkontrastmittel</b>					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Ammoniumsulfat	-	%		
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100,0	%		
	<b>Metoprolol</b>					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Ammoniumsulfat	-	%		
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100,0	%		
	<b>Sulfamethoxazol</b>					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Ammoniumsulfat	-	%		
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100,0	%		
	<b>(falls Schlamm im Input-Stoffstrom:) oTS</b>					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Ammoniumsulfat	-	%		
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100,0	%		
	<b>(falls Schlamm im Input-Stoffstrom:) TS</b>					
	Bezogen auf die Input-Menge	Anteil im Verfahrensausgang: Ammoniumsulfat	-	%		
		Anteil im Verfahrensausgang: behandeltes Schwarzwasser	100,0	%		

**Tabelle A 7: Steckbrief zur Ammoniumstrippung mit saurer Wäsche von Schwarzwasser-gärresten**

Einsatz Materialien, Verbrauch Grund- und Hilfsstoffe						
Material 1	Stahl		0.56	kg/E	Kjerstadius et al. (2017)	Kalkuliert für 12000 E und 30 Jahre Lebenszeit
Material 2	PE		0.33	kg/E	Kjerstadius et al. (2017)	
Material 3	Beton		1.9	kg/E	Kjerstadius et al. (2017)	
Material 4	Natriumhydrox (NaOH)		20	kg/E/a	Kjerstadius et al. (2017)	
Material 4	Natriumhydrox (NaOH)		3.2 - 8.4	kg/m³	Garstenauer (2018)	Kalkuliert für 12000 E für NaOH (50 % Dichte: 1.5 kg/L mit 0.9 kgN/m³ (zurückgewinnbar) Empfehlung von Kjerstadius: konservative Werte für kleine Anlage: 8.5 - 9 kg/m³ (-2000 E)
Material 4	Natriumhydrox (NaOH)		9	kg/m³	Kjerstadius (2021)	
Material 5	Schwefelsäure (H2SO4)		15	kg/E/a	Kjerstadius et al. (2017)	Kalkuliert für 12000 E für H2SO4 (70 % - 96 %) Dichte: 1.61 - 1.84 kg/L mit 0.9 kgN/m³ (zurückgewinnbar)
Material 5	Schwefelsäure (H2SO4)		5.0 - 5.2	kg/kgNeli	Garstenauer (2018)	
Material 6	Zitronensäure		0.3	kg/E/a	Kjerstadius et al. (2017)	Kalkuliert für 12000 E; implementiert, aber nicht in der Auswertung, weil in SAMPSONS keine Midpoint Daten für Zitronensäure hinterlegt sind.
Energieeinsatz						
Energie 1	Strom		7.7	kW/E/a		Kalkuliert für 12000 E und 30 Jahre Lebenszeit
Energie 2	Wärme		78	kW/E/a	Kjerstadius et al. (2016), Kjerstadius et al. (2017)	
Energie 2	Wärme		53	kW/E/a		Kalkuliert für 12000 E und 30 Jahre Lebenszeit. 53 kWh wenn eine Wärmerückgewinnung vorgesehen ist Für Anlagen mit etwa 2000 Einwohnern ist die Wärmerückgewinnung sehr ineffizient und wird auf 25 % geschätzt. Der Wärmebedarf liegt bei 80 kWh/E/a. Bei größeren Anlagen kann die Wärmerückgewinnung mehr betragen (25 kWh/E/a für 12 000 E Anlage)
Energie 2	Wärme		60	kW/E/a	Kjerstadius (2021)	
Direkte Emissionen						
N2O-Emissionen	Verlässt das System gasförmig		-	kg/(EW*a)	Kjerstadius et al. (2016)	
NH3-Emissionen	Verlässt das System gasförmig		-	kg/(EW*a)		
CH4-Emissionen	Verlässt das System gasförmig		-	kg/(EW*a)		
H2S-Emissionen	Verlässt das System gasförmig		-	kg/(EW*a)		
Kosten/Erlöse - LCC						
Investitionskosten			190	€/EW	Kjerstadius et al. (2021)	grobe Schätzung für ein System mit 2100 EW (entspricht sehr gut den kalkulierten Kosten mit der Formel nach Economy of Scale)
			979829.00	€	basierend auf Daten von Garstenauer (2018)	siehe Tabellenblatt "Kosten", Kosten sind etwas günstiger als in Heisingborg. Dort wird zusätzlich Bioabfall mit vergoren, sodass der EW-spezifische Vorlumenstrom höher ist.
	Kapazität für Investitionskosten		120.00	m³/d		
	scale factor für economies of scale		0.60			
Investitionskosten			0.8	€/kgNeli	van Eekert et al. (2012)	
Materialien	Natriumhydrox (NaOH) (50%)		0.31	€/kg	Egle et al. (2014a) nach Garstenauer (2018)	berechnet mit einwohnerspezifischem Verbrauch
	Natriumhydrox (NaOH) (50%)		6.2	€/E/a		
	Schwefelsäure (H2SO4)		0.13	€/kg	Klein (2015), Ebner (2017) nach Garstenauer (2018)	0.08 - 0.13 €/kg
	Schwefelsäure (H2SO4)		1.575	€/E/a		berechnet mit einwohnerspezifischem Verbrauch
	gesamter Chemikalienbedarf		1.2 - 2.6	€/kgNeli	van Eekert et al. (2012)	
Wartungskosten	2 % von IK		2	% von IK	Egle et al. (2014a) nach Garstenauer (2018)	
	Wird für die Kalkulation im Prozessmodell verwendet		Gute Datenbasis			
Kommentare, Annahmen, etc.:						
Für die 12 000 EW von Kjerstadius (2016) wurde ein Schwarzwasseranfall von 9 L/E/d angenommen.						
Quellen						
Jardin, N., Arnold, E., Beier, M., Grömping, M., Kolisch, G., Kühn, V., Meyer, S., Rolfs, T., Schmidt, F., Wett, B., Otte-Witte, R. (2004): „Rückbelastung aus der Schlammbehandlung – Verfahren zur						
Ebner H. (2017). Interview zum Thema „Ammoniak-Stripung in der VARA Spittal/Drau“.						
Egle L., Rechberger H., & Zessner M. (2014a). Endbericht - Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser, BMLFUW, Wien. [online] <a href="http://wv.tuwien.ac.at/wasser/forschung/projekte/projekte/p-recycling/">http://wv.tuwien.ac.at/wasser/forschung/projekte/projekte/p-recycling/</a> .						
Garstenauer, T. (2018). „Bewertung von Verwertungspfaden für Stickstoff in Abwasserstoffströmen und Anwendung der Ergebnisse zur Beurteilung neuartiger Kläranlagenkonzepte“. (Masterarbeit) TU Graz.						
Haberkem, B., Maier, W., Schneider, U. (2008). Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen. (Forschungsbericht Nr. 205 26 307, UBA-FB 001075) Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (UBA) (Texte   11/2008).						
Klein, D. (2015). Bewertung der Stickstoff- und Phosphorrückgewinnung im Gesamtsystem aus Abwasserreinigung und Landwirtschaft. Technische Universität Braunschweig, Institut für Siedlungswasserwirtschaft doi: 10.24355/DBBS.084-202103230746-0.						
Kjerstadius, H., Bemstad Saraiva, A., Spångberg, J., Davidsson, A. (2017). „Carbon footprint of urban source separation for nutrient recovery“. In: <i>Journal of Environmental Management</i> , 197, S. 250-257. doi: 10.1016/j.jenvman.2017.03.094.						
Kjerstadius, H., Bemstad Saraiva, A., Spångberg, J. (2016). <i>Can source separation increase sustainability of sanitation management?</i>						
Kjerstadius (2021): personal communication 21.07.2021						
Maurer, M., Pronk, W., Larsen, T.A. (2006). „Treatment processes for source-separated urine“. In: <i>Water Research</i> , 40 (17), S. 3151-3166. doi: 10.1016/j.watres.2006.07.012.						
Van Eekert, M., Weijma, J., Verdoes, N., de Buisson, F., Reitsma, B., van den Bulk, J., van Gestel, J. (2012). <i>Explorative research on nitrogen recovery methods</i> . Amersfoort (NL): STOWA.						

**Tabelle A 8: Steckbrief zur Deammonifikation von Schwarzwassergärresten (OLAND-Verfahren)**

Daten-Steckbrief Verfahrensblock Kleinkläranlagen - Oxygen Limited Autotrophic Nitrification (OLAND)						
Verfasser des Steckbriefs: muenster.de						
FH Münster, 2022						
Thema	Information	Beschreibung	Wert	Einheit	Referenz / Datenquelle	Kommentar
Verfahrensname		Kleinkläranlage - Oxygen Limited Autotrophic Nitrification (OLAND)				
Kurzname		OLAND				
Verfahrensbeschreibung		Das OLAND-Verfahren ist eine kostengünstige und nachhaltige Methode, um Ammonium aus Abwasser zu entfernen. Im Vergleich zu herkömmlichen biologischen Verfahren führt dieses Verfahren zu Einsparungen bei den Betriebskosten von bis zu 60 % und reduziert gleichzeitig die zu pumpende Schlammmenge erheblich. Bei der traditionellen Stickstoffentfernung wird mehr Sauerstoff benötigt, damit das gesamte Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) mit Sauerstoff in Nitrat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) umgewandelt wird. Beim OLAND-Verfahren wird etwa die Hälfte des Ammoniaks (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) in Nitrit (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ) umgewandelt und Anammox-Bakterien wandeln Ammonium und Nitrit in Stickstoffgas um. Vorteile des OLAND-Reaktors: Dies entspricht einer einstufigen Deammonifikation nach DWA-M 349 (2019)			DeSaH (2020) abgerufen am 09.07.2021	
Kapazität			474 - 1027	EW	de Graaf und van Hell (2014)	https://www.desah.nl/technieken.html#:~:1598
Lebensdauer			25	Jahre	Lautenschläger et al. (2016)	S. 105; Bisher 79 EW, Kapazität könnte jedoch 6 bis 13 mal höher sein
Lebensdauer			15	Jahre	Thibodeau et al. (2014)	
Lebensdauer			20	Jahre		
Dimension bzw. Platzbedarf			8	m <sup>2</sup>	DeSaH (2020) abgerufen am 09.07.2021	https://www.desah.nl/fileadmin/user_upload/DeSaH_EN_2020.pdf
Volumen			0.008	m <sup>3</sup> /EW		
Volumen			0,5 - 2,0	m <sup>3</sup> (kgN <sup>-1</sup> d)	DWA-M 349 (2019)	S. 33 (umgerechnet)
Input - Stoffströme			6	m <sup>3</sup>	Lackner et al. (2014)	Anlage in Sneek
Stoffstrom 1		Schmutzwasser				
Energiestrom 1		Strom insgesamt	4,6	kWh/(EW*a)	de Graaf und van Hell (2014)	S. 198; hochskaliert auf 1200 EW
Energiestrom 2		Strom Rotation	15	kWh/d	de Graaf und van Hell (2014)	S. 106; 1200 EW, bei weniger EW wird spezifischer Verbrauch deutlich höher
Output - Stoffströme		Stoffstrom 1	0,0137	m <sup>3</sup> (EW <sup>-1</sup> d)		gleich dem Zulauf (Sneek)
Stoffstrom 2		Schlamm	0	m <sup>3</sup>		vernachlässigbar, aufgrund des geringen CSB-Abbaus
Bilanzen						
N-Bilanz 1						
Bezogen auf die Input-Menge		Anteil im Verfahrensausgang: Schlamm	0	%	de Graaf und van Hell (2014)	Konservative N-Bilanz wird angenommen.
		Anteil im Verfahrensausgang: gereinigtes Abwasser	39	%		berechnet
		Anteil im Verfahrensausgang: Luft	79	%		S. 104
N-Bilanz 2						
Bezogen auf die Input-Menge		Anteil im Verfahrensausgang: Schlamm	0	%		keine Angaben zu Schlammproduktion nach Windey et al. (2005)
		Anteil im Verfahrensausgang: gereinigtes Abwasser	7	%	Windey et al. (2005)	
		Anteil im Verfahrensausgang: Luft	93	%		S. 4516; im Laborversuch
N-Bilanz 3						
Bezogen auf die Input-Menge		Anteil im Verfahrensausgang: Schlamm	0	%		keine Angaben zu Schlammproduktion nach Windey et al. (2005)
		Anteil im Verfahrensausgang: gereinigtes Abwasser	16	%	Windey et al. (2005)	
		Anteil im Verfahrensausgang: Luft	84	%		S. 4519; im Laborversuch
P-Bilanz						
Bezogen auf die Input-Menge		Anteil im Verfahrensausgang: Schlamm	4	%	de Graaf und van Hell (2014)	S. 120
		Anteil im Verfahrensausgang: gereinigten Abwasser	96	%		berechnet
CSB-Bilanz						
Bezogen auf die Input-Menge		Anteil im Verfahrensausgang: Schlamm		%		
		Anteil im Verfahrensausgang: gereinigten Abwasser	50	%		
		Anteil im Verfahrensausgang: Luft		%		
K-Bilanz						
Bezogen auf die Input-Menge		Anteil im Verfahrensausgang: Schlamm	-	%		
		Anteil im Verfahrensausgang: gereinigten Abwasser	-	%		
S-Bilanz						
Bezogen auf die Input-Menge		Anteil im Verfahrensausgang: Schlamm	-	%		
		Anteil im Verfahrensausgang: gereinigten Abwasser	-	%		
		Anteil im Verfahrensausgang: Luft	-	%		
Diclofenac						
Bezogen auf die Input-Menge		Anteil im Verfahrensausgang: Schlamm		%		
		Anteil im Verfahrensausgang: gereinigten Abwasser	100,8	%	Lex (2017)	
Benzotriazol						
Bezogen auf die Input-Menge		Anteil im Verfahrensausgang: Schlamm		%		
		Anteil im Verfahrensausgang: gereinigten Abwasser	58	%	Lex (2017)	
Jodierne Röntgenkontrastmittel						
Bezogen auf die Input-Menge		Anteil im Verfahrensausgang: Schlamm		%		
		Anteil im Verfahrensausgang: gereinigten Abwasser	100	%	Annahme	
Metoprolol						
Bezogen auf die Input-Menge		Anteil im Verfahrensausgang: Schlamm		%		
		Anteil im Verfahrensausgang: gereinigten Abwasser	78	%	Lex (2017)	
Sulfamethoxazol						
Bezogen auf die Input-Menge		Anteil im Verfahrensausgang: Schlamm		%		
		Anteil im Verfahrensausgang: gereinigten Abwasser	100	%	Annahme	
(falls Schlamm im Input-Stoffstrom): oTS						
Bezogen auf die Input-Menge		Anteil im Verfahrensausgang: Schlamm		%		
		Anteil im Verfahrensausgang: gereinigten Abwasser	100	%		
(falls Schlamm im Input-Stoffstrom): TS						
Bezogen auf die Input-Menge		Anteil im Verfahrensausgang: Schlamm		%		
		Anteil im Verfahrensausgang: gereinigten Abwasser	100	%		

**Tabelle A 9: Steckbrief zur Deammonifikation von Schwarzwassergärresten (OLAND-Verfahren)**

Einsatz Materialien, Verbrauch Grund- und Hilfsstoffe						
	Material 1	Variante 1: Polyethylen	220	kg/Anlage	Lautenschläger et al. (2016)	Anhaltswert! Gilt für Kleinkläranlagen allgemein, nicht direkt für OLAND Reaktoren. Entspricht einem 3,5 m³ SBR Reaktor. Entweder HDPE ODER Stahlbeton. Nicht beide Werte verwenden! Details siehe Seite A-7
	Material 2	Variante 2: Stahlbeton	4700	kg/Anlage	Lautenschläger et al. (2016)	Anhaltswert! Gilt für Kleinkläranlagen allgemein, nicht direkt für OLAND Reaktoren. Entspricht einem 3,5 m³ SBR Reaktor. Entweder HDPE ODER Stahlbeton. Nicht beide Werte verwenden! Details siehe Seite A-7
	Material 1	Variante 1: Polyethylen	0,22	kg/PE		berechnet nach Lautenschläger et al. (2016) und Annahme von eine Kapazität von 1000 E
	Material 2	Variante 2: Stahlbeton	4,7	kg/PE		berechnet nach Lautenschläger et al. (2016) und Annahme von eine Kapazität von 1000 E
Energieeinsatz	Energie 1	Strom (total)	4,8	kWh/(PE*a)	de Graaf und van Hell (2014)	S. 198
	Energie 2	Strom (Rotation)	15	kWh/d	de Graaf und van Hell (2014)	S. 108; 1200 EW, bei weniger EW wird spezifischer Verbrauch deutlich höher; entspricht den 4,6 kWh/(EW*a)
	Energie 3	Energie Belüftung	0,9	kWh/(kg N)	De Clippeleier (2012)	Tab. 1.3
	Energie 4		1,1	kWh/(EW*a)	Thibodeau et al. (2014), de Graaf und van Hell (2014)	0,4 kWh/kg N (eliminiert) bei 11 g N/(EW*d) und Eliminierungsrate von 70%
Direkte Emissionen	N2O-Emissionen	Verlässt das System gasförmig	1,3	% von N-Zulauf	De Clippeleier (2012), Kampschreur et al. (2009)	S. 18 0,4 - 1,3 %; N-Zulussfracht * 1,3 % / (28 g/mol N / 44 g/mol N2O) = gN2O-Emissionen
	NH3-Emissionen	Verlässt das System gasförmig	-	kg/(EW*a)		
	CH4-Emissionen	Verlässt das System gasförmig	-	kg/m³		
	H2S-Emissionen					
Kosten/Erlöse - LCC	Herstellungskosten	capex_sum	68	€/PE	Metz (2021)	50-60 €/PE
	Herstellungskosten	Kosten für eine Kapazität von 23 m³/d	189320,0	€	DeSah (2010) nach Thibodeau et al. (2014)	204 000 USD (23 m³-ell/d f; f Hydraulic retention time of 0.33 hour (DeSah BV, 2010). USD/EUR 1:0.83, 15 years lifespan
		scale factor for economies of scale	0,6		Thibodeau et al. (2014)	
		Kapazität für die Herstellungskosten	23,6	m³/d	Thibodeau et al. (2014)	
	Betriebskosten		3154,0	€/a	DeSah (2010) nach Thibodeau et al. (2014)	3 800 USD/yr, USD/EUR 1:0.83, 15 years lifespan, Betrieb und Wartung ohne Chemikalien und Energie
	Betriebskosten		0,8	€/EW*a)	De Clippeleier (2012)	Anlage ausgelegt für 450 kg N/d; entspricht ca 40000 EW, incl. Energie
	Planungs- und Einbaukosten					
	Wartungskosten		2	% von IK		
	Wartungskosten		1,2	€/PE/a		2 % von IK
	Rückbaukosten					
Kommentäre, Annahmen, etc.:		Wird in Prozessmodell verwendet		Gute Datenbasis		
Quellen	De Clippeleier, H. (2012). <i>Microbial resource management of OLAND focused and sustainability</i> . (Dissertation) Ghent, Belgium: Ghent University. de Graaf, R., van Hell (2014). <i>Nieuwe sanitatie Noorderhoek, Sneek (in Dutch)</i> . DeSah (2020): <a href="http://www.desah.nl">www.desah.nl</a> abgerufen am 09.07.2021 DWA-M 368 (2014): <i>Biologische Stabilisierung von Klärschlamm</i> . Juni 2014. Hanel (Sieg): Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA). Lackner, S., Gilbert, E.M., Vlaeminck, S.E., Joss, A., Horn, H., van Loosdrecht, M.C.M. (2014). <i>Full-scale partial nitrification/anammox experiences – An application survey</i> . In: <i>Water Research</i> . 55, S. 292–303. doi: 10.1016/j.watres.2014.02.032. Lautenschläger, S., Laforet, L., Schimpke, J., Holländer, R., Töws, I., Böttger, S., Stich, G., Lange, A. (2016). <i>Nachhaltigkeitsbewertung von Kleinkläranlagen mittels Ökoeffizienzanalyse zur Ableitung von Produktverbesserungen: Abschlussbericht über ein</i> Lex, C. (2017). <i>Innovative strategies for enhanced deammonification performance and reduced nitrous oxide emissions</i> . (Dissertation) München: Technischen Universität München. Metz (2021): Personal communication Thibodeau, C., Monette, F., Bulle, C., Glaus, M. (2014). <i>Comparison of black water source-separation and conventional sanitation systems using life cycle assessment</i> . In: <i>Journal of Cleaner Production</i> . 67, S. 45–57. doi: 10.1016/j.jclepro.2013.12.012. Windey, K., De Bo, I., Verstraete, W. (2005). <i>Oxygen-limited autotrophic nitrification-denitrification (OLAND) in a rotating biological contactor treating high-salinity wastewater</i> . In: <i>Water Research</i> . 39 (18), S. 4512–4520. doi: 10.1016/j.watres.2005.09.002.					

---

**Anlage 4. Ergebnisse der SAmpSONS2 Szenarien**

Tabelle A 10: Bilanzindikatoren der einzelnen Szenarien

Szenario	Energiebedarf		Gewässeremissionen			Ressourcenrückgewinnung		Trinkwasserbedarf in L/(E-a)
	in kWh/(E-a)		in kg/(E-a)			in kg/(E-a)		
	elektrisch	thermisch	CSB	Phosphor	Stickstoff	Phosphor	Stickstoff	
<b>W</b>	20	-6	1,83	0,02	0,93	0,00	0,00	108
<b>WsRp</b>	21	-6	1,83	0,02	0,92	0,14	0,03	108
<b>WzRp</b>	21	-6	1,83	0,02	0,92	0,03	0,02	108
<b>Gcw</b>	19	-10	2,08	0,04	0,98	0,00	0,00	108
<b>GcwRw</b>	24	-10	1,58	0,02	0,93	0,00	0,00	69
<b>GmbbrRh</b>	52	-173	2,08	0,17	1,04	0,00	0,00	108
<b>GmbbrRhw</b>	56	-258	1,59	0,08	0,97	0,00	0,00	69
<b>Gsbr</b>	31	-10	2,21	0,04	0,98	0,00	0,00	108
<b>UGcwRnp</b>	29	-12	1,93	0,03	0,24	0,36	3,72	98
<b>UGcwRnpw</b>	33	-12	1,55	0,02	0,19	0,36	3,72	68
<b>UGmbbrRhnpw</b>	66	-260	1,55	0,09	0,24	0,36	3,72	68
<b>UGsbrRnp</b>	42	-12	2,05	0,03	0,23	0,36	3,72	98
<b>URnp</b>	31	-8	1,68	0,01	0,18	0,36	3,72	98
<b>UVGcwRnp</b>	45	43	0,89	0,02	0,33	0,42	1,51	73
<b>VGcw</b>	27	49	0,91	0,02	1,24	0,00	0,00	73
<b>VGcwRnp</b>	37	109	0,91	0,02	0,34	0,43	3,53	73
<b>VGcwRp</b>	34	49	0,89	0,02	0,45	0,41	0,04	73
<b>VGmbbrRhnp</b>	73	-66	0,89	0,16	0,38	0,44	4,02	73
<b>VGmbbrRhp</b>	70	-126	0,87	0,16	0,52	0,42	0,04	73
<b>VGmbbrRhpw</b>	68	-198	1,09	0,15	1,06	0,43	0,04	68
<b>VGsbrRp</b>	49	61	1,01	0,02	0,37	0,52	0,04	73

Tabelle A 11: Relative Abweichung der einzelnen Bilanzindikatoren vom Szenario W

Szenario	Energiebedarf	Gewässeremissionen			Trinkwasserbedarf
	in % elektrisch	CSB	Phosphor	Stickstoff	in %
<b>W</b>	0	0	0	0	0
<b>WsRp</b>	5	0	0	-1	0
<b>WzRp</b>	5	0	0	-1	0
<b>Gcw</b>	-5	14	100	5	0
<b>GcwRw</b>	20	-14	0	0	-36
<b>GmbbrRh</b>	160	14	750	12	0
<b>GmbbrRhw</b>	180	-13	300	4	-36
<b>Gsbr</b>	55	21	100	5	0
<b>UGcwRnp</b>	45	6	50	-74	-9
<b>UGcwRnpw</b>	65	-15	0	-80	-37
<b>UGmbbrRhnpw</b>	230	-15	350	-74	-37
<b>UGsbrRnp</b>	110	12	50	-75	-9
<b>URnp</b>	55	-8	-50	-81	-9
<b>UVGcwRnp</b>	125	-51	0	-65	-32
<b>VGcw</b>	35	-50	0	33	-32
<b>VGcwRnp</b>	85	-50	0	-63	-32
<b>VGcwRp</b>	70	-51	0	-52	-32
<b>VGmbbrRhnp</b>	265	-51	700	-59	-32
<b>VGmbbrRhp</b>	250	-53	700	-44	-32
<b>VGmbbrRhpw</b>	240	-40	650	14	-37
<b>VGsbrRp</b>	145	-45	0	-60	-32

Tabelle A 12: Umweltwirkungen der einzelnen Szenarien

Szenario	Treibhausgaspotential in kg CO <sub>2</sub> -äq/(E-a)	Primärenergie in MJ/(E-a)	Eutrophierungspotential in kg PO <sub>4</sub> -äq/(E-a)
<b>W</b>	45	363	0,52
<b>WsRp</b>	51	433	0,51
<b>WzRp</b>	47	392	0,51
<b>Gcw</b>	48	374	0,59
<b>GcwRw</b>	45	392	0,52
<b>GmbbrRh</b>	25	163	1,04
<b>GmbbrRhw</b>	1	-156	0,72
<b>Gsbr</b>	53	528	0,60
<b>UGcwRnp</b>	29	311	0,20
<b>UGcwRnpw</b>	27	328	0,15
<b>UGmbbrRhnpw</b>	-16	-216	0,41
<b>UGsbrRnp</b>	34	465	0,21
<b>URnp</b>	26	303	0,13
<b>UVGcwRnp</b>	67	734	0,24
<b>VGcw</b>	48	609	0,63
<b>VGcwRnp</b>	60	1 185	0,21
<b>VGcwRp</b>	68	687	0,30
<b>VGmbbrRhnp</b>	33	947	0,66
<b>VGmbbrRhp</b>	47	470	0,77
<b>VGmbbrRhpw</b>	25	153	0,94
<b>VGsbrRp</b>	78	910	0,26

Tabelle A 13: Relative Abweichungen der Umweltwirkungen vom Szenario W

Szenario	Treibhausgaspotential	Primärenergie	Eutrophierungspotential
	in %	in %	in %
<b>W</b>	0	0	0
<b>WsRp</b>	13	19	-2
<b>WzRp</b>	4	8	-2
<b>Gcw</b>	7	3	14
<b>GcwRw</b>	0	8	0
<b>GmbbrRh</b>	-44	-55	100
<b>GmbbrRhw</b>	-98	-143	39
<b>Gsbr</b>	18	46	15
<b>UGcwRnp</b>	-36	-14	-62
<b>UGcwRnpw</b>	-40	-10	-71
<b>UGmbbrRhnpw</b>	-136	-160	-21
<b>UGsbrRnp</b>	-24	28	-60
<b>URnp</b>	-42	-17	-75
<b>UVGcwRnp</b>	49	102	-54
<b>VGcw</b>	7	68	21
<b>VGcwRnp</b>	33	226	-60
<b>VGcwRp</b>	51	89	-42
<b>VGmbbrRhnp</b>	-27	161	27
<b>VGmbbrRhp</b>	4	30	48
<b>VGmbbrRhpw</b>	-44	-58	81
<b>VGsbrRp</b>	73	151	-50