

---

Schriftenreihe **IWAR**

**233**

---



TECHNISCHE  
UNIVERSITÄT  
DARMSTADT

**IWAR**

*Christian A. Schaum*

**Abwasserbehandlung der Zukunft:  
Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz**

**Herausgeber:**

Verein zur Förderung des Instituts **IWAR** der TU Darmstadt e.V.

---



---

**Abwasserbehandlung der Zukunft:  
Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz**

Vom Fachbereich Bau- und Umweltingenieurwissenschaften  
der Technischen Universität Darmstadt  
genehmigte Habilitationsschrift

von

**Dr.-Ing. Christian A. Schaum**

aus Kassel

Darmstadt, im März 2016

D17

---

---

**Schaum, Christian A.**

Abwasserbehandlung der Zukunft: Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz

Hrsg.: Verein zur Förderung des Instituts **IWAR** der TU Darmstadt e.V.

(Schriftenreihe 233)

ISSN 0721-5282

**ISBN 978-3-940897-32-9**

Referent: Prof. Dr.-Ing. Peter Cornel

Korreferenten: Prof. Dr.-Ing. Jörg Krampe

Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp

Prof. Dr. rer. nat. Liselotte Schebek

Tag der Einreichung: 28.05.2015

Tag der Habilitation: 21.03.2016

Alle Rechte vorbehalten. Wiedergabe nur mit Genehmigung des Vereins zur Förderung des Instituts **IWAR** der Technischen Universität Darmstadt e.V.,  
Fontanestraße 8, D-64291 Darmstadt.

Herstellung: Lasertype GmbH, Holzhofallee 19,  
D-64295 Darmstadt

Vertrieb: Institut **IWAR** der TU Darmstadt,  
Franziska-Braun-Straße 7, D-64287 Darmstadt  
Telefon: 06151 / 16 20801  
Telefax: 06151 / 16 20305

---

---

## Vorwort

---

Die vorliegende Habilitationsschrift „Abwasserbehandlung der Zukunft: Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz“ entstand während meiner Tätigkeit am Fachgebiet Abwassertechnik, Institut für Wasserversorgung und Grundwasserschutz, Abwassertechnik, Raum- und Infrastrukturplanung, Stoffstrommanagement und Ressourcenwirtschaft (IWAR) der Technischen Universität Darmstadt. Die ersten Ideen für die Anfertigung dieser Arbeit entstanden während meiner Tätigkeit im Ingenieurbüro der Dr. Born - Dr. Ermel GmbH insbesondere im Rahmen der Bearbeitung einer Grundsatzstudie zum Stand der Technik bei der Klärschlammbehandlung im Auftrag der Städte bzw. Stadtentwässerungen/Eigenbetriebe Augsburg, Frankfurt am Main, Karlsruhe, Mannheim, München, Stuttgart und Zürich. Durch verschiedene Forschungsprojekte und Gutachten konnten diese Ideen am Fachgebiet Abwassertechnik vertieft werden:

- Förderung/Stipendium der Habilitation durch den Fachbereich Bau- und Umweltingenieurwissenschaften der Technischen Universität Darmstadt (2013-2014)
- „Entwicklung und Umsetzung des neuartigen innovativen Prozesses zur kalten Methanisierung PROKAMET sowie der korrespondierenden Anlagentechnik“, gefördert durch das Zentrale Innovationsprogramm Mittelstand (ZIM) des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie (2012-2014)
- „Untersuchung und Bewertung von Substraten für die Co-Vergärung in Klärschlammfau-lungsanlagen“, gefördert durch die Fritz und Margot Faudi-Stiftung (2012-2014)
- „Abwasserbehandlungsanlage der Zukunft: Energiespeicher in der Interaktion mit technischer Infrastruktur im Spannungsfeld von Energieerzeugung und -verbrauch (ESiTI)“, Verbundprojekt im Rahmen der Förderinitiative „Zukunftsfähige Technologien und Konzepte für eine energieeffiziente und ressourcenschonende Wasserwirtschaft“ (ERWAS) des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (2014-2017) 
- „Entwicklung eines nachhaltigen Wasserressourcen-Managements am Beispiel des Einzugsgebiets der Nidda (NiddaMan)“, Verbundprojekt im Rahmen der Förderinitiative „Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland“ (ReWaM) des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (2015-2018) 
- „Prozesswasserbehandlung als Baustein für eine energie- und ressourceneffiziente Klärschlammbehandlung“, gefördert durch die Fritz und Margot Faudi-Stiftung (2015-2017)

Neben den Forschungsprojekten konnten ebenso Ergebnisse aus verschiedenen Gutachten in die Habilitationsschrift integriert werden. Insbesondere sind hierbei zu nennen:

- „Zukunft der Abwasserbehandlung der Landeshauptstadt Wiesbaden: Organische Spurenstoffe und Desinfektion“, im Auftrag der Entsorgungsbetriebe der Landeshauptstadt Wiesbaden (2011-2013)

- 
- Bilanzierung/Optimierung der Klärschlammbehandlung einschließlich Co-Vergärung im Auftrag von verschiedenen Betreibern von Abwasserbehandlungsanlagen

Und nicht zuletzt bildete meine Dissertation „Verfahren für eine zukünftige Klärschlammbehandlung – Klärschlammkonditionierung und Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlammasche“ aus dem Jahr 2007 eine erste Grundlage meiner Habilitationsschrift.

Die Bearbeitung der vielfältigen Projekte bis hin zur Erstellung dieser Habilitationsschrift ist mit einer Vielzahl von Personen verbunden, die mich in den vergangenen Jahren begleitet haben. Neben den inhaltlichen Fragestellungen machen gerade diese persönlichen Kontakte die (Forschungs-)Arbeit erst wertvoll. Aus vielen Kontakten haben sich Freundschaften entwickelt, und es ist großartig zu sehen, wie sich die verschiedenen Lebenswege doch immer wieder kreuzen.

Ein ganz besonderer Dank gilt Prof. Dr. Peter Cornel für das geschenkte Vertrauen und die Wege, die wir gemeinsam gegangen sind. Ebenso gilt mein Dank Prof. Dr. Martin Wagner für die vielen Gespräche und gemeinsame Zeit.

Prof. Dr. Liselotte Schebek, Prof. Dr. Jörg Krampe und Prof. Dr. Johannes Pinnekamp gilt mein Dank für die Übernahme des Korreferats meiner Habilitationsschrift.

Meine Forschungsarbeit war und ist geprägt durch meine Arbeitsgruppe „Wasser und Energie“. Mein besonderer Dank gilt Dorothee Lensch, Robert Lutze, Johannes Rühl, Thomas Fundneider und Maximilian Seier für die gemeinsame Zusammenarbeit und die vielen Ergebnisse und Ziele, die wir im Team erreicht haben. Erst durch die Zusammenarbeit von wissenschaftlichen Hilfskräften, vor allem von Franziska Döpp, Philipp Gack, Georg Maurer und Michael Volz, den Kolleginnen und Kollegen aus Werkstatt und Labor sowie von Vera Soedradjat und Renate Schäfer wird das Team komplett. Herzlichen Dank für die gute Zeit. Des Weiteren gilt mein Dank allen Kolleginnen und Kollegen des Instituts IWAR, besonders dem Fachgebiet Abwassertechnik, für das angenehme Arbeitsklima und die gemeinsamen Gespräche und Diskussionen.

Ich möchte mich bei allen Projektpartnern ganz herzlich bedanken. Für das Forschungsprojekt „ESiTI“ gilt mein Dank stellvertretend für alle Dr. Till Ansmann, Martin Jakob und Wolfgang John, die besonders mit meiner Habilitation verbunden sind. Stellvertretend danke an Dr. Ulrike Schulte-Oehlmann und Prof. Dr. Jörg Oehlmann für das Forschungsprojekt „NiddaMan“.

Nicht immer gehen die Lebenswege so geradeaus, wie wir es uns wünschen. Und doch sind es vor allem diese Wege, die im Rückblick unser Leben bereichern und erst spannend machen. Ich möchte mich bei meiner ganzen Familie und bei allen Freunden für die Unterstützung in den vergangenen Jahren bedanken. Ein ganz besonderer Dank gilt meiner Frau Katharina.

Darmstadt, im März 2016

Christian A. Schaum

---

## Kurzzusammenfassung

---

Die Ver- und Entsorgung von Wasser gehört zu den integralen Bestandteilen von Siedlungsstrukturen. Besonders eindrücklich zeigt sich die Bedeutung dort, wo täglich Menschen aufgrund von Wassermangel oder fehlenden sanitären Einrichtungen erkranken oder sterben. Eine zukunftsfähige Abwasserbehandlung hat die Aspekte des Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutzes zu vereinen. Gesundheits- und Gewässerschutz sind miteinander verknüpft und umfassen Fragestellungen der Behandlung/Elimination der verschiedenen Inhaltsstoffe (bspw. Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor) bis hin zu Mikroschadstoffen (bspw. Arzneimittelrückstände, Keime, Mikroplastik oder Nanopartikel) in Bezug auf die (Ab-)Wassernutzung (Gewässereinleitung oder Wasserwiederverwendung). Ressourcenschutz beinhaltet die Aspekte der Ressourceneffizienz, d.h. die Minimierung des Ressourcenverbrauchs (bspw. Energie, Betriebsstoffe) sowie der Ressourcenrückgewinnung, d.h. die Nutzung der im Abwasser/Klärschlamm enthaltenen Ressourcen, insbesondere Wasser, Nährstoffe und Energie. Energie und Wasser sind vielfältig miteinander verknüpft. Die Bereitstellung von Energie erfordert den Einsatz von Wasser. Energie ist notwendig für die (Ab-)Wasserbehandlung. Durch die Wassernutzung (bspw. Förderung, Erwärmung oder Einleitung von Schmutzstoffen) enthält (Ab-)Wasser potentielle, kinetische, thermische sowie chemisch gebundene Energie. Abwasser bzw. Klärschlamm kann damit zu einer Ressource werden. Klärschlamm besteht neben der Organik aus zahlreichen Einzelkomponenten, die für eine Rückgewinnung in Frage kommen (bspw. Metalle, Phosphor, Stickstoff). Hierbei ist zu beachten, dass ein „Wertstoff“ erst dann einen Wert bekommt, wenn dieser in einer verwertbaren Form und Konzentration vorliegt und damit einen ökonomischen bzw. ökologischen Wert für eine Wiederverwendung besitzt.

Der im Abwasser enthaltene Kohlenstoff kann als chemisch gebundene Energie genutzt werden, bspw. durch Umwandlung zu Faulgas mit anschließender Nutzung in einem Blockheizkraftwerk. Von zentraler Bedeutung für die Bewertung der chemisch gebundenen Energie ist der chemische Sauerstoffbedarf (CSB). Über den CSB können die während der Abwasserbehandlung anfallenden Stoffströme theoretisch bilanziert werden. Durch die Stöchiometrie kann hieraus das Energiepotential ermittelt werden; 1 g CSB entspricht dabei 0,35 NL Methan bzw. 3,5 Wh. Der Vergleich der theoretisch ermittelten CSB-Bilanz mit Messdaten von diversen Klärschlämmen insbesondere in Bezug auf CSB und Brenn- bzw. Heizwert zeigt dabei eine gute Übereinstimmung, woraus sich Kenndaten in Bezug auf die Klärschlammarten (Primär-, Überschuss-, Faulschlamm) ergeben. Des Weiteren zeigt die Untersuchung des Brenn- bzw. Heizwertes, dass über die stöchiometrische Berechnung des CSB eine gute Annäherung an den Heizwert möglich ist; im Gegensatz zur Korrelation über die organische Trockenmasse (oTR), die ausschließlich für Klärschlämme bzw. Stoffe mit gleicher Energiedichte ( $CSB/oTR \approx const.$ ) Gültigkeit hat.

Für eine ganzheitliche Betrachtung der Klärschlammbehandlung ist die Berücksichtigung der Emissionen notwendig, wobei für den Bereich der anaeroben Klärschlammbehandlung die Methanemissionen, bestehend aus dem im Faulschlamm gelösten Methan, dem Restgaspotential sowie dem Methanschlupf bei der Verwertung im Blockheizkraftwerk, im Fokus stehen. Wenngleich der Anteil der Methanemissionen an der CSB-Gesamtbilanz gering ist ( $< 1,5\%$  bezogen auf die CSB-Zulaufmenge), so verschiebt sich die Relevanz aufgrund des im Vergleich zu Kohlendioxid höheren Treibhauspotentials von Methan. Aus Gesamtmethanemissionen von rd. 130 g  $CH_4/(E \cdot a)$  resultieren dabei in Abhängigkeit vom Zeithorizont Kohlendioxid-Äquivalente von rd. 4.400 - 11.200 g  $CO_2\text{-Äqu.}/(E \cdot a)$  (Treibhauspotential für 100 bzw. 20 Jahre).

Da die Abwasserbehandlungsanlage einen wichtigen Baustein im Spannungsfeld von Wasser und Energie bildet, gilt es zukünftig, dieses Potential umfänglich zu nutzen, insbesondere durch die Interaktion mit weiterer technischer Infrastruktur wie bspw. der Energiewirtschaft.



---

## Short Summary

---

Water supply and disposal is one of the integral elements of settlement structures. This is particularly evident where people fall ill or die due to water scarcity or missing sanitary facilities. Future oriented wastewater treatment must integrate aspects of health, water and resource protection. Health and water protection are linked and include questions of treatment/elimination of the different substances (e.g. carbon, nitrogen, phosphorus) as far as micropollutants (e.g. pharmaceutical residues, germs, microplastics or nanoparticles), thereby considering the targeted (waste)water utilization (discharge into water bodies or water reuse). Resource protection includes aspects of resource efficiency, i.e. minimization of resource consumption (e.g. energy, operating materials) as well as resource recovery, i.e. utilization of resources bound in wastewater/sewage sludge, in particular water, nutrients and energy. Energy and water are linked as well. Energy supply requires the input of water. Energy is necessary for (waste)water treatment. Due to its utilization (e.g. conveyance, heating or introduction of pollutants), (waste)water contains potential, kinetic, thermal as well as chemically bound energy. Wastewater resp. sewage sludge can thus become a resource. Beside organic matter, sewage sludge consists of various individual components that may be suitable for recovery (e.g. metals, phosphorus, nitrogen). Here, one has to consider that a resource becomes valuable only in case it is still of economic or ecological relevance for reuse after being utilized the first time.

Carbon as wastewater ingredient can be used as chemically bound energy resp. by being converted to biogas with subsequent use in combined heat and power plants. The key factor for evaluating chemically bound energy is the chemical oxygen demand (COD). Via the COD, material flows occurring during wastewater treatment can be balanced theoretically. The energy potential can thereby be calculated stoichiometrically; 1 g COD corresponds to 0.35 NL methane resp. 3.5 Wh. There is good compliance when comparing the theoretically determined COD balance with measuring data from various sewage sludges, in particular regarding COD and the lower/higher heating value. This way, characteristics regarding sewage sludge types (primary, surplus, digested sludge) can be determined. Furthermore, the determination of the lower/higher heating value shows that via the stoichiometric calculation of the COD a good approximation to the heating value is possible; in contrast to the correlation via the organic dry matter (oTS) which is only valid for sewage sludge resp. substances showing the same energy density (COD/oTS  $\approx$  const.).

An integrated approach of sewage sludge treatment has to take into account the emissions. Thereby, the focus regarding anaerobic sewage sludge treatment is on methane emissions, consisting of methane dissolved in digested sludge, the residual gas potential as well as the methane slip during its utilization in block-type thermal power stations. Though the percentage of methane emissions in relation to the overall COD balance is low (< 1.5 % related to the COD influent load), the relevance is higher in comparison to carbon dioxide due to the higher global warming potential of methane. Based on the overall methane emissions of approx. 130 g CH<sub>4</sub>/(E·a), the resulting carbon dioxide equivalents are approx. 4,400 - 11.200 g CO<sub>2</sub>-Equ./(E·a) (global warming potential for 100 resp. 20 years).

As wastewater treatment plants are an essential component in the interplay of water and energy, it is necessary to utilize this potential extensively in the future, in particular via the interaction with other technical infrastructures such as the energy management.



---

*„Das Leben kann nur in der Schau nach rückwärts verstanden,  
aber nur in der Schau nach vorwärts gelebt werden.“*

*Søren Kierkegaard*



---

## Inhaltsverzeichnis

---

VORWORT .....	I
KURZZUSAMMENFASSUNG .....	III
SHORT SUMMARY .....	V
INHALTSVERZEICHNIS .....	IX
ABBILDUNGSVERZEICHNIS .....	XIII
TABELLENVERZEICHNIS .....	XVIII
VERZEICHNIS DER WICHTIGSTEN ABKÜRZUNGEN UND SYMBOLE .....	XXI
<b>1 EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG .....</b>	<b>1</b>
1.1 Wasser, Energie und Nutzung der im Abwasser enthaltenen Ressourcen .....	1
1.2 Zielsetzung .....	3
1.3 Aufbau und Gliederung .....	5
<b>2 ABWASSERBEHANDLUNG: GESUNDHEITS-, GEWÄSSER- UND RESSOURCENSCHUTZ .....</b>	<b>7</b>
2.1 Ziele der Abwasserbehandlung: Gestern, heute und in der Zukunft .....	7
2.1.1 Abwasser: Ein Vielstoffgemisch .....	8
Inhaltsstoffe im Abwasser: Wasserinstallationen, Ausscheidungen und Chemikalien .....	9
2.1.2 Gesundheitsschutz .....	11
Sicherstellung einer hygienischen Grundversorgung der Bevölkerung .....	11
Desinfektion: Badegewässerqualität und Wasserwiederverwendung .....	11
2.1.3 Gewässerschutz .....	12
Minimierung der Eutrophierung im Gewässer .....	12
Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union .....	13
Minimierung des Nährstoffeintrags ins Gewässer .....	14
Mikroschadstoffe, Nanopartikel und Mikroplastik .....	14
Verbot von Stoffen zum Gewässerschutz (und Gesundheitsschutz) .....	14
2.1.4 Ressourcenschutz .....	15
Wasser .....	15
Nährstoffe .....	15
Energie .....	16
Treibhausgasemissionen/Life Cycle Analysis (LCA) .....	17
2.1.5 Systemübergreifende Ansätze der Siedlungswasserwirtschaft .....	17

2.2	Aktueller Stand der Abwasser- und Klärschlammbehandlung in Deutschland .....	19
2.2.1	Abwasserbehandlung in Deutschland .....	19
2.2.2	Klärschlammmanfall und Entsorgungsstrukturen in Deutschland.....	22
	Begriffsdefinitionen: Entsorgung, Verwertung und Beseitigung .....	22
	Klärschlammmanfall und -entsorgung aus Kommune und Industrie .....	22
2.2.3	Energieverbrauch und -erzeugung kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen .....	26
2.3	Energie und Wasser .....	28
2.3.1	Verknüpfungen von Energie und Wasser .....	28
2.3.2	Wasser im Kreislauf der Siedlungswasserwirtschaft .....	30
	Wasserverbrauch versus Wassergebrauch.....	30
	Wasserentnahme: Art und Menge.....	31
2.3.3	Energieverbrauch: Art, Menge und Relevanz für die Siedlungswasserwirtschaft .....	32
2.3.4	Energieverbrauch im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft .....	33
	Energie für Wasserversorgung, Warmwasserbereitung und Abwasserbehandlung in Deutschland .....	33
	Relevanz des Energieverbrauchs für Haushalte, Kommune und Land am Beispiel Deutschland .....	37
	Einsatz von Energie für die Bereitstellung von Wasser und die Bedeutung einer Wasserwiederverwendung im kommunalen Bereich .....	39
2.3.5	Energie im (Ab-)Wasser.....	44
2.3.6	Einsatz von Wasser für die Energieerzeugung.....	44
2.4	Ressource Klärschlamm: Kohlenstoff, Nährstoffe, Metalle? .....	47
2.4.1	Ressource vs. Wertstoff? .....	47
	Begriffsdefinitionen.....	47
	Bedeutung für die Abwasserbehandlung .....	49
2.4.2	Ressource Klärschlamm: Charakterisierung mittels Glühverlust und Glührückstand.....	50
	Glühverlust: Organische Substanz und Stickstoff .....	51
	Glührückstand: Anorganische Substanz (Metalle und Phosphor) .....	54
<b>3</b>	<b>CHARAKTERISIERUNG UND BEWERTUNG DER CHEMISCH GEBUNDENEN ENERGIE .....</b>	<b>59</b>
3.1	Theoretische Grundlagen zur Charakterisierung und Bewertung der chemisch gebundenen Energie.....	59
3.1.1	CSB-Bilanz einer konventionellen kommunalen Abwasserbehandlungsanlage .....	59
	Bedeutung der CSB-Bilanzierung.....	59
	Ermittlung einer CSB-Bilanz für eine kommunale Abwasserbehandlungsanlage.....	59
3.1.2	Charakterisierung des Energiepotentials von Klärschlamm über den Heizwert.....	68
	Brennwert vs. Heizwert .....	68
	Methoden zur Ermittlung des Brenn- bzw. Heizwerts .....	68

3.1.3	Methanemissionen aus der Faulschlammbehandlung .....	72
	Methanemissionen Faulung .....	72
	Gaslöslichkeit im Faulschlamm .....	74
	Restgaspotential .....	76
	Methanschluß bei Nutzung von Faulgas im Blockheizkraftwerk .....	77
3.2	Problem- und Zielstellung zur Validierung der theoretischen Herleitungen zur Charakterisierung und Bewertung der chemisch gebundenen Energie .....	80
3.2.1	Charakterisierung des Energiepotentials von Klärschlamm .....	80
3.2.2	Methanemissionen aus Faulschlamm .....	80
3.2.3	Ableitung der Zielstellung für die Validierung .....	80
3.3	Material und Methoden zur Charakterisierung und Bewertung der chemisch gebundenen Energie .....	82
3.3.1	Darstellung des Untersuchungsprogramms und der Analytik .....	82
3.3.2	Charakterisierung des Energiepotentials von Klärschlamm .....	82
3.3.3	Gelöste Methanemissionen aus Faulschlamm .....	83
3.3.4	Erfassung Restgaspotential .....	85
3.4	Ergebnisse und Diskussion zur Charakterisierung und Bewertung der chemisch gebundenen Energie .....	87
3.4.1	Charakterisierung der analysierten Klärschlämme .....	87
3.4.2	Vergleich der CSB-Bilanz: Theorie und Messwerte .....	89
3.4.3	Vergleich der verschiedenen Ansätze zur Ermittlung des Brenn- bzw. Heizwertes .....	93
3.4.4	Zusammenführung CSB-Fracht, Klärschlammmenge und Heizwert .....	97
3.4.5	Erweiterung CSB-Bilanz: Einfluss von Polymer zur Klärschlammmentwässerung .....	98
3.4.6	Ergebnisse und Diskussion zur Messung der Methanemissionen aus Faulschlamm .....	99
	Charakterisierung der analysierten Klärschlämme .....	99
	Validierung der Methodenentwicklung zur Messung des gelösten Methans .....	99
	Ergebnisse zur Untersuchung des gelösten Methans bei verschiedenen Abwasserbehandlungsanlagen .....	100
	Ergebnisse zur Messung des Restgaspotentials und Vergleich mit Literaturwerten .....	103
3.4.7	Gesamtdarstellung der CSB-Bilanz für eine kommunale Abwasserbehandlungsanlage .....	104
3.4.8	Bewertung der Methanemissionen aus der Faulgasnutzung .....	105
	Treibhauspotential der Methanemissionen aus der Faulgasnutzung .....	105
	Emissionen aus der Stromerzeugung .....	108
	Emissionen aus der Abwasser- und Klärschlammbehandlung .....	108
	Methanemissionen in Deutschland .....	112

---

---

<b>4</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK</b> .....	<b>113</b>
4.1	Abwasserbehandlung der Zukunft: Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz .....	113
4.2	Chemisch gebundene Energie im Abwasser .....	115
4.3	Interaktion Abwasserbehandlungsanlage und Energiewirtschaft .....	117
	Strombedarf und -erzeugung im Tagesgang .....	117
	Energiströme innerhalb der Abwasserbehandlungsanlage (Mikrokosmos) .....	118
	Abwasserbehandlungsanlage im Kontext zum Stromnetz (Makrokosmos) .....	119
	Flexibilisierung der Faulgaserzeugung: Nutzung von chemisch gebundener Energie (Rohschlamm und Co-Substrate) als Energiespeicher .....	121
<b>5</b>	<b>LITERATURVERZEICHNIS</b> .....	<b>125</b>
<b>6</b>	<b>PUBLIKATIONEN UND TAGUNGEN IM RAHMEN DER HABILITATION (AUSWAHL)</b> .....	<b>149</b>

---

## Abbildungsverzeichnis

---

Abbildung 1:	Ver- und Entsorgungsstrukturen vom Endverbraucher/Haushalte; [A] Verknüpfung von Wasser und Energie, [B] Nutzung der im Abwasser/Abfall enthaltenen Ressourcen, u.a. Energie .....	1
Abbildung 2:	Aufbau und Gliederung der Habilitationsschrift .....	5
Abbildung 3:	Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz.....	7
Abbildung 4:	Vereinfachte Darstellung der Entwicklung und Zukunft der Abwasserbehandlung seit dem 18./19. Jahrhundert .....	8
Abbildung 5:	Anzahl und Ausbaugröße der Kläranlagen in Deutschland, Daten: DESTATIS (2013c), vgl. auch Durth et al. (2014), Größenklasse (GK) nach bzw. in Anlehnung an AbwV (2014), GK 1: < 1.000 E, GK 2: 1.000 - 5.000 E, GK 3: 5.001 - 10.000 E, GK: 4a 10.001 - 50.000 E, GK: 4b 50.001 - 100.000 E, GK 5: > 100.000 E....	20
Abbildung 6:	Entwicklung der Anzahl der kommunalen Kläranlagen in Deutschland, Daten: DESTATIS (2006, 2009a, 2013c).....	21
Abbildung 7:	Entwicklung der Abwassermengen der kommunalen Kläranlagen in Deutschland, Daten: DESTATIS (2006, 2009, 2013b) .....	21
Abbildung 8:	Thermische und stoffliche (landwirtschaftliche) Klärschlammentsorgung der öffentlichen und nicht öffentlichen Abwasserbehandlung (ABA) in Deutschland, Daten: DESTATIS (2013e).....	22
Abbildung 9:	Veränderung der Entsorgungsstruktur von Klärschlamm aus der öffentlichen Abwasserbehandlung seit 1983, Daten: DWA (2005b), DESTATIS (2013d), DESTATIS (2014a) .....	23
Abbildung 10:	Dominierende Art der Klärschlammentsorgung aus der biologischen Abwasserbehandlung (DESTATIS, 2014b) .....	24
Abbildung 11:	Erzeugung, Verwendung und Abgabe von Faulgas in Deutschland 2008 - 2013, vgl. Durth et al. (2014) .....	27
Abbildung 12:	Wasser im Kreislauf der Siedlungswasserwirtschaft, vgl. CEC (2005), WitW (2013), modifiziert .....	30
Abbildung 13:	Spezifische Wasserentnahme und -nutzung für verschiedene Bereiche und exemplarische Länder sowie die Wasserwiederverwendung von behandeltem Abwasser, Daten: Eurostat (2014a), Eurostat (2013), USGS (2009), ABoSt (2013b), CBoSt (2013a), Jiménez und Asano (2008) .....	32

Abbildung 14:	Spezifischer Endenergieverbrauch für verschiedene Bereiche und exemplarische Länder (Israel: „Haushalte“ in „Sonstige“ enthalten), Daten: Eurostat (2014b), Eurostat (2013), EIA (2014), ABoSt (2013a), CBoSt (2013b) .....	33
Abbildung 15:	Spezifischer Energieverbrauch im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft am Beispiel Deutschland; Trinkwasser aus Grundwasser/Oberflächenwasser, Abwasserbehandlung mittels Belebtschlammverfahren .....	34
Abbildung 16:	Jährlicher Energieverbrauch (Nutzwärme) in Abhängigkeit vom Grauwasserverbrauch und einer Erwärmung um 30, 35 und 50 K bzw. von 10°C auf 40, 45 und 60°C .....	35
Abbildung 17:	Verteilung Endenergieverbrauch (ohne Verkehr) Haushalte in Deutschland (Jahr: 2010), Daten: AGEb (2011); IKT: Informations- und Kommunikationstechnik .....	37
Abbildung 18:	Exemplarische Verteilung des Stromverbrauchs einer Kommune, Daten: Seibert-Erling (2007) .....	38
Abbildung 19:	Verteilung Endenergieverbrauch in Deutschland (Jahr: 2010), Daten: AGEb (2011) .....	38
Abbildung 20:	Spezifischer Energieverbrauch (Strom) für die Trinkwassergewinnung und -aufbereitung (keine Entsalzung) (TwP), Trinkwasserverteilung (TwV), Abwasserableitung (AwA) und Abwasserbehandlung (AwB), Auswertung von 11 Studien/Artikeln durch Loubet et al. (2014) .....	40
Abbildung 21:	Energieverbrauch in Abhängigkeit der Roh- und Reinwasserqualität, Ergebnis einer Grundsatzstudie aus Australien, Daten: ATSE (2013) .....	43
Abbildung 22:	Wasser für die Energiegewinnung (WitW (2013), modifiziert) .....	45
Abbildung 23:	Abiotische und biotische Rohstoffe, Abbildung modifiziert nach ProgRes (2012) .....	48
Abbildung 24:	Klassifikation kritischer Rohstoffe nach EU (2014), mit Kennzeichnung von Phosphor sowie einigen bekannten Rohstoffen (Auswahl) .....	49
Abbildung 25:	Einflussfaktoren auf die Zusammensetzung von Klärschlamm, visualisiert an zwei Klärschlammproben: a) Einsatz von Eisensalzen sowie b) von Aluminiumsalzen zur Phosphorelimination .....	50
Abbildung 26:	CHNOS-Zusammensetzung des Glühverlusts bezogen auf den TR (Mittelwerte, Probenumfang: PS = 12, ÜSS = 16, FS = 15), Messung mittels Elementaranalyse der Fa. Elementar (Verbrennungstemperatur rd. 1.200°C) .....	53

Abbildung 27:	Möglichkeiten einer Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm, vgl. Schaum (2014) .....	57
Abbildung 28:	Vereinfachtes Fließbild einer konventionellen Abwasserbehandlungsanlage einschließlich CSB-Bilanzraum für die Abwasser- und Klärschlammbehandlung.....	60
Abbildung 29:	Spezifische CSB-Fracht aufgeteilt nach Grauwasser, Urin und Fäzes; Mittelwerte außer Oldenburg et al. (2008) hier: Median, Spannweiten (min. - max.) Grauwasser: 7 - 102 g CSB/(E·d), Urin: 5 - 24 g CSB/(E·d), Fäzes: 37 - 63 g CSB/(E·d), Daten: DWA (2014a), DWA (2008b), Oldenburg et al. (2008), Vinnerås et al. (2006), Jönsson et al. (2005), Otterpohl und Oldenburg (2002), Cooper (2001), Almeida et al. (1999), STOWA (2010), Henze (1997), Ciba-Geigy (1977); vgl. auch Remy (2010), Londong und Hartmann (2006) .....	62
Abbildung 30:	CSB-Fraktionierung und Umwandlung während der biologischen Abwasserbehandlung zu Kohlendioxid (Veratmung) und Überschussschlamm, vgl. Teichgräber (2013) .....	63
Abbildung 31:	Mittlere CSB-Bilanz einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage .....	67
Abbildung 32:	Gegenüberstellung der unterschiedlichen Ansätze zur Korrelation zwischen Glühverlust und Brenn- bzw. Heizwert, vgl. Schaum et al. (2013b) .....	70
Abbildung 33:	Links: Verteilung CH <sub>4</sub> -Emissionen, Daten: Becker et al. (2012); rechts: Vereinfachter Schnitt durch einen Faulbehälter .....	72
Abbildung 34:	Mittlere Löslichkeit von Methan in Reinwasser sowie in einer gesättigten NaCl-Lösung, Annahme von folgenden Randbedingungen: 60 % Methan in der Gasphase, Höhe der Flüssigkeit 18 m, mittlerer Druck 1.913 hPa, Durchmischung mittels Langwellenrührwerk .....	75
Abbildung 35:	Löslichkeit von Methan in Reinwasser bei 37°C und 55°C in Abhängigkeit vom Druck (rote Raute: 1.913 hPa, vgl. Abbildung 34) .....	76
Abbildung 36:	Erweiterte CSB-Bilanz mit offenen Fragen .....	81
Abbildung 37:	Darstellung des Untersuchungsprogramms .....	82
Abbildung 38:	Versuchsaufbau Vakuumbehälter, 10-L-Maßstab.....	85
Abbildung 39:	Versuchsaufbau zur Erfassung des Restgaspotentials .....	85
Abbildung 40:	Box-Plot-Diagramm - Glühverlust (GV) und CSB in Abhängigkeit der Klärschlammart (Probenumfang: Primärschlamm (PS) = 12, Überschussschlamm (ÜSS) = 16, Faulschlamm (FS) = 14; jeweils als Stichprobe) .....	88

Abbildung 41:	Kohlenstoffgehalt (organischer und anorganischer) und CSB in Abhängigkeit vom Glühverlust für die untersuchten Klärschlämme (Primärschlamm: PS, Überschussschlamm: ÜSS, Faulschlamm: FS), vgl. Schaum et al. (2013a) .....	88
Abbildung 42:	Box-Plot-Diagramm - CSB/oTR in Abhängigkeit der Klärschlammart (Probenumfang: Primärschlamm (PS) = 12, Überschussschlamm (ÜSS) = 16, Faulschlamm (FS) = 14; jeweils als Stichprobe).....	89
Abbildung 43:	Vergleich gemessene und theoretisch ermittelte CSB-Konzentration.....	92
Abbildung 44:	Darstellung der spezifischen Klärschlammengen, vgl. Tabelle 31 .....	93
Abbildung 45:	Brenn-/Heizwert in Abhängigkeit vom CSB für verschiedene Ermittlungsansätze, Analyse von 48 Klärschlämmen bezüglich Brennwert sowie CSB und Elementarzusammensetzung für die Berechnung der verschiedenen Heizwerte, vgl. Kapitel 3.3 .....	94
Abbildung 46:	Heizwert vs. GV für Klärschlamm und Reinsubstanzen einschließlich verschiedener publizierter Ansätze zur Korrelation, vgl. Kapitel 3.1.2.....	96
Abbildung 47:	Heizwert ( $H_{U,DIN}$ ) vs. CSB für Klärschlamm und Reinsubstanzen.....	96
Abbildung 48:	Vergleich gemessener und theoretisch ermittelter Heizwert.....	97
Abbildung 49:	Darstellung der Energieströme, vgl. Tabelle 34 .....	98
Abbildung 50:	Links: Variation Probenahmenvolumen Faulschlamm (Versuchsdurchführung in 1-L-Glasflaschen, gesättigte NaCl-Lsg., ABA#1); rechts: Variation Reaktionszeit (Versuchsdurchführung 5-L-Vakuumbehälter, gesättigte NaCl-Lsg., ABA#1), vgl. Schaum et al. (2015b) .....	100
Abbildung 51:	Gemessene und berechnete gelöste Methankonzentration im Faulschlamm.....	102
Abbildung 52:	Restgaspotential der 6 analysierten Kläranlagen/Faulschlämmen, einschließlich Mittelwert (ohne ABA#3), $oTR_{zu}$ = zugeführte oTR-Konzentration (Faulschlamm) .....	104
Abbildung 53:	Mittlere CSB-Bilanz einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage einschließlich Polymerverbrauch sowie Methanemissionen .....	105
Abbildung 54:	CO <sub>2</sub> -Äquivalenz-Emissionen durch gelöstes Methan, Methanschlupf sowie Restgaspotential bei einer Lagerung von 2 Tagen, vgl. Tabelle 43 .....	107
Abbildung 55:	Vergleich der spez. Emissionen zur Stromerzeugung (2009), im Faulgas berücksichtigt: gelöstes Methan, Restgas und Schlupf, Daten andere Energieträger: FFE (2010); $GWP_{100} = 21$ .....	108

Abbildung 56:	Verteilung der Emissionen innerhalb des Lebenszyklus einer Abwasserbehandlungsanlage, Modellkläranlage mit 70.000 Einwohnerwerten, Gesamtemissionen rd. 29 kg CO <sub>2</sub> -Äquivalent/(E·a), Gutschrift für Eigenstrom-/Eigenwärmeerzeugung (im Diagramm nicht dargestellt) rd. -4,4 kg CO <sub>2</sub> -Äquivalent/(E·a), vgl. Schmuck (2014).....	110
Abbildung 57:	Methanemissionen in Deutschland, Daten: UBA (2014b) .....	112
Abbildung 58:	Abwasserbehandlungsanlage der Zukunft .....	114
Abbildung 59:	Leistung des Strombedarfs und der Stromerzeugung mittels BHKW sowie Zulaufwassermenge bei Trocken- und Regenwetterzulauf (Regenwetter: 26.-28.08.2014), kommunale Abwasserbehandlungsanlage, Ausbaugröße 240.000 Einwohnerwerte, vgl. Schaum et al. (2015a) .....	117
Abbildung 60:	Interaktion Abwasserbehandlungsanlage und Energiewirtschaft, EVU = Energieversorgungsunternehmen, TGA = Technische Gebäudeausrüstung, PV = Photovoltaik.....	118
Abbildung 61:	Elektrische Leistung Blockheizkraftwerk in Abhängigkeit der Größe der Abwasserbehandlungsanlage (logarithmische Auftragung), Annahme: 8.000 Bh/a, spezifische Stromproduktion A = 15 kWh <sub>el</sub> /(E·a), B = 20 kWh <sub>el</sub> /(E·a); keine Berücksichtigung von Redundanzen o.Ä.....	121
Abbildung 62:	Faulgaserzeugung einer kommunalen Kläranlage, Ausbaugröße 32.500 Einwohnerwerte, Faulbehälter 2: Dosierung von Rohschlamm (50 % der anfallenden Menge), Faulbehälter 1: Dosierung von Rohschlamm (50 % der anfallenden Menge) sowie Co-Substrat (überlagerte Speisereste), vgl. Schaum (2014) .....	122

---

## Tabellenverzeichnis

---

Tabelle 1:	Kommunale Klärschlamm-mengen zur Entsorgung in Mio. Mg TR/a, ohne Abgabe an andere Abwasserbehandlungsanlagen und ohne Zwischenlagerung, Daten: DWA (2005b), DESTATIS (2013d), DESTATIS (2014a).....	23
Tabelle 2:	Spezifische Klärschlamm-mengen aus biologischer öffentlicher Abwasserbehandlung in Deutschland 1991-2010, vgl. Durth et al. (2014).....	25
Tabelle 3:	Nährstoffkonzentrationen in Klärschläm-men, vgl. Durth et al. (2014) .....	25
Tabelle 4:	Schwermetallkonzentrationen in Klärschläm-men, vgl. Durth et al. (2014) .....	26
Tabelle 5:	Stromverbrauch von kommunalen Kläranlagen nach Größenklasse; Erfassung von rd. 120 Mio. Einwohnerwerten, vgl. DWA (2013b) .....	27
Tabelle 6:	Gegenüberstellung der Ressourcen Wasser und Energie, vgl. Schaum et al. (2014) .....	29
Tabelle 7:	Stromverbrauch und Einflussfaktoren für die Wasserver- und -entsorgung .....	41
Tabelle 8:	Energieverbrauch und Einflussfaktoren für die Wasserwiederverwendung .....	42
Tabelle 9:	Energieverbrauch für die Aufbereitung von Grauwasser .....	44
Tabelle 10:	Wasserverbrauch für die Bereitstellung von Primärenergie sowie Wasserentnahme und -verbrauch für die Erzeugung von Elektrizität .....	46
Tabelle 11:	Zusammensetzung der Hauptelementgehalte von Aschen, Daten: UBA (2014d) .....	55
Tabelle 12:	Vergleich von Schlammwasser, Faulschlamm und Asche .....	57
Tabelle 13:	Ermittlung einwohnerspezifische CSB-Zulauf-fracht .....	61
Tabelle 14:	Mittlere CSB-Bilanz einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage.....	67
Tabelle 15:	Faktoren zur Berechnung des Heizwertes über die Elementaranalyse .....	69
Tabelle 16:	Methanemissionen im Bereich der Abwasser- und Klärschlammbehandlung.....	73
Tabelle 17:	Methanverluste durch Restgas beim Betrieb der Faulung, vgl. UKWIR (2009).....	77
Tabelle 18:	Abschätzung max. Restgaspotential über abbaubare Biomasse nach DWA (2014c) .....	77
Tabelle 19:	Emissionsfaktoren der Stromerzeugung aus Faulgas in g/kWh <sub>el</sub> , vgl. UBA (2012a) .....	79

Tabelle 20:	Kurzdarstellung der untersuchten kommunalen Kläranlagen (Messung gelöstes Methan); Ausbaugröße, Anzahl Faulbehälter und Betriebsweise der Faulung.....	83
Tabelle 21:	Kenngrößen (Ausbaugröße, Faulraumbedingungen und Aufenthaltszeit in der Faulung) der untersuchten Kläranlagen zur Messung des Restgaspotentials.....	85
Tabelle 22:	Messsystem zur Erfassung des Restgaspotentials.....	86
Tabelle 23:	Zusammensetzung der untersuchten Klärschlämme (Mittelwert und Standardabweichung) .....	87
Tabelle 24:	Vergleich spezifische Energiedichte von Klärschlamm und Reinsubstanzen .....	89
Tabelle 25:	Vergleich von spezifischen Klärschlammengen, Daten: Riegler und Rincke (1982) .....	90
Tabelle 26:	Vergleich der spezifischen Klärschlammengen nach Imhoff et al. (2009); Imhoff (1983) und Imhoff et al. (2009), vgl. auch Möller (1980/1982) .....	90
Tabelle 27:	Klärschlammengen nach Glasenapp und Kassner (2001) im 85-Perzentil, vgl. auch ATV-DVWK (2004).....	91
Tabelle 28:	Menge und Zusammensetzung von Klärschlämmen im Jahresmittel, Daten: DWA (2014c) .....	91
Tabelle 29:	Theoretische CSB-Konzentrationen (Jahresmittelwerte) der Klärschlammarten .....	92
Tabelle 30:	Gemessene CSB-Konzentrationen in den verschiedenen Klärschlammarten, vgl. Tabelle 23 und Tabelle 24.....	92
Tabelle 31:	Mittlere spezifische Klärschlammengen einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage bzw. für Faulgas als TR-Äquivalent.....	93
Tabelle 32:	Vergleich der unterschiedlichen Ansätze zur Ermittlung des Brenn- und Heizwertes .....	95
Tabelle 33:	Gemessene CSB-Konzentrationen und Heizwert der verschiedenen Klärschlämme.....	97
Tabelle 34:	Mittleres spezifisches Energiepotential für Klärschlamm und Faulgas.....	98
Tabelle 35:	CSB-Konzentration von Polymeren in Abhängigkeit der Lieferform, CSB-Messung nach DIN (1986), Stichproben (Mittelwerte) von drei Emulsionspolymeren, einem Dispersionspolymer sowie zwei Polymeren in Pulverform .....	99

Tabelle 36:	Charakterisierung der untersuchten Faulschlämme .....	99
Tabelle 37:	Gemessene und berechnete gelöste Methankonzentration im Faulschlamm.....	101
Tabelle 38:	Gemessene gelöste Methankonzentration der verschiedenen Prozessschritte der Klärschlammbehandlung (alle Untersuchungen mit NaCl) .....	103
Tabelle 39:	Gelöstes Methan im Faulschlamm (Messung) .....	103
Tabelle 40:	Mittlere Methanemissionen (Restgaspotential) in Abhängigkeit der Lagerzeit im Faulschlamm Speicher .....	104
Tabelle 41:	Mittlere CSB-Bilanz in g CSB/(E·d) [A] und % [B] bezogen auf die Zulaufmengen von 120 g CSB/(E·d) einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage.....	105
Tabelle 42:	Global Warming Potential (GWP) für Methan bei 20 und 100 Jahren, ohne/mit „climate-carbon feedbacks (cc fb)“, vgl. IPCC (2013) .....	106
Tabelle 43:	Ermittlung der CO <sub>2</sub> -Äquivalente der Methanemissionen bezogen auf einen Zeithorizont von 100 und 20 Jahren (jeweils mit „climate-carbon feedback“ als ungünstigstes Szenario) .....	107
Tabelle 44:	Zusammenfassung der Treibhausemissionen aus der Abwasser- und Klärschlammbehandlung.....	111
Tabelle 45:	Zusammenfassende Darstellung der spezifischen Kenngrößen zur Charakterisierung der chemisch gebundenen Energie von Primär-, Überschuss- und Faulschlamm als Jahresmittelwerte für eine konventionelle Abwasserbehandlungsanlage mit Vorklärung und Belebtschlammverfahren (gerundete Werte auf Basis der in Kapitel 3 dargestellten Bilanzierungen/Messergebnisse) .....	115
Tabelle 46:	Vergleich fossiler Brennstoffe, Rohschlämme und Co-Substrate sowie Akkus (Akkumulatoren) im Hinblick auf die spezifische Energiedichte für Strom.....	123
Tabelle 47:	Flexibilität verschiedener Kraftwerke, vgl. Maurer (2014), VDE (2012).....	124

---

## Verzeichnis der wichtigsten Abkürzungen und Symbole

---

### Allgemeine und abwasserspezifische Abkürzungen

---

ABA	Abwasserbehandlungsanlage
Al	Aluminium
BHKW	Blockheizkraftwerk
B <sub>oTR</sub>	Spezifische Klärschlammmenge in g oTR/(E·d)
B <sub>TR</sub>	Spezifische Klärschlammmenge in g TR/(E·d)
C	Kohlenstoff
C <sub>CSB,XXX</sub>	Summe aus partikulären und gelöstem CSB, vgl. ATV-DVWK (2000)
CH <sub>4</sub>	Methan 1 g CSB $\triangleq$ 0,35 NL CH <sub>4</sub> $\triangleq$ 3,5 Wh, vgl. Kapitel 3.1.1 Heizwert Methan 9,968 kWh/m <sup>3</sup> ( <a href="http://www.chemie.de/lexikon/Methan">www.chemie.de/lexikon/Methan</a> ); Dichte Methan 0,72 kg/m <sup>3</sup> (gasförmig, 0°C, 1.013 hPa) ( <a href="http://www.chemie.de">www.chemie.de</a> )
CO	Kohlenstoffmonoxid (Kohlenmonoxid)
CO <sub>2</sub>	Kohlenstoffdioxid (Kohlendioxid)
CSB	chemischer Sauerstoffbedarf
DIN	Deutsches Institut für Normung
DN	Diameter Nominal, Nennweite - Innendurchmesser eines Rohres
EW	Einwohnerwert, Einheit: E
Fe	Eisen
FS	Faulschlamm
G <sub>CSB</sub>	Gas (Methan) als CSB-Äquivalent
GK	Größenklasse der Abwasserbehandlungsanlage nach AbwV (2014)
GR	Glührückstand
GV	Glühverlust (entspricht oTR), Einheit: %
GWP	Global Warming Potential, vgl. THP
H	Wasserstoff
H <sub>O</sub>	Brennwert
H <sub>U</sub>	Heizwert
k <sub>H</sub>	Henry-Konstante in mol/(L·bar)
KS	Klärschlamm
m <sub>T</sub>	Trockenrückstand (getrocknete Masse), vgl. TR
N	Stickstoff
N <sub>2</sub> O	Distickstoffmonoxid (Lachgas)

NMVOG	Non Methane Volatile Organic Compounds, flüchtige organische Verbindungen ohne Methan
O bzw. O <sub>2</sub>	Sauerstoff
OS	Originalsubstanz
oTR	organischer Trockenrückstand, vgl. GV
OV <sub>C</sub>	Sauerstoffverbrauch für die Kohlenstoffelimination
PS	Primärschlamm
R <sup>2</sup>	Korrelationskoeffizient
rd.	rund, circa/ungefähr
RS	Rohschlamm
S	Schwefel
S <sub>CSB,XXX</sub>	gelöster CSB, vgl. ATV-DVWK (2000)
SF	Sicherheitsfaktor
T	Temperatur
THP	Treibhauspotential in CO <sub>2</sub> -Äquivalent, vgl. DIN (2014)
TKN	Total Kjeldahl Nitrogen, gesamter Kjeldahl-Stickstoff, Summe aus organischem und Ammonium-Stickstoff
TOC	Total Organic Carbon, gesamter organischer Kohlenstoff
TR	Trockenrückstand, Einheit: %
t <sub>TS</sub>	Schlammalter, vgl. ATV-DVWK (2000)
ÜSS	Überschussschlamm
VK	Vorklärung
VP	Versauerungspotential in SO <sub>2</sub> -Äquivalent
WS	Wirksubstanz (Polymer)
X <sub>CSB,XXX</sub>	partikulärer CSB, vgl. ATV-DVWK (2000)
β	erforderliche, zu dosierende relative Fällmittelmenge bezogen auf den zu fällenden Phosphor in mol/mol, vgl. DWA (2011)

### Einheiten

mg	Milligramm		
g	Gramm	1 g	= 1.000 mg
kg	Kilogramm	1 kg	= 1.000 g
Mg	Megagramm	1 Mg	= 1.000 kg
J	Joule		
kJ	Kilojoule	1 kJ	= 1.000 J
MJ	Megajoule	1 MJ	= 10 <sup>6</sup> J; 1 MJ = 1/3,6 kWh = 0,278 kWh

PJ	Petajoule	1 PJ = 10 <sup>15</sup> J
W	Watt	
kW	Kilowatt	1 kWh = 1.000 W; 1 kWh = 3,6 MJ
MW	Megawatt	1 MW = 10 <sup>6</sup> W
GW	Gigawatt	1 GW = 10 <sup>9</sup> W
TW	Terawatt	1 TW = 10 <sup>12</sup> W

ml	Milliliter	
L	Liter	1 L = 1.000 ml
m <sup>3</sup>	Kubikmeter	1 m <sup>3</sup> = 1.000 L

NL Normliter, bei 1013,25 hPa und 273,15 K (0°C)

Nm<sup>3</sup> Normkubikmeter

sec	Sekunde	
min	Minute	1 min = 60 sec
h	Stunde	1 h = 60 min
d	Tag	1 d = 24 h
a	Jahr	1 a = 365 d

hPa Druck, Hektopascal

°C Temperatur, Grad Celsius

K Temperatur, Kelvin

mS/cm Leitfähigkeit, Millisiemens pro Zentimeter

E Einwohner

## Indizes

abb.	abbaubar
AN	Ablauf Nachklärung
BM	Biomasse
ZB	Zulauf Belebungsbecken
zu	zugeführt
el	elektrisch
O	Brennwert
U	Heizwert



# 1 Einleitung und Zielsetzung

## 1.1 Wasser, Energie und Nutzung der im Abwasser enthaltenen Ressourcen

Der Bereich der Ver- und Entsorgung von Siedlungsstrukturen ist zurzeit im Wandel. Im Fokus steht dabei auf der einen Seite die Versorgung des Endverbrauchers mit Energie, Wasser und Lebensmitteln/Waren und auf der anderen Seite die Entsorgung von Abwasser und Abfall unter Berücksichtigung der Emissionen, d.h. dem Austrag von giftigen, gesundheitsschädlichen oder umweltgefährdenden Stoffen, aber auch von Schallemissionen, Licht, Strahlung oder Erschütterungen, vgl. Weber et al. (2007), Bieker (2009), Tietz (2007).

Abbildung 1 zeigt in einem vereinfachten Schema die Ver- und Entsorgung des Endverbrauchers, ergänzt durch die Verknüpfungen, die sich zwischen den Sektoren „Energie“, „Wasser“, „Lebensmittel/Waren“, „Endverbraucher/Haushalte“ und „Abwasser/Abfall“ ergeben. Beispielsweise erfordert die Bereitstellung von Wasser Energie; in gleicher Weise wird aber auch Wasser für die Bereitstellung von Energie benötigt. Ebenso zeigt Abbildung 1 die Zufuhr von Rohstoffen, Wasser, Betriebsmitteln etc. sowie die Reststoffe, Wasser, Emissionen etc., die die Systemgrenze verlassen.

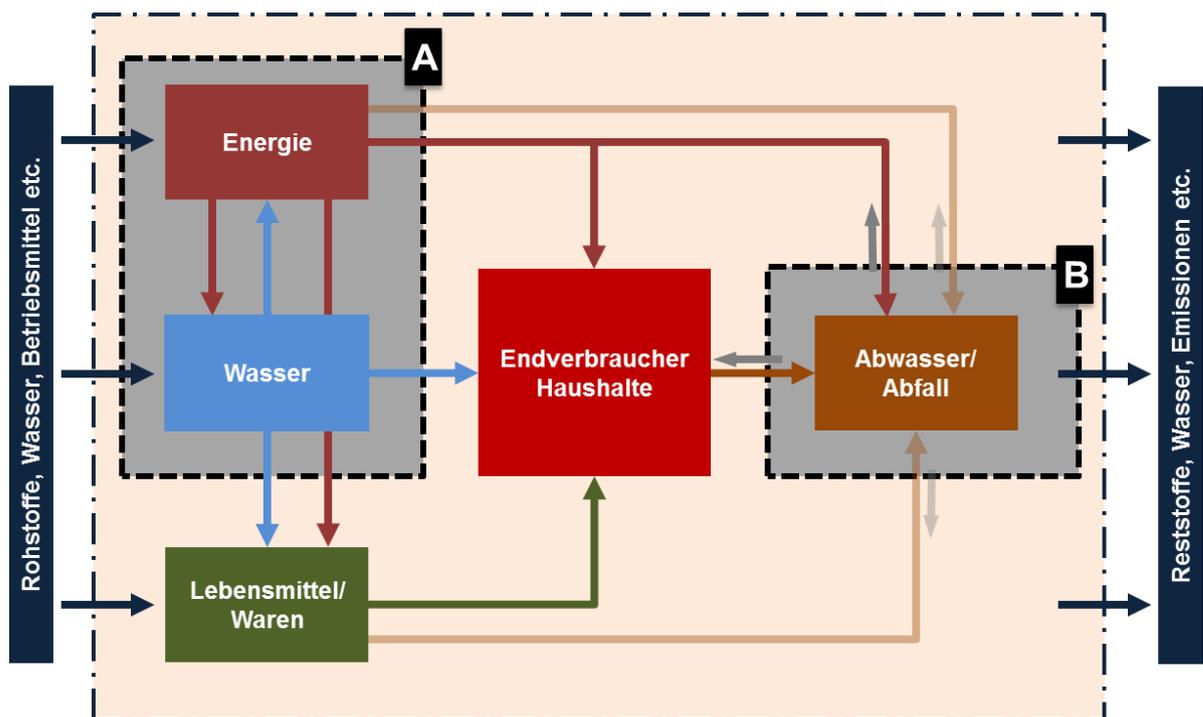


Abbildung 1: Ver- und Entsorgungsstrukturen vom Endverbraucher/Haushalte; [A] Verknüpfung von Wasser und Energie, [B] Nutzung der im Abwasser/Abfall enthaltenen Ressourcen, u.a. Energie

Die Ver- und Entsorgungsstrukturen vom Endverbraucher/Haushalte, auch im Hinblick auf zukünftige Entwicklungen, sind dabei von Randbedingungen abhängig, wie z.B. geographischer Lage, Entwicklungsstand und Zugang zu Ressourcen (z.B. Wasser) oder Bevölkerungsentwicklung und Klimawandel. Dies zeigt die hohe Komplexität in Bezug auf die Bewertung und Entwicklung von entsprechenden Technologien und Konzepten, die eine hohe interdisziplinäre Zusammenarbeit in der Umsetzung erfordert.

---

Aus Sicht der Siedlungswasserwirtschaft können u.a. zwei wichtige Themenfelder identifiziert werden:

(A) Verknüpfung von Wasser und Energie

Wasser und Energie sind vielfältig miteinander verknüpft: So ist Wasser für die Bereitstellung von Energie notwendig, z.B. als Kühlwasser für die Stromerzeugung. Die Bereitstellung von (Trink-)Wasser, aber auch die Verteilung, Ableitung und Abwasserbehandlung erfordern den Einsatz von Energie, z.B. in Form von Strom für den Betrieb von Pumpen.

Gleichzeitig enthält Wasser Energie, z.B. in Form von potentieller (Lageenergie) und kinetischer Energie, die mittels Wasserkraftanlagen zu Strom umgewandelt werden kann. Auch durch eine Wassernutzung kann (Ab-)Wasser Energie enthalten, z.B. in Form von Wärme oder chemisch gebundener Energie (organische Stoffe).

(B) Nutzung der im Abwasser/(Abfall) enthaltenen Ressourcen

Stand bislang vor allem der Gesundheits- und Gewässerschutz im Fokus der Siedlungswasserwirtschaft, gilt es heute, zusätzlich Kreisläufe für eine nachhaltige Nutzung von Ressourcen zu entwickeln.

UBA (2012b) definiert Ressourcenschutz als die „Gesamtheit aller Maßnahmen zum Erhalt oder zur Wiederherstellung natürlicher Ressourcen, (...) hierzu zählen erneuerbare und nicht erneuerbare Primärrohstoffe, physischer Raum (Fläche), Umweltmedien (Wasser, Boden, Luft), strömende Ressourcen (z.B. Erdwärme, Wind-, Gezeiten- und Sonnenenergie) sowie Biodiversität“.

Für die Abwasserbehandlung stehen dabei die folgenden zwei Aspekte im Vordergrund:

- Effizienter Umgang mit Energie und Betriebsstoffen, d.h. Minimierung des Ressourceneinsatzes bspw. von Energie für die Abwasserbehandlung.
- Nutzung der im Abwasser enthaltenen Ressourcen, insbesondere Wasser, Energie und Nährstoffe.

Wasser: Über 1,1 Mrd. Menschen haben keinen Zugang zu Trinkwasser, rd. 2,6 Mrd. Menschen haben keinen Zugang zu einfachen sanitären Einrichtungen\*. Zu den Millenniumszielen der United Nations gehört die deutliche Verbesserung im Bereich der Wasserver- und Entsorgung†. Aber auch in Deutschland gilt es, schonend mit der Ressource Wasser umzugehen, gerade vor dem Hintergrund von möglichen Auswirkungen des Klimawandels. Wasser geht dabei über den Wasserkreislauf nicht verloren, sondern verändert lediglich die Qualität (Grundwasser, Trinkwasser, Abwasser, Meer etc.) bzw. den Aggregatzustand. Die Verfügbarkeit ist dementsprechend abhängig vom regionalen Wasserdargebot und von der Wasserqualität bzw. von den notwendigen Aufbereitungsverfahren.

---

\* Zum Vergleich: Bei rd. 81,2 Mio. Einwohnern in Deutschland haben rd. 14-mal so viele Menschen keinen Zugang zu Trinkwasser und rd. 32-mal so viele Menschen keinen Zugang zu einfachen sanitären Einrichtungen.

† The Millennium Development Goals Report, United Nations, 2010

---

Energie: Die Ressource Energie befindet sich im Wandel. Bekannte Stichworte sind hierbei: Endlichkeit fossiler Energieträger, Atomausstieg oder der Anstieg der Energiekosten. Dabei ist Energie, vor allem durch die Sonneneinstrahlung, grundsätzlich ausreichend verfügbar. Nach dem Energieerhaltungssatz kann Energie weder verbraucht noch erzeugt werden, sondern nur von einer Form in eine andere umgewandelt werden (Lindner, 1989; Quaschnig, 2013). Allerdings steht auch hier die Frage der jeweiligen Nutzbarkeit bzw. der Nutzbarmachung im Fokus. In Bezug auf den Klimaschutz geht es des Weiteren um die Fragestellung der spezifischen Kohlendioxidemissionen pro Nutzung bspw. pro erzeugte kWh Strom, vgl. Sterner und Stadler (2014). Für die Abwasserbehandlung heißt dies zum einen die Minimierung des Energieverbrauchs und zum anderen die Nutzung der im Abwasser enthaltenen Energie.

Rohstoffe: Der Abbau von Rohstoffen ist mit erheblichen Umweltauswirkungen und oft mit einer Endlichkeit verbunden. Exemplarisch gilt dies z.B. für Phosphor, einem lebensnotwendigen Element. Der Abbau geht mit erheblichen Umweltauswirkungen einher; Rohphosphat ist teilweise mit Cadmium und Uran belastet. Auch hier geht die Ressource Phosphor nicht verloren sondern bleibt über den Phosphorkreislauf erhalten, vgl. Schaum (2007).

Zukünftig gilt es eingesetzte Verfahren auch im Hinblick auf die Ökologie zu bewerten. Für die Abwasserbehandlung sind dabei die Treibhausgase Methan und Lachgas aufgrund des im Vergleich zu Kohlendioxid vielfach höheren Treibhauspotentials von Bedeutung, da diese während der Abwasser- und Klärschlammbehandlung freigesetzt werden.

## 1.2 Zielsetzung

Im Rahmen der Habilitationsschrift sollen die beiden Bereiche „Wasser und Energie“ sowie „Nutzung der im Abwasser/(Abfall) enthaltenen Ressourcen“ aus Sicht einer zukünftigen Abwasserbehandlung betrachtet werden, woraus folgende Ziele abgeleitet werden können:

*Welche Aspekte stehen im Fokus einer zukunftsfähigen Abwasserbehandlung?*

Die Ver- und Entsorgung von Wasser gehört zu den integralen Bestandteilen von Siedlungsstrukturen. Besonders eindrücklich zeigt sich die Bedeutung dort, wo täglich Menschen aufgrund von Wassermangel oder fehlenden sanitären Einrichtungen erkranken oder sterben. Dementsprechend ist eine Grundversorgung eine unumgängliche Maßnahme des Gesundheitsschutzes. Das Recht auf Zugang zu sauberem Wasser wurde 2010 von der Vollversammlung der Vereinten Nationen als Menschenrecht\* anerkannt und unterstreicht die Bedeutung von Wasser.

Eng verknüpft mit dem Gesundheitsschutz ist der Gewässerschutz. Die Abwasserbehandlung übernimmt dabei eine wichtige Funktion zur Reinhaltung der verschiedenen Wasserkörper.

Weltweit steht die Fragestellung des Ressourcenschutzes im Fokus; angefangen von fossilen Energieträgern über verschiedenste Metalle/Düngemittel bis eben hin zu Wasser. ProgRes (2012) identifiziert daher den „schonenden und gleichzeitig effizienten Umgang mit natürlichen Ressourcen zu einer Schlüsselkompetenz zukunftsfähiger Gesellschaften.“ Dies betrifft in beson-

---

\* UN-Resolution 64/292: Das Menschenrecht auf Wasser und Sanitärversorgung, 28.07.2010

---

derer Weise auch die (Ab-)Wasserbehandlung. Neben Wasser geht es dabei um die Verknüpfung mit der Fragestellung der Energie, aber auch um die im Abwasser enthaltenen Ressourcen.

Eine zukunftsfähige Abwasserbehandlung hat dementsprechend die Aspekte des Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutzes zu vereinen. Ausgehend von der Entwicklung der Abwasserbehandlung im 19. Jahrhundert sollen daher die Anforderungen einer zukunftsfähigen Abwasserbehandlung aufgezeigt werden. Mit der Darstellung des aktuellen Stands der Abwasser- und Klärschlammbehandlung in Deutschland soll vor allem eine Grundlage geschaffen werden zur Beurteilung des Potentials in Bezug auf den Ressourcenschutz (Energieverbrauch, Klärschlammanfall etc.).

#### *Welche Funktion übernimmt die Abwasserbehandlung in Bezug auf den Ressourcenschutz?*

Einen besonderen Aspekt des Ressourcenschutzes bildet die vielfältige Verknüpfung von Energie und Wasser. Die Bereitstellung von Energie erfordert den Einsatz von Wasser. Energie ist notwendig für die (Ab-)Wasserbehandlung. Durch die Wassernutzung enthält Abwasser Energie. Da sowohl die Ressource Energie als auch Wasser weltweit im Fokus stehen (bspw. durch die Schlagworte „Energiewende“, „Atomausstieg/Nuklearkatastrophe von Fukushima“, „Energy-Water Collision“, „Klimawandel/Wassermangel“, „Kampf um Wasser“ etc.), sollen die vielfältigen Verknüpfungen aufgezeigt werden, insbesondere auch hinsichtlich des jeweiligen Nutzungspotentials.

In Bezug auf den Ressourcenschutz kann Klärschlamm einen Rohstoff bilden, da sich im Klärschlamm fast alle durch das Abwasser eingetragenen Stoffe in konzentrierter Form wiederfinden. Zunächst soll dabei aufgezeigt werden, wann ein Stoff zum Wertstoff wird. Anschließend sollen anhand der verschiedenen Inhaltsstoffe im Klärschlamm die Möglichkeiten einer Ressourcengewinnung aufgezeigt werden.

#### *Welche Bedeutung hat die chemisch gebundene Energie für die Abwasserbehandlung?*

Der im Abwasser enthaltene Kohlenstoff kann als chemisch gebundene Energie genutzt werden, bspw. durch Umwandlung zu Faulgas mit anschließender Nutzung in einem Blockheizkraftwerk. Von zentraler Bedeutung für die Bewertung der chemisch gebundenen Energie ist dabei der chemische Sauerstoffbedarf (CSB).

Durch eine Bilanzierung der Abwasserbehandlung auf Basis des CSB soll das Energiepotential der verschiedenen Stoffströme aufgezeigt werden. Durch die Verknüpfung von Brenn-/Heizwert, CSB-Konzentration und den einwohnerspezifischen Mengen der verschiedenen Klärschlämme (Primär-, Überschuss-, Faulschlamm) soll diese Bilanz hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit validiert werden, insbesondere auch im Hinblick auf eine Anwendbarkeit auf andere Substrate (Co-Substrate wie bspw. Speisereste oder Fette).

Für eine ganzheitliche Betrachtung der Klärschlammbehandlung ist die Berücksichtigung der Emissionen notwendig, wobei für den Bereich der anaeroben Klärschlammbehandlung die Methanemissionen, bestehend aus dem im Faulschlamm gelösten Methan, dem Restgaspotential sowie dem Methanschluß bei der Verwertung im Blockheizkraftwerk, zu beachten sind. Durch entsprechende Analysen soll daher die CSB-Bilanz entsprechend erweitert und hinsichtlich der Emissionen bewertet werden.

## 1.3 Aufbau und Gliederung

In den nachfolgenden Kapiteln sollen die beiden Aspekte „Wasser und Energie“ sowie „Nutzung der im Abwasser enthaltenen Ressourcen“ miteinander verknüpft werden, vgl. Abbildung 2.



Abbildung 2: Aufbau und Gliederung der Habilitationsschrift

Nach einer *Einleitung* ist im *Kapitel 1* die *Zielsetzung* der Habilitationsschrift dargestellt.

Die Themenstellung *Abwasserbehandlung: Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz* steht im Fokus des *2. Kapitels*. Ausgehend von der Zusammensetzung von Abwasser werden Ziele der Abwasserbehandlung in Bezug auf den Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz aufgezeigt. Ein wichtiger Schwerpunkt bildet dabei die Fragestellung des Ressourcenschutzes mit Blickpunkt auf Wasser und Energie. Dabei erfolgt die Bewertung auch im Hinblick auf die jeweilige Relevanz in Bezug auf Haushalt, Kommune und Land. Abschließend steht die Ressource Klärschlamm mit den Stoffen Kohlenstoff, Nährstoffen und Metallen im Blickpunkt.

Aus Sicht des Ressourcenschutzes ist die Nutzung der im Abwasser bzw. Klärschlamm enthaltenen chemisch gebundenen Energie von großer Bedeutung. *Kapitel 3* zielt dementsprechend auf eine *Charakterisierung und Bewertung der chemisch gebundenen Energie*. Im Mittelpunkt steht dabei eine Bilanzierung der Abwasserbehandlung auf Basis des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB). Nach einer Herleitung der CSB-Bilanz auf Basis von Erfahrungs- und Literaturwerten erfolgt die Validierung mit Messdaten von unterschiedlichen Klärschlämmen. In einem nächsten Schritt erfolgt die Erweiterung der CSB-Bilanz in Bezug auf den Einsatz von Polymeren für die Klärschlammmentwässerung sowie auf die Methanemissionen. Im Rahmen der Klärschlammbehandlung kommt es bei der Faulung zur Freisetzung von im Faulschlamm gelösten Methan, zur Bildung von Methan (Restgaspotential) während der Faulschlamm-speicherung sowie zur Freiset-

---

zung während der Verbrennung im Gasmotor (Methanschlupf). Die Emissionen werden dabei sowohl in Relation zur CSB-Bilanz als auch zu den Treibhausgasemissionen bewertet.

*Kapitel 4* schließt die Arbeit mit einer *Zusammenfassung und einem Ausblick* ab. Exemplarisch wird dabei die Verknüpfung von Abwasser- und Energiewirtschaft aufgezeigt.

---

## 2 Abwasserbehandlung: Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz

---

### 2.1 Ziele der Abwasserbehandlung: Gestern, heute und in der Zukunft

Die Zusammensetzung von Abwasser, vgl. Kapitel 2.1.1, impliziert bereits die Notwendigkeit einer Abwasserbehandlung, wobei mit Zunahme der Erkenntnisse über die Zusammensetzung von Abwasser sich die Ziele der Abwasserbehandlung veränderten.

Im Fokus der Abwasserbehandlung stehen dabei der Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz, wobei alle drei Aspekte ineinander übergehen, so dass die Grenzen fließend sind, vgl. Abbildung 3. Der Gewässerschutz ist vor allem über die Nahrungskette, bspw. Fischfang oder Trinkwassergewinnung, direkt mit dem Gesundheitsschutz verknüpft.

Für den Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz stehen verschiedene Technologien zur Verfügung bzw. sind Bestandteil der Wissenschaft und Forschung, wobei für die technische Umsetzung und den Betrieb u.a. die Aspekte der „bestverfügbaren Technik (BAT)“, Ökonomie, Betriebssicherheit etc. zu berücksichtigen sind. Grundsätzlich geht es dabei vor allem um die Fragestellung des Ressourcen-/Energieeinsatzes für die Aufbereitung von (Ab-)Wasser, vgl. Kapitel 2.3.



Abbildung 3: Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz

Wenngleich es bereits erste Sanitäreinrichtungen 3000 v. Chr. gab, vgl. Tilley (2011), Cooper (2001), ATV (1999), so ist für die heutige Entwicklung besonders die Entstehung der Siedlungswasserwirtschaft seit dem 19. Jahrhundert von Bedeutung.

Abbildung 4 zeigt die Entwicklung der Abwasserbehandlung seit dem 18./19. Jahrhundert in einer vereinfachten Darstellung. Durch den Bau von Kanalisationen und Abwasserbehandlungsanlagen konnte eine hohe Grundsicherheit bezüglich des Gesundheits- und Gewässerschutzes erzielt werden, wobei schon frühzeitig erkannt wurde, dass das Wasser und die im Abwasser enthaltenen Nährstoffe landwirtschaftlich genutzt werden können. Für die Zukunft gilt es, nachhaltige Technologien und Konzepte zu entwickeln. Hierbei sind die Anforderungen des Gesundheits- und Gewässerschutzes bezüglich einer weitergehenden Abwasserbehandlung in Bezug auf die Nähr- und Mikroschadstoffelimination bis hin zur Elimination von antibiotikaresistenten Keimen unter Berücksichtigung des Ressourcenschutzes in die Praxis zu überführen.

Die Aufgaben der Abwasserbehandlung wurden dementsprechend kontinuierlich komplexer. Ausgehend von der Fragestellung der Hygiene (Gesundheitsschutz) erforderte der Bau der Kana-

lisation die Entwicklung von Verfahren zur Abwasserbehandlung zum Schutz der Gewässer. Gleichzeitig erfolgte die Nutzung der im Abwasser/Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe als Düngemittel. Ebenso wurden Maßnahmen zur effizienten Nutzung der Energie fokussiert.

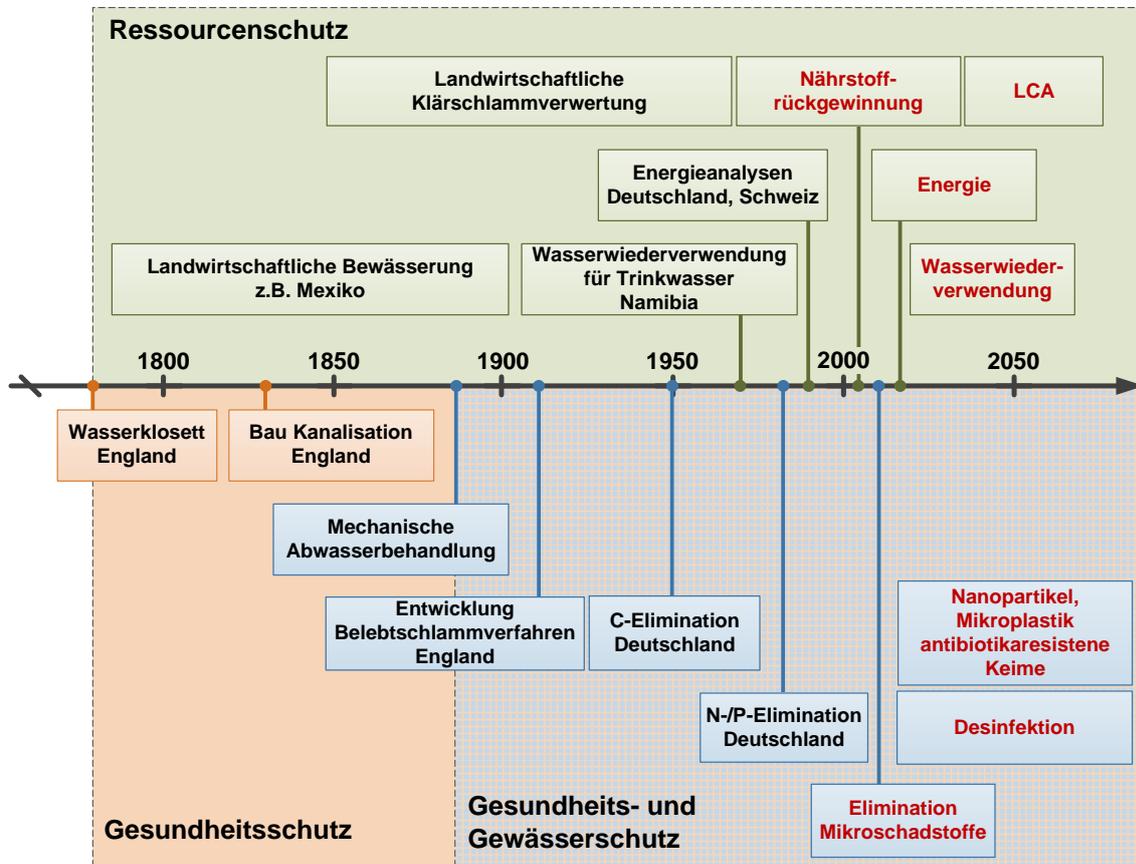


Abbildung 4: Vereinfachte Darstellung der Entwicklung und Zukunft der Abwasserbehandlung seit dem 18./19. Jahrhundert

### 2.1.1 Abwasser: Ein Vielstoffgemisch

DIN (2007) definiert Abwasser als „Wasser bestehend aus jeglicher Kombination von abgeleitetem Wasser aus Haushalten, Industrie- und Gewerbegrundstücken, Oberflächenabfluss und Fremdwasser“. Das WHG (2009) erweitert diese Definition und bezeichnet Abwasser als „das durch häuslichen, gewerblichen, landwirtschaftlichen oder sonstigen Gebrauch in seinen Eigenschaften veränderte Wasser und das bei Trockenwetter damit zusammen abfließende Wasser (Schmutzwasser) sowie das von Niederschlägen aus dem Bereich von bebauten oder befestigten Flächen gesammelt abfließende Wasser (Niederschlagswasser)“.

Im Bereich der Haushalte entsteht vor allem durch den Gebrauch von Trinkwasser Abwasser, wobei grundsätzlich alle Stoffe, die der Mensch täglich durch die Nahrung aufnimmt oder nutzt, wie bspw. Toilettenspülung, Körperpflege, Lebensmittelzubereitung, Raumpflege etc., sich im Abwasser wiederfinden.

---

Der Chemical Abstracts Service (CAS) führt zurzeit mehr als 90 Millionen organische und anorganische Substanzen auf\*, was einen Hinweis darauf gibt, dass der Mensch mit einer Vielzahl von Substanzen täglich in Berührung ist. Je besser die analytischen Möglichkeiten werden, umso klarer bestätigt sich, dass kommunales Abwasser ein Vielstoffgemisch mit mehreren hundert bis tausend verschiedenen Inhaltsstoffen ist, wenngleich Abwasser zu über 99 % aus H<sub>2</sub>O besteht†.

### ***Inhaltsstoffe im Abwasser: Wasserinstallationen, Ausscheidungen und Chemikalien***

Dominant sind die natürlichen Ausscheidungen der Menschen. Urin und Fäzes enthalten die nicht verwerteten Reste der aufgenommenen Nahrung sowie deren Abbauprodukte. Fette, Eiweiße, Kohlehydrate sowie andere organische Kohlenstoffverbindungen, Ammonium, Harnstoff und andere organische Stickstoffverbindungen, organisch gebundenes Phosphor und gelöstes ortho-Phosphat, organische Schwefelverbindungen, Kalium etc. sind die Hauptkomponenten, deren Mengen sich einwohnerspezifisch abschätzen und bilanzieren lassen, vgl. Cornel und Schaum (2012). Auch Metalle und Schwermetalle wie Eisen, Kupfer und Zink werden vom Menschen in Spuren benötigt, mit der Nahrung aufgenommen, auf natürlichem Wege wieder ausgeschieden und gelangen somit ebenso ins Abwasser wie Salze, insbesondere Natriumchlorid, vgl. Koppe und Stozek (1999), Ciba-Geigy (1977). Aus den menschlichen Ausscheidungen stammen auch der überwiegende Teil der Krankheitserreger wie z.B. coliforme Keime, Legionellen, Viren, Protozoen oder Wurmeier.

Mit dem Trinkwasser werden Calcium- und Magnesiumsalze eingetragen, ebenso Nitrat, Sulfat, ggf. auch Eisen und Mangan aus geogenen Quellen, z.B. bei der Verwendung von Grundwasser als Trinkwasserressource.

Kupfer und Zink gelangen aus der Hausinstallation und von Dachabläufen ins Abwasser. Bei Verwendung von Bleirohren in der Hausinstallation trifft dies auch auf Blei zu.

Die Salzkonzentration wird durch Waschmittel, Geschirrspülmittel, Reinigungsmittel, Desinfektionsmittel und Salze zur Wasserenthärtung und zur Regeneration von Ionenaustauschern in Haushaltsgeräten und Haushaltsinstallationen erhöht (Kalium, Natrium, Calcium, Magnesium). Je nach Zusammensetzung der Wasch- und Reinigungsmittel werden zudem auch Polyphosphate und Zeolithe und somit Aluminium ins Abwasser eingetragen.

Halogene liegen überwiegend als Chlorid vor. Organische Halogene werden hauptsächlich durch industrielle Tätigkeiten ins Wasser eingetragen. In Deutschland finden sich typischerweise bis 100 µg/L gemessen als AOX in kommunalen Abwässern, vgl. Imhoff und Imhoff (2007).

In den letzten Jahren beschäftigt sich die Fachwelt zunehmend mit Stoffen, die unter dem Stichwort Spurenstoffe zusammengefasst werden oder wegen ihrer ökotoxikologischen Relevanz häufig auch als Mikroverunreinigungen bezeichnet werden. Unter dem Begriff Spurenstoffe oder Mikroverunreinigungen werden Arzneistoffe, Diagnostika, Haushalts- und Pflegemittel, Industriechemikalien sowie endokrin wirksame Stoffe zusammengefasst, die im Abwasser in

---

\* <http://www.cas.org/content/chemical-substances> (12.11.2014)

† Trockenrückstand (TR), vgl. DIN (2001b) und Glühverlust (GV), vgl. DIN (2000b), im Zulauf (nach Rechen) einer kommunalen Kläranlage: TR = 0,13 ± 0,03 %, GV = 58,94 ± 4,35 %; 10 Messungen (Stichproben) sowohl bei Trocken- als auch Regenwetterzulauf

---

geringen Konzentrationen, d.h. in der Regel in ng/L bis  $\mu\text{g/L}$  vorkommen. Sie werden nicht allein durch Abwässer aus Krankenhäusern und Altenheimen oder durch Industrie und Gewerbe ins Abwasser eingetragen, sondern zu einem ganz erheblichen Teil mit den Haushaltsabwässern. Ca. 3.000 verschiedene Pharmazeutika werden in der europäischen Union genutzt, darunter Schmerzmittel, Antirheumatika, Antibiotika, Antiepileptika, Lipidsenker, Betablocker, Zytostatika, Röntgenkontrastmittel, Kontrazeptiva, Beruhigungsmittel, potenzsteigernde Mittel etc., vgl. Ternes et al. (2004). Hinzu kommen die Haushalts- und Pflegemittel, d.h. die sogenannten „personal care products“, wie Shampoos und Haarpflegemittel, Badezusätze, Haut-, Mund- und Zahnpflegemittel, Seifen, Sonnenschutzmittel sowie Duft- und Rasierwasser etc., die allein in Deutschland 1993 in einer Gesamtmenge von  $> 550.000$  Mg produziert wurden (Ternes, 2004). Schwer abbaubare Duftstoffe wie Moschus, UV-Blocker und Konservierungsmittel sind Bestandteile dieser Pflegemittel. Sie alle gelangen entweder durch menschliche Ausscheidung oder während und nach der Anwendung ins Abwasser, vgl. z.B. Volz (2014), Abegglen und Siegrist (2012).

Im besonderen Fokus stehen zurzeit antibiotikaresistente Keime. Primäre Quelle für die Verbreitung von Antibiotikaresistenzen sind Abwässer aus Kliniken, kommunalen Kläranlagen und Abwässer der Mast- und Lebensmittelbetriebe. Neben dem Einsatz von Antibiotika kann es auch durch die Emissionen von Bioziden als Desinfektionsmittel oder anderen antimikrobiell wirksamen Chemikalien zu einer Co-Selektion von Antibiotikaresistenzen kommen. Dabei sind Kläranlagen eine wichtige sekundäre Quelle, da es dort zu einer Akkumulation der Resistenzen aus Primärquellen kommen kann (Kaeseberg et al., 2015; Krebs et al., 2015; Schwartz und Alexander, 2014).

Als weitere Stoffgruppe werden Nanomaterialien diskutiert. Nanomaterialien, bestehend vor allem aus Silber, Kohlenstoff und Titanoxid mit einer Größe von 1 bis 100 nm, werden in vielfältiger Weise bereits genutzt, z.B. in Produkten mit antibakterieller Wirkung oder zur Verbesserung der Eigenschaften von Kunststoffen und Fassadenfarben, und gelangen so auch über das Abwasser in die Abwasserbehandlungsanlage bzw. in das Gewässer. Im Bereich der Analytik, aber auch der Toxizität gibt es noch zahlreiche offene Fragestellungen, die zurzeit Bestandteil von Forschungsarbeiten sind, vgl. Abels (2012).

In gleicher Weise erfolgen zurzeit diverse Forschungsarbeiten im Bereich von Mikroplastik. Hierbei handelt es sich um Kunststoffpartikel mit einer Größe von  $< 1$  mm bis 5 mm, die in Kosmetikprodukten, Reinigungsmitteln oder Medikamenten eingesetzt werden. Ebenso finden sich Kunststofffasern in Kleidungsstücken (z.B. Fleece), die über Wäschereinigung in das Abwasser gelangen. Die Forschung befindet sich zurzeit bezüglich der Analytik und Auswirkungen von Mikroplastik noch am Anfang, vgl. Wagner et al. (2015), Bannick et al. (2015b), Bannick et al. (2015a), Laforsch (2015), Arning (2014), AWI (2014), HELCOM (2014).

Abwasser besteht dementsprechend aus einer Vielzahl von Stoffen, die alle ganz unterschiedlich auf Mensch und Umwelt wirken und mit ganz verschiedenen Technologien vollständig oder auch nur teilweise aus dem Abwasser eliminiert werden können.

---

## 2.1.2 Gesundheitsschutz

„Abwasser ist so zu beseitigen, dass das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird“, vgl. WHG (2009). Dieser Leitsatz kann sicherlich als Grundbasis der Abwasserbehandlung betrachtet werden.

Deutlich wird dies vor allem aus der Geschichte der Abwasserbehandlung (Anforderung an die Hygiene), die gerade im internationalen Kontext unter dem Aspekt der Sicherstellung eines Zugangs zu Sanitäreinrichtungen nicht an Bedeutung verloren hat. Aber nicht nur Aspekte der Hygiene, sondern auch die Minimierung des Eintrags von Mikroschadstoffen, Nanopartikeln oder Mikroplastik in den Nahrungsmittelkreislauf sind aus Sicht des Gesundheitsschutzes von Bedeutung, vgl. Kapitel 2.1.3.

### ***Sicherstellung einer hygienischen Grundversorgung der Bevölkerung***

Die Errichtung von Kanalsystemen im 19. Jahrhundert leitete das Abwasser aus den Wohngebieten in den nächsten Vorfluter ab. Erklärtes Ziel war es, der Ausbreitung von Infektionskrankheiten wie Cholera und Typhus entgegenzuwirken, d.h. die Sicherstellung eines hygienischen Standards in Städten, vgl. ATV (1997), ATV (1999), was damit auch gelang.

Auch im beginnenden 21. Jahrhundert hat der Gesundheitsschutz im Bereich der Abwasserbehandlung nicht an Bedeutung verloren. Weltweit haben rd. 2,6 Mrd. Menschen keinen Zugang zu einfachen sanitären Einrichtungen; täglich sterben rd. 3.900 Kinder aufgrund von schlechten hygienischen Bedingungen, vgl. z.B. UN (2012). Wenngleich in der überwiegenden Anzahl der Länder mit der Errichtung von Sanitärkonzepten erfolgreich der Gesundheitsschutz sichergestellt werden konnte, so gibt es noch immer viele Länder, in denen entsprechende Installationen vollständig fehlen.

### ***Desinfektion: Badegewässerqualität und Wasserwiederverwendung***

Von zunehmender Bedeutung ist die mikrobiologische Belastung der Vorfluter. Forschungsarbeiten im halbtechnischen Maßstab zeigten, dass mit unterschiedlichen Desinfektionsverfahren, wie z.B. UV-Bestrahlung, Chlordioxid dosierung, Ozonung und Chlorung, eine mikrobiologische Ablaufqualität erzielt werden kann, die je nach Charakteristik der vorhergehenden Abwasserbehandlungsstufen und der jeweiligen Desinfektionsmitteldosierung sowohl für die Einleitung in Badegewässer als auch für verschiedene Wiederverwendungszwecke geeignet ist, vgl. z.B. Bischoff et al. (2011), Bischoff (2013), Gnirss et al. (2015).

Großtechnische Beispiele sind die Kläranlagen entlang der Isar oder in Berlin. Allein im Einzugsgebiet der oberen und mittleren Isar sowie der Würm wurden zwischen 2000 und 2005 insgesamt 12 kommunale Abwasserbehandlungsanlagen mit einer UV-Desinfektion realisiert, wobei ausschließlich ein saisonaler Betrieb in den Sommermonaten erfolgt (Englmann und Schraner, 2015; Müller et al., 2009). Es sei allerdings darauf hingewiesen, dass selbst bei Desinfektion der Kläranlagenabläufe in der Regel keine durchgängige Badegewässerqualität in den nachgelagerten Gewässern erreicht werden kann; insbesondere aufgrund von Mischwasserentlastungen bei Regenereignissen oder durch Einträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen (Englmann und Schraner, 2015; Merkel et al., 2015).

Einen besonderen Aspekt bildet aktuell die Fragestellung der Verbreitung von Legionellen. In Warstein erkrankten im Jahr 2013 162 Menschen an Legionellose, 2 Menschen verstarben (Evers

---

und Grünebaum, 2015). Ursache war mit Legionellen besiedeltes Wasser im Ablauf einer Abwasserbehandlungsanlage, welches von einer flussabwärtsgelegenen Anlage als Kühlwasser genutzt wurde. Durch die Rückkühlanlage erfolgte eine Freisetzung der Legionellen über die Aerosole. Die Legionellen wurden über einen Industriebetrieb der Abwasserbehandlungsanlage zugeführt, wobei diese während der Abwasserbehandlung nicht eliminiert und so in das Gewässer eingeleitet wurden, vgl. Wiedenhöft (2014), Rosenwinkel et al. (2014), Evers und Grünebaum (2015). Wenngleich spezielle Randbedingungen für den Legionellenausbruch vorlagen, so wird die Relevanz der Abwasserbehandlung für den Gesundheitsschutz deutlich und zeigt auch, dass entsprechende Technologien (weiter) zu entwickeln sind, vgl. Rosenwinkel et al. (2014), Schneider et al. (2015).

Durch antibiotikaresistente Keime im Abwasser kann es in der Abwasserbehandlungsanlage zu einer Akkumulation der Resistenzen kommen, vgl. Kapitel 2.1.1. Wenngleich die Forschung noch am Beginn ist, so zeigt sich bereits heute, dass die Fragestellung von antibiotikaresistenten Keimen zukünftig von Relevanz sein wird.

### **2.1.3 Gewässerschutz**

„Eine Erlaubnis für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Direkteinleitung) darf nur erteilt werden, wenn die Menge und Schädlichkeit des Abwassers so gering gehalten wird, wie dies bei Einhaltung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem Stand der Technik möglich ist, die Einleitung mit den Anforderungen an die Gewässereigenschaften und sonstigen rechtlichen Anforderungen vereinbar ist und Abwasseranlagen oder sonstige Einrichtungen errichtet und betrieben werden, die erforderlich sind, um die Einhaltung der Anforderungen (...) sicherzustellen“, vgl. WHG (2009). Unter Beachtung der Wasserrahmenrichtlinie, vgl. WRRL (2000), bedeutet dies die Erreichung eines „guten Zustands“ im Gewässer, d.h. das Gewässer nähert sich einem natürlichen Zustand an.

#### ***Minimierung der Eutrophierung im Gewässer***

Intakte (Oberflächen-)Gewässer stellen ein wertvolles Gut dar; bspw. als Trinkwasserquelle, aber auch für vielfältige andere Nutzungen, z.B. als Freizeitgewässer z.B. in Form von Badegewässern und zur Naherholung. Wasser ist dabei nicht nur Wirtschaftsgut, sondern auch aus sich heraus bereits wertvoll und schützenswert (Petrella, 2000; UNESCO, 2011; WRRL, 2000). Die Entwicklung der Gewässergüte korrespondierte viele Jahre mit dem Ausbau der Abwasserbehandlung. Der ökologische sowie chemische Zustand der Flüsse in Deutschland war um das Jahr 1900, insbesondere in Ballungsgebieten, sehr schlecht. Dr. William Phillip Dunbar, seinerzeit Direktor des Staatlichen Hygienischen Instituts in Hamburg, beschrieb 1907 den Zustand der Emscher wie folgt, vgl. Dunbar (1907):

“Obgleich auch den deutschen Flüssen seit Jahrhunderten Unrat zugeführt worden ist, so haben sich grobsinnlich wahrnehmbare Missstände doch auch hier offenbar erst im Laufe des 19. Jahrhunderts entwickelt. (...) Das interessanteste Beispiel einer schnellen Entwicklung solcher Missstände, welches Deutschland aufzuweisen hat, dürften wohl die Vorgänge im Emscher Tal darstellen. (...) Die sämtlichen Zuflüsse zur Emscher wurden so verunreinigt, dass sie Schmutzwasserkanälen glichen. Zu landwirtschaftlichen Zwecken war das Flusswasser nicht mehr verwendbar wegen des hohen Salzgehaltes, der ihm durch die Industrien zugeführt wurde. Es wurden dieserhalb Klagen angestrengt.“

---

Zur Verminderung der Verschlammung wurden Rechen und Sandfänge errichtet. Bereits 1887 wurde in Frankfurt am Main eine mechanische und chemische Behandlungsstufe, bestehend aus Sandfang, Rechenanlage, Dosierung von schwefelsaurer Tonerde und Kalk sowie einem anschließenden Absetzbecken in Betrieb genommen, vgl. SEF (2008).

In den ersten Dekaden des 20. Jahrhunderts schloss sich die Errichtung von biologischen Anlagen zur Oxidation von organischen Substanzen an, um deren sauerstoffzehrende Wirkung im Gewässer zu vermindern, vgl. ATV (1997), Tilley (2011), ATV (1999). 1926 wurde in Deutschland die erste großtechnische Anlage in Essen-Rellinghausen mit dem Belebtschlammverfahren in Betrieb genommen (ATV, 1999; Wagner, 1997). Dem gleichen Ziel diene die seit ca. 1980 umgesetzte Nitrifikation der Abwässer. Seit ca. 1990 wurde in Deutschland die Nährstoffelimination zum Schutz der Gewässer vor Eutrophierung durch Umsetzung der Denitrifikation sowie Phosphorelimination etabliert, vgl. ATV (1999).

### ***Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union***

Mit dem Jahrtausendwechsel hat sich der Ansatz des Gewässerschutzes gewandelt. Stand in der Vergangenheit vor allem ein emissionsbezogener Ansatz im Vordergrund, d.h. eine Verminderung der Austräge in das Gewässer, so setzt die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (WRRL, 2000) auf den immissionsbezogenen Ansatz, d.h. auf die Betrachtung des Eintrags/der Auswirkung auf die Umwelt (Gewässer, Tier/Mensch). Mit dem Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie am 20.12.2000 wurde ein rechtlicher Ordnungsrahmen für einen umfassenden europaweiten Gewässerschutz geschaffen (WRRL, 2000). Der erste Punkt der Erwägungsgründe ist dabei charakteristisch für die Richtlinie (WRRL, 2000): „Wasser ist keine übliche Handelsware, sondern ein ererbtes Gut, das geschützt, verteidigt und entsprechend behandelt werden muss.“

Insbesondere die grenzüberschreitende Betrachtung der Gewässergüte unter Berücksichtigung ganzer Flussgebiete ist hier als Novum hervorzuheben. Kernpunkt der Wasserrahmenrichtlinie ist dabei die Forderung nach einem guten ökologischen sowie chemischen Zustand der Gewässer bis 2015 bzw. mit Fristverlängerung bis spätestens 2027. Die Erreichung dieser Ziele soll dabei in den Schritten Bestandsaufnahme, Erarbeitung von Überwachungsprogrammen, Erstellung von Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen, Umsetzung der Maßnahmenprogramme und einer Zeitdauer für die Zielerreichung erfolgen.

Die Bestimmung des ökologischen Zustands erfolgt nach den folgenden Kriterien, die sich damit von den Untersuchungen der Gewässergüte nach LAWA (1991) unterscheiden, vgl. BMU (2010):

- biologische Qualitätskomponenten (Fische, Makrozoobenthos, Gewässerflora)
- chemische Qualitätskomponenten (flussgebietsspezifische Schadstoffe) und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten (z.B. Temperatur, Sauerstoffgehalt, Nährstoffe)
- hydromorphologische Qualitätskomponenten (z.B. Wasserhaushalt, Morphologie, Gezeiten).

Zusätzlich erfolgt eine Bewertung des chemischen Zustands (BMU, 2010):

- 33 prioritäre Stoffe nach Anhang X WRRL (bislang noch nicht überall in den Bewirtschaftungsplänen berücksichtigt)

- 
- Schadstoffe der Richtlinie 2006/11/EG (Anhang IX WRRL)
  - Nitrat gemäß Richtlinie 91/676/EWG

### ***Minimierung des Nährstoffeintrags ins Gewässer***

Ausgehend von der Nährstoffbelastung der Gewässer wird bzw. wurde vielfach eine im Vergleich zur Abwasserverordnung deutliche Verschärfung des Parameters Phosphor diskutiert.

Für den Bodensee bedeutet dies Ablaufwerte von 0,3 mg/L  $P_{ges}$ ; der Berliner Senat fordert für die Abwasserbehandlungsanlage Ruhleben Ablaufwerte von  $\leq 0,05$  mg/L  $P_{ges}$ , vgl. Rosenwinkel und Lorey (2009).

Um diese niedrigen Werte einhalten zu können, wird i.d.R. eine (Membran-)Filtrationsstufe notwendig sein. Bereits bei 1 - 2 mg/L Biomasse im Ablauf der Abwasserbehandlungsanlage kann ein Grenzwert von 0,05 mg/L  $P_{ges}$  überschritten sein, unabhängig von den gelösten anorganischen und organischen Phosphorverbindungen (z.B. auch Phosphonate).

Neben Phosphor sind die Stickstoffemissionen im Gewässer aus Sicht der Wasserrahmenrichtlinie kritisch zu bewerten. Im Rahmen der Bearbeitung der Orientierungswerte für das Gewässer wurden dabei die Ammoniumwerte von 0,3 auf 0,1 mg/L gesenkt. Zusätzlich soll erstmals ein Orientierungswert für Nitrit eingeführt werden, vgl. LAWA (2014). Für Einleitungen aus Abwasserbehandlungsanlagen kann dabei vor allem die Ammonium- und Nitritemission von Relevanz sein. Insbesondere im Jahresgang kann es im Frühjahr bzw. Herbst durch die Anpassung der Biozönose zu einem Anstieg der Nitritemissionen, als Resultat einer unvollständigen Nitrifikation oder Denitrifikation, kommen.

### ***Mikroschadstoffe, Nanopartikel und Mikroplastik***

Des Weiteren stehen für den Bereich der Abwasserbehandlung die verschiedenen „neuen“ Stoffgruppen wie Mikroschadstoffe, Nanopartikel oder Mikroplastik im Fokus, vgl. Kapitel 2.1.1.

Aufgrund ihrer teilweise schlechten biologischen Abbaubarkeit können etliche Mikroverunreinigungen in den Gewässern und in Spuren sogar im Trinkwasser nachgewiesen werden. Wenngleich ein Gesundheitsrisiko der Mikroverunreinigungen im Gewässer (noch) nicht nachgewiesen ist, so zeigt sich hier doch eine Verknüpfung zwischen Gewässerschutz und vorsorgendem Gesundheitsschutz.

Dies bedeutet, dass physikalische Verfahren wie z.B. (Membran-)Filtration, Adsorption an Aktivkohle und/oder chemische Verfahren wie z.B. die Oxidation mit Ozon zusätzlich benötigt werden, vgl. z.B. Ternes et al. (2004), DWA (2008a), Fahlenkamp et al. (2008).

### ***Verbot von Stoffen zum Gewässerschutz (und Gesundheitsschutz)***

Einhergehend mit der Einführung der Abwasserbehandlung wurden auch regulative sowie technische Maßnahmen ergriffen und z.T. internationale Vereinbarungen wie bspw. die Stockholm-Konvention über persistente organische Schadstoffe getroffen, damit schwer abbaubare bzw. eliminierbare Substanzen nicht in das Abwasser eingeleitet werden. Damit verbunden gab es Verbote von Stoffen wie z.B. von eutrophierenden Enthärtern (Polyphosphaten) in Waschmitteln (ATV, 1997; Klöpffer und Scheringer, 2000).

---

## 2.1.4 Ressourcenschutz

UBA (2012b) definiert Ressourcenschutz als die „Gesamtheit aller Maßnahmen zum Erhalt oder zur Wiederherstellung natürlicher Ressourcen, (...) hierzu zählen erneuerbare und nicht erneuerbare Primärrohstoffe, physischer Raum (Fläche), Umweltmedien (Wasser, Boden, Luft), strömende Ressourcen (z.B. Erdwärme, Wind-, Gezeiten- und Sonnenenergie) sowie Biodiversität“.

Für die Abwasserbehandlung kann diese Definition über die beiden folgenden Teilaspekte konkretisiert werden:

- Ressourceneffizienz

Minimierung des Ressourcenverbrauchs für die Abwasserbehandlung, bspw. von Energie und Betriebsstoffen, aber auch die Minimierung der Umweltwirkungen

- Ressourcenrückgewinnung

Nutzung der im Abwasser bzw. Klärschlamm enthaltenen Ressourcen, insbesondere Wasser, Nährstoffe und Energie

### ***Wasser***

Abwasser besteht zu über 99 % aus Wasser, somit liegt hierin auch die mengenmäßig größte Ressource. Wenngleich in Deutschland Wasser in ausreichender Menge und Qualität verfügbar ist, so bleibt doch die Fragestellung einer Wasserwiederverwendung bestehen, insbesondere vor dem Kontext der lokalen und saisonalen Verfügbarkeit (BMBF, 2014), in der Zukunft verstärkt durch den Klimawandel, aber auch im Hinblick auf die weltweite Verfügbarkeit von Wasser, vgl. Kapitel 2.3.

In Verbindung mit einer weitergehenden kommunalen Abwasserbehandlung können zukünftig Verfahrensansätze mit einer Nutzung des aufbereitenden Abwassers an Bedeutung gewinnen. Einhergehend mit einer Verschiebung von Regenzeiten in den Winter, d.h. außerhalb der Vegetationsperioden, sowie durch den Anbau von Pflanzen zur Bioenergieerzeugung kann für die Zukunft der Einsatz einer Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft auch in Deutschland an Bedeutung gewinnen, vgl. auch Fuhrmann et al. (2012), DWA (2009).

Des Weiteren sind die vielfältigen Wasserwiederverwendungen in der Industrie zu berücksichtigen, die heute schon zum Stand der Technik gehören, wobei hauptsächlich die Ökonomie hier ein wichtiger Treiber ist. Vor allem die Papierindustrie ist hierbei ein gutes Beispiel: Innerhalb von 34 Jahren konnte der spezifische Frischwasserbedarf von rd. 45 L/kg Papier 1974 auf rd. 10 L/kg Papier 2008 reduziert werden, vgl. Bierbaum (2013).

### ***Nährstoffe***

Die Verrieselung von Abwasser gehörte schon sehr früh zu den ersten Formen der Wasserwiederverwendung, wenngleich die Fragestellung der Hygiene sukzessive an Bedeutung gewann. Auch in Deutschland gibt es noch heute Beispiele einer Abwasserverrieselung.

---

Einhergehend mit dem Bau von Kanalisationen zum Schutz der Gesundheit erfolgte der Bau von gemauerten Fäkaliengruben zu Beginn des 19. Jahrhunderts. Die Fäkalien wurden abtransportiert und in der Landwirtschaft als Düngemittel eingesetzt, vgl. ATV (1999).

Mit dem sukzessiven Ausbau der Abwasserbehandlung ging auch der Ausbau der Klärschlammbehandlung einher. Bereits 1907 wurde durch Karl Imhoff der Emscherbrunnen entwickelt (Wagner, 1997). Es folgte die Errichtung von beheizbaren Faultürmen zur Stabilisierung des Klärschlammes. Mit dem sich wandelnden Bewusstsein für die Ökologie veränderte sich auch die Klärschlammverwertung, von einer Verklappung im Meer, Deponierung, Landschaftsbau/landwirtschaftlicher Nutzung bis hin zur thermischen Entsorgung/Verwertung.

Der Klärschlamm stellt sowohl eine Schadstoffsene als auch einen Speicher vor allem für die Nährstoffe Stickstoff, Phosphor, Kalium u.a. dar, vgl. Kapitel 2.4. Diese bivalente Rolle ist Auslöser zahlreicher kontrovers geführter Debatten zur landwirtschaftlichen Klärschlammnutzung.

Phosphor ist ein begrenzter, lebensnotwendiger Rohstoff, welcher durch kein anderes Element ersetzt werden kann. Hauptanwendungsgebiet bildet die Düngemittelindustrie bzw. die Landwirtschaft. Phosphor wird während der Abwasserbehandlung durch biologische sowie chemisch-physikalische Verfahren (Fällung) in den Klärschlamm eingebunden. Aus diesem Grund gibt es diverse Bestrebungen, den im Abwasser/Klärschlamm/Klärschlammmasche enthaltenen Phosphor zu recyceln, was eine Trennung der Nährstoffe von den Schadstoffen erforderlich macht. Technologien zur Rückgewinnung von Phosphor stehen für verschiedene Einsatzorte auf der Abwasserbehandlungsanlage zur Verfügung – von der Abwasserbehandlung über die Klärschlammbehandlung bis hin zur Klärschlammmasche, vgl. Schaum (2007), Montag (2008), Petzet et al. (2010).

Eine Novellierung der Klärschlammverordnung, welche die landwirtschaftliche Verwertung regelt, wird seit vielen Jahren diskutiert. Zudem gibt es Überlegungen, eine Phosphorrecyclingverordnung zu erlassen. Diese zielt auf Regelungen zum Ressourcenschutz (Nährstoffe) bei einer thermischen Klärschlamm Entsorgung, vgl. Pinnekamp et al. (2013). Auch in der Schweiz und den Niederlanden wird aktuell die Schaffung von gesetzlichen Rahmenbedingungen für eine Rückgewinnung von Phosphor diskutiert.

Wenngleich Stickstoff nahezu unbegrenzt über die Luft zur Verfügung steht, so ist die Düngemittelerzeugung mit einem hohen Energieaufwand verbunden. Hier könnte der im Abwasser/Klärschlamm enthaltene Stickstoff eine Alternative sein, sofern dieser sich mit geringerem Energieeinsatz (landwirtschaftlich) verwerten lässt.

### **Energie**

Mit der Novellierung der Abwasserverordnung, vgl. AbwV (2014), erfolgte die Aufnahme der Energieeffizienz sowie der Energiepotentiale: „Abwasseranlagen sollen so errichtet, betrieben und benutzt werden, dass eine energieeffiziente Betriebsweise ermöglicht wird. Die bei der Abwasserbeseitigung entstehenden Energiepotentiale sind, soweit technisch möglich und wirtschaftlich vertretbar, zu nutzen.“

Für die Abwasserbehandlung bedeutet dies, auch wenn durch zusätzliche Verfahrenstechniken zur Elimination von Mikroschadstoffen oder auch zur Desinfektion der Energieverbrauch steigt, zukünftig den Einsatz von Energie zu minimieren und gleichzeitig die im Abwasser enthaltene Energie zu nutzen. Neben der Nutzung der in den Kohlenstoffverbindungen gespeicherten

---

Energie gilt es dabei auch, die im Abwasser enthaltene thermische Energie zu nutzen, vgl. Kapitel 2.3.

### ***Treibhausgasemissionen/Life Cycle Analysis (LCA)***

Der Ressourcenschutz kann nicht ohne Bewertung der Umweltauswirkungen klassifiziert werden. Wenngleich die Ergebnisse und Untersuchungen noch am Beginn stehen, wird zukünftig die Fragestellung der ganzheitlichen Bewertung der Treibhausgasemissionen (Emissionen von Kohlendioxid, Lachgas und Methan) bis hin zur Ökobilanzierung (Life Cycle Analysis) an Bedeutung gewinnen, vgl. Kapitel 3.1.3 und 3.4.8.

### **2.1.5 Systemübergreifende Ansätze der Siedlungswasserwirtschaft**

Wenngleich die Abwasserbehandlung in Deutschland ein sehr hohes Niveau besitzt, bleibt oft eine systemübergreifende Betrachtung aus. Unter dem Aspekt der Ver- und Entsorgungsstrukturen vom Endverbraucher/Haushalte, vgl. Kapitel 1 bzw. Abbildung 1, stehen insbesondere die folgenden zwei Bereiche im Blickfeld:

- Siedlungsentwässerung, Abwasserbehandlung und Gewässerschutz

In aller Regel werden in den bisherigen Planungen die Wechselwirkungen zwischen Abwassereinleitungen, vor allem aus Niederschlagswasserbehandlungsanlagen, und dem Gewässer nicht berücksichtigt. Ebenso erfolgt meist nach dem Bau von Anlagen keine systemübergreifende Optimierung unter Berücksichtigung aller Teilsysteme der Siedlungsentwässerung.

Die übergeordnete Zielsetzung einer solchen integralen\* Siedlungsentwässerung ist hierbei, die Veränderungen des natürlichen Wasserhaushaltes durch Siedlungsaktivitäten in mengenmäßiger und stofflicher Hinsicht so gering zu halten, wie es technisch, ökologisch und wirtschaftlich vertretbar ist, vgl. Jardin (2008), DWA (2006). Vor allem die Schutzgüter: Entsorgungssicherheit in Siedlungen, Gewässerschutz, Nutzungssicherheit und die sonstigen Belange, bspw. des Natur-, Boden- und Anlagenschutzes oder der Wohn- und Standortqualität, sollen nachhaltig geschützt werden, vgl. Jardin (2008). Umsetzungen einer integralen Siedlungsentwässerung zeigen, dass durch die Gesamtbetrachtung nicht nur eine betriebliche, sondern auch eine ökonomische Optimierung möglich ist und somit zu positiven Effekten z.B. bei der Planung von Kläranlagenerweiterungen führen kann.

- Technische Infrastruktur: Abfall- und Energiewirtschaft

Bislang gibt es nur sehr vereinzelte Ansätze, die Bereiche der Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft miteinander zu verknüpfen und Synergieeffekte zu entwickeln. Gerade die Nutzung von Bioabfällen bspw. aus Haushalten oder der Nahrungsmittelindustrie als Co-Substrate ermöglichen eine Steigerung der Faulgasausbeute in Verbindung mit der Nutzung von vorhandenen Infrastruktursystemen für eine nachhaltige Entsorgung/Verwertung, z.B. realisiert auf der Gemeinschaftskläranlage Baden-Baden Sinzheim.

Ebenso können Synergieeffekte im Bereich der thermischen Klärschlammbehandlung mit Müllheizkraftwerken oder auch Biogasanlagen, gerade für die Nutzung der (Ab)Wärme,

---

\* „zu einem Ganzen dazugehörend und es erst zu dem machend, was es ist“, [www.duden.de](http://www.duden.de) - 06.01.2015

---

wirksam werden. Möglichkeiten ergeben sich auch durch Verknüpfungen mit Industriebetrieben durch eine vollständige Nutzung von Energie/Wärme.

Insgesamt zeigt sich sehr deutlich, dass sich durch die Erweiterung der Systemgrenzen der Abwasserbehandlung die Möglichkeiten einer effizienten Behandlung vergrößern.

Im System der Energiewirtschaft spielt die Abwasserbehandlung als Energieverbraucher und -erzeuger eine Rolle, die es zukünftig vermehrt zu nutzen gilt:

- Nutzung der Abwasserbehandlungsanlage zum Ausgleich von Lastspitzen
- Erzeugung von Strom ggf. mittels Co-Substraten; Nutzung von Klärschlamm/Substraten als Energiespeicher
- Erzeugung und Einspeisung von (Bio-)Methan
- Abwasserwärmenutzung
- Nutzung von Synergieeffekten mit umliegender Infrastruktur (Biogasanlagen)
- Nutzung der Flächen von Kläranlagen für Photovoltaik oder Windenergie; Kombination mit Power to Gas

Wenngleich der Anteil am Gesamtenergieverbrauch relativ gering ist, so kann die Siedlungswasserwirtschaft doch einen Beitrag für die Energiewende leisten, vgl. Kapitel 2.3.

---

## 2.2 Aktueller Stand der Abwasser- und Klärschlammbehandlung in Deutschland

### 2.2.1 Abwasserbehandlung in Deutschland

In Deutschland liegt der Anschlussgrad an die öffentliche Kanalisation bei über 96 %, wobei hierfür rd. 540.000 km Kanal verbaut wurden, vgl. DESTATIS (2009a), DESTATIS (2012); d.h. statistisch ergeben sich rd. 7 m Kanal pro angeschlossenen Einwohner.

Die Anzahl der kommunalen Kläranlagen beläuft sich auf rd. 10.000 Anlagen (DESTATIS, 2012), vgl. Abbildung 5. Parallel zur steigenden Zahl von Anlagen mit einer biologischen Abwasserbehandlung nahm seit 1998 die Gesamtanzahl der Kläranlagen leicht ab, vor allem verursacht durch die Schließung von kleinen Kläranlagen verbunden mit einer Ableitung zu größeren Kläranlagen/Verbandsanlagen, vgl. Abbildung 6.

Insgesamt wird in den kommunalen Kläranlagen in Deutschland das Abwasser von rd. 124,5 Mio. Einwohnerwerten behandelt, wobei rd. 78,1 Mio. bzw. rd. 63 % aus den angeschlossenen Einwohnern stammt. Entsprechend sind die verbleibenden Einwohnerwerten dem Gewerbe und der Industrie zuzuordnen (Daten: DESTATIS (2012)). Für die behandelte Jahresabwassermenge bedeutet dies ein Volumen von rd. 10,1 Mrd. m<sup>3</sup>, wobei rd. 5,2 Mrd. m<sup>3</sup> aus dem häuslichen und betrieblichen Schmutzwasser stammen. Bedingt durch Mischkanalisationen enthält die Jahresabwassermenge einen hohen Anteil an Niederschlagswasser. Die Schwankungen der Jahresabwassermenge sind insbesondere geprägt durch die Ableitung von Niederschlagswasser. Die behandelte Schmutzwassermenge blieb seit 1991 mit im Mittel  $5,086 \pm 0,161$  Mrd. m<sup>3</sup>/a in etwa gleich, vgl. DESTATIS (2006, 2009a, 2013c).

Aus Abbildung 7 wird deutlich, dass das Abwasser von über 90 % der in Deutschland angeschlossenen Einwohnerwerte aktuell einer weitergehenden biologischen Abwasserbehandlung (Denitrifikation und Phosphorelimination) zugeführt wird. In Bezug auf die Anzahl der Kläranlagen bedeutet dies, dass in weit weniger als 50 % der Kläranlagen über 90 % des anfallenden Abwassers (bezogen auf die Einwohnerwerte bzw. Abwassermenge) behandelt wird, vor allem in großen Kläranlagen der Größenklasse 1, vgl. auch Durth et al. (2014).

Der Vergleich von Kläranlagenanzahl und Ausbaugröße (Einwohnerwerte) zeigt, dass allein 256 Großkläranlagen (> 100.000 Einwohnerwerte) das Abwasser von rd. 50 % der Einwohnerwerte behandeln bzw. im Umkehrschluss 9.376 Kläranlagen die verbleibenden 50 % der Einwohnerwerte behandeln, vgl. Abbildung 5.

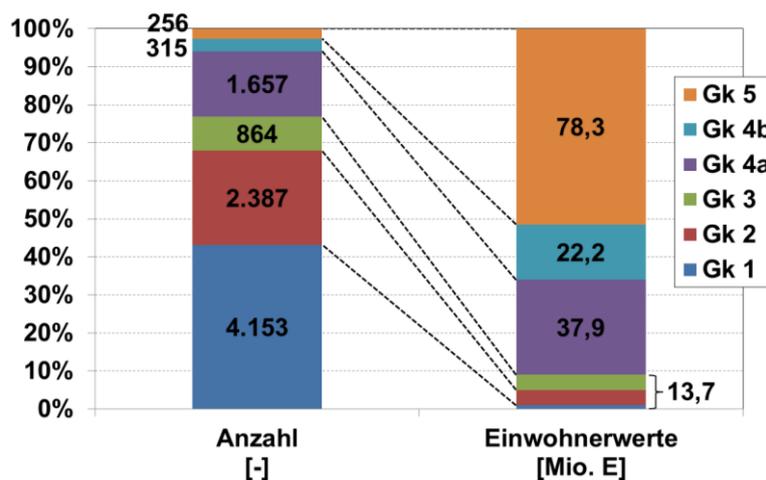


Abbildung 5: Anzahl und Ausbaugröße der Kläranlagen in Deutschland, Daten: DESTATIS (2013c), vgl. auch Durth et al. (2014), Größenklasse (GK) nach bzw. in Anlehnung an AbwV (2014), GK 1: < 1.000 E, GK 2: 1.000 - 5.000 E, GK 3: 5.001 - 10.000 E, GK: 4a 10.001 - 50.000 E, GK: 4b 50.001 - 100.000 E, GK 5: > 100.000 E

Neben der kommunalen Wasserwirtschaft sind Industrie und Kraftwerke große Wasserverbraucher. 2007 wurde der gesamte Abwasseranfall aus Industrie und Kraftwerken auf rd. 26,8 Mrd. m<sup>3</sup> beziffert, vgl. DESTATIS (2009b). Neben dem zu behandelnden Abwasser in einer Abwasserbehandlungsanlage ist hierbei auch das nicht zu behandelnde Abwasser (vor allem Kühlwasser) berücksichtigt. Allein der Wasserbedarf für Kühlwasser liegt hier bei rd. 23,3 Mrd. m<sup>3</sup> (DESTATIS, 2009b), vgl. auch Kapitel 2.3.6. Das zu behandelnde Abwasser von rd. 1,1 Mrd. m<sup>3</sup> wird in rd. 3.300 betriebseigenen Behandlungsanlagen aufbereitet, wobei rd. 0,9 Mrd. m<sup>3</sup> direkt und rd. 0,2 Mrd. m<sup>3</sup> indirekt eingeleitet werden. (DESTATIS, 2009b)

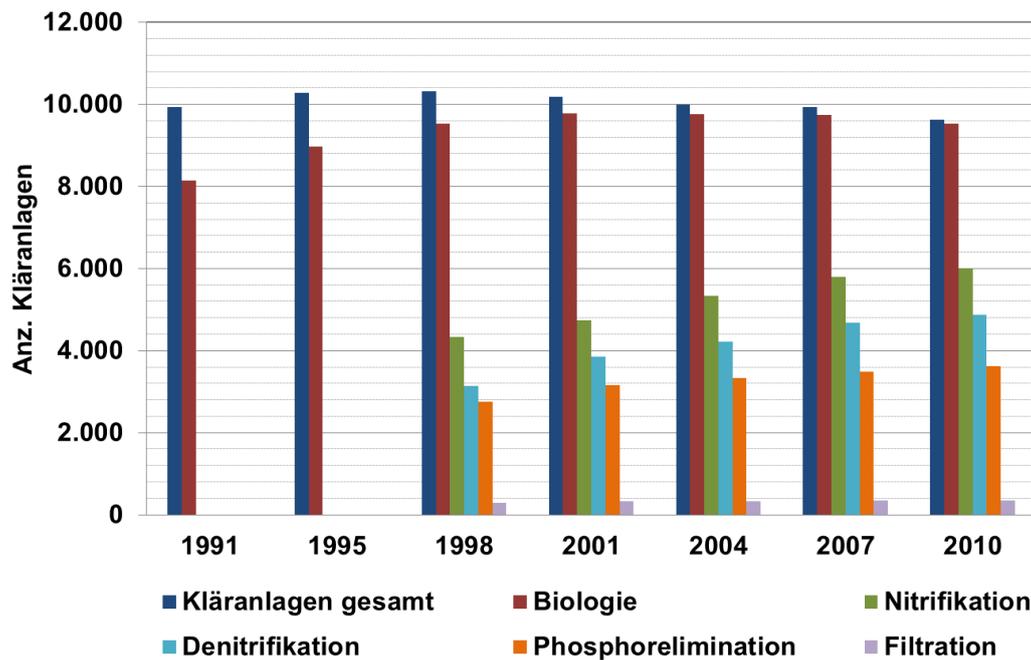


Abbildung 6: Entwicklung der Anzahl der kommunalen Kläranlagen in Deutschland, Daten: DESTATIS (2006, 2009a, 2013c)

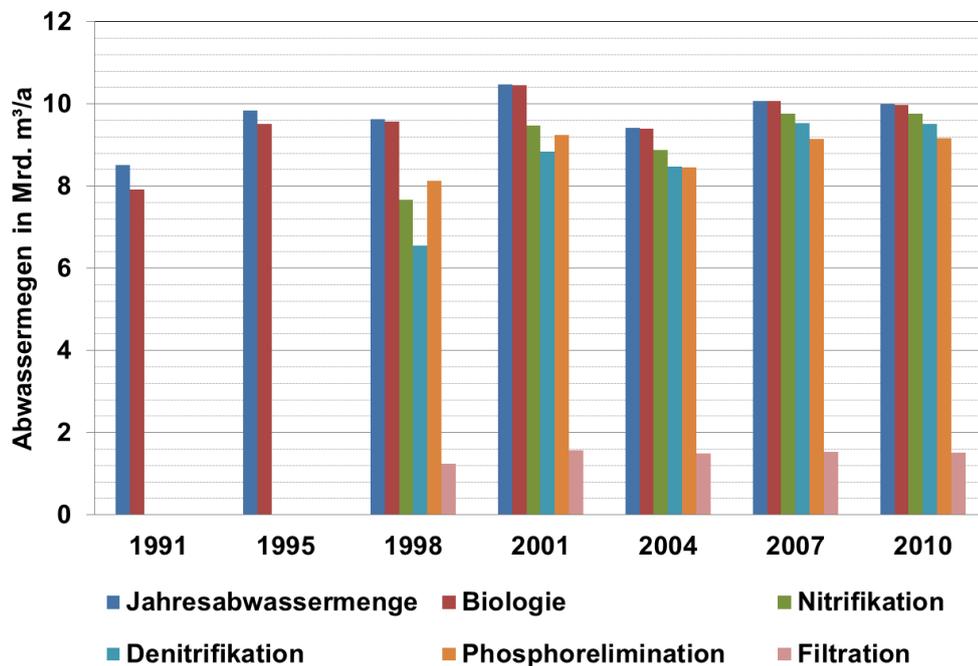


Abbildung 7: Entwicklung der Abwassermengen der kommunalen Kläranlagen in Deutschland, Daten: DESTATIS (2006, 2009, 2013b)

## 2.2.2 Klärschlammanfall und Entsorgungsstrukturen in Deutschland

### *Begriffsdefinitionen: Entsorgung, Verwertung und Beseitigung*

Das KrWG (2012) versteht unter Entsorgung alle Verwertungs- und Beseitigungsverfahren einschließlich der Vorbereitung vor der Verwertung oder Beseitigung, d.h. wenngleich im allgemeinen Sprachgebrauch der Begriff „Entsorgung“ oft negativ belegt ist, so ist er gemäß Definition des KrWG (2012) als Oberbegriff zu verstehen.

Die Verwertung ist hingegen jedes Verfahren, als dessen Hauptergebnis die Abfälle innerhalb der Anlage oder in der weiteren Wirtschaft einem sinnvollen Zweck zugeführt werden, indem sie entweder andere Materialien ersetzen, die sonst zur Erfüllung einer bestimmten Funktion verwendet worden wären, oder indem die Abfälle so vorbereitet werden, dass sie diese Funktion erfüllen, vgl. KrWG (2012). Da die landwirtschaftliche Klärschlammaufbringung auf eine Nutzung der im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffe zielt, handelt es sich hierbei um eine Verwertung.

Nach KrWG (2012) spricht man von energetischer Verwertung, wenn der Hauptzweck in der Energierückgewinnung und nicht in der Beseitigung oder der Volumenreduzierung liegt. Der Heizwert soll mindestens 11.000 kJ/kg (ohne Vermischung) betragen und es soll ein Feuerwirkungsgrad von 75 % erzielt werden. Der bislang starre Heizwert wird jedoch flexibilisiert: So kann eine energetische Verwertung auch unterhalb des Heizwertes erfolgen, wenn sie im konkreten Fall den Schutz von Mensch und Umwelt im Vergleich zu den anderen Optionen am besten gewährleistet.

### *Klärschlammanfall und -entsorgung aus Kommune und Industrie*

In Deutschland fallen jährlich rd. 2,0 Mio. Mg TR/a Klärschlamm aus der öffentlichen Abwasserbehandlung sowie nochmals rd. 2,0 Mio. Mg TR/a aus der nicht öffentlichen Abwasserbehandlung an, vgl. Abbildung 8 und Tabelle 1.

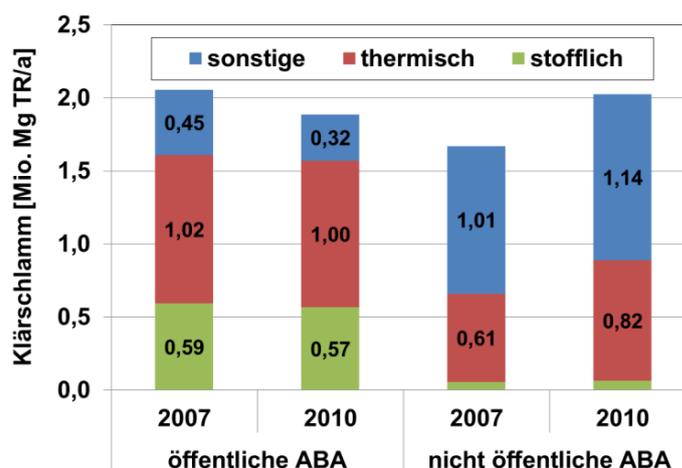


Abbildung 8: Thermische und stoffliche (landwirtschaftliche) Klärschlammentsorgung der öffentlichen und nicht öffentlichen Abwasserbehandlung (ABA) in Deutschland, Daten: DESTATIS (2013e)

Tabelle 1: Kommunale Klärschlammengen zur Entsorgung in Mio. Mg TR/a, ohne Abgabe an andere Abwasserbehandlungsanlagen und ohne Zwischenlagerung, Daten: DWA (2005b), DESTATIS (2013d), DESTATIS (2014a)

1983	1987	1991	1995	1998	2001	2006	2007	2008	2009	2010	2013
[Mio. Mg TR/a]											
1,8	1,9	2,0	2,1	2,1	2,1	2,0	2,1	2,1	2,0	1,9	1,8

Abbildung 9 zeigt die Veränderung der Entsorgungsstrukturen von kommunalem Klärschlamm seit 1983. Hierbei wird deutlich, dass die Deponierung zunächst eine große Bedeutung hatte, bis sie letztendlich im Rahmen der Umsetzung der Technischen Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen bis 2005 weitgehend verdrängt wurde. Gleichzeitig gab es einen deutlichen Anstieg der thermischen Verwertung.

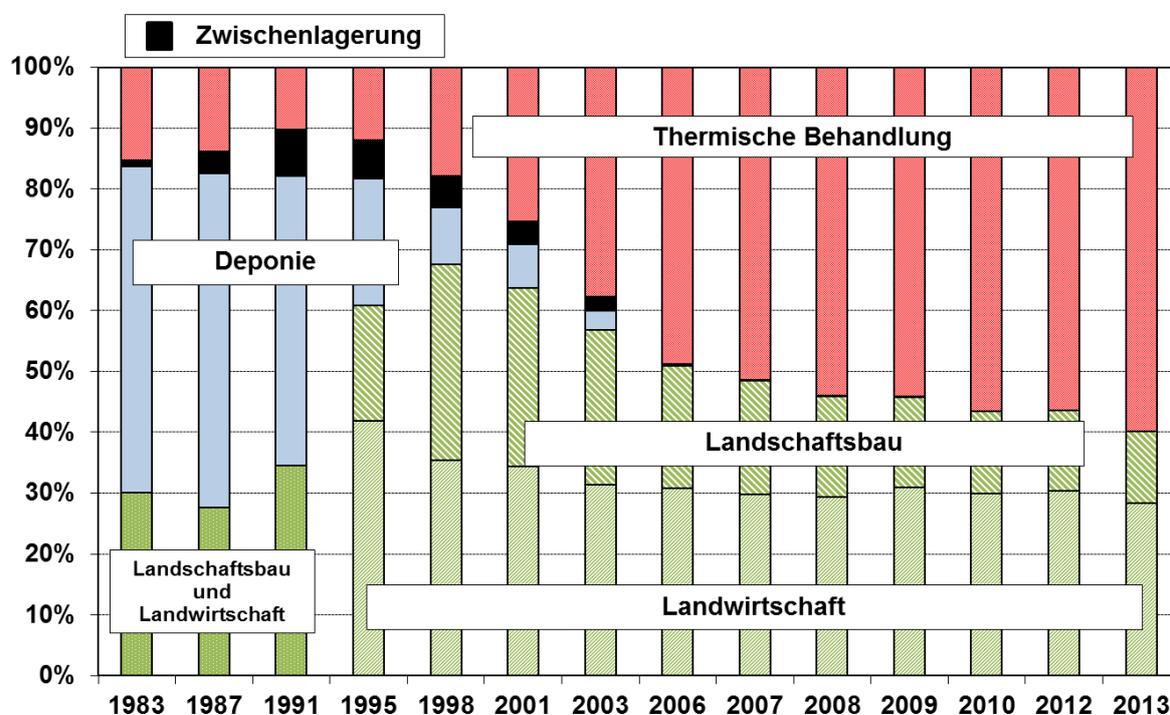


Abbildung 9: Veränderung der Entsorgungsstruktur von Klärschlamm aus der öffentlichen Abwasserbehandlung seit 1983, Daten: DWA (2005b), DESTATIS (2013d), DESTATIS (2014a)

Geographisch gibt es zurzeit für Deutschland eine Nord-Süd- sowie West-Ost-Teilung in Bezug auf die Entsorgungsstrukturen. Insbesondere in Bayern und Baden-Württemberg, aber auch in Nordrhein-Westfalen, wird Klärschlamm überwiegend thermisch verwertet, wohingegen in landwirtschaftlich geprägten Regionen, im Norden und Osten, eine landwirtschaftliche/landschaftsbauliche Verwertung dominiert, vgl. Abbildung 10.

Es ist zu erwarten, dass zukünftig die thermische Klärschlammverwertung an Bedeutung gewinnen wird, insbesondere vor dem Hintergrund der Elimination von Mikroschadstoffen im Abwasser/Klärschlamm.

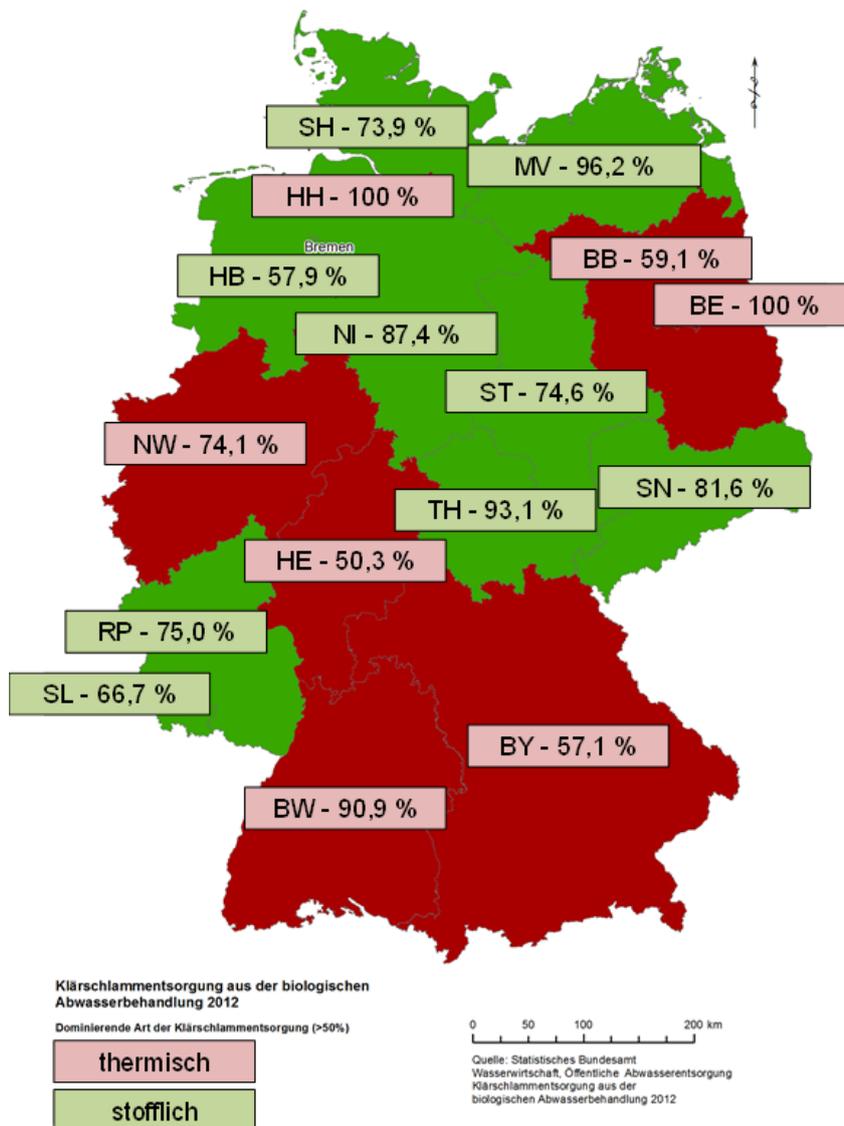


Abbildung 10: Dominierende Art der Klärschlammensorgung aus der biologischen Abwasserbehandlung (DESTATIS, 2014b)

Tabelle 2 zeigt die spezifischen Klärschlammengen auf Basis der statistischen Daten. Dabei ist deutlich zu erkennen, dass die Klärschlammengen von rd. 66 g TR/(E·d) im Jahr 1991 kontinuierlich auf rd. 43 g TR/(E·d) im Jahr 2010 fielen.

Da über 90 % der angeschlossenen Einwohnerwerte der Kläranlagengrößenklasse 4 und 5 zugeordnet werden können (Abwasserbehandlungsanlagen > 10.000 Einwohnerwerte), kann davon ausgegangen werden, dass die Klärschlammengen durch diese Anlagen geprägt sind. Da in diesen Größenklassen, mit wenigen Ausnahmen, die Klärschlammbehandlung mittels anaerober Stabilisierung erfolgt, vgl. DWA (2005b), wird der Klärschlamm dementsprechend durch Faulschlamm dominiert (rd. 75 % anaerobe und 16 % aerobe Stabilisierung, 12 % sonstige oder keine Stabilisierung, vgl. DWA (2005b), Meda et al. (2007)).

Tabelle 2: Spezifische Klärschlamm-mengen aus biologischer öffentlicher Abwasserbehandlung in Deutschland 1991-2010, vgl. Durth et al. (2014)

Jahr	KS-Menge [Mio. Mg TR]	Jahresab- wassermenge <sup>1</sup> [1000 m <sup>3</sup> ]	spez. KS-Menge [g TR/m <sup>3</sup> ]	EW angeschlossen <sup>1</sup> [Mio. E]	spez. KS-Menge [kg TR/(E·a)]	spez. KS-Menge [g TR/(E·d)]
1991	2,603	7.911	329	107,6	24,2	66,3
1995	2,271	9.518	239	112,6	20,2	55,3
1998	2,224	9.565	233	121,3	18,3	50,3
2001	2,195	10.458	210	126,0	17,4	47,7
2004	2,030	9.404	216	123,9	16,4	44,9
2007	2,056	10.064	204	124,4	16,5	45,3
2010	1,887	9.985	189	119,6	15,8	43,2

<sup>1</sup> Abwassermengen und Einwohnerwerte von Anlagen mit biologischer Abwasserbehandlung

Aufgrund der Nährstoffgehalte, vgl. Tabelle 3, wird Klärschlamm landwirtschaftlich verwertet, sofern die Anforderungen der Düngemittelverordnung, vgl. DüMV (2012), und der Klärschlammverordnung, vgl. AbfKlärV (2012), eingehalten werden.

Tabelle 3: Nährstoffkonzentrationen in Klärschlämmen, vgl. Durth et al. (2014)

	alle Entsorgungswege gewichtetes Mittel <sup>1</sup> [g/kg TR]	landwirtschaftlich genutzte Klärschlämme Mittelwerte <sup>2</sup> [g/kg TR]
Gesamt-Stickstoff (N <sub>ges</sub> )	34,9	45,9
Phosphat (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	55,4	58,0
Kalium (K <sub>2</sub> O)	4,03	4,4
Magnesium (MgO)	9,7	9,6
Calcium (CaO)	102,9	k.A.

<sup>1</sup> Datenbasis: ca. 800.000 - 850.000 Mg TR für alle Parameter, DWA (2005b)

<sup>2</sup> Landwirtschaftlich genutzte Klärschlämme in Deutschland im Jahr 2010, DESTATIS (2013e)

Tabelle 4 zeigt die Schwermetallkonzentrationen von Klärschlämmen, wobei insbesondere aufgrund der rechtlichen Rahmenbedingungen eine hohe Datendichte bei landwirtschaftlich verwerteten Klärschlämmen vorliegt. Zusätzlich gibt es verschiedenste Publikationen, die sich mit den Auswirkungen einer Novellierung der Klärschlammverordnung (Verschärfung der Grenzwerte für Schwermetalle), mit der Zusammensetzung von organischen Schadstoffen im Klärschlamm sowie mit den Auswirkungen von Acrylamid aus Polymeren für die Klärschlamm-twässerung bei einer landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung beschäftigen, vgl. DWA (2004), Bertsche (2005), DWA (2005b), DWA (2008c).

Nichtsdestotrotz stellt Klärschlamm im Bereich der Abwasserbehandlung die wichtigste Schadstoffsenke dar, so dass sich (so gut wie) alle im Abwasser befindlichen Stoffe, vgl. Kapitel 2.1.1, auch im Klärschlamm wiederfinden. Dies ist letztendlich auch der Grund dafür, Klärschlamm zukünftig thermisch zu behandeln/verwerten/entsorgen, womit sich die Diskussionen/Aspekte der Klärschlammzusammensetzung relativieren.

Tabelle 4: Schwermetallkonzentrationen in Klärschlämmen, vgl. Durth et al. (2014)

	gewichtetes Mittel alle Entsorgungswege <sup>1</sup>	Anhaltswerte zur Verbrennung <sup>2</sup> [mg/kg TR]	Mittelwert landwirtschaftlich <sup>3</sup>
Blei	61,7	70 - 100	37,5
Cadmium	1,52	1,5 - 4,5	1,0
Chrom	60,5	50 - 80	33,2
Kupfer	380,2	300 - 350	304,7
Nickel	32,2	30 - 35	25,2
Quecksilber	0,92	0,3 - 2,5	0,5
Zink	955,7	100 - 300	774,0

<sup>1</sup> DWA (2005b)

<sup>2</sup> DWA (2012)

<sup>3</sup> DESTATIS (2013e)

### 2.2.3 Energieverbrauch und -erzeugung kommunaler Abwasserbehandlungsanlagen

Tabelle 5 zeigt den mittleren Stromverbrauch der kommunalen Abwasserbehandlung in Abhängigkeit der Größenklasse. Mit zunehmender Kläranlagengröße nimmt der spezifische Stromverbrauch ab, wobei dieser im Mittel bei 34 kWh/(E·a) liegt.

Im Rahmen der Befragung wurden dabei mehr als 120 Mio. Einwohnerwerte erfasst, vgl. DWA (2013b). Diese Anlagen haben zusammen einen Stromverbrauch von rd. 3,2 TWh/a. Hochgerechnet auf alle Kläranlagen in Deutschland resultiert nach DWA (2013b) ein jährlicher Gesamtstromverbrauch von rd. 4,0 TWh/a. Rd. 50 % des gesamten Stromverbrauchs werden dabei durch Abwasserbehandlungsanlagen > 100.000 E (Größenklasse 5) verursacht, vgl. Tabelle 5. In Bezug auf den Gesamtstromverbrauch sind die kleinen Abwasserbehandlungsanlagen < 10.000 E von untergeordneter Bedeutung; in der Summe liegt der Anteil am Gesamtstromverbrauch bei rd. 10 %.

Tabelle 5: Stromverbrauch von kommunalen Kläranlagen nach Größenklasse; Erfassung von rd. 120 Mio. Einwohnerwerten, vgl. DWA (2013b)

	Anzahl	Ausbau- größe EW	mittlere Belastung EW	Strom- verbrauch	mittlerer spez. Strom- verbrauch
	[-]	[Mio. E]	[Mio. E]	[GWh/a]	[kWh/(E·a)]
GK* 1	811	0,4	0,4	22,7	54,1
GK 2	1.292	3,6	3,1	128,6	41,5
GK 3	610	4,7	4,0	152,6	38,1
GK 4	1.415	46,1	36,0	1.229,3	34,1
GK 5	203	66,0	51,2	1.684,6	32,9
Gesamt	4.331	120,8	94,7	3.217,7	34,0

\* GK = Größenklasse nach AbwV (2014), GK 1: < 1.000 E, GK 2: 1.000 - 5.000 E, GK 3: 5.001 - 10.000 E, GK 4: 10.001 - 100.000 E, GK 5: > 100.000 E

Abbildung 11 zeigt die Gewinnung, Verwendung und Abgabe von Faulgas in den letzten Jahren. Die Nutzung des Faulgases zur Eigenstromerzeugung ist dabei kontinuierlich von 75 % 2008 auf 80 % 2013 gestiegen, einhergehend mit einer Zunahme der Faulgasproduktion. Aus dem Verhältnis der Faulgasnutzung und der Eigenstromerzeugung kann ein elektrischer Wirkungsgrad von rd. 27 % abgeschätzt werden. Die Gesamtstromproduktion lag 2013 bei rd. 1,3 TWh/a.

Aus dem Verhältnis von Stromverbrauch (rd. 4,0 TWh/a) und Stromerzeugung (rd. 1,3 TWh/a) resultiert ein Gesamteigenversorgungsgrad von rd. 33 %.

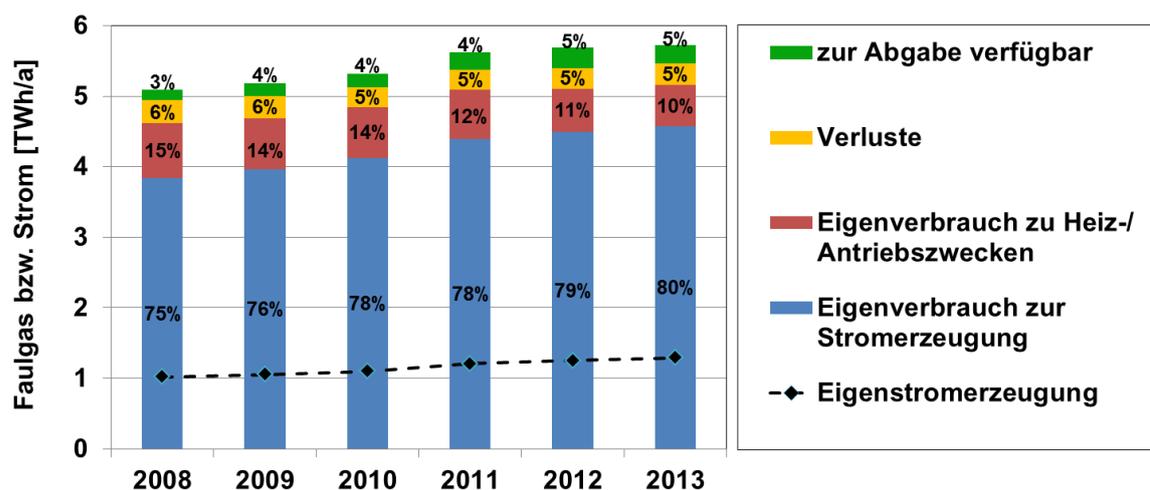


Abbildung 11: Erzeugung, Verwendung und Abgabe von Faulgas in Deutschland 2008 - 2013, vgl. Durth et al. (2014)

---

## 2.3 Energie und Wasser

### 2.3.1 Verknüpfungen von Energie und Wasser

Weltweit steht die Verknüpfung von Wasser und Energie im Fokus von Forschung und Entwicklung; neben den zahlreichen wissenschaftlichen Tagungen und Artikeln wird dies nicht zuletzt daran deutlich, dass der Weltwassertag im Jahr 2014 unter dem Motto „water & energy“ stand, vgl. UN (2014). Bevölkerungswachstum, Urbanisierung, Klimawandel, aber auch die Steigerung des Lebensstandards wirken sich in ganz ähnlicher Weise auf die Verfügbarkeit und den Zugang sowohl von Wasser als auch Energie aus, vgl. Tabelle 6.

Wenngleich sich die Randbedingungen weltweit unterscheiden, so ist die Grundproblematik der Verknüpfung von Wasser und Energie vergleichbar, wobei die Auswirkungen gerade für Länder mit niedrigem Einkommen meist von existentieller Bedeutung sind.

Die UN (2013) rechnet mit einem weltweiten Bevölkerungsanstieg auf bis zu 10,9 Mrd. Menschen im Jahr 2100, wobei gerade in Ländern mit niedrigem Einkommen die höchsten Geburtenraten prognostiziert werden. Dies sind zurzeit vor allem die Länder mit keinem oder nur beschränktem Zugang zu Wasser und Energie, vgl. UN (2012).

Neben dem Bevölkerungswachstum wird der Klimawandel die ungleiche Verteilung von Wasser und Energie weiter verschärfen. Die Verfügbarkeit von Wasser, abhängig von Dargebot, Verbrauch und Qualität, kann bzw. wird sich lokal ändern bspw. durch Überflutungen infolge von Hochwasser (Gefahr der Kontamination bzw. Abnahme der Wasserqualität) und Dürren (Abnahme des Dargebots), vgl. Arnell (2004). Die Verfügbarkeit von Energie ist ebenfalls direkt mit dem Klimawandel verknüpft. Die Minimierung der Treibhausgasemissionen erfordert Maßnahmen im Bereich der Energieeinsparung, die durch politische Maßnahmen/Regularien forciert wird. Bereits heute ist ein Preisanstieg für Energie zu verzeichnen. Hinzu kommt die Endlichkeit der fossilen Energieressourcen sowie die kontroverse Diskussion zum Umgang mit Atomenergie.

Peking, London, Los Angeles, Mexiko-Stadt, Singapur, Teheran, Tokio: Obwohl die Städte einen unterschiedlichen Entwicklungsstatus und eine unterschiedliche geographische Lage haben, so übersteigt bei allen Städten der Wasserbedarf das lokale Wasserdargebot, d.h. die ausreichende Bereitstellung von Trinkwasser ist nur mit großem Aufwand möglich, teilweise sogar mit negativen Auswirkungen auf die Umwelt verbunden. Die exzessive Nutzung von Grundwasser hat die Absenkung des Grundwasserspiegels zur Folge. Das Ergebnis ist, dass für die Bereitstellung von Trinkwasser energieintensive Maßnahmen notwendig werden. Wasser muss teilweise über lange Fernwasserversorgungssysteme zu den Städten gefördert werden oder wird aus Meerwasser mittels Entsalzungsanlagen zu Trinkwasser aufbereitet. Bereits hier wird deutlich, wie eng die Wasserbereitstellung mit der Energieverfügbarkeit gekoppelt ist.

Die dargestellten Fragestellungen sind nicht ausschließlich vor dem internationalen Kontext von Relevanz. Auch in Deutschland gibt es zahlreiche Fernwasserversorgungsleitungen, und auch die Modelle zum Klimawandel zeigen eine Verschiebung der jahreszeitlichen Regenereignisse, vgl. z.B. BMBF (2014) oder für die Schweiz NFP (2015).

Tabelle 6: Gegenüberstellung der Ressourcen Wasser und Energie, vgl. Schaum et al. (2014)

	Wasser	Energie
<b>Zugang</b>	Weltweit haben rd. 0,8 Mrd. Menschen keinen Zugang zu sauberem Trinkwasser, rd. 2,5 Mrd. Menschen fehlt ein Zugang zu sanitären Einrichtungen. Mit den im Jahr 2000 verabschiedeten Millenniumszielen möchte man bis 2015 die Anzahl der Menschen ohne Zugang zu Trinkwasser und einfachen sanitären Einrichtungen halbieren (Bezugsjahr 1990), vgl. UN (2012).	Rd. 1,5 Mrd. Menschen in Entwicklungsländern haben keinen Zugang zu Elektrizität; rd. 3 Mrd. Menschen sind auf Festbrennstoffe zum Kochen angewiesen, UNDP (2009). Insbesondere in den Schwellenländern gibt es eine zunehmende Nachfrage nach Energie (Strom, Wärme, Kälte), vor allem im Bereich der Mobilität. Verbunden ist dies mit negativen Umweltauswirkungen, z.B. durch Smog.
<b>Bevölkerungswachstum und steigender Lebensstandard</b>	Die UN (2013) rechnet mit einer weltweiten Bevölkerungsanstieg auf bis 10,9 Mrd. Menschen im Jahr 2100. Das Bevölkerungswachstum und der steigende Lebensstandard bedingen höhere Wasser- und Energieverbräuche in Haushalt, Industrie und Nahrungsmittelproduktion	
<b>Urbanisierung/regionale Verfügbarkeit</b>	Herkunft und Verbrauch von Wasser und Energie (Elektrizität) liegen mit ansteigender Urbanisierung immer weiter auseinander, wodurch der Bau/Betrieb von Nah- und Fernnetzen/-leitungen notwendig wird.	
<b>Nahrungsmittel/Biomasseproduktion</b>	Einhergehend mit dem Bevölkerungswachstum gibt es eine erhöhte Nachfrage nach Lebensmitteln, verbunden mit einem erhöhten Wasserverbrauch für die Landwirtschaft. Gleichzeitig steigt der Fleischkonsum, wodurch sich der Wasserverbrauch wiederum erhöht, vgl. Hoekstra und Chapagain (2008).	In Konkurrenz zur Nahrungsmittelerzeugung steht die Produktion von Biomasse zur Energieerzeugung (Biogas, Biokraftstoff). Die Biomasseproduktion erfordert dabei den Einsatz von Wasser, vgl. Gerbens-Leenes et al. (2009).
<b>Klimawandel</b>	Gebiete sind mit einer zunehmenden Trockenperiode konfrontiert, gleichzeitig steigt die Anzahl an Starkregenereignissen. Beides hat Auswirkungen auf die Verfügbarkeit von Wasserressourcen und dementsprechend auch auf den „water stress index“, vgl. Jiménez und Asano (2008).	Durch den Verbrauch von fossilen Energieressourcen erfolgt ein Anstieg der anthropogen verursachten Treibhausgasemissionen, einhergehend mit Veränderungen im weltweiten Klima. Gleichzeitig wird der Umgang mit Atomenergie kontrovers diskutiert (Endlagerung der Abfallstoffe, Störfälle wie z.B. im Jahr 2013 in Japan).
<b>Qualität/Endlichkeit/Speicherung</b>	Wasser ist über den globalen Wasserkreislauf quasi unendlich verfügbar. Süßwasser in nutzbarer Qualität ist dort, wo es benötigt wird, jedoch häufig Mangelware. Transport und Wasserbehandlung erfordern Energie. Eine lokale Speicherung ist häufig nur in sehr beschränktem Umfang realisierbar.	Nutzbare elektrische Energie ist kein Naturprodukt. Fossile Energieträger sind limitiert; ihre Nutzung führt zum Anstieg der Treibhausgase in der Atmosphäre. Die Nutzung von regenerativen Energien (Solar, Wind, Wasser, Nutzung der im Abwasser enthaltenen Energie) ist derzeit quantitativ unzureichend und die Stromspeicherung in größerem Umfang wirtschaftlich noch limitiert.

### 2.3.2 Wasser im Kreislauf der Siedlungswasserwirtschaft

Nach Gujer (2007) umfasst die Siedlungswasserwirtschaft die Lieferung und Entsorgung von Wasser verschiedenster Art (Trinkwasser, Regenwasser, Sickerwasser, Schmelzwasser, Abwasser etc.), die Entsorgung der dabei anfallenden Schmutzstoffe und die Bewirtschaftung der natürlichen Wasserressourcen (Quellen, Grundwasser, Gewässer) im Umfeld von Siedlungen.

Im Folgenden liegt der Schwerpunkt ausschließlich auf dem Bereich der (Trink-)Wasserver- und -entsorgung als einem wichtigen Kreislauf im Bereich der gesamten Siedlungswasserwirtschaft.

#### *Wasserverbrauch versus Wassergebrauch*

Abbildung 12 zeigt den Wasserkreislauf im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft einschließlich der Möglichkeiten für eine Wasserwiederverwendung. In Abhängigkeit der Wasserressource (Grundwasser, Oberflächenwasser, Meer-/Brackwasser) erfolgt eine Förderung, Aufbereitung und Verteilung, wobei sich die Aufbereitungsqualität nach dem Nutzungsziel (Landwirtschaft, Industrie/Kühlwasser, Haushalt) unterscheidet.

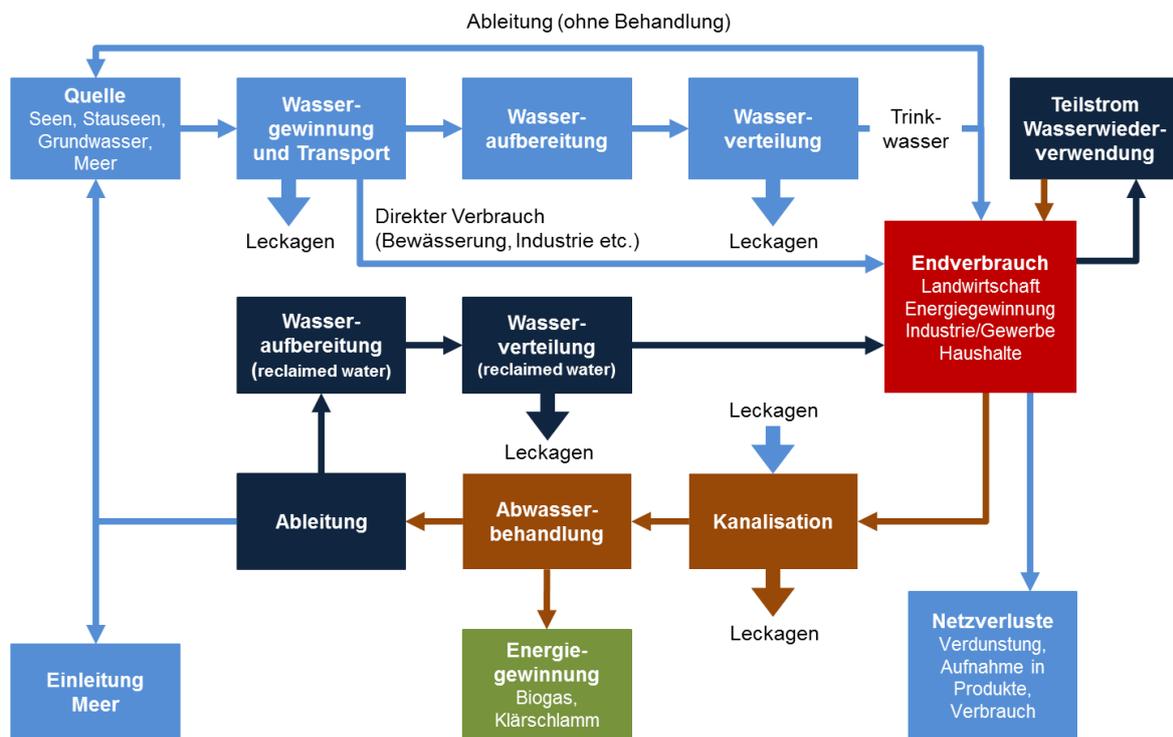


Abbildung 12: Wasser im Kreislauf der Siedlungswasserwirtschaft, vgl. CEC (2005), WitW (2013), modifiziert

Die Wasserentnahme erfasst die gesamte Wassermenge, die dem Wasserkörper (Grundwasser, Oberflächenwasser, Meerwasser) für die Nutzung entnommen wird. In Abhängigkeit der Wasserverwendung ist dabei zwischen „Verbrauch“ und „Gebrauch“ zu unterscheiden:

- Wasserverbrauch: Wasser, welches direkt „verbraucht“ wird, z.B. Verdunstung (Kühlung oder über Pflanzen), Transfer/Aufnahme in Produkte, Pflanzen, Lebewesen oder anderweitige Entnahme aus dem unmittelbaren Wasserkreislauf, vgl. Vickers (2001).

- 
- Wassergebrauch: Wasser, welches nach einer Nutzung entweder direkt (z.B. erwärmt nach Nutzung als Kühlwasser), d.h. „Ableitung ohne Behandlung“, oder nach einer Aufbereitung (Abwasserbehandlungsanlage), d.h. „Ableitung nach Behandlung“, dem unmittelbaren Wasserkreislauf zurückgeführt wird, wobei auch die resultierende Wasserqualität (physikalische, chemische und biologische Parameter) zu berücksichtigen ist.

Neben einer Einleitung in den Wasserkörper ist eine Wasserwiederverwendung möglich; entweder aus dem Ablauf der Abwasserbehandlungsanlage oder auch direkt beim Endverbraucher in einem Teilstrom, vgl. Abbildung 12. In Abhängigkeit von der Aufbereitung bzw. der Wasserqualität kann eine Wasserwiederverwendung\* für diverse Bereiche erfolgen: Bewässerung im Bereich der Landwirtschaft, Betriebswasser/Brauchwasser im urbanen Raum (Toiletten-spülung, Bewässerungswasser für Parks/Golfplätze/Friedhöfe, Löschwasser, Kühlwasser etc.), industrielle Wasserwiederverwendung (Kühlwasser, Prozesswasser etc.), Erholungsgebiete (Seewasser), Grundwasseranreicherung, Trinkwasserbereitstellung, vgl. Asano (2007).

### ***Wasserentnahme: Art und Menge***

Die Art der Wassernutzung ist geprägt von der geographischen/klimatischen Lage sowie von der Entwicklung des Landes. Die Wasserverfügbarkeit kann dabei über den Wassernutzungsindex („water stress index“) identifiziert werden. Der Index beschreibt dabei das Verhältnis zwischen der mittleren jährlichen Wasserentnahme und der gesamten erneuerbaren Frischwasserressource, vgl. Jiménez und Asano (2008). Bei der Interpretation des Wassernutzungsindex sind dabei die Arten der Wassernutzung, insbesondere im Hinblick auf Wasserverbrauch und Wassergebrauch, zu unterscheiden, vgl. Cornel und Meda (2008).

Abbildung 13 zeigt die spezifische Wasserentnahme exemplarisch für ausgewählte Länder. Ist die Wassernutzung im Bereich von semi-ariden Gebieten wie z.B. im Süden Europas (Spanien, Griechenland, Malta, Zypern), aber auch in Israel sowie in Bereichen von Australien und USA geprägt durch die Nutzung als Bewässerungswasser, so verschiebt sich diese in Mitteleuropa (Deutschland, Belgien, Frankreich), als Beispiel für ein warmgemäßigtes Regenklima, zu einer industriellen Nutzung; die landwirtschaftliche Bewässerung ist hier von untergeordneter Rolle. Diese Zusammenhänge können weltweit übertragen werden, auch in Bezug auf eine Verschiebung zwischen Industrie und Landwirtschaft von Ländern mit hohem und niedrigem Einkommen, vgl. Jiménez und Asano (2008), World-Energy-Council (2010). Für alle Länder hat die Nutzung von Kühlwasser, insbesondere zur Erzeugung von Elektrizität, eine hohe Bedeutung. Sofern keine Nutzung von Meerwasser erfolgt, muss das Wasser aus Oberflächenwasser/Grundwasser bereitgestellt werden. Neben der Art der Wassernutzung zeigen sich deutliche Unterschiede in der spezifischen Wasserentnahme, insbesondere im Vergleich zu USA und Australien, welche vor allem auf ein unterschiedliches Nutzerverhalten zurückzuführen ist.

Die klimatischen Bedingungen, aber auch die Wasserverknappung sind die wichtigsten treibenden Faktoren für eine Wasserwiederverwendung. Abbildung 13 zeigt hierbei die Wasserwiederverwendung von behandeltem Abwasser nach einer Erhebung von Jiménez und Asano (2008). Wenngleich die Daten mit Unsicherheiten behaftet sind, so ist doch deutlich zu erkennen, dass in Ländern wie Israel, Zypern oder Spanien die Wasserwiederverwendung einen Beitrag zur Wasserentnahme leistet. Demgegenüber ist die Wasserwiederverwendung von behandeltem Abwas-

---

\* reclaimed water: wiederaufbereitetes/zurückgewonnenes Wasser

ser in Mitteleuropa vernachlässigbar. Allerdings ist die Wasserwiederverwendung im Bereich der Industrie hierbei nicht berücksichtigt, die gerade in den Ländern mit hohem Einkommen zum Stand der Technik gehört. Der Wassernutzungsgrad einschließlich Kühlwasser, definiert als der Quotient aus Wassernutzung zu Wasserentnahme, variiert zwischen 1,3 in der Textilindustrie bis hin zu 21,5 in der Automobilindustrie, vgl. Cornel und Meda (2008).

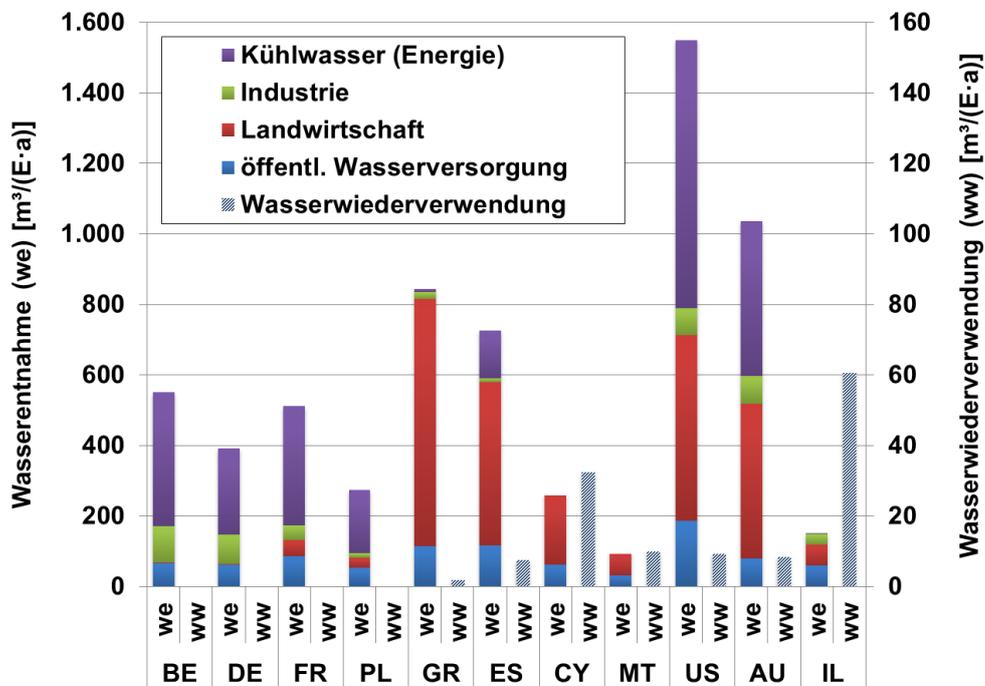


Abbildung 13: Spezifische Wasserentnahme und -nutzung für verschiedene Bereiche und exemplarische Länder sowie die Wasserwiederverwendung von behandeltem Abwasser, Daten: Eurostat (2014a), Eurostat (2013), USGS (2009), ABoSt (2013b), CBoSt (2013a), Jiménez und Asano (2008)

### 2.3.3 Energieverbrauch: Art, Menge und Relevanz für die Siedlungswasserwirtschaft

Abbildung 14 zeigt den spezifischen Endenergieverbrauch\* untergliedert in die Bereiche Verkehr, Landwirtschaft, Industrie, Dienstleistungen und Haushalte exemplarisch für verschiedene Länder. Der Vergleich mit Abbildung 13 zeigt Analogien zwischen Wasserentnahme und Energieverbrauch: In Bezug auf den spezifischen Energieverbrauch gibt es ebenfalls einen deutlich höheren Verbrauch in den USA und Australien. Der bereits in Abbildung 13 dargestellte geringe industrielle Wasserverbrauch für Südeuropa (Griechenland, Spanien, Zypern, Malta) spiegelt sich auch direkt in einem geringen Energieverbrauch in diesen Ländern wieder.

Die Verteilung des Endenergieverbrauchs der Haushalte variiert dabei zwischen den Ländern. Bspw. werden in Deutschland für die Warmwassererzeugung rd. 12 % des Energiebedarfs benö-

\* „Der Endenergieverbrauch ist die Summe der zur unmittelbaren Erzeugung der Nutzenergie verwendeten Primär- und Sekundärenergieträger. In der Energiebilanz ist der Endenergieverbrauch als letzte Stufe der Energieverwendung aufgeführt. Energetisch und energieökonomisch handelt es sich jedoch noch nicht um die letzte Stufe der Energieverwendung. Es folgen noch die Nutzenergiestufe (zum Beispiel Nutzung als Licht, Wärme, mechanische Energie) und die Energiedienstleistungen.“ (www.destatis.de; 16.11.2014)

tigt, vgl. auch Abbildung 17. Bedingt durch den klimatischen Unterschied liegt der Anteil der Warmwassererzeugung in Australien bei 25 % (Raumwärme/-kühlung rd. 45 %; Kochen, Beleuchtung, Kommunikationsmittel etc. rd. 30 %), vgl. Kenway et al. (2008).

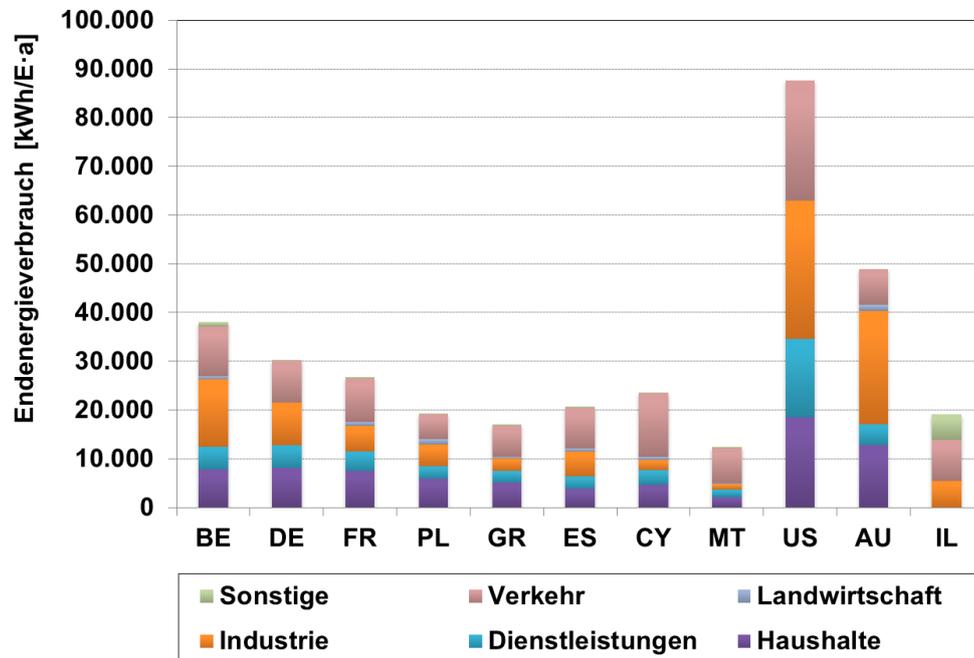


Abbildung 14: Spezifischer Endenergieverbrauch für verschiedene Bereiche und exemplarische Länder (Israel: „Haushalte“ in „Sonstige“ enthalten), Daten: Eurostat (2014b), Eurostat (2013), EIA (2014), ABoSt (2013a), CBoSt (2013b)

### 2.3.4 Energieverbrauch im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft

#### *Energie für Wasserversorgung, Warmwasserbereitung und Abwasserbehandlung in Deutschland*

Abbildung 15 gibt einen Überblick über den Energieverbrauch der Siedlungswasserwirtschaft am Beispiel Deutschland. Die für die Warmwassererzeugung notwendige thermische Energie liegt dabei um den Faktor 20 über dem des Stromverbrauchs für die Wasserver- und -entsorgung. Selbst wenn sich bei einer Bereitstellung von Trinkwasser bspw. aus Meerwasser mittels Entsalzung der Stromverbrauch verdoppelt, bleibt der grundsätzliche Unterschied zur thermischen Energie erhalten. Dabei ist der qualitative Unterschied der Energieformen von Strom und Wärme zu berücksichtigen.

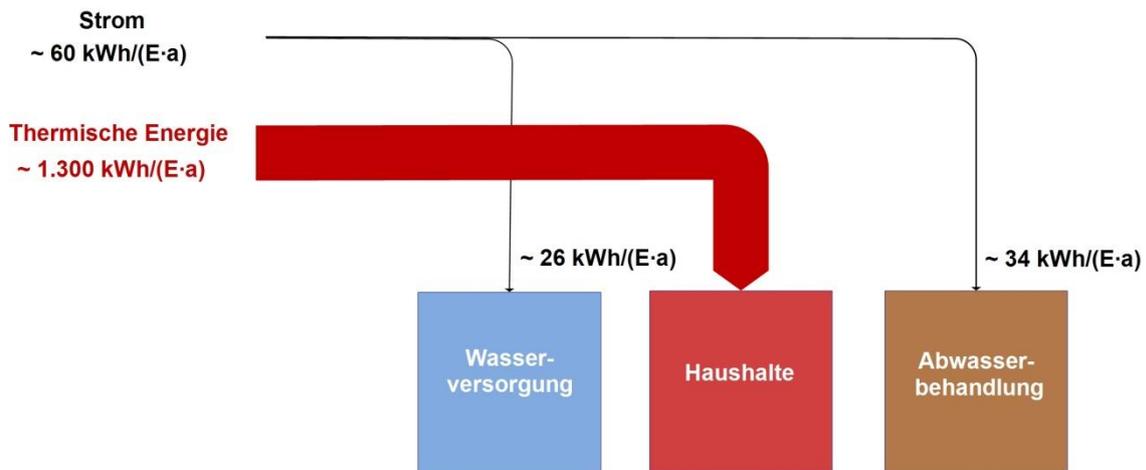


Abbildung 15: Spezifischer Energieverbrauch im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft am Beispiel Deutschland; Trinkwasser aus Grundwasser/Oberflächenwasser, Abwasserbehandlung mittels Belebtschlammverfahren

Folgende Daten bilden dabei die Grundlage für die in Abbildung 15 dargestellten Kennzahlen:

– Wasserversorgung

- Wassergewinnung aus Aufbereitung:

Statistische Auswertungen von Rödl (2006, 2007) ergaben einen Stromverbrauch für die Wassergewinnung und -aufbereitung von 0,21 - 0,4 kWh/m<sup>3</sup>.

Mit einem Wasserverbrauch (Haushalte und Kleingewerbe) von rd. 3,6 Mrd. m<sup>3</sup>/a und rd. 81,2 Mio. Einwohnern\*, entsprechend rd. 120 L/(E·d), vgl. DESTATIS (2013b), resultieren 9 - 18 kWh/(E·a)

- Wasserverteilung

Statistische Auswertungen von Rödl (2006, 2007) ergaben einen Stromverbrauch für die Wasserverteilung von 0,06 - 0,17 kWh/m<sup>3</sup>.

Mit einem Wasserverbrauch (Haushalte und Kleingewerbe) von rd. 3,6 Mrd. m<sup>3</sup>/a und rd. 81,2 Mio. Einwohnern, vgl. DESTATIS (2013b), resultieren 2 - 8 kWh/(E·a).

- Trinkwasserbereitstellung

Aus den ermittelten Daten nach Rödl (2006, 2007) und DESTATIS (2013b) ergibt sich ein Gesamtenergieverbrauch (Strom) von 0,27 - 0,57 kWh/m<sup>3</sup> bzw. 11 - 26 kWh/(E·a).

BddW (2011) gibt für die Bereitstellung von Trinkwasser einen Energieverbrauch von durchschnittlich 0,51 kWh/m<sup>3</sup> an; d.h. mit 3,6 Mrd. m<sup>3</sup>/a und 81,2 Mio. Einwohnern

\* Anschlussgrad an die öffentliche Wasserversorgung > 99 %, vgl. DESTATIS (2012)

ergibt sich ein spezifischer Energieverbrauch von rd. 23 kWh/(E·a). Hierbei ist alleine der Wasserverbrauch beim Endverbraucher berücksichtigt.

Unter Berücksichtigung von Wasserverlusten sowie Wasserwerkseigengebrauch müssen zusätzlich rd. 580 Mio. m<sup>3</sup>/a berücksichtigt werden. Da auch hierfür Energie verbraucht wird, erhöht sich der spezifische Stromverbrauch bei einer Gesamtwassermenge von rd. 4,2 Mrd. m<sup>3</sup>/a und 81,2 Mio. E mit 0,51 kWh/m<sup>3</sup> auf rd. 26 kWh/(E·a).

– Energieverbrauch Haushalte (Warmwasserbereitung)

- Ermittlung Nutzenergie Warmwasserbereitung:

$$E_{\text{thermisch}} (\text{WHG}) = c_p \cdot m \cdot T \quad \text{Gl. 2-1}$$

mit:  $m$  = Wassermenge [kg]

$T$  = Temperatur [K]

$c_p$  = Wärmekapazität Wasser 1,16 [Wh/(kg·K)]

Mit einer Erwärmung von 35 K (von 10°C auf 45°C, vgl. DIN (1994), VDI (2000)) resultiert bei einer Warmwassermenge von 11,2 m<sup>3</sup>/(E·a), vgl. Techem (2011), eine thermische Nutzenergie von rd. 450 kWh/(E·a). DBU (2008) gibt eine notwendige Nutzenergie von rd. 600 kWh/(E·a) an. In Abhängigkeit der Installationen in Bad und Küche (Dusche und/oder normale/große Badewanne, Geschirrspülmaschine, Spülen von Hand etc.) resultiert nach VDI (2000) eine Nutzenergie von 380 - 720 kWh/(E·a).

Hierbei ist zu beachten, dass der Wirkungsgrad für die Warmwasserbereitung sowie Verteilverluste nicht berücksichtigt sind.

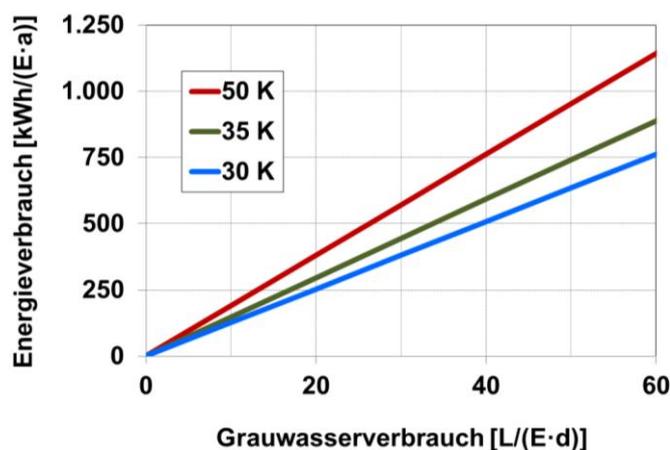


Abbildung 16: Jährlicher Energieverbrauch (Nutzwärme) in Abhängigkeit vom Grauwasserverbrauch und einer Erwärmung um 30, 35 und 50 K bzw. von 10°C auf 40, 45 und 60°C

---

- Endenergieverbrauch für die Warmwassererzeugung

Nach UBA (2010) müssen für 1 kWh Nutzwärme (Wasser) 1,6 kWh Endenergie aufgebracht werden.

DBU (2008) ermittelten einen Verteilnutzungsgrad von 42 - 67 % für Einfamilien- und rd. 50 % für Mehrfamilienhäuser. Aufgrund der unterschiedlichen Wirkungsgrade/Verteilverluste ist primärenergetisch die zentrale Warmwasser- mit einer dezentralen elektrischen Warmwasserbereitung vergleichbar, insbesondere in Gebäuden mit geringer Belegungsdichte und Kesselanlagen, vgl. DBU (2008).

Der Endenergieverbrauch der Haushalte für die Warmwassererzeugung liegt bei rd. 336,1 PJ/a (entsprechend rd. 93,4 TWh/a), dies entspricht rd. 14 % des Gesamtenergieverbrauchs (ohne Verkehr) der Haushalte, vgl. AGEB (2011). Mit rd. 81,2 Mio. Einwohnern, vgl. DESTATIS (2013b), resultiert ein spezifischer Endenergieverbrauch von rd. 1.150 kWh/(E·a), d.h. verglichen mit der Nutzenergie ergibt sich ein Gesamtwirkungsgrad von rd. 40 - 50 %.

Nicht berücksichtigt ist dabei die notwendige Energie für die Wassererwärmung für Wasch- und Spülmaschine. Unter der Abschätzung eines Stromverbrauchs der Waschmaschine von 48 kWh/(E·a) resultiert unter der Annahme, dass 95 % der Energie für die Warmwasserbereitung notwendig sind, ein Energiebedarf von rd. 45 kWh/(E·a). Für Spülmaschinen liegt der Stromverbrauch bei rd. 200 kWh/(E·a). Unter der Annahme, dass rd. 60 % der Energie für die Warmwasserbereitung genutzt werden, resultiert ein Energieverbrauch von rd. 120 kWh/(E·a); Energieverbrauchsdaten vgl. forsa (2011).

Die Summe des Endenergieverbrauchs für die Warmwasserbereitung einschließlich Spül- und Waschmaschine ergibt sich dementsprechend zu rd. 1.300 kWh/(E·a).

Die Zahlen verdeutlichen dabei, dass Maßnahmen im Bereich des Wassersparens, z.B. durch entsprechende Duschköpfe, gleichzeitig zur Energieeinsparung führen, vgl. Abbildung 16 oder UBA (2014e).

- Abwasserbehandlung

Der jährliche Gesamtstromverbrauch von Kläranlagen wurde mittlerweile in diversen Studien untersucht und dargestellt, wobei die Spannweite von < 20 bis > 100 kWh/(E·a) reicht, vgl. DWA (2013a), UBA (2008), MURL (1999). Kapitel 2.2.3 zeigt in Tabelle 5 einen spezifischen Stromverbrauch als Mittelwert der Größenklassen von 32,9 (Größenklasse 5) bis 54,1 kWh/(E·a) (Größenklassen 1). Für alle Kläranlagen resultiert ein mittlerer Verbrauch von 34,0 kWh/(E·a)\*. Die Daten beziehen sich dabei ausschließlich auf den Gesamtstromverbrauch, nicht berücksichtigt ist eine mögliche Eigenstromproduktion, vgl. Kapitel 2.2.3.

---

\* Anschlussgrad der Bevölkerung an die öffentliche Abwasserbehandlung > 96 %, vgl. DESTATIS (2012)

## **Relevanz des Energieverbrauchs für Haushalte, Kommune und Land am Beispiel Deutschland**

Die Relevanz des Energieverbrauchs im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft ist von unterschiedlichen Sichtweisen zu betrachten:

### – Haushalte

Für Haushalte hat der Energieeinsatz einen hohen Stellenwert (12 - 25 %, in Abhängigkeit der geografischen Lage).

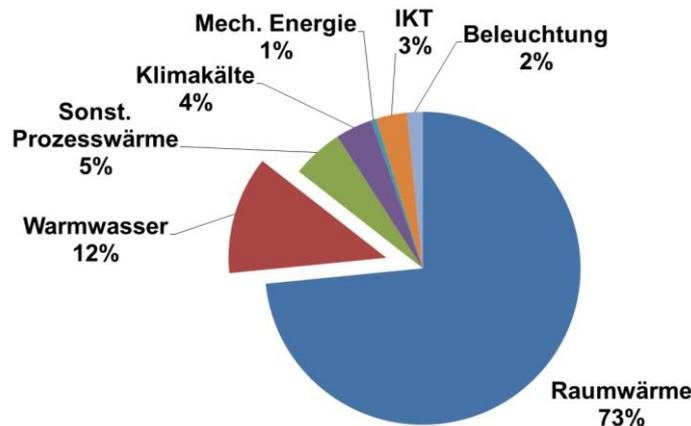


Abbildung 17: Verteilung Endenergieverbrauch (ohne Verkehr) Haushalte in Deutschland (Jahr: 2010), Daten: AGEBA (2011); IKT: Informations- und Kommunikationstechnik

### – Kommune

Für die Kommune ist die Wasserver- und -entsorgung von großer Bedeutung, da diese, zusammen mit der Straßenbeleuchtung, den Hauptstromverbraucher einer Kommune/Stadt darstellt. Abbildung 18 zeigt eine exemplarische Verteilung des Stromverbrauchs einer Kommune. Der Anteil für den Bereich der Siedlungswasserwirtschaft liegt bei 36 %, wobei sich die Verteilung mit der Größe der Kommune/Stadt aber auch mit der geografischen Lage deutlich verschieben kann. Bspw. werden in Kalifornien für die Bereitstellung von Wasser sowie der Abwasserbehandlung rd. 55 % des gesamten Energieverbrauchs der Kommune benötigt, vgl. Wilkinson (2000).

Der Stromverbrauch für die Straßenbeleuchtung ist in etwa mit dem Stromverbrauch der Siedlungswasserwirtschaft vergleichbar. Statistische Untersuchungen in Deutschland aus dem Jahr 2005 von prognos (2011) ergaben einen spezifischen Stromverbrauch von rd. 46 - 50 kWh/(E·a) für Kommunen < 100.000 Einwohnern und rd. 38 kWh/(E·a) für Kommunen > 100.000 Einwohnern. Die Zahlen entsprechen damit von der Größenordnung den spezifischen Zahlen der Siedlungswasserwirtschaft, vgl. auch DWA (2010a).

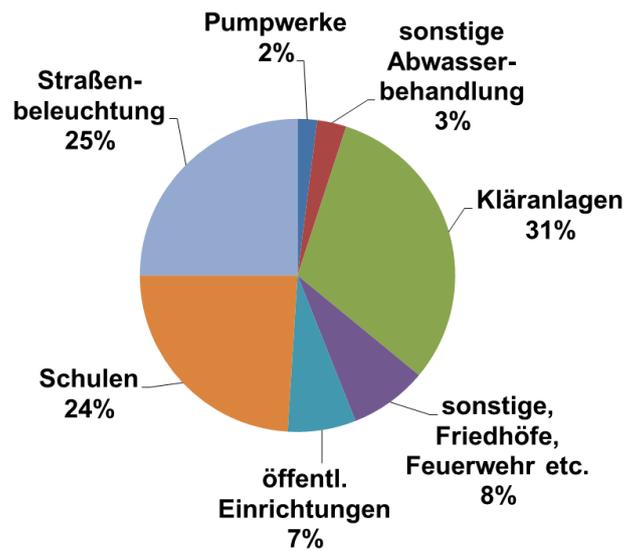


Abbildung 18: Exemplarische Verteilung des Stromverbrauchs einer Kommune, Daten: Seibert-Erling (2007)

– Land

Der Gesamtenergieverbrauch (Endenergie) in Deutschland lag im Jahr 2010 bei rd. 2.516,7 TWh/a bzw. ohne Verkehr bei rd. 1.806,5 TWh/a, vgl. AGEB (2011).

Bei einem Energieverbrauch für die Siedlungswasserwirtschaft von rd. 1.360 kWh/(E·a) (thermische Energie und Strom) und 81,2 Mio. Einwohnern resultieren rd. 110,4 TWh/a. Entsprechend sind dies rd. 4 % (mit Verkehr) bis 6 % (ohne Verkehr) des Gesamtenergieverbrauchs in Deutschland.

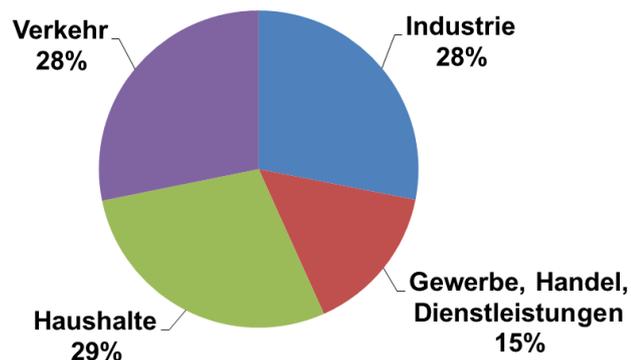


Abbildung 19: Verteilung Endenergieverbrauch in Deutschland (Jahr: 2010), Daten: AGEB (2011)

Der Gesamtstromverbrauch lag im Jahr 2010 bei rd. 516,3 TWh, vgl. AGEB (2011). Bei einem Stromverbrauch für die Siedlungswasserwirtschaft von rd. 60 kWh/(E·a) und 81,2 Mio. Einwohnern resultieren 4,9 TWh/a bzw. entsprechend rd. 1 % des Gesamtstromverbrauchs. Bezogen auf die Abwasserbehandlungsanlagen mit einem Stromverbrauch von rd. 4,0 TWh/a, vgl. Kapitel 2.2.3, liegt der Anteil bei 0,8 %.

---

Wenngleich sich die Zahlen in Abhängigkeit des spezifischen Energie- und Wasserverbrauchs verschieben, ist weltweit für Länder mit hohem und mittlerem Einkommen ein ähnlicher Zusammenhang zu identifizieren, vgl. z.B. Nair et al. (2014), Yeshe et al. (2013), USDoE (2006), Kenway et al. (2008), Krampe (2013).

### ***Einsatz von Energie für die Bereitstellung von Wasser und die Bedeutung einer Wasserwiederverwendung im kommunalen Bereich***

Die Bereitstellung von Wasser ist verbunden mit dem Einsatz von Energie. Dabei ist der Energieverbrauch zunächst abhängig von der Rohwasserqualität (Grundwasser, Oberflächenwasser, Meer-/Brackwasser, Kläranlagenablauf) und der zu erzielenden Wasserqualität in Abhängigkeit der Nutzungsart (Landwirtschaft, Industrie, Haushalt). Maßgebender Einflussparameter ist hierbei die für die Aufbereitung (betrifft sowohl die Trinkwasseraufbereitung als auch die Abwasserbehandlung) eingesetzte Verfahrenstechnik, bspw. von einer einfachen mechanischen Aufbereitung bis hin zur Membrantechnik/Umkehrosmose, vgl. Cornel et al. (2011), Asano (2007). Die Wahl des Aufbereitungsverfahrens ist in Bezug auf das Nutzungsziel wiederum abhängig von verschiedenen Randbedingungen. Insbesondere die Einhaltung von gesetzlichen Rahmenbedingungen/Grenzwerten, die Berücksichtigung von Vorgaben z.B. bei dem Einsatz von Bewässerungstechnologien sowie die Ökonomie sind dabei von Bedeutung, vgl. Asano (2007).

Neben der eingesetzten Aufbereitungstechnik ist der Wassertransport/die Wasserverteilung zu beachten, insbesondere dort, wo die örtlichen Wasservorräte nicht ausreichend sind für eine Versorgung der Bevölkerung/Stadt. Damit resultieren Fernwasserleitungen mit dem entsprechenden Energieverbrauch für die Wasserförderung, wobei dies praktisch ausnahmslos für alle Ballungszentren und Megacities gilt. So erfolgt z.B. in Deutschland die Wasserversorgung von Stuttgart aus dem Bodensee über eine Fernwasserleitung; in China wird ein Kanal von Süd nach Nord betrieben; in Israel erfolgt die Wasserversorgung über die rd. 130 km lange Yarkon-Negev-Leitung von Norden nach Süden, wobei das Wasser über 350 m gehoben werden muss; für die Wasserversorgung von Kalifornien wurde ein System aus Speichern und Kanälen/Rohrleitungen mit einer Länge von rd. 1.128 km installiert; in Australien mussten während der Trockenperiode 2006/2007 Adelaide und Sydney zusätzlich über eine Fernwasserleitung versorgt werden (Kenway et al. (2008)). Die Fernwasserleitungen erfordern den zusätzlichen Einsatz von Energie in Abhängigkeit der zurückzulegenden Distanz sowie des Höhenunterschieds, z.B. liegt der Energieverbrauch für eine rd. 100 km lange Leitung mit einem Höhenunterschied von rd. 250 m bei rd. 2.5 kWh/m<sup>3</sup>, vgl. Yüce et al. (2012), Pearce (2012).

Abbildung 20 zeigt den spezifischen Stromverbrauch für die Trinkwassergewinnung, -aufbereitung, -verteilung sowie die Abwasserableitung und -behandlung auf Basis von Daten nach Loubet et al. (2014).

Tabelle 7 detailliert die spezifischen Stromverbräuche in Bezug auf die Wasserqualitäten. In Abhängigkeit von der eingesetzten Verfahrenstechnik und den jeweiligen Randbedingungen (Rohwasserqualität, Pumpenergie etc.) ergeben sich relativ vergleichbare spezifische Kennzahlen in Bezug auf die zu behandelnde Wassermenge (kWh/m<sup>3</sup>). Im weltweiten Vergleich unterscheidet sich dies für den einwohnerspezifischen Wert. Bedingt durch einen signifikanten Unterschied im spezifischen Wasserverbrauch, z.B. Wasserverbrauch in Haushalten Deutschlands rd. 120 L/(E·d) im Vergleich zu Australien rd. 194 - 303 L/(E·d), vgl. Abbildung 13, Kenway et al. (2008), unterscheiden sich dementsprechend auch die einwohnerspezifischen Energieverbräuche um den Faktor 1,6 - 2,5.

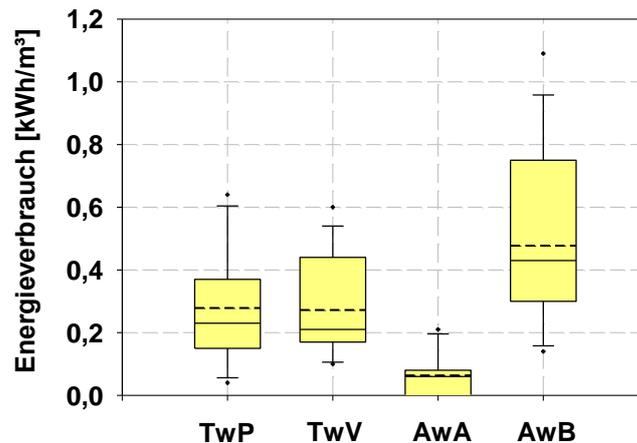


Abbildung 20: Spezifischer Energieverbrauch (Strom) für die Trinkwassergewinnung und -aufbereitung (keine Entsalzung) (TwP), Trinkwasserverteilung (TwV), Abwasserableitung (AwA) und Abwasserbehandlung (AwB), Auswertung von 11 Studien/Artikeln durch Loubet et al. (2014)

Die Daten in Tabelle 7 zeigen eine deutliche Abhängigkeit zwischen Rohwasserqualität und Energieverbrauch, wobei die eingesetzten Verfahren auf eine Bereitstellung von Trinkwasser zielen. Analog gilt dies auch für die Wasserwiederverwendung, wobei insbesondere der Aspekt der Transportwege sowie die Behandlungsintensität zu berücksichtigen sind bzw. Einsparpotentiale aufweisen. D.h. durch eine Nutzung der Wasserressource dort, wo sie anfällt bzw. gebraucht wird, kann Energie für Fernwasserleitungen minimiert werden. Außerdem sollte die Anpassung der Verfahrenstechnik an die Rohwasserqualität und das Nutzungsziel beachtet werden. Gerade im innerstädtischen Bereich erfolgt meist keine Unterscheidung der Aufbereitungsqualität. Diese richtet sich dort in aller Regel nach dem höchsten Standard (Trinkwasser). Aus Sicht der Verknüpfung von Wasser und Energie sollte dies unter dem Aspekt des „Fit for purpose“ kritisch hinterfragt werden.

Tabelle 7: Stromverbrauch und Einflussfaktoren für die Wasserver- und -entsorgung

	Wasser- qualität	Hauptenergie- verbraucher	Stromverbrauch [kWh/m <sup>3</sup> ]	
Entnahme, Förderung und Aufbereitung	Grundwasser (einschl. Verteilung)	Pumpen	0,37 - 1,30 <sup>1</sup> 0,5 <sup>2</sup> 0,27 - 0,45 <sup>3</sup>	≈ 0,5
	Oberflächen- wasser	Pumpen	0,5 - 4,0 <sup>4</sup>	
	Brackwasser	Umkehrosmose	4 <sup>5</sup> 1,2 - 1,5 <sup>6</sup> 1,5 - 2,5 <sup>7</sup>	≈ 1,5
	Meerwasser	Umkehrosmose	4,0 - 8,0 <sup>4</sup> 3,24 <sup>6</sup> 5 - 10 <sup>7</sup> 3,5 - 4,0 <sup>8</sup> 2,5 - 4,0 (Mittelwert 3,1) <sup>9</sup>	≈ 3,5
Abwasser- sammlung, -behandlung und Ableitung	Abwasser	Belüftung	0,5 - 1,0 <sup>10</sup> 0,43 - 1,12 <sup>8</sup> 0,3 - 1,89 <sup>11</sup>	≈ 0,75 <sup>12</sup>

<sup>1</sup> Hessenenergie (1999); Grundwasserförderung (Tiefbrunnen) und Verteilung,  $\Delta H$  50 - 150 m

<sup>2</sup> Rödl (2007); Wasserförderung, Aufbereitung und Verteilung, Benchmark von 98 Wasserversorgungsunternehmen in Bayern; rd. 70 % Förderung und Aufbereitung und rd. 30 % Verteilung

<sup>3</sup> Rödl (2006); Wasserförderung, Aufbereitung und Verteilung, Benchmark von 75 Wasserversorgungsunternehmen in Baden-Württemberg; rd. 70 % Förderung und Aufbereitung und rd. 30 % Verteilung

<sup>4</sup> Olsson (2012)

<sup>5</sup> Gleich (1994)

<sup>6</sup> GEI (2010)

<sup>7</sup> Asano (2007); Brackwasser: 1.000 - 2.500 mg/L TR

<sup>8</sup> Kenway et al. (2008)

<sup>9</sup> Voutchkov (2012)

<sup>10</sup> DWA (2013a); im Mittel 33 - 50 kWh/(E·a) in Abhängigkeit der Kläranlagengröße, Annahme einer behandelnden Abwassermenge von rd. 150 L/(E·d)

<sup>11</sup> Mizuta und Shimada (2010); konventionelles Belebtschlammverfahren

<sup>12</sup> Für eine weitergehende Elimination von Mikroschadstoffen können folgende Richtwerte für den zusätzlichen Strombedarf berücksichtigt werden: 0,06 - 0,17 kWh/m<sup>3</sup> für eine Filtration mittels granulierter Aktivkohle; 0,02 - 0,14 kWh/m<sup>3</sup> für Pulveraktivkohle; 0,02 - 0,42 kWh/m<sup>3</sup> für den Einsatz von Ozon (MKULNV, 2011), vgl. auch z.B. Mousel et al. (2015).

Tabelle 8 gibt einen Überblick über den Energieverbrauch für die Wasserwiederverwendung in Abhängigkeit von Rohwasser, Aufbereitungstechnik und Nutzungsziel, vgl. auch Nair et al. (2014). Sehr deutlich sind dabei die Unterschiede zwischen der Bereitstellung von Bewässerungswasser mit rd. 0,3 - 0,4 kWh/m<sup>3</sup> bis hin zur Trinkwasserherstellung mittels Multibarrierensystem mit einem Energieverbrauch von 1,3 - 1,4 kWh/m<sup>3</sup> erkennbar.

Tabelle 8: Energieverbrauch und Einflussfaktoren für die Wasserwiederverwendung

Zulauf	Behandlungsverfahren <sup>1</sup>	Nutzungsziel	Energieverbrauch [kWh/m <sup>3</sup> ]
Rohabwasser	Floc/Filt/UV	Bewässerung	0,32 <sup>2</sup>
Rohabwasser	UASB/RBC/UV	Bewässerung	0,8 <sup>3</sup>
Ablauf ABA	Floc/Filt/UF/UV/Cl	Brauchwasser	0,4 <sup>4</sup>
Rohabwasser	CAS/Floc/MF/RO/UV	indirekt Trinkwasser,	1,96 <sup>2</sup>
Ablauf ABA	Floc/MF/RO/UV	Brauchwasser, Industrie	1,45 <sup>2</sup>
Ablauf ABA	Floc/UF/RO/UV/Cl	(indirekt) Trinkwasser	1,2 <sup>4</sup>
Ablauf ABA	OZ/Floc/DAF/Filt/OZ/AK/UF/Cl	Trinkwasser	1,34 <sup>5</sup>

<sup>1</sup> CAS: Conventional Activated Sludge Process; Floc: Fällung/Flockung; DAF: Flotation; Filt: Filtration; MF: Mikrofiltration; UF: Ultrafiltration; RO: Umkehrosmose; OZ: Ozonierung; AK: Aktivkohle(filter); Cl: Desinfektion Chlorung; UV: Desinfektion UV

<sup>2</sup> Yüce et al. (2012)

<sup>3</sup> Müller (2014): persönliche Mitteilung, vgl. Müller (2013)

<sup>4</sup> ATSE (2013)

<sup>5</sup> Lahnsteiner (2009): persönliche Mitteilung, vgl. Lahnsteiner und Lempert (2007)

Im Rahmen einer Studie in Australien wurde eine Trinkwasseraufbereitung mittels Entsalzung mit verschiedenen Szenarien einer Wasserwiederverwendung verglichen (Trinkwasseraufbereitung: Aufbereitung von Ablaufwasser der Abwasserbehandlungsanlage, u.a. Ultrafiltration, Umkehrosmose, Desinfektion; Brauchwasseraufbereitung: Aufbereitung mittels Fällung/Flockung, Ultrafiltration und Desinfektion und Einleitung in ein Brauchwassernetz). Abbildung 21 zeigt die Ergebnisse für den Energieverbrauch. Im Vergleich zur Entsalzung können die Energieverbräuche bei einer Wasserwiederverwendung für die Trinkwassererzeugung halbiert werden. Für eine Brauchwasseraufbereitung liegt der Energieverbrauch nur bei rd.  $\frac{1}{4}$  im Vergleich zur Entsalzung. Auch die ökonomische Betrachtung zeigt für die Jahreskosten einen identischen Trend, vgl. ATSE (2013). Ähnliche Ergebnisse im Vergleich zwischen Meerwasserentsalzung und Wasserwiederverwendung ermittelten Yüce et al. (2012) sowie Pearce (2012).

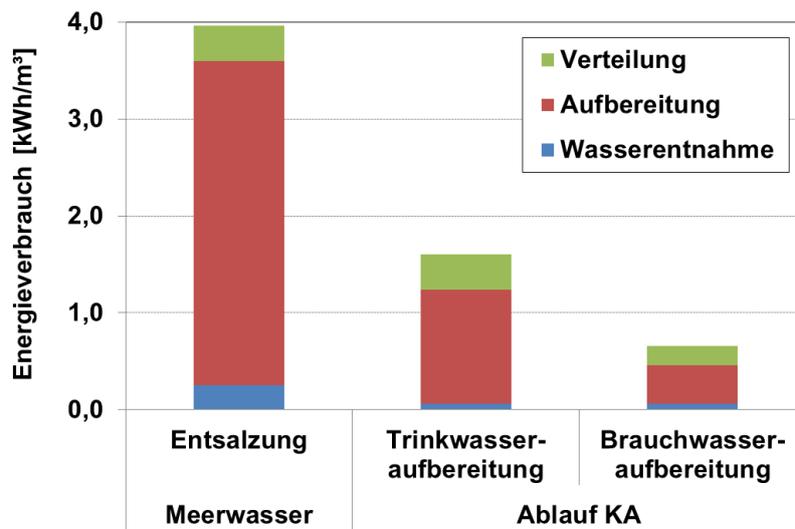


Abbildung 21: Energieverbrauch in Abhängigkeit der Roh- und Reinwasserqualität, Ergebnis einer Grundsatzstudie aus Australien, Daten: ATSE (2013)

Der Vergleich zur Entsalzung stellt dabei sehr offensichtlich die Unterschiede im Energieverbrauch dar. Die Zahlen aus Tabelle 7 und Tabelle 8 zeigen aber auch, dass eine Wasserwiederverwendung im Vergleich zu Aufbereitungsverfahren aus Grundwasser/Oberflächenwasser energetische Vorteile haben kann. Sehr deutlich wird dies z.B. bei der Brauchwasseraufbereitung im Bereich der Landwirtschaft. Insbesondere bei geringeren Transportleitungen (Pumpenenergie) kann hier die Wasserwiederverwendung einen wichtigen Beitrag zum Ressourcenschutz leisten.

Neben einer Wasserwiederverwendung in Bezug auf konventionelle, zentrale Sanitärkonzepte ist auch eine Wasserwiederverwendung von Abwasserteilströmen möglich, oft einhergehend mit der Entwicklung von neuen/alternativen Sanitärkonzepten, z.B. Tolksdorf et al. (2015), Bieker et al. (2010). Eine Nutzung von Grauwasser ist dabei in verschiedenen Maßstäben möglich, vom Einfamilienhaus über Mehrfamilienhäuser/Hotels bis hin zu einem semizentralen Ansatz mit bis zu 50.000 Einwohnern. Hauptzielsetzung der Grauwassernutzung ist die Aufbereitung zu Brauchwasser, z.B. für die Toilettenspülung oder zur Bewässerung. Meda et al. (2012a) ermittelten auf Basis von halbtechnischen Versuchen einen Energieverbrauch für die Grauwasserbehandlung (ohne Desinfektion und Verteilung) zwischen 0,1 - 0,7 kWh/m<sup>3</sup> in Abhängigkeit der eingesetzten Verfahrenstechnik. Unter Berücksichtigung der Verfahrenstechnik, der Desinfektion sowie der Verteilung liegt der Energieverbrauch für die Grauwasseraufbereitung bei 0,6 - 1,5 (3,0) kWh/m<sup>3</sup>, vgl. Tabelle 9.

Tabelle 9: Energieverbrauch für die Aufbereitung von Grauwasser

Nutzungsziel	Aufbereitungs- verfahren	Energieverbrauch [kWh/m <sup>3</sup> ]
Brauchwasser (z.B. Toilettenspülung)	Belebtschlammverfahren, Desinfektion, Verteilung	0,6 <sup>1</sup>
	Membranbiologie Desinfektion, Verteilung	1,2 <sup>1</sup>
	mehrstufiger Scheibentauchkörper Desinfektion, Verteilung	< 1,5 <sup>2</sup>
	Membranbiologie Desinfektion, Verteilung	1,5 <sup>3</sup>
	Aufbereitung, Desinfektion, Verteilung	1,5 - 3,0 <sup>4</sup>

<sup>1</sup> Bieker et al. (2010); semizentraler Ansatz für rd. 30.000 - 50.000 E, Grauwasseranfall: 40 L/(E·d)

<sup>2</sup> Nolde (2000); Hochhaus/Mehrfamilienhaus

<sup>3</sup> Friedler und Hadari (2006); Hochhaus/Mehrfamilienhaus

<sup>4</sup> fbr (2005)

### 2.3.5 Energie im (Ab-)Wasser

Bedingt durch die Wassernutzung erfolgt ein Energieeintrag, insbesondere in Bezug auf Wärme (z.B. Wasser für Körperhygiene) sowie durch organische Stoffe (Fäkalien, Speisereste etc.) als chemisch gebundene Energie, vgl. Meda et al. (2012b), Böwe (1981).

Für eine Wärmerückgewinnung aus Abwasser gibt es diverse verfahrenstechnische Ansätze, vgl. Janczyk (2014), wobei beim Einsatz von Wärmepumpen die Jahresarbeitszahl zu berücksichtigen ist (Berücksichtigung von Primärenergieverbrauch bzw. Betrieb ausschließlich mit erneuerbarer Energie), vgl. Cornel et al. (2011). Aufgrund des höheren Wärmepotentials von Grauwasser sind besonders dezentrale/semizentrale Ansätze interessant.

In der kommunalen Abwasserbehandlung erfolgt die Nutzung der im Abwasser enthaltenen chemischen Energie während der Klärschlammbehandlung durch Faulung und ggf. thermische Verwertung, vgl. Kapitel 3.

Aus industriellen Abwässern, z.B. aus der Lebensmittelindustrie, mit einer hohen organischen Belastung kann durch eine anaerobe Abwasserbehandlung Biogas erzeugt werden. Aktuelle Forschungen zielen auch auf eine anaerobe Behandlung von kommunalem Abwasser, wobei diese zurzeit nur bei warmen Klimaten von Relevanz ist. Forschungsfragestellungen sind dabei u.a. die Verfahrensanpassung aufgrund der relativ niedrigen CSB-Konzentration (vor allem im Vergleich zu Industrieabwasser), der Abwassertemperatur, der Nachbehandlung sowie des gelösten Methans in der Wasserphase, vgl. Cornel et al. (2011).

### 2.3.6 Einsatz von Wasser für die Energieerzeugung

Die Bereitstellung von Energie erfordert den Einsatz von Wasser, vgl. Abbildung 22. Wasser ist dabei sowohl notwendig für die Bereitstellung der Primärenergie, d.h. Abbau/Förderung,

Veredelung/Raffinerie und Transport, als auch für die Erzeugung von Elektrizität (Kühlwasser). Beim Einsatz als Kühlwasser ist der Wasserverbrauch durch die Verdunstung zu berücksichtigen. Diese liegt bei rd. 3 % bezogen auf den gesamten Wassereinsatz, vgl. Olsson (2012).

Im Bereich der Biomassenerzeugung ist neben dem Unterschied der Biomassennutzung (Gas, Ethanol bzw. Diesel) der Einsatz von Bewässerungswasser für den Pflanzenanbau zu berücksichtigen. Die Bewässerung ist dabei abhängig von den klimatischen und landwirtschaftlichen Randbedingungen (z.B. Pflanzenart etc.), vgl. Gerbens-Leenes et al. (2008), Gerbens-Leenes et al. (2009), McMahon und Price (2011). Tabelle 10 gibt einen Überblick über die verschiedenen spezifischen Wasserverbräuche für die Bereitstellung von Energie. Es zeigt sich hierbei sehr deutlich, dass der Wasserverbrauch im Bereich der Biomassenerzeugung um 100 bis 10.000-fach über dem Wasserverbrauch für fossile Energie bzw. Kernenergie liegt.

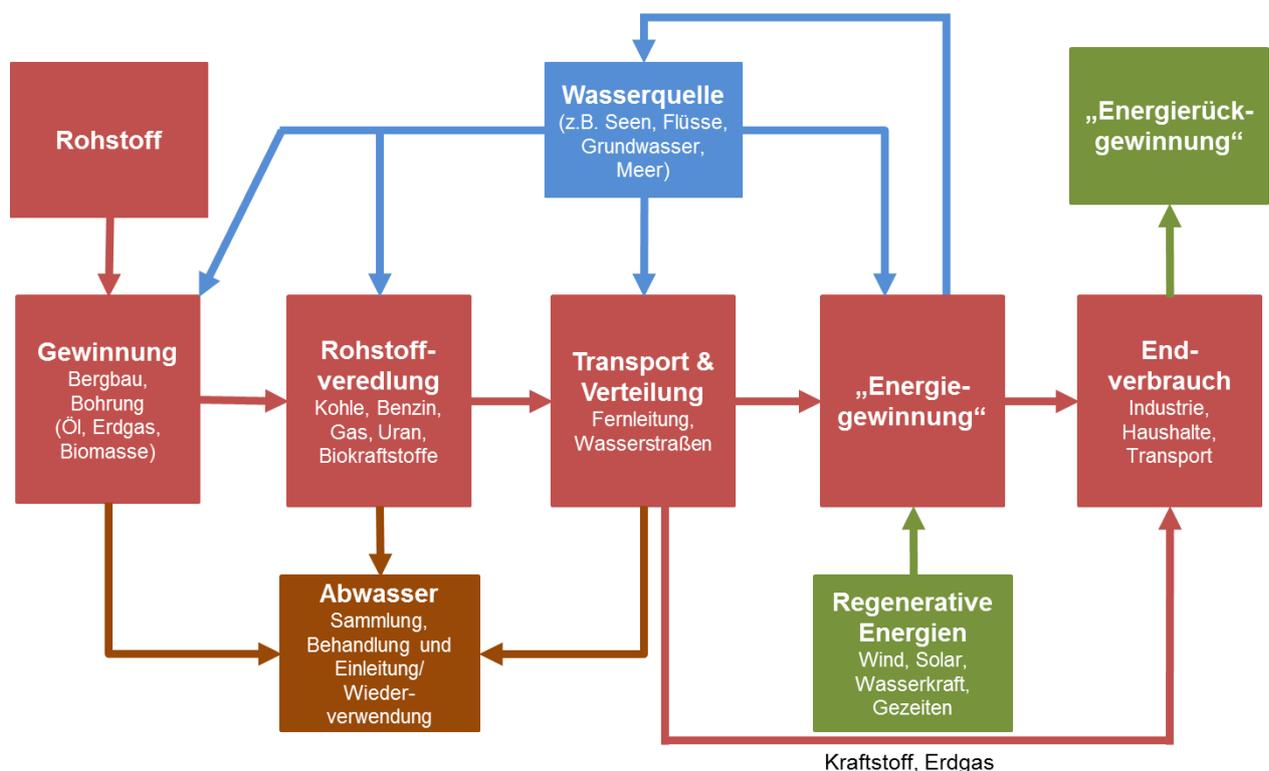


Abbildung 22: Wasser für die Energiegewinnung (WitW (2013), modifiziert)

Die Relevanz für den notwendigen Wasserbedarf zeigen sogenannte „Energie-Wasser-Konflikte“, d.h. Kraftwerke müssen in den Sommermonaten ihre Leistung aufgrund von zu warmen Gewässern oder auch Wassermangel reduzieren. Dafür gibt es zunehmend Beispiele, z.B. aus den USA oder Deutschland. Nicht zuletzt zeigt die Reaktorkatastrophe von Fukushima, was bei einem Ausfall eines Kühlsystems passieren kann, wenngleich die Ursache hier durch eine Naturkatastrophe verursacht wurde.

Neben dem Wasserverbrauch für die Erzeugung von Energie wird Wasser ebenfalls direkt zur Energieerzeugung eingesetzt. Die Nutzung von Wasser, über die geodätische Fallhöhe oder den Tidenhub, ist dabei stark von den geographischen Randbedingungen abhängig, vgl. z.B. Olsson (2012), McMahon und Price (2011).

Tabelle 10: Wasserverbrauch für die Bereitstellung von Primärenergie sowie Wasserentnahme und -verbrauch für die Erzeugung von Elektrizität

	Bereitstellung Primärenergie <sup>1</sup>	Stromerzeugung	
	[L/kWh]	Wassergebrauch [L/kWh]	Verbrauch (Verdunstung) [L/kWh]
Erdöl	4,0 <sup>1</sup>	-	-
Nuklearenergie	0,1 - 0,2 <sup>2</sup>	95 - 227 <sup>1</sup> 2 - 10 <sup>2</sup>	3 - 7 <sup>1</sup>
Kohle	0,6 <sup>1</sup> 0,02 - 0,25 <sup>2</sup>	75 - 190 <sup>1</sup> im Mittel 136 <sup>2</sup>	2 - 6 <sup>1</sup> 0,15 - 4,2 <sup>2</sup>
Erdgas	0,4 <sup>1</sup>	im Mittel 53 <sup>2</sup>	0 - 4,1
Biomasse: Biogas	-	-	165 - 1.400 <sup>3</sup> , 230 <sup>4</sup>
Biomasse: Ethanol	212 - 1.508 <sup>3</sup>	-	-
Biomasse: Biodiesel	1.418 - 2.066 <sup>3</sup>	-	-

<sup>1</sup> Olsson (2012); Wassergebrauch für Stromerzeugung: Wasserverlust rd. 3 % in Bezug auf Wassergebrauch

<sup>2</sup> McMahon und Price (2011), vgl. auch Gleick (1994), USDoE (2006)

<sup>3</sup> Gerbens-Leenes et al. (2009), Gerbens-Leenes et al. (2008); Summe „blue water“ (Oberflächenwasser und Grundwasser zur Bewässerung, Verdunstung während Wachstum) und „green water“ (Regenwasser, Verdunstung während Wachstum); max. mögliche elektrische Leistung mittels Carnot-Prozess mit Annahme von 59 % Wirkungsgrad

<sup>4</sup> Beispiel Deutschland, Biogasanlage mit Maispflanzen, vgl. Rosenwinkel et al. (2012)

---

## 2.4 Ressource Klärschlamm: Kohlenstoff, Nährstoffe, Metalle?

### 2.4.1 Ressource vs. Wertstoff?

#### *Begriffsdefinitionen*

Als Ressource wird im allgemeinen Sprachgebrauch ein Mittel bezeichnet, das benötigt wird, um eine bestimmte Aufgabe zu lösen, vgl. Faulstich et al. (2010). Meist werden darunter Betriebsmittel, Geldmittel, Personen oder die natürlichen Ressourcen Wasser, Luft, Boden/Fläche, biologische Vielfalt und Rohstoffe verstanden. In der Geologie unterscheidet man Ressourcen und Reserven. Reserven sind dabei die Mengen, die erfasst wurden und unter heutigen Gegebenheiten technisch und wirtschaftlich gewinnbar sind. Demgegenüber sind Ressourcen entweder (noch) nicht wirtschaftlich ausbringbar oder aufgrund geologischer Indikatoren zu erwartende, aber bisher nicht durch Exploration nachgewiesene Mengen eines Rohstoffs, vgl. Faulstich et al. (2010).

Wertstoffe sind Stoffe, die nach ihrer Nutzung bzw. nach ihrem Gebrauch einen ökonomischen oder ökologischen Wert für eine direkte Wiederverwendung haben oder als Sekundärrohstoff für weitere Aufbereitungsprozesse eingesetzt werden können.

Die Frage wann ein Stoff ein Wertstoff ist, kann in Anlehnung an § 5 Abs. 1 KrWG (2012) beantwortet werden. Hiernach endet die Abfalleigenschaft eines Stoffes oder Gegenstandes, wenn dieser ein Verwertungsverfahren durchlaufen hat und so beschaffen ist, dass

- „er üblicherweise für bestimmte Zwecke verwendet wird,
- ein Markt für ihn oder eine Nachfrage nach ihm besteht,
- er alle für seine jeweilige Zweckbestimmung geltenden technischen Anforderungen sowie alle Rechtsvorschriften und anwendbaren Normen für Erzeugnisse erfüllt sowie
- seine Verwendung insgesamt nicht zu schädlichen Auswirkungen auf Mensch oder Umwelt führt.“

Rohstoffe können untergliedert werden in Primär- und Sekundärrohstoffe. Primärrohstoffe stammen direkt aus natürlichen Ressourcen und wurden dementsprechend noch nicht bearbeitet. Demgegenüber werden Sekundärrohstoffe durch Wiederverwertung gewonnen.

Abbildung 23 zeigt die natürlichen Ressourcen Wasser, Luft, Boden/Fläche, biologische Vielfalt und Rohstoffe. Die Rohstoffe werden dabei nach der Erneuerbarkeit klassifiziert. Abiotische Rohstoffe sind nicht erneuerbare Rohstoffe, wie z.B. Energieträger, Erze und sonstige mineralische Rohstoffe (Baumineralien wie Sand, Kies oder Steine sowie Industriemineralien wie Quarzsand oder Kalisalze). Biotische Rohstoffe sind erneuerbare Rohstoffe tierischer oder pflanzlicher Herkunft, vgl. DESTATIS (2013a). Klärschlamm gehört damit zu den biotischen Rohstoffen.

Grundsätzlich ist zu berücksichtigen, dass die Nutzung von Rohstoffen über die gesamte Wertschöpfungskette, von der Gewinnung über die Verarbeitung und Nutzung bis hin zur Entsorgung, Umweltbeeinträchtigungen mit sich bringen und damit die natürlichen Ressourcen Wasser, Luft, Boden/Fläche sowie biologische Vielfalt negativ beeinflussen. Am deutlichsten wird dies zurzeit an der weltweiten Entwicklung der Treibhausgasemissionen und dem damit prognostizierten Klimawandel.

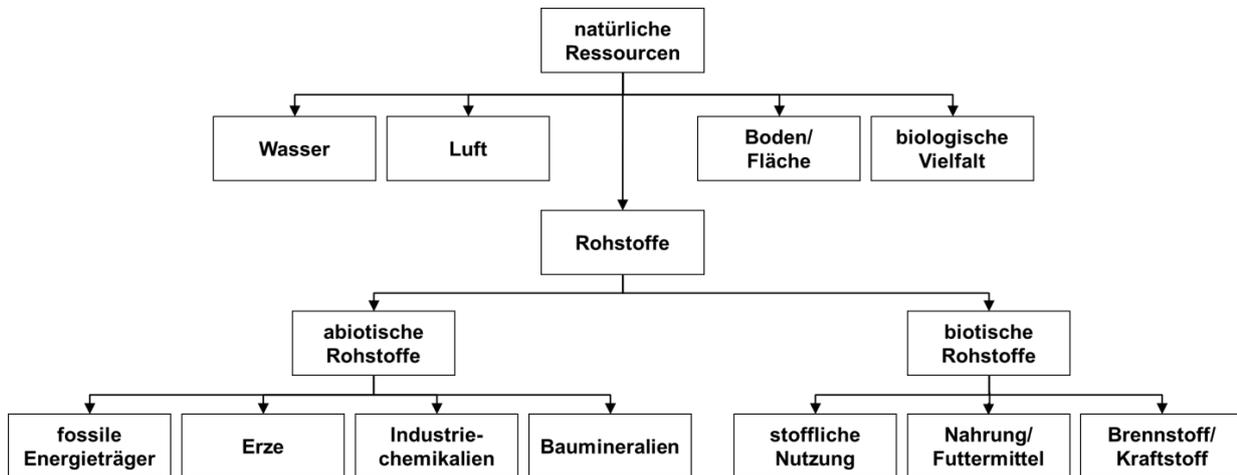


Abbildung 23: Abiotische und biotische Rohstoffe, Abbildung modifiziert nach ProgRes (2012)

Ein Großteil der natürlichen Ressourcen ist nur in begrenztem Umfang vorhanden und nicht erneuerbar (endliche Ressourcen), was insbesondere für die abiotischen Rohstoffe, wie z.B. die fossilen Energieträger, gilt. Dies führt vielfach zu Preissteigerungen und -schwankungen, die durch steigende Nachfrage, Spekulationen und politische Eingriffe verstärkt werden, vgl. ProgRes (2012). Ebenso wird diese Entwicklung auch durch den weltweiten Bevölkerungsanstieg verstärkt, womit auch die Nachfrage nach Rohstoffen steigt.

Gerade die fossilen Energieträger stehen stark im Blickfeld einer nachhaltigen Entwicklung, so dass alternative Rohstoffquellen aus dem Bereich der erneuerbaren Energien zunehmend an Bedeutung gewinnen. Auch Klärschlamm kann hier einen Beitrag leisten.

Sowohl auf europäischer als auch auf nationaler Ebene wurden verschiedene abiotische Rohstoffe (nicht energetische Rohstoffe) bezüglich des Versorgungsrisikos (Länderrisiko, Marktrisiko, Strukturrisiko) und der Vulnerabilität/Verletzlichkeit (Mengenrelevanz und strategische Relevanz) untersucht, vgl. EU (2010), Erdmann et al. (2011), EU (2014). Insbesondere die hohe Abhängigkeit von einzelnen Ländern (vor allem China, Russland, Kongo und Brasilien) führt zur Einstufung mit einem hohen Versorgungsrisiko, vgl. EU (2010), EU (2014). Abbildung 24 zeigt für ein paar ausgewählte Rohstoffe die Klassifikation in Bezug auf die Kritikalität.

Neben der Fragestellung Vulnerabilität vs. Versorgungsrisiko ist die ökologische Relevanz zu berücksichtigen, insbesondere im Vergleich zwischen der Nutzung von Primär- und Sekundärrohstoffen.

Des Weiteren können sich die Kriterien für die Bewertung eines Roh- bzw. Wertstoffs im Laufe der Zeit ändern, z.B. durch ein verändertes Nutzungsverhalten der Verbraucher, Weiterentwicklung von Technologien oder auch durch eine Verknappung von Rohstoffen.

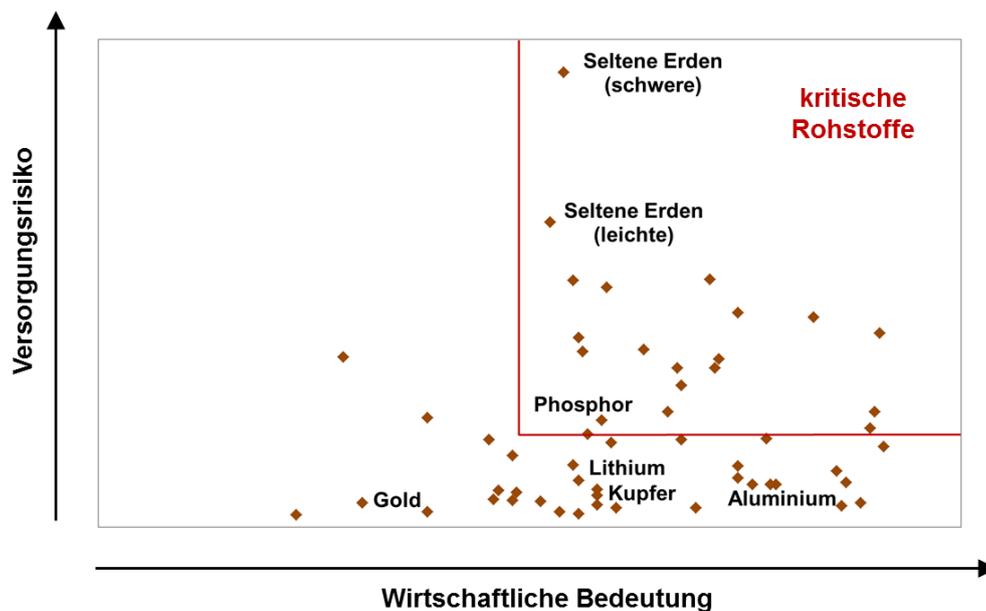


Abbildung 24: Klassifikation kritischer Rohstoffe nach EU (2014), mit Kennzeichnung von Phosphor sowie einigen bekannten Rohstoffen (Auswahl)

### ***Bedeutung für die Abwasserbehandlung***

Für Abwasser/Klärschlamm sind dementsprechend Wertstoffe/Sekundärrohstoffe Substanzen/Elemente, die unter ökonomischen, ökologischen und technischen Aspekten direkt oder durch eine Aufbereitung als Produkt, Rohstoff oder Energie wiederverwendet werden können, wobei grundsätzlich die folgenden Bereiche zu unterscheiden sind:

– Wasser

Wasser ist die mengenmäßig größte Ressource im Abwasser. Die Frage des „Wertes“ ist dabei stark von den notwendigen Aufbereitungsverfahren sowie den lokalen Randbedingungen abhängig. Dementsprechend ist der „Wert“ für Wasser in Bezug auf eine Wasserwiederverwendung für aride Gebiete anders zu bewerten als für wasserreiche Länder. Neben der Fragestellung der Verfügbarkeit von Wasser steht dabei auch die Verknüpfung von „Energie und Wasser“ im Fokus, vgl. Kapitel 2.3.

– Thermische oder Lageenergie im (Ab-)Wasser

Durch die Abwassernutzung (Duschen, Waschen etc.) enthält Abwasser thermische Energie. Die Nutzungsmöglichkeit und dementsprechend der „Wert“ ist maßgeblich vom Temperaturgradienten abhängig. Je höher die Temperatur im Abwasser, desto höher das Nutzungspotential. Auch hier sind die regionalen Randbedingungen von Bedeutung, dies betrifft insbesondere auch die Nutzung der Lageenergie, vgl. Kapitel 2.3.

– Inhaltsstoffe im Abwasser bspw. Nährstoffe, organische Substanz

Wenngleich eine Nutzung der Inhaltsstoffe im Abwasser auch direkt über den Wasserpfad erfolgen kann, z.B. im Rahmen einer landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung, so fin-

den sich ein Großteil der Inhaltsstoffe in konzentrierter Form im Klärschlamm wieder. Neben der Nutzung der organischen Substanz zur Energieerzeugung können schon heute der im Klärschlamm enthaltene Phosphor sowie einige Metalle, insbesondere Eisen und Aluminium, als Sekundärrohstoffe genutzt werden, vgl. Kapitel 2.4.2.

## 2.4.2 Ressource Klärschlamm: Charakterisierung mittels Glühverlust und Glührückstand

Die derzeit angewandten Verfahren der Abwasserbehandlung bedingen, dass Abwasserinhaltsstoffe, die während des Reinigungsprozesses aus dem Abwasser eliminiert, aber nicht in gasförmige Stoffe, z.B. Kohlendioxid, Methan, elementaren Stickstoff oder gasförmige Stickoxide, überführt werden, in Form von Klärschlamm anfallen, wenngleich ggf. in veränderter chemischer Bindungsform. Auch ein Teil der eingesetzten Hilfsstoffe, wie z.B. Fäll- und Flockungsmittel, finden sich im Klärschlamm wieder.

Abbildung 25 zeigt vereinfacht die verschiedenen Einflussfaktoren auf die Zusammensetzung von Klärschlamm: Von der Zusammensetzung des Rohabwassers, der eingesetzten Verfahrenstechnik für die Abwasser- und Klärschlammbehandlung bis hin zu den verwendeten Hilfsstoffen und Co-Substraten.

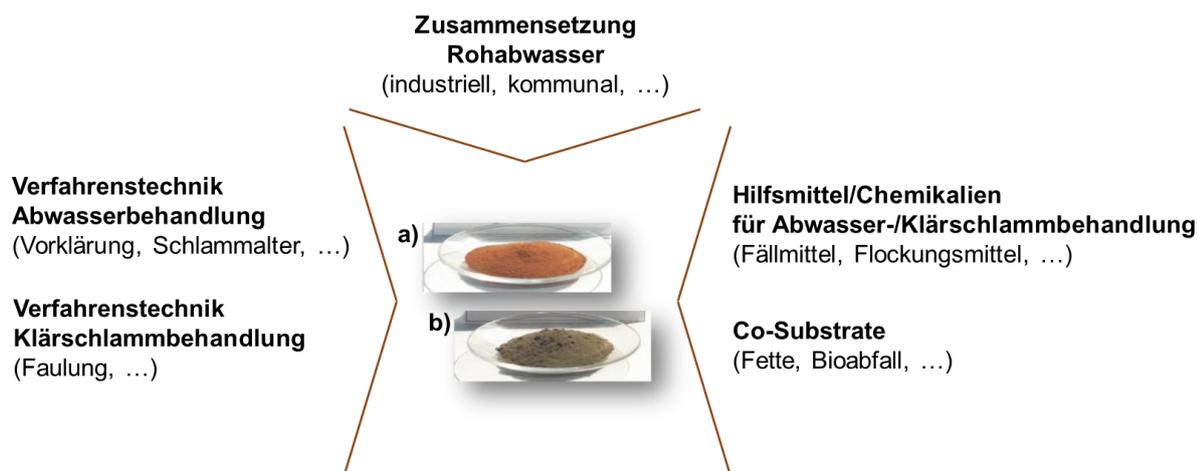


Abbildung 25: Einflussfaktoren auf die Zusammensetzung von Klärschlamm, visualisiert an zwei Klärschlammproben: a) Einsatz von Eisensalzen sowie b) von Aluminiumsalzen zur Phosphorelimination

Klärschlamm stellt somit sowohl eine Schadstoffsänke als auch einen Speicher vor allem für die Nährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium dar. Vor diesem Hintergrund gewinnen technische Maßnahmen zur Trennung von „Schad-“ und „Wertstoffen“ sowie zur Rückgewinnung von Wertstoffen aus Abwasser und Reststoffen der Abwasserreinigung zunehmend an Bedeutung.

Die Zusammensetzung von Klärschlamm kann in organische und anorganische Bestandteile unterteilt werden. Diese werden analytisch bestimmt durch den

- Glühverlust (DIN, 2001a), d.h. die bei 550°C flüchtigen Bestandteile bzw. organische Substanz und Stickstoff, und den
- Glührückstand (DIN, 2001a), d.h. der bei 550°C verbleibende Rückstand (Asche) bzw. die anorganische Substanz.

---

In der (kommunalen) Abwasserbehandlung sind des Weiteren die unterschiedlichen Klärschlammarten, d.h. Primär-, Überschuss- und Faulschlamm, zu unterscheiden.

### ***Glühverlust: Organische Substanz und Stickstoff***

#### *Organische Substanz: Energie und stoffliche Nutzung*

Die Nutzung des Wertstoffs „organische Substanz“ ist vor allem verknüpft mit der Fragestellung der Energie und der Nutzbarmachung als Strom und Wärme. Das Energiepotential im Klärschlamm kann dabei konventionell auf zwei verschiedenen Wegen genutzt werden, vgl. Schaum et al. (2010):

- Biologische Umwandlung der organischen Substanz zu Faulgas und Nutzung des Faulgases z.B. mittels Blockheizkraftwerk als elektrische und thermische Energie. Diverse Verfahrenstechniken (Desintegrationsverfahren) wurden und werden entwickelt bzw. eingesetzt zur Erhöhung des Abbaugrades der organischen Substanz, jeweils mit unterschiedlichem Erfolg, vgl. DWA (2015b).
- Physikalische Umwandlung der organischen Substanz durch Verbrennung und Nutzung der Wärme, z.B. zur Erzeugung von Dampf und Nutzung mittels Kondensationsturbine.

Energetische Vorteile bietet vor allem eine Kaskadennutzung, d.h. Erzeugung von Faulgas mit anschließender thermischer Entsorgung (Verbrennung), vgl. Schaum et al. (2010), Schaum und Lux (2011).

Allein durch die Faulgasnutzung im Blockheizkraftwerk (BHKW) kann der thermische Wärmebedarf einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage weitgehend gedeckt werden, vgl. DWA (2013a). Elektrisch können rd. 12 - 19 kWh/(E·a) mittels BHKW generiert werden (Svardal, 2012). Demgegenüber steht ein spezifischer Stromverbrauch von im Mittel 34 kWh/(E·a) (DWA, 2013b), d.h. durch die energetische Nutzung des Klärschlammes kann ein elektrischer Eigenversorgungsgrad von rd. 50 % bzw. bei einem optimierten Betrieb (minimierter Stromverbrauch auf der Abwasserbehandlungsanlage) auch bis zu 80 % erzielt werden. Nowak et al. (2015) zeigen anhand von zwei Beispielen aus Österreich (Kläranlagen Wolfgangsee-Ischl und Strass), dass auch ein energieautarker\* Betrieb der Abwasserbehandlung möglich scheint. Ebenso gibt es zurzeit Forschungsansätze, die durch eine Anpassung der Verfahrenstechnik einen energieautarken Betrieb erzielen wollen, vgl. z.B. MKULNV (2011), Remy et al. (2014).

Insgesamt ist für den Betrieb der Abwasserbehandlungsanlage die Energienutzung ein wichtiger ökonomischer Faktor.

---

\* hier: Bereitstellung der gesamten benötigten Energie durch die im Abwasser enthaltene Energie (chemisch gebundene Energie) ohne Zufuhr von Co-Substraten oder Nutzung von erneuerbaren Energien (Photovoltaik, Windkraft etc.)

---

Neben der konventionellen Faulung und Monoklärschlammverbrennung gibt es diverse Alternativen zur Nutzung der im Klärschlamm enthaltenen organischen Substanz, sowohl in Bezug auf eine energetische als auch stoffliche Nutzung, wobei die großtechnische Relevanz zurzeit (noch) gering ist:

- Energetische Nutzung
  - Direkte Erzeugung von elektrischer Energie mittels biologischer Brennstoffzelle und simultaner Abbau der organischen Substanz, vgl. Dentel et al. (2004), Kletke et al. (2013).
  - Physikalische Umwandlung durch Vergasung (z.B. Gaiffi (2013)), Niedertemperaturkonvertierung (z.B. DBU (2005)) oder Pyrolyse (z.B. Kaminsky et al. (1989), Bridle und Pritchard (2004)). Erzeugung eines Gases, Öls und Reststoffs (Pyrolysekohle) zur weiteren Verwertung. Die Qualität und Quantität des erzeugten Gases, Öls bzw. Reststoffs ist dabei abhängig von den Reaktionsbedingungen, insbesondere der Temperatur bzw. bei der Vergasung auch vom  $\lambda$ -Wert (Sauerstoffanteil bei der Vergasung).
  - Einsatz einer hydrothermalen Carbonisierung (HTC) zur Erzeugung einer Kohle mit einer Nutzung zur Bodenverbesserung (stoffliche Nutzung) bzw. zur Verbrennung (energetische Nutzung), vgl. z.B. Buttmann (2011), Remy et al. (2015).
- Stoffliche Nutzung
  - Nutzung von Klärschlamm als Ausgangssubstrat für die Erzeugung von organischen Säuren (Kalogo und Monteith, 2013) als Rohstoff für die Industrie oder auch als Kohlenstoffquelle für die Abwasserbehandlung (Denitrifikation, erhöhte biologische Phosphorelimination), vgl. Hansen (2001).
  - Erzeugung von Kunststoffen aus Klärschlamm, vgl. Pittmann und Steinmetz (2013), Kraus (2013).
  - Buekens und Schoeters (1987) untersuchten die Aufbereitung der bei der Pyrolyse entstandenen Kohle zu Aktivkohle, wobei die Qualität der Aktivkohle aufgrund des hohen Aschegehalts gering war (Buekens und Schoeters, 1987), vgl. auch Hansen (2001).
  - Kalogo und Monteith (2013) beschreiben die Rückgewinnung von Bio-Pestiziden aus Klärschlamm. Hierbei werden aktive Komponenten (Proteine, Sporen etc.) von *Bacillus Thuringiensis*, einem Bakterium, das zur biologischen Schädlingsbekämpfung eingesetzt wird, aus Überschussschlamm mittels Ultrafiltration separiert, vgl. auch Tyagi et al. (2002).

### *Nährstoff Stickstoff (Düngemittel)*

Über den Glühverlust wird der Stickstoff erfasst, der bei der thermischen Behandlung bei 550°C in die Gasphase übergeht (bzw. bei rd. 850°C bei der Monoklärschlammverbrennung). Abbildung 26 zeigt die Elementarzusammensetzung des Glühverlustes bezüglich Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H), Stickstoff (N), Sauerstoff (O) und Schwefel (S) für die verschiedenen Schlammarten (eigene Messungen, Stichproben im Rahmen der Untersuchung des Heizwertes von Klärschlamm, vgl. Kapitel 3.3). Der Stickstoffanteil liegt im Mittel zwischen 1,8 - 3,8 % (bezogen auf den TR).

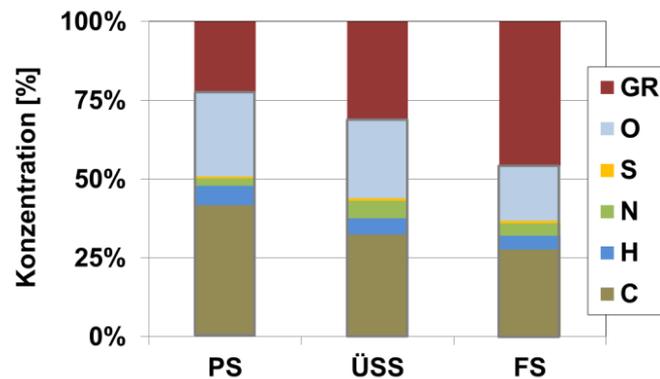


Abbildung 26: CHNOS-Zusammensetzung des Glühverlusts bezogen auf den TR (Mittelwerte, Probenumfang: PS = 12, ÜSS = 16, FS = 15), Messung mittels Elementaranalyse der Fa. Elementar (Verbrennungstemperatur rd. 1.200°C)

Stickstoff ist ein Nährstoff und wird als Dünger in der Landwirtschaft eingesetzt. Da die Atmosphäre/Luft zu fast 80 % aus Stickstoff ( $N_2$ ) besteht, ist dieser quasi unbegrenzt verfügbar. Über das Haber-Bosch-Verfahren kann aus Stickstoff Ammoniak hergestellt werden. Bei den konventionellen Prozessen erfolgt ein Einsatz von rd. 22 GJ/(Mg  $NH_3$ ) bzw. rd. 7,4 kWh/(kg N) in Form von Erdgas für die Erzeugung von dem für den Prozess notwendigen Wasserstoff, sowie rd. 7,2 - 9,0 GJ/(Mg  $NH_3$ ) bzw. rd. 2,7 kWh/(kg N) für die Energieerzeugung (insbesondere Dampferzeugung), vgl. EFMA (2000), Patyk und Reinhardt (1997).

Das Potential für die Rückgewinnung von Stickstoff aus Abwasser kann als relativ gering eingestuft werden. Abhängig von der Ernährung werden in Bezug auf den eingesetzten Stickstoff für die Düngemittelproduktion lediglich 14 % bei einer pflanzlichen Ernährung bzw. 4 % bei einer Ernährung mit Fleisch an Stickstoff mit der Nahrung aufgenommen, vgl. Galloway et al. (2003). Der Hauptanteil des eingesetzten Stickstoffs mit rd. 86 - 96 % verbleibt in den Pflanzenresten bzw. in der Gülle, werden ausgeschwemmt (Erosion, Eintrag in die Gewässer/Grundwasser) oder werden im Boden zu Stickstoffgasen ( $NO_x$ ,  $NH_3$  etc.) umgewandelt. Berücksichtigt man, dass während der Abwasserbehandlung lediglich 35 % des Stickstoffs im Zulauf zur Abwasserbehandlungsanlage über den Überschuss- und Primärschlamm abgezogen werden (DWA, 2005a), resultiert ein geringes Rückgewinnungspotential. Aber selbst bei einer Urin-Separation und 80 %iger Rückgewinnung des im Urin enthaltenen Stickstoffs ist der Beitrag am Stickstoffkreislauf gering, ganz unabhängig davon, dass die Energiebilanz für Rückgewinnung und Aufkonzentrierung mit dem Haber-Bosch-Verfahren einschließlich Nitrifikation/Denitrifikation gegenübergestellt werden muss.

Abgesehen von der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung konzentriert sich die Rückgewinnung von Stickstoff im Bereich der Klärschlammbehandlung auf die Behandlung des Prozesswassers aus der Entwässerung von Faulschlamm. Die hohen Ammoniumkonzentrationen von bis zu 1.000 mg/L  $NH_4$ -N führen zu einer signifikanten Rückbelastung der Abwasserbehandlungsanlage, so dass die Hauptzielstellung der Verfahrensentwicklungen im Bereich der Stickstoffrückgewinnung vor allem die Stickstoffelimination im Nebenstrom ist.

---

Für eine Stickstoffrückgewinnung sind folgende Verfahren denkbar:

- Ammoniak-Strippung und Ausfällung als Ammoniumsulfat: Das Verfahren ist großtechnisch auf diversen Kläranlagen realisiert, vgl. DWA (2005a). Der Energiebedarf auf der Abwasserbehandlungsanlage Straubing liegt bei 2,0 kWh/(kg N) elektrisch sowie bei 8,4 - 10,5 kWh/(kg N) thermisch, wobei die Wärme aus Abwärme zur Verfügung gestellt werden kann, vgl. Morck und Hoffmann (2012). Des Weiteren ist der Chemikalienbedarf (Natronlauge und Schwefelsäure) zu berücksichtigen.
- Stickstoffelimination mittels Ionenaustausch durch ein Zeolith und Elektrodialyse zur Regeneration: Die rückgetauschten Ammoniumionen werden dabei als Ammoniumsulfat in einer Konzentratlösung angereichert, vgl. Morck (2011). Der elektrische Energiebedarf liegt bei 6,5 - 8,2 kWh/(kg N), vgl. Morck und Hoffmann (2012). Des Weiteren erfolgt der Einsatz von Natriumsulfat. Im Bereich der Stickstoffelimination mittels Ionenaustauschern existieren weitere Verfahrensentwicklungen, z.B. Fassbender (2001), Liberti et al. (2001).
- Einsatz von Membranen: Nach einer pH-Wert-Erhöhung auf rd. 11 kann Ammoniak über eine hydrophobe Membran abgeleitet werden. Hierzu wird in der Hohlfaser der Membran Schwefelsäure zirkuliert, womit direkt eine Ammoniumsulfatlösung generiert werden kann, vgl. Liqui-Cel (2010). Ergebnisse aus einer halbtechnischen Versuchsanlage ergaben einen elektrischen Energieverbrauch von rd. 1,0 kWh/(kg N).
- Kristallisation/Fällung als Magnesium-Ammonium-Phosphat: Aufgrund der Stöchiometrie ist für eine Stickstoffelimination eine Dosierung von Phosphat und Magnesium erforderlich. Im Bereich der Phosphorrückgewinnung gibt es hierzu verschiedene Verfahrensentwicklungen.

Insgesamt ist zu beachten, dass der Schwerpunkt der Prozesswasserbehandlung in der Elimination von Stickstoff liegt. Somit ist zwischen der Düngemittelproduktion und dem damit verbundenen Energie- und Chemikalieneinsatz sowie einer möglichen energieoptimierten/energieminimierten Prozesswasserbehandlung, wie z.B. mittels Deammonifikation (elektrischer Energieverbrauch rd. 1,5 kWh/(kg N), vgl. Beier et al. (2008)), abzuwägen – insbesondere auch vor dem Hintergrund des relativ geringen Rückgewinnungspotentials.

### ***Glührückstand: Anorganische Substanz (Metalle und Phosphor)***

Der Glührückstand einer Klärschlammprobe ist mit der Asche nach einer Monoklärschlammverbrennung vergleichbar. Mit rd. 30 - 40 % ist Sand ( $\text{SiO}_2$ ) der Hauptbestandteil der Aschen, eingetragen durch die Kanalisation sowie bei den Aschen auch beeinflusst durch die Wirbelschichtverbrennung, vgl. auch Wiebusch (1999). Vor allem durch die Wasserhärte wird Calcium eingetragen mit einer Konzentration von rd. 15 - 35 % CaO. Neben einer Grundkonzentration wird Eisen und Aluminium durch den Einsatz von Fällmitteln beeinflusst, vgl. Schaum (2007), Petzet (2013).

Im Rahmen eines Forschungsprojektes wurden 24 von 26 deutschen Monoklärschlammverbrennungsanlagen bezüglich der Aschenzusammensetzung analysiert, vgl. Krüger und Adam (2013), Roskosch et al. (2013), UBA (2014d). Tabelle 11 zeigt die Hauptelementgehalte der untersuchten Aschen, bestehend vor allem aus Silizium, Calcium, Eisen, Phosphor und Aluminium.

Tabelle 11: Zusammensetzung der Hauptelementgehalte von Aschen, Daten: UBA (2014d)

Element	Min	Max	Mittelwert	Median	Messwerte
[Gewichts-%]					-
Al	0,7	20,2	5,2	4,8	252
Ca	6,1	37,8	13,8	10,5	252
Fe	1,8	20,3	9,9	9,5	252
K	<0,006	1,7	0,9	0,9	227
Mg	0,3	3,9	1,4	1,3	252
Na	0,2	2,6	0,7	0,6	252
P	1,5	13,1	7,3	7,9	252
S	0,3	6,9	1,5	1,0	252
Si	2,4	23,7	12,1	12,1	252
Ti	0,1	1,5	0,4	0,4	252

Schaum (2007) und Petzet (2013) untersuchten die Abhängigkeit bezüglich Aluminium und Eisen in den Klärschlammaschen, die für verschiedene Verfahren der Phosphorrückgewinnung von Bedeutung sind. Grundsätzlich lassen sich bezüglich der Aluminium- und Eisenkonzentration zwei Aschentypen klassifizieren:

- „Aluminiumasche“: eine Asche, die sich durch ihren hohen Aluminiumgehalt ( $\text{Al}_2\text{O}_3$  Anteil > 35 %) in Verbindung mit einem geringen Eisengehalt ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$  Anteil < 10 %) auszeichnet. Dies zeigt sich optisch in der gräulichen Aschenfärbung, vgl. Abbildung 25.
- „Eisenasche“: eine Asche, die sich durch ihren hohen Eisengehalt ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$  Anteil > 25 %) auszeichnet, optisch erkennbar als rot-bräunliche Aschenfärbung, vgl. Abbildung 25.

Bereits Schimmel (1987) identifizierte Phosphor als wichtigsten Sekundärrohstoff in der Klärschlammasche.

Aufgrund der hohen Konzentrationen in den Aschen existieren für die Phosphorelimination eingesetzten Fällmittel Aluminium und Eisen ebenfalls verschiedene Verfahrensansätze für eine Rückgewinnung, wobei die entwickelten Technologien oft auch für weitere Metalle einsetzbar sind. Besondere Bedeutung gewinnen die Verfahren zur Rückgewinnung von Metallen insbesondere in Kombination mit den Verfahren zur Phosphorrückgewinnung.

- Nasschemisch  
Die Löslichkeit der Metalle im Klärschlamm bzw. in der Asche ist insbesondere abhängig vom pH-Wert, vgl. Oliver und Carey (1976). Durch eine pH-Wert-Absenkung im Klärschlamm bzw. in der Asche kann nach einer Fest-Flüssig-Trennung eine Separation der Metalle bzw. auch von Phosphor erfolgen. Eine nasschemische Aufbereitung ist letztendlich bis zu einer Cyanidlaugung mittels  $\text{NaCN}$  zur Rücklösung der Edelmetalle möglich (Krofchak, 1983).
- Bio-Leaching  
Hierbei erfolgt durch eisen- oder schwefeloxidierende Mikroorganismen die Oxidation von Metallsulfiden im Faulschlamm zu löslichen Metallsulfatverbindungen, vgl. Pathak et al.

---

(2009), Dott et al. (2011). Bereits bei höheren pH-Werten zwischen 4 und 3 erfolgt eine Rücklösung der Metalle (Zn, Cd, Pb, Cu), vgl. Tyagi et al. (1988).

Für die seltenen Erden finden sich rd. 116 mg/kg in der Klärschlammasche. Damit sind die Gehalte im Vergleich zu den derzeit abgebauten Erzen („economic cut-off 1 %“) zu niedrig, um eine wirtschaftliche Rückgewinnung zu erlauben (Krüger und Adam, 2013). In ähnlicher Weise gilt dies auch für die übrigen kritischen Metalle. Allerdings kann sich dies durch die Nutzung von Synergien z.B. bei einer Phosphorrückgewinnung verändern.

Grundsätzlich kann es durch industrielle Betriebe immer wieder zu einer Verschiebung der Zusammensetzung der Metalle kommen. So zeigt ein Beispiel aus Japan, dass dort eine Rückgewinnung von Gold aus Klärschlammasche möglich ist. Nach Reuters (2009) liegt dort die Konzentration an Gold bei 1.890 mg/kg Asche. Zum Vergleich: Analysen aus Deutschland zeigen Goldkonzentrationen im Faulschlamm von 0,4 - 56 mg/kg TR (Lottermoser, 1994) bzw. bei Berücksichtigung eines Glühverlustes von rd. 50 % von 0,8 - 112 mg/kg Asche. Westerhoff et al. (2015) gehen davon aus, dass zukünftig die Rückgewinnung von Metallen aus Klärschlamm an Bedeutung gewinnen wird, wobei Silber, Kupfer und Gold als die drei lukrativsten Elemente identifiziert wurden. Unter Berücksichtigung von 13 verschiedenen Elementen ermittelten Westerhoff et al. (2015) einen theoretischen ökonomischen Wert von Klärschlamm von 280 US \$/Mg TR Klärschlamm (rd. 270 €/Mg TR).

#### *Möglichkeiten einer Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm*

Für eine Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm wurden und werden diverse Verfahrenstechniken entwickelt, vgl. z.B. Pinnekamp und Everding (2011). Grundsätzlich können in Abhängigkeit vom Einsatzort die folgenden drei Stoffströme unterschieden werden:

- Faulschlamm
- Schlammwasser aus der (Faulschlamm-)entwässerung
- Rückstände (Asche) nach einer thermischen Monoklärschlammbehandlung (insbesondere Verbrennung)

Tabelle 12 stellt die drei Stoffströme gegenüber. Sehr deutlich ist dabei der Unterschied zwischen den „nassen“ Strömen, Schlammwasser und Faulschlamm, und der Asche zu erkennen. Im Vergleich ist die Asche trocken, frei von organischer Substanz und der konzentrierteste Phosphormassenstrom. Im Gegensatz zum Schlammwasser liegt das theoretische Rückgewinnungspotential aus Faulschlamm bei 90 %. Beim Schlammwasser ist das Rückgewinnungspotential von der Phosphorrücklösung bei der Faulung abhängig, wobei höhere Konzentrationen bei Kläranlagen mit erhöhter biologischer Phosphorelimination erzielt werden können.

Grundsätzlich ist zu beachten, dass das Rückgewinnungspotential nicht der tatsächlichen Rückgewinnung entspricht. Hierfür wäre der Wirkungsgrad des eingesetzten Verfahrens zur Phosphorrückgewinnung zu berücksichtigen.

Tabelle 12: Vergleich von Schlammwasser, Faulschlamm und Asche

	Schlammwasser	Faulschlamm	Asche
Volumen-/ Massenstrom	1 - 10 L/(E·d)	0,2 - 0,8 L/(E·d)	rd. 0,03 kg/(E·d)
Feststoffkonzentration (TR)	< 1 %	rd. 3 %	100 %
Glührückstand (GR)	-	40 - 50 %	100 %
Phosphor (P <sub>ges.</sub> )	20 - 100 mg/L	2 - 5 % bez. auf TR	5 - 10 % bez. auf TR
Rückgewinnungspotential*	rd. 10 - 20 %	rd. 90 %	rd. 90 %

\* bezogen auf die Zulauffracht zur Abwasserbehandlungsanlage; theoretisches Rückgewinnungspotential durch den Wirkungsgrad der Verfahren kann das tatsächliche Potential deutlich darunter liegen

Abbildung 27 zeigt die verschiedenen Möglichkeiten einer Phosphorrückgewinnung während der Klärschlammbehandlung. Die Verfahrensbeschreibungen sind der Literatur zu entnehmen, z.B. ATV-DVWK (2003), Schaum (2007), Montag (2008), BAFU (2009), Petzet (2013), Pinnekamp et al. (2013), Egle et al. (2014), Rühl (2014).

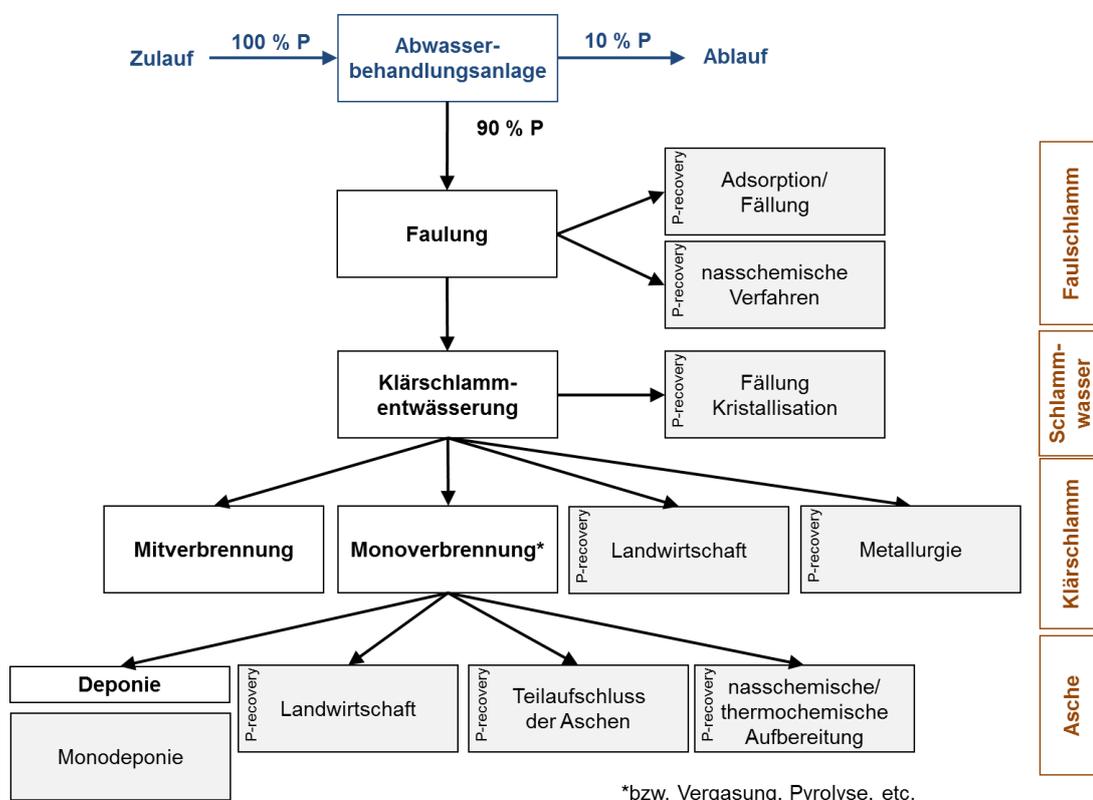


Abbildung 27: Möglichkeiten einer Phosphorrückgewinnung aus Klärschlamm, vgl. Schaum (2014)



---

## 3 Charakterisierung und Bewertung der chemisch gebundenen Energie

---

### 3.1 Theoretische Grundlagen zur Charakterisierung und Bewertung der chemisch gebundenen Energie

#### 3.1.1 CSB-Bilanz einer konventionellen kommunalen Abwasserbehandlungsanlage

##### *Bedeutung der CSB-Bilanzierung*

Kohlenstoffverbindungen, erfasst über den CSB, werden während der Abwasserbehandlung zum einen zu Kohlendioxid und Wasser umgewandelt und zum anderen über den Klärschlamm (Primär- und Überschussschlamm) aus dem Abwasser eliminiert. Eine Restkonzentration wird nicht entfernt und gelangt in das Gewässer.

Aus Sicht einer nachhaltigen Ressourceneffizienz ist der im Abwasser enthaltene Kohlenstoff als chemisch gebundene Energie zu nutzen, z.B. durch eine Umwandlung der Kohlenstoffverbindungen zu Faulgas mit anschließender Nutzung in einem Blockheizkraftwerk (BHKW) zur Generierung von Strom und Wärme oder durch eine thermische Verwertung der Klärschlämme.

Aus diesem Grund sind zunächst die verschiedenen CSB-Frachten einer konventionellen kommunalen Abwasserbehandlungsanlage zu bilanzieren. Bereits das Arbeitsblatt zur Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen aus dem Jahr 2000, vgl. ATV-DVWK (2000), enthält einen Ansatz auf Basis des CSB zur Ermittlung der Schlammproduktion und des Sauerstoffverbrauchs für die Kohlenstoffelimination. Mit der Überarbeitung des Arbeitsblatts wird zukünftig der gesamte Bemessungsansatz auf Basis des CSB erfolgen, vgl. Jardin (2013), Teichgräber (2013), DWA (2015a). International ist die Bemessung der Abwasserbehandlungsanlage auf Basis des CSB übliche Praxis, vgl. Tchobanoglous (2003), WEF (2010).

##### *Ermittlung einer CSB-Bilanz für eine kommunale Abwasserbehandlungsanlage*

Abbildung 28 zeigt ein vereinfachtes Fließbild einer Abwasserbehandlungsanlage mit den Bilanzgrenzen für die Abwasser- und Klärschlammbehandlung, wobei diese über den Klärschlamm miteinander direkt verbunden sind. Des Weiteren zeigt Abbildung 28 die für den jeweiligen Bilanzraum maßgebenden Zu- und Ablaufströme:

- CSB-Bilanzraum „Abwasserbehandlung“
  - Input: Zulauf Abwasserbehandlungsanlage
  - Reaktion: Umwandlung/Veratmung von CSB zu Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>) während der Abwasserbehandlung, d.h. Verbrauch von CSB
  - Output: Ablauf Abwasserbehandlungsanlage
- CSB-Bilanzraum „Klärschlammbehandlung“
  - Input: Primär- und Überschussschlamm
  - Output: Faulschlamm zur Entsorgung sowie Faulgas

Für die CSB-Bilanzierung werden folgende Randbedingungen für die verfahrenstechnischen Hauptkomponenten festgelegt (konventionelle kommunale Abwasserbehandlungsanlage):

- Rechen und Sandfang
- Vorklärung: Aufenthaltszeit rd. 1,0 h
- Biologie:  
Belebtschlammverfahren (mittleres Schlammalter 15 d und mittlere Temperatur 15°C)
- Klärschlammbehandlung:  
Eindickung, Faulung (mesophile Faulung, Aufenthaltszeit 20 d) und Blockheizkraftwerk, Entwässerung

Die CSB-Bilanzierung erfolgt auf Basis von mittleren einwohnerspezifischen Frachten (Jahresmittelwerte).

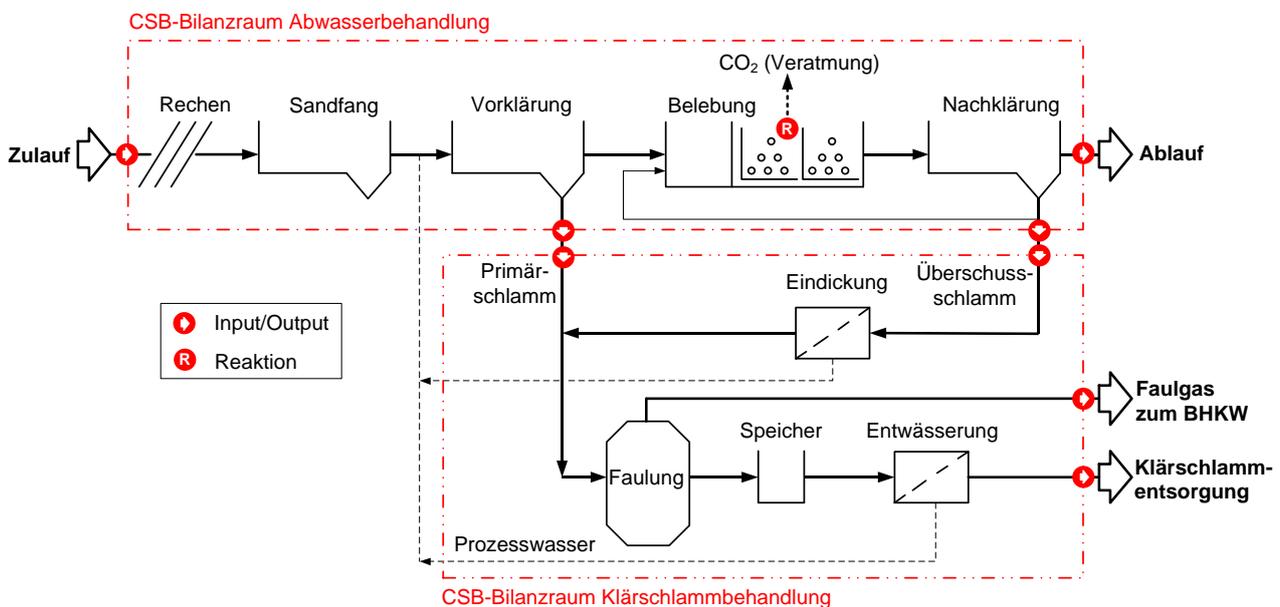


Abbildung 28: Vereinfachtes Fließbild einer konventionellen Abwasserbehandlungsanlage einschließlich CSB-Bilanzraum für die Abwasser- und Klärschlammbehandlung

### Zulauf zur Abwasserbehandlungsanlage

Untersuchungen von Andreottola et al. (1994) ergaben eine häusliche CSB-Fracht von im Mittel 116 g CSB/(E·d) für ländliche und 120 g CSB/(E·d) für städtische Gebiete. Eine Datenauswertung von Kläranlagen des Ruhr- und Lippeverbands zeigte ebenfalls, dass 120 g CSB/(E·d) als mittlerer einwohnerspezifischer Wert angesetzt werden können, vgl. Teichgräber (2013). Im Gegensatz hierzu erfolgt nach ATV-DVWK (2000) der Ansatz von 120 g CSB/(E·d) als 85-Perzentil. Abbildung 29 zeigt eine Zusammenstellung der spezifischen CSB-Fracht in Bezug auf die Aufteilung der Abwasserteilströme Grauwasser, Urin und Fäzes. Die Literaturdatenauswertung zeigt dabei eine Schwankungsbreite der CSB-Frachten. In Bezug auf die Bewertung ist zu beachten, dass nur wenige Originaldaten/Messdaten vorliegen und diese teilweise unterschiedlich zusammengeführt und bewertet wurden:

- DWA (2014a), DWA (2008b), Oldenburg et al. (2008), Otterpohl und Oldenburg (2002) führen ausschließlich eine Auswertung von Literaturdaten durch. Hierbei fällt auf, dass selbst in DWA (2008b) zwei unterschiedliche Ansätze der spezifischen Frachten zu finden sind. Es werden lediglich die Anzahl der benutzten Quellen angegeben, ohne diese zu spezifizieren.
- Vinnerås et al. (2006), Vinnerås (2001), Jönsson et al. (2005), Almeida et al. (1999), Henze (1997) enthalten eine Zusammenstellung von Messdaten; Henze und Ledin (2001) nutzen weitgehend die Daten aus Henze (1997), ergänzt um die Aufteilung des Schwarzwassers in Fäzes und Urin. Die Daten werden dabei geprägt durch Messdaten aus Skandinavien.

Vinnerås et al. (2006) und Vinnerås (2001) enthalten keine Angabe zur spezifischen CSB-Fracht der Fäzes. Mit einer spezifischen Fäzesmenge von 27 - 41 g TR/(E·d) wurde mit einem Brennwert von 21,5 MJ/(kg TR), vgl. Ciba-Geigy (1977), eine spezifische CSB-Fracht von rd. 58 g CSB/(E·d) abgeschätzt; Umrechnung Brenn-/Heizwert auf CSB, vgl. Kapitel 3.1.2.

- Die Daten von STOWA (2010) basieren auf einer theoretischen Bilanzierung von Einzelsubstanzen, d.h. Nahrungsbilanz des Menschen (Nahrungsaufnahme und Ausscheidung) mit Ergänzungen wie Toilettenpapier, Waschmittel, Küchenabfälle etc. Dabei werden vor allem statistische Daten der Niederlande herangezogen. Markant ist dabei, dass die Ergebnisse nach STOWA (2010) mit den Resultaten/Messdaten aus dem Bereich der Abwassertechnik vergleichbar sind.
- Ciba-Geigy (1977) wertet medizinische Daten der Körperflüssigkeiten aus. Auf Basis der dort publizierten Daten in Bezug auf die Fäzesmenge (ohne Toilettenpapier) sowie dem Brennwert kann der abwassertechnische Parameter CSB, vgl. Kapitel 3.1.2, ermittelt werden; tägliche Menge Fäzes: 21 - 34 g TR/(E·d), Brennwert: 21,5 MJ/(kg TR), d.h. rd. 36 - 58 g CSB/(E·d) bzw. im Mittel rd. 46 g CSB/(E·d), vgl. Ciba-Geigy (1977).

Nach Ciba-Geigy (1977) liegt die tägliche Urinmenge bei rd. 1.100 - 1.400 ml/d. Mit einer CSB-Konzentration von rd. 8,5 g/L, vgl. Scheyer (2016), resultiert eine spezifische Fracht von rd. 11 g CSB/(E·d).

Bezogen auf die Literatur mit Originaldatensätzen, vgl. Vinnerås et al. (2006), Jönsson et al. (2005), Almeida et al. (1999), STOWA (2010), Henze (1997), ergibt sich eine mittlere CSB-Zulauf fracht von rd. 120 g CSB/(E·d), vgl. Tabelle 13.

Auf Basis der älteren und aktuellen Datenauswertung wird im Folgenden von einer mittleren einwohnerspezifischen Fracht von 120 g CSB/(E·d) ausgegangen.

Tabelle 13: Ermittlung einwohnerspezifische CSB-Zulauf fracht

Mittelwert	Vinnerås et al. (2006)	Jönsson et al. (2005)	Almeida et al. (1999)	STOWA (2010)	Henze (1997)
	[g CSB/(E·d)]				
<b>120</b>	120	134	112	106	130

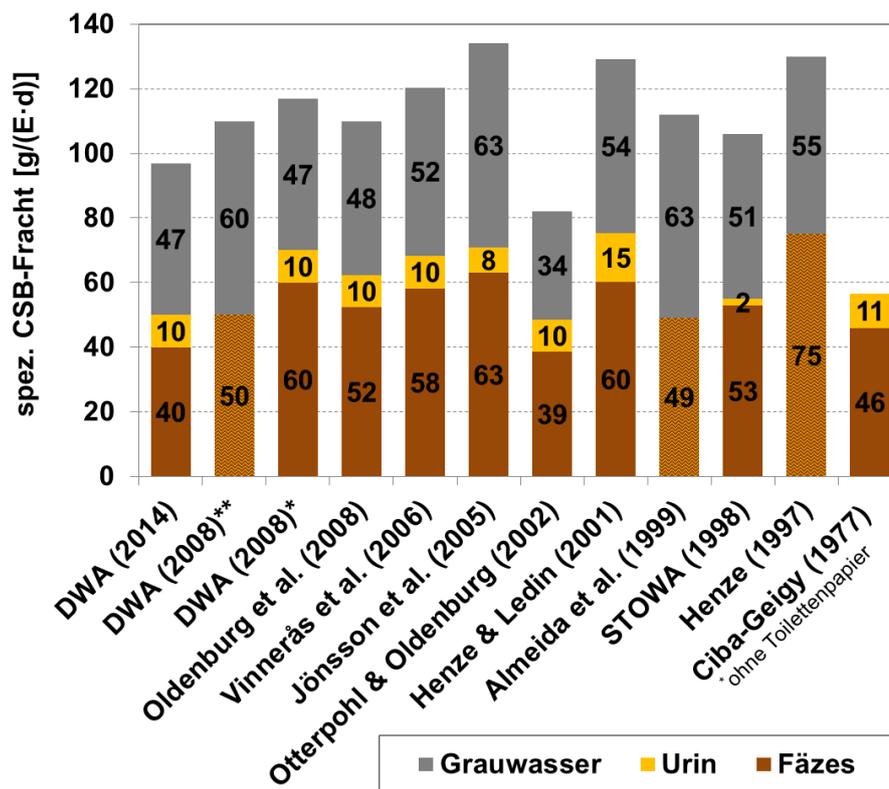


Abbildung 29: Spezifische CSB-Fracht aufgeteilt nach Grauwasser, Urin und Fäzes; Mittelwerte außer Oldenburg et al. (2008) hier: Median, Spannweiten (min. - max.) Grauwasser: 7 - 102 g CSB/(E·d), Urin: 5 - 24 g CSB/(E·d), Fäzes: 37 - 63 g CSB/(E·d), Daten: DWA (2014a), DWA (2008b), Oldenburg et al. (2008), Vinnerås et al. (2006), Jönsson et al. (2005), Otterpohl und Oldenburg (2002), Cooper (2001), Almeida et al. (1999), STOWA (2010), Henze (1997), Ciba-Geigy (1977); vgl. auch Remy (2010), Londong und Hartmann (2006)

### Ablauf der Abwasserbehandlungsanlage

Bei einer mittleren Ablaufkonzentration von 30 mg/L CSB, vgl. DWA (2013b), resultiert mit einer spezifischen Wassermenge von rd. 150 L/(E·d), vgl. Durth et al. (2014), eine spezifische CSB-Fracht von rd. 4,0 - 4,5 g CSB/(E·d). Damit ergibt sich ein mittlerer CSB-Abbaugrad von > 95 %, was aktuelle statistische Erhebungen ebenfalls zeigen, vgl. DWA (2013b).

Neben der CSB-Bilanzierung ist zu beachten, dass sich der Oxidationsgrad der Inhaltsstoffe, analytisch ermittelt über das CSB/DOC-Verhältnis, während der Abwasserbehandlung verändert. Untersuchungen von Knopp (2014) zeigen im Zulauf einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage ein CSB/DOC-Verhältnis ( $CSB = S_{CSB,ZB}$  bzw.  $S_{CSB,AN}$ ) von rd.  $3,4 \pm 0,8$ . Im Ablauf der Abwasserbehandlungsanlage verschiebt sich dieses Verhältnis zu rd.  $2,4 \pm 0,1$ , d.h. der Oxidationsgrad der Abwasserinhaltsstoffe nimmt durch die Abwasserbehandlung ab.

### Primärschlamm

Nach Svardal (2012) werden bei einer Durchflusszeit von rd. 1,0 h rd. 30 % des CSB in den Primärschlamm überführt, vgl. auch ATV-DVWK (2000). Bei einer CSB-Fracht im Zulauf von 120 g CSB/(E·d) resultiert damit ein Primärschlammfall von 36 g CSB/(E·d).

## Überschussschlamm/Veratmung (biologische Abwasserbehandlung)

Abbildung 30 zeigt die CSB-Fraktionierung und Umwandlung während der biologischen Abwasserbehandlung zu Kohlendioxid (Veratmung) und Überschussschlamm.

Die Bezeichnung/Nomenklatur ( $X_{CSB,XX}$ ;  $S_{CSB,XX}$ ;  $C_{CSB,XX}$ ) der CSB-Fractionen erfolgt in Analogie zur ATV-DVWK (2000), vgl. auch Teichgräber (2013), wobei sich die im Folgenden dargestellten Berechnungen auf einwohnerspezifische Frachten in g CSB/(E·d) beziehen und nicht auf Konzentrationen (mg/L), wofür die Bezeichnungen grundsätzlich nach ATV-DVWK (2000) stehen.

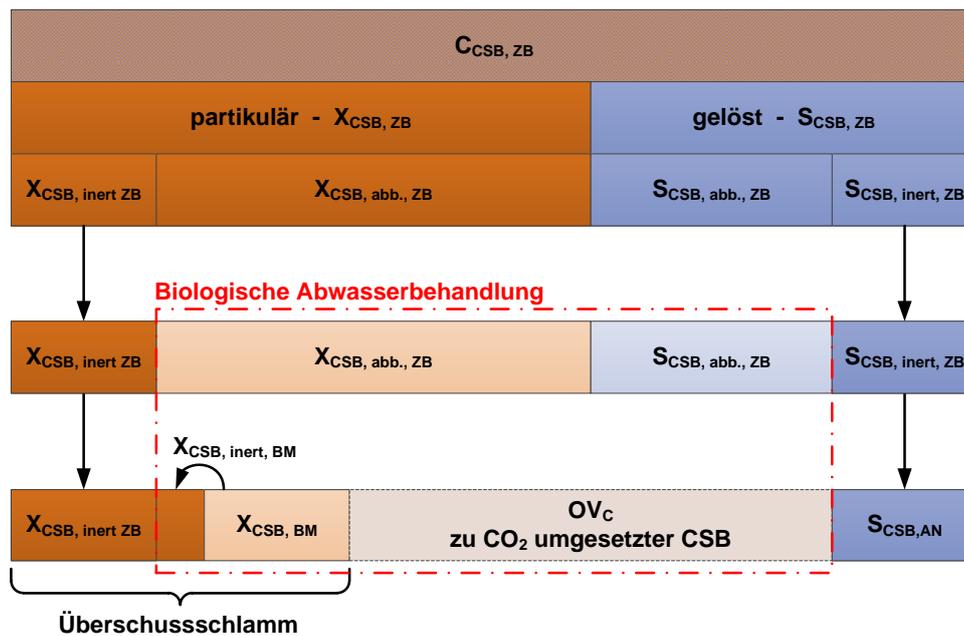


Abbildung 30: CSB-Fraktionierung und Umwandlung während der biologischen Abwasserbehandlung zu Kohlendioxid (Veratmung) und Überschussschlamm, vgl. Teichgräber (2013)\*

Bilanzierung von Überschussschlamm und Veratmung (biologische Abwasserbehandlung):

### – Überschussschlamm

Der Überschussschlamm setzt sich aus dem inerten partikulären Zulauf CSB ( $X_{CSB,inert,ZB}$ ), der gebildeten Biomasse ( $X_{CSB,BM}$ ) und den vom endogenen Zerfall der Biomasse verbliebenen inerten Feststoffen zusammen ( $X_{CSB,inert,BM}$ ), vgl. ATV-DVWK (2000).

Der inerte CSB liegt sowohl gelöst ( $S_{CSB,inert,ZB} = S_{CSB,inert,AN}$ ) als auch partikulär ( $X_{CSB,inert,ZB}$ ) vor. Die Abschätzung erfolgt in Analogie zur ATV-DVWK (2000):

$$S_{CSB,inert,ZB} = S_{CSB,inert,AN} = 0,05 \cdot C_{CSB,ZB} \quad \text{Gl. 3-1}$$

\* Kurzzeichen: X = partikulär, S = gelöst, C = gesamt (partikulär + gelöst), G = Gas als CSB-Äquivalent  
 Index: ZB = Zulauf Belebungsbecken, abb. = abbaubarer CSB, inert = inerte CSB,  
 BM = in Biomasse eingebauter CSB, AN = Ablauf Nachklärung, CH<sub>4</sub> = Methan

Mit  $C_{\text{CSB,ZB}}$  (gesamt CSB in der homogenisierten) von 84 g CSB/(E·d) im Zulauf zur Biologie resultiert eine gelöste, inerte Fracht von 4,2 g CSB/(E·d), die direkt mit dem Ablauf der Abwasserbehandlungsanlage vergleichbar ist (Abschätzung über Ablaufkonzentration und mittleren spezifischen Abwasseranfall zu rd. 4,0 - 4,5 g CSB/(E·d)).

$$X_{\text{CSB,inert,ZB}} = f_A \cdot X_{\text{CSB,ZB}} = f_A \cdot (C_{\text{CSB,ZB}} - S_{\text{CSB,ZB}}) \quad \text{Gl. 3-2}$$

Mit einem Glühverlust von rd. 75 % im Rohabwasser resultiert  $f_A$  (inert Anteil am partikulären CSB) zu 0,25 (ATV-DVWK, 2000). Der gelöste CSB ( $S_{\text{CSB,ZB}}$ ) kann mit 40 % abgeschätzt werden ( $S_{\text{CSB,ZB}} = 0,4 \cdot C_{\text{CSB,ZB}}$ ). Daraus resultiert mit einer CSB-Zulauffracht zur Biologie von 84 g CSB/(E·d) der inerte partikuläre CSB zu 12,6 g CSB/(E·d). Der in der Biologie abbaubare CSB ( $C_{\text{CSB,abb,ZB}}$ ) ergibt sich damit zu:

$$C_{\text{CSB,abb,ZB}} = C_{\text{CSB,ZB}} - S_{\text{CSB,inert,AN}} - X_{\text{CSB,inert,ZB}} = 84 - 4,2 - 12,6 = 67,2 \text{ g CSB/(E·d)} \quad \text{Gl. 3-3}$$

In Abhängigkeit von der Abwassertemperatur, dem Schlammalter, dem Ertragskoeffizienten  $Y = 0,67 \text{ g CSB/(g CSB}_{\text{abb.}})$  und dem Zerfallskoeffizienten  $b = 0,17 \text{ d}^{-1}$ , vgl. ATV-DVWK (2000), kann der in der Biomasse gebundene abbaubare CSB, bestehend aus Biomassenbildung und endogenem Zerfall der Biomasse, berechnet werden:

$$X_{\text{CSB,BM}} = C_{\text{CSB,abb,ZB}} \cdot Y \cdot \frac{1}{1 + b \cdot t_{\text{TS}} \cdot F_T} \quad \text{Gl. 3-4}$$

mit	Temperaturkoeffizient	$F_T$	=	$1,072^{(T-15)}$ ; mit 15°C folgt $F_T = 1,0$
	Ertragskoeffizient	$Y$	=	$0,67 \text{ g CSB/g CSB}_{\text{abb.}}$
	Zerfallskoeffizient	$b$	=	$0,17 \text{ d}^{-1}$
	Schlammalter	$t_{\text{TS}}$	=	15 d

Bei  $C_{\text{CSB,abb,ZB}}$  von 67,2 g CSB/(E·d) resultiert damit  $X_{\text{CSB,BM}}$  zu 12,7 g CSB/(E·d).

Die vom endogenen Zerfall verbleibenden inerten Feststoffe können mit 20 % der zerfallenen Biomasse abgeschätzt werden, vgl. ATV-DVWK (2000):

$$X_{\text{CSB,inert,BM}} = 0,2 \cdot X_{\text{CSB,BM}} \cdot t_{\text{TS}} \cdot b \cdot F_T \quad \text{Gl. 3-5}$$

Mit dem dargestellten Koeffizienten und  $X_{\text{CSB,BM}} = 12,7 \text{ g CSB/(E·d)}$  resultiert  $X_{\text{CSB,inert,BM}}$  zu 6,5 g CSB/(E·d).

Der Überschussschlamm resultiert damit zu

$$\begin{aligned} X_{\text{CSB,ÜS}} &= X_{\text{CSB,inert,ZB}} + X_{\text{CSB,BM}} + X_{\text{CSB,inert,BM}} \\ &= 12,6 + 12,7 + 6,5 = 31,8 \text{ g CSB/(E·d)} \end{aligned} \quad \text{Gl. 3-6}$$

#### – Veratmung

Nach ATV-DVWK (2000) ergibt sich der Sauerstoffbedarf für die Oxidation zu

$$\begin{aligned} \text{OVC} &= C_{\text{CSB,ZB}} - S_{\text{CSB,inert,AN}} - X_{\text{CSB,ÜS}} \\ &= 84 - 4,2 - 31,8 = 48,0 \text{ g CSB/(E·d)} \end{aligned} \quad \text{Gl. 3-7}$$

Das Verhältnis  $X_{\text{CSB},\text{ÜS}}$  zu OVC ergibt ein  $\eta$ -CSB von rd. 65 %, was direkt mit Erfahrungswerten nach Svardal (2012) vergleichbar ist.

Der „veratmete“ Kohlenstoff wird dabei fast ausschließlich für die Denitrifikation benötigt. Bei der Reduktion von Nitrat zu molekularem Stickstoff ( $\text{N}_2$ ) werden Elektronen benötigt, die bei der Oxidation der organischen Kohlenstoffverbindungen zur Verfügung gestellt werden. Dementsprechend werden für die Denitrifikation rd. 5 g CSB/(g  $\text{NO}_3$ - $\text{N}_{\text{eliminiert}}$ ) benötigt, vgl. ATV-DVWK (2000). Bei einer zu eliminierenden Stickstofffracht von rd. 7 - 9 g TKN/(E·d) resultiert eine notwendige CSB-Fracht von rd. 35 - 45 g CSB/(E·d). Sofern die Abwasserbehandlung mittels Nitrifikation/Denitrifikation erfolgt, wird ein Teil des Kohlenstoffs hierfür benötigt und kann dementsprechend nicht für eine energetische Verwertung genutzt werden.

### Faulschlamm/Faulgas

Aus der Bilanzierung der Abwasserbehandlung ergibt sich mit der Summe aus Primär- und Überschussschlammanfall ein Rohschlammanfall ( $C_{\text{CSB,RS}}$ ) von 67,8 g CSB/(E·d). Durch die anaerobe Stabilisierung erfolgt in Abhängigkeit vom Abbaugrad die Erzeugung von Faulgas ( $G_{\text{CSB,CH}_4}$ ). Der Faulschlamm ( $X_{\text{CSB,FS}}$ ) kann anschließend einer thermischen Entsorgung zugeführt werden.

$$C_{\text{CSB,FS}} = (1 - \eta_{\text{CSB}}) \cdot C_{\text{CSB,RS}} \quad \text{Gl. 3-8}$$

Mit einem Abbaugrad in der Faulung von  $\eta_{\text{CSB}} = 48 \%$ , vgl. Zeig (2014), folgt eine Faulschlammfracht von 35,3 g CSB/(E·d).

Im Faulschlamm enthalten ist dabei der Anteil aus dem Biomassewachstum:

$$X_{\text{CSB,FS,BM}} = C_{\text{CSB,abb,FS}} \cdot Y \cdot \frac{1}{1 + k_d \cdot t_{\text{FT}}} \quad \text{Gl. 3-9}$$

mit Ertragskoeffizient	Y	= 0,08 g oTR/(g $\text{CSB}_{\text{abb}}$ ), vgl. Tchobanoglous (2003)
		mit 1,48 g CSB/g oTR folgt 0,12 g CSB/g CSB
endogene Atmungsrate	$k_d$	= 0,03 $\text{d}^{-1}$ , vgl. Tchobanoglous (2003)
Aufenthaltszeit	$t_{\text{FT}}$	= 20 d

folgt  $X_{\text{CSB,FS,BM}}$  zu 2,4 g CSB/(E·d)

Das Faulgas resultiert damit zu 32,5 g CSB/(E·d):

$$\begin{aligned} G_{\text{CSB,CH}_4} &= C_{\text{CSB,RS}} - C_{\text{CSB,FS}} \\ &= 67,8 - 35,3 = 32,5 \text{ g CSB/(E·d)} \end{aligned} \quad \text{Gl. 3-10}$$

Berücksichtigt man, dass aus 1 g CSB stöchiometrisch 0,35 NL  $\text{CH}_4$  entstehen, vgl. Schaum et al. (2013a), resultieren 11,4 NL  $\text{CH}_4$ /(E·d) bzw. bei einer  $\text{CH}_4$ -Konzentration im Faulgas von rd. 60 % eine spezifische Faulgasmenge von rd. 19 NL/(E·d).

DWA (2010b) gibt für den Faulgasanfall in Abhängigkeit von der Art der Abwasserbehandlung (Vorklärung, Schlammalter) verschiedene Kenngrößen an, wobei die Daten sich weitgehend auf Untersuchungen von Kapp (1984) beziehen. Für eine Kläranlage mit großer Vorklärung und Belebtschlammverfahren mit Nitrifikation/Denitrifikation liegt der Faulgasanfall bei 14,5 bis 22 NL/(E·d) bzw. im Mittel bei 18,3 NL/(E·d); mit einer kleinen Vorklärung reduziert sich der

---

Faulgasanfall auf 10,5 bis 15,9 NL/(E·d) bzw. im Mittel auf 13,2 NL/(E·d). Auf Basis von Umfrageergebnissen ermittelte Haberkern (2013) einen mittleren Faulgasanfall von rd. 20 NL/(E·d), vgl. auch Haberkern et al. (2011).

#### *Prozesswasser aus der Faulschlammwässerung*

Auf Basis einer Literaturrecherche ermittelten Geiger und Liebig (2001) CSB-Konzentrationen im Schlammwasser/Prozesswasser von 300 - 1.800 mg/L, wobei diese überwiegend partikulär und schwer abbaubar vorliegen.

Bei einem Abscheidegrad durch das Entwässerungsaggregat von 95 - 98 %, vgl. DWA (2013c), AWEL (2013), ergibt sich bei einer Zulaufkonzentration zur Entwässerung von 2,5 % TR eine Feststoffkonzentration im Prozesswasser von rd. 0,5 - 1,25 g TR/L. Mit einer spezifischen CSB-Konzentration im Faulschlamm von 806 g CSB/(kg TR), vgl. Kapitel 3.4.1, resultiert eine CSB-Konzentration im Prozesswasser von 400 - 1.010 mg/L. Es ist zu vermuten, dass die Feststoffe aus dem Prozesswasser im Rahmen der Prozesswasserbehandlung bzw. der Mitbehandlung im Hauptstrom weitgehend eliminiert werden können.

Untersuchungen von Schaum (2007) ergaben auf 2 kommunalen Kläranlagen eine gelöste CSB-Konzentration im Prozesswasser von 251 bzw. 382 mg/L. Lutze (2015) ermittelte auf 4 verschiedenen kommunalen Kläranlagen eine gelöste CSB-Konzentration von 270 - 660 mg/L.

Mit einem Faulschlammfall von 38 g TR/(E·d) folgt bei einer Faulschlammwässerung von 2,5 % TR auf 25 % TR eine spezifische Schlammwassermenge von rd. 1,4 L/(E·d). Hieraus resultiert unter der Annahme einer gelösten CSB-Konzentration von rd. 300 - 500 mg/L eine spezifische Fracht von 0,4 - 0,7 g CSB/(E·d).

Nach Schmidt (1997) können hiervon lediglich rd. 27 % in der aeroben Abwasserbehandlung abgebaut werden, so dass 0,3 - 0,5 g CSB/(E·d) sich direkt im Ablauf der Abwasserbehandlungsanlage wiederfinden. Bei einer spezifischen Ablaufracht von rd. 4,5 g/(E·d) entspricht dies einem Anteil durch die Einleitung aus dem Schlammwasser von rd. 6 - 11 %.

#### *Gesamtbilanz der kommunalen Abwasserbehandlungsanlage*

Abbildung 31 visualisiert die ermittelten spezifischen CSB-Frachten für die einzelnen Stoffströme. Tabelle 14 fasst die ermittelten Ergebnisse zusammen. In Bezug auf den Zulauf zur Abwasserbehandlungsanlage werden rd. 40 % der CSB-Fracht zu Kohlendioxid umgewandelt und rd. 60 % über den Rohschlamm, bestehend aus Primär- und Überschussschlamm, in die Faulung geführt. Dort werden wiederum rd. 50 % zu Faulgas transformiert, vgl. Abbildung 31 und Tabelle 14.

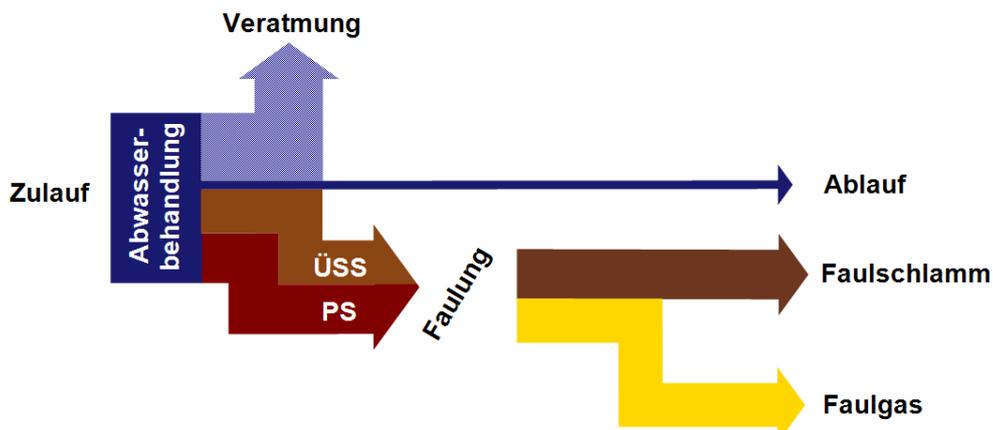


Abbildung 31: Mittlere CSB-Bilanz einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage

Tabelle 14: Mittlere CSB-Bilanz einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage

Einheit	Zulauf	PS*	Veratmung	ÜSS*	RS*	FS*	Gas*	Ablauf
[g CSB/(E·d)]	120	36	48	32	68	35	33	4
[%]**	100	30	40	27	57	29	28	3

\* PS = Primärschlamm, ÜSS = Überschussschlamm, RS = Rohschlamm, FS = Faulschlamm, Gas = Faulgas

\*\* prozentuale Verteilung jeweils bezogen auf die Zulauffracht, 120 g CSB/(E·d) = 100 %

### 3.1.2 Charakterisierung des Energiepotentials von Klärschlamm über den Heizwert

#### ***Brennwert vs. Heizwert***

Für die thermische Klärschlamm Entsorgung ist der Heizwert von Bedeutung, da dieser die energetischen Randbedingungen für die Verbrennung festlegt. Von entscheidender Rolle ist dabei die Sicherstellung einer selbstgängigen Verbrennung, d.h. der Verzicht auf eine Zufuhr von externen Energiequellen, wie z.B. Heizöl oder Erd-/Faulgas.

Der Brennwert ( $H_O$ ) ist definiert als Quotient aus der bei vollständiger Verbrennung eines festen Stoffes freiwerdenden Wärmeenergie und der Masse des Brennstoffs unter definierten Randbedingungen (Temperatur von 25°C des Stoffes vor der Verbrennung und seiner Verbrennungserzeugnisse; das beim Verbrennen des Wasserstoffs gebildete Wasser liegt im flüssigem Zustand vor), vgl. DIN (2000a).

Der Heizwert ( $H_U$ ) unterscheidet sich vom Brennwert dadurch, dass das Wasser beim Heizwert im dampfförmigen Zustand vorliegt, d.h. der Unterschied bezieht sich auf die Verdampfungswärme des Wassers.

Nach DIN (2000a) erfolgt die Ermittlung des Heizwertes über den Brennwert mittels Bombenkalorimeter. Des Weiteren existieren empirische Ansätze zur Ermittlung des Brenn- resp. Heizwertes über die Elementarzusammensetzung sowie für Klärschlamm auch über die Parameter Glühverlust (GV) und chemischen Sauerstoffbedarf (CSB).

#### ***Methoden zur Ermittlung des Brenn- bzw. Heizwertes***

##### *Ermittlung des Heizwertes über den analytisch ermittelten Brennwert*

Die Bestimmung des Brennwertes im Bombenkalorimeter erfolgt bei konstantem Volumen. In der Praxis wird vor allem der Brenn- bzw. Heizwert bei konstantem Druck benötigt ( $H_{O,p}$ ). Die DIN (2000a) bietet hierfür Umrechnungen an. Allerdings beträgt der Unterschied bei festen Brennstoffen lediglich 20 - 30 J/g und liegt damit im Rahmen der Messgenauigkeit des Brennwertes. Somit kann dieser Effekt im Allgemeinen vernachlässigt werden, vgl. Brandt (1999).

$$H_{U,v} = H_{O,v} - k_w (h + w) \quad [\text{MJ/kg}] \quad \text{Gl. 3-11}$$

mit:  $H_{O,v}$  = Brennwert in MJ/kg  
 $k_w$  = Verdampfungswärme von Wasser unter  $V = \text{const.}$  bei 25°C: 206 J/%  
 $h$  = Wasserstoff als Massenanteil in %  
 $w$  = Analysenfeuchtigkeit als Massenanteil in %

##### *Ermittlung des Brenn- bzw. Heizwertes über die Elementarzusammensetzung*

In der sogenannten Verbandsformel (auch unter Dulong'sche Formel\* bekannt) wurden Anfang des 19. Jahrhunderts der Heizwert und die Elementaranalyse empirisch zusammengeführt unter der Annahme eines Gemenges von Elementen mit bekanntem Brenn- bzw. Heizwert, vgl. Boie (1957), Brandt (1999).

---

\* Pierre Louis Dulong (\*12. Februar 1785 in Rouen; †19. Juli 1838 in Paris), [www.chemie.de/lexikon/](http://www.chemie.de/lexikon/)

$$H_U = k_1 C + k_2 H + k_3 S + k_4 N + k_5 O + k_6 w + k_7 a \quad [\text{MJ/kg}] \quad \text{Gl. 3-12}$$

Kohlenstoff (C), Wasserstoff (H), Schwefel (S), Stickstoff (N), Sauerstoff (O), Wasser (w) und Asche (a) gehen jeweils als Gewichts-% in die Berechnung ein. Die Faktoren k stellen die Koeffizienten dar, mit dem der betreffende Bestandteil am Gesamtheizwert des Brennstoffes beteiligt ist. Es gibt verschiedene Ansätze, vor allem aufbauend auf statistischen Analysen, für die Ermittlung der Faktoren, vgl. Boie (1957), Friedl et al. (2005). Die Genauigkeit bzw. Gültigkeit ist dabei von den untersuchten Brennstoffen abhängig. Tabelle 15 zeigt die von Dulong, Boie und Channiwala abgeleiteten Faktoren.

Tabelle 15: Faktoren zur Berechnung des Heizwertes über die Elementaranalyse

			k <sub>1</sub>	k <sub>2</sub>	k <sub>3</sub>	k <sub>4</sub>	k <sub>5</sub>	k <sub>6</sub>	k <sub>7</sub>
			[MJ/kg]						
Dulong <sup>1</sup>	H <sub>U,Dulong</sub>	Kohle	33,9	121,4	10,5	0	-15,2	-2,5	0
Boie <sup>2</sup>	H <sub>U,Boie</sub>	Kohle	34,8	93,9	10,5	6,3	-10,8	-2,4	0
Channiwala <sup>3</sup>	H <sub>U,Chan.</sub>	Bio-masse	34,9	117,8	10,1	-1,5	-10,3	0	-2,1

<sup>1</sup> Brandt (1999), <sup>2</sup> Boie (1957), <sup>3</sup> WEF (2009)

#### *Ermittlung des Heizwertes über den Glühverlust (GV)*

Aufbauend auf Untersuchungen aus den 1930er Jahren entwickelten Fair und Geyer erste Ansätze der Korrelation zwischen Brennwert und Glühverlust von Klärschlamm unter Berücksichtigung von abwassertechnischen Randbedingungen, vgl. Niemitz (1965), Fair et al. (1967), Kempa (1970), Vesilind (1979). Darauf aufbauend existieren verschiedene Untersuchungen von Klärschlämmen zur Korrelation von Brenn- bzw. Heizwert mit dem Glühverlust, wobei sich die Randbedingungen der Untersuchungen teilweise unterscheiden (Probenumfang, Art der Klärschlammproben etc.):

$$\text{Niemitz (1965): } H_{O,\text{Niemitz}} = (83,3 \cdot \text{GV} - 1.089) \cdot 4,1868^* \quad [\text{kJ/kg TR}] \quad \text{Gl. 3-13}$$

Anmerkung: Probenumfang: 25 Klärschlammanalysen, GV in [%]

$$\text{Weiland (1966): } H_{U,W.\&K.} = 55 \cdot \text{GV} \cdot 4,1868^* = 230 \cdot \text{GV} \quad [\text{kJ/kg TR}] \quad \text{Gl. 3-14}$$

Anmerkung: Untersuchung von verschiedenen Klärschlämmen; Frischschlamm, Faulschlamm aus Deutschland und den USA, kohlestaubhaltiger Schlamm sowie Frischschlamm mit Ascheanreicherung

Eberhardt und Weiland, zitiert in ATV (1996):

$$H_{U,E.\&W.} = 250 \cdot \text{GV} \quad [\text{kJ/kg TR}] \quad \text{Gl. 3-15}$$

\* Umrechnungsfaktor: 1 cal (Kalorie) = 4,1868 J, vgl. Lindner (1989)

Kempa (1970):  $H_{O,Kempa} = (53,5 \cdot GV + 356) \cdot 4,1868^*$  [kJ/kg TR] Gl. 3-16

Anmerkung: Probenumfang: 122 Klärschlammproben

Zanoni (1982):  $H_{U,Zanoni} = 173 \cdot GV + 3.713$  [kJ/kg TR] Gl. 3-17

Anmerkung: Probenumfang: 36 Klärschlämme aus 13 verschiedenen amerikanischen Kläranlagen

Baten (1996):  $H_{U,Baten} = 209 \cdot GV$  [kJ/kg TR] Gl. 3-18

Schmelz (2013):  $H_{U,Schmelz} = 210 \cdot GV$  [kJ/kg TR] Gl. 3-19

Abbildung 32 zeigt graphisch die unterschiedlichen Ansätze zur Abschätzung des Brenn- bzw. Heizwertes über den Glühverlust. Die Abschätzung des Heizwertes für einen  $GV = 50\%$  ergibt bei Berechnung des Heizwertes über die verschiedenen Ansätze einen Wert zwischen 10,5 und 12,5 MJ/kg TR bzw. im Mittel von  $11,4 \pm 1,0$  MJ/kg TR.

Die Abschätzung des Brennwertes nach Niemitz zeigt eine im Vergleich zu den übrigen Ansätzen deutliche Abweichung in der Steigung, wobei verschiedene Ursachen hierfür möglich sind, z.B. Analytik oder Probenahme.

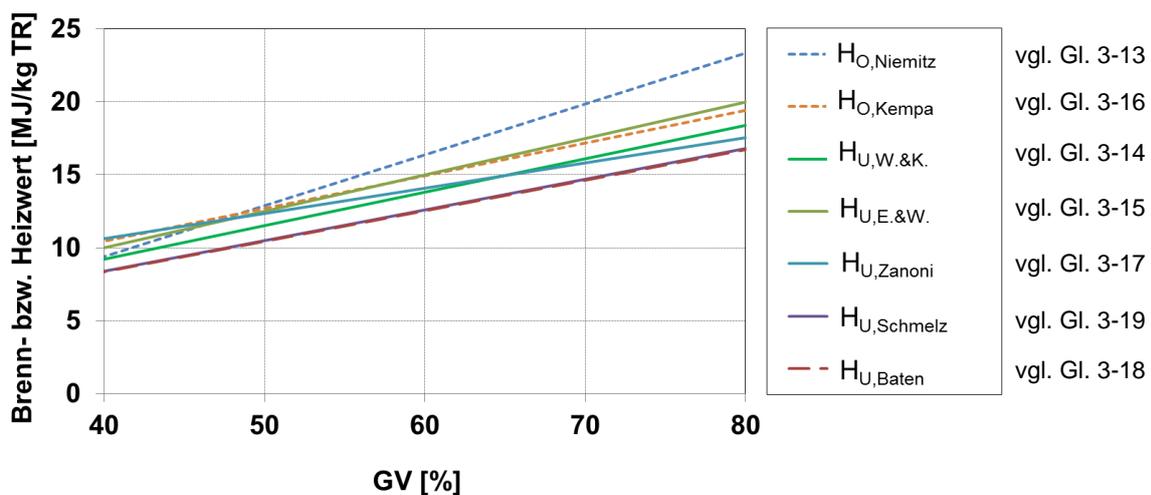


Abbildung 32: Gegenüberstellung der unterschiedlichen Ansätze zur Korrelation zwischen Glühverlust und Brenn- bzw. Heizwert, vgl. Schaum et al. (2013b)

#### *Ermittlung des Heizwertes über den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB)*

Die chemisch gebundene Energie im Abwasser bzw. Klärschlamm lässt sich anhand des CSB ableiten. Der CSB erfasst dabei den Kohlenstoff, der mittels Kaliumdichromat unter definierten Bedingungen oxidiert wird, vgl. DIN (1986).

\* Umrechnungsfaktor: 1 cal (Kalorie) = 4,1868 J, vgl. Lindner (1989)

Das Energiepotential kann dann stöchiometrisch abgeschätzt werden. Da der CSB einer organischen Substanz dem Methananteil der Redox-Reaktion entspricht (Erzeugung eines Methan-Kohlendioxid-Gemisches, wobei der CSB von Kohlendioxid bei Null liegt), kann das Energiepotential direkt aus dem CSB berechnet werden. Hieraus resultiert, dass der CSB pro Mol Methan 64 g O<sub>2</sub> beträgt.



Mit dem Molvolumen unter Standardbedingungen (0° C, 1 Atmosphäre) von 22,41 L errechnet sich das CH<sub>4</sub>-Äquivalent von CSB (umgesetzt unter anaeroben Bedingungen) zu

$$\frac{22,41}{64} = 0,35 \quad [\text{L CH}_4/\text{g CSB}] \quad \text{Gl. 3-21}$$

resp. 0,35 m<sup>3</sup> Methan pro kg CSB. Durch Multiplikation mit dem Heizwert des Methans von 35,89 MJ/m<sup>3</sup> (bzw. 9,97 kWh/m<sup>3</sup>) ergibt sich ein chemisch gebundener Energieinhalt von 12,56 MJ/kg CSB bzw. 3,49 kWh/kg CSB. Damit kann aus dem CSB direkt der Heizwert berechnet werden.

$$H_{U,\text{CSB}} = 12,56 \cdot C_{\text{CSB}} \quad [\text{kJ/kg TR}] \quad \text{Gl. 3-22}$$

mit C<sub>CSB</sub> in g CSB/kg TR

Nielson und Simonsen berücksichtigen bei ihren Untersuchungen den Einfluss von Stickstoff (zitiert in DIN (2004)), wobei die Konzentration sowohl von CSB als auch von TKN in Bezug auf die Organik eingeht.

$$H_{U,N.\&S.} = 13.700 C_{\text{CSB}}^{\#} + 19.000 C_{\text{TKN}}^{\#} \quad [\text{kJ/kg oTR}] \quad \text{Gl. 3-23}$$

mit C<sub>CSB</sub><sup>#</sup> und C<sub>TKN</sub><sup>#</sup> in kg CSB/kg oTR

### 3.1.3 Methanemissionen aus der Faulschlammbehandlung

Aufgrund der im Vergleich zu Kohlendioxid vielfach höheren Klimaschädlichkeit von Methan, vgl. Kapitel 3.4.8, ist für eine ökologische Bewertung, insbesondere im Hinblick auf die Treibhausgasemissionen, die CSB-Bilanzierung um die bei der Faulung bzw. Faulgasnutzung entstehenden Methanemissionen zu erweitern, wobei es hierzu bislang kaum publizierte Ansätze gibt.

#### *Methanemissionen Faulung*

Aufgrund der Komplexität bezüglich der Messungen der Methanemissionen existieren im Bereich der Klärschlammbehandlung bislang nur wenige Daten, die zusätzlich noch sehr stark schwanken, vgl. Tabelle 16. Grundsätzlich sind die Methanemissionen bei Kläranlagen ohne Faulung vor allem im Bereich der Zulaufgruppe/Kanal zu identifizieren bzw. in den Bereichen, in denen es zu anaeroben Verhältnissen kommt. Dies verschiebt sich bei Kläranlagen mit Faulung hin zu diesem Anlagenteil bzw. zu den vor- und nachgeschalteten Bauwerken/Maschinentechniken der Faulung.

Becker et al. (2012) identifizierten die Schlammfäulung als Hauptemittent für Methan, wobei die größten Emissionen am Faulbehälterkopf erfasst wurden; rd. 50 % der gesamten Methanemissionen, d.h. rd. 172 g CH<sub>4</sub>/(E·a), vgl. Abbildung 33. Ebenso konnte gezeigt werden, dass mit einer zunehmenden Beschickungsmenge in die Faulung die Methanemissionen stiegen, vgl. Becker et al. (2012).

Die Konstruktion der meisten Faulbehälter sieht einen Schlamm-schacht am Faulbehälterkopf vor. Über die Verdrängung während der Beschickung gelangt der Faulschlamm so über die Schlammablassleitung in den Schacht, vgl. Abbildung 33 bzw. Niehoff (2014), Imhoff (1980), ATV (1996). Mit dem Austritt aus dem Faulbehälter kann dort das im Faulschlamm gelöste Methan entweichen. Dies würde auch die Abhängigkeit zwischen Methanemissionen und Beschickungsmenge erklären.

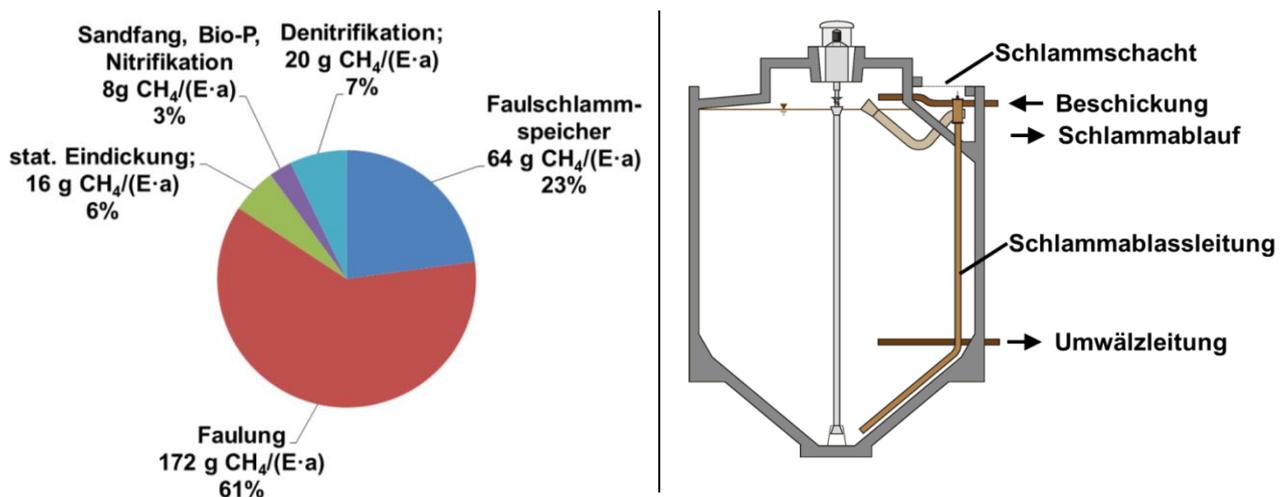


Abbildung 33: Links: Verteilung CH<sub>4</sub>-Emissionen, Daten: Becker et al. (2012); rechts: Vereinfachter Schnitt durch einen Faulbehälter

Tabelle 16: Methanemissionen im Bereich der Abwasser- und Klärschlammbehandlung

CH <sub>4</sub> Emissionen [g CH <sub>4</sub> /(E·a)]	Kurzbeschreibung	Literatur
0,09 - 0,18	ABA Simmering (Österreich), nur Belebungsbecken	Schmid und Puxbaum (2000)
39	ABA Durham (Großbritannien), Abwasserbehandlung, aerobe Klärschlammstabilisierung	Czepiel et al. (1993)
11	ABA Jinan (China), Abwasserbehandlung einschl. Klärschlammeindickung und Trockenbeet (keine Faulung)	Wang et al. (2011)
300	kommunale Abwasserbehandlungsanlage (ohne Klär- schlammbehandlung) (SNAP Code 091001/091002) (Bezugsdaten aus den Niederlanden aus dem Jahr 1991)	EEA (2013)
307 bzw. 372 <sup>1</sup>	3 niederländische Kläranlagen ohne bzw. mit Faulung (durch Faulung 65 g CH <sub>4</sub> /(E·a))	STOWA (2010)
165	Abwasserbehandlungsanlage (320.000 EW) in Nordrhein-Westfalen einschl. Faulung <sup>2</sup> ; Emissionen > 98 % aus Faulung	Gärtner und Hirschberger (2011)
280	Abwasserbehandlungsanlage GK 4 und GK 5 in Nordrhein-Westfalen; Emissionen 90 % aus Schlammbehandlung <sup>3</sup>	Becker et al. (2012)
390 <sup>4</sup>	ABA Kralingseveer (Niederlande); Abwasserbehandlung (Belebtschlammverfahren) sowie Klärschlammbehandlung mittels Faulung	Daelman et al. (2013) Daelman (2014)
A: 200 <sup>5</sup> B: 68 <sup>5</sup>	Methanverluste beim Betrieb der Faulung; flüchtige Emissionen, Restgas, Methanschlupf A=Bestand; B = Neubau	UKWIR (2009)
110 <sup>6</sup>	Methanemissionen (Messung) von schwedischen Abwasserbehandlungsanlagen (0,25 % CSB <sub>Zulauf</sub> )	Gustavsson und Tumlin (2013)
106	Faulung kommunaler Abwasserbehandlungsanlage (Deutschland), Entgasung Faulschlamm: 30 g CH <sub>4</sub> /(E·a) Gasentstehung im Stapelbehälter bei Aufenthaltszeit von 1 Tag: 76 g CH <sub>4</sub> /(E·a)	Leal Verduguo (2014)

<sup>1</sup> 7 g CH<sub>4</sub>/(kg CSB<sub>Zulauf</sub>) ohne Faulung und 8,5 g CH<sub>4</sub>/(kg CSB<sub>Zulauf</sub>) mit Faulung;  
Umrechnung mittels Annahme einer spezifischen CSB Fracht von 120 g CSB/(E·d);  
einzelne Messdaten: ABA Papendrecht 212 g CH<sub>4</sub>/(E·a), ABA Kortenoord 153 g CH<sub>4</sub>/(E·a),  
ABA Kralingseveer (mit Faulung) 438 (Okt. 2008) bzw. 230 (Feb. 2009) g CH<sub>4</sub>/(E·a), zitiert in Daelman et al.  
(2013); Daelman (2014)

- <sup>2</sup> Berechnung spez. Emissionen aus 145 kg CH<sub>4</sub>/d bei 320.000 EW; Verteilung der Methanemissionen: < 1 % aus biologischer Abwasserbehandlung, < 0,5 % aus Schlammverdickern, > 98 % aus Faulschlammbehältern (Faulschlammverdicker und Stapelbehälter), vgl. Gärtner und Hirschberger (2011)
- <sup>3</sup> Denitrifikation 20 g CH<sub>4</sub>/(E·a), Sandfang, Bio-P, Nitrifikation 8 g CH<sub>4</sub>/(E·a), statische Schlammverdickung 16 g CH<sub>4</sub>/(E·a), Faulschlammstapelung 64 g CH<sub>4</sub>/(E·a), Schlammfäulung 172 g CH<sub>4</sub>/(E·a) – Messung der Schlammfäulung über den Faulbehältern, d.h. Methanverluste durch Undichtigkeiten, vgl. Becker et al. (2012)
- <sup>4</sup> 11 g CH<sub>4</sub>/(kg CSB<sub>Zulauf</sub>) bzw. 1,1 % in Bezug auf die CSB-Zulauffracht zur Abwasserbehandlungsanlage; rd. 72 ± 23 % der gesamten Methanemissionen stammen aus dem Bereich der Klärschlammbehandlung (Primärschlammverdicker, Faulschlammspeicher, Entwässerung, Schlammspeicher, Methanschluß BHKW), vgl. Daelman et al. (2012)
- <sup>5</sup> 10,7 bzw. 3,5 % vom Gesamtgas (Bestand bzw. Neubau); 14,6 bzw. 4,8 kg CH<sub>4</sub>/(Mg TR) (UKWIR, 2009); Umrechnung mit der Annahme von 38 g TR/(E·d)
- <sup>6</sup> Annahme CSB-Fracht im Zulauf zur Abwasserbehandlungsanlage von 120 g CSB/(E·d)

Tabelle 16 bestätigt, dass für die Abwasserbehandlung nur wenige publizierte Daten bezüglich der Methanemissionen existieren, die zudem eine große Spannweite von 11 - 300 g CH<sub>4</sub>/(E·a) aufweisen; jeweils ohne anaerobe Klärschlammbehandlung.

Für den Gesamtbereich der Fäulung (Fäulung, Eindicker/Stapelbehälter, BHKW) kann zurzeit ein Bereich zwischen 65 - 281 g CH<sub>4</sub>/(E·a) identifiziert werden (Mittelwert: 162 ± 87 g CH<sub>4</sub>/(E·a)), wobei als Hauptemissionsquellen die folgenden Bereiche identifiziert werden können:

- gelöstes Methan im Faulschlamm, welches zusammen mit dem Faulschlamm aus der Fäulung ausgetragen wird,
- Restgaspotential, welches im Nacheindicker entstehen kann und dort in die Atmosphäre entweicht,
- Methanschluß, welcher im Rahmen der Faulgasnutzung im Blockheizkraftwerk entweicht.

### ***Gaslöslichkeit im Faulschlamm***

Die Konzentration von Methan in einer wässrigen Phase kann über das Henry-Gesetz berechnet werden. Die Löslichkeit eines Stoffes ist im reinen Wasser dabei abhängig von der Temperatur, der Stoffkonzentration im Gas sowie dem Druck, d.h.

- je höher die Gaskonzentration in der Gasphase, desto höher die gelöste Methankonzentration,
- je höher die Temperatur, desto niedriger die gelöste Methankonzentration,
- je höher der Druck, desto höher die gelöste Methankonzentration.

Abbildung 34 zeigt exemplarisch die Löslichkeit von Methan in Reinwasser in Abhängigkeit der Temperatur, wobei in Anlehnung an eine Faulung folgende Annahmen getroffen wurden: Methankonzentration im Gas 60 %, mittlerer Druck 1.913 hPa, Henry-Konstante gemäß Haynes und Lide (2010), NIST (2014)\*. Die Abhängigkeit vom Druck zeigt Abbildung 35.

Ein weiterer Einflussfaktor für die Gaslöslichkeit ist die Salzkonzentration, die man im Rahmen der Messung des gelösten Methans im Faulschlamm gezielt nutzen kann. Die Sättigung von Natriumchlorid liegt bei 20°C bei rd. 360 g/L, wobei der Temperatureinfluss auf die Löslichkeit relativ gering ist, vgl. Lautenschläger (2001). Mit einer Sechenov-Konstante, die die Löslichkeit beschreibt, von 0,15 m<sup>3</sup>/kmol, ermittelt nach Hermann et al. (1995), liegen im Vergleich zum Reinwasser lediglich 10 % als gelöstes Methan vor. Wenngleich die Sechenov-Konstante nur moderat temperaturabhängig ist, geben Hermann et al. (1995) eine Gültigkeit von ± 5 K an. Der Kurvenverlauf in Abbildung 34 stellt somit lediglich einen prinzipiellen Verlauf dar.

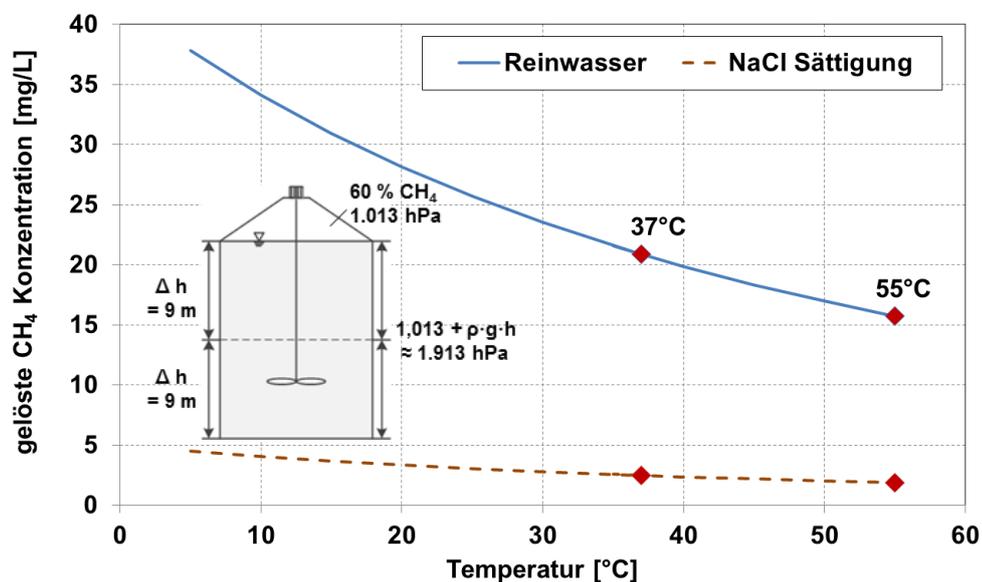


Abbildung 34: Mittlere Löslichkeit von Methan in Reinwasser sowie in einer gesättigten NaCl-Lösung, Annahme von folgenden Randbedingungen: 60 % Methan in der Gasphase, Höhe der Flüssigkeit 18 m, mittlerer Druck 1.913 hPa, Durchmischung mittels Langwellenrührwerk

\*  $k_H(T) = k_H^0 e^{k\left(\frac{1}{T} - \frac{1}{29815}\right)}$  mit  $k_H^0 = 0,0014 \text{ mol}/(\text{kg} \cdot \text{bar})$  und  $k = 1.600 \text{ K}$ , vgl. NIST (2014)

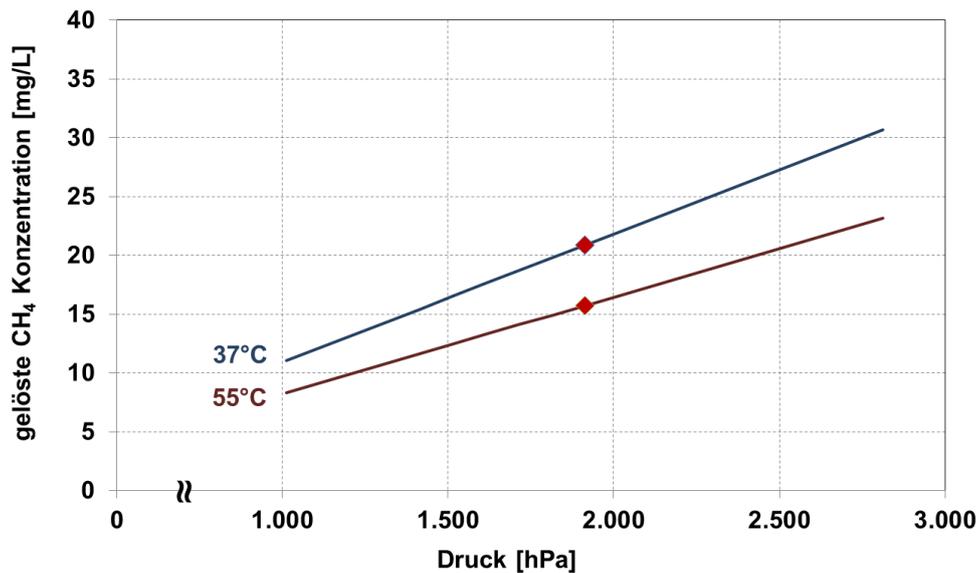


Abbildung 35: Löslichkeit von Methan in Reinwasser bei 37°C und 55°C in Abhängigkeit vom Druck (rote Raute: 1.913 hPa, vgl. Abbildung 34)

Aus den theoretischen Zusammenhängen wird deutlich, dass bei 37°C eine gelöste Methankonzentration im Faulschlamm von rd. 22 mg CH<sub>4</sub>/L vorliegt. In einer gesättigten NaCl-Lösung reduziert sich die Methankonzentration auf rd. 2 mg CH<sub>4</sub>/L, was für die Methodenentwicklung zur Erfassung der gelösten Methankonzentration von Relevanz ist, vgl. Kapitel 3.3.

Zu beachten ist, dass sich die theoretischen Ansätze ausschließlich auf die dargestellten Randbedingungen beziehen, mögliche Auswirkungen des Schlammes in der Faulung (Feststoffkonzentration, Methanbildung, Übersättigungen etc.) werden nicht berücksichtigt.

### ***Restgaspotential***

Nach der Faulung erfolgt meist eine Speicherung des Faulschlammes in einem Eindicker oder Stapelbehälter, insbesondere als Vorlagebehälter für die nachgeschaltete Entwässerung. Die Aufenthaltszeit ist dabei abhängig von den lokalen Randbedingungen.

Wenngleich große Kläranlagen (> 100.000 Einwohnerwerte) meist kontinuierlich die Klärschlamm-entwässerung betreiben, so erfolgt bei kleineren Kläranlagen (< 100.000 Einwohnerwerte) oft ein Chargenbetrieb, womit dementsprechend die Speicherung von wenigen Stunden bis zu mehrere Tage variiert. Da in Speicherbehältern anaerobe Bedingungen vorliegen, erfolgt ein weiterer Abbau, verbunden mit der Entstehung von Methan (Restgaspotential).

Deutlich werden diese Zusammenhänge im Berechnungsansatz nach UKWIR (2009). Insbesondere bei Bestandsanlagen mit großen Speicherbehältern entstehen hohe Emissionen. Für Neubauten können nach UKWIR (2009) deutlich reduzierte Emissionen angesetzt werden, da die Aufenthaltszeit in den Speichern minimiert ist, vgl. Tabelle 17.

Tabelle 17: Methanverluste durch Restgas beim Betrieb der Faulung, vgl. UKWIR (2009)

Bestandsanlagen			Neubau		
[%] <sup>*</sup>	[kg CH <sub>4</sub> /Mg TR]	[g CH <sub>4</sub> /(E·a)] <sup>**</sup>	[%]	[kg CH <sub>4</sub> /Mg TR]	[g CH <sub>4</sub> /(E·a)] <sup>**</sup>
5,9	8,0	110	1,5	2,0	30

\* vom Gesamtgas

\*\* Annahme: Faulschlammanfall 38 g TR/(E·d)

Grüning (1998) führte mit 3 verschiedenen Faulschlämmen vergleichbare Versuche durch, wobei eine Nachfaulzeit von 60 Tagen untersucht wurde. Das Restgaspotential lag nach 15 Tagen zwischen 55 und 120 NL/kg oTR<sub>zu</sub>. Mit einer Methankonzentration von 60 % würde sich damit ein Restgaspotential von 33 - 72 NL CH<sub>4</sub>/kg oTR<sub>zu</sub> ergeben bzw. mit einem Rohschlammanfall von 60 g TR/(E·d) und einem GV von 73 % (Dichte Methan: 0,72 kg/m<sup>3</sup>), vgl. DWA (2014c), resultieren rd. 380 - 830 g CH<sub>4</sub>/(E·a).

DWA (2014c) gibt für Faulschlamm eine (leicht) abbaubare spezifische Fracht von 4 g oTR/(E·d) an, d.h. die Fracht kann mit dem maximalen Restgaspotential bei einer „unendlichen“ Speicherdauer gleichgesetzt werden. Hieraus kann über den CSB das Restgaspotential zu rd. 2,2 NL CH<sub>4</sub>/(E·d) bzw. rd. 580 g CH<sub>4</sub>/(E·a) abgeschätzt werden, vgl. Tabelle 18. Bei einem Faulgasanfall von rd. 10,6 NL CH<sub>4</sub>/(E·d), vgl. Kapitel 3.1.1, ergibt sich ein Restgaspotential von rd. 20 %.

Tabelle 18: Abschätzung max. Restgaspotential über abbaubare Biomasse nach DWA (2014c)

B <sub>oTR,abb</sub>	CSB	GV	Restgaspotential	
[g oTR/(E·d)]	[g CSB/kg TR]	[%]	[NL CH <sub>4</sub> /(E·a)]	[NL CH <sub>4</sub> /(kg oTR <sub>zu</sub> )]
4 <sup>1</sup>	908 <sup>2</sup>	58	2,2 <sup>3</sup>	100 <sup>4</sup>

<sup>1</sup> vgl. DWA (2014c), Tabelle 5

<sup>2</sup> vgl. Tabelle 29

<sup>3</sup> 1 g CSB = 0,35 NL CH<sub>4</sub>; 2,2 NL CH<sub>4</sub>/(E·d) mit 60 % CH<sub>4</sub> entspricht rd. 3,6 NL Faulgas/(E·d)

<sup>4</sup> mit 38 g TR/(E·d) und GV = 58 %

Untersuchungen von Liebetrau et al. (2010) ergaben für Biogasanlagen (nachwachsende Rohstoffe, Gülle) Methanemissionen aus den Gärrestspeichern von 1,4 - 10,4 % in der Sommerperiode und rd. 3,4 % in der Winterperiode bezogen auf die Gesamtmethanerzeugung.

### ***Methanschlupf bei Nutzung von Faulgas im Blockheizkraftwerk***

Auf Abwasserbehandlungsanlagen kommen als Blockheizkraftwerke überwiegend Gasmotoren zum Einsatz. Alternativ erfolgt der Einsatz von Gas-Diesel-Motoren (Zündstrahlmotoren), (Mikro-)Gasturbinen und zukünftig auch Brennstoffzellen oder Stirlingmotoren, vgl. LFU (2001), Schaum (2008).

Durch eine unvollständige Verbrennung des Faulgases im Blockheizkraftwerk, u.a. maschinentechnisch bedingt durch Ventilüberschneidungen, vgl. Wentzke (2014), BayLfU (2007), können im Abgas Kohlenwasserstoffe nachgewiesen werden, wobei es sich überwiegend um Methan handelt (Methanschlupf), vgl. Daniel et al. (2008).

---

In Bezug auf die Methanemissionen können folgende Abhängigkeiten festgestellt werden, vgl. auch Daniel et al. (2008):

- Zündstrahlmotoren weisen im Mittel etwa doppelt so hohe Methanemissionen auf wie Gas-Ottomotoren, vgl. LFU (2006), BayLfU (2007).
- Bei niedrigen Methan- und hohen Kohlendioxidkonzentrationen kann im Teillastbetrieb der Methanschluß ansteigen, vgl. BayLfU (2007).

Daniel et al. (2008) stellten auf Basis einer Literaturrecherche die Methanemissionen aus Blockheizkraftwerken wie folgt zusammen:

- Nach BayLfU (2007) liegen die Methanemissionen im Motorabgas bei neuen Motoren im Bereich von 1.000 mg/Nm<sup>3</sup> (bei 5 Vol-% O<sub>2</sub>). Bei alten und verschlissenen Motoren oder falschen Motoreinstellungen können dabei deutlich höhere Werte auftreten. Im Rahmen eines Messprogramms wurden für Gasmotoren im Mittel rd. 290 mg/Nm<sup>3</sup> und bei Zündstrahlmotoren im Mittel rd. 560 mg/Nm<sup>3</sup> Kohlenwasserstoffe gemessen. Unter der Annahme, dass es sich überwiegend um Methan handelt, ergeben sich nach Daniel et al. (2008) Methanverluste bezogen auf den Methaninput von rd. 0,5 % für Gasmotoren und rd. 0,9 % für Zündstrahlmotoren.
- Woess-Galasch et al. (2007) werteten im Rahmen einer Studie verschiedene publizierte Messstudien zum Methanschluß aus, wobei eine Spannweite zwischen 280 und 2.333 mg/Nm<sup>3</sup> ermittelt wurde. Für die weitere Bewertung bezifferten Woess-Galasch et al. (2007) nach Untersuchungen der Universität für Bodenkultur Wien (BOKU) den Methanschluß zu 1,79 % bezogen auf den Methaninput bzw. nach Umrechnung auf 1.100 mg/Nm<sup>3</sup> bei 5 Vol-% O<sub>2</sub>.
- In der Klimabilanz der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (Lfl-Information von August 2007) werden Methanemissionen aus Blockheizkraftwerken mit 10 - 40 g CO<sub>2</sub>-Äquivalent/kWh<sub>el</sub> angesetzt, was umgerechnet etwa einem Methanschluß von 0,25 - 1 % bezogen auf den Methaninput entspricht. (Daniel et al., 2008)

Insgesamt kann der Methanschluß mit rd. 1 % der Faulgasmenge zum Blockheizkraftwerk abgeschätzt werden, vgl. neben den o.g. Ausführungen auch Liebetrau et al. (2010), SYLVIS (2009), Ronchetti et al. (2002); d.h. bei einer Faulgasmenge zum BHKW von 30 g CSB/(E·d) resultiert ein Methanschluß von rd. 0,3 g CSB/(E·d). Bei neueren hocheffizienten Blockheizkraftwerken kann der Methanschluß mit rd. 0,3 - 0,5 % bezogen auf die Faulgasmenge zum Blockheizkraftwerk deutlich niedriger sein, vgl. SYLVIS (2009), Ronchetti et al. (2002).

Tabelle 19 zeigt die Emissionsfaktoren der Stromerzeugung aus Faulgas nach UBA (2012a). Mit dem von UBA (2012a) angesetzten CO<sub>2</sub>-Äquivalenzfaktor von 21 für Methan resultieren Emissionen von 24,8 g CO<sub>2</sub>-Äq./kWh<sub>el</sub>, d.h. bei Gesamttreibhausgasemissionen von 26,2 g CO<sub>2</sub>-Äq./kWh<sub>el</sub> resultieren rd. 95 % der Emissionen aus dem Methanschluß. Mit einer Stromproduktion von rd. 15 kWh<sub>el</sub>/(E·a) resultieren mit 1,182 g CH<sub>4</sub>/kWh rd. 18 g CH<sub>4</sub>/(E·a) bzw. entsprechend 0,14 g CSB/(E·d)\*.

---

\* 1 g CSB  $\cong$  0,35 NL CH<sub>4</sub>, vgl. Kapitel 3.1.1

Tabelle 19: Emissionsfaktoren der Stromerzeugung aus Faulgas in g/kWh<sub>el</sub>, vgl. UBA (2012a)

THP <sup>1</sup> (CO <sub>2</sub> -Äq.)	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O	VP <sup>2</sup> (SO <sub>2</sub> -Äq.)	SO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	Staub	CO	NMVOC <sup>3</sup>
[g/kWh <sub>el</sub> ]									
26,2	0,001	1,182	0,004	0,773	0,227	0,785	0,027	1,146	0,108

<sup>1</sup> THP = Treibhauspotential in CO<sub>2</sub>-Äquivalent, vgl. UBA (2012a)

<sup>2</sup> VP = Versauerungspotential in SO<sub>2</sub>-Äquivalent, vgl. UBA (2012a)

<sup>3</sup> NMVOC = non-methane volatile organic compound (flüchtige organische Verbindungen ohne Methan), vgl. UBA (2012a)

UKWIR (2009) gibt für den Methanschluß Emissionen von 1,45 kg CH<sub>4</sub>/(Mg TR) an. Mit einem Faulschlammanfall von rd. 38 g TR/(E·d), vgl. Kapitel 3.4.4, resultieren damit 20 g CH<sub>4</sub>/(E·a), womit die Emissionen direkt mit den Angaben von UBA (2012a) vergleichbar sind.

---

## **3.2 Problem- und Zielstellung zur Validierung der theoretischen Herleitungen zur Charakterisierung und Bewertung der chemisch gebundenen Energie**

### **3.2.1 Charakterisierung des Energiepotentials von Klärschlamm**

Die Darstellung zur CSB-Bilanz bezieht sich ausschließlich auf theoretische Betrachtungen. Basis der Bilanzierung sind die spezifischen CSB-Frachten, ausgehend von 120 g CSB/(E·d) im Zulauf zur Abwasserbehandlungsanlage, vgl. Kapitel 3.1.1. Es fehlen bislang Untersuchungen zur Verknüpfung der CSB-Frachten mit den spezifischen Klärschlamm-mengen (g TR/(E·d)). Hieraus können CSB-Konzentrationen (g CSB/(kg TR)) für die verschiedenen Klärschlammströme (Primär-, Überschuss-, Faulschlamm) ermittelt werden, die dann direkt mit realen Messdaten verglichen werden können.

Die Untersuchungen zur Ermittlung des Brenn- resp. Heizwertes stammen größtenteils aus den 1970er Jahren, wobei sich seitdem die Abwasserbehandlung durch die Implementierung der weitergehenden Behandlungsstufen (Stickstoff- und Phosphorelimination) verändert hat. Aus diesem Grund fehlen zurzeit aktuelle Daten zur Charakterisierung des Brenn- resp. Heizwertes der verschiedenen Klärschlämme sowie der Vergleich der unterschiedlichen Ansätze zur Ermittlung des Brenn- resp. Heizwertes. Des Weiteren berücksichtigen die vorhandenen Ansätze ausschließlich verschiedene Klärschlammarten. Aufgrund der zunehmenden Bedeutung von Co-Substraten zur Erhöhung der Faulgasausbeute, vgl. Zeig (2014), sind die Ansätze vor diesem Hintergrund zu überprüfen.

Da sowohl der CSB als auch der Brenn- resp. Heizwert das energetische Potential von Klärschlamm abbilden, sind diese Parameter miteinander verknüpft, was im Rahmen der Untersuchung darzustellen ist.

### **3.2.2 Methanemissionen aus Faulschlamm**

Im Rahmen der CSB-Bilanzierung fehlt zurzeit die Darstellung der Methanemissionen. Wenn gleich der Anteil in Bezug auf die CSB-Gesamtbilanz als gering eingestuft werden kann, so gewinnen die Methanemissionen aufgrund des im Vergleich zu Kohlendioxid vielfach höheren Treibhauspotentials an Bedeutung.

Es liegen zurzeit nur wenige Messwerte für das im Faulschlamm gelöste Methan, aber auch über das Restgaspotential vor. Hinzu kommt, dass die Messwerte einer großen Spannweite unterliegen. Ähnlich verhält es sich in Bezug auf den Methanschlupf bei der Faulgasnutzung in Gasmotoren (Blockheizkraftwerk), wobei hier auf verschiedene Literaturdaten zurückgegriffen werden kann.

Da die Untersuchung auf eine Verknüpfung von CSB-Bilanz und Methanemissionen zielt, werden weitere Emissionen, z.B. von Lachgas, nicht betrachtet.

### **3.2.3 Ableitung der Zielstellung für die Validierung**

Abbildung 36 zeigt eine erweiterte CSB-Bilanz, die im Rahmen der weiteren Untersuchungen zu konkretisieren ist. Neben der Ergänzung um Polymer für die Klärschlammmentwässerung geht es vor allem um die Fragestellung der Methanemissionen, d.h. gelöstes Methan im Faulschlamm, Restgaspotential sowie Methanschlupf.



### 3.3 Material und Methoden zur Charakterisierung und Bewertung der chemisch gebundenen Energie

#### 3.3.1 Darstellung des Untersuchungsprogramms und der Analytik

Zur Validierung der theoretischen Herleitungen erfolgten zum einen Untersuchungen zur Charakterisierung des Energiepotentials von Klärschlamm und zum anderen der Methanemissionen aus Faulschlamm, vgl. Abbildung 37. Für beide Untersuchungen wurden Proben von kommunalen Kläranlagen entnommen. Mit den Ergebnissen der Messdaten wird abschließend die theoretisch ermittelte CSB-Bilanz validiert bzw. erweitert.

Im Rahmen von verschiedenen Stichproben wurde des Weiteren der Einfluss von Polymer für die Klärschlamm-entwässerung auf die CSB-Bilanz untersucht. Da über 75 % aller Klärschlämme mit der Zugabe von Polymeren entwässert werden, vgl. Durth et al. (2005), zielt die Untersuchung auf die Bewertung des Eintrags der organischen Substanz durch die Polymere in Bezug auf das Gesamtenergiepotential des Klärschlammes.

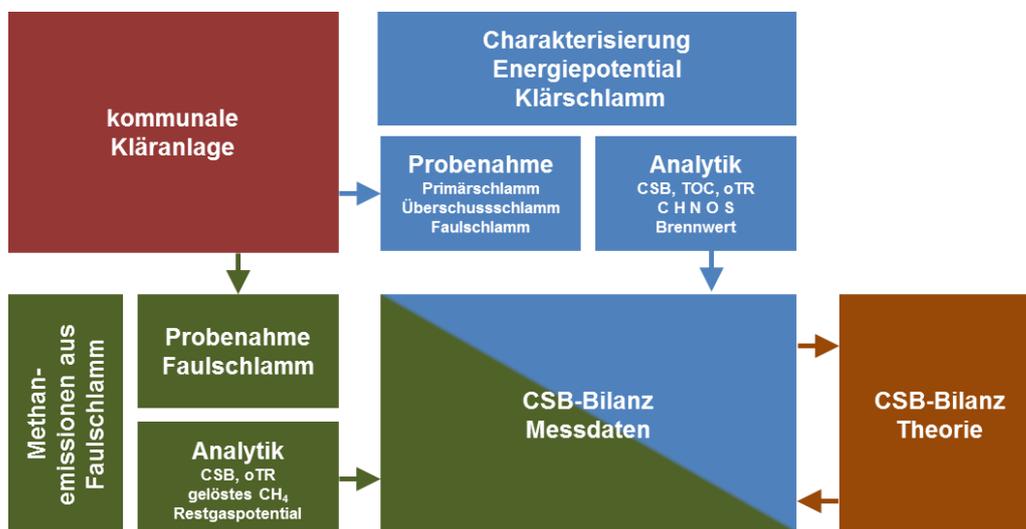


Abbildung 37: Darstellung des Untersuchungsprogramms

#### 3.3.2 Charakterisierung des Energiepotentials von Klärschlamm

Zur Validierung der theoretischen Herleitungen der chemisch gebundenen Energie erfolgten Untersuchungen von verschiedenen Klärschlämmen zur Charakterisierung des Energiepotentials.

Untersucht wurde der Klärschlamm von verschiedenen kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen (30.000 - 1,8 Mio. Einwohnerwerte). In einer Stichprobe wurden hierzu rd. 5 L Probenvolumen der unterschiedlichen Klärschlammarten (Primär-, Überschuss- und Faulschlamm) entnommen, wobei nicht alle Kläranlagen mit allen Verfahrensstufen (Vorklärung, Faulung) ausgerüstet sind.

Neben Klärschlamm wurden zur Einordnung der Ergebnisse Untersuchungen mit Reinsubstanzen (Glukose, Cellulose, Albumin, Casein, Stearin- und Palmitinsäure) durchgeführt.

Die Proben wurden bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und mittels Kugelmühle gemahlen. Anschließend erfolgte die Analyse der Proben:

- Glühverlust (GV) nach Glühen des Trockenrückstands (TR) bei 550°C, vgl. DIN (2001a)
- Chemischer Sauerstoffbedarf (CSB) nach DIN (1986) mittels Kaliumdichromat, vgl. auch Zeig et al. (2012)
- Total Organic Carbon (TOC) nach DIN (2001c) mittels highTOC der Fa. Elementar
- Elementarzusammensetzung mittels Analysator der Fa. Elementar. Unter der Annahme, dass die Summe von Kohlenstoff, Stickstoff, Wasserstoff, Schwefel, Sauerstoff und dem Glührückstand/Asche 100 % ergeben, wurde der Sauerstoffanteil ermittelt. Die Untersuchungen erfolgten am Fachbereich Maschinenbau, Institut für Energiesysteme und Energietechnik, sowie am Fachbereich Material- und Geowissenschaften der TU Darmstadt.
- Die Bestimmung des Brennwertes erfolgte mittels Bombenkalorimeter C 200 der Fa. IKA nach DIN (2000a). Für die Kalibrierung kam Benzoesäure zum Einsatz. Da zur Analyse ausschließlich getrocknete Proben verwendet wurden, liegt der Wasseranteil (w) bei 0 %. In Abhängigkeit von der Probe variierte die Einwaage von 200 mg (Primärschlamm) bis 500 mg (Überschuss- und Faulschlamm).

### 3.3.3 Gelöste Methanemissionen aus Faulschlamm

Die Untersuchung der gelösten Methankonzentration im Faulschlamm wurde an 6 kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen durchgeführt, vgl. Tabelle 20.

Tabelle 20: Kurzdarstellung der untersuchten kommunalen Kläranlagen (Messung gelöstes Methan); Ausbaugröße, Anzahl Faulbehälter und Betriebsweise der Faulung

ABA#1	ABA#2	ABA#3	ABA#4	ABA#5	ABA#6
50.000 EW	50.000 EW	240.000 EW	32.500 EW	350.000 EW	330.000 EW
1 Faulbehälter, mesophil	1 Faulbehälter, mesophil	3 Faulbehälter, mesophil	2 Faulbehälter, mesophil	3 Faulbehälter, mesophil/ thermophil	3 Faulbehälter, mesophil
		Betrieb in Reihe	Betrieb parallel	Betrieb parallel/ in Reihe	Betrieb parallel/ in Reihe

Nach den Probenahmen wurden die charakteristischen Klärschlammparameter analysiert:

- Trockenrückstand (TR), vgl. DIN (2001b)
- Glühverlust (GV) nach Glühen des Trockenrückstands bei 550°C, vgl. DIN (2001a)
- die physikalischen Kenngrößen pH-Wert und Leitfähigkeit

Die Schwierigkeit bei der Messung der gelösten Methankonzentration im Faulschlamm liegt darin, dass ein Gasaustausch mit der Umgebung zu vermeiden ist, d.h. sobald der Faulschlamm den Faulturm verlässt, erfolgt eine Strippung des gelösten Methans in die Atmosphäre. Des

---

Weiteren ist die Feststoffkonzentration des Faulschlammes bei den Probenahmen zu berücksichtigen, was Einfluss auf die eingesetzte Methode hat (Wahl der Durchmesser von z.B. Schläuchen, Kanülen etc.).

Für Abwasser-/Wasserproben wurden diverse Methoden entwickelt, z.B. Daelman et al. (2012), Souza et al. (2011), Walsh und McLaughlan (1999), Hatamoto et al. (2010), Shin et al. (2011), Foley und Lant (2009), Alberto et al. (2000), wobei eine Vereinheitlichung oder gar Standardisierung fehlt. Für den Bereich der Faulung resp. des Klärschlammes ist eine Anpassung der Methodik für Messungen an großtechnischen Faulungsanlagen notwendig; insbesondere aufgrund der Anbindung an Rohrleitungssysteme (Umwälzleitung) im Bereich von DN 100 - 200, Druckverhältnissen in der Rohrleitung von rd. 2.000 hPa sowie von Feststoffkonzentration von 2 - 3 % TR.

Für die Messung der gelösten Methankonzentration im Faulschlamm wurde die Aussalzmethode nach Daelman (2014), Daelman et al. (2012) und Gal'chenko et al. (2004) modifiziert und eingesetzt:

- Die Probenahme von Faulschlamm (rd. 4 - 5 L bzw. 0,4 - 0,5 L) erfolgte direkt an der Umwälzleitung der Faulung mittels Vakuumbehälter (12 sowie 1 L Behälter/Flaschen), so dass ein Ausstrippen von Methan in die Atmosphäre verhindert wurde.
- Zur Verschiebung der Gaslöslichkeit von Methan wurde Natriumchlorid dosiert. Die Zugabe zielte dabei auch auf eine Inhibierung der mikrobiologischen Aktivität.
- Nach einer Reaktionszeit, in der der Behälter bzw. die Flasche in Intervallen geschüttelt wurde, erfolgte eine Probenahme der Gasphase über ein Septum. Das entnommene Gas wurde anschließend mittels Gaschromatographie (FID-Detektor) der Fa. Agilent analysiert.
- Durch die Erfassung von Druck, Temperatur sowie Gas- und Schlammvolumen kann über die allgemeine Gasgleichung die gelöste Methankonzentration im Schlamm ermittelt werden. Die Ermittlung der theoretischen gelösten Methankonzentration erfolgte auf Basis des Henry-Gesetzes. Der maßgebende Druck sowie die Temperatur wurden direkt in der Leitung (Probenahmeort) mittels Handmessgerät der Fa. Greisinger erfasst. Zusätzlich wurden die verfahrens- und bautechnischen Parameter (Umwälzung, Höhe des Schlammspiegels etc.) berücksichtigt.

Abbildung 38 zeigt den Versuchsaufbau des Vakuumbehälters. Die eingesetzten 1-L-Glasflaschen wurden in Analogie mit den entsprechenden Zu- und Abgängen ausgerüstet.

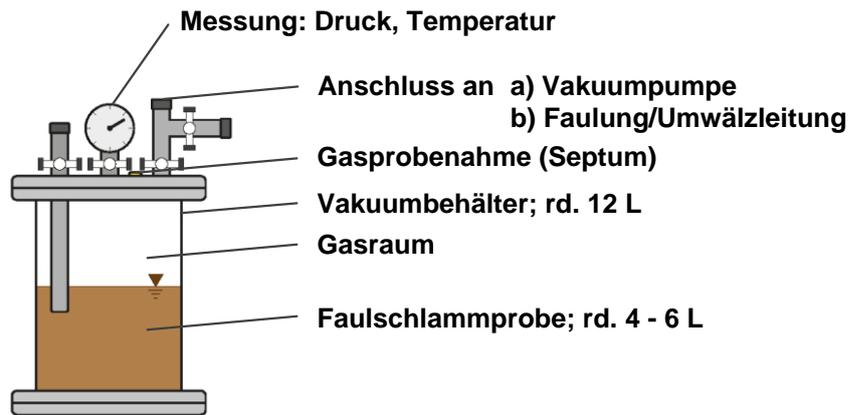


Abbildung 38: Versuchsaufbau Vakuumbehälter, 10-L-Maßstab

### 3.3.4 Erfassung Restgaspotential

Die Untersuchung des Restgaspotentials von Faulschlamm wurde an 6 kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen durchgeführt, vgl. Tabelle 21.

Tabelle 21: Kenngrößen (Ausbaugröße, Faulraumbedingungen und Aufenthaltszeit in der Faulung) der untersuchten Kläranlagen zur Messung des Restgaspotentials

ABA#1	ABA#2	ABA#3	ABA#4	ABA#5	ABA#6
50.000 EW	50.000 EW	240.000 EW	80.000 EW	45.000 EW	230.000 EW
mesophil > 30 d	mesophil > 25 d	mesophil > 20 d	mesophil > 25 d	mesophil > 25 d	mesophil > 25 d

Für die Erfassung des Restgaspotentials kam eine Versuchsanordnung der Fa. Bluesens zum Einsatz. Der Versuchsaufbau erfolgte in Analogie zur VDI (2006), vgl. Abbildung 39.

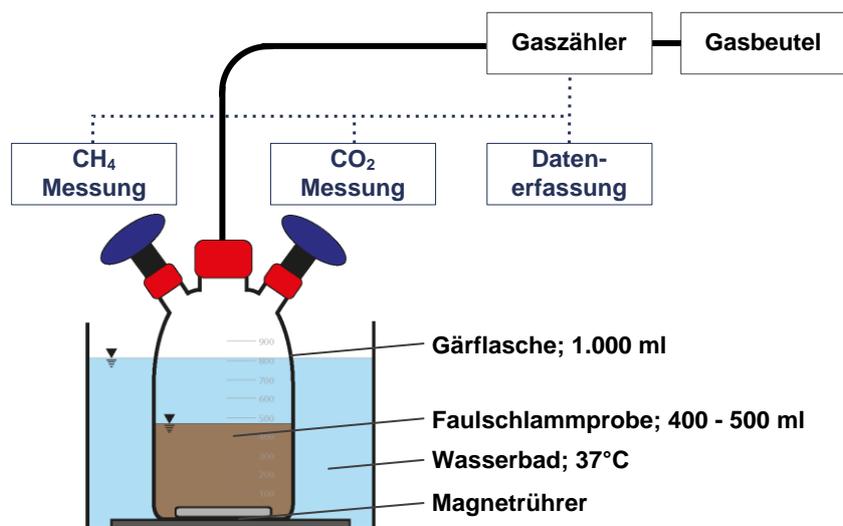


Abbildung 39: Versuchsaufbau zur Erfassung des Restgaspotentials

Tabelle 22: Messsystem zur Erfassung des Restgaspotentials

Bezeichnung	Beheizung	Gasmengenmessung	Messung der Gaszusammensetzung
BlueSens Yieldmaster	Wasserbad	MilliGascounter der Fa. Ritter	Infrarotsensoren

Rd. 0,4 - 0,5 L von den auf den Kläranlagen entnommenen Faulschlammproben wurden hierzu in 1-Liter-Gärflaschen gegeben. Unter anaeroben Bedingungen, 37°C und Durchmischung wurde kontinuierlich die Gasmenge sowie die Methan- und Kohlendioxidkonzentration erfasst, vgl. Tabelle 22 und Abbildung 39. Unter Berücksichtigung von Druck und Temperatur wurden die Gasmengen direkt auf Normliter umgerechnet (1.013 hPa, 273,15 K bzw. 0°C).

Für die Auswertung des Restgaspotentials wurde vor und nach der Vergärung eine Analyse der charakteristischen Klärschlammparameter durchgeführt:

- Trockenrückstand (TR), vgl. DIN (2001b),
- Glühverlust (GV) nach Glühen des Trockenrückstands bei 550°C, vgl. DIN (2001a).

### 3.4 Ergebnisse und Diskussion zur Charakterisierung und Bewertung der chemisch gebundenen Energie

#### 3.4.1 Charakterisierung der analysierten Klärschlämme

Tabelle 23 zeigt eine Zusammenstellung der analysierten Klärschlämme sortiert nach Herkunftsart (Primär-, Überschuss- und Faulschlamm). Verfahrensbedingt ergibt sich eine Abstufung im Kohlenstoffgehalt, analytisch erfasst über den GV, CSB und C, bei den einzelnen Klärschlamm-typen. Durch die Umwandlung von organischer Substanz während der Faulung zu Methan und Kohlendioxid nimmt beim Faulschlamm die Konzentration an Organik im Vergleich zum Primär- und Überschussschlamm ab.

Tabelle 23: Zusammensetzung der untersuchten Klärschlämme (Mittelwert und Standardabweichung)

	Anz.	GV	CSB	C	H	N	O	S
	[-]	[%]	[g/kg TR]	[Gewichts-%]				
Primär-schlamm	12	78 ± 8	1.208 ± 143	41,8 ± 4,0	6,1 ± 0,5	2,5 ± 0,7	26,9 ± 5,7	0,5 ± 0,1
Überschuss-schlamm	16	69 ± 5	1.003 ± 87	32,5 ± 9,2	5,1 ± 1,4	5,6 ± 1,8	24,7 ± 11,9	0,7 ± 0,2
Faul-schlamm	14	54 ± 5	806 ± 73	25,9 ± 7,6	4,1 ± 1,2	3,6 ± 1,2	16,3 ± 4,9	0,9 ± 0,3

Abbildung 40 visualisiert in einem Box-Plot-Diagramm den Glühverlust von Primär-, Überschuss- und Faulschlamm. Durch die biologische Umwandlung von organischer Substanz während der Faulung, liegt im Faulschlamm der geringste Glühverlust vor. Vergleichbare Glühverluste zeigt DWA (2013d) mit 75 % für Primär-, 69 % für Überschuss- und 56 % für Faulschlamm.

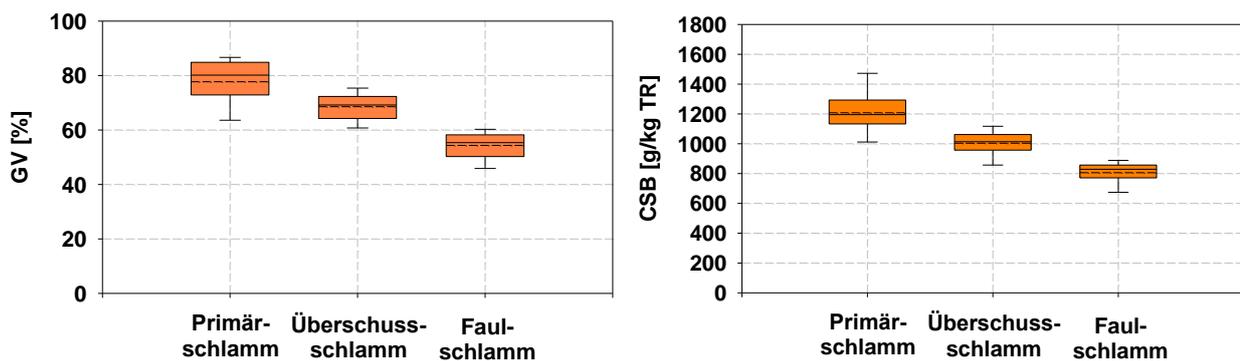


Abbildung 40: Box-Plot-Diagramm\* - Glühverlust (GV) und CSB in Abhängigkeit der Klärschlammart (Probenumfang: Primärschlamm (PS) = 12, Überschussschlamm (ÜSS) = 16, Faulschlamm (FS) = 14; jeweils als Stichprobe)

Abbildung 41 zeigt den Kohlenstoffgehalt und den CSB in Abhängigkeit vom Glühverlust, wobei mit steigendem Glühverlust sowohl der Kohlenstoffgehalt als auch der CSB linear steigt. Der lineare Zusammenhang bedeutet auch, dass sich die spezifische Energiedichte (Steigung der Geraden), definiert als  $CSB/oTR$  (mit  $oTR = g \text{ Organik/kg TR}$ ), bei den untersuchten Klärschlämmen nicht unterscheidet. Unabhängig vom Klärschlammtyp kann das  $CSB/oTR$ -Verhältnis zu 1,4 - 1,5  $g \text{ CSB/g oTR}$  ermittelt werden, vgl. Tabelle 24 und Abbildung 42. Im Vergleich dazu kann die spezifische Energiedichte für Fette ein Verhältnis von 2,9  $g \text{ CSB/g oTR}$  erreichen, vgl. Spies (1986).

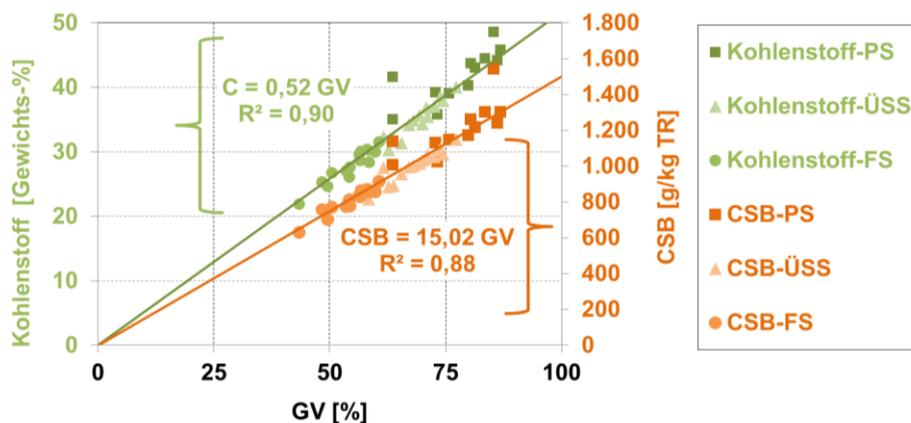


Abbildung 41: Kohlenstoffgehalt (organischer und anorganischer) und CSB in Abhängigkeit vom Glühverlust für die untersuchten Klärschlämme (Primärschlamm: PS, Überschussschlamm: ÜSS, Faulschlamm: FS), vgl. Schaum et al. (2013a)

\* Box-Plot-Diagramm/Box-Whisker-Diagramm: Beginn und Ende der Box: unteres und oberes Quartil (25- und 75-Perzentil); Box: durchgezogene Linie: Median; gestrichelte Linie: Mittelwert; Whisker: Ausreißer (Minimum bzw. Maximum)

Tabelle 24: Vergleich spezifische Energiedichte von Klärschlamm und Reinsubstanzen

	Primär- schlamm	Überschuss- schlamm	Faul- schlamm	Glukose (Kohlen- hydrat)	Albumin (Protein)	Palmitin- säure (Fett)
CSB/oTR [g/g]	1,56	1,46	1,48	1,1	1,5	2,9
CSB [g/kg TR] GV [%]	vgl. Tabelle 23			1.060 100	1.480 100	2.840 100

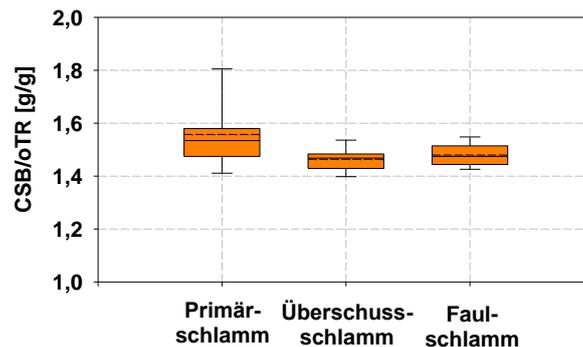


Abbildung 42: Box-Plot-Diagramm - CSB/oTR in Abhängigkeit der Klärschlammart (Probenumfang: Primärschlamm (PS) = 12, Überschussschlamm (ÜSS) = 16, Faulschlamm (FS) = 14; jeweils als Stichprobe)

### 3.4.2 Vergleich der CSB-Bilanz: Theorie und Messwerte

Durch eine Verknüpfung der ermittelten spezifischen CSB-Frachten in g CSB/(E·d) für Primär-, Überschuss- und Faulschlamm mit den spezifischen Klärschlamm-mengen in g TR/(E·d) ergeben sich die zu erwartenden CSB-Konzentrationen im Klärschlamm in g CSB/kg TR, die direkt mit den CSB-Messungen von Klärschlammproben verglichen werden können.

Für die spezifischen Klärschlamm-mengen ( $B_{TR}$ ) existieren sogenannte „Schlamm-listen“, die auf Basis von statistischen Daten ermittelt wurden. Hinzu kommt, dass die Grundlage dieser Listen in den 1980er Jahren gelegt wurde. Durch die Einführung der weitergehenden Nährstoffelimination (Stickstoff und Phosphor) in den 1990er Jahren ist dementsprechend auch eine Veränderung der Schlamm-mengen zu erwarten. Hinzu kommt, dass die Schlamm-mengen zusätzlich kläranlagenspezifischen Randbedingungen und jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen, vgl. Glasenapp und Kassner (2001), Imhoff und Imhoff (2007).

Riegler und Rincke (1982) untersuchten im Rahmen eines Forschungsprojektes den Mengenanfall von kommunalem Klärschlamm in Deutschland und ermittelten für Faulschlamm eine spezifische Fracht von 46,8 g TR/(E·d), vgl. Tabelle 25.

Tabelle 25: Vergleich von spezifischen Klärschlammengen, Daten: Riegler und Rincke (1982)

	Anzahl [-]	$B_{TR}$ [g TR/(E·d)]	
		Mittelwert	Median
Rohschlamm vor der Eindickung	72	60,3	55
Rohschlamm nach der Eindickung	87	60,9	61,8
Rohschlamm vor beheizten Faulbehältern	195	66,8	61,8
Faulschlamm (nach beheiztem Faulbehälter)	110	46,8	42,1

Die weitgehend bekannteste Schlammliste basiert auf Daten von Imhoff (1983), die seitdem fast unverändert weitergeführt wurde (Tabelle 26), vgl. auch Schlammliste nach Möller (Möller, 1980/1982). Im Vergleich zu Riegler und Rincke (1982) ergeben sich vor allem deutliche Unterschiede in Bezug auf den Rohschlammanfall: rd. 60 g TR/(E·d) bei Riegler und Rincke (1982) im Vergleich zu rd. 80 g TR/(E·d) bei Imhoff (1983).

Nach Untersuchungen von Durth et al. (2001) können die spezifischen Schlammengen nach Imhoff (1983) auch für die weitergehende Abwasserbehandlung als Anhaltswerte herangezogen werden.

Tabelle 26: Vergleich der spezifischen Klärschlammengen nach Imhoff et al. (2009); Imhoff (1983) und Imhoff et al. (2009), vgl. auch Möller (1980/1982)

	$B_{TR}$ [g TR/(E·d)]	$B_{TR}$ [g TR/(E·d)]
	Imhoff (1983)	Imhoff et al. (2009)
Überschussschlamm (Belebungsanlage)	35	40
Rohschlamm (Primär- und Überschussschlamm, ohne Simultanfällung)	80	80
Rohschlamm (Primär- und Überschussschlamm, mit Simultanfällung)	90	90
Faulschlamm (ohne Simultanfällung)	50	50
Faulschlamm (mit Simultanfällung)	60	60

Nowak et al. (1996) leitet eine spezifische Klärschlammfracht zwischen 16 - 20 g oTR/(E·d) her, wobei er nicht zwischen den Arten der Stabilisierung (aerob oder anaerob) unterscheidet. Unter der Annahme eines Glühverlustes von rd. 55 % im Faulschlamm resultiert eine Fracht von 29 - 36 g TR/(E·d).

Auf Basis des ATV-DVWK Arbeitsblatts A 131, vgl. ATV-DVWK (2000), ermittelten Glasenapp und Kassner (2001) spezifische Klärschlammengen (Tabelle 27), vgl. auch ATV-DVWK (2004), DWA (2014c). Da für die Berechnung die nach ATV-DVWK (2000) definierten 85-Perzentile der einwohnerspezifischen Zulaufmengen (CSB, AFS etc.) herangezogen wurden, gehen Glasenapp und Kassner (2001) davon aus, dass die ermittelten Klärschlammengen ebenfalls als solche zu betrachten sind. Aus diesem Grund erfolgte nach DWA (2014c) für die Ermittlung der Jahresmittelwerte eine Minderung der Klärschlammengen um 20 %, vgl. Tabelle 28.

Tabelle 27: Klärschlammengen nach Glasenapp und Kassner (2001) im 85-Perzentil, vgl. auch ATV-DVWK (2004)

	$B_{TR}$ [g TR/(E·d)]
Primärschlamm Aufenthaltszeit 1 h	35
Kohlenstoffelimination $t_{TS}$ 10 bzw. 15 d, Aufenthaltszeit VK 1 h, $T = 15^{\circ}C$	37,3 bzw. 34,8
Nitrifikation	keine ÜSS-Mehrproduktion
Mehrproduktion durch Simultanfällung Fe-Salze bzw. Al-Salze, $\beta = 1,0$ , $\Delta SF \approx 100\%$	5,0 bzw. 4,0

Tabelle 28: Menge und Zusammensetzung von Klärschlämmen im Jahresmittel, Daten: DWA (2014c)\*

	$B_{TR}$ [g TR/(E·d)]	GV [%]
Primärschlamm	28	75
Überschussschlamm	32	72
Rohschlamm	60	73
Faulschlamm	38	58

Interessant ist hierbei, dass die statistischen Werte mit rd. 43 g TR/(E·d) (Datenbasis: alle zu entsorgenden Klärschlämme in Deutschland, vgl. Kapitel 2.2.2) auf eine nach DWA (2014c) für Faulschlamm (38 g TR/(E·d)) vergleichbare Zahl kommen.

Tabelle 29 führt die spezifischen CSB-Frachten aus der CSB-Bilanzierung mit den spezifischen Klärschlammengen zusammen, woraus die CSB-Konzentration im Klärschlamm in g CSB/g TR berechnet werden kann. Die ermittelte CSB-Konzentration ist damit direkt mit den gemessenen Werten vergleichbar, vgl. Tabelle 30.

\* Abweichend zu DWA (2014c) wurden im Entwurf, vgl. DWA (2013d), folgende Angaben publiziert: Überschussschlamm 69 % GV; Faulschlamm 39 g TR/(E·d) mit 56 % GV

Tabelle 29: Theoretische CSB-Konzentrationen (Jahresmittelwerte) der Klärschlammarten

	CSB <sup>1</sup> [g CSB/(E·d)]	TR <sup>2</sup> [g TR/(E·d)]	CSB/TR <sup>3</sup> [g CSB/g TR]	GV <sup>2</sup> [%]	CSB/oTR <sup>3</sup> [g CSB/g oTR]
Primärschlamm	36	28	1.286	75	1,71
Überschussschlamm	32	32	1.000	72	1,39
Faulschlamm	35	38	921	58	1,59

<sup>1</sup> vgl. Tabelle 14

<sup>2</sup> vgl. Tabelle 28

<sup>3</sup> berechnet

Tabelle 30: Gemessene CSB-Konzentrationen in den verschiedenen Klärschlammarten, vgl. Tabelle 23 und Tabelle 24

	CSB/TR [g CSB/g TR]	GV [%]	CSB/oTR [g CSB/g oTR]
Primärschlamm	1.208 ± 143	78 ± 8	1,56 ± 0,13
Überschussschlamm	1.003 ± 87	69 ± 5	1,46 ± 0,05
Faulschlamm	806 ± 73	54 ± 5	1,48 ± 0,04

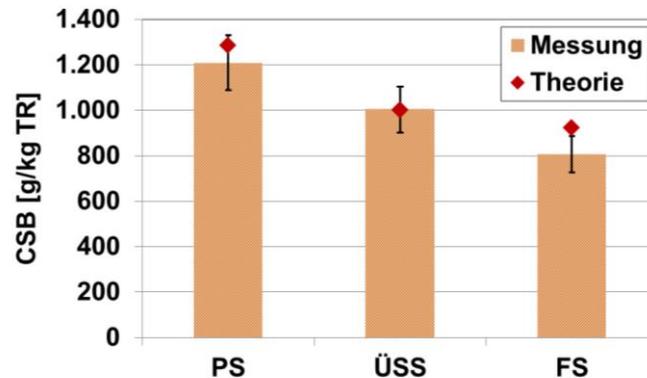


Abbildung 43: Vergleich gemessene und theoretisch ermittelte CSB-Konzentration

Nach DWA (2014c), vgl. Tabelle 28, erfolgte die Ermittlung der spezifischen Klärschlammengen auf Basis einer mittleren CSB-Fracht von 96 g CSB/(E·d), wobei die Ermittlung der Jahresmittelwerte nicht weiter konkretisiert wird. Im Gegensatz dazu basiert die durchgeführte CSB-Bilanzierung, vgl. Kapitel 3.1.1, auf Basis einer spezifischen Fracht von 120 g CSB/(E·d) aus den dort dargelegten Gründen. Ebenso handelt es sich bei den dargestellten Messdaten der CSB-Konzentration in den Klärschlämmen um Mittelwerte. Trotzdem zeigt der Vergleich der theoretisch ermittelten mit den gemessenen CSB-Konzentrationen eine gute Übereinstimmung, vgl. Abbildung 43. Die theoretisch ermittelten CSB-Konzentrationen liegen dabei alle im Schwankungsbereich (Standardabweichung) der Messungen.

Damit wird deutlich, dass die nach DWA (2014c) erstmals im Vergleich zu Imhoff (1983) angesetzten niedrigeren spezifischen Klärschlammfrachten (bezogen auf den Jahresmittelwert), bspw. für Faulschlamm von 60 g TR/(E·d) auf 38 g TR/(E·d), im Vergleich mit analytisch ermittelten CSB-Konzentrationen bestätigt werden können.

Abbildung 44 visualisiert die spezifischen Klärschlammfrachten in Bezug auf die Klärschlammbehandlung. Aus der Massenbilanz resultiert für das Faulgas eine äquivalente Fracht von 22 g TR/(E·d).

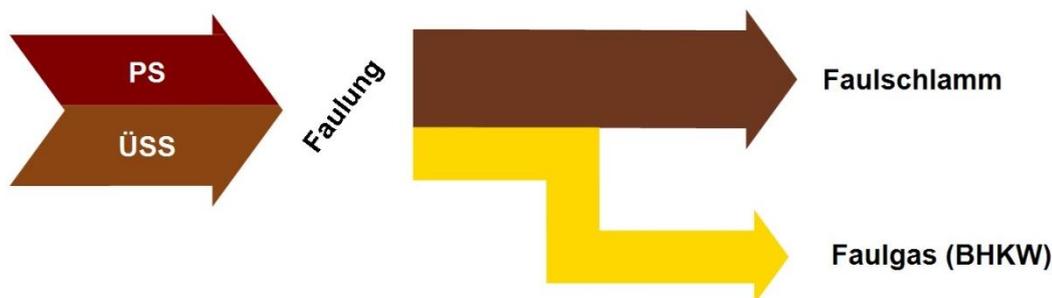


Abbildung 44: Darstellung der spezifischen Klärschlammfrachten, vgl. Tabelle 31

Tabelle 31: Mittlere spezifische Klärschlammfrachten einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage bzw. für Faulgas als TR-Äquivalent

Einheit	PS	ÜSS	RS	FS	Gas <sup>*</sup>
[g TR/(E·d)]	28	32	60	38	22
[%] <sup>**</sup>	46,7	53,3	100	63,3	36,6

\* Gas = Faulgas als TR-Äquivalent

\*\* Prozentuale Verteilung: Rohschlamm mit 60 g TR/(E·d) = 100 %

Vergleich der ermittelten spezifischen Klärschlammfrachten mit weiteren Kenndaten:

- Abbaugrad:  
Mit einem GV (Messwerte) von 69 % für ÜSS und 78 % für PS resultiert eine spezifische Rohschlammfracht im Zulauf zur Faulung von rd. 44 g oTR/(E·d). D.h. bei einem Abbaugrad von 50 % der organischen Substanz werden rd. 22 g TR/(E·d) in Faulgas überführt.
- Faulgasproduktion:  
Mit einem Faulgasertrag von 0,43 NL/g oTR<sub>zu</sub>, vgl. DWA (2014c), resultiert mit einer Rohschlammfracht von 44 g oTR/(E·d) eine spezifische Faulgasproduktion von rd. 19 NL/(E·d) bzw. in Bezug auf die äquivalente Faulgasmenge von 22 g TR/(E·d) folgt eine spezifische Faulgasproduktion von rd. 0,86 NL/g oTR<sub>abb</sub>.

### 3.4.3 Vergleich der verschiedenen Ansätze zur Ermittlung des Brenn- bzw. Heizwertes

Abbildung 45 zeigt die Ergebnisse zur Untersuchung des Brenn-/Heizwertes auf Basis von verschiedenen Ermittlungsansätzen. Dabei ist deutlich zu erkennen, dass mit steigendem CSB der Brenn- bzw. Heizwert linear zunimmt.

Zu unterscheiden ist dabei sowohl zwischen Brenn- und Heizwert als auch zwischen den unterschiedlichen Bestimmungsmethoden. Basisgröße bildet hierbei die normierte Bestimmung des Heizwertes nach DIN (DIN, 2000a) über den Brennwert. Der Heizwert ( $H_{U,DIN}$ ) liegt bei einem CSB von 600 g CSB/kg TR bei rd. 8,3 MJ/kg TR bzw. bei 1.200 g CSB/kg TR bei rd. 16,6 MJ/kg TR. Im Vergleich dazu liegt der Brennwert ( $H_O$ ) rd. 10 % über dem Heizwert, d.h. bei einem CSB von 600 g CSB/kg TR liegt der Brennwert bei rd. 9,0 MJ/kg TR bzw. bei 1.200 g CSB/kg TR bei rd. 18,0 MJ/kg TR. Der Unterschied zwischen Heiz- und Brennwert resultiert aus der Verdampfungswärme des Wassers, die durch den Brennwert mit erfasst wird.

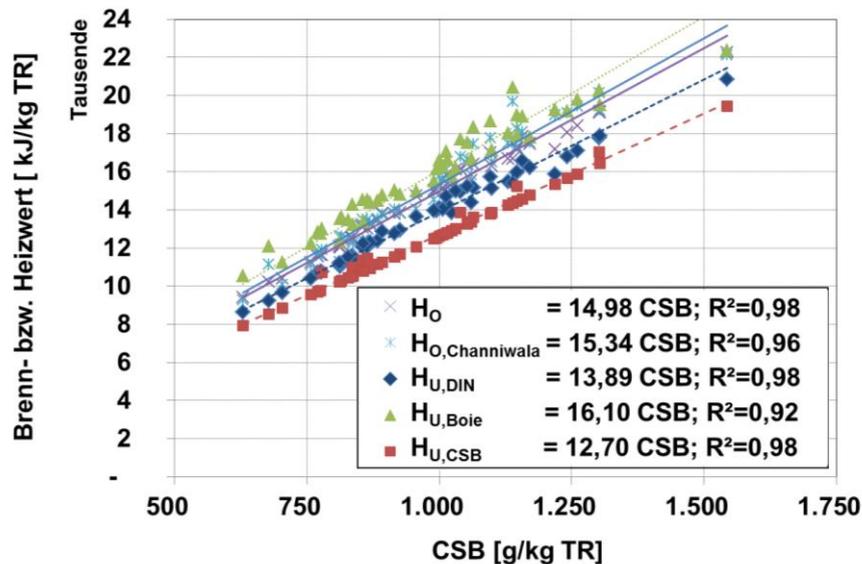


Abbildung 45: Brenn-/Heizwert in Abhängigkeit vom CSB für verschiedene Ermittlungsansätze, Analyse von 48 Klärschlämmen bezüglich Brennwert sowie CSB und Elementarzusammensetzung für die Berechnung der verschiedenen Heizwerte, vgl. Kapitel 3.3

Die Berechnung des Brennwertes über die Elementarzusammensetzung nach Channiwala ergibt eine hohe Übereinstimmung mit den analytisch ermittelten Brennwerten ( $H_O$ ); bei einem CSB von 600 g CSB/kg TR liegt der Brennwert ( $H_{O,Channiwala}$ ) bei rd. 9,3 MJ/kg TR bzw. bei 1.200 g CSB/kg TR bei rd. 18,6 MJ/kg TR. Die gute Korrelation der Brennwerte resultiert daraus, dass Channiwala die notwendigen Berechnungskoeffizienten direkt über Versuche mit Biomasse bestimmte.

Die Ermittlung des Heizwertes erfolgte zum Vergleich über die Elementarzusammensetzung nach Boie sowie über den CSB. Im Vergleich zum Heizwert nach DIN zeigt die Berechnung nach Boie eine deutliche Abweichung von rd. 17 %, d.h. bei einem CSB von 600 g CSB/kg TS liegt der Heizwert ( $H_{U,Boie}$ ) bei rd. 9,7 MJ/kg TR bzw. bei 1.200 g CSB/kg TR bei rd. 19,3 MJ/kg TR. Hierbei zeigt sich sehr deutlich, dass die Berechnung nach Boie limitiert ist. Ursache hierfür sind die ermittelten Koeffizienten auf Basis von Untersuchungen von verschiedenen Kohlesorten. Eine Übertragbarkeit auf Biomasse resp. Klärschlamm ist offenbar nur bedingt möglich.

Im Vergleich dazu zeigen die über den CSB berechneten Heizwerte eine geringe Abweichung im Vergleich zum Heizwert nach DIN, bei einem CSB von 600 g CSB/kg TR liegt der Heizwert ( $H_{U,CSB}$ ) bei rd. 7,7 MJ/kg TR bzw. bei 1.200 g CSB/kg TR bei rd. 15,3 MJ/kg TR. Die Werte

liegen damit rd. 10 % unter dem Heizwert nach DIN. Wenngleich die Abweichungen in einem Schwankungsbereich für Klärschlamm liegen, sind die unterschiedlichen Ermittlungsgrundlagen zu berücksichtigen. Die Ermittlung des CSB erfolgt über die chemische Oxidation mittels Kaliumdichromat, d.h. die Oxidationsvorgänge unterscheiden sich von den Vorgängen bei der Verbrennung (Brennwert). Zu beachten ist, dass durch Kaliumdichromat nicht alle organischen Verbindungen erfasst werden. Für Dimethylsulfon (Bestandteil von tierischen und pflanzlichen Organismen) kann analytisch eine CSB-Konzentration von rd. 6 g/kg TR ermittelt werden, wobei über die stöchiometrische Berechnung ein CSB von rd. 1.360 g/kg TR vorliegen müsste. Der Heizwert ( $H_{U,DIN}$ ) liegt bei 17,3 MJ/kg TR. Dieser Zusammenhang verdeutlicht exemplarisch die Unterschiede in der Analytik sowie eine mögliche Abweichung in der Korrelation des Heizwertes.

Tabelle 32 fasst den Vergleich der untersuchten Bestimmungsmethoden tabellarisch zusammen, zum einen in Bezug auf die dargestellte Abweichung bezogen auf den bestimmten Heizwert nach DIN sowie zum anderen bezogen auf den jeweiligen Korrelationskoeffizienten. Auch hier wird deutlich, dass bei der Ermittlung des Heizwertes nach Boie der Korrelationskoeffizient die höchste Abweichung anzeigt, resultierend aus der spezifischen Randbedingung resp. Gültigkeit der Berechnungskoeffizienten nach Boie.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass eine Abschätzung des Brennwertes über den Ansatz nach Channiwala (Elementaranalyse) eine hohe Korrelation mit dem Messwert liefert. Eine Abschätzung des Heizwertes über den Ansatz von Boie ist limitiert. Hingegen ist eine gute Alternative die Berechnung des Heizwertes über den CSB.

Tabelle 32: Vergleich der unterschiedlichen Ansätze zur Ermittlung des Brenn- und Heizwertes

		$H_{U,DIN}$	$H_O$	$H_{O,Channiwala}$	$H_{U,Boie}$	$H_{U,CSB}$
Vergleich bez. auf $H_{U,DIN}$	[%]	100	108	112	117	92
Korrelationskoeffizient	[-]	0,99	0,99	0,98	0,94	0,98

Abbildung 46 zeigt den Heizwert in Abhängigkeit vom GV. Dargestellt sind sowohl Klärschlammproben, erweitert um Analysen von Wouda und Boley (1989), als auch exemplarisch der Heizwert von Fetten, Proteinen und Kohlenhydraten. Bedingt durch eine im Vergleich zum Klärschlamm unterschiedliche Energiedichte (CSB/oTR, vgl. Tabelle 24) verliert die für Klärschlamm ermittelte Korrelationsgerade ihre Gültigkeit für die dargestellten Reinsubstanzen. Die untersuchten Fette liegen dabei mit rd. 36 MJ/kg TR über und die Kohlenhydrate mit rd. 14 MJ/kg TR unter den Werten der Korrelationsgerade, die bei einem GV von 100 % bei rd. 21 MJ/kg TR liegen würde.

Für den Betrieb von Klärschlammbehandlungsanlagen ist dies bei der Zugabe von Co-Substraten, z.B. Speisereste oder Schlämme aus Fettabscheidern, relevant. Durch den meist hohen Fettanteil von Co-Substraten liegt das CSB/oTR-Verhältnis in aller Regel deutlich über dem von Klärschlamm, vgl. Zeig (2014). Analog zu den Untersuchungen mit Reinsubstanzen verlieren dementsprechend die Korrelationen zum GV ihre Gültigkeit.

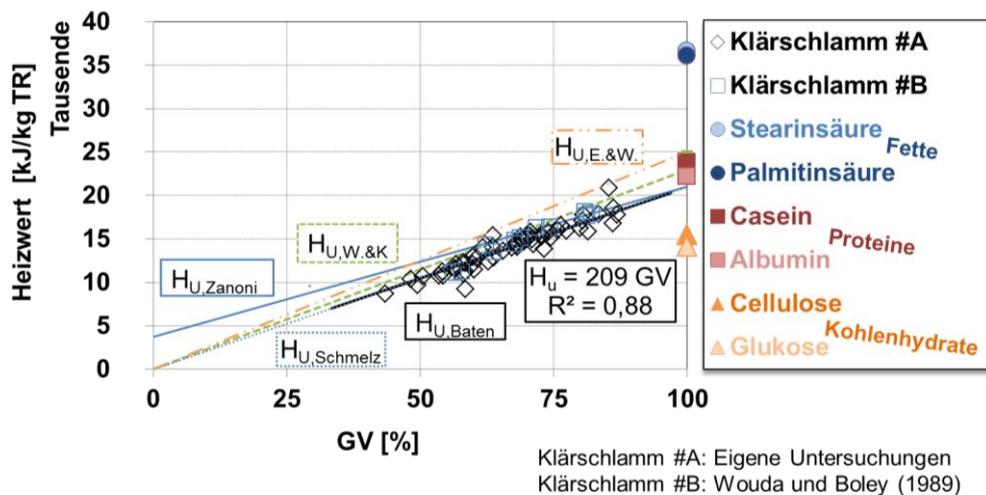


Abbildung 46: Heizwert vs. GV für Klärschlamm und Reinsubstanzen einschließlich verschiedener publizierter Ansätze zur Korrelation, vgl. Kapitel 3.1.2

Abbildung 47 zeigt die Korrelation der untersuchten Klärschlämme, wiederum erweitert um Analysen von Wouda und Boley (1989), zwischen CSB und  $H_{U,DIN}$ . Sowohl die theoretische Herleitung zwischen CSB und  $H_{U,DIN}$ , vgl. Kapitel 3.1.2 (Gl. 3-23), als auch die analysierte Korrelation zeigen eine hohe Übereinstimmung. Des Weiteren zeigt der Vergleich mit den analysierten Reinsubstanzen (Fette, Proteine, Kohlenhydrate) eine weitgehende Unabhängigkeit von der eingesetzten Substanz (im Gegensatz zum GV). Voraussetzung bleibt dabei die Oxidierbarkeit der organischen Substanz mittels Kaliumdichromat, vgl. Janicke (1983).

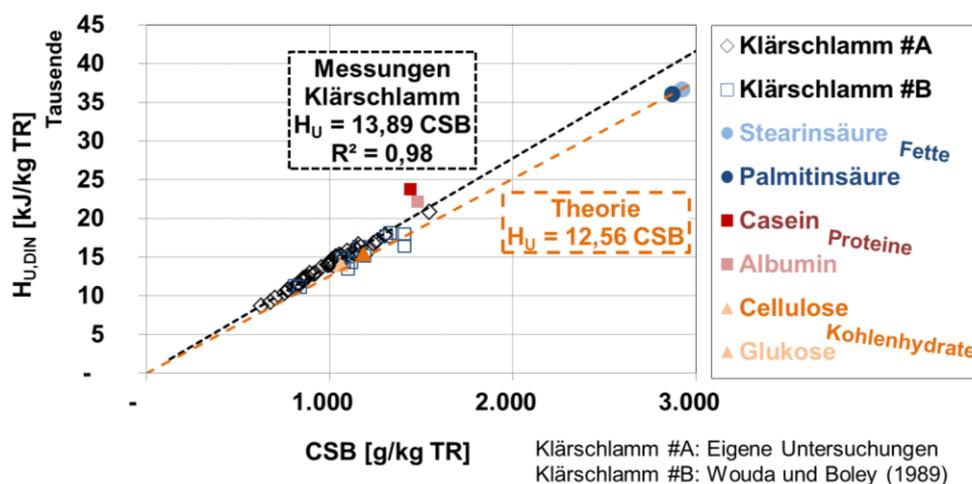


Abbildung 47: Heizwert ( $H_{U,DIN}$ ) vs. CSB für Klärschlamm und Reinsubstanzen

Die Beziehung zwischen CSB und Heizwert bzw. dem Energiepotential vom Klärschlamm ist dabei auch für die anaerobe Stabilisierung von Bedeutung. Da sich die Bemessungsansätze stark an empirisch ermittelten Parametern orientieren, insbesondere bezogen auf den oTR, verlieren diese die Gültigkeit beim Einsatz von Co-Substraten, vgl. Lensch et al. (2013), Zeig (2014), Lensch (2016).

### 3.4.4 Zusammenführung CSB-Fracht, Klärschlammmenge und Heizwert

Auf Basis der ermittelten CSB-Konzentrationen kann der Heizwert für die verschiedenen Klärschlammarten abgeleitet und mit den ebenfalls analytisch erfassten Werten verglichen werden, vgl. Tabelle 33 und Abbildung 48. Der ermittelte Heizwert des Primär- und Faulschlamm zeigt über die Bilanzierung (Theorie) mit der Messung eine hohe Übereinstimmung. Im Vergleich dazu liegt der Wert für den Überschussschlamm aus der Theorie rd. 10 - 15 % unter dem mittleren Messwert.

Tabelle 33: Gemessene CSB-Konzentrationen und Heizwert der verschiedenen Klärschlämme

	CSB <sup>1</sup> [g CSB/kg TR]	H <sub>U,CSB</sub> <sup>2</sup> [MJ/kg·TR]	TR <sup>3</sup> [g TR/E·d]	H <sub>U,CSB,spez</sub> [kJ/(E·d)]	H <sub>U,DIN</sub> <sup>4</sup> [MJ/kg·TR] <sup>4</sup>
Primärschlamm	1.286	16,2	28	454	16,4 ± 1,9
Überschussschlamm	1.000	12,6	32	403	14,3 ± 1,3
Faulschlamm	921	11,6	38	441	11,1 ± 1,1

<sup>1</sup> vgl. Tabelle 29; CSB-Konzentration aus CSB-Bilanz und spezifische Klärschlammmenge

<sup>2</sup> berechnet über CSB-Konzentration nach  $H_{U,CSB} = 12,56 \cdot C_{CSB}$ , vgl. Kapitel 3.1.2

<sup>3</sup> vgl. Tabelle 31

<sup>4</sup> Messwert

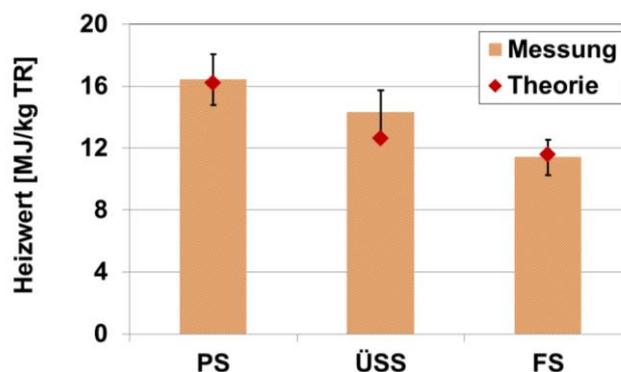


Abbildung 48: Vergleich gemessener und theoretisch ermittelter Heizwert

Abbildung 49 zeigt die Energiebilanz in Bezug auf den einwohnerspezifischen Wert. Zum Vergleich: Mit der bereits ermittelten Faulgasmenge von rd. 19 NL/(E·d) ergeben sich bei einem Methangehalt von rd. 60 % CH<sub>4</sub> mit einen Heizwert von Methan von rd. 36 kJ/NL eine spezifische Energiemenge von rd. 410 kJ/(E·d).

Zum Vergleich der spezifischen Energieausbeute:

- In Bezug auf die äquivalente Stromerzeugung:  
Mit einem elektrischen Wirkungsgrad von 35 % eines Blockheizkraftwerks können aus dem Faulgas rd. 41 Wh/(E·d) bzw. rd. 15 kWh/(E·a) Strom generiert werden. Auch wenn die spezifische Energieausbeute relativ gesehen klein ist, so ist die Nutzung auf der Abwasserbehandlungsanlage von großer Bedeutung, vgl. Kapitel 2.3.4.

- In Bezug auf die äquivalente Nutzung im PKW:  
0,117 kWh/(E·d) entsprechen bei einem Energieinhalt von rd. 9,2 kWh/L Benzin eine Menge von rd. 13 ml Benzin. Bei einem Verbrauch von 6 l/100 km können rd. 200 m/(E·d) zurückgelegt werden.

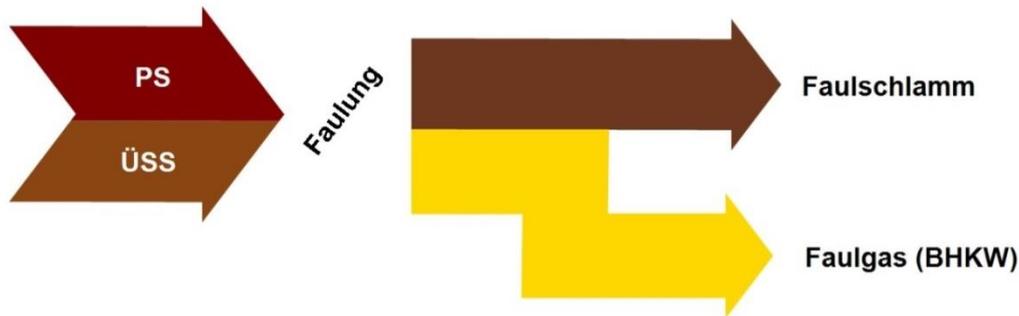


Abbildung 49: Darstellung der Energieströme, vgl. Tabelle 34

Tabelle 34: Mittleres spezifisches Energiepotential für Klärschlamm und Faulgas

Einheit	PS	ÜSS	RS	FS	Gas
[kJ/(E·d)]	454	403	857	441	416
[kWh/(E·d)]	0,126	0,112	0,238	0,123	0,116
[%]*	53	47	100	51	49

\* Prozentuale Verteilung: Rohschlamm = 100 %

### 3.4.5 Erweiterung CSB-Bilanz: Einfluss von Polymer zur Klärschlamm-entwässerung

Die CSB-Bilanz der kommunalen Abwasserbehandlung kann bezüglich der eingesetzten kohlenstoffhaltigen Hilfs- und Betriebsstoffe erweitert werden. Für konventionelle Kläranlagen ist dies vor allem die Zugabe von Polymer als Flockungsmittel im Rahmen der Klärschlamm-entwässerung.

Tabelle 35 zeigt die CSB-Konzentration von Polymer in den unterschiedlichen Handelsformen. Wenngleich beim Pulver der Polymeranteil (Wirksubstanz) fast 100 % beträgt, so liegt dieser bei den flüssigen Formen (Emulsion und Dispersion) bei lediglich 50 % (ggf. auch niedriger). Bei der Emulsion erfolgt die Zugabe von paraffinischem Weißöl und Emulgatoren; der Wasseranteil liegt bei ca. 25 %. Die Dispersion besteht ebenfalls aus Öl und Stabilisatoren mit einem Wasseranteil von ca. 3 - 8 %, vgl. DWA (2014b). Zu beachten ist, dass über den CSB nur die Stoffe (vollständig) erfasst werden, die mittels Kaliumdichromat oxidiert werden, was gerade bei Öl, Stabilisatoren und Emulgatoren kritisch hinterfragt werden muss, vgl. Zeig et al. (2012), Janicke (1983).

Bezogen auf eine spezifische CSB-Fracht im Faulschlamm von rd. 34,5 g CSB/(E·d) ergibt sich ein Anteil durch Polymer von 0,8 - 3,6 %, vgl. Tabelle 35, womit die Relevanz in Bezug auf die CSB-Bilanz der gesamten Abwasser- und Klärschlammbehandlung gering ist.

Tabelle 35: CSB-Konzentration von Polymeren in Abhängigkeit der Lieferform, CSB-Messung nach DIN (1986), Stichproben (Mittelwerte) von drei Emulsionspolymeren, einem Dispersionspolymer sowie zwei Polymeren in Pulverform

	CSB [g CSB/kg WS] <sup>2</sup>	Dosierung [g WS/kg TR] <sup>3</sup>	Faulschlamm [g TR/(E·d)] <sup>4</sup>	CSB-Fracht [g CSB/(E·d)]	Anteil am Faulschlamm <sup>1</sup> [%]
Dispersion	3.610	10	38	1,4	3,6
Emulsion	2.740	10	38	1,0	2,7
Pulver	826	10	38	0,3	0,8

<sup>1</sup> Faulschlamm: 34,5 g CSB/(E·d)

<sup>2</sup> Messwert; WS = Wirksubstanz

<sup>3</sup> Annahme

<sup>4</sup> vgl. Tabelle 28

### 3.4.6 Ergebnisse und Diskussion zur Messung der Methanemissionen aus Faulschlamm

#### *Charakterisierung der analysierten Klärschlämme*

Tabelle 36 zeigt die analysierten Parameter in Bezug auf pH-Wert, Leitfähigkeit, TR und GV der untersuchten Faulschlämme. Alle dargestellten Parameter entsprechen dabei typischen Werten für kommunalen Faulschlamm.

Tabelle 36: Charakterisierung der untersuchten Faulschlämme

Anzahl ABA	pH-Wert [-]	Leitfähigkeit [mS/cm]	TR [%]	GV [%]
6	7,1 - 7,4	7,2 - 8,3	2,3 - 3,5	55 - 62 <sup>1</sup>

<sup>1</sup> prozessbedingt ein Klärschlamm mit 71 %; getrennte Faulung von Primärschlamm

#### *Validierung der Methodenentwicklung zur Messung des gelösten Methans*

Im Rahmen der Methodenentwicklung erfolgte zunächst eine Validierung des Versuchsaufbaus und der Versuchsdurchführung, wobei folgende Ergebnisse erzielt werden konnten:

- **Mehrfachbestimmung:**  
Zur Untersuchung der Reproduzierbarkeit des gesamten Versuchsaufbaus (einschließlich Zugabe von NaCl) wurden 15 Einzelmessungen der ABA#1 durchgeführt. Der Mittelwert aller Untersuchungen lag bei 36,9 mg/L mit einer Standardabweichung von 3,4 mg/L (relative Standardabweichung rd. 9 %), womit eine hohe Reproduzierbarkeit des Versuchsaufbaus nachgewiesen werden konnte.
- **Variation Probenahmevermögen Faulschlamm:**  
Abbildung 50 zeigt die Variation des Probenahmevermögens von Faulschlamm (100 - 430 ml Faulschlamm; ABA#1) in einer 1-L-Glasflasche mit einer sehr guten Korrelation zum gelösten Methan. Die Konzentration lag bei  $39,7 \pm 1,9$  mg/L CH<sub>4</sub>. Für die weiteren Versuche wurde ein Verhältnis von 50 - 60 % Faulschlamm zum Gesamtvolumen des Reaktors gewählt.

– Variation Reaktionszeit:

Messungen zur Variation der Reaktionszeit zeigten, dass sich das Löslichkeitsgleichgewicht relativ spontan einstellt, vgl. Abbildung 50. Vor diesem Hintergrund erfolgte die Festlegung der Reaktionszeit auf 30 min. für die weiteren Versuche.

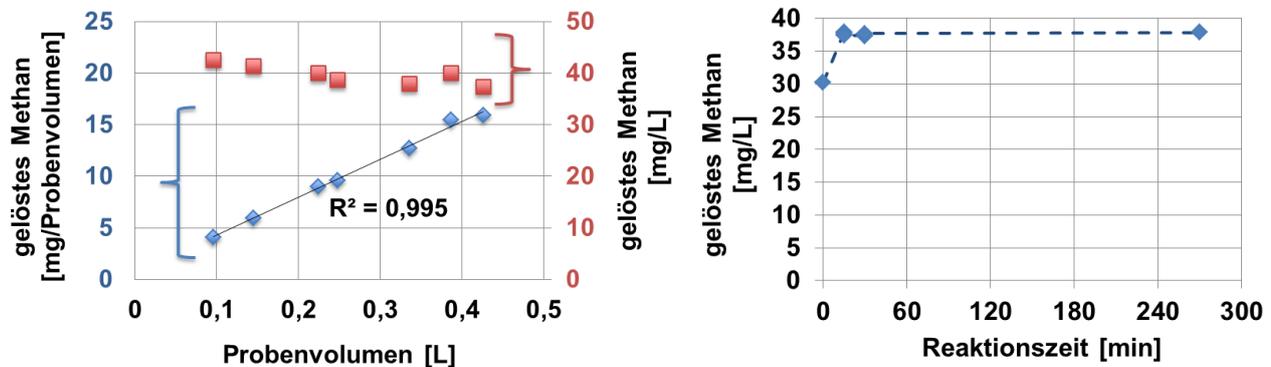


Abbildung 50: Links: Variation Probenahmevolumen Faulschlamm (Versuchsdurchführung in 1-L-Glasflaschen, gesättigte NaCl-Lsg., ABA#1); rechts: Variation Reaktionszeit (Versuchsdurchführung 5-L-Vakuumbehälter, gesättigte NaCl-Lsg., ABA#1), vgl. Schaum et al. (2015b)

**Ergebnisse zur Untersuchung des gelösten Methans bei verschiedenen Abwasserbehandlungsanlagen**

Tabelle 37 und Abbildung 51 zeigen die Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen, wobei sich folgende Abhängigkeiten ergeben:

- Durch den Einsatz von Salz (NaCl) resultiert, gemäß den theoretischen Grundlagen, vgl. Kapitel 3.1.3, eine deutlich höhere Methankonzentration in der Gasphase, da durch die Verschiebung der Löslichkeit das im Faulschlamm gelöste Methan weitgehend ausgestrippt wird. Im Mittel können ohne NaCl-Zugabe rd. 65 % des gelösten Methans erfasst werden (Messungen bei 37°C).
- Bei zwei Kläranlagen bzw. Faulschlamm (ABA#1 und #2) zeigt der Vergleich zwischen gemessener (mit NaCl) und berechneter Methankonzentration um rd. 50 % höhere gemessene Werte.

Eine Übersättigung, d.h. die gemessene liegt über der theoretisch ermittelten gelösten Methankonzentration, konnte auch bei anaeroben Abwasserbehandlungsanlagen beobachtet werden, vgl. z.B. Hartley und Lant (2006), wobei die erfassten Übersättigungsgrade stark variieren; mit Übersättigungsgraden zwischen 1,9 und 6,9, vgl. Foley et al. (2009). Im Bereich der Schlammfäulung existieren bislang keine publizierten Daten. Mögliche Ursachen der Übersättigung sowie der Wirkmechanismen können auf Basis der aktuellen Forschungsergebnisse aus dem Bereich der anaeroben Abwasserbehandlung nur vermutet werden, z.B. der Einfluss der Schlammflocken und/oder die damit verbundene Gasproduktion bzw. -verteilung, die zu einer Verschiebung des Löslichkeitsgleichgewichtes führen kann. In weiteren Laboruntersuchungen, die eine Variation von definierten Randbedingungen ermöglichen, sind mögliche Effekte auf die Löslichkeit von Methan zu untersuchen.

Im Vergleich dazu zeigen die weiteren untersuchten Kläranlagen/Faulschlämme, dass sich die gemessene und berechnete Konzentration weitgehend annähern.

Grundsätzlich gibt die Berechnung der gelösten Methankonzentration über das Henry-Gesetz eine erste Annäherung zur Ermittlung der gelösten Methankonzentration im Faulschlamm. Für die Berechnung der gelösten Methankonzentration ist der anzusetzende Druck, insbesondere aufgrund von möglichen Fehlmessungen, bedingt durch die Probenahmestelle (z.B. Leitungsführung, Pumpe etc.), der sensitivste Faktor, da dieser direkt proportional in die Berechnung der gelösten Methankonzentration eingeht. Die weiteren Faktoren wie Temperatur und Methankonzentration (Gasphase) können hingegen relativ exakt analytisch erfasst werden.

- Der Vergleich mesophil/thermophil zeigt, gemäß den theoretischen Berechnungen, ein geringeres Löslichkeitsverhalten von Methan im Faulschlamm.

Tabelle 37: Gemessene und berechnete gelöste Methankonzentration im Faulschlamm

	Absolut- druck [hPa]	CH <sub>4</sub> gemessen (ohne NaCl) [mg CH <sub>4</sub> /L]	CH <sub>4</sub> gemessen (mit NaCl) [mg CH <sub>4</sub> /L]	CH <sub>4</sub> <sup>1</sup> berechnet [mg CH <sub>4</sub> /L]	Verhältnis gemessen (mit NaCl) zu berechnet CH <sub>4</sub> [-]
ABA#1	2.360	23	37	26	1,42
ABA#2	2.080	30	36	23	1,57
ABA#3 <sup>2</sup>	2.540	n.a. <sup>3</sup>	29	27	1,07
ABA#4	1.860	10	17	20	0,85
ABA#5	2.200 <sup>4</sup>	14	25	24	1,04
ABA#6 <sup>5</sup>	2.340	6	18	19	0,95

<sup>1</sup> Theoretische gelöste Methankonzentration im Faulschlamm auf Basis von Reinwasser; Henry-Constant:  $k_H(35^\circ\text{C}) = 1,18 \cdot 10^{-3} \text{ mol}/(\text{L} \cdot \text{bar})$ ;  $k_H(55^\circ\text{C}) = 8,46 \cdot 10^{-4} \text{ mol}/(\text{L} \cdot \text{bar})$ , vgl. NIST (2014), Haynes und Lide (2010); Berücksichtigung der Druckverhältnisse an der Probenahmestelle (Druckleitung); Methankonzentration Gasphase 60 % CH<sub>4</sub>

<sup>2</sup> Messung im Faulturm 1 von 3 (Reihenschaltung)

<sup>3</sup> n.a. = nicht analysiert

<sup>4</sup> Keine Messung möglich, Abschätzung über Höhe Faulturm

<sup>5</sup> Thermophiler Betrieb (55°C)

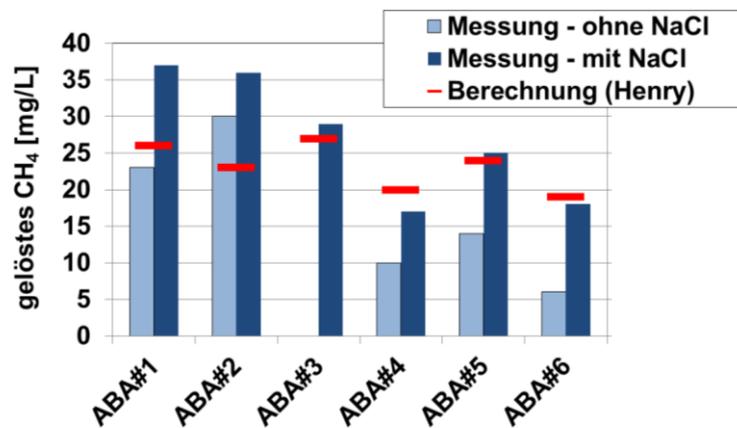


Abbildung 51: Gemessene und berechnete gelöste Methankonzentration im Faulschlamm

Ein Einfluss des pH-Wertes, der bei allen Probenahmen zwischen 7,1 und 7,4 lag, sowie der Leitfähigkeit, die zwischen 7,2 und 8,3 mS/cm lag, konnte nicht festgestellt werden. Die TR-Konzentration in den untersuchten Proben lag zwischen 2,3 und 3,5 % (im Mittel 2,8 %) mit einem Glühverlust von 55 - 62 % (im Mittel 59 %), wobei es aus verfahrenstechnischen Gründen einen Ausreißer mit 71 % gibt. Eine Abhängigkeit zu der gelösten Methankonzentration konnte nicht beobachtet werden.

Die Umwälzung des Faulturms erfolgte bei allen untersuchten Kläranlagen/Faultürmen mittels außenliegender Pumpe, wobei die Umwälzleistung vergleichbar war. In weiteren Untersuchungen ist der Einfluss der Umwälzung, insbesondere mittels Gaseinpressung, zu untersuchen. Es wird vermutet, dass die Umwälzung in der Faulung einen Einfluss auf die gelöste Methankonzentration hat.

ABA#3 betreibt drei Faulbehälter (Faulbehälter 1 mit 5.500 m<sup>3</sup> sowie nachgeschaltet Faulbehälter 2 und 3 mit jeweils 3.250 m<sup>3</sup>), die in Reihe geschaltet sind. Die Aufenthaltszeit in Faulbehälter 1 beträgt dabei bereits rd. 18 d. Im Rahmen der Untersuchungen zur gelösten Methankonzentration wurden alle drei Faulbehälter beprobt, wobei die Methankonzentration (mit NaCl) in Faulbehälter 2 und 3 mit 11 bzw. 16 mg CH<sub>4</sub>/L signifikant unter dem Wert aus Faulbehälter 1 (29 mg CH<sub>4</sub>/L) lag. Dies zeigt eine mögliche Abhängigkeit der gelösten Methankonzentration auf den Betrieb der Faulung (Betrieb in Reihe, Aufenthaltszeit), die in weiteren Versuchen zu validieren ist.

Tabelle 38 zeigt die Veränderung der gelösten Methankonzentration während der Klärschlammbehandlung. Bereits mit Austritt des Faulschlamms aus der Faulung gehen rd. 80 % des im Faulschlamm gelösten Methans in die Atmosphäre. Die gelösten Methankonzentrationen im Prozesswasserspeicher sind <<<1 mg/L, d.h. das im Faulschlamm gelöste Methan wird während der nachgeschalteten Prozessschritte in die Atmosphäre freigesetzt.

Tabelle 38: Gemessene gelöste Methankonzentration der verschiedenen Prozessschritte der Klärschlammbehandlung (alle Untersuchungen mit NaCl)

	Faulung [mg CH <sub>4</sub> /L]	Nacheindicker [mg CH <sub>4</sub> /L]	Prozesswasser/ Zentrifuge [mg CH <sub>4</sub> /L]	Prozesswasser- speicher [mg CH <sub>4</sub> /L]
ABA#1	37	7	4	<< 1

Im Rahmen der durchgeführten Messungen resultierte eine mittlere gelöste Methankonzentration von rd. 29 mg CH<sub>4</sub>/L (Mittelwertbildung der mesophilen Faulungen), woraus eine spezifische Fracht von rd. 10 - 20 g CH<sub>4</sub>/(E·a) abgeschätzt werden kann, vgl. Tabelle 39.

Tabelle 39: Gelöstes Methan im Faulschlamm (Messung)

	Methan- konzentration [mg CH <sub>4</sub> /L]	TR-Konzentration Faulschlamm [g TR/L]	Faulschlamm- menge [g TR/(E·d)]	spez. Methankonzentration [g CH <sub>4</sub> /(E·a)]
Bereich	17 - 34	25 - 30	38**	10 - 20
Mittelwert	29*	25		16

\* nur mesophile Faulung

\*\* vgl. Tabelle 28

Die Bewertung der Ergebnisse hinsichtlich der in Kapitel 3.1.3 dargestellten Methanemissionen ist aufgrund der großen Schwankungen der zurzeit publizierten Werte nur bedingt möglich. Des Weiteren fehlen weitgehend vergleichende Analysen zum gelösten Methan im Faulschlamm. Leal Verduguo (2014) ermittelte im Rahmen ihrer Untersuchungen eine gelöste Methankonzentration von 30 g CH<sub>4</sub>/(E·a). Damit liegen die ermittelten Ergebnisse in einer vergleichbaren Größenordnung.

### ***Ergebnisse zur Messung des Restgaspotentials und Vergleich mit Literaturwerten***

Abbildung 52 und Tabelle 40 zeigen die Methanbildung von sechs verschiedenen Faulschlämmen in Abhängigkeit der Lagerzeit. Der Kurvenverlauf (exponentielle Sättigungskurve) nähert sich einer Asymptote, d.h. mit zunehmender Speicherzeit nimmt die Gasbildung ab. Bis auf ABA#3 liegt bei allen untersuchten Faulschlämmen ein ähnliches Verhalten vor. Aus diesem Grund wird ABA#3 als Ausreißer betrachtet und bei der Mittelwertbildung nicht berücksichtigt.

Bezogen auf die Gesamtbilanzierung des CSB der Abwasserbehandlungsanlage ergibt sich eine Methanfracht für die Gesamtgaserzeugung von rd. 30 g CSB/(E·d) bzw. 10,6 NL CH<sub>4</sub>/(E·d)\*, vgl. Kapitel 3.1.1, woraus eine Methanfracht von rd. 2.800 g CH<sub>4</sub>/(E·a) resultiert.

Bei einer Lagerung von rd. 2 Tagen ist mit einem Restgaspotential von rd. 90 g CH<sub>4</sub>/(E·a) zu rechnen, vgl. Tabelle 40, d.h. der Restgasanteil an der Gesamtgasmenge liegt bei rd. 3 %.

\* 1 g CSB  $\triangleq$  0,35 NL CH<sub>4</sub>

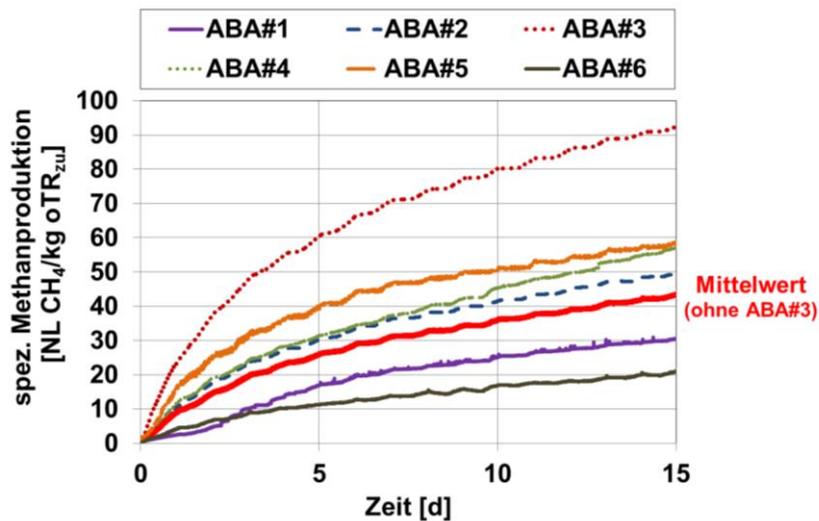


Abbildung 52: Restgaspotential der 6 analysierten Kläranlagen/Faulschlamm, einschließlich Mittelwert (ohne ABA#3),  $oTR_{zu}$  = zugeführte  $oTR$ -Konzentration (Faulschlamm)

Tabelle 40: Mittlere Methanemissionen (Restgaspotential) in Abhängigkeit der Lagerzeit im Faulschlamm Speicher

Lagerung	[d]	1	2	3	4	5
Restgas- potential	$[NL CH_4/kg oTR_{zu}]$	9	15	20	23	26
	$[NL CH_4/(E \cdot d)]^*$	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6
	$[g CH_4/(E \cdot a)]^*$	52	87	116	133	151

\* Dichte Methan:  $0,72 \text{ kg/m}^3$ , Faulschlammmenge  $38 \text{ g TR}/(E \cdot d)$ , Glühverlust 58 %, vgl. Kapitel 3.4.4

### 3.4.7 Gesamtdarstellung der CSB-Bilanz für eine kommunale Abwasserbehandlungsanlage

Auf Basis der in Kapitel 3.1.1 ermittelten CSB-Bilanz sowie der Validierung mittels Messdaten, vgl. Kapitel 3.4.1 bis 3.4.6, können die Ergebnisse zusammengeführt werden, vgl. Abbildung 53 und Tabelle 41.

Der CSB-Anteil durch den Einsatz von Polymer für die Klärschlammmentwässerung liegt mit rd.  $1 \text{ g CSB}/(E \cdot d)$  bezogen auf die Zulaufkraft von  $120 \text{ g CSB}/(E \cdot d)$  bei  $< 1 \%$ . Damit ist der Einfluss auf die CSB-Bilanz vernachlässigbar.

Bezogen auf die CSB-Bilanz liegt der Anteil der Methanemissionen (gelöstes Methan, Restgaspotential und Methanschluß) bei rd.  $1,4 \text{ g CSB}/(E \cdot d)$  bzw. bezogen auf die Zulaufkraft von  $120 \text{ g CSB}/(E \cdot d)$  bei rd.  $1 \%$ . Wenngleich die Methanemissionen aus Sicht der CSB-Bilanzierung gering sind, so ist die Bewertung der Emissionen aufgrund des im Vergleich zu Kohlendioxid vielfach höheren Treibhauspotentials dahingehend zu prüfen, vgl. Kapitel 3.4.8.

Weitere Methanemissionen, die während der Klärschlamm Entsorgung, z.B. in der Landwirtschaft oder der Verbrennung, entstehen können, werden im Rahmen dieser Untersuchung nicht betrachtet, vgl. SYLVIS (2009), Schaum et al. (2010).

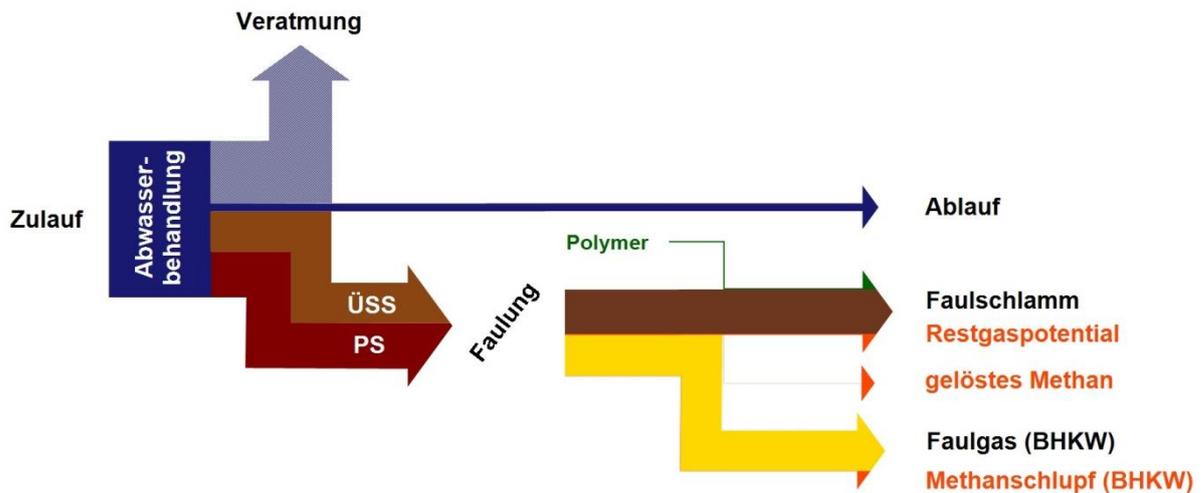


Abbildung 53: Mittlere CSB-Bilanz einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage einschließlich Polymerverbrauch sowie Methanemissionen

Tabelle 41: Mittlere CSB-Bilanz in g CSB/(E·d) [A] und % [B] bezogen auf die Zulauffracht von 120 g CSB/(E·d) einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage

	Zulauf	PS <sup>3</sup>	Veratmung	ÜSS <sup>3</sup>	FS <sup>3</sup>	Poly.	Restgas	gel. Gas	Gas <sup>3</sup>	Schlupf	Ablauf
[A] <sup>1</sup>	120	36	48	32	35 ±2,1	1,0 <sup>4</sup>	0,9 <sup>5</sup>	0,2 <sup>6</sup>	33 ±0,3	0,3 <sup>7</sup>	4
[B] <sup>2</sup>	100	30	40	27	29 ±1,8	0,8	0,8	0,2	28 ±0,3	0,3	3

<sup>1</sup> Einheit: g CSB/(E·d)

<sup>2</sup> Einheit: %; bezogen auf die Zulauffracht: 120 g CSB/(E·d) = 100 %

<sup>3</sup> PS=Primärschlamm, ÜSS=Überschussschlamm, RS=Rohschlamm, FS=Faulschlamm, Gas=Faulgas

<sup>4</sup> vgl. Kapitel 3.4.5

<sup>5</sup> Mittleres Restgaspotential bei 2 Tagen Speicherung: 87 g CH<sub>4</sub>/(E·a) mit der Dichte von Methan von 0,72 kg/m<sup>3</sup> und 350 NL CH<sub>4</sub>/kg CSB folgt rd. 0,9 g CSB/(E·d), vgl. Kapitel 3.4.6

<sup>6</sup> 16 g CH<sub>4</sub>/(E·a) mit der Dichte von Methan von 0,72 kg/m<sup>3</sup> und 350 NL CH<sub>4</sub>/kg CSB folgt 0,2 g CSB/(E·d), vgl. Kapitel 3.4.6

<sup>7</sup> Annahme: 1 % der Faulgasmenge zum BHKW gemäß Literaturdatenauswertung, vgl. Kapitel 3.1.3

### 3.4.8 Bewertung der Methanemissionen aus der Faulgasnutzung

#### *Treibhauspotential der Methanemissionen aus der Faulgasnutzung*

Aufgrund der im Vergleich zu Kohlendioxid höheren Klimaschädlichkeit von Methan sind die Methanemissionen in Bezug auf das Treibhauspotential zu bewerten. Das Treibhauspotential bzw. der Treibhauseffekt steht dabei für die negativen Umweltwirkungen der anthropogenen Erwärmung der Erdatmosphäre, vgl. Klöpffer und Grahl (2009).

Methan ist ein Treibhausgas und absorbiert hauptsächlich im terrestrischen Spektralbereich. Durch den Abbau von Methan in der Atmosphäre kommt es zu einem negativen Strahlungsantrieb und damit zu einer Abkühlung der Atmosphäre. Die atmosphärische Lebenszeit von Methan

beträgt etwa 8 - 9 Jahre. Die Lebenszeit einer Konzentrationsänderung hingegen liegt bei etwa 12 Jahren. (Dahlmann, 2011)

Die Bewertung des Treibhauseffekts erfolgt über das Strahlungspotential und wird als CO<sub>2</sub>-Äquivalent angegeben, ausgedrückt als „Global Warming Potential (GWP)“ (Treibhauspotential – THP). Das Global Warming Potential ist der über einen Zeithorizont integrierte Strahlungsantrieb eines Kilogramms des Spurenstoffes (hier: Methan) relativ zu dem einer Pulsemission von einem Kilogramm Kohlendioxid. Typische Zeithorizonte für die Integration, die in IPCC (2007) vorgeschlagen werden, sind 20, 100 oder 500 Jahre, vgl. Dahlmann (2011).

Des Weiteren können nach IPCC (2013) nachgelagerte Effekte durch die Temperaturerhöhung berücksichtigt werden („climate-carbon feedbacks“). Folgendes Beispiel verdeutlicht einen möglichen Effekt durch nachgelagerte Prozesse: Eine Temperaturerhöhung kann dazu führen, dass Permafrostböden schmelzen und dadurch Methan freigesetzt wird. Dabei gibt es sowohl positive als auch negative Rückkopplungen, bspw. wenn durch erhöhte Verdunstung durch die größere Erwärmung eine höhere Wolkenbildung wiederum zu einer höheren Abkühlung führt.

Das CO<sub>2</sub>-Äquivalent für Methan beträgt nach IPCC (2013) bei einem Zeithorizont von 100 Jahren 28. Das bedeutet, dass ein Kilogramm Methan innerhalb der ersten 100 Jahre nach der Freisetzung 28-mal so stark zum Treibhauseffekt beiträgt wie ein Kilogramm CO<sub>2</sub>. Die Faktoren werden regelmäßig überarbeitet und angepasst. Tabelle 42 enthält die aktuellen Werte nach IPCC (2013).

Aufgrund der Verweilzeit von rd. 12 Jahren resultiert der deutliche Unterschied in den Faktoren bei einem Zeithorizont von 20 bzw. 100 Jahren, vgl. Tabelle 42. Wenngleich viele ökologische Bilanzierungen einen Zeithorizont von 100 Jahren ansetzen, so ist der Zeithorizont von 20 Jahren gerade für die mittelfristige Betrachtung von Bedeutung. Gleichzeitig zeigt sich, dass mögliche Maßnahmen zur Minderung der Methanemissionen schon in einem relativ überschaubaren Zeitraum positiv auf das Treibhauspotential wirken können.

Tabelle 42: Global Warming Potential (GWP) für Methan bei 20 und 100 Jahren, ohne/mit „climate-carbon feedbacks (cc fb)“, vgl. IPCC (2013)

	GWP <sub>20</sub> [-]	GWP <sub>100</sub> [-]
ohne „cc fb“	84	28
mit „cc fb“	86	34

Tabelle 43 überführt die Methanemissionen auf Basis des Treibhauspotentials in CO<sub>2</sub>-Äquivalente, wobei sowohl ein Zeithorizont von 100 als auch 20 Jahren betrachtet wird. Die Methanemissionen aus gelöstem Methan, Restgaspotential und Methanschluß liegen dabei bei rd. 130 g CH<sub>4</sub>/(E·a) bzw. bei rd. 4.400 - 11.200 g CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a) (100 bzw. 20 Jahre).

Tabelle 43: Ermittlung der CO<sub>2</sub>-Äquivalente der Methanemissionen bezogen auf einen Zeithorizont von 100 und 20 Jahren (jeweils mit „climate-carbon feedback“ als ungünstigstes Szenario)

	[NL CH <sub>4</sub> /(E·d)] <sup>1</sup>	[g CH <sub>4</sub> /(E·a)] <sup>1</sup>	GWP <sub>100</sub>	GWP <sub>20</sub>
			[g CO <sub>2</sub> -Äqu./ (E·a)] <sup>2</sup>	
Faulgas	10,6	2.800	- <sup>3</sup>	
Restgas	0,3	86	2.924	7.396
gel. Methan	0,06	16	544	1.376
Schlupf	0,1	28 <sup>4</sup>	952	2.408
Summe Emissionen <sup>5</sup>	0,46	130	4.420	11.180

<sup>1</sup> vgl. Tabelle 41

<sup>2</sup> GWP<sub>100</sub> = 34; GWP<sub>20</sub> = 86

<sup>3</sup> Klimaneutral (Einsatz von Klärschlamm; biogener Kohlenstoff), vollständige Oxidation im Blockheizkraftwerk, daher kein Ansatz von CO<sub>2</sub>-Äquivalenten, vgl. auch DIN (2014). Aktuelle Forschungen untersuchen/bilanzieren den Ansatz, Klärschlamm als biogenen Kohlenstoff zu bewerten, bspw. analysierten Law et al. (2013) den Anteil an fossilem Kohlenstoff im Zulauf von vier australischen Abwasserbehandlungsanlagen (4 - 14 % fossiler Kohlenstoff bezogen auf den TOC im Zulauf der Abwasserbehandlungsanlagen).

<sup>4</sup> Mit rd. 15 kWh<sub>el</sub>/(E·a) resultiert 1,86 g CH<sub>4</sub>/kWh<sub>el</sub>, vgl. Kapitel 3.1.3.

<sup>5</sup> Summe aus Restgas, gelöstem Methan und Methanschlupf

Abbildung 54 stellt die Methanemissionen als CO<sub>2</sub>-Äquivalent für einen Zeithorizont von 100 und 20 Jahren graphisch gegenüber. Bei Gesamtmethanemissionen von rd. 130 g CH<sub>4</sub>/(E·a) bzw. rd. 4.400 - 11.200 g CO<sub>2</sub>-Äqu./ (E·a) (GWP<sub>100</sub> - GWP<sub>20</sub>) liegt der Einfluss durch das Restgaspotential bei einer Lagerung von rd. 2 Tagen bei rd. 66 %, der Methanschlupf bei rd. 22 % und das gelöste Methan bei rd. 12 %.

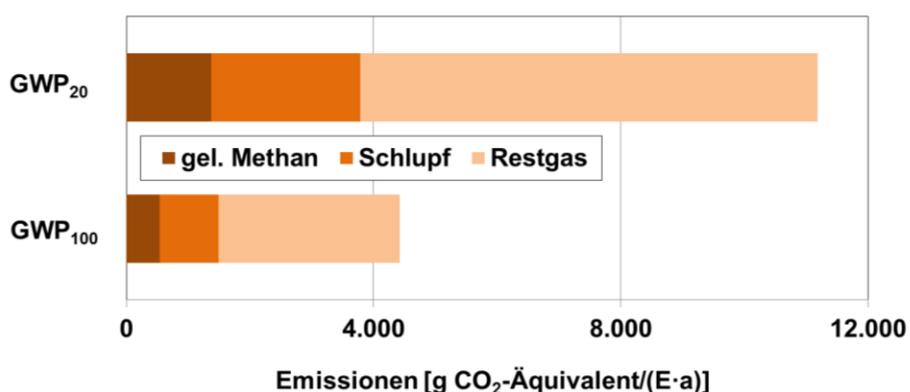


Abbildung 54: CO<sub>2</sub>-Äquivalenz-Emissionen durch gelöstes Methan, Methanschlupf sowie Restgaspotential bei einer Lagerung von 2 Tagen, vgl. Tabelle 43

Zum Vergleich: Bei einem Stromverbrauch von rd. 34 kWh/(E·a), vgl. Kapitel 2.3.4, resultiert bei dem heutigen Strommix in Deutschland mit 559 g CO<sub>2</sub>-Äquivalent/kWh<sub>el</sub> (UBA, 2014c) Emissionen von rd. 19.000 g CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a). Bei alleiniger Betrachtung der spezifischen Eigen-

stromproduktion von rd. 15 kWh<sub>el</sub>/(E·a), vgl. Kapitel 3.1.3, ergeben sich bei 559 g CO<sub>2</sub>-Äquivalent/kWh<sub>el</sub> rd. 8.400 g CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a), sofern der Strom über das Stromnetz bezogen würde. Beides verdeutlicht, dass die Methanemissionen aus der Klärschlammbehandlung von Relevanz sind.

### **Emissionen aus der Stromerzeugung**

Bezogen auf die spezifische Stromproduktion von rd. 15 kWh<sub>el</sub>/(E·a), vgl. Kapitel 3.1.3, resultieren bezogen auf einen Zeithorizont von 100 Jahren mit rd. 4.400 g CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a)\* spezifische direkte Emissionen aus Methan von rd. 300 g CO<sub>2</sub>-Äquivalent/kWh<sub>el</sub>. Bei einem Zeithorizont von 20 Jahren mit rd. 11.200 g CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a)† sind es entsprechend rd. 750 g CO<sub>2</sub>-Äquivalent/kWh<sub>el</sub>.

Im Vergleich dazu zeigt Abbildung 55 die spezifischen Emissionen zur Stromerzeugung aus fossilen Brennstoffen. Wenngleich die Stromerzeugung aus Faulgas ausschließlich die Methanemissionen aus dem Bereich der Klärschlammbehandlung berücksichtigt, so zeigt sich, dass die Methanemissionen im Vergleich mit der konventionellen Stromerzeugung von Relevanz sind. Zur Vergleichbarkeit sind alle Emissionen auf GWP<sub>100</sub> = 21 bezogen, woraus sich spezifische Emissionen für Faulgas von rd. 180 g CO<sub>2</sub>-Äquivalent/kWh<sub>el</sub> ergeben.

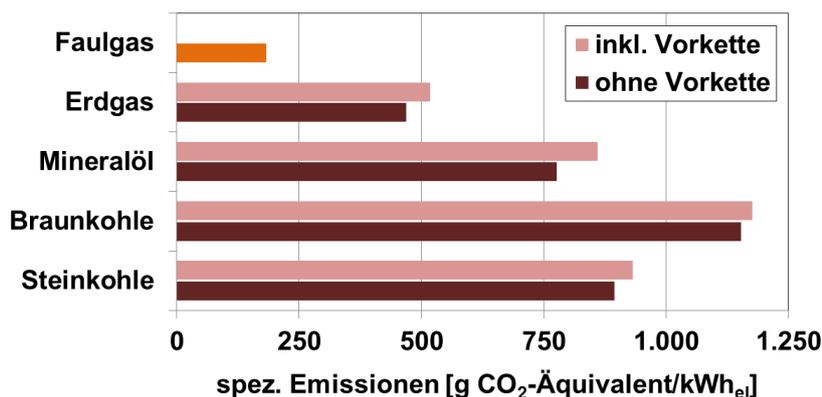


Abbildung 55: Vergleich der spez. Emissionen zur Stromerzeugung (2009)‡, im Faulgas berücksichtigt: gelöstes Methan, Restgas und Schlupf, Daten andere Energieträger: FFE (2010); GWP<sub>100</sub> = 21

### **Emissionen aus der Abwasser- und Klärschlammbehandlung**

Im Rahmen von verschiedenen ökobilanziellen Studien der Abwasser- und Klärschlammbehandlung wurden die Treibhausgasemissionen untersucht. In Analogie zur Problematik der Methanemissionen, vgl. Kapitel 3.1.3, zeigt sich auch hier ein sehr heterogenes Bild, vgl. auch Tabelle 44. Des Weiteren ergeben sich sehr unterschiedliche Bilanzgrenzen oder spezielle örtliche Randbedingungen, die die Vergleichbarkeit erschweren.

\* GWP<sub>100</sub> = 34

† GWP<sub>20</sub> = 86

‡ ohne Vorkette: Emissionen ausschließlich durch den Energieträgereinsatz; mit Vorkette: Zusätzliche Berücksichtigung der Emissionen durch Bau der Anlage als auch Förderung und Transport der Brennstoffe, vgl. FFE (2010)

---

Alle Studien setzen dabei einen Zeithorizont von 100 Jahren an:

- Im Rahmen einer Grundsatzstudie zum Stand der Technik bei der Klärschlammbehandlung, vgl. Schaum et al. (2010), WAR (2010), erfolgte eine ökobilanzielle Untersuchung von verschiedenen Varianten zur Klärschlammbehandlung und -entsorgung. Für die Verfahrenskette „Faulung – Entwässerung – Trocknung – Monoklärschlammverbrennung“ wurden bezogen auf eine Anlagengröße von 30.000 Mg TR/a (Rohschlamm) Emissionen von 10.500 Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalent (Ansatz: CH<sub>4</sub>: 25 - 27,8 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/kg, N<sub>2</sub>O: 298 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/kg; keine Berücksichtigung von Investitionsgütern/Bau-/Rückbau) und substituierbare Äquivalenzprozesse (Gutschrift insbesondere durch Erzeugung von Strom und Wärme) von -21.400 Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalent berechnet, d.h. einer Nettobilanz von -10.900 Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalent. Hauptemissionsverursacher sind dabei die Lachgasemissionen aus der Monoklärschlammverbrennung.

Unter Berücksichtigung einer spezifischen Rohschlammmenge von 60 g TR/(E·d) ergibt sich eine Nettobilanz von rd. -8 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a) (Emissionen: rd. 8 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a), Gutschrift: -16 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a)). Die Unterschiede zu den in Abbildung 54 dargestellten Ergebnissen ergeben sich vor allem aufgrund der erweiterten Sachbilanz (Faulung einschließlich Klärschlammverbrennung).

In Analogie zur Monoklärschlammverbrennung wurde auch eine Mitverbrennung im Kohlekraftwerk untersucht, wobei eine Nettobilanz von rd. -12 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a) (Emissionen: rd. 6 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a), Gutschrift: -18 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a)) resultierte. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass beim Vergleich der verschiedenen thermischen Verwertungs-/Entsorgungswege (Monoverbrennung/Mitverbrennung) nicht die Treibhausgasemission sondern, die Quecksilberemission der Haupteinflussfaktor ist (Schaum et al., 2010).

- Für ein Großklärwerk in Berlin untersuchten Remy et al. (2013) im Rahmen einer Ökobilanzierung verschiedene Klärschlammverwertungsverfahren (Monoverbrennung/Mitverbrennung). Im Ergebnis zeigte sich, dass aufgrund der Lachgasemissionen bei der Monoverbrennung eine Nettobilanz von 10,5 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a) resultierte. Im Gegensatz dazu ergeben sich Nettobilanzen von -26,6 bis -28,0 für die Mitverbrennung im Kohlekraftwerk resp. Zementwerk. Hauptursache für die positive Bewertung ist, dass durch den Einsatz von Klärschlamm fossile Brennstoffe substituiert werden können.
- Remy (2010) untersuchte für eine Modellstadt mit 5.000 Einwohnern verschiedene Szenarien der Abwasserableitung und Behandlung, wobei der Schwerpunkt auf alternativen Sanitärkonzepten lag (Stoffstromtrennung von Gelb-, Braun- und/oder Grauwasser). Als Referenzszenario untersuchte Remy (2010) u.a. das Treibhauspotential für eine konventionelle Abwasserbehandlungsanlage einschließlich Klärschlammbehandlung und Verbrennung mit Emissionen von rd. 70 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a); die substituierbaren Äquivalenzprozesse (Gutschrift durch Erzeugung von Strom und Wärme) sind hierbei berücksichtigt. Die Emissionen für Bau- und Rückbau liegen dabei bei rd. 10 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a), d.h. bei < 15 % bezogen auf die Gesamtemissionen.
- Für die Abwasserbehandlungsanlage Braunschweig, eine kommunale Abwasserbehandlungsanlage mit Klärschlammbehandlung mit einer Ausbaugröße von 350.000 Einwohnerwerten erfolgte ebenfalls die Untersuchung des Treibhauspotentials, vgl. Remy et al. (2012). Die Besonderheit der Abwasserbehandlungsanlage Braunschweig liegt darin, dass neben der

landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung ein Teil des behandelten Abwassers zur Bewässerung in der Landwirtschaft eingesetzt wird. Des Weiteren erfolgt eine Dosierung von Co-Substraten (keine Berücksichtigung der Co-Substratherkunft). Bezogen auf die Abwasser- und Klärschlammbehandlung ergeben sich Emissionen von rd. 34 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a) und substituierbare Äquivalenzprozesse (Gutschrift durch Erzeugung von Strom und Wärme) von rd. -20 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a). Bezogen auf die Gesamtbilanz (einschließlich Bewässerung, Düngersubstitution etc.) ergeben sich Emissionen von rd. 43 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a) und substituierbare Äquivalenzprozesse von rd. -34 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a), so dass eine Nettobilanz von rd. 9 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a) resultiert.

- Schmuck (2014) ermittelte für die Nutzungsphase einer kommunalen Modellkläranlage mit einer Ausbaugröße von 70.000 Einwohnerwerten (Abwasser- und Klärschlammbehandlung) Emissionen von rd. 29 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a) und eine Gutschrift aus substituierbaren Äquivalenzprozessen (Erzeugung von Strom und Wärme) von -4,4 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a). Abbildung 56 zeigt die Verteilung der Treibhausemissionen innerhalb des Lebenszyklus der untersuchten Abwasserbehandlungsanlage nach Schmuck (2014). Die Emissionen für die Investitionsgüter (Bau-/Rückbau etc.) liegen bei < 20 % der Gesamtemissionen. Des Weiteren ist auffallend, dass nach Schmuck (2014) die Hauptemissionen mit einem Anteil von rd. 50 % aus Lachgas stammen. Gerade in Bezug auf die Lachgasemissionen besteht noch Forschungsbedarf, so dass hierzu zurzeit ebenfalls große Schwankungsbereiche publiziert sind, vgl. z.B. Siegrist und Joss (2015), Becker et al. (2012), Law et al. (2012), Schmid und Puxbaum (1999).

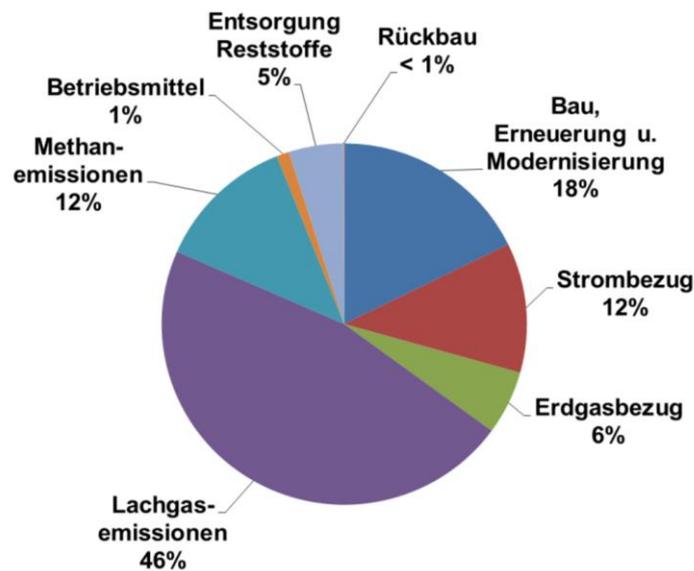


Abbildung 56: Verteilung der Emissionen innerhalb des Lebenszyklus einer Abwasserbehandlungsanlage, Modellkläranlage mit 70.000 Einwohnerwerten, Gesamtemissionen rd. 29 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a), Gutschrift für Eigenstrom-/Eigenwärmeerzeugung (im Diagramm nicht dargestellt) rd. -4,4 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a), vgl. Schmuck (2014)

- Bolle et al. (2013) ermittelten für 2 Wasserverbände in Deutschland Gesamtemissionen aus der Abwasser- und Klärschlammbehandlung von 56 - 62 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a).

Tabelle 44: Zusammenfassung der Treibhausemissionen aus der Abwasser- und Klärschlammbehandlung

	Emission [kg CO <sub>2</sub> -Äquivalent/(E·a)]	Gutschrift	Literatur	
nur Klärschlammbehandlung	Monoverbrennung			
	Klärschlammbehandlung Modellanlage	8	-16	Schaum et al. (2010), WAR (2010)
	Mitverbrennung Kohlekraftwerk			
		6	-18	
nur Klärschlammbehandlung	Monoverbrennung 10,5			
	Klärschlammbehandlung Kläranlage Berlin	Mitverbrennung Kohlekraftwerk -26,6		Remy et al. (2013)
		Mitverbrennung Zementwerk -28,0		
Abwasser- und Klärschlammbehandlung	Modellkläranlage 5.000 EW	70		Remy (2010)
	Abwasserbehandlungsanlage Braunschweig	34	- 20	Remy et al. (2012)
	Modellkläranlage 70.000 EW	24	- 4,4	Schmuck (2014)
	2 Abwasserverbände Deutschland	56 - 62		Bolle et al. (2013)

Wenngleich die aktuellen publizierten Ergebnisse eine Schwankungsbreite aufweisen, vgl. Tabelle 44, so liegen die ermittelten Methanemissionen aus dem Bereich der Faulung von rd. 4,4 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a), vgl. Tabelle 43, bei Gesamtemissionen der Abwasser- und Klärschlammbehandlung von 24 - 70 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a) bei rd. 6 - 16 %.

Aufgrund der Vergleichbarkeit erfolgte eine Fokussierung auf deutsche Studien/Ergebnisse. Grundsätzlich zeigen internationale Publikationen ähnliche Ergebnisse. Insbesondere zeigen auch die internationalen Ergebnisse eine hohe Inhomogenität der Daten (Systemgrenzen, angesetzte Annahmen etc.) woraus dementsprechend ebenfalls eine große Schwankungsbreite resultiert, vgl. z.B. Gustavsson und Tumlin (2013), Sahely et al. (2006), Flores-Alsina et al. (2011), Mamais et al. (2015).

Grundsätzlich ist zu beachten, dass die Treibhausgasemissionen aus der Abwasser- und Klärschlammbehandlung nur einen geringen Anteil ausmachen. In Deutschland lagen die Treibhaus-

gasemissionen im Jahr 2013 bei rd. 953 Mio. Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/a\*. Bezogen auf 81,2 Mio. Einwohner resultiert eine spezifische Fracht von rd. 11,7 Mg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a), womit der Anteil aus der Abwasser- und Klärschlammbehandlung bei < 1 % liegt.

### **Methanemissionen in Deutschland**

Lagen die Methanemissionen aus der Abwasserbehandlung im Jahr 1990 bei 1,483 Mio. Mg CH<sub>4</sub>/a, so reduzierten sich diese auf 0,023 Mio. Mg CH<sub>4</sub>/a im Jahr 2012, vgl. UBA (2014a). Hauptursache für die Verminderung um > 98 % ist die Umstellung von in Ostdeutschland (zur Zeiten der DDR) weit verbreiteten offenen zu geschlossenen Faulbehältern (UBA, 2014a).

Mit rd. 124,5 Mio. angeschlossenen Einwohnerwerten an Abwasserbehandlungsanlagen, vgl. Kapitel 2.2.1, resultiert eine spezifische Fracht für das Jahr 2012 von rd. 181 g CH<sub>4</sub>/(E·a). Der Vergleich mit den ermittelten 130 g CH<sub>4</sub>/(E·a) zeigt dabei eine vergleichbare Größenordnung. Sofern man die 181 g CH<sub>4</sub>/(E·a) als Gesamtemissionen aus der Abwasser- und Klärschlammbehandlung ansetzt, würde sich bei Emissionen aus der Klärschlammbehandlung von 130 g CH<sub>4</sub>/(E·a) ein Anteil von rd. 70 % ergeben, womit eine annähernde Plausibilität nach Becker et al. (2012) gegeben ist.

Bezogen auf die Gesamtemissionen in Deutschland im Jahr 2012 von rd. 2,32 Mio. Mg CH<sub>4</sub>/a, vgl. Abbildung 57, liegt der Anteil aus der Abwasserbehandlung mit 0,023 Mio. Mg CH<sub>4</sub>/a bei rd. 1 %. Bezogen auf die Emissionen aus Abfall/Abwasser mit rd. 0,51 Mio. Mg CH<sub>4</sub>/a würde dieser Anteil auf rd. 5 % ansteigen.

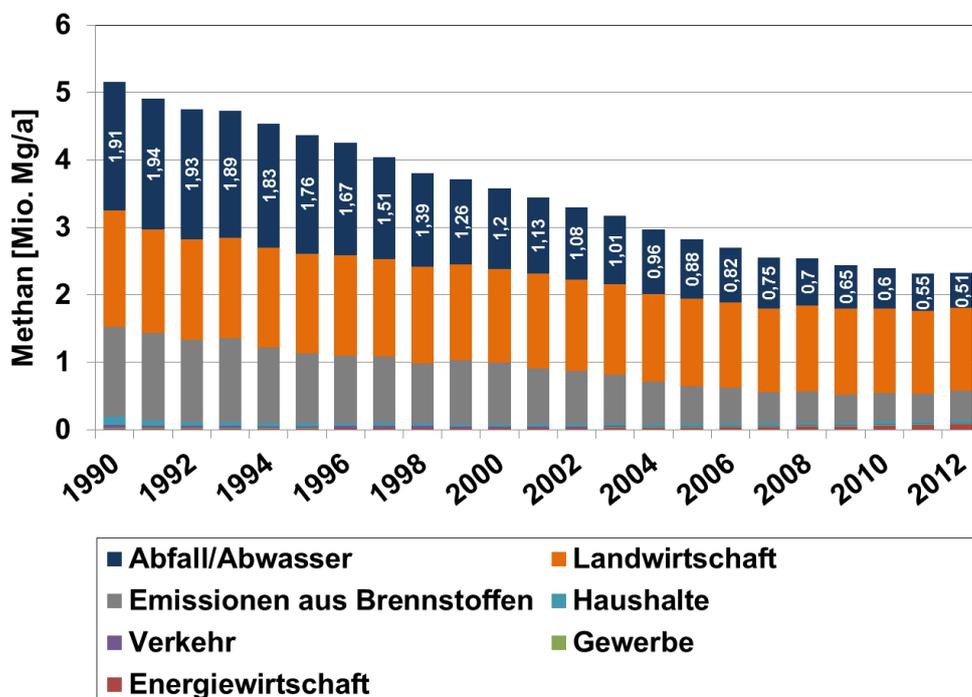


Abbildung 57: Methanemissionen in Deutschland, Daten: UBA (2014b)

\* vgl. [www.bmub.bund.de/N51746/](http://www.bmub.bund.de/N51746/) (abgerufen am 08.05.2015)

---

## 4 Zusammenfassung und Ausblick

---

### 4.1 Abwasserbehandlung der Zukunft: Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz

Die Ver- und Entsorgung von Wasser gehört zu den integralen Bestandteilen von Siedlungsstrukturen. Besonders eindrücklich zeigt sich die Bedeutung dort, wo täglich Menschen aufgrund von Wassermangel oder fehlenden sanitären Einrichtungen erkranken oder sterben. Dementsprechend ist eine Grundversorgung eine unumgängliche Maßnahme des Gesundheitsschutzes. Das Recht auf Zugang zu sauberem Wasser wurde 2010 von der Vollversammlung der Vereinten Nationen als Menschenrecht anerkannt und unterstreicht die Bedeutung von Wasser.

Eine zukunftsfähige Abwasserbehandlung vereint die Aspekte des Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutzes. Die Abwasserbehandlungsanlage, entwickelt als technische Anlage zum Klären\* von Abwasser, wandelt sich dementsprechend zu einer Abwasserbehandlungsanlage, deren Betrieb ressourceneffizient erfolgt, z.B. durch einen minimierten Einsatz von Betriebsmitteln und Energie sowie einer Nutzung der Output-Ströme als Ressource, bspw. im Rahmen einer Wasserwiederverwendung, der Erzeugung von Düngemitteln oder Energie.

Für die Anforderungen der zukunftsfähigen Abwasserbehandlung gilt es gezielt Technologien (weiter) zu entwickeln und einzusetzen, damit die Anforderungen des Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutzes erfüllt werden können, wobei die Belange Ökonomie, Ökologie, Technik/Betrieb und Gesellschaft zu berücksichtigen sind. Im Fokus der zukünftigen Entwicklungen stehen die folgenden Aspekte:

- Gesundheitsschutz

Hygienische Grundversorgung, Desinfektion sowohl im Hinblick auf das Gewässer als auch auf eine Wasserwiederverwendung sowie Rückhalt von antibiotikaresistenten Keimen

- Gewässerschutz

Schutz vor Eutrophierung bis hin zur weitestgehenden Nährstoffelimination, Elimination von Mikroschadstoffen, Nanopartikeln und Mikroplastik

- Ressourcenschutz

Ressourceneffizienter Betrieb („Fit for Purpose“), Nutzung von im Abwasser enthaltenen Stoffen (Wasser, Nährstoffe, Energie) sowie Klimaschutz im Hinblick auf eine Minimierung von Treibhausgasemissionen

Die Abwasserbehandlung ist damit direkt systemübergreifend bspw. mit der Siedlungsentwässerung, Abfall- und Energiewirtschaft oder der Landwirtschaft verknüpft. Hier gilt zukünftig Synergieeffekte zu nutzen, so dass die Abwasserbehandlungsanlage zum integralen Bestandteil der Ver- und Entsorgung von Siedlungsstrukturen wird, vgl. Abbildung 58.

---

\* „von Schmutz befreien, reinigen; klar werden“, [www.duden.de](http://www.duden.de), 08.01.2015

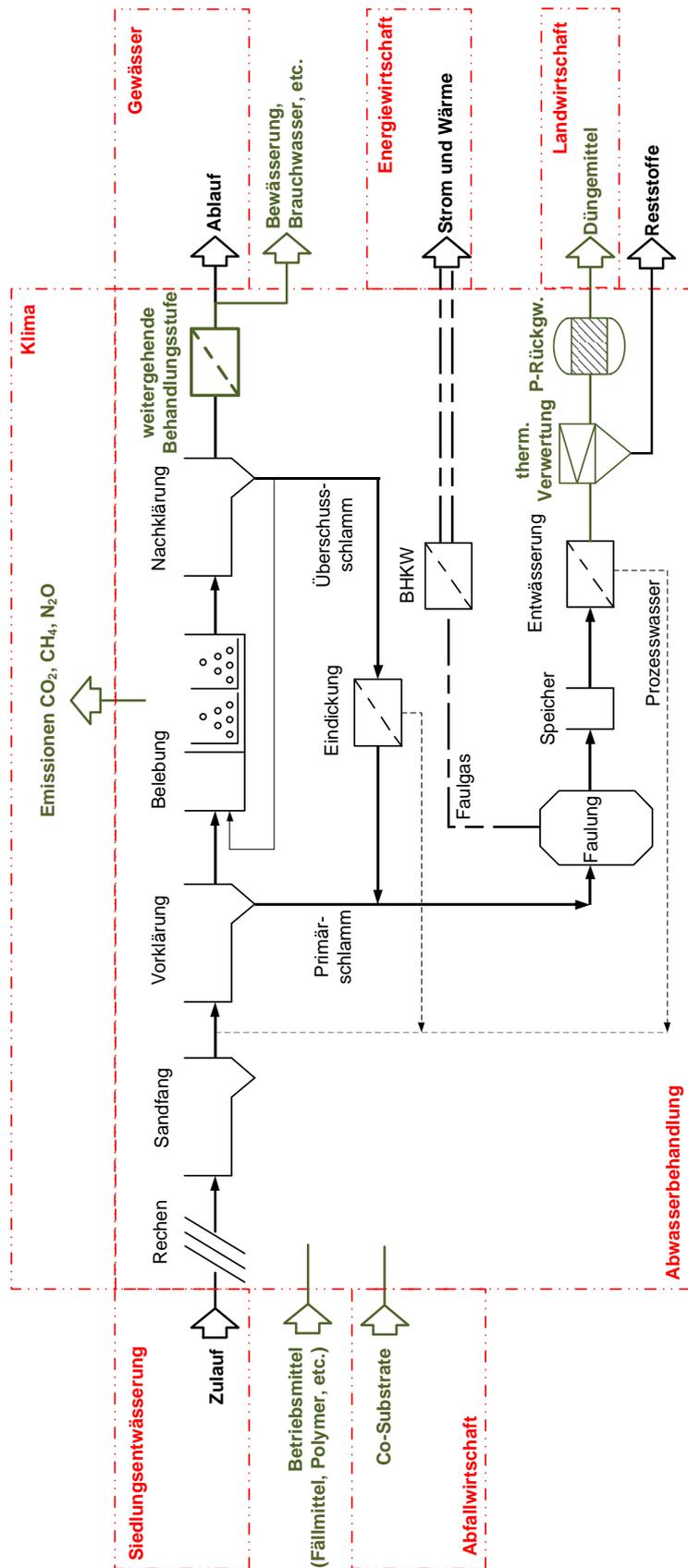


Abbildung 58: Abwasserbehandlungsanlage der Zukunft

## 4.2 Chemisch gebundene Energie im Abwasser

Kohlenstoffverbindungen werden während der Abwasserbehandlung zum einen zu Kohlendioxid und Wasser umgewandelt und zum anderen über den Klärschlamm (Primär- und Überschussschlamm) aus dem Abwasser eliminiert. Eine Restkonzentration wird nicht eliminiert und gelangt direkt in das Gewässer. Aus Sicht einer nachhaltigen Ressourceneffizienz ist der im Abwasser enthaltene Kohlenstoff als chemisch gebundene Energie zu nutzen, z.B. durch eine Umwandlung der Kohlenstoffverbindungen zu Biogas mit anschließender Nutzung in einem Blockheizkraftwerk zur Generierung von Strom und Wärme oder durch eine thermische Verwertung der Klärschlämme.

Von zentraler Bedeutung für die Bewertung der chemisch gebundenen Energie ist der chemische Sauerstoffbedarf (CSB). Aufgrund der Stöchiometrie lässt sich über den CSB direkt das Energiepotential im Abwasser bzw. Klärschlamm berechnen:

$$H_{U,CSB} \text{ [kJ/kg TR] bzw. [kWh/kg TR]} = 12,56 \text{ bzw. } 3,49 \cdot C_{CSB} \quad \text{Gl. 4-1}$$

mit  $C_{CSB}$  in [g CSB/kg TR]

Tabelle 45 enthält eine zusammenfassende Darstellung der spezifischen Kenngrößen (Jahresmittelwerte) zur Charakterisierung der chemisch gebundenen Energie von Primär-, Überschuss- und Faulschlamm. Die vorhandenen Ergebnisse können dabei zum einen als Kenngrößen, bspw. für die Dimensionierung von thermischen Klärschlammbehandlungsanlagen, herangezogen werden. Dabei ersetzen sie die vorhandenen Kennzahlen aus den 1990er Jahren, vgl. z.B. ATV (1996). Durch die Validierung der theoretischen Berechnungen mit Messdaten können zum anderen die Bilanzierungsansätze in Bezug auf CSB, spezifische Klärschlammmenge und Heizwert auf andere Stoffströme, bspw. für andere Konfigurationen der Abwasserbehandlung oder für den Einsatz von Co-Substraten, übertragen werden.

Der Vergleich der theoretischen Herleitung mit den Messdaten zeigt dabei eine hohe Übereinstimmung. Grundsätzlich zeigen sich allerdings Unklarheiten in Bezug auf die spezifischen Klärschlammengen, da oft die Zuordnung als Mittelwert oder 85-Perzentil unklar ist. Im Rahmen weiterer Untersuchungen sollte dies spezifiziert werden.

Tabelle 45: Zusammenfassende Darstellung der spezifischen Kenngrößen zur Charakterisierung der chemisch gebundenen Energie von Primär-, Überschuss- und Faulschlamm als Jahresmittelwerte für eine konventionelle Abwasserbehandlungsanlage mit Vorklä- rung und Belebtschlammverfahren (gerundete Werte auf Basis der in Kapitel 3 dar- gestellten Bilanzierungen/Messergebnisse)

	CSB [g CSB/(E·d)]	TR [g TR/(E·d)]	CSB [g CSB/kg TR]	H <sub>U</sub> [MJ/kg TR]	H <sub>U</sub> [kJ/(E·d)]
Primärschlamm	36	28	1.200	16	450
Überschussschlamm	32	32	1.000	13	400
Faulschlamm	35	38	920	11	420

Durch die Erweiterung der CSB-Bilanz auf Methanemissionen wird deutlich, dass die Faulschlammbehandlung mit den Emissionen aus dem im Faulschlamm gelösten Methan, dem Restgaspotential sowie dem Methanschlupf bei der Verwertung im BHKW von Bedeutung ist.

---

Bezogen auf die CSB-Bilanz liegt der Anteil der Methanemissionen bei rd. 1,4 g CSB/(E·d) bzw. bezogen auf die Zulaufmengen von 120 g CSB/(E·d) bei rd. 1 %. Unter Berücksichtigung des im Vergleich zu Kohlendioxid höheren Treibhauspotentials liegen die Methanemissionen mit rd. 130 g CH<sub>4</sub>/(E·a) bei rd. 4.400 - 11.200 g CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a) in Abhängigkeit vom betrachteten Zeithorizont für das Treibhauspotential (100 bzw. 20 Jahre).

Wenngleich die aktuellen publizierten Ergebnisse der Gesamtemissionen der Abwasserbehandlung eine große Schwankungsbreite aufweisen, so liegen die ermittelten Methanemissionen aus dem Bereich der Faulung mit rd. 4 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a) bei Gesamtemissionen von 24 - 70 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent/(E·a) bei rd. 6 - 16 %.

Durch einfache technische oder betriebliche Maßnahmen können die Methanemissionen vermindert werden, bspw. durch den Einsatz einer nachgeschalteten Vakuumentgasung, ursprünglich entwickelt und großtechnisch eingesetzt zur Verbesserung der Klärschlammwässerung, vgl. EP (1988), DP (1971), oder durch die Verminderung der Aufenthaltszeit im Nacheindicker/Stapelbehälter vor der Klärschlammwässerung bzw. Klärschlammverwertung/-entsorgung.

Zukünftig gilt die Treibhausgasemissionen weiter zu untersuchen und zu bewerten. Dies bedeutet die Erweiterung der Systemgrenze auf die gesamte Abwasser- und Klärschlammbehandlung einschließlich thermischer Verwertung sowie die Erweiterung der zu untersuchenden Emissionen um Lachgas.

Im Rahmen der Bewertung der Methanemissionen wurde deutlich, dass eine Vergleichbarkeit der zurzeit publizierten ökobilanziellen Betrachtungen der Abwasser- und Klärschlammbehandlung limitiert ist. Hier ist es notwendig, eine einheitliche Vorgehensweise zu schaffen, insbesondere bei der Festlegung der Systemgrenzen, aber auch im Umgang mit sogenannten Gutschriften.

## 4.3 Interaktion Abwasserbehandlungsanlage und Energiewirtschaft

### *Strombedarf und -erzeugung im Tagesgang*

Energieverbrauch und -erzeugung auf kommunalen Kläranlagen unterliegen in der Regel separat optimierten Prozessen und sind örtlich und zeitlich voneinander getrennt. In Abhängigkeit der Betriebsbedingungen auf der Abwasserbehandlungsanlage unterliegt der Energieverbrauch sowohl einem Tages-, Wochen- als auch Jahresgang. Die energetische Optimierung der Abwasser- und Klärschlammbehandlung erfolgt allerdings zurzeit auf Basis von Mittelwerten, vgl. Kapitel 2.2.3, wodurch Effekte im Tagesgang nicht berücksichtigt werden können.

Abbildung 59 zeigt exemplarisch den Strombedarf (Gesamtstromverbrauch einschließlich Eigenstromproduktion) und die Eigenstromerzeugung mittels Blockheizkraftwerk einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage mit einer Ausbaugröße von 240.000 Einwohnerwerten. Der Strombedarf zeigt einen ausgeprägten Tagesgang mit einem Spitzenverbrauch am Vormittag/Mittag und einem Minimum in den Nachtstunden, resultierend aus dem Tagesgang der Zulaufwassermenge bzw. -fracht zur Abwasserbehandlungsanlage. Des Weiteren zeigt Abbildung 59 die Leistung des Blockheizkraftwerks, wobei erkennbar ist, dass zum einen durch die Eigenstromerzeugung lediglich rd. 50 % des Gesamtstromverbrauchs generiert werden können und zum anderen ein Ausgleich der Lastspitzen nur ansatzweise gelingt.

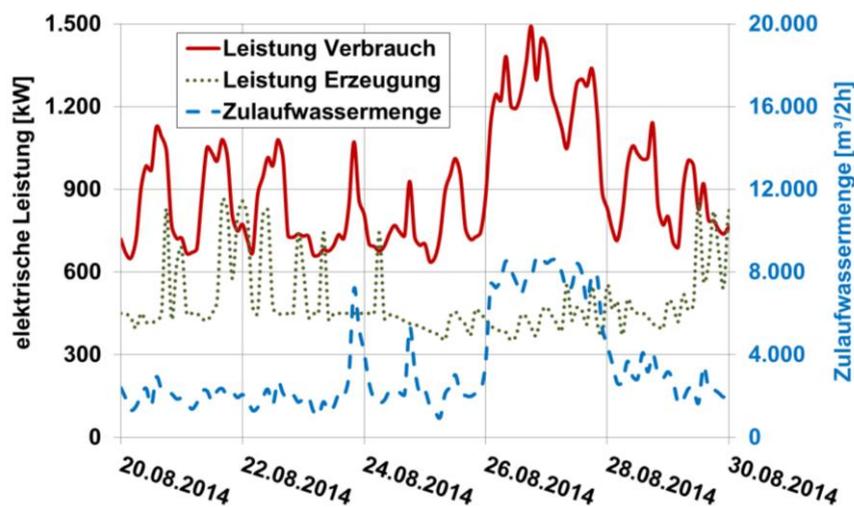


Abbildung 59: Leistung des Strombedarfs und der Stromerzeugung mittels BHKW sowie Zulaufwassermenge bei Trocken- und Regenwetterzulauf (Regenwetter: 26.-28.08.2014), kommunale Abwasserbehandlungsanlage, Ausbaugröße 240.000 Einwohnerwerte, vgl. Schaum et al. (2015a)

Zukünftige Konzepte zielen dementsprechend auf eine Flexibilisierung von Energieverbrauch und -erzeugung. Grundsätzlich können für die Interaktion von Abwasserbehandlungsanlage und Energiewirtschaft zwei Aspekte unterschieden werden, vgl. auch Abbildung 60:

- Energieströme innerhalb der Abwasserbehandlungsanlage (Mikrokosmos)

Für den Betrieb der Abwasser- und Klärschlammbehandlung wird Strom (Betrieb von Pumpen, Gebläse, Antriebe, technische Gebäudeausrüstung etc.), Wärme (Faulung, Gebäude) und Kälte (Gebäude, Schaltschränke/Leitwarte) benötigt. Gleichzeitig erfolgt durch die

Nutzung von organischer Substanz über die Faulung die Erzeugung von Energie. Da der Energieverbrauch abhängig ist von äußeren Randbedingungen (Zulaufwassermengen und -frachten, Jahreszeiten etc.), unterliegt der Verbrauch sowohl einem Tages- als auch Jahresgang, die es über ein Lastmanagement zu berücksichtigen gilt.

- Abwasserbehandlungsanlage im Kontext zum Stromnetz (Makrokosmos)

Die Abwasserbehandlungsanlage steht als ein Großenergieverbraucher, aber auch als Energieproduzent in Verbindung mit den Energieversorgungsunternehmen. Um eine sichere Stromversorgung im gesamten Stromnetz zu gewährleisten, muss zu jedem Zeitpunkt genauso viel Strom erzeugt wie verbraucht werden. Die Kläranlage kann hierbei einen Beitrag im Bereich der Regelenergie leisten.

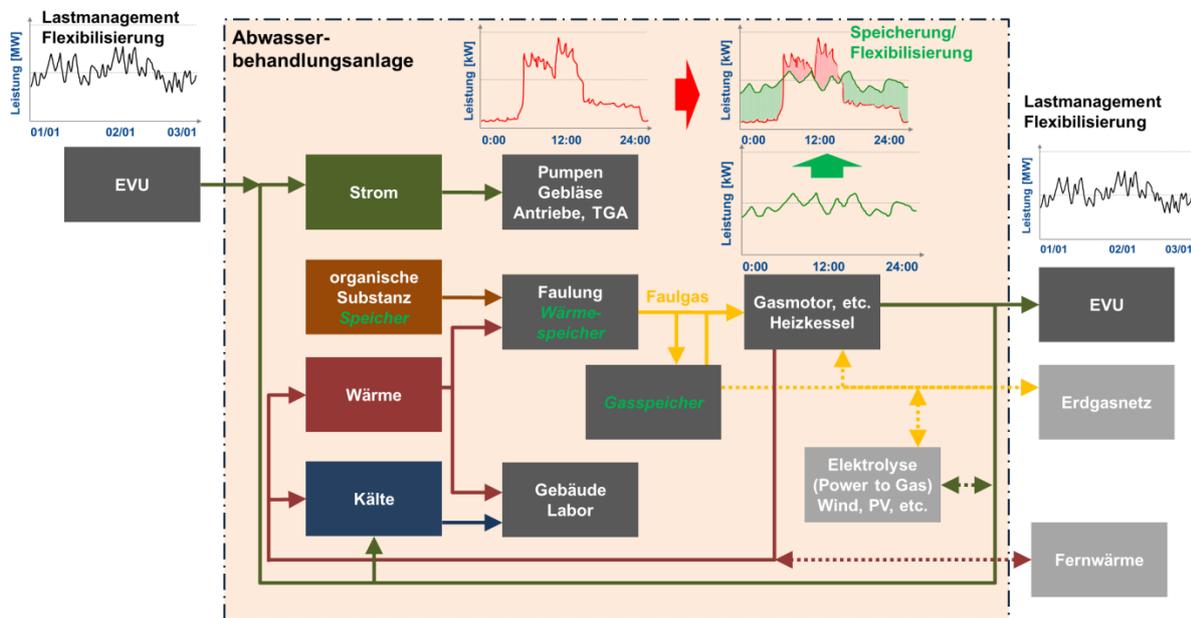


Abbildung 60: Interaktion Abwasserbehandlungsanlage und Energiewirtschaft, EVU = Energieversorgungsunternehmen, TGA = Technische Gebäudeausrüstung, PV = Photovoltaik

### **Energieströme innerhalb der Abwasserbehandlungsanlage (Mikrokosmos)**

Der Preis für die Stromlieferung ist individuell und bestimmt sich nach der jeweiligen vertraglichen Ausgestaltung, wobei letztlich die Börsenstrompreise für die jeweilige Strommenge als Grundlage/Richtwert dienen. Die Kosten ergeben sich für den Endkonsumenten (hier: Sondertarifkunde Abwasserbehandlungsanlage) aus einem Leistungspreis (bzw. Leistungsmittelwert im 15-Minuten-Intervall, vgl. dena (2012)) für maximal beanspruchte elektrische Leistung und einem Arbeitspreis für die verbrauchte Energie. Dieser kann einheitlich, aber auch in Hoch- und Niedertarifzeiten unterteilt sein.

Für den Gesamtstrompreis kommen des Weiteren Steuern, Abgaben und Umlagen, die gesetzlich geregelt sind, hinzu sowie Netznutzungsentgelte. Die Höhe der Netznutzungsentgelte hat dabei eine hohe Abhängigkeit vom Jahresverbrauch sowie von der Benutzungszahl.

---

Die Glättung des Lastprofils durch ein Lastmanagement zielt auf eine Optimierung der Lastspitzen, womit bessere Konditionen beim Einkauf des Stroms generiert werden können. Die Einführung eines Spitzenlastmanagements ist ab einer Last von ca. 500 - 1.000 kW von Relevanz, vgl. dena (2012), und wird bereits auf Abwasserbehandlungsanlagen realisiert. Es ist zu berücksichtigen, dass der Leistungspreis lediglich ein Teil der Gesamtstromkosten darstellt. Dies bedeutet, dass Umsetzungen im Bereich des Lastmanagements mit Maßnahmen in Bezug auf Energie-minimierung bzw. der Erhöhung der Eigenstromproduktion zu kombinieren sind. Grundsätzlich ist zu erwarten, dass Maßnahmen im Bereich des Lastmanagements aufgrund der zunehmenden Bedeutung von regenerativer Energie am Gesamtstrommarkt an Bedeutung gewinnen werden, da diese einen Beitrag für die Netzstabilität liefern können, vgl. bspw. SRU (2013), dena (2012).

Da Lastspitzen nur an wenigen Betriebsstunden im Jahr auftreten, gilt hierfür intelligente Steuerungen zu implementieren, bspw. durch entsprechende Algorithmen, die den Energieverbrauch aber vor allem die Energieerzeugung steuern/regeln, vgl. z.B. Kraft et al. (2013). Grundsätzlich ist dabei zu beachten, dass zu jedem Zeitpunkt die Abwasserbehandlung vollständig sichergestellt sein muss.

### ***Abwasserbehandlungsanlage im Kontext zum Stromnetz (Makrokosmos)***

Die Bereitstellung von Regelenergie ist notwendig, um Ungleichgewichte zwischen Stromerzeugung und -verbrauch auszugleichen, vgl. dena (2012). Es gibt drei verschiedene Regelleistungsarten, die sich in ihren Eigenschaften sowie in der Aktivierungsgeschwindigkeit unterscheiden, vgl. StromNZV (2014), VDE (2012), dena (2012):

– Primärregelleistung

Dient der Aufrechterhaltung der Netzfrequenz und muss innerhalb von 30 Sekunden zur Verfügung stehen und für 15 Minuten aufrechterhalten werden.

– Sekundärregelleistung

Die Sekundärregelleistung wird für die Sicherstellung des Ausgleichs zwischen einzelnen Regelzonen des Verbundnetzes benötigt, wobei eine unmittelbare automatische Aktivierung durch den betroffenen Übertragungsnetzbetreiber erfolgt. Die vollständige Leistung muss innerhalb von max. 5 Minuten zur Verfügung stehen, der abzudeckende Zeitraum der Störung beträgt 30 s - 60 min, vgl. dena (2013). Die Aktivierung erfolgt nach einer sogenannten Merit-Order, d.h. einer nach Aktivierungskosten geordneten Einsatzreihenfolge, vgl. Consentec (2014).

– Tertiärregelleistung bzw. Minutenreserve

Für die Abdeckung großer Leistungsbilanzstörungen und der Konstanthaltung der Netzfrequenz müssen innerhalb von 15 Minuten Reserven aktiviert werden, wobei diese auf Abruf des Übertragungsnetzbetreibers bereitgestellt werden müssen, vgl. dena (2013). Der abzudeckende Zeitraum pro Störung liegt mindestens bei 15 Minuten in konstanter Höhe. Seit Mitte 2012 erfolgt der Abruf der Minutenreserve elektronisch über den Merit-Order-Listen-Server, wobei diese als Fahrplanlieferung aktiviert wird, vgl. Consentec (2014).

Regelleistung wird grundsätzlich in positive und negative Regelleistung unterschieden, vgl. dena (2012), Bundesnetzagentur (2011). Die positive Regelleistung ist die Kapazität, die im Notfall

---

eine Unterproduktion auf dem Strommarkt abfedert und Strom einspeist. Dies kann mit reduziertem Eigenenergiebezug sowie erhöhter Energieerzeugung erreicht werden. Mit positiver Regelleistung ist hingegen die Kapazität gemeint, die für das Speichern oder Zurückhalten von Strom benötigt wird, wenn zu viel Strom bei zu wenig Nachfrage im Netz vorhanden ist. Dafür muss der Energiebezug erhöht oder die Stromproduktion reduziert werden.

Für Sekundärregelleistung können im Vergleich zur Minutenreserve höhere Erlöse erzielt werden, wobei in beiden Fällen eine negative im Vergleich zur positiven Leistung höher vergütet wird, vgl. Schaum et al. (2015c). Aufgrund der Aktivierungszeit sowie der nicht benötigten automatischen Aktivierung ist zunächst vor allem die Minutenreserve von Bedeutung für Abwasserbehandlungsanlagen.

Um Strom auf dem Minutenreservemarkt anbieten zu können, muss der Energieerzeuger zurzeit mindestens 5 MW bereitstellen, vgl. Bundesnetzagentur (2011). Diese Mindestmenge kann i.d.R. von Abwasserbehandlungsanlagen nicht als einzelne Anlage geliefert werden. Daher bilden sich zunehmend Dienstleister, sogenannte „Aggregatoren“ heraus, die eine Vielzahl von Einzelanbietern zu einer Gesamtleistung bündeln und so über einen Pool von Anlagen verfügen, mit deren Hilfe sie am Regelleistungsmarkt teilnehmen können, vgl. BFE (2013).

Die Aggregatoren treffen mit den Unternehmen individuelle Vereinbarungen, wonach diese einen fixen Leistungspreis für die Bereitstellung sowie einen Arbeitspreis bei tatsächlicher Abrufung der Leistung erhalten.

Um Regelenergiepotentiale auf Abwasserbehandlungsanlagen zu untersuchen, müssen die Betriebsflexibilitäten von allen Verbrauchern und Erzeugern sowie die Speichermöglichkeiten/Umwandlungsmöglichkeiten von allen Energieträgern untersucht werden. Potentielle Maßnahmen können sein, vgl. BFE (2013):

– Positive Regelleistung (Defizit im Netz)

Erhöhung Stromerzeugung, z.B. Volleistung Blockheizkraftwerk (Bereitstellung von entsprechenden Faulgasmengen bzw. ggf. Zufuhr von Erdgas) oder Notstromaggregate; Verminderung Stromverbrauch, d.h. Abschaltung von Aggregaten bspw. im Bereich der Klärschlammbehandlung (sofern möglich).

– Negative Regelleistung (Überschuss im Netz)

Verminderung Stromerzeugung: Abschaltung Blockheizkraftwerk, Speicherung von Gas bzw. Rohschlamm/Co-Substrat; Erhöhung Stromverbrauch, d.h. Zuschaltung von Aggregaten bspw. im Bereich der Klärschlammbehandlung (sofern sinnvoll).

Unabhängig vom Gesamtprozess können Stromerzeugungsaggregate für die Nutzung als Minutenreserve eingesetzt werden.

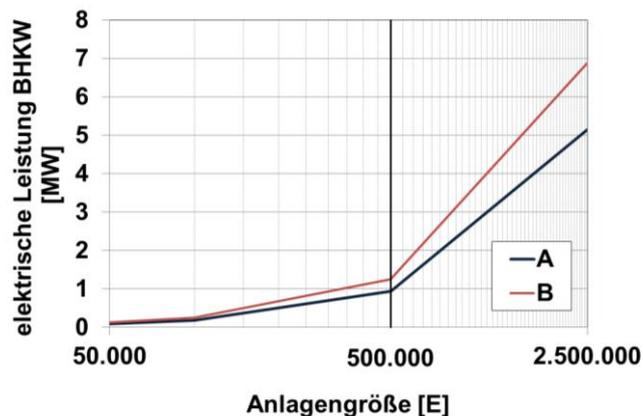


Abbildung 61: Elektrische Leistung Blockheizkraftwerk in Abhängigkeit der Größe der Abwasserbehandlungsanlage (logarithmische Auftragung), Annahme: 8.000 Bh/a, spezifische Stromproduktion A = 15 kWh<sub>el</sub>/(E·a), B = 20 kWh<sub>el</sub>/(E·a); keine Berücksichtigung von Redundanzen o.Ä.

Abbildung 61 zeigt die elektrische Leistung vom Blockheizkraftwerk in Abhängigkeit der Größe der Abwasserbehandlungsanlage. Hier zeigt sich sehr deutlich, dass erst ab Anlagengrößen von > 500.000 E eine Leistung von rd. 1 MW vorhanden ist.

Bei Betrachtung der Gesamtstromproduktion aus Faulgas für das Jahr 2013 von rd. 1,3 TWh/a, vgl. Durth et al. (2014), ergibt sich unter der theoretischen Annahme einer jährlichen Betriebsstundenzahl von 8.760 h eine Gesamtleistung von rd. 150 MW (negative Regelleistung). Die tatsächlich installierte Gesamtleistung beträgt aufgrund von Redundanzen rd. 300 MW (positive Regelleistung), vgl. Blesl und Ohl (2010). Somit liegt die Leistung in einer Größenordnung, die als Regelernergie von Relevanz sein kann.

Durch die Veränderungen in der Stromerzeugung, insbesondere die Zunahme der erneuerbaren Energien, wird sich der Bedarf an Regelergien und Lastmanagementsystemen erhöhen, vgl. UBA (2011), Sterner und Stadler (2014). UBA (2011) geht davon aus, dass verschiedene Stromverbraucher (bspw. Gebläse, Pumpen oder Rührwerke) der Abwasserbehandlung in einem Zeitraum von 0,5 - 1,0 h unterbrochen bzw. verschoben werden können (z.B. durch Intervallbetrieb), womit die Abwasserbehandlungsanlage im Bereich der Regelernergie von Relevanz ist, vgl. UBA (2011). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Studie ausschließlich die Gesamtpotentiale betrachtet, die im Folgenden zu konkretisieren sind. Dies betrifft für die Zukunft dann sowohl die Minutenreserve als auch die Sekundärregelleistung.

### ***Flexibilisierung der Faulgaserzeugung: Nutzung von chemisch gebundener Energie (Rohschlamm und Co-Substrate) als Energiespeicher***

Ein Beispiel für eine effektive Steuerung der Energieproduktion ist die Flexibilisierung der Faulgaserzeugung mittels Rohschlamm und Co-Substraten. In Abhängigkeit der Beschickung (Dosierungsmenge und -häufigkeit) von Rohschlamm und Co-Substrat lässt sich gezielt die Faulgaserzeugung steuern.

Abbildung 62 zeigt exemplarisch die Faulgaserzeugung einer kommunalen Kläranlage mit einer Ausbaugröße von 32.500 Einwohnerwerten. Die Kläranlage verfügt über zwei Faulbehälter, die

parallel betrieben werden, wobei der Rohschlamm gleichmäßig aufgeteilt und kontinuierlich zugegeben wird. Zusätzlich erfolgte in Faulbehälter 1 eine chargenweise Zugabe von Co-Substraten (überlagerte Speisereste). Der unmittelbare Anstieg der Faulgaserzeugung nach Co-Substrat-Zugabe ist sehr deutlich zu erkennen, wobei rd. 5 h nach Co-Substrat-Zugabe die Faulgaserzeugung das Niveau ohne Co-Substrat-Zugabe erreicht. Diese Zusammenhänge gilt es, unter Einhaltung der Betriebssicherheit der anaeroben Prozesse (eine Überlastung der Faulung kann u.U. zum Einbruch der Biologie führen), für einen flexiblen Betrieb der Faulung zu nutzen, vgl. auch Lensch (2016), Lensch et al. (2014), Maurer (2014), Schenk (2011). Dementsprechend kann Klärschlamm bzw. Co-Substrat mit der darin enthaltenen chemisch gebundenen Energie als Energiespeicher fungieren, wobei insbesondere Co-Substrate mit (i.d.R.) leicht verfügbaren bzw. leicht abbaubaren Inhaltsstoffen für den Einsatz bei Lastspitzen prädestiniert sind.

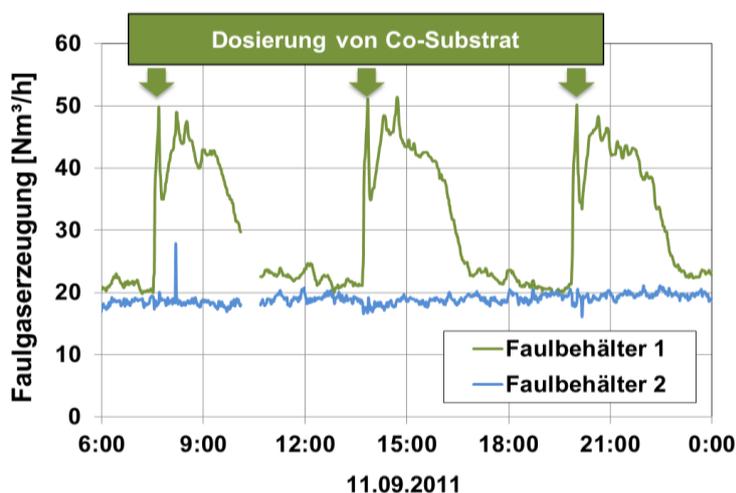


Abbildung 62: Faulgaserzeugung einer kommunalen Kläranlage, Ausbaugröße 32.500 Einwohnerwerte, Faulbehälter 2: Dosierung von Rohschlamm (50 % der anfallenden Menge), Faulbehälter 1: Dosierung von Rohschlamm (50 % der anfallenden Menge) sowie Co-Substrat (überlagerte Speisereste), vgl. Schaum (2014)

Tabelle 46 zeigt die unterschiedlichen Energiedichten in Bezug auf die Bereitstellung von Strom von fossilen Brennstoffen, Rohschlämmen (Primär- und Überschussschlamm), Faulgas sowie von zurzeit üblichen Akkumulatoren/Batterien.

Sehr deutlich ist zu erkennen, dass die fossilen Brennstoffe die höchste Energiedichte besitzen. Allerdings zeigt der Vergleich mit den Akkumulatoren (Batterien), dass die Speicherung von chemisch gebundener Energie in Form von Primär-/Überschussschlamm sowie Co-Substraten mit einer Energiedichte von 0,03 - 0,2 kWh<sub>el</sub>/kg in ähnlicher Größenordnung liegt. Faulgas liegt hierbei sogar um den Faktor 10 über den Akkumulatoren. Wenngleich die Entwicklung von Akkumulatoren zurzeit im Fokus internationaler Forschung steht und zu erwarten ist, dass die Leistung bzw. die Energiedichte zunehmen wird, so zeigt sich doch, dass die Nutzung von chemisch gebundener Energie einen weiteren Baustein für eine zukünftige Energiewirtschaft darstellen kann.

Tabelle 46: Vergleich fossiler Brennstoffe, Rohschlämme und Co-Substrate sowie Akkus (Akkumulatoren) im Hinblick auf die spezifische Energiedichte für Strom

		Heizwert		spez. Energiedichte (Strom)
		[MJ/kg]	[kWh/kg]	[kWh <sub>el</sub> /kg]
Holz (lufttrocken)		15,5 <sup>1</sup>	4,3	-
Steinkohle		31,7 <sup>1</sup>	8,9	3,4 <sup>2</sup>
Heizöl		42,8 <sup>1</sup>	11,9	4,7 <sup>3</sup>
Erdgas		45,4 <sup>1</sup>	12,7	7,6 <sup>4</sup>
Primärschlamm	TR <sup>5</sup>	16,4	4,6	0,8 <sup>6</sup>
	OS <sup>5</sup>	1,1	0,3	0,05
Überschussschlamm	TR <sup>5</sup>	14,3	4,0	0,4 <sup>7</sup>
	OS <sup>5</sup>	1,0	0,3	0,03
Co-Substrat	TR <sup>5</sup>	21,0 <sup>8</sup>	5,9	1,1 <sup>9</sup>
	OS <sup>5</sup>	4,2	1,2	0,2
Faulgas		19,3	5,4 <sup>10</sup>	1,6 <sup>10</sup>
Ni-Cd-Akku		-	-	0,04 <sup>11</sup>
Lithium-Ionen-Akku		-	-	0,1 <sup>11</sup>

<sup>1</sup> aus: Cerbe und Wilhelms (2008)

<sup>2</sup> Annahme Wirkungsgrad Steinkohlekraftwerk: 38 %

<sup>3</sup> Annahme Wirkungsgrad Ölkraftwerk: 40 %

<sup>4</sup> Annahme Gas-und-Dampf-Kombikraftwerk mit Wirkungsgrad von 60 %

<sup>5</sup> TR: bezogen auf Trockenrückstand; OS: bezogen auf Originalsubstanz, Annahme TR-Konzentration in Vorlagebehälter zur Faulung, Primär- und Überschussschlamm: 7 % TR, Co-Substrat (überlagerte Speisereste): 20 % TR

<sup>6</sup> Faulgaserzeugung 340 NL CH<sub>4</sub>/kg oTR<sub>zu</sub> (Zeig, 2014); GV = 75 %; Heizwert Methan rd. 10 kWh/m<sup>3</sup>; Dichte Methan 0,72 kg/m<sup>3</sup>, elektrischer Wirkungsgrad BHKW 30 %

<sup>7</sup> Faulgaserzeugung 170 NL CH<sub>4</sub>/kg oTR<sub>zu</sub> (Zeig, 2014); GV = 72 %; Heizwert Methan 10 kWh/m<sup>3</sup>; Dichte Methan 0,72 kg/m<sup>3</sup>, elektrischer Wirkungsgrad BHKW 30 %

<sup>8</sup> Messwert, Mittelwert von 2 Messungen (Stichproben von 2 unterschiedlichen Substraten)

<sup>9</sup> Faulgaserzeugung 400 NL CH<sub>4</sub>/kg oTR<sub>zu</sub> (Zeig, 2014); GV = 90 %; Heizwert Methan 10 kWh/m<sup>3</sup>; Dichte Methan 0,72 kg/m<sup>3</sup>, elektrischer Wirkungsgrad BHKW 30 %

<sup>10</sup> 60 - 70 Vol-% Methan bzw. 6,0 - 7,0 kWh/Nm<sup>3</sup> Faulgas ; Dichte bei 65 % Methan: 1,2 kg/Nm<sup>3</sup> (DWA, 2010b); elektrischer Wirkungsgrad BHKW 30 %

<sup>11</sup> aus: ETH (2003)

Neben der Fragestellung der Energiedichte benötigt eine flexible Energieerzeugung auch die entsprechende Kraftwerkstechnologie. Tabelle 47 zeigt die Flexibilität von verschiedenen Kraftwerken. Sehr deutlich ist zu erkennen, dass es sich bei den konventionellen Dampfkraftwerken um relativ träge Technologien in Bezug auf den Lastgradienten handelt. Ausschließlich Gasturbinen und Blockheizkraftwerke können flexibel auf den Strombedarf reagieren.

Die Abwasserbehandlungsanlage kann dementsprechend durch die gezielte Nutzung von Klärschlamm und Co-Substraten, aber auch von Faulgas, als chemisch gebundene Energie als Energieerzeuger und -speicher fungieren. Dabei hat die Abwasserbehandlungsanlage meist schon eine entsprechende Infrastruktur (Speicher, Faulung, Blockheizkraftwerk), so dass die Abwasser- und Klärschlammbehandlung zukünftig dahingehend optimiert werden kann.

Tabelle 47: Flexibilität verschiedener Kraftwerke, vgl. Maurer (2014), VDE (2012)

		Steinkohle	Braunkohle	GuD	Gasturbine	Biogas BHKW
Lastgradient	% P <sub>N</sub> /min	1,5 - 6	1 - 4	2 - 8	8 - 15	8 - 20
Bereich	% P <sub>N</sub>	40 - 90	50 - 90	40 - 90	40 - 90	50 - 100
Minimallast	% P <sub>N</sub>	40 - 20	60 - 40	50 - 30	50 - 20	0
Anfahrzeiten <sup>*</sup>						
heiß	h	3 - 2	6 - 2	1,5 - 0,5	< 0,1	< 0,1
kalt	h	10 - 4	10 - 6	4 - 2	< 0,1	< 0,1

\* Alle Kraftwerttypen weisen ein kurze Anfahrzeit auf, wenn sie bereits gerade in Betrieb sind/waren („heiß“) und nicht auf einem „kalten“ Betriebszustand angefahren werden. Die Anfahrzeiten können sich bei längerem Stillstand deutlich verlängern bis > 48 h.

---

## 5 Literaturverzeichnis

---

- Abegglen, C. und Siegrist, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser, Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, Schweiz
- Abels, A. (2012): Nanotechnologie und Wasserwirtschaft, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 59(2)
- AbfklärV (2012): Klärschlammverordnung vom 15. April 1992, zuletzt geändert am 24. Februar 2012
- ABoSt (2013a): Australian Bureau of Statistics: Energy Account Australia, Australian net use of Energy 2008-2011, abgerufen am 21.02.2014, [www.abs.gov.au/AUSSTATS/abs@.nsf/mf/4604.0](http://www.abs.gov.au/AUSSTATS/abs@.nsf/mf/4604.0)
- ABoSt (2013b): Australian Bureau of Statistics: Water Account Australia, Water supply and use 2011-2012, abgerufen am 21.02.2014, [www.abs.gov.au/AUSSTATS/abs@.nsf/mf/4610.0](http://www.abs.gov.au/AUSSTATS/abs@.nsf/mf/4610.0)
- AbwV (2014): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung – AbwV), zuletzt geändert am 02.09.2014
- AGEB (2011): Anwendungsbilanzen für die Endenergiesektoren in Deutschland in den Jahren 2009 und 2010, AG Energiebilanzen e.V. (AGEB), Berlin
- Alberto, M. C. R.; Arah, J. R. M.; Neue, H. U.; Wassmann, R.; Lantin, R. S.; Aduna, J. B.; Bronson, K. F. (2000): A sampling technique for the determination of dissolved methane in soil solution, *Chemosphere: Global Change Science*, 2(1), 57-63
- Almeida, M. C.; Butler, D.; Friedler, E. (1999): At-source domestic wastewater quality, *Urban Water*, 1(1), 49-55
- Andreottola, G.; Bonomo, L.; Poggiali, L. (1994): A methodology for the estimation of unit nutrient and organic loads from domestic and non-domestic sources, *European water pollution control*, 4(6), 13-19
- Arnell, N. W. (2004): Climate change and global water resources: SRES emissions and socio-economic scenarios, *Global Environmental Change*, 14(1), 31-52
- Arning, S. (2014): Ermittlung und Bewertung des Vorkommens von Kunststoffpartikeln in Oberflächengewässern, 22.10.2014, Masterthesis, TU Darmstadt, Darmstadt
- Asano, T. (2007): Water reuse: issues, technologies, and applications, McGraw-Hill, New York
- ATSE (2013): Australian Academy of Technological Science and Engineering, Drinking water through recycling, The benefits and costs of supplying direct to the distribution system, Melbourne Victoria, Australien
- ATV-DVWK (2000): Arbeitsblatt ATV-DVWK A 131 – Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, Hennef
- ATV-DVWK (2003): Phosphorrückgewinnung, Arbeitsbericht der ATV-DVWK Arbeitsgruppe Ak-1.1, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 50(6)
- ATV-DVWK (2004): Klärschlammfall und Bemessungsansätze: Neue erweiterte „Schlammliste“, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 51(12)
- ATV (1996): ATV-Handbuch – Klärschlamm, Ernst und Sohn Verlag, Berlin

- 
- ATV (1997): ATV-Handbuch – Biologische und weitergehende Abwasserreinigung, Ernst und Sohn Verlag, Berlin
- ATV (1999): Geschichte der Abwasserentsorgung, 50 Jahre ATV: 1948-1998, Hennef
- AWEL (2013): Stand der Technik für die (mechanische) Entwässerung von Klärschlamm, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft (AWEL), Zürich, Schweiz
- AWI (2014): Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen, Probenanalyse mittels Mikro-FTIR Spektroskopie, Abschlussbericht, Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meeresforschung (AWI), Biologische Anstalt Helgoland
- BAFU (2009): Rückgewinnung von Phosphor aus der Abwasserreinigung – Eine Bestandsaufnahme, Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, Schweiz
- Bannick, C. G.; Brand, K.; Jekel, M.; König, F.; Miklos, D.; Rechenberg, B. (2015a): Kunststoffe in der Umwelt - Ein Beitrag zur aktuellen Mikroplastikdiskussion, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 62(1), 36-41
- Bannick, C. G.; Miklos, D.; Jekel, M. (2015b): Mikro oder Makro – erste Überlegungen zur Relevanz von synthetischen Polymeren in der Umwelt, Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (GWA), 236, 33.31-33.11
- Baten, R. (1996): Verfahrenstechnische Aspekte der Verarbeitung von Klärschlamm, awt – Abwassertechnik, 47(2), 56-62
- BayLfU (2007): Biogashandbuch Bayern – Materialienband, Kap. 1.6, Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg
- BddW (2011): Branchenbild der deutschen Wasserwirtschaft, Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e.V. (ATT), Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V. (BDEW), Deutscher Bund der verbandlichen Wasserwirtschaft e. V. (DBVW), Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. – Technisch-wissenschaftlicher Verein (DVGW), Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), Verband kommunaler Unternehmen e.V. (VKU), wvgw Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn
- Becker, A.; Düputell, D.; Gärtner, A.; Hirschberger, R.; Oberdörfer, M. (2012): Emissionen klimarelevanter Gase aus Kläranlagen, Immissionsschutz, 4
- Beier, M.; Sander, M.; Schneider, Y.; Rosenwinkel, K.-H. (2008): Energieeffiziente Stickstoffelimination, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 55(6)
- Bertsche, A. K., S.; Schaum, C.; Schultheiß, U.; Döhler, H.; Cornel, P (2005): Statistische Auswertung von Nähr- und Schadstoffgehalten sowie bodenverbessernden Inhaltsstoffen in niedersächsischen Klärschlämmen, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 52(5)
- BFE (2013): Potential der Schweizer Infrastrukturanlagen zur Lastverschiebung, Bundesamt für Energie (BFE), Bern, Schweiz
- Bieker, S. (2009): Semizentrale Ver- und Entsorgungssysteme: Neue Lösungen für schnell wachsende urbane Räume Untersuchung empfehlenswerter Größenordnungen, Dissertation, Schriftenreihe IWAR, 200

- 
- Bieker, S.; Cornel, P.; Wagner, M. (2010): Semicentralised supply and treatment systems: integrated infrastructure solutions for fast growing urban areas, *Water Science and Technology*, 61(11), 2905-2913
- Bierbaum, S. (2013): Reduzierung des Frischwasserverbrauchs in Industrien mit hohem Wasserverbrauch durch die Wiederverwendung von AOP-behandeltem Abwasser; PTS-Forschungsbericht IGF 46EN - CORNET AOP4WATER, München
- Bischoff, A. (2013): Desinfektion von behandeltem Abwasser – Vergleich verschiedener Desinfektionsverfahren, Dissertation, Schriftenreihe IWAR, 225
- Bischoff, A.; Cornel, P.; Wagner, M. (2011): Choosing the most appropriate technique for wastewater disinfection – parallel investigation of four disinfection systems with different preceding treatment processes, IWA International Conference on Water Reclamation and Reuse, Barcelona, Spanien
- Blesl, M. und Ohl, M. (2010): Bundesländerspezifische Potentiale von Blockheizkraftwerken und Brennstoffzellen auf Kläranlagen in Deutschland, *Statistisches Monatsheft Baden-Württemberg* 12/2010, Stuttgart
- BMBF (2014): Alles im Fluss – Eine deutsche Wasserbilanz, abgerufen am 20.04.2015, [www.bmbf.wasserfluesse.de](http://www.bmbf.wasserfluesse.de)
- Boie, W. (1957): Vom Brennstoff zum Rauchgas, *Feuerungstechnisches Rechnen mit Brennstoffkenngrößen und seine Vereinfachung mit Mitteln der Statistik*, B.G. Teubner Verlagsgesellschaft, Leipzig
- Bolle, F. W.; Merkel, W.; Lindner, W.; Firk, D.; Schitthelm, D.; Brandt, K. H. (2013): Carbon-Footprint-Modell für die wasserwirtschaftliche Praxis, 46. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (GWA), 232
- Böwe, W. (1981): Energiehaushalt auf Kläranlagen, Wirtschaftlichkeit der Eigenenergienutzung – allgemeine Übersicht, *KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 28(7), 477-483
- Brandt, F. (1999): *Brennstoffe und Verbrennungsrechnung* (3. Aufl.), Vulkan-Verlag, Essen
- Bridle, T. R. und Pritchard, D. (2004): Energy and nutrient recovery from sewage sludge via pyrolysis, *Water Science and Technology*, 50(9), 169-175
- Buekens, A. und Schoeters, J. (1987): Konvertierung von Klärschlamm zu Dieselöl und Aktivkohle, Entfernung von Phosphaten aus Abwässern und Nutzbarmachung von Klärschlamm, Hoechst AG, Frankfurt am Main
- Bundesnetzagentur (2011): BK6-10-099 Beschluss der Bundesnetzagentur, Bonn
- Buttmann, M. (2011): Klimafreundliche Kohle durch hydrothermale Karbonisierung von Biomasse, *Chemie Ingenieur Technik*, 83(11), 1860-1896
- CBoSt (2013a): Central Bureau of Statistics – Israel: Satellite Account of Water in Israel 2006 – Abstraction of Water 2006, abgerufen am 21.02.2014, [www.cbs.gov.il/webpub/pub/text\\_page\\_eng.html?publ=72&CYear=2006&CMonth=10](http://www.cbs.gov.il/webpub/pub/text_page_eng.html?publ=72&CYear=2006&CMonth=10)
- CBoSt (2013b): Central Bureau of Statistics – Israel: Statistical abstract of Israel 2013 – Energy Balance, abgerufen am 21.02.2014, [www.cbs.gov.il/reader/?Mival=cw\\_usr\\_view\\_SHTML&ID=564](http://www.cbs.gov.il/reader/?Mival=cw_usr_view_SHTML&ID=564)

- 
- CEC (2005): California's Energy Commission (CEC) – California's Water – Energy Relationship, Final Staff Report, CEC-700-2005-011-SF, USA
- Cerbe, G. und Wilhelms, G. (2008): Technische Thermodynamik, theoretische Grundlagen und praktische Anwendungen (15. Aufl.), Hanser, München
- Ciba-Geigy (1977): Wissenschaftliche Tabellen Geigy, Teilband Körperflüssigkeiten (8. Aufl.), Basel, Schweiz
- Consentec (2014): Beschreibung von Regelleistungskonzepten und Regelleistungsmarkt, Studie im Auftrag der deutschen Übertragungsnetzbetreiber, Consentec GmbH, Aachen
- Cooper, P. F. (2001): Historical aspects of wastewater treatment, in: Lens, P.; Zeeman, G.; Lettinga G.: Decentralised sanitation and reuse, IWA Publishing, London
- Cornel, P. und Meda, A. (2008): Water reuse in Central Europe, in: Jiménez, B.; Asano, T.: Water reuse an international survey of current practice, issues and needs, Scientific and technical report, IWA Publishing, London
- Cornel, P.; Meda, A.; Bieker, S. (2011): Wastewater as a Source of Energy, Nutrients, and Service Water, Treatise on Water Science, Elsevier, Oxford
- Cornel, P. und Schaum, C. (2012): Stand der Maßnahmen für den Gewässerschutz und Ausblick in Deutschland, Wiener Mitteilungen, Band 226, Standortbestimmung in der Wassergütwirtschaft ÖWAV-Seminar Wien 2012, TU Wien, 28.-29. Februar 2012, Wien
- Czepiel, P. M.; Crill, P. M.; Harriss, R. C. (1993): Methane Emissions from Municipal Wastewater Treatment Processes, Environmental Science & Technology, 27(12), 2472-2477
- Daelman, M. R. J. (2014): Emissions of methane and nitrous oxide from full-scale municipal wastewater treatment plants, Dissertation, Delft, Niederlande
- Daelman, M. R. J.; van Voorthuizen, E. M.; van Dongen, L. G. J. M.; Volcke, E. I. P.; van Loosdrecht, M. C. M. (2013): Methane and nitrous oxide emissions from municipal wastewater treatment - results from a long-term study, Water Science and Technology, 67(10), 2350-2355
- Daelman, M. R. J.; van Voorthuizen, E. M.; van Dongen, U. G. J. M.; Volcke, E. I. P.; van Loosdrecht, M. C. M. (2012): Methane emission during municipal wastewater treatment, Water Research, 46(11), 3657-3670
- Dahlmann, K. (2011): Eine Methode zur effizienten Bewertung von Maßnahmen zur Klimaaoptimierung des Luftverkehrs, Dissertation, Fakultät für Physik, Ludwig-Maximilians-Universität München, München
- Daniel, J.; Scholwin, F.; Vogt, R. (2008): Materialband: D – Biogasnutzung, BMU-Forschungsvorhaben „Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland“, FKZ: 0327544, Karlsruhe
- DBU (2005): Thermokatalytische Niedertemperaturkonvertierung (NTK) von tierischer und mikrobieller Biomasse unter Gewinnung von Wertstoffen und Energieträgern im Pilotmaßstab, Abschlussbericht, Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück

- 
- DBU (2008): Umweltkommunikation in der mittelständischen Wirtschaft am Beispiel der Optimierung von Heizungssystemen durch Information und Qualifikation zur nachhaltigen Nutzung von Energieeinsparpotentialen, Teil 2: Technische Optimierung und Energieeinsparung, Abschlussbericht, Deutsche Bundesstiftung Umwelt, AZ 18315, Osnabrück
- dena (2012): Handbuch Lastmanagement, Vermarktung flexibler Lasten: Erlöse erwirtschaften – zur Energiewende beitragen, Deutsche Energie-Agentur GmbH (dena), Berlin
- dena (2013): Die Bedeutung des geplanten Pumpspeichers Heimbach und weiterer Stromspeicher im aktuellen und zukünftigen deutschen Stromversorgungssystem mit hohen Anteilen erneuerbarer Energien, Deutsche Energie-Agentur GmbH (dena), Berlin
- Dentel, S. K.; Strogon, B.; Chiu, P. (2004): Direct generation of electricity from sludges and other liquid wastes, *Water Science and Technology*, 50(9), 161-168
- DESTATIS (2006): Fachserie 19 Reihe 2.1 – Umwelt – Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, Wiesbaden
- DESTATIS (2009a): Fachserie 19 Reihe 2.1 – Umwelt – Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, Wiesbaden
- DESTATIS (2009b): Fachserie 19 Reihe 2.2 – Umwelt – Nichtöffentliche Wasserversorgung, Wiesbaden
- DESTATIS (2012): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserentsorgung nach Ländern, Anschlussgrad und Wasserabgabe, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- DESTATIS (2013a): Begriffserläuterungen für den Bereich umweltökonomische Gesamtrechnungen, [www.destatis.de](http://www.destatis.de)
- DESTATIS (2013b): Fachserie 19 Reihe 2.1.1: Umwelt – Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung - Öffentliche Wasserversorgung, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- DESTATIS (2013c): Fachserie 19 Reihe 2.1.2: Umwelt – Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung – Öffentliche Abwasserbehandlung und -entsorgung, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- DESTATIS (2013d): Klärschlamm aus kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen 2012, Pressemitteilung Nr. 421/13 vom 12.12.2013, Bonn
- DESTATIS (2013e): Umwelt – Abwasserbehandlung – Klärschlamm – Ergebnisbericht – 2010, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- DESTATIS (2014a): Klärschlammbehandlung aus der biologischen Abwasserbehandlung 2013, Pressemitteilung Nr. 446 vom 12.12.2014, Bonn
- DESTATIS (2014b): Länderübersicht: Dominierende Art der Klärschlammbehandlung, Datenbasis 2012, nicht publiziert, Bonn
- DIN (1986): DIN 38414-9 – Bestimmung des Chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB), Beuth Verlag, Berlin
- DIN (1994): DIN 4708-2 – Zentrale Wassererwärmungsanlagen Regeln zur Ermittlung des Wärmebedarfs zur Erwärmung von Trinkwasser in Wohngebäuden, Beuth Verlag, Berlin

- 
- DIN (2000a): DIN 51900 – Testing of solid and liquid fuels – Determination of gross calorific value by the bomb calorimeter and calculation of net calorific value – Part 1: Principles, apparatus, methods, Beuth Verlag, Berlin
- DIN (2000b): DIN EN 12879 – Charakterisierung von Schlämmen – Bestimmung des Glühverlustes der Trockenmasse, Beuth Verlag, Berlin
- DIN (2001a): DIN EN 12879 – Characterization of sludges – Determination of the loss on ignition of dry mass, Beuth Verlag, Berlin
- DIN (2001b): DIN EN 12880 – Charakterisierung von Schlämmen – Bestimmung des Trockenrückstandes und des Wassergehalts, Beuth Verlag, Berlin
- DIN (2001c): DIN EN 13137 – Charakterisierung von Abfall: Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) in Abfall, Schlämmen und Sedimenten, Beuth Verlag, Berlin
- DIN (2004): DIN-Fachbericht CEN/TR 13767: Charakterisierung von Schlämmen – Anleitung für die gute fachliche Praxis bei der Verbrennung von Schlamm mit und ohne Fett und Rechengut, Beuth Verlag, Berlin
- DIN (2007): DIN EN 1085 – Abwasserbehandlung – Wörterbuch; Dreisprachige Fassung, Beuth Verlag, Berlin
- DIN (2014): DIN CEN ISO/TS 14067 – Treibhausgase – Carbon Footprint von Produkten – Anforderungen an und Leitlinien für Quantifizierung und Kommunikation (ISO/TS 14067:2013), Beuth Verlag, Berlin
- Dott, W.; Dossin, M.; Schacht, P. (2011): Bioleaching von Schwermetallen und selektive Biorückgewinnung von Phosphat aus Klärschlammasche, Recycling und Rohstoffe, TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, 4
- DP (1971): Deutsches Patentamt, Offenlegungsschrift 2120032, Verfahren zur Behandlung von bei der Reinigung von Abwässern anfallendem Schlamm
- DüMV (2012): Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung – DüMV), Stand: 05.12.2012
- Dunbar, W. P. (1907): Leitfaden für die Abwasserreinigungsfrage, Oldenburg Verlag, München
- Durth, A.; Hartmann, K. H.; Kolvenbach, F.-J.; Lehmann, S.; Lemmel, P.; Lensch, D.; Otte-Witte, R.; Schaum, C.; Chwastek, B.; Grigoryan, G. (2014): Abwasser und Klärschlamm in Deutschland - statistische Betrachtungen, DWA-Arbeitsgruppe AK-1.2 „Statistik“, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 61(12) und 62(1)
- Durth, A.; Pöpel, J.; Wagner, M. (2001): Ansätze zur Bilanzierung und Verminderung der Menge von kommunalem Klärschlamm, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 48(3)
- Durth, A.; Schaum, C.; Meda, A.; Wagner, M.; Hartmann, K. H.; Jardin, N.; Kopp, J.; Otte-Witte, R. (2005): Ergebnisse der DWA-Klärschlammhebung, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 52(10)
- DWA (2004): Klärschlämme – Inhaltsstoffe und Bewertung, DWA, Hennef

- 
- DWA (2005a): Rückbelastung aus der Schlammbehandlung – Verfahren zur Schlammwasserbehandlung, Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe AK-1.3 „Rückbelastung aus der Schlammbehandlung“, Hennef
- DWA (2005b): Stand der Klärschlammbehandlung und -entsorgung in Deutschland: Ergebnisse der DWA-Klärschlammhebung 2003, DWA-Themen, Hennef
- DWA (2006): Arbeitsblatt DWA-A 100 – Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung (ISiE), Hennef
- DWA (2008a): Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf – Handlungsbedarf aus Sicht der DWA-Koordinierungsgruppe „Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf“, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 55(9), 954-985
- DWA (2008b): Neuartige Sanitärsysteme, DWA-Themen, Hennef
- DWA (2008c): Organische Schadstoffe in Klärschlämmen und anderen Düngemitteln, DWA-Themen, Hennef
- DWA (2009): Aufbereitungsstufen für die Wasserwiederverwendung, DWA-Themen, Hennef
- DWA (2010a): Energiepotentiale in der deutschen Wasserwirtschaft – Schwerpunkt Abwasser, DWA-Themen, Hennef
- DWA (2010b): Merkblatt DWA-M 363 – Herkunft, Aufbereitung und Verwertung von Biogasen, Hennef
- DWA (2011): Arbeitsblatt DWA-A 202 – Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser, Hennef
- DWA (2012): Merkblatt DWA-M 387 – Thermische Behandlung von Klärschlämmen - Mitverbrennung in Kraftwerken, Hennef
- DWA (2013a): Arbeitsblatt DWA-A 216 (Entwurf) – Energiecheck und Energieanalyse: Instrumente zur Energieoptimierung von Abwasseranlagen, Hennef
- DWA (2013b): Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen 2011, Stromverbrauch: 4.300 Kläranlagen unter der Lupe, Hennef
- DWA (2013c): Merkblatt DWA-M 366 – Maschinelle Schlammentwässerung, Hennef
- DWA (2013d): Merkblatt DWA-M 368 (Entwurf) – Biologische Stabilisierung von Klärschlamm, Hennef
- DWA (2014a): Arbeitsblatt DWA-A 272 – Grundsätze für die Planung und Implementierung neuartiger Sanitärsysteme (NASS), Hennef
- DWA (2014b): Merkblatt DWA-M 350 – Aufbereitung von synthetischen polymeren Flockungsmitteln zur Klärschlammkonditionierung, Hennef
- DWA (2014c): Merkblatt DWA-M 368 – Biologische Stabilisierung von Klärschlamm, Hennef
- DWA (2015a): Arbeitsblatt DWA-A 131 (Entwurf) – Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen, Hennef
- DWA (2015b): Merkblatt DWA-M 302 (Entwurf) – Klärschlammintegration, Hennef
- EEA (2013): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013 – Technical report no. 12/2013, abgerufen am 20.04.2015, [www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013](http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013)

- 
- EFMA (2000): Production of Ammonia, Booklet No. 1 of 8, Best Available Techniques for Pollution Prevention and Control in the European Fertilizer Industry, European fertilizer Manufacturers' Association
- Egle, L.; Rechberger, H.; Zessner, M. (2014): Endbericht Phosphorrückgewinnung aus dem Abwasser, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Österreich
- EIA (2014): Monthly Energy Review January 2014, U.S. Energy Information Administration, Washington D.C., USA
- Englmann, E. und Schraner, T. (2015): Obere/Mittlere Isar – Maßnahmen zur Verbesserung der Badegewässerqualität, Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (GWA), 236, 31.31-31.11
- EP (1988): Europäisches Patentamt, Patentnr. 0 289 057, Verfahren und Vorrichtung zur Behandlung von ausgefaultem Klärschlamm
- Erdmann, L.; Behrendt, S.; Feil, M. (2011): Kritische Rohstoffe für Deutschland - Identifikation aus Sicht deutscher Unternehmen wirtschaftlich bedeutsamer mineralischer Rohstoffe, deren Versorgungslage sich mittel- bis langfristig als kritisch erweisen könnte – Abschlussbericht im Auftrag der KfW Bankengruppe
- ETH (2003): ETH Institut für Elektronik, Batterien/Merkblatt Zi 8/03, Zürich, Schweiz
- EU (2010): European Commission: Critical raw materials for the EU, Brüssel, Belgien
- EU (2014): European Commission: Report on Critical Raw Materials for the EU, Report of the Ad hoc Working Group on defining critical raw materials
- Eurostat (2013): Energy, Transport and Environment Indicators, Publications Office of the European Union, Luxembourg
- Eurostat (2014a): Annual freshwater abstraction by source and sector, abgerufen am 21.02.2014,  
[http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env\\_wat\\_abs&lang=en](http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env_wat_abs&lang=en)
- Eurostat (2014b): Energy: Supply, transformation, consumption - all products - annual data, abgerufen am 21.02.2014,  
[http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=nrg\\_100a&lang=en](http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=nrg_100a&lang=en)
- Evers, P. und Grünebaum, T. (2015): Legionellen auf Kläranlagen – Erfahrungen und Konsequenzen aus den Ereignissen in Warstein, Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (GWA), 236, 30.31-30.13
- Fahlenkamp, H.; Nöthe, T.; Nowotny, N.; Ries, T.; Hannich, C. B.; Peulen, C.; Kuhn-Joeressen, S. (2008): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen, Abschlussbericht, Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen, Phase 3, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- Fair, G. M.; Geyer, J. C.; Okun, D. A. (1967): Water and wastewater engineering, Volume 2: Water Purification and Wastewater Treatment and Disposal, Wiley, New York
- Fassbender, A. G. (2001): ThermoEnergy Ammonia Recovery Process for Municipal and Agricultural Wastes, The Scientific World Journal 1, 908-913

- 
- Faulstich, M.; Mocker, M.; Pfeiffer, S.; Köglmeier, M.; Egner, S. (2010): r<sup>3</sup>-Innovative Technologien für Ressourceneffizienz – Strategische Metalle und Mineralien
- fbr (2005): fbr – Information Sheet H 201, Greywater Recycling, Planning fundamentals and operation information, Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V. (fbr), Darmstadt
- FFE (2010): Forschungsstelle für Energiewirtschaft e.V., Basisdaten zur Bereitstellung elektrischer Energie, abgerufen am 12.12.2014, [www.ffe.de/die-themen/erzeugung-und-markt/186](http://www.ffe.de/die-themen/erzeugung-und-markt/186)
- Flores-Alsina, X.; Corominas, L.; Snip, L.; Vanrolleghem, P. A. (2011): Including greenhouse gas emissions during benchmarking of wastewater treatment plant control strategies, *Water Research*, 45(16), 4700-4710
- Foley, J. und Lant, P. (2009): Direct Methane and Nitrous Oxide emissions from full-scale wastewater treatment systems, Occasional Paper No. 24, Water Services Association of Australia
- Foley, J.; Yuan, Z. G.; Lant, P. (2009): Dissolved methane in rising main sewer systems: field measurements and simple model development for estimating greenhouse gas emissions, *Water Science and Technology*, 60(11), 2963-2971
- forsa, R. u. (2011): Erhebung des Energieverbrauchs der privaten Haushalte für die Jahre 2006-2008, Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung (RWI) und forsa Gesellschaft für Sozialforschung und statistische Analysen mbH, Teilbericht für das Projekt Erhebung des Energieverbrauchs der privaten Haushalte für die Jahre 2006-2010 (Forschungsprojekt Nr. 54/09 des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie, BMWi)
- Friedl, A.; Padouvas, E.; Rotter, H.; Varmuza, K. (2005): Prediction of heating values of biomass fuel from elemental composition, *Analytica Chimica Acta*, 544(1-2), 191-198
- Friedler, E. und Hadari, M. (2006): Economic feasibility of on-site greywater reuse in multi-storey buildings, *Desalination*, 190(1-3), 221-234
- Fuhrmann, T.; Scheer, H.; Cornel, P. (2012): Hinweise zur Wasserwiederverwendung – Vielschichtige Fragestellungen angesichts international zunehmender Relevanz, *KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 59(1), 52-56
- Gaiffi, M. (2013): Erfahrungen aus dem Betrieb der SynGas-Anlagen, Tagungsunterlagen, 8. DWA-Klärschlammtag, 04.-06.06.2013, Fulda
- Gal'chenko, V. F.; Lein, A. Y.; Ivanov, M. V. (2004): Methane content in the bottom sediments and water column of the Black Sea, *Microbiology*, 73(2), 211-223
- Galloway, J. N.; Aber, J. D.; Erisman, J. W.; Seitzinger, S. P.; Howarth, R. W.; Cowling, E. B.; Cosby, B. J. (2003): The Nitrogen Cascade, *BioScience*, 53(4), 341-356
- Gärtner, A. und Hirschberger, R. (2011): Einfluss der Wetterverhältnisse auf das Emissionsverhalten von Kläranlagen, abgerufen am 06.12.2014, [www.lanuv.nrw.de/luft/emissionen/pdf/110107\\_Kurzfassung\\_Klaeranlagenbericht.pdf](http://www.lanuv.nrw.de/luft/emissionen/pdf/110107_Kurzfassung_Klaeranlagenbericht.pdf)
- GEI (2010): GEI Consultants/Navigant Consulting Inc.: Embedded Energy in Water Studies - Study 1: Statewide and Regional Water-Energy Relationship, prepared for the California Public Utilities Commission, Energy Division

- 
- Geiger, W. F. und Liebig, T. (2001): Halbtechnische Untersuchungen zur separaten zweistufigen biologischen Stickstoffelimination aus Filtraten/Zentraten der Schlammmentwässerung kommunaler Kläranlagen, BMBF-Abschlussbericht, Förderkennzeichen: 02 WA 9761/0, Essen
- Gerbens-Leenes, W.; Hoekstra, A. Y.; Van der Meer, T. H. (2008): Water footprint of bio-energy and other primary energy carriers, Value of water research report series no. 29, UNESCO-IHE Institute of Water Education, Delft, The Netherlands
- Gerbens-Leenes, W.; Hoekstra, A. Y.; van der Meer, T. H. (2009): The water footprint of bioenergy, Proceedings of the National Academy of Sciences, 106(25), 10219-10223
- Glaserapp, J. und Kassner, W. (2001): Spezifischer Klärschlammfall und Bemessungsansätze, ATV-DVWK-Schriftenreihe, Klärschlamm aktuell 1, Hennef
- Gleick, P. H. (1994): Water and Energy, Annual Review of Energy and the Environment, 19(1), 267-299
- Gnirss, R.; Lüdicke, C.; Beraktschjan, M.; Renner, P.; Feuerpfeil, I.; Dizer, H.; Szewzyk, R.; Selinka, H.-C. (2015): Abwasserdesinfektion – Verfahrensvergleich in Bezug auf Indikatororganismen, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 62(3), 225-238
- Grüning, H. (1998): Einfluss des Aufschlusses von Faulschlamm auf das Restgaspotential, Schriftenreihe Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig, 61
- Gujer, W. (2007): Siedlungswasserwirtschaft (3. Aufl.), Springer, Berlin
- Gustavsson, D. J. und Tumlin, S. (2013): Carbon footprints of Scandinavian wastewater treatment plants, Water Science and Technology, 68(4), 887-893
- Haberkern, B. (2013): Energieanalysen auf Kläranlagen nach DWA A 216: Neue Instrumente im Praxistest, Vortrag im Rahmen der IWAR-Vortragsreihe „Neues aus der Umwelttechnik und Infrastrukturplanung“, Wintersemester 2013/14, Darmstadt
- Haberkern, B.; Maier, W.; Schneider, U. (2011): Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen, Dessau-Roßlau
- Hansen, B. (2001): Other energy and resource recovery; in: L. Spinosa und P. A. Vesilind: Sludge into Biosolids: Processing, Disposal and Utilization, IWA Publishing
- Hartley, K. und Lant, P. (2006): Eliminating non-renewable CO<sub>2</sub> emissions from sewage treatment: An anaerobic migrating bed reactor pilot plant study, Biotechnology and Bioengineering, 95(3), 384-398
- Hatamoto, M.; Yamamoto, H.; Kindaichi, T.; Ozaki, N.; Ohashi, A. (2010): Biological oxidation of dissolved methane in effluents from anaerobic reactors using a down-flow hanging sponge reactor, Water Research, 44(5), 1409-1418
- Haynes, W. M. und Lide, D. R. (2010): CRC handbook of chemistry and physics: A ready-reference book of chemical and physical data (91. Aufl.), CRC Press, Boca Raton, USA
- HELCOM (2014): Synthetic microfibers and particles at a municipal waste water treatment plant, Baltic Marine Environment Protection Commission HELCOM
- Henze, M. (1997): Waste design for households with respect to water, organics and nutrients, Water Science and Technology, 35(9), 113-120

- 
- Henze, M. und Ledin, A. (2001): Types, characteristics and quantities of classic, combined domestic wastewaters; in: P. Lens, G. Zeeman und G. Lettinga: Decentralised sanitation and reuse, IWA Publishing, London
- Hermann, C.; Dewes, I.; Schumpe, A. (1995): The Estimation of Gas Solubilities in Salt-Solutions, *Chemical Engineering Science*, 50(10), 1673-1675
- Hessenenergie (1999): Energetische Analyse der Wasserversorgung der Stadt Battenberg/Eder, Fachtext 5.6
- Hoekstra, A. Y. und Chapagain, A. K. (2008): *Globalization of Water: Sharing the Planet's Freshwater Resources*, Wiley-Blackwell, Malden, USA
- Imhoff, K. und Imhoff, K. R. (2007): *Taschenbuch der Stadtentwässerung* (30. Aufl.), Oldenbourg, München
- Imhoff, K.; Imhoff, K. R.; Jardin, N.; Becker, M. (2009): *Taschenbuch der Stadtentwässerung* (31. Aufl.), Oldenbourg Industrieverlag, München
- Imhoff, K. R. (1983): Spezifische Schlammengen und Lastzahlen des Einwohners KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 30(12)
- Imhoff, K. R. (1980): Zum Wert der Schlammfäulung und Hinweise zum Faulverfahren, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 27(2)
- IPCC (2007): *Climate change 2007: Contribution of working group to the assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge Univ. Press, Cambridge
- IPCC (2013): *Climate Change 2013, The Physical Science Basis Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, New York, USA
- Janczyk, K. (2014): *Möglichkeiten und Grenzen einer Rückgewinnung von Wärme aus Abwasser*, 08.05.2014, Masterthesis, TU Darmstadt, Darmstadt
- Janicke, W. (1983): *Chemische Oxidierbarkeit organischer Wasserinhaltsstoffe*, Reimer, Berlin
- Jardin, N. (2008): Die integrale Siedlungsentwässerung – Erste Erfahrungen mit der ganzheitlichen Optimierung am Beispiel des Einzugsgebietes der Kläranlage Wenden, *Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (GWA)*, 211
- Jardin, N. (2013): Bemessung von Belebungsanlagen – Das neue DWA-Arbeitsblatt A 131, Vortrag im Rahmen der IWAR-Vortragsreihe „Neues aus der Umwelttechnik und Infrastrukturplanung“, 16.12.2013, Darmstadt
- Jiménez, B. und Asano, T. (2008): *Water reclamation and reuse around the world*; in: B. Jiménez und T. Asano: *Water reuse an international survey of current practice, issues and needs*, Scientific and technical report (1. Aufl.), IWA Publishing, London
- Jönsson, H.; Baky, A.; Jeppsson, U.; Hellström, D.; Kärrman, E. (2005): *Composition of urine, feces, greywater and biowaste*, Urban Water Report, Chalmers University of Technology, Göteborg, Schweden
- Kaeseberg, T.; Blumensaat, F.; Zhang, J.; Krebs, P. (2015): Assessing antibiotic resistance of microorganisms in sanitary sewage, *Water Science and Technology*, 71(2), 168-173
- Kalogo, Y. und Monteith, H. (2013): *Energy and Ressource Recovery from Sludge*, GWRC Report Series, IWA Publishing, London

- 
- Kaminsky, W.; Bellmann, U.; Kummer, A. B.; Ying, Y. (1989): Pyrolyse von Klärschlamm; in: K. J. Thomé-Kozmiensky und U. Loll: Recycling von Klärschlamm, EF-Verlag für Energie und Umwelttechnik, Berlin
- Kapp, H. (1984): Schlammfäulung mit hohem Feststoffgehalt, Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, 86
- Kempa, E. S. (1970): Die Verbrennungswärme von Abwasserschlämmen, GWF Wasser Abwasser, 111(1)
- Kenway, S. J.; Priestley, A.; Cook, S.; Seo, S.; Inman, M.; Gregory, A.; Hall, M. (2008): Energy use in the provision and consumption of urban water in Australia and New Zealand, CSIRO Australia and Water Service Association Australia
- Kletke, T.; Lübken, M.; Wichern, M. (2013): Die Entwicklung der mikrobiellen Brennstoffzelle auf der Kläranlage, 31. Bochumer Workshop Siedlungswasserwirtschaft: Klimaschutz und Energiewende – Welchen Beitrag liefert der Abwassersektor?, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft SIWAWI – Ruhr-Universität Bochum, 65
- Klöpffer, W. und Grahl, B. (2009): Ökobilanz (LCA) ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf, Wiley-VCH, Weinheim
- Klöpffer, W. und Scheringer, M. (2000): Persistente organische Schadstoffe, Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung, 12 (6), S. 3074-309
- Knopp, G. (2014): Sondermessprogramm, persönliche Mitteilung
- Koppe, P. und Stozek, A. (1999): Kommunales Abwasser seine Inhaltsstoffe nach Herkunft, Zusammensetzung und Reaktionen im Reinigungsprozeß einschließlich Klärschlämme (4. Aufl.), Vulkan-Verlag, Essen
- Kraft, A.; Obenaus, F.; Grün, E. (2013): Energieautonomie einer Kläranlage durch vernetzte Strukturen, 31. Bochumer Workshop Siedlungswasserwirtschaft: Klimaschutz und Energiewende – Welchen Beitrag liefert der Abwassersektor?, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft SIWAWI – Ruhr-Universität Bochum, 65
- Krampe, J. (2013): Energy benchmarking of South Australian WWTPs, Water Science and Technology, 67(9), 2059-2066
- Kraus, S. (2013): Kunststoff aus Abwasser, UmweltMagazin, Nr. 1/2
- Krebs, P.; Berendonk, T. U.; Bernad, L.; Caucci, S.; Gurke, R.; Henzen, D.; Käseberg, T.; Knoche, R.; Kühn, V.; Lucke, N.; Marx, C.; Oertel, R.; Schubert, S.; Timpel, P. (2015): Antibiotika und Resistenzbildung im Abwasser, Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (GWA), 236, 53.51-53.11
- Krofchak, D. (1983): Process for the treatment of incinerated sewage sludge ash, European Patent 0 004 778
- Krüger, O. und Adam, C. (2013): Potentialermittlung der in Deutschland anfallenden Klärschlammaschen – Mögliche Phosphor- und Metallrückgewinnung, 8. DWA Klärschlammstage, 04.-06.06.2013, Fulda
- KrWG (2012): Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (Kreislaufwirtschaftsgesetz – KrWG)

- 
- Laforsch, C. (2015): Mikroplastik in aquatischen Ökosystemen, Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (GWA), 236, 34/31-34/33
- Lahnsteiner, J. und Lempert, G. (2007): Water management in Windhoek, Namibia, Water Science and Technology, 55(1-2), 441-448
- Lautenschläger, K.-H. (2001): Taschenbuch der Chemie (18. Aufl.), Frankfurt am Main
- Law, Y.; Jacobsen, G. E.; Smith, A. M.; Yuan, Z.; Lant, P. (2013): Fossil organic carbon in wastewater and its fate in treatment plants, Water Research, 47(14), 5270-5281
- Law, Y.; Ye, L.; Pan, Y. T.; Yuan, Z. G. (2012): Nitrous oxide emissions from wastewater treatment processes, Philosophical Transactions of the Royal Society B – Biological Sciences, 367(1593), 1265-1277
- LAWA (2014): Rahmenkonzeption Monitoring, Teil B: Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen, Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Ständiger Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer
- Leal Verduguo, N. A. (2014): Verwertungsmöglichkeiten von Gärresten aus der Behandlung von Schwarzwasser und Co-Substraten im Rahmen des HAMBURG WATER Cycle, 01.09.2014, Masterthesis, TU Darmstadt, Darmstadt
- Lensch, D. (2016): Möglichkeiten zur Intensivierung der Klärschlammfäulung und deren Auswirkungen auf die Klärschlammbehandlung, Dissertation, in Vorbereitung
- Lensch, D.; Schaum, C.; Cornel, P. (2013): An integrated view of sludge treatment processes: Organic matter and its influence, IWA Specialized Conference – Holistic Sludge Management, 06.-08. Mai 2013, Tagungsunterlagen, Västerås, Schweden
- Lensch, D.; Schaum, C.; Cornel, P. (2014): Target-oriented Co-digestion – Possibilities to manage the peak in energy demand, IWA Specialist Conference „Global Challenges: Sustainable Wastewater Treatment and Resource Recovery“, 26.-30. Oktober 2014, Kathmandu, Nepal
- LFU (2001): Blockheizkraftwerke – Technik, Ökologie, Ökonomie, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe
- LFU (2006): Emissions- und Leistungsverhalten von Biogas-Verbrennungsmotoren in Abhängigkeit von der Motorwartung, Schlussbericht zum Forschungsvorhaben (LfU-Projekt Nr. 1325), Bayerisches Landesamt für Umwelt, Augsburg
- Liberti, L.; Petruzzelli, D.; De Florio, L. (2001): REM NUT Ion Exchange Plus Struvite Precipitation Process, Environmental Technology, 22(11), 1313-1324
- Liebetrau, J.; Clemens, J.; Cuhls, C.; Hafermann, C.; Friehe, J.; Weiland, P.; Daniel-Gromke, J. (2010): Methane emissions from biogas-producing facilities within the agricultural sector, Engineering in Life Sciences, 10(6), 595-599
- Lindner, H. (1989): Physik für Ingenieure (12. Aufl.), Viewegs Fachbücher der Technik, Braunschweig
- Liqui-Cel (2010): Anwendung der „TransMembraneChemiSorption“ (TMCS) zur Ammoniakentfernung aus industriellen Abwässern, Membrane GmbH, Wuppertal

- 
- Londong, J. und Hartmann, M. (2006): Belastungen der häuslichen Abwasserteilströme: Gegenüberstellung von Literaturwerten und gemessenen Werten und Auswirkungen auf die Anlagenplanung, 39. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (GWA), 202, 26.21-26.15
- Lottermoser, B. G. (1994): Gold and platinum in sewage sludges, *Intern. J. Environmental Studies*, 46
- Loubet, P.; Roux, P.; Loiseau, E.; Bellon-Maurel, V. (2014): Life cycle assessments of urban water systems: A comparative analysis of selected peer-reviewed literature, *Water Research*, 67(0), 187-202
- Lutze, R. (2015): Sondermessprogramm, persönliche Mitteilung
- Mamais, D.; Noutsopoulos, C.; Dimopoulou, A.; Stasinakis, A.; Lekkas, T. D. (2015): Wastewater treatment process impact on energy savings and greenhouse gas emissions, *Water Science and Technology*, 71(2), 303-308
- Maurer, P. (2014): Potentiale kommunaler Kläranlagen zur Stabilisierung von Stromnetzen, in *Energiepotentiale kommunaler Kläranlagen erkennen, nutzen und kritisch bewerten*, 89. Siedlungswasserwirtschaftliches Kolloquium am 9. Oktober 2014, *Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft*, 221
- McMahon, J. E. und Price, S. K. (2011): Water and Energy Interactions, *Annual Review of Environment and Resources*, 36(1), 163-191
- Meda, A.; Henkel, J.; Chang, Y.; Cornel, P. (2012a): Comparison of processes for greywater treatment for urban water reuse: energy consumption and footprint, in: Lazarova, V.; Choo, K.-H.; Cornel, P.: *Water-energy interactions in water reuse*, IWA Publishing, London
- Meda, A.; Lensch, D.; Schaum, C.; Cornel, P. (2012b): Energy and water: Relations and recovery potential, in: Lazarova, V.; Choo, K.-H.; Cornel, P.: *Water-energy interactions in water reuse*, IWA Publishing, London
- Meda, A.; Schaum, C.; Wagner, M.; Cornel, P.; Durth, A. (2007): Treatment and Quality of Sewage Sludge in Germany – Results of a Survey, *Water Practise & Technology*, 2(1)
- Merkel, W.; Strathmann, M.; Tondera, K.; Klaer, K.; Schoenemann, B.; Jardin, N. (2015): Sichere Ruhr – Stand und Perspektiven einer zukünftigen Badenutzung, *Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (GWA)*, 236, 32/31-32/17
- Mizuta, K. und Shimada, M. (2010): Benchmarking energy consumption in municipal wastewater treatment plants in Japan, *Water Science and Technology*, 62(10), 2256-2262
- MKULNV (2011): Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen – Phase I, Schlussbericht, Aktenzeichen IV-7-042 600 003 J, Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- Möller, U. (1980/1982): Schlamm-mengen und deren Beschaffenheit aus der Reinigung häuslichen Abwassers bei Einhaltung der Mindestanforderungen sowie weitgehenden Nitrifikation, *KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall* 27(9) und 29(2)

- 
- Montag, D. (2008): Phosphorrückgewinnung bei der Abwasserreinigung – Entwicklung eines Verfahrens zur Integration in kommunale Kläranlagen, Dissertation, RWTH Aachen, Aachen
- Morck, T. (2011): Stickstoffelimination aus Schlammwasser mittels Ionenaustausch und Elektrodialyse, Dissertation, Schriftenreihe SWW – KIT, 140
- Morck, T. und Hoffmann, E. (2012): Separate Schlammwasserbehandlung und Stickstoffrückgewinnung mit Hilfe eines Kombinationsverfahrens aus Ionenaustausch und Elektrodialyse, 26. Karlsruher Flockungstage 2012, Schriftenreihe SWW – KIT, 143
- Mousel, D.; Krebber, K.; Palmowski, L.; Pinnekamp, J. (2015): Energieverbrauch der Spurenstoffelimination auf kommunalen Kläranlagen, Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (GWA), 236
- Müller, K. (2013): A sanitation concept adapted to the preconditions in low-density urban areas of semi-arid environments – an example from North Namibia, International IWA Conference on Water Reuse, 27.-31.10.2013. Windhoek, Namibia
- Müller, K.; Bleisteiner, S.; Pirchner, A.; Gnirss, R.; Hübner, M. (2009): Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 56(6)
- MURL (1999): Handbuch Energie in Kläranlagen, Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen (MURL), Düsseldorf
- Nair, S.; George, B.; Malano, H. M.; Arora, M.; Nawarathna, B. (2014): Water-energy-greenhouse gas nexus of urban water systems: Review of concepts, state-of-art and methods, Resources, Conservation and Recycling, 89(0), 1-10
- NFP (2015): Gesamtsynthese des Nationalen Forschungsprogramms NFP 61, Nachhaltige Wassernutzung in der Schweiz, NFP 61 weist Wege in die Zukunft, Leitungsgruppe NFP 61 (Hrsg.), Zürich, Schweiz
- Niehoff, H. (2014): Konstruktion Faulung, persönliche Mitteilung
- Niemitz, W. (1965): Der Heizwert von Klärschlämmen und seine Beziehung zu anderen Schlammkennwerten, GWF Wasser Abwasser, 106(50)
- NIST (2014): National Institute of Standards and Technology, Chemistry WebBook, “Methane”, abgerufen am 10.05.2014, [www.webbook.nist.gov](http://www.webbook.nist.gov)
- Nolde, E. (2000): Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-storey buildings – over ten years experience in Berlin, Urban Water, 1(4), 275-284
- Nowak, O.; Enderle, P.; Varbanov, P. (2015): Ways to optimize the energy balance of municipal wastewater systems: lessons learned from Austrian applications, Journal of Cleaner Production, 88(0), 125-131
- Nowak, O.; Franz, A.; Svardal, K.; Müller, V. (1996): Specific organic and nutrient loads in stabilized sludge from municipal treatment plants, Water Science and Technology, 33(12), 243-250
- Oldenburg, M.; Meininger, F.; Nisipeanu, P.; Schneider, C. (2008): Begrifflichkeiten und Kennzahlen zur Zusammensetzung von Teilströmen neuartiger Sanitärsysteme, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 55(10)

- 
- Oliver, B. G. und Carey, J. H. (1976): Acid solubilization of sewage sludge and ash constituents for possible recovery, *Water Research*, 10(10)
- Olsson, G. (2012): *Water and energy threats and opportunities*, IWA Publishing, London
- Otterpohl, R. und Oldenburg, M. (2002): Innovative Technologien zur Abwasserbehandlung in urbanen Gebieten, *KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 49(10)
- Pathak, A.; Dastidar, M. G.; Sreekrishnan, T. R. (2009): Bioleaching of heavy metals from sewage sludge: A review, *Journal of Environmental Management*, 90(8), 2343-2353
- Patyk, A. und Reinhardt, G. A. (1997): *Düngemittel – Energie- und Stoffstrombilanzen*, Vieweg, Braunschweig
- Pearce, K. G. (2012): Desalination vs. water reuse: An energy analysis illustrated by case studies in Los Angeles and London, in: Lazarova, V.; Choo, K.-H.; Cornel, P.: *Water-energy interactions in water reuse*, IWA Publishing, London
- Petrella, R. (2000): *Wasser für alle – Ein globales Manifest*, Rotpunktverlag, Zürich, Schweiz
- Petzet, S. (2013): *Phosphorrückgewinnung in der Abwassertechnik: Neue Verfahren für Klärschlamm und Klärschlammaschen*, Dissertation, Schriftenreihe IWAR, 220
- Pinnekamp, J.; Baumann, P.; Cornel, P.; Everding, W.; Göttlicher-Schmidle, U.; Heinzmann, B.; Jardin, N.; Londong, J.; Meyer, C.; Mocker, M.; Montag, D.; Müller-Schaper, J.; Petzet, S.; Schaum, C. (2013): *Stand und Perspektiven der Phosphorrückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm – Teil 1 und Teil 2*, 2. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KEK-1.1 „Wertstoffrückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm“, *KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 60(10) und 60(11)
- Pinnekamp, J. und Everding, W. (2011): Förderinitiative „Kreislaufwirtschaft für Pflanzennährstoffe, insbesondere Phosphor“, Schlusspräsentation der durch das Bundesministerium für Bildung u. Forschung geförderten Vorhaben am 14.09.2011, Berlin, *Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (GWA)*, 228(28)
- Pittmann, T. und Steinmetz, H. (2013): *Produktion von Bioplastik auf kommunalen Kläranlagen, Wasser und Abfall*, 5
- prognos (2011): *Endenergieeinsparungen in Ländern und Kommunen durch Maßnahmen der Öffentlichen Hand im Kontext der EU-Energiedienstleistungsrichtlinie*, Projekt 66/09, Basel, Schweiz
- ProgRess (2012): *Deutsches Ressourceneffizienzprogramm (ProgRess)*, Beschluss des Bundeskabinetts vom 29.02.2012, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin
- Quaschnig, V. (2013): *Erneuerbare Energien und Klimaschutz Hintergründe, Techniken und Planung, Ökonomie und Ökologie, Energiewende*, Carl Hanser Verlag, München
- Remy, C. (2010): *Ökobilanz von konventionellen und Trennsystemen für die kommunale Abwasserreinigung*, Dissertation, Berlin,
- Remy, C.; Boulestreau, M.; Lesjean, B. (2014): *Technischer Nachweis eines innovativen Konzepts für ein energie-positives Klärwerk*, *Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (GWA)*, 234

- 
- Remy, C.; Lesjean, B.; Waschnewski, J. (2013): Identifying energy and carbon footprint optimization potentials of a sludge treatment line with Life Cycle Assessment, *Water Science and Technology*, 67(1), 63-73
- Remy, C.; Siemers, C.; Lesjean, B. (2012): Assessing the environmental sustainability of agricultural reuse of WWTP effluent and biosolids in Braunschweig/Germany with Life Cycle Assessment, IWA World Congress on Water, Climate and Energy, 13.-18.05.2012, Dublin, Irland
- Remy, C.; Warneke, J.; Lesjean, B. (2015): Hydrothermale Carbonisierung: Eine neue Option der Klärschlammbehandlung? Theoretische Energie/CO<sub>2</sub>-Bilanz, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 62(4), 354-362
- Reuters (2009): Japan sewage yields more gold than top mines, abgerufen am 24.07.2013, [www.reuters.com/article/2009/01/30/gold-sewage-idUST8310320090130](http://www.reuters.com/article/2009/01/30/gold-sewage-idUST8310320090130)
- Riegler, G. und Rincke, G. (1982): Mengen und Inhaltsstoffe von kommunalen Klärschlämmen in der Bundesrepublik Deutschland, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik, St. Augustin
- Rödl (2006): (Rödl und Partner) Kennzahlenvergleich Wasserversorgung Baden-Württemberg, Ergebnisbericht für das Erhebungsjahr 2005
- Rödl (2007): (Rödl und Partner) Effizienz- und Qualitätsuntersuchung der kommunalen Wasserversorgung in Bayern (EffWB) Unternehmensvergleich mit Kennzahlensystem und Benchmarking, Projektergebnisse für das Erhebungsjahr 2006
- Ronchetti, C.; Bienz, P.; Pridal, R. (2002): Ökobilanz Klärgasverstromung, Bundesamt für Energie, Bern, Schweiz
- Rosenwinkel, K.-H.; Hinken, L.; Ay, S. (2012): Water demand for the production of renewable energy from crops, in: Lazarova, V.; Choo, K.-H.; Cornel, P.: Water-energy interactions in water reuse, IWA Publishing, London
- Rosenwinkel, K.-H. und Lorey, C. (2009): Gewässerschutz in Deutschland. Viel erreicht? Viel zu tun?, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 56(6), 570-576
- Rosenwinkel, K.-H.; Nogueira, R.; Schneider, K. (2014): Legionellenepidemie in Warstein - Auswirkungen für die Abwassereinleiter, Teil 2, 32. Bochumer Workshop Siedlungswasserwirtschaft Mikroschadstoffe und Krankheitserreger aus Abwasser entfernen, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft SIWAWI – Ruhr-Universität Bochum, 67
- Roskosch, A.; Adam, C.; Krüger, O.; Wiechmann, B. (2013): Klärschlamm – Potentiale alternativer Verwertungswege, Modernisierungsreport 2012/2013, wwt wasserwirtschaft wassertechnik
- Rühl, J. (2014): Möglichkeiten und Grenzen des AirPrex-Verfahrens zur Optimierung der Klärschlammmentwässerung sowie der Rückgewinnung von Phosphor, 01.12.2014, Masterthesis, TU Darmstadt, Darmstadt
- Sahely, H. R.; Monteith, H. D.; MacLean, H. L.; Bagley, D. M. (2006): Comparison of on-site and upstream greenhouse gas emissions from Canadian municipal wastewater treatment facilities, *Journal of Environmental Engineering and Science*, 5(5), 405-415

- 
- Schaum, C. (2007): Verfahren für eine zukünftige Klärschlammbehandlung – Klärschlammkonditionierung und Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlammasche, Schriftenreihe IWAR, 185
- Schaum, C. (2008): Die Mikrogasturbine – Eine Alternative zum Blockheizkraftwerk (Gasmotor)?, Informationsveranstaltung Energieeffizienz im Abwasserbereich, 12. Juni 2008, Walsrode, veröffentlicht in: Schriftenreihe der Kommunalen Umwelt-Aktion U.A.N., Heft 51, Hannover
- Schaum, C. (2014): P-Rückgewinnung in der Abwasserreinigung: Überblick Europa und Deutschland, Gemeinschaftstagung „Phosphor-Recycling in der Abwasserreinigung – Hintergründe, Entwicklung, Perspektiven“ der SVUT und VSA, 07. November 2014, Solothurn, Schweiz
- Schaum, C.; Cornel, P.; Lensch, D.; Lutze, R.; Rühl, J.; John, W. (2015a): Aufgaben und Ziele einer zukunftsfähigen Abwasserbehandlung: Gewässer- und Ressourcenschutz, Tagungsunterlagen IWAR 4, Abwasser- und Klärschlammbehandlung im Fokus der Energiewirtschaft der Zukunft, Darmstadt
- Schaum, C.; Lensch, D.; Bolle, P.-Y.; Cornel, P. (2015b): Sewage Sludge Treatment: Evaluation of the Energy Potential and Methane Emissions with COD Balancing, Water Reuse and Desalination, doi:10.2166/wrd.2015.129
- Schaum, C.; Lensch, D.; Cornel, P. (2013a): Energy Resource Sewage Sludge: The Relevance of the Heating Value and the Impact of Sludge Treatment Processes IWA Specialized Conference – Holistic Sludge Management, 06.-08. May 2013 Västerås, Schweden
- Schaum, C.; Lensch, D.; Cornel, P. (2013b): Evaluation of the Energetic Potential of Sewage Sludge by Determination of the Heating Value, EWA 17th International Symposium, 6.-7. Mai 2014, München
- Schaum, C.; Lensch, D.; Cornel, P. (2014): Water reuse and reclamation: a contribution to energy efficiency in the water cycle, Journal of Water Reuse and Desalination, doi:10.2166/wrd.2014.159
- Schaum, C.; Lensch, D.; Zhukova, E.; Cornel, P. (2015c): Kläranlagen als ein Baustein einer zukünftigen Energieinfrastruktur, 48. Essener Tagung, Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (GWA), 236
- Schaum, C. und Lux, J. (2011): Neue Trends bei der Klärschlammbehandlung, Fachtagung Schlammfäulung statt aerober Stabilisierung – Trend der Zukunft?, 22. November 2011, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern, Band 30, Kaiserslautern
- Schaum, C.; Schröder, L.; Lux, J.; Fehrenbach, H.; Reinhardt, J.; Cornel, P.; Kristeller, W.; Schmid, S.; Götz, R.; Himmelein, D.; Scholl, B.; Stegmayer, K.; Wagner, G.; Maurer, M.; Mauritz, A.; Hein, A.; Berchtenbreiter, C.; Blotenberg, U.; Haslwimmer, T.; Wiederkehr, P.; Wehrli, M. (2010): Klärschlammfäulung und -verbrennung: Das Behandlungskonzept der Zukunft? – Ergebnisse einer Grundsatzstudie zum Stand der Klärschlammbehandlung, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 57(3), 252-258
- Schenk, C. (2011): Energetische Optimierung der Klärschlammfäulung durch eine Bilanzierung auf Basis der organischen Substanz, 17.12.2011, Masterthesis, TU Darmstadt, Darmstadt

- 
- Scheyer, N. (2016): Aerobe biologische Teilstrombehandlung – Schwarzwasser und Prozesswasser aus der Faulung, Dissertation, TU Darmstadt, in Vorbereitung
- Schimmel, G. (1987): Verwertung von Klärschlammaschen, Entfernung von Phosphaten aus Abwässern und Nutzbarmachung von Klärschlämmen, Hoechst AG
- Schmelz, K.-G. (2013): Spezifischer Klärschlammanfall und Bemessungsansätze für Schlammbehandlungsanlagen, Klärschlammbehandlung, DWA WasserWirtschafts-Kurse, O/4, 28.-30. Oktober 2013, Kassel
- Schmid, H. und Puxbaum, H. (1999): Emissionen von ozonbildenden und klimarelevanten Spurengasen aus Kläranlagen, Endbericht zum Projekt MA22-4510/99, Institut für Analytische Chemie, Abteilung Umweltanalytik, Technische Universität Wien, Wien, Österreich
- Schmid, H. und Puxbaum, H. (2000): Emissionen von ozonbildenden und klimarelevanten Spurengasen aus Kläranlagen, Endbericht Projekt MA22-4510/99, Technische Universität Wien, Wien, Österreich
- Schmidt, F. (1997): Investigation of the sewage load of a treatment plant in conjunction with the pretreatment of process water, European water pollution control, 7(3), 25-30
- Schmuck, S. (2014): Entwicklung einer Methodologie zur Quantifizierung der klimarelevanten Emissionen von Abwasseranlagen in Deutschland, Forum Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft Universität Duisburg-Essen, Heft 42, Shaker Verlag GmbH, Aachen
- Schneider, K.; Nogueria, R.; Rosenwinkel, K.-H. (2015): Legionellenbelastung im Abwasser – Vorkommen und Maßnahmen zur Reduzierung, Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (GWA), 236, 29/21-29/29
- Schwartz, T. und Alexander, J. (2014): Antibiotikaresistenzen in Abwasser – Nachweis und Vermeidung der Verbreitung, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, 61(3)
- SEF (2008): Rein in den Main, Stadtentwässerung Frankfurt am Main (SEF)
- Seibert-Erling, G. (2007): Energieanalysen als Instrumente zur Prozessoptimierung, Fachtagung „Ökoeffizienz in der Wasserwirtschaft – Schwerpunkt Energieoptimierung von Kläranlagen“, 19.11.2007, Kaiserslautern
- Shin, C.; Lee, E.; McCarty, P. L.; Bae, J. (2011): Effects of influent DO/COD ratio on the performance of an anaerobic fluidized bed reactor fed low-strength synthetic wastewater, Bioresour Technol, 102(21), 9860-9865
- Siegrist, H. und Joss, A. (2015): Energieoptimierung und Risiken für den Umweltschutz, Tagungsunterlagen IWAR 4, Abwasser- und Klärschlammbehandlung im Fokus der Energiewirtschaft der Zukunft, Darmstadt
- Souza, C. L.; Chernicharo, C. A.; Aquino, S. F. (2011): Quantification of dissolved methane in UASB reactors treating domestic wastewater under different operating conditions, Water Science and Technology, 64(11), 2259-2264
- Spies, P. (1986): Zur Interpretation von CSB-, TOC-Abbau und Faulgasentwicklung, GWF Wasser Abwasser, 127(5), 230-233
- Sterner, M. und Stadler, I. (2014): Energiespeicher – Bedarf, Technologien, Integration, Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg

- 
- STOWA (2010): Emissies van broeikasgassen van rwzi's, STOWA (Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer), Report 08-2010, Amersfoort, Nederlanden
- StromNZV (2014): Verordnung über den Zugang zu Elektrizitätsversorgungsnetzen (Stromnetzzugangsverordnung - StromNZV), zuletzt geändert am 21.07.2014
- Svardal, K. (2012): Die energieautarke Kläranlage, Wiener Mitteilungen, Band 226, Standortbestimmung in der Wassergütwirtschaft ÖWAV-Seminar Wien 2012, TU Wien, 28.-29. Februar 2012, Wien
- SYLVIS (2009): The Biosolids Emissions Assessment Model (BEAM): A method for Determining Greenhouse Gas Emissions from Canadian Biosolids Management Practices, New Westminster, Kanada
- Tchobanoglous (2003): Metcalf & Eddy, Wastewater engineering: treatment and reuse (4. Aufl.), McGraw-Hill, New York
- Techem (2011): Energiekennwerte 2011, Eschborn
- Teichgräber, B. und Hetschel, M. (2013): Bemessung der biologischen Abwasserreinigung nach DWA A 131, Tagungsunterlagen, Kläranlagentage 2013, 18.-19.06.2013, Bad Soden
- Ternes, T. (2004): Assessment of technologies for the removal of pharmaceuticals and personal care products in sewage and drinking water facilities to improve the indirect potable water reuse, Abschlussbericht POSEIDON-Projekt, www.eu-poseidon.com
- Ternes, T. A.; Janex-Habibi, M.-L.; Knacker, T.; Kreuzinger, N.; Siegrist, H. (2004): Assessment of Technologies for the Removal of Pharamaceuticals and Personal Care Products in Sewage and Drinking Water Facilities to Improve the Indirect Potable Water Reuse (POSEIDON) – Detailed report related to the overall project duration 2001-2004
- Tietz, H.-P. (2007): Systeme der Ver- und Entsorgung - Funktionen und räumliche Strukturen (1. Aufl.), Teubner, Wiesbaden
- Tilley, D. (2011): Aerobic Wastewater Treatment Processes, History and Development, IWA Publishing, London
- Tolksdorf, J.; Bieker, S.; Lu, D.; Wagner, M.; Cornel, P. (2015): SEMIZENTRAL (infrastructure solution for fast growing cities) – From scientific approach to implementation, Tagungsunterlagen, IWA Cities of the Future Conference – Transitions to the Urban Water Services of Tomorrow (TRUST), 28.-30.04.2015, Mühlheim a.d.R.
- Tyagi, R. D.; Couillard, D.; Tran, F. (1988): Heavy metals removal from anaerobically digested sludge by chemical and microbiological methods, Environmental Pollution, 50(4), 295-316
- Tyagi, R. D.; Sikati Foko, V.; Barnabe, S.; Vidyarthi, A. S.; Valéro, J. R.; Surampalli, R. Y. (2002): Simultaneous production of biopesticide and alkaline proteases by *Bacillus thuringiensis* using sewage sludge as a raw material, Water Science and Technology, 46(10), 247-254
- UBA (2008): Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen, Texte 11-08, Forschungsbericht 205 26 307, von Haberkern, B., Maier, W., Schneider, U., Dessau-Roßlau
- UBA (2010): Energieziel 2050: 100% Strom aus erneuerbaren Quellen, Forschungsprojekt „Modellierung einer 100-Prozent erneuerbaren Stromerzeugung in 2050“, FKZ 363 01 277, Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau

- 
- UBA (2011): CO<sub>2</sub>-Emissionsminderung durch Ausbau, informationstechnische Vernetzung und Netzoptimierung von Anlagen dezentraler, fluktuierender und erneuerbarer Energienutzung in Deutschland, FKZ 3707 46 100, UBA-FB 001550, Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau
- UBA (2012a): Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger - Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2012, Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau
- UBA (2012b): Glossar zum Ressourcenschutz, Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau
- UBA (2014a): Climate Change and the Kyoto Protocol 2014, National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990 - 2012, Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau
- UBA (2014b): Emissionen ausgewählter Treibhausgase nach Quellkategorien (in Millionen Tonnen), abgerufen am 13.12.2014, [www.umweltbundesamt.de/daten/klimawandel/treibhausgas-emissionen-in-deutschland/methan-emissionen](http://www.umweltbundesamt.de/daten/klimawandel/treibhausgas-emissionen-in-deutschland/methan-emissionen)
- UBA (2014c): Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 bis 2013, Climate Change 23/2014, Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau
- UBA (2014d): Monitoring von Klärschlammmonverbrennungsaschen hinsichtlich ihrer Zusammensetzung zur Ermittlung ihrer Rohstoffrückgewinnungspotentiale und zur Erstellung von Referenzmaterial für die Überwachungsanalytik, TEXTE 49/2014, FKZ 37 11 33 321, UBA-FB 001951, Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau
- UBA (2014e): Wassersparen in Privathaushalten: Sinnvoll, ausgereizt, übertrieben?, Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau
- UKWIR (2009): Workbook for Estimating Operational GHG Emissions Volume 3, UK Water Industry Research Limited, London, Großbritannien
- UN (2012): The Millennium Development Goals Report, United Nations, New York
- UN (2013): World Population Prospects, The 2012 Revision, Highlights and Advance, Tables, Department of Economic and Social Affairs, New York, USA
- UN (2014): UN World Water Day 2014, abgerufen am 01.02.2014, [www.unwater.org/worldwaterday/](http://www.unwater.org/worldwaterday/)
- UNDP (2009): The energy access situation in developing countries: A review focusing on the least developed countries and Sub-Saharan Africa, United Nations Development Programme and World Health Organization, New York, USA
- UNESCO (2011): Water Ethics and Water Resource Management, UNESCO Bangkok
- USDoE (2006): U.S. Department of Energy (USDoE), Energy demands of water resources, report to congress on the interdependency of energy and water, USA
- USGS (2009): U.S. Geological Survey: Summary of Estimated Water Use in the United States in 2005, Fact Sheet 2009-3098, USA
- VDE (2012): Erneuerbare Energie braucht flexible Kraftwerke – Szenarien bis 2020, Verband der Elektrotechnik Elektronik Informationstechnik e.V. (VDE), Frankfurt am Main

- 
- VDI (2000): VDI 2067 – Wirtschaftlichkeit gebäudetechnischer Anlagen, Nutzenergiebedarf für die Trinkwassererwärmung, Blatt 12
- VDI (2006): Fermentation of organic materials – Characterisation of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests, VDI-Richtlinie VDI 4630, Verein Deutscher Ingenieure (VDI), Düsseldorf, Germany
- Vesilind, P. A. (1979): Treatment and Disposal of Wastewater Sludges, Ann Arbor Science, Ann Arbor
- Vickers, A. (2001): Handbook of water use and conservation: Homes, landscapes, businesses, industries, farms (1. Aufl.), Waterplow Press, Amherst
- Vinnerås, B. (2001): Faecal separation and urine diversion for nutrient management of household biodegradable waste and wastewater, Swedish University of Agricultural Sciences Department of Agricultural Engineering, Uppsala, Schweden
- Vinnerås, B.; Palmquist, H.; Balmér, P.; Jönsson, H. (2006): The characteristics of household wastewater and biodegradable solid waste – A proposal for new Swedish design values, Urban Water Journal, 3(1), 3-11
- Volz, M. (2014): Möglichkeiten und Grenzen einer weitergehenden Abwasserbehandlung für Kläranlagen mit Festbettbiologien, 10.03.2014, Masterthesis, TU Darmstadt, Darmstadt
- Voutchkov, N. (2012): Energy use of seawater desalination – current status and future trends, in: Lazarova, V.; Choo, K.-H.; Cornel, P.: Water-energy interactions in water reuse, IWA Publishing, London
- Wagner, M. (1997): Abwasserreinigung- gestern, heute, morgen, Antrittsvorlesung, Darmstadt
- Wagner, M.; Scherer, C.; Brennholt, N.; Reifferscheid, G. (2015): Effekte von Mikroplastik auf Süßwasserorganismen, Gewässerschutz – Wasser – Abwasser (GWA), 236, 35/31-35/33
- Walsh, K. und McLaughlan, R. (1999): Bubble Extraction of Dissolved Gases from Groundwater Samples, Water, Air, and Soil Pollution, 115(1-4), 525-534
- Wang, J. H.; Zhang, J.; Xie, H. J.; Qi, P. Y.; Ren, Y. G.; Hu, Z. (2011): Methane emissions from a full-scale A/A/O wastewater treatment plant, Bioresource Technology, 102(9), 5479-5485
- WAR (2010): Klärschlammfäulung und -verbrennung: das Behandlungskonzept der Zukunft? Ergebnisse einer Grundsatzstudie der Städte Augsburg, Frankfurt am Main, Karlsruhe, Mannheim, München, Stuttgart und Zürich, 85. Darmstädter Seminar Abwassertechnik, Schriftenreihe IWAR, 204
- Weber, B.; Cornel, P.; Wagner, M. (2007): Semi-centralised supply and treatment systems for (fast growing) urban areas, Water Science and Technology, 55(1-2), 349-356
- WEF (2009): Wastewater Solids Incineration Systems, Manual of Practice no. 30, WEF Press, Alexandria
- WEF (2010): Design of municipal wastewater treatment plants, Water Environment Federation Design of Municipal Wastewater Treatment Plants Task Force, American Society of Civil Engineers, WEF Press, Alexandria
- Weiland, H. und Kalmbach, K. (1966): Die Anlage der Stadt Lousanne zur Verbrennung von Abwasserschläm nach dem Wirbelschichtverfahren, Brennstoff, Wärme, Kraft, 5(18)

- 
- Wentzke, M. (2014): Methanschluß: Wo geht Methan im Biogas-BHKW „verloren“?, IG Biogasmotoren e.V., Hamburg
- Westerhoff, P.; Lee, S.; Yang, Y.; Gordon, G. W.; Hristovski, K.; Halden, R. U.; Herckes, P. (2015): Characterization, Recovery Opportunities, and Valuation of Metals in Municipal Sludges from U.S. Wastewater Treatment Plants Nationwide, Environmental Science & Technology
- WHG (2009): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG)
- Wiebusch, B. (1999): Stoffliche Verwertung von Wirbelschichtaschen aus der Klärschlammverbrennung in der grobkeramischen Industrie, Dissertation, Schriftenreihe ISAH – Hannover, 108
- Wiedenhöft, C. (2014): Legionellenepidemie in Warstein – Auswirkungen für die Abwassereinleiter, Teil 1, 32. Bochumer Workshop Siedlungswasserwirtschaft Mikroschadstoffe und Krankheitserreger aus Abwasser entfernen, Schriftenreihe Siedlungswasserwirtschaft SIWAWI – Ruhr-Universität Bochum, 67
- Wilkinson, R. (2000): Methodology for analysis of the energy intensity of California's water system – An assessment of multiple potential benefits through integrated water-energy efficiency measures
- WitW (2013): Water in the West, Water and Energy Nexus: A Literature Review, Stanford University, USA
- Woess-Galasch, S.; Enzinger P.; Jungmeier, G.; Padinger, R. (2007): Treibhausgasemissionen aus Biogasanlagen, Institut für Energieforschung, Graz
- World-Energy-Council (2010): Water for Energy, ISBN 978-0-946121-10-6, Großbritannien
- Wouda, T. W. M. und Boley, F. M. (1989): Der CSB als Größe für den Heizwert von Klärschlamm gwf Wasser Abwasser, 130(12)
- WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik
- Yeshi, C.; Leng, L. C.; Li, L.; Yingjie, L.; Seng, L. K.; Ghani, Y. A.; Long, W. Y. (2013): Mass flow and energy efficiency in a large water reclamation plant in Singapore, Journal of Water Reuse and Desalination, 3(4), 402-409
- Yüce, S.; Kazner, C.; Hochstrat, R.; Wintgens, T.; Melin, T. (2012): Water reuse versus seawater desalination – evaluation of the economic and environmental viability, in: Lazarova, V.; Choo, K.-H.; Cornel, P.: Water-energy interactions in water reuse, IWA Publishing, London
- Zanoni, A. E. und Mueller, D. L. (1982): Calorific Value of Wastewater Plant Sludges, Journal of the Environmental Engineering Division, 108(1), 187-195
- Zeig, C. (2014): Stoffströme der Co-Vergärung in der Abwasserwirtschaft, Dissertation, Schriftenreihe IWAR, 226
- Zeig, C.; Kopf, U.; Schaum, C.; Cornel, P.; Bauer, K.-H. (2012): Ermittlung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) von Klärschlamm und Co-Substrat: Von der Probenvorbehandlung zur Analyse, Vom Wasser, 110(1)



---

## 6 Publikationen und Tagungen im Rahmen der Habilitation (Auswahl)

---

### *Internationale Publikationen/Zeitschriften (peer-reviewed journals)*

Schaum, C.; Lensch, D.; Cornel, P. (2016): Evaluation of the energetic potential of sewage sludge by characterization of its organic composition, *Water Science and Technology*, doi: 10.2166/wst.2016.188, IWA Publishing

Schaum, C. und Cornel, P. (2016): *Abwasserbehandlung der Zukunft: Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz*, Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft, doi: 10.1007/s00506-016-0296-5, Springer, Wien, Österreich

Schaum, C.; Fundneider, T.; Cornel, P. (2015): Analysis of Methane Emissions from Digested Sludge, *Water Science and Technology*, doi: 10.2166/wst.2015.644, IWA Publishing

Schaum, C.; Lensch, D.; Bolle, P.-Y.; Cornel, P. (2015): Sewage Sludge Treatment: Evaluation of the Energy Potential and Methane Emissions by COD Balancing, *Journal of Water Reuse and Desalination*, doi:10.2166/wrd.2015.129, IWA Publishing

Lensch, D.; Schaum, C.; Cornel, P. (2015): Examination of food waste co-digestion to manage the peak in energy demand at wastewater treatment plants, *Water Science and Technology*, doi: 10.2166/wst.2015.531, IWA Publishing

Schaum, C.; Lensch, D.; Cornel, P. (2014): Water Reuse and Reclamation: A Contribution to Energy Efficiency in the Water Cycle, *Journal of Water Reuse and Desalination*, doi:10.2166/wrd.2014.159, IWA Publishing

Meda, A.; Lensch, D.; Schaum, C.; Cornel, P. (2012): Energy and Water: Relations and Recovery Potential, in: Lazarova, V.; Choo, K.-H.; Cornel, P.: *Water-Energy Interactions in Water Reuse*, IWA Publishing

### *Internationale Tagungen/Präsentationen*

Lensch, D.; Schaum, C.; Cornel, P. (2014): Target-oriented Co-digestion - Possibilities to manage the peak in energy demand, IWA Specialist Conference „Global Challenges: Sustainable Wastewater Treatment and Resource Recovery“, 26.-30. Oktober, 2014, Kathmandu, Nepal

Schaum, C.; Lensch, D.; Bolle, P.-Y.; Cornel, P. (2014): Sewage Sludge Treatment: Evaluation of the Energy Potential and Methane Emissions by COD Balancing, World Water Congress & Exhibition, 21.-26. September 2014, Lissabon, Portugal

Schaum, C.; Lensch, D.; Cornel, P. (2013): Energy Resource Sewage Sludge: The Relevance of the Heating Value and the Impact of Sludge Treatment Processes, IWA Specialized Conference – Holistic Sludge Management, 06.-08. Mai 2013, Västerås, Schweden

Lensch, D.; Schaum, C.; Cornel, P. (2013): An integrated view of sludge treatment processes: Organic matter and its influence, IWA Specialized Conference – Holistic Sludge Management, 06.-08. Mai 2013, Västerås, Schweden

Zeig, C.; Schaum, C.; Lensch, D.; Cornel, P. (2012): Development of Process Parameters for a Combined Digestion of Sewage Sludge and Co-Substrates, IWA World Congress on Water, Climate and Energy, 13.-18. Mai 2012, Dublin, Irland

---

### *Nationale Publikationen/Zeitschriften*

Durth, A.; Hartmann, K. H. ; Kolvenbach, F.-J.; Lehmann, S.; Lemmel, P.; Lensch, D.; Otte-Witte, R.; Schaum, C.; Chwastek, B.; Grigoryan, G. (2014/2015):

Abwasser und Klärschlamm in Deutschland - statistische Betrachtungen, Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KEK-1.2 „Statistik“, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, Nr. 12 (Dezember) und Nr. 1 (Januar), Hennef

Pinnekamp, J.; Baumann, P.; Cornel, P.; Everding, W.; Göttlicher-Schmidle, U.; Heinzmann, B.; Jardin, N.; Londong, J.; Meyer, C.; Mocker, M.; Montag, D.; Müller-Schaper, J.; Petzet, S.; Schaum, C. (2013):

Stand und Perspektiven der Phosphorrückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm – Teil 1 und Teil 2, 2. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe KEK-1.1 „Wertstoffrückgewinnung aus Abwasser und Klärschlamm“, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, Nr. 10 (Oktober) und Nr. 11 (November), Hennef

Zeig, C.; Kopf, U.; Schaum, C.; Cornel, P.; Bauer, K.-H. (2012):

Ermittlung des chemischen Sauerstoffbedarfs (CSB) von Klärschlamm und Co-Substrat: Von der Probenvorbehandlung zur Analyse, Vom Wasser, Volume 110, Nr. 1, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim

Schaum, C. und Lux, J. (2011):

Dewatering and Drying, in: Thomé-Kozmiensky, K. J.; Pelloni, L.: Waste Management, Volume 2, TK Verlag, Nietwerder/Neuruppin

Schaum, C.; Schröder, L.; Lux, J.; Fehrenbach, H.; Reinhardt, J.; Cornel, P.; Kristeller, W.; Schmid, S.; Götz, R.; Himmelein, D.; Scholl, B.; Stegmayer, K.; Wagner, G.; Maurer, M.; Mauritz, A.; Hein, A.; Berchtenbreiter, C.; Blotenberg, U. (2010):

Klärschlammfäulung und -verbrennung: Das Behandlungskonzept der Zukunft? – Ergebnisse einer Grundsatzstudie zum Stand der Klärschlammbehandlung, KA – Korrespondenz Abwasser, Abfall, Nr. 3 (März), Hennef

### *Nationale Tagungen/Präsentationen*

Schaum, C.; Lutze, R.; Rühl, J.; Cornel, P. (2015):

Klärschlammbehandlung der Zukunft: Flexible Energieerzeugung und Ressourcenschutz, DWA Energietage - Abwasser und Biogas, 08.-09. September 2015, Wuppertal

Schaum, C.; Cornel, P.; Lensch, D.; Lutze, R.; Rühl, J.; John, W. (2015):

Aufgaben und Ziele einer zukunftsfähigen Abwasserbehandlung: Gewässer- und Ressourcenschutz, Tagungsunterlagen IWAR 4, 03. März 2015, Abwasser- und Klärschlammbehandlung im Fokus der Energiewirtschaft der Zukunft, Darmstadt

Schaum, C. und Cornel, P. (2013):

Wertstoffgewinnung aus Klärschlämmen, DWA WasserWirtschaftskurs O/4 Klärschlammbehandlung: Techniken, Wertstoffe, Perspektiven, 28.-30. Oktober 2013, Kassel

Schaum, C. und Cornel, P. (2012):

Klärschlamm: Phosphorressource der Zukunft?, BWK-Bundeskongress 2012, 20.-22. September 2012, Wiesbaden

Schaum, C. und Lux, J. (2011):

Neue Trends bei der Klärschlammbehandlung, Fachtagung Schlammfäulung statt aerober Stabilisierung – Trend der Zukunft?, 22. November 2011, Schriftenreihe des Fachgebiets Siedlungswasserwirtschaft der TU Kaiserslautern, Band 30, Kaiserslautern

## In der Schriftenreihe IWAR sind erschienen:

WAR 1	Brunnenalterung Wassertechnisches Seminar am 13.10.1978, TH Darmstadt, 1980	10,30 €
WAR 2	Festschrift zum 60. Geburtstag von Prof. Dr.-Ing. Günther Rincke. TH Darmstadt, 1979	vergriffen
WAR 3	Gniodorsch, Lothar Georg: Ein Beitrag über den Einfluß der in Abhängigkeit von der verfahrensmäßigen Durchführung der biologischen Abwasserreinigung bedingten Schlammeigenschaften auf die Schlammmentwässerung und anschließende Verbrennung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1979	vergriffen
WAR 4	Grundwassergewinnung mittels Filterbrunnen. 2. Wassertechnisches Seminar am 11.04.1980, TH Darmstadt, 1981	vergriffen
WAR 5	Rudolph, Karl-Ulrich: Die mehrdimensionale Bilanzrechnung als Entscheidungsmodell der Wassergütwirtschaft. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1980	vergriffen
WAR 6	Hantke, Hartmut: Vergleichende Bewertung von Anlagen zur Grundwasseranreicherung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1981	vergriffen
WAR 7	Riegler, Günther: Eine Verfahrensgegenüberstellung von Varianten zur Klärschlammstabilisierung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1981	vergriffen
WAR 8	Technisch-wissenschaftliche Grundlagen für Wasserrechtsverfahren in der öffentlichen Wasserversorgung. 3. Wassertechnisches Seminar am 05. und 06.03.1981, TH Darmstadt, 1982	25,60 €
WAR 9	Geruchsemissionen aus Abwasseranlagen. 4. Wassertechnisches Seminar am 15.10.1981, TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 10	Stadtplanung und Siedlungswasserwirtschaft in Entwicklungsländern.- Aspekte der Projektdurchführung. Vorträge in den Jahren 1980 - 1981. TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 11	Hierse, Wilfried: Untersuchungen über das Verhalten phosphathaltiger Schlämme unter anaeroben Bedingungen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	vergriffen

WAR 12	Gossel, Hans: Untersuchungen zum Verhalten von Belebungsanlagen bei Stoßbelastungen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 13	Hanel, Robert: Der Sauerstoffeintrag und seine Messung beim Belebungsverfahren unter besonderer Beachtung der Viskosität und Oberflächenspannung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 14	Cichorowski, Georg: Regionale Differenzierung in der Gewässergütwirtschaft. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	23,-- €
WAR 15	Schreiner Horst: Stofftausch zwischen Sediment und Wasserkörper in gestauten Fließgewässern. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	25,60 €
WAR 16	Grundwasserbewirtschaftung - Grundwassermodelle, Grundwasseranreicherung. 5. Wassertechnisches Seminar am 08.10.1982, TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 17	Rüthrich, Wulf: Abhängigkeit des Verhaltens der Wohnbevölkerung von Verkehrsimmissionen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 18	Hill, Stefan: Untersuchungen über die Wechselwirkungen zwischen Porenverstopfung und Filterwiderstand mittels Tracermessungen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1983	25,60 €
WAR 19	Kaltenbrunner, Helmut: Wasserwirtschaftliche Auswirkungen der Kühlverfahren von Kraftwerken und von Abwärmeeinleitungen in Fließgewässern. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1983	25,60 €
WAR 20	Roeles, Gerd: Auswirkungen von Müllverbrennungsanlagen auf die Standortumgebung - Analyse der Wahrnehmungen von Störungen und Belästigungen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1982	vergriffen
WAR 21	Niehoff, Hans-Hermann: Untersuchungen zur weitergehenden Abwasserreinigung mit vorwiegend biologischen Verfahrensschritten unter besonderer Berücksichtigung der Grundwasseranreicherung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1983	vergriffen

WAR 22	Biologische Verfahren in der Wasseraufbereitung. 6. Wassertechnisches Seminar am 06.04.1984, TH Darmstadt, 1985	vergriffen
WAR 23	Optimierung der Belüftung und Energieeinsparung in der Abwassertechnik durch Einsatz neuer Belüftungssysteme. 7. Wassertechnisches Seminar am 16.11.1984, TH Darmstadt, 1985	vergriffen
WAR 24	Wasserverteilung und Wasserverluste. 8. Wassertechnisches Seminar am 30.05.1985, TH Darmstadt, 1985	vergriffen
WAR 25	Professor Dr. rer. nat. Wolters zum Gedächtnis - 1. Januar 1929 bis 26. Februar 1985. Beiträge von Kollegen, Schülern und Freunden. TH Darmstadt, 1986	vergriffen
WAR 26	Naturnahe Abwasserbehandlungsverfahren im Leistungsvergleich - Pflanzenkläranlagen und Abwasserteiche. 9. Wassertechnisches Seminar am 07.11.1985, TH Darmstadt, 1986	vergriffen
WAR 27	Heuser, Ernst-Erich: Gefährdungspotentiale und Schutzstrategien für die Grundwasser- vorkommen in der Bundesrepublik Deutschland. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1986	vergriffen
WAR 28	Rohrleitungen und Armaturen in der Wasserversorgung. 10. Wassertechnisches Seminar am 24.04.1986, TH Darmstadt, 1986	vergriffen
WAR 29	Bau, Kurt: Rationeller Einsatz der aerob-thermophilen Stabilisierung durch Rohschlamm-Vorentwässerung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1986	vergriffen
WAR 30	Wehenpohl, Günther: Selbsthilfe und Partizipation bei siedlungswasserwirtschaftlichen Maßnahmen in Entwicklungsländern - Grenzen und Möglichkeiten in städtischen Gebieten unterer Einkommenschichten. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1987	vergriffen
WAR 31	Stickstoffentfernung bei der Abwasserreinigung - Nitrifikation und Denitrifikation. 11. Wassertechnisches Seminar am 13.11.1986, TH Darmstadt, 1987	vergriffen

WAR 32	Neuere Erkenntnisse beim Bau und Betrieb von Vertikalfilterbrunnen. 12. Wassertechnisches Seminar am 14.05.1987, TH Darmstadt, 1987	vergriffen
WAR 33	Ist die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung nutzbringende Düngung oder preiswerte Abfallbeseitigung? Standpunkte und Argumente. 13. Wassertechnisches Seminar am 12.11.1987, TH Darmstadt, 1988	vergriffen
WAR 34	Automatisierung in der Wasserversorgung - auch für kleinere Unternehmen 14. Wassertechnisches Seminar am 09.06.1988, TH Darmstadt, 1988	33,20 €
WAR 35	Erkundung und Bewertung von Altlasten-Kriterien und Untersuchungsprogrammen. 15. Wassertechnisches Seminar am 12.10.1988, TH Darmstadt, 1989	vergriffen
WAR 36	Bestimmung des Sauerstoffzufuhrvermögens von Belüftungssystemen in Reinwasser und unter Betriebsbedingungen. Workshop am 15. u. 16.03.1988, TH Darmstadt, 1989	vergriffen
WAR 37	Belüftungssysteme in der Abwassertechnik - Fortschritte und Perspektiven. 16. Wassertechnisches Seminar am 10.11.1988, TH Darmstadt, 1989	vergriffen
WAR 38	Farinha, Joao António Muralha Ribeiro: Die stufenweise Versorgung mit Anlagen der Technischen Infrastruktur in Abhängigkeit von der Entwicklung der sozioökonomischen Verhält- nisse der Bevölkerung - dargestellt am Beispiel der Bairros Clandestinos der Region Lissabon. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1989	vergriffen
WAR 39	Sicherstellung der Trinkwasserversorgung Maßnahmen und Strategien für einen wirksamen Grundwasserschutz zur langfristigen Erhaltung der Grundwassergewinnung. 17. Wassertechnisches Seminar am 01.06.1989, TH Darmstadt, 1989	33,20 €
WAR 40	Regenwassernutzung in privaten und öffentlichen Gebäuden -Qualitative und quantitative Aspekte, technische Anlagen. Studie für den Hessischen Minister für Umwelt und Reaktorsicherheit. TH Darmstadt, 1981	vergriffen

WAR 41	Folgenutzen kontaminierter Betriebsflächen unter besonderer Berücksichtigung der Sanierungsgrenzen. 18. Wassertechnisches Seminar am 11.10.1989, TH Darmstadt, 1989	vergriffen
WAR 42	Privatisierung öffentlicher Abwasseranlagen - Ein Gebot der Stunde? 19. Wassertechnisches Seminar am 09.11.1989, TH Darmstadt, 1989	30,70 €
WAR 43	Pöpel, H. Johannes; Joachim Glasenapp; Holger Scheer: Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen zur Stickstoff- elimination. Gutachten für das Hess. Ministerium für Umwelt und Reaktorsicherheit. TH Darmstadt, 1990	35,80 €
WAR 44	Abfallentsorgung Hessen. Standpunkte - Gegensätze – Perspektiven. Abfallwirtschaftliches Symposium am 31.10.1989, TH Darmstadt, 1990	30,70 €
WAR 45	Brettschneider, Uwe: Die Bedeutung von Sulfaten in der Siedlungswasserwirtschaft und ihre Entfernung durch Desulfurikation. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1990	vergriffen
WAR 46	Grabenlose Verlegung und Erneuerung von nicht begehbaren Leitungen - Verfahren, Anwendungsgrenzen, Erfahrungen und Perspektiven. 20. Wassertechnisches Seminar am 29.03.1990, TH Darmstadt, 1990	35,80 €
WAR 47	Härtel, Lutz: Modellansätze zur dynamischen Simulation des Belebtschlamm- verfahrens. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1990	vergriffen
WAR 48	Pflanzenkläranlagen - besser als ihr Ruf? 21. Wassertechnisches Seminar am 18.09.1990, TH Darmstadt, 1990	vergriffen
WAR 49	Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) in der Wasserwirtschaft - administrativer Wildwuchs oder ökologische Keule? Dokumentation der Beiträge zum Interdisziplinären Kolloquium am 23.02.1990 und zum Sachverständigengespräch am 23.02.1990, TH Darmstadt, 1991	vergriffen
WAR 50	UVP in der abfallwirtschaftlichen Planung. 22. Wassertechnisches Seminar am 18.10.1990, TH Darmstadt, 1991	vergriffen

WAR 51	Biologische und chemische Phosphatelimination - Technische Möglichkeiten und Grenzen. 23. Wassertechnisches Seminar am 15.11.1990, TH Darmstadt, 1991	35,80 €
WAR 52	Pöpel, H. Johannes; Tankred Börner: Wurzelraum-Modellanlage Hofgeismar-Beberbeck - Pilotprojekt des Landes Hessen. Gutachten für das Hess. Ministerium für Umwelt und Reaktorsicherheit. TH Darmstadt, 1991	30,70 €
WAR 53	Wagner, Martin: Einfluß oberflächenaktiver Substanzen auf Stoffaustauschmechanismen und Sauerstoffeintrag. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1991	35,80 €
WAR 54	Belüftungssysteme in der Abwassertechnik 1991 - Fortschritte und Perspektiven. 1. gemeinsames Abwassertechnisches Seminar mit der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 11. und 12.04. 1991 in Weimar, TH Darmstadt, 1991	30,70 €
WAR 55	Neuere gesetzliche Anforderungen und moderne technische Lösungen zur Sicherung der Wasserversorgung - Erkennen, Vermeiden und Beseitigen von Schadstoffen. 24. Wassertechnisches Seminar am 16.05.1991 TH Darmstadt, 1991	vergriffen
WAR 56	Zhang, Jiansan: Energiebilanzierung anaerob-mesophiler Stabilisierungsanlagen mit vorgeschalteter aerob-thermophiler Stufe. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1991	vergriffen
WAR 57	Glaserapp, Joachim: Leistungsfähigkeit und Wirtschaftlichkeit von Verfahrensvarianten zur Stickstoffelimination beim Belebtschlammverfahren. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1992	vergriffen
WAR 58	Börner, Tankred: Einflußfaktoren für die Leistungsfähigkeit von Pflanzenkläranlagen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1992	vergriffen
WAR 59	Erzmann, Michael: Untersuchungen zur biologischen Elimination von chlorierten Lösemitteln aus Abwasser. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1992	35,80 €
WAR 60	Erfassung und Sanierung schadhafter Abwasserkanäle. 26. Wassertechnisches Seminar am 28.11.1991, TH Darmstadt, 1992	35,80 €

WAR 61	Realisierung von Entsorgungsanlagen Umsetzungsprobleme und Lösungsansätze aus planerischer, verwaltungsrechtlicher und politischer Sicht. 25. Wassertechnisches Seminar am 07.11.1991, TH Darmstadt, 1992	vergriffen
WAR 62	Koziol, Matthias: Umwelteffekte durch Förderung von Energieeinsparmaßnahmen in innerstädtischen Althausgebieten. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1992	25,60 €
WAR 63	Lautner, Gerd: Einführung in das Bauordnungsrecht. 7. erw. Auflage TH Darmstadt, 1992	vergriffen
WAR 64	Abwasserkanäle - Bemessung, Ausführung, Sanierung. 2. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 18. und 19.03.1992 in Weimar, TH Darmstadt, 1992	vergriffen
WAR 65	Optimierung der Grundwassergewinnung über Filterbrunnen Neue Bau- und Betriebserkenntnisse. 27. Wassertechnisches Seminar am 21.05.1992, TH Darmstadt, 1992	40,90 €
WAR 66	Klärschlammbehandlung und Klärschlammentsorgung -Stand und Entwicklungstendenzen. 31. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 12.11.1992, TH Darmstadt, 1992	35,80 €
WAR 67	Kreislaufwirtschaft Bau - Stand und Perspektiven beim Recycling von Baurestmassen. 32. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 09.03.1993, TH Darmstadt, 1993	30,70 €
WAR 68	Bewertung von Geruchsemissionen und -immissionen. 29. Darmstädter Seminar -Immissionsschutz- am 08.10.1992, TH Darmstadt, 1993	25,60 €
WAR 69	Möglichkeiten und Grenzen der Klärschlammentsorgung. 3. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 31.03. und 01.04.1993, TH Darmstadt, 1993	46,-- €
WAR 70	Sichere Wasserversorgung durch moderne Rohrleitungstechnik. 33. Darmstädter Seminar -Wasserversorgungstechnik- am 11.03.1993, TH Darmstadt, 1993	30,70 €

WAR 71	Aktuelle Aufgaben der Abwasserreinigung und Schlammbehandlung. 35. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 05. + 06.05.1993, TH Darmstadt, 1993	46,- €
WAR 72	Raumordnungsverfahren mit Umweltverträglichkeitsprüfung und Umweltleitbilder für die Landes- und Regionalplanung. 28. und 30. Darmstädter Seminar -Raumplanung- am 17.09. und 05.11.1992, TH Darmstadt, 1993	40,90 €
WAR 73	Grohmann, Walter: Vergleichende Untersuchungen von Belüftungs- und Durchmischungs- systemen zur bioverfahrenstechnischen Optimierung der aerob- thermophilen Stabilisation (ATS). Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1993	35,80 €
WAR 74	Dioxinimmissionen und Quellen . 34. Darmstädter Seminar -Immissionsschutz- am 15.04.1993, TH Darmstadt, 1994	30,70 €
WAR 75	Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen Optimierung, Prozeß- stabilität, Kosteneinsparung. 36. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 04.11.1993 in Darmstadt und 5. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 23. und 24.03.1994 in Weimar, TH Darmstadt, 1994	46,- €
WAR 76	Umweltgerechte Ausweisung und Erschließung von Gewerbegebieten. 4. gemeinsames Seminar -Umwelt- und Raumplanung- mit der Fakultät Architektur, Stadt- und Regionalplanung der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 08. und 09.09.1993 in Weimar, TH Darmstadt, 1994	vergriffen
WAR 77	Von der Umweltverträglichkeitsprüfung zum kooperativen Planungs- management. Das Scoping-Verfahren als erste Stufe!? 37. Darmstädter Seminar -Umwelt- und Raumplanung- am 11.11.1993, TH Darmstadt, 1994	vergriffen
WAR 78	Modellbildung und intelligente Steuerungssysteme in der Umwelttechnik. 38. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 24.02.1994, TH Darmstadt, 1994	25,60 €
WAR 79	Brauchwassernutzung in Haushalten und Gewerbebetrieben - Ein Gebot der Stunde? 39. Darmstädter Seminar -Wasserversorgungstechnik- am 17.03.1994, TH Darmstadt, 1994	25,60 €

WAR 80	Restabfallbehandlung in Hessen. 41. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- mit dem Hessischen Ministerium für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten -HMUEB- am 16.06.1994, TH Darmstadt, 1994	vergriffen
WAR 81	Umweltbeeinflussung durch biologische Abfallbehandlungsverfahren. 42. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- mit dem Institut für Hygiene der FU Berlin und dem Institut für Meteorologie der TH Darmstadt am 08. und 09.09.1994 in Berlin, TH Darmstadt, 1994	46,- €
WAR 82	Zeitgemäße Planung von Anlagen der Ortsentwässerung - Kanäle, Bauwerke, Sonderbauwerke. 6. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Hochschule für Architektur und Bauwesen Weimar am 15. und 16.03.1995 in Weimar, TH Darmstadt, 1995	vergriffen
WAR 83	Grundwasseranreicherung - Stand der Technik und neuere Entwicklungen. 44. Darmstädter Seminar -Wasserversorgungstechnik- mit dem Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. -DVGW- am 26.04.1994, TH Darmstadt, 1995	30,70 €
WAR 84	Auswirkungen der Phosphorelimination auf die Schlammbehandlung. Theoretische Erkenntnisse und praktische Erfahrungen. Workshop vom 24. bis 25. November 1994, TH Darmstadt, 1995	30,70 €
WAR 85	Stickstoffelimination mit oder ohne externe Substrate ? - Erfahrungen und Überlegungen. 43. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- in Abstimmung mit der Abwassertechnischen Vereinigung e.V. (ATV) am 09.11.1994, TH Darmstadt, 1995	35,80 €
WAR 85	Stickstoffelimination mit oder ohne externe Substrate ? - Erfahrungen und Überlegungen. 2. Auflage. Wiederholung des 43. Darmstädter Seminars -Abwassertechnik- in Abstimmung mit der Abwassertechnischen Vereinigung e.V. (ATV) am 01.02.1996 in Düsseldorf, TH Darmstadt, 1996	35,80 €
WAR 86	Möglichkeiten und Grenzen der Einsparung von Investitions- und Betriebskosten bei der Abwasserbehandlung. 47. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 15.11.1995, TH Darmstadt, 1995	40,90 €

WAR 87	Jardin, Norbert: Untersuchungen zum Einfluß der erhöhten biologischen Phosphor- elimination auf die Phosphordynamik bei der Schlammbehandlung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1996	35,80 €
WAR 88	Thermische Restabfallbehandlung für kleine Planungsräume. 45. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 22.06.1995 in Hanau, TH Darmstadt, 1996	35,80 €
WAR 89	Ferber, Uwe: Aufbereitung und Revitalisierung industrieller Brachflächen in den traditionellen Industrieregionen Europas. Sonderprogramme im Vergleich. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt 1996	25,60 €
WAR 90	Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen. 48. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 29.02.1996, TH Darmstadt, 1996	vergriffen
WAR 91	Neuere Erkenntnisse bei Planung, Bau, Ausrüstung und Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen. 7. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar am 11. und 12.09.1996 in Weimar, TH Darmstadt, 1996	40,90 €
WAR 92	Hygiene in der Abfallwirtschaft. 50. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 17.10.1996, TH Darmstadt, 1996	30,70 €
WAR 93	Europäische Richtlinien und Normen zur Abwassertechnik - Konsequenzen und Folgerungen für die Praxis in Deutschland. 51. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 14.11.1996, TH Darmstadt, 1996	25,60 €
WAR 94	Dickhaut, Wolfgang: Möglichkeiten und Grenzen der Erarbeitung von Umwelt- qualitätszielkonzepten in kooperativen Planungsprozessen. Durchführung und Evaluierung von Projekten. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt 1996	30,70 €
WAR 95	Lautner, Gerd: Einführung in das Bauordnungsrecht. 8. erw. und aktual. Auflage, TH Darmstadt, 1997	15,40 €
WAR 96	Reichert, Joachim: Bilanzierung des Sauerstoffeintrags und des Sauerstoffverbrauchs mit Hilfe der Abluftmethode. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt 1997	46,-- €

WAR 97	Kuchta, Kerstin: Produktion von Qualitätsgütern in der Abfallbehandlung. Dargestellt am Beispiel der Produktion in der thermischen Abfallbehandlung. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt 1997	30,70 €
WAR 98	Görg, Horst: Entwicklung eines Prognosemodells für Bauabfälle als Baustein von Stoffstrombetrachtungen zur Kreislaufwirtschaft im Bauwesen. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1997	46,-- €
WAR 99	Tiebel-Pahlke, Christoph: Abfallentsorgungsplanung – Beeinflussung der Umweltauswirkungen von Deponien. Dissertation, FB 13, TH Darmstadt, 1997	30,70 €
WAR 100	Wagner, Martin: Sauerstoffeintrag und Sauerstofftrag von Belüftungssystemen und deren Bestimmung mit modernen Meßmethoden. Habilitation, FB 13, TH Darmstadt, 1997	vergriffen
WAR 101	Neue Trends bei der Behandlung und Entsorgung kommunaler und industrieller Klärschlämme. 8. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar am 10. und 11.09.1997 in Weimar, TH Darmstadt, 1997	35,80 €
WAR 102	Senkung der Betriebskosten von Abwasserbehandlungsanlagen. 52. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 06.11.1997 in Darmstadt, TU Darmstadt, 1997	35,80 €
WAR 103	Sanierung und Rückbau von Bohrungen, Brunnen und Grundwassermessstellen. 53. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 13.11.1997 in Darmstadt mit dem Deutschen Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW), TU Darmstadt, 1997	vergriffen
WAR 104	Wünschmann, Gabriele: Untersuchungen zur Kompostierbarkeit von Reststoffen der Papierindustrie und Altpapier unter besonderer Berücksichtigung von Schadstoffbilanzierungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1997	25,60 €

WAR 105	<p>Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung unter Einbindung thermischer Verfahren für Teilfraktionen.  54. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 06.02.1998 in Darmstadt mit dem Hessischen Ministerium für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit und der Südhessischen Arbeitsgemeinschaft Abfallwirtschaft (SAGA),  TU Darmstadt, 1998</p>	40,90 €
WAR 106	<p>Zentrale oder dezentrale Enthärtung von Trinkwasser – Konkurrenz oder sinnvolle Ergänzung ?  55. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 14.05.1998 in Darmstadt mit dem Deutschen Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW),  TU Darmstadt, 1998</p>	35,80 €
WAR 107	<p>Dach, Joachim:  Zur Deponiegas- und Temperaturentwicklung in Deponien mit Siedlungsabfällen nach mechanisch-biologischer Abfallbehandlung.  Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1998</p>	35,80 €
WAR 108	<p>Einsparung von Kosten für Betriebsmittel, Energie und Personal auf Abwasserbehandlungsanlagen.  9. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- am 16. und 17.09.1998 in Weimar mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar,  TU Darmstadt, 1998</p>	40,90 €
WAR 109	<p>Fortschritte in der Abwassertechnik – 15 Jahre Forschungs- und Entwicklungstätigkeit von Prof. Dr.-Ing. H. Johannes Pöpel.  56. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 05.11.1998 in Darmstadt,  TU Darmstadt, 1998</p>	40,90 €
WAR 110	<p>Qualitativer und Quantitativer Grundwasserschutz - Stand und Perspektiven.  57. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 10.06.1999 in Darmstadt mit dem Deutschen Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW),  TU Darmstadt, 1999</p>	35,80 €
WAR 111	<p>Schwing, Elke:  Bewertung der Emissionen der Kombination mechanisch-biologischer und thermischer Abfallbehandlungsverfahren in Südhessen.  Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999</p>	30,70 €
WAR 112	<p>Schade, Bernd:  Kostenplanung zur Analyse der Wirtschaftlichkeit von biologischen Restabfallbehandlungsanlagen.  Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999</p>	30,70 €

WAR 113	Lohf, Astrid: Modellierung der chemisch-physikalischen Vorgänge im Müllbett von Rostfeuerungsanlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999	25,60 €
WAR 114	Stackelberg, Daniel von: Biologische Festbettdenitrifikation von Grundwasser mit abbaubarem Trägermaterial. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999	30,70 €
WAR 115	Folgerungen aus 10 Jahren Abwasserbeseitigung in den neuen Bundesländern - Erfahrungen und Perspektiven. 10. gemeinsames Seminar –Abwassertechnik- am 01. und 02.09.1999 in Weimar mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar, TU Darmstadt, 1999	40,90 €
WAR 116	Abwasserwiederverwendung in wasserarmen Regionen - Einsatzgebiete, Anforderungen, Lösungsmöglichkeiten. 58. Darmstädter Seminar –Abwassertechnik- am 11.11.1999 in Darmstadt, TU Darmstadt, 1999	vergriffen
WAR 117	Reinhardt, Tim: Untersuchungen zur Dynamik biologischer Prozesse in drei-Phasen-Systemen am Beispiel der Restabfallrotte unter besonderer Berücksichtigung anaerober Teilprozesse. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 1999	30,70 €
WAR 118	Umweltfachpläne und Umweltgesetzbuch - Ein Beitrag zur Fortentwicklung des Umweltfachplanungssystems und „Von der Landschaftsplanung zur Umweltschutzplanung?“ 46. Darmstädter Seminar -Umwelt- und Raumplanung- am 28.09.1995 in Darmstadt, TU Darmstadt, 1999	30,70 €
WAR 119	Herr, Christian: Innovative Analyse und primärseitige Prozeßführungsoptimierung thermischer Abfallbehandlungsprozesse - am Beispiel der Mülleingangsklassifizierung bei der Rostfeuerung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	33,20 €
WAR 120	Neumüller, Jürgen: Wirksamkeit von Grundwasserabgaben für den Grundwasserschutz - am Beispiel des Bundeslandes Hessen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	35,80 €
WAR 121	Hunklinger, Ralph: Abfalltechnische Kennzahlen zur umweltgerechten Produktentwicklung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	30,70 €

WAR 122	Wie zukunftsfähig sind kleinere Wasserversorgungsunternehmen? 60. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 29. Juni 2000 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2000	35,80 €
WAR 123	Maßnahmen zur Betriebsoptimierung von Pumpwerken, Kanalisations- systemen und Abwasserbehandlungsanlagen. 11. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- in Weimar am 20. und 21. September 2000 mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus- Universität Weimar, TU Darmstadt, FB 13, 2000	40,90 €
WAR 124	Mohr, Karin: Entwicklung einer on-line Emissionsmeßtechnik zur quasi-kontinu- ierlichen Bestimmung von Organohalogen-Verbindungen in Abgasen thermischer Prozesse. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	30,70 €
WAR 125	El-Labani, Mamoun: Optimierte Nutzung bestehender Abfallverbrennungsanlagen durch Errichtung vorgeschalteter Reaktoren zur Behandlung heizwertreicher Abfälle. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	25,60 €
WAR 126	Durth, Anke: Einfluß von Temperatur, Anlagenkonfiguration und Auslastung auf die Ablaufkonzentration bei der biologischen Abwasserreinigung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	vergriffen
WAR 127	Meyer, Ulrich: Untersuchungen zum Einsatz von Fuzzy-Control zur Optimierung der Stickstoffelimination in Abwasserbehandlungsanlagen mit vorge- schalteter Denitrifikation. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2000	33,20 €
WAR 128	Kommunale Klärschlammbehandlung vor dem Hintergrund der neuen europäischen Klärschlammrichtlinie. 61. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 09.11.2000 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2000	35,80 €
WAR 129	Mengel, Andreas: Stringenz und Nachvollziehbarkeit in der fachbezogenen Umwelt- planung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2001	46,-- €

WAR 130	Kosteneinsparungen durch neuartige Automatisierungstechniken in der Wasserversorgung. 62. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 07.06.2001 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2001	30,70 €
WAR 131	Aktive Zukunftsgestaltung durch Umwelt- und Raumplanung. Festschrift zum 60. Geburtstag von Prof. Dr.-Ing. Hans Reiner Böhm. TU Darmstadt, FB 13, 2001	25,60 €
WAR 132	Aktuelle Ansätze bei der Klärschlammbehandlung und -entsorgung. 12. gemeinsames Seminar -Abwassertechnik- in Weimar am 05. und 06. September 2001 mit der Fakultät Bauingenieurwesen der Bauhaus-Universität Weimar, TU Darmstadt, FB 13, 2001	40,90 €
WAR 133	Zum Bodenwasser- und Stoffhaushalt auf unterschiedlich bewirtschafteten Flächen unter Einbeziehung ökonomischer Aspekte Interdisziplinäre Projektstudie der Technischen Universität Darmstadt (TUD) mit Partner. TU Darmstadt, FB 13, 2001	30,70 €
WAR 134	Neues zur Belüftungstechnik - Probleme, Lösungsmöglichkeiten, Entwicklungen. 64. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 15.11.2001 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2001	35,-- €
WAR 135	Auswirkungen der Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen. 63. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 12. und 13.11.2001 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2001	35,-- €
WAR 136	Bockreis, Anke: Infrarot-Thermographie zur Überwachung von Flächenbiofiltern. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2001	35,-- €
WAR 137	Luft, Cornelia: Luftgetragene mikrobielle Emissionen und Immissionen an aeroben mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	30,-- €
WAR 138	Danhamer, Harald: Emissionsprognosemodell für Deponien mit mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen - Schwerpunkt: Modellierung des Gashaushaltes. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	25,-- €

WAR 139	Lieth, Sabine: Stickstoffelimination aus kommunalem Abwasser mit getauchten Festbetten nach Vorbehandlung mit HCR-Reaktoren. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	35,-- €
WAR 140	Streit, Hans-Ulrich: Optimierung des Kombinationsbetriebs eines Advanced Oxidation Process mit einer Stripp-Anlage zur Grundwassersanierung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	vergriffen
WAR 141	Spura, Patrik: Ein Vergleich des anlagebezogenen tschechischen Luftreinehalterechts mit jenem der Europäischen Union vor dem Hintergrund des anstehenden Beitritts. Dissertation, Univ. Frankfurt a.M., 2002	40,-- €
WAR 142	Hilligardt, Jan: Nachhaltige Regionalentwicklung durch freiwillige regionale Kooperation - Faktoren einer erfolgreichen Initiierung untersucht an der Region Starkenburg. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	30,-- €
WAR 143	Heiland, Peter: Vorsorgender Hochwasserschutz durch Raumordnung, interregionale Kooperation und ökonomischen Lastenausgleich. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	vergriffen
WAR 144	Dapp, Klaus: Informationsmanagement in der Planung am Beispiel des vorsorgenden Hochwasserschutzes. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	vergriffen
WAR 145	Schüler, Doris: Untersuchungen an der Technikumsanlage VERONA zur Bildung und zum Abbau von polyhalogenierten Dioxinen und Furanen und anderen Organohalogenverbindungen in Verbrennungsprozessen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	25,-- €
WAR 146	Grundwasserproblematik im Hessischen Ried : Eine unlösbare Aufgabe? 65. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 23.10.2002 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2002	30,-- €
WAR 147	Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm und Klärschlammasche. 66. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 07.11.2002 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2002	35,-- €

WAR 148	Schneider, Andreas: Role of LCA concepts at the Research and Development phase of a new process for waste treatment - The Trefoil Kiln process subject to IPPC and BAT requirements. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	25,-- €
WAR 149	Sonnenburg, Alexander: Untersuchungen zur Denitrifikation von Grundwasser in Schüttungen mit abbaubarem Trägermaterial. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2002	vergriffen
WAR 150	Emissionen aus der Abfallbehandlung. Energie - Emissionen – Messtechnik. 67. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 13. Februar 2003 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2003	35,-- €
WAR 151	Rationalisierungsmaßnahmen in der Wasserversorgung. Umsetzungsstatus und künftige Entwicklungen. 68. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 15. Oktober 2003 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2003	vergriffen
WAR 152	Verantwortungspartnerschaft beim vorsorgenden Hochwasserschutz. 69. Darmstädter Seminar - Umwelt- und Raumplanung - am 16. Oktober 2003 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2003	vergriffen
WAR 153	Biofiltration. Renaissance eines Verfahrens durch erhöhte Anforderungen im In- und Ausland ? 70. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 06. November 2003 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2003	35,-- €
WAR 154	Seiler, Kainan: Planung der Abwasserentsorgung im ländlichen Raum anhand von räumlichen Einflussfaktoren. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004	30,-- €
WAR 155	Ludwig, Thomas: Entwicklung der Emissionsmessanlage DioxinCop. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004	25,-- €
WAR 156	Haffner, Yvonne: Sozialwissenschaftliche Modellierung zur Privatisierung der Wasserversorgung. Dissertation, FB 2, TU Darmstadt, 2004	vergriffen

WAR 157	Geruch : Messung – Wirkung – Minderung. 71. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 24. Juni 2004 in Darmstadt, TU Darmstadt, FB 13, 2004	35,-- €
WAR 158	Qualitätssicherung bei Wassergewinnungsanlagen - Umsetzung und aktuelle Entwicklung im Regelwerk. 72. Darmstädter Seminar –Wasserversorgung– am 06.10.2004 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2004	vergriffen
WAR 159	Wasserwiederverwendung - eine ökologische und ökonomische Notwendigkeit wasserwirtschaftlicher Planung weltweit ? 73. Darmstädter Seminar –Abwassertechnik– am 04.11.2004 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2004	vergriffen
WAR 160	Weil, Marcel: Ressourcenschonung und Umweltentlastung bei der Betonherstellung durch Nutzung von Bau- und Abbruchabfällen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004	35,-- €
WAR 161	Unendlicher Wachstum auf unendlicher Fläche ? 74. Darmstädter Seminar –Umwelt- und Raumplanung– am 27.01.2005 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2005	vergriffen
WAR 162	Gernuks, Marko: Entwicklung einer Methode zur Bewertung von Umweltaspekten mit der Ableitung von Umweltzielen im Rahmen von EMAS. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004	vergriffen
WAR 163	Rother, Elmar: Optimising Design and Operation of the Biofiltration Process for Municipal Wastewater Treatment. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005	35,-- €
WAR 164	Hilligardt, Jan: Regionale Kooperation der Landkreise, Städte und Gemeinden. Stand - Potenziale - Perspektiven. Habilitation, FB 13, TU Darmstadt, 2005	vergriffen
WAR 165	Gramel, Stefan: Privatisierung von Wasserversorgungsunternehmen - Auswirkungen auf den Umwelt- und Ressourcenschutz? Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2004	35,-- €
WAR 166	Krause, Stefan: Untersuchungen zum Energiebedarf von Membranbelebungsanlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005	35,-- €

WAR 167	Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser und Klärschlamm. Konzepte - Verfahren - Entwicklungen. 75. Darmstädter Seminar –Abwassertechnik- am 12./13.12.2005 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2005	vergriffen
WAR 168	Hora, Maïke: Abfallverursacher Elektrogeräte. Ansätze zur prospektiven Bilanzierung von Abfallströmen in der umweltgerechten Produktentwicklung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005	30,-- €
WAR 169	Zhang, Wensheng: Ökologische siedlungswasserwirtschaftliche Konzepte für urbane Räume Chinas unter Berücksichtigung deutscher Techniken und Erfahrungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005	30,-- €
WAR 170	Steinberg, Iris: Untersuchungen zur Effizienzsteigerung von biologischen und nicht- thermischen Abluftreinigungsverfahren bei der biologischen Abfall- behandlung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2005	30,-- €
WAR 171	Haupter, Birgit: Transnationale Förderprogramme zur Raumentwicklung. Untersuchungen zur Wirkung für die räumliche Planung zum Hochwasserschutz. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	35,-- €
WAR 172	Ott, Carsten: Straßenkehrrichtentsorgung: Anlagenkonzept und Nachhaltig- keitsanalyse. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	30,-- €
WAR 173	1 Jahr Abfallablagerungsverordnung - Wo bleibt der Müll? 76. Darmstädter Seminar –Abfalltechnik– am 1.06.2006 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2006	35,-- €
WAR 174	Wachstumsregion - Handlungsansätze für mehr Nachhaltigkeit. 77. Darmstädter Seminar –Umwelt- und Raumplanung– am 11.09.2006 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2006	30,-- €
WAR 175	Interdisziplinarität in der Umwelt- und Raumplanung - Theorie und Praxis. <i>Festschrift für Professor Böhm</i> TU Darmstadt, 2006	40,-- €

WAR 176	Neue maschinen- und verfahrenstechnische Möglichkeiten zur Einsparung von Betriebskosten bei der Abwasserbehandlung. 78. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 02.11.2006 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2006	35,-- €
WAR 177	Einsparpotenziale in der Trinkwasserversorgung durch Optimierung von Wasserverteilungsnetzen. 79. Darmstädter Seminar –Wasserversorgung- am 05.10.2006 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2006	30,-- €
WAR 178	Meyer, Lutz: Exergiebasierte Untersuchung der Entstehung von Umweltbelastungen in Energieumwandlungsprozessen auf Komponentenebene: Exergoökologische Analyse. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	35,--
WAR 179	Gasafi, Edgar: Entwicklung einer lebenswegbasierten Screening-Methode zur Entscheidungsunterstützung in frühen Phasen der Verfahrensentwicklung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	35,-- €
WAR 180	Treskatis, Christoph: Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen - Planung, Bau und Betrieb von Grundwasserfassungen. Habilitation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	45,-- €
WAR 181	Uihlein, Andreas: Modellierung der Kohlenstoffströme zur Untersuchung der Nutzung von Kohlenstoffträgern in Deutschland. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	vergriffen
WAR 182	den Boer, Emilia: A Novel Approach for Integrating Heavy Metals Emissions from Landfills into Life Cycle Assessment - Consideration of Waste Pretreatment, Landfill Processes and Long-Term Effects Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2006	30,-- €
WAR 183	Klimawandel - Anpassungsstrategien in Deutschland und Europa. 80. Darmstädter Seminar -Umwelt- und Raumplanung- am 29.03.2007 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2007	25,-- €
WAR 184	Stephan, Henrik: Bewertungsmethodik für Fertigungsverfahren im Karosseriebau aus Sicht des betrieblichen Umweltschutzes. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	vergriffen

WAR 185	Schaum, Christian A.: Verfahren für eine zukünftige Klärschlammbehandlung –Klärschlamm- konditionierung und Rückgewinnung von Phosphor aus Klärschlamm- asche. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	35,-- €
WAR 186	Rohde, Clemens: Milchsäurefermentation von biogenen Abfällen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	35,-- €
WAR 187	Risikoanalyse von Trinkwassereinzugsgebieten und Fassungen. 81. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 11.10.2007 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2007	30,-- €
WAR 188	Cangahuala Janampa, Ana: Wasserverlustmanagement in Wasserverteilungsanlagen in Entwicklungs- ländern am Beispiel von Peru. Anwendung verschiedener Methoden zur multikriteriellen Entscheidungsunterstützung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	vergriffen
WAR 189	Pollmann, Olaf: Optimierung anthropogener Stoffströme am Beispiel des Papier- recyclings. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	vergriffen
WAR 190	Wie sieht die Abwasserbehandlung der Zukunft aus? -Vierte, fünfte, sechste Reinigungsstufe? 82. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 15.11.2007 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2007	35,-- €
WAR 191	Koffler, Christoph: Automobile Produkt-Ökobilanzierung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	35,-- €
WAR 192	Koch, Michael: Untersuchungen zum Einfluss der Energiedissipationsdichte auf Reaktionsabläufe im "Highloaded Compact Reactor" (HCR®). Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	35,-- €
WAR 193	den Boer, Jan: Sustainability Assessment for Waste Management Planning - Development and Alternative Use of the LCA-IWM Waste Management System Assessment Tool. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	30,-- €

WAR 194	Biogas - Klimaretter oder Ressourcenverschwender. 83. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik- am 11.12.2007 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2007	vergriffen
WAR 195	Scheck, Natalie: Die Strategische Umweltprüfung als Instrument zur Förderung einer nachhaltigen Entwicklung - Untersuchung am Beispiel der Regional- planung Südhessen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2007	30,-- €
WAR 196	Klimawandel – Markt für Strategien und Technologien?! 84. Darmstädter Seminar -Abfalltechnik und Umwelt- und Raumplanung- am 26.06.2008 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2008	vergriffen
WAR 197	Hähnlein, Christian: Numerische Modellierung zur Betriebsoptimierung von Wasserverteilnetzen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2008	30,-- €
WAR 198	Berger, Jan: Biologische Methanoxidation in Deponieabdeckschichten. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2008	35,-- €
WAR 199	Wellge, Steffen: Evaluation von betrieblichen Umweltmanagementsystemen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009	35,-- €
WAR 200	Bieker, Susanne: Semizentrale Ver- und Entsorgungssysteme: neue Lösungen für schnell wachsende urbane Räume. Untersuchung empfehlenswerter Größen- ordnungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009	35,-- €
WAR 201	Hoffmann, Karl Peter: Reduzierung von CO <sub>2</sub> -Emissionen durch den Einsatz von Erdgas aus Biogas in dezentralen Stirling-KWK-Anlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009	35,-- €
WAR 202	Loock, Peter: Veränderung der Leistungsfähigkeit feinblasiger Membranbelüftungs- elemente unter abwassertechnischen Betriebsbedingungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009	35,-- €
WAR 203	Warsen, Jens: Validierung von Stoffflussdaten in der Ökobilanz durch Daten aus dem öffentlichen Berichtswesen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2009	35,-- €

WAR 204	<p>Klärschlammfäulung und -verbrennung: das Behandlungskonzept der Zukunft?  85. Darmstädter Seminar -Abwassertechnik- am 13.04.2010 in Darmstadt,  TU Darmstadt, 2010</p>	35,-- €
WAR 205	<p>Neue Herausforderungen und Chancen in der Wasserversorgung.  Darmstädter Seminar -Wasserversorgung und Grundwasserschutz- im Rahmen des 1. Darmstädter Ingenieurkongresses Bau und Umwelt am 14. und 15.09.2009 in Darmstadt,  TU Darmstadt, 2010</p>	35,-- €
WAR 206	<p>Pennekamp, Sandra:  Raumentwicklung im Spannungsfeld zwischen Wachstum und Schrumpfung - was können überregionale Partnerschaften leisten?  Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010</p>	35,-- €
WAR 207	<p>Frommer, Birte:  Regionale Anpassungsstrategien an den Klimawandel – Akteure und Prozess.  Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010</p>	35,-- €
IWAR 208	<p>Chang, Yue:  Greywater treatment within semi-centralised supply and treatment systems by the example of the People's Republic of China.  Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010</p>	35,-- €
IWAR 209	<p>Sakaguchi-Söder, Kaori:  A new method for compound-specific stable chlorine isotope analysis.  Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010</p>	35,-- €
IWAR 210	<p>Henkel, Jochen:  Oxygen transfer phenomena in activated sludge.  Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2010</p>	35,-- €
IWAR 211	<p>Doktorandenschule Abfall 2010  Manigod / Frankreich, 5. - 8. September 2010,  TU Darmstadt, 2011</p>	40,-- €
IWAR 212	<p>Preis und Leistung - Wasserversorgung bewerten und vergleichen.  86. Darmstädter Seminar -Wasserversorgung- am 22.02.2011 in Darmstadt,  TU Darmstadt, 2011</p>	30,-- €
IWAR 213	<p>Siembida-Lösch, Barbara:  Reduction of Membrane Fouling in Membrane Bioreactors - Development of Innovative and Sustainable Techniques.  Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2011</p>	35,-- €

<i>IWAR 214</i>	Müller, Bodo: Weiterentwicklung und Validierung der Methode der Input-Output basierten Sachbilanz für deutsche Gebäudeökobilanzen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2011	35,-- €
<i>IWAR 215</i>	Eren, Onat: Automatisierung von numerischen Kurzzeit-Wasserbedarfsprognose- verfahren und ihre Anwendung in der Wasserversorgung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2011	35,-- €
<i>IWAR 216</i>	Biobasierte Produkte und Energie aus Biomasse. 87. Darmstädter Seminar Abfalltechnik- am 08.12.2011 in Darmstadt, TU Darmstadt, 2011	vergriffen
<i>IWAR 217</i>	Meda, Alessandro: Einsatz von Biofiltern für die Wasser- und Nährstoffwiederverwendung und für die weitergehende Abwasserreinigung zur Spurenstoff- entfernung. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2012	35,-- €
<i>IWAR 218</i>	Hoffmann, Marc: Abfalltechnische Erweiterung von Bioabfallbehandlungsanlagen für die Herstellung biobasierter Produkte. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2012	35,-- €
<i>IWAR 219</i>	Maerz, Peter: Die Metalle der Schlacken aus Abfallverbrennungsanlagen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2012	35,-- €
<i>IWAR 220</i>	Petzet, Sebastian: Phosphorrückgewinnung in der Abwassertechnik - Neue Verfahren für Klärschlamm und Klärschlammaschen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2012	35,-- €
<i>IWAR 221</i>	Günkel-Lange, Tobias: Sauerstoffzufuhr und $\alpha$ -Werte feinblasiger Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren - Abhängigkeiten und Bemessungsempfehlungen. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2013	35,-- €
<i>IWAR 222</i>	Zhang, Guomin: Abwasserreinigung und Wasserkreislaufführung in der Papierindustrie – Weiterentwicklung deutscher Techniken für den chinesischen Markt -. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2013	35,-- €
<i>IWAR 223</i>	Back, Sonja: Anwendungspotential der mikrobiellen Methanoxidation im Deponie- Schwachgasbereich – Feldstudie auf einer MBA-Deponie. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2013	35,-- €

<i>IWAR 224</i>	Zimmermann, Martin: Sustainable Transformations of Water Supply Regimes. The Cuvelai-Etosha Basin in Central Northern Namibia. Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2013	35,-- €
<i>IWAR 225</i>	Bischoff, Astrid: Desinfektion von behandeltem Abwasser – Vergleich verschiedener Desinfektionsverfahren Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2013	35,-- €
<i>IWAR 226</i>	Zeig, Carola: Stoffströme der Co-Vergärung in der Abwasserwirtschaft Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2014	35,-- €
<i>IWAR 227</i>	Knapp, Steffen: Analyse und Bewertung des Co-Firings als Instrument einer kosteneffizienten Reduktion von CO <sub>2</sub> -Emissionen Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2014	35,-- €
<i>IWAR 228</i>	Alraee, Wael: Modeling the failure of drinking water distribution networks through the usage of artificial networks Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2014	35,-- €
<i>IWAR 229</i>	Benz, Philipp: Konzept zum Nachhaltigkeitscontrolling in der Siedlungswasserwirtschaft Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2014	35,-- €
<i>IWAR 230</i>	Kannengießer, Jan: Nutzung biologischer Siedlungsabfälle zur Generierung biobasierter Produkte und Kraftstoffe auf Basis von mittel- und langkettigen Fettsäuren – Feldstudie am Beispiel eines Kompostwerks Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2015	35,-- €
<i>IWAR 231</i>	Brenda, Marian: Hybrid Sludge Modeling in Water Treatment Processes Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2015	35,-- €
<i>IWAR 232</i>	Robecke, Ulrich: Modellierung des Energieverbrauchs für Belüftungssysteme auf Kläranlagen mittels Künstlicher Neuronaler Netze Dissertation, FB 13, TU Darmstadt, 2015	35,-- €
<i>IWAR 233</i>	Schaum, Christian A.: Abwasserbehandlung der Zukunft: Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutz Habilitationsschrift, FB 13, TU Darmstadt, 2015	35,-- €

Bestellungen über:

Technische Universität Darmstadt  
Institut IWAR  
Franziska-Braun-Straße 7  
D-64287 Darmstadt  
E-Mail: [raumplanung@iwar.tu-darmstadt.de](mailto:raumplanung@iwar.tu-darmstadt.de)

Telefon: +49 (0)6151 / 16 20801  
FAX: +49 (0)6151 / 16 20305



---

## **Zum Autor:**

Christian A. Schaum, geboren 1975 in Kassel, studierte an der Technischen Universität Darmstadt und an der Technischen Universität Delft (Niederlande) Bauingenieurwesen mit dem Schwerpunkt Siedlungswasserwirtschaft. Von 2002 bis 2007 war Christian Schaum als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Fachgebiet Abwassertechnik des Instituts IWAR der Technischen Universität Darmstadt tätig und promovierte 2007 zum Thema „Verfahren für eine zukünftige Klärschlammbehandlung – Klärschlammkonditionierung und Rückgewinnung von Phosphor“. Nach der Promotion war Christian Schaum von 2007 bis 2011 im Ingenieurbüro Dr. Born - Dr. Ermel GmbH in Achim und Frankfurt am Main tätig. Seit 2010 leitet Christian Schaum die Arbeitsgruppe „Wasser und Energie“ am Fachgebiet Abwassertechnik des Instituts IWAR der Technischen Universität Darmstadt. Die Gesamtkoordination des Verbundprojektes „Abwasserbehandlungsanlage der Zukunft: Energiespeicher in der Interaktion mit technischer Infrastruktur im Spannungsfeld von Energieerzeugung und -verbrauch (ESITTI)“ bildet hierbei einen Schwerpunkt. 2016 erhielt Christian Schaum durch den Abschluss seiner Habilitation die Lehrbefugnis für das Fach „Abwassertechnik“. Die Forschungsergebnisse von Christian Schaum sind in zahlreichen nationalen und internationalen Vorträgen und Veröffentlichungen publiziert.

## **Zum Inhalt:**

Die Ver- und Entsorgung von Wasser gehört zu den integralen Bestandteilen von Siedlungsstrukturen. Eine zukunftsfähige Abwasserbehandlung hat die Aspekte des Gesundheits-, Gewässer- und Ressourcenschutzes zu vereinen. Gesundheits- und Gewässerschutz sind miteinander verknüpft und umfassen Fragestellungen der Behandlung/Elimination der verschiedenen Inhaltsstoffe in Bezug auf die (Ab-)Wassernutzung. Ressourcenschutz beinhaltet die Aspekte der Ressourceneffizienz, d.h. die Minimierung des Ressourcenverbrauchs sowie der Ressourcenrückgewinnung. Einen wichtigen Aspekt bildet hierbei die Verknüpfung von Wasser und Energie. Der im Abwasser enthaltene Kohlenstoff kann als chemisch gebundene Energie genutzt werden. Von zentraler Bedeutung für die Bewertung der chemisch gebundenen Energie ist dabei der chemische Sauerstoffbedarf (CSB). Der Vergleich einer theoretisch ermittelten CSB-Bilanz mit Messdaten von diversen Klärschlämmen insbesondere in Bezug auf CSB und Brenn- bzw. Heizwert zeigt dabei eine gute Übereinstimmung, woraus sich Kenndaten in Bezug auf die Klärschlammarten (Primär-, Überschuss-, Faulschlamm) ableiten lassen. Des Weiteren zeigt die Untersuchung des Brenn- bzw. Heizwertes, dass über die stöchiometrische Berechnung des CSB eine gute Annäherung an den Heizwert möglich ist. Für eine ganzheitliche Betrachtung der Klärschlammbehandlung ist die Berücksichtigung der Emissionen notwendig, wobei für den Bereich der anaeroben Klärschlammbehandlung die Methanemissionen, bestehend aus dem im Faulschlamm gelösten Methan, dem Restgaspotential sowie dem Methanschlupf bei der Verwertung im Blockheizkraftwerk, im Fokus stehen. Wenngleich der Anteil der Methanemissionen an der CSB-Gesamtbilanz gering ist, so verschiebt sich die Relevanz aufgrund des im Vergleich zu Kohlendioxid höheren Treibhauspotentials von Methan.