

Untersuchung der Randbedingungen für die Wasserwiederverwendung und Kernprojektkoordinierung

Verbundprojekt: Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet
der Wasserver- und -entsorgung,

Kernprojekt B Hygienisierung und Wasserwiederverwendung, Teilprojekt B0

Zuwendungsempfänger: Technische Universität Darmstadt

Förderkennzeichen: 02WA0735

Abschlussbericht

Dott. Ing. Alessandro Meda, Dipl.-Geoökol. Katharina Müller, Prof. Dr.-Ing. Peter Cornel



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
DARMSTADT

IWAR

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung



Karlsruher Institut für Technologie

Dott. Ing. Alessandro Meda
Dipl.-Geoökol. Katharina Müller
Prof. Dr.-Ing. Peter Cornel
Abschlussbericht des Forschungsprojektes:
„Untersuchung der Randbedingungen
und Kernprojektkoordinierung“

Verbundprojekt: Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet Abwasser, Kernprojekt B Hygienisierung und Wasserwiederverwendung, Teilprojekt B0

Zuwendungsempfänger: Technische Universität Darmstadt

Projekträger Karlsruhe im KIT, Bereich Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE)

Förderkennzeichen: 02WA0735

eingereicht im April 2010

Technische Universität Darmstadt
Institut IWAR
Fachgebiet Abwassertechnik
Petersenstrasse 13
64287 Darmstadt

Tel.: 06151/162748

Fax.: 06151/163758

Email: p.cornel@iwar.tu-darmstadt.de

<http://www.iwar.bauing.tu-darmstadt.de>

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	i
1..... Einführung zum Vorhaben.....	1
1.1 Hintergrund und Motivation.....	1
1.2 Aufgabenstellung.....	3
1.3 Voraussetzungen	4
1.4 Überblick zum Ablauf des Vorhabens, Berichterstattung	4
1.5 Abweichungen gegenüber der Antragsplanung	5
1.6 Zusammenarbeit mit anderen Stellen.....	5
2..... Einleitung	6
2.1 Motivationen zur Wasserwiederverwendung.....	6
2.2 (Ab-)Wasser und seine Ressourcen.....	9
2.3 Wasser und Energie	10
3..... Grundlagendaten und Randbedingungen für die Wasserwiederverwendung	12
3.1 Ökologisch relevante Parameter	12
3.2 Indizes zur Wasserknappheit.....	13
3.2.1 Wasserstress in Deutschland?	17
3.3 Gesetzliche Rahmenbedingungen und Richtlinien bezüglich Wasserwiederverwendung ...	18
3.3.1 Internationale Richtlinien	19
3.3.2 Richtlinien auf europäischer Ebene.....	22
3.3.3 Nationale Ebene.....	23
3.4 Soziokulturelle Aspekte und Akzeptanz.....	24
3.5 Anforderungen an die Betriebsführung bzw. betriebliche Kompetenz	25
3.6 Marktchancen für Vorhaben der Wasserwiederverwendung.....	26
3.7 Preisgestaltung und Finanzierung	27
4..... Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft	28
4.1 Potentiale und Grenzen – Substitution von Bewässerungswasser	28
4.2 Im Abwasser enthaltene Nährstoffe: Art, Menge und Herkunft	34
4.3 Potentiale und Grenzen – Substitution von Düngemitteln.....	35

4.4	Aufbereitungsschritte für die Bereitstellung von Bewässerungswasser in der Landwirtschaft	37
4.4.1	Physikalische und chemische Verfahren.....	39
4.4.2	Biologische Reinigung.....	39
4.5	Hygienische Anforderungen an das Bewässerungswasser.....	40
4.6	Anforderungen an den Nährstoffgehalt	42
4.7	Anforderungen an den Salzgehalt	45
4.8	Infrastrukturelle und technische Rahmenbedingungen	47
4.8.1	Speicherung.....	47
4.8.2	Wasserbereitstellung, -zuleitung und -verteilung	49
4.8.3	Bewässerungssysteme	50
4.8.3.1	Stauverfahren	52
4.8.3.2	Rieselfverfahren	52
4.8.3.3	Unterflurbewässerung.....	52
4.8.3.4	Beregnung	53
4.8.3.5	Tropfbewässerung.....	53
4.8.4	Entwässerungsanlagen.....	54
5.....	Urbane Wasserwiederverwendung	56
5.1	Behandlung von Grauwasser für innerstädtische Wasserwiederverwendung	57
5.2	Behandlung des gesamten Abwassers für innerstädtische Wasserwiederverwendung	60
6.....	Sonstige Wiederverwendungsmöglichkeiten.....	62
6.1	Wasserwiederverwendung in der Industrie	62
6.2	Grundwasseranreicherung.....	63
6.3	Indirekte Wiederverwendung als Trinkwasser.....	64
7.....	Erfahrungen mit Wasserwiederverwendung	65
7.1	Stand des Wissens in Deutschland.....	65
7.2	Water Reuse Projekte in Europa	66
8.....	Entwicklung einer Bewertungsmatrix	68
9.....	Reststoffe aus der Abwasserbehandlung – Entsorgung oder Nutzung?	70
10...	Energie und Wasser	72

10.1	Energieeinsatz im Wasserkreislauf.....	72
10.2	Energieverbrauch und Einsparpotential auf Kläranlagen.....	76
10.3	Energieinhalt im Abwasser	77
10.4	Möglichkeiten der Rückgewinnung	79
10.4.1	Wärmeenergie.....	79
10.4.2	Abbaubare organische Substanzen.....	80
10.4.2.1	Aerobe Verfahren (Belebung)	80
10.4.2.2	Anaerobe Verfahren	85
10.4.3	Potentielle Maßnahmen zur Erhöhung des Rückgewinnungspotentials	88
11...	Schlussfolgerungen.....	91
12...	Zusammenfassung	93
	Literaturverzeichnis.....	95
	Abbildungsverzeichnis.....	105
	Tabellenverzeichnis	107
	Anhang.....	109

1 Einführung zum Vorhaben

1.1 Hintergrund und Motivation

Die Ableitung und Wiederverwendung von gereinigtem Wasser sowie die Nutzung und Entsorgung von Reststoffen aus Abwasserbehandlungsanlagen ist von zahlreichen meist technischen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen abhängig. Unter unterschiedlichen klimatischen, geologischen, strukturellen, gesetzlichen und kulturellen Randbedingungen bieten sich aber auch verschiedene Hygienisierungsanforderungen und Wiederverwendungsmöglichkeiten für gereinigtes Wasser sowie Nutzungs- und Entsorgungsalternativen für den Klärschlamm und andere Reststoffe aus Abwasserbehandlungsanlagen an.

Bei der Wiederverwendung von Wasser und Reststoffen der Abwasserbehandlung, wie z. B. Klärschlamm, müssen die nationalen gesetzlichen Regelungen, sofern überhaupt welche in den jeweiligen Ländern vorhanden sind, aber auch klimatische (Niederschlagshöhe, Lufttemperatur, Verdunstungsrate, etc.), geologische und hydrogeologische (Versickerbarkeit, Grundwasserstand und -qualität, Speicherung, etc.), kulturelle (Ausbildungsstand des Personals, Akzeptanz von Brauchwasser in der Bevölkerung, etc.), hygienische, strukturelle (Bewässerungslandbau, vorhandene Abwasserableitungssysteme, etc.) und landwirtschaftliche Parameter (regionaler und saisonaler Wasserbedarf, Wassermengenbedarf, Vegetationszeit, erforderlicher Nährstoffgehalt (N, P), tolerierbarer Salzgehalt (Na, K, ...), Pflanzenverträglichkeit und -verfügbarkeit, etc.) sowie bodenkundliche Randbedingungen (z. B. Lehm- oder Sandboden) berücksichtigt werden.

Obwohl unterschiedlich vorbehandelte Abwässer schon seit langem in vielen Ländern für die Bewässerung von landwirtschaftlichen Flächen eingesetzt werden, sind die Randbedingungen, die für ein erfolgreiches Zusammenspiel zwischen Abwasserableitung und -behandlung auf der einen Seite und nachhaltiger boden- und grundwasserverträglicher Bewässerung inkl. Düngung auf der anderen Seite verantwortlich sind, nicht nur in Deutschland wenig bekannt.

Erfahrungen, die in Deutschland mit der Ableitung, Behandlung, Wiederverwendung und Entsorgung von Wasser und Reststoffen gesammelt wurden, sind somit nur bedingt auf andere Länder übertragbar. Für deutsche Ingenieurbüros und Anlagenbauer, die im Ausland tätig werden wollen, sind insbesondere im Hinblick auf die Anforderungen an das gereinigte Wasser und die Reststoffe aus Abwasserbehandlungsanlagen und deren Ableitungs-, Wiederverwendungs- und Entsorgungswege oft nur unzureichende Daten, Kenntnisse und Entscheidungskriterien vorhanden, so dass sie gegenüber der internationalen Konkurrenz benachteiligt sind, die seit langem im Gebiet der Wasserwiederverwendung tätig ist.

In den Jahren 1998 und 1999 entwickelte das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) in Zusammenarbeit mit Wasserwirtschaftsexperten das Aktionskonzept „Nachhaltige und wettbewerbsfähige deutsche Wasserwirtschaft“. Dort wird festgestellt, dass die deutsche Wasserwirtschaft zum einen ein hohes technologisches Niveau aufweist. Zum anderen sind jedoch auch massive Mängel bezüglich der Anpassung von Technologien und Konzepten zum Export in internationale Märkte festzustellen.

Das Ziel des Aktionskonzeptes ist es, eine nachhaltige Wasserver- und -entsorgung insbesondere in Wachstums- und Entwicklungszonen der Welt zu konzipieren. Aufbauend auf den Zielen dieses Aktionskonzeptes, wurde das Forschungsverbundprojekt „Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasserver- und -entsorgung“ erarbeitet (nachfolgend Forschungsverbundprojekt genannt). Das Forschungsverbundprojekt unterstützt die internationale Positionierung der deutschen Wasserwirtschaft sowie die Anpassung und Optimierung der in der Bundesrepublik Deutschland eingesetzten siedlungswasserwirtschaftlichen Verfahrenstechnik zur nachhaltigen Verbesserung der wasserwirtschaftlichen Situation in anderen Ländern.

Das Forschungsverbundprojekt gliedert sich entsprechend Abbildung 1 in zwei Rahmenprojekte und drei Kernprojekte. Die Rahmenprojekte bestehen aus einer Studie über die Praxiserfahrungen und Rahmenbedingungen in anderen Ländern und aus der Projektkoordination und der Erstellung eines Leitfadens für Anwender, in dem die Forschungsergebnisse zusammengefasst sind. Die Gesamtkoordinierung des Forschungsverbundvorhabens obliegt der Ruhr-Universität Bochum (Prof. Orth).

Die Kernprojekte des Forschungsverbundprojektes gliedern sich in die Bereiche:

- A „Abwasserbehandlung“
- B „Hygienisierung und Wasserwiederverwendung“
- C „Simulation und Konzepte zur Abwasserbehandlung“

Das vorliegende Projekt umfasst die Untersuchungen der Rahmenbedingungen für die Wiederverwendung von gereinigtem Abwasser in andere Länder und die Koordinierung des Kernprojektes B „Hygienisierung und Wasserwiederverwendung“ durch das Institut IWAR der Technischen Universität Darmstadt.



Abbildung 1 Struktur des Forschungsverbundprojektes

1.2 Aufgabenstellung

Ziele dieses Teilprojektes sind es:

- Die innerhalb des Rahmenprojekts 1 „Untersuchung zu den Anforderungen an die Abwassertechnik in anderen Ländern“ erhobenen Grundlegendaten systematisch aufzubereiten;
- Die verschiedenen Nutzungsmöglichkeiten von gereinigtem Abwasser und die jeweiligen Qualitätsanforderungen und Randbedingungen darzustellen;
- Die erarbeiteten Kriterien und Anforderungen mit den Teilprojekten des Kernprojektes B abzustimmen und zu koordinieren;
- Eine Bewertungsmatrix für die verschiedensten Verfahrenstufen der Wasserbehandlung mit dem Ziel der Wiederverwendung zu entwickeln;
- Die Koordination und die Berichterstattung innerhalb des Kernprojektes B zu gewährleisten.

Die aufbereitete Datenbasis und die Untersuchung der Randbedingungen stellen eine wesentliche und notwendige Ergänzung der technischen Lösungen dar, die im Kernprojekt B des Forschungsverbundprojektes (Abbildung 1) erarbeitet werden. Die Projektergebnisse dienen einerseits den international operierenden Planungsbüros zur schnellen und fundierten Entwicklung, Beurteilung und

Bearbeitung von Projekten sowie den Anlagenbauern und Betreibern dazu, ihre Inlandskompetenz um die Aspekte Hygienisierung und Wiederverwendung zu erweitern.

1.3 Voraussetzungen

Das Fachgebiet Abwassertechnik des Institutes IWAR der Technischen Universität Darmstadt verfügt über Personal, Sachmittel und Entwicklungskapazitäten, sowie über die notwendige Untersuchungsinfrastruktur und -erfahrungen, um die dargelegte Aufgabenstellung zu bearbeiten.

Der Projektleiter Herr Prof. Dr.-Ing. Peter Cornel, hat eine Vielzahl von Forschungsprojekten selbst bearbeitet und begleitet alle am Fachgebiet Abwassertechnik des Institutes IWAR durchgeführten Forschungsprojekte verantwortlich.

Hinsichtlich der Thematik der Wasserwiederverwendung stammen zahlreiche relevante Veröffentlichungen vom Projektleiter (siehe Literaturverzeichnis). Der Leiter des Institutes, Prof. Dr.-Ing. Peter Cornel, ist Sprecher der DWA-Arbeitsgruppe BIZ 11.4 „Wasserwiederverwendung“ und berufenes Mitglied des Management Committees der „Specialist Group on Water Reuse“ der International Water Association (IWA). Er ist zudem Mitglied in zahlreichen nationalen und internationalen berufständigen Organisationen und neben den oben bereits erwähnten Aktivitäten, unter anderem stellv. Sprecher der DWA Arbeitsgruppe IG-5.6 „Biofilmverfahren“, Sprecher der DWA Arbeitsgruppe I.G 5.5 „Membranverfahren“, Mitglied im DWA Hauptausschuss BIZ 11 „Bildung und Internationale Zusammenarbeit“, Mitglied der IWA „Specialist Group on Sustainable Sanitation“ sowie Vorstandmitglied der German Water Partnership.

1.4 Überblick zum Ablauf des Vorhabens, Berichterstattung

Die Arbeitspakete gemäß Aufgabenstellung und Ziele wurden systematisch behandelt. Im Laufe der Bearbeitung ergab sich eine überwiegende Schwerpunktsetzung auf die landwirtschaftliche und auf die urbane Wasserwiederverwendung, die sich auch in der internationalen Literatur sowie in den Forschungsaktivitäten am Institut IWAR widerspiegelt. Auch der Zusammenhang zwischen Wasser und Energie, die energetische Effizienz in der Wassernutzung, die Energieeinsparung und Zurückgewinnung und deren Auswirkungen auf die Thematik der Wasserwiederverwendung erwiesen sich als zunehmend wichtig und relevant, so dass diese Themen, obschon nicht explizit im Antrag enthalten, eingehend bearbeitet wurden.

Die Ergebnisse aus den vorgenannten Arbeiten wurden zudem mit den anderen Partnern im Verbundvorhaben präsentiert. Die Verbreitung der Ergebnisse erfolgte projektbegleitend einerseits durch die Berichterstattung im Rahmen des Vorhabens selbst und andererseits durch wissenschaftliche Publikationen in Fachzeitschriften und auf Kongressen.

1.5 Abweichungen gegenüber der Antragsplanung

Im Laufe der Bearbeitung des Projektes haben sich keine fachlichen Abweichungen von der ursprünglichen Planung ergeben.

1.6 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Im Kernprojekt B erfolgte eine rege Zusammenarbeit der Kernprojektkoordination mit den beteiligten Partnern, den Universitäten Hannover, Bochum und Braunschweig und übergreifend mit der Gesamtkoordination der Universität Bochum. Teilprojektübergreifende Fragestellungen, insbesondere hinsichtlich des methodischen Vorgehens, des Austauschs und der Aufbereitung von Ergebnissen vor allem für die Erstellung der jährlichen Zwischenberichte und des Leitfadens, wurden innerhalb der Kernprojekte in regelmäßigen Treffen bearbeitet und schließlich im Gesamtverbund diskutiert und abgestimmt.

Die Erfolgsaussichten wurden zudem durch den fachlichen Austausch und die Beteiligung an verschiedenen Arbeitskreisen bedeutend vergrößert. Der Projektbearbeiter Dott. Ing. Alessandro Meda ist Mitglied der DWA Arbeitsgruppen BIZ 11.4 „Wasserwiederverwendung“ und KA 6.3 (neu) „Biofilmverfahren“. Damit stand zusätzlich große Kompetenz zur praxisnahen Unterstützung des geplanten Vorhabens und Erfahrungen zur Verfügung. Des Weiteren werden dadurch die Chancen für den Zugang der erzielten Ergebnisse in die einschlägigen Arbeitsberichte und Regelwerke verbessert.

2 Einleitung

Die **weltweiten Wasservorräte sind knapp** und der weiterhin wachsende Wasserbedarf vor allem zur Lebensmittelerzeugung stellt eine zunehmende Herausforderung dar. Betroffen ist überwiegend die Bevölkerung in Entwicklungs- und Schwellenländern, in ariden oder semi-ariden Regionen sowie in dicht besiedelten Regionen und insbesondere in den schnell wachsenden Megacities.

Die **Wasserwiederverwendung erschließt neue Wasserressourcen**, vermindert den Frischwasserbedarf und parallel dazu die Einleitung von (gereinigtem) Abwasser ins Gewässer. In Regionen, in denen die Wasserversorgung aufgrund langer Transportwege oder hohem Aufbereitungsaufwand energieintensiv und kostspielig sein kann, **kann die Wiederverwendung von gebrauchtem und adäquat gereinigtem Wasser eine Alternative mit geringerem Energieverbrauch und niedrigeren Kosten im Vergleich zur Frischwassernutzung** darstellen. Zudem werden wertvolle Frischwasserressourcen wie z. B. hochwertiges Grundwasser durch die alternative Verwendung von gereinigtem Wasser geschützt.

Die Wiederverwendung von Abwasser für **landwirtschaftliche Bewässerung wird heute in nahezu allen ariden Regionen praktiziert**. Insbesondere in den Schwellen- und Entwicklungsländern in Lateinamerika, Asien und Afrika wird auch heute noch Rohabwasser oder unzureichend gereinigtes Abwasser direkt zur Feldbewässerung verwendet. Häufig erfolgt dies ganz bewusst, um die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor sowie die organische Fracht zur Bildung von Humus zu nutzen, oft aber auch ohne sich der gesundheitlichen Gefahren für die Landwirtschaft und Verbraucher bewusst zu sein. Dies gilt auch für die indirekte und ungeplante Nutzung von Abwasser, wenn ungereinigtes Abwasser in die Flüsse eingeleitet wird und Flusswasser stromabwärts zur Bewässerung genutzt wird.

Die mit der Wiederverwendung verbundenen **gesundheitlichen Risiken** machen es für die Regierungen und die internationale Gemeinschaft unerlässlich, in dieser Zeit von rascher Veränderung und Entwicklung der Wasserwirtschaft und Abwassertechnik **geeignete Planungs- und Betriebshinweise** zu entwickeln sowie die Öffentlichkeit für diese Themen und den Umweltschutz im Allgemeinen zu sensibilisieren (U.S. EPA 2004).

2.1 Motivationen zur Wasserwiederverwendung

Entsprechend den jeweiligen Randbedingungen lassen sich verschiedene Motivationen zur Wasserwiederverwendung ausmachen:

- Mangelnde lokale oder auch regionale Verfügbarkeit von Wasser

Dies trifft häufig für aride und semiaride Regionen zu, jedoch auch für Ballungsgebiete und

Megastädte, wo nahezu unabhängig von der jährlichen Niederschlagsmenge der lokale Bedarf weit größer ist als die lokale oder regionale Verfügbarkeit. Vor diesem Hintergrund ist die innerstädtische Mehrfachnutzung, wie die Grauwasseraufbereitung, die Nutzung als Brauchwasser oder die Nutzung gereinigten Abwassers zur Bewässerung von Grünanlagen, Sportplätzen und Friedhöfen, eine Möglichkeit den spezifischen Frischwasserverbrauch auf die Menge abzusenken, die zum Kochen, Trinken und zur Körperpflege benötigt wird. Brauchwasser kann genutzt werden wo Trinkwasserqualität nicht notwendig ist. Gleichzeitig wird dadurch auch die Abwasserbelastung der Vorflut erheblich reduziert.

- Wassermangel und Trockenperioden,
wie sie speziell in ariden und semi-ariden Gebieten auftreten können. Hier gilt der generelle sparsame Umgang mit Wasser, das heißt die Mehrfachnutzung von Wasser in der Reihenfolge abnehmender Qualitätsanforderungen und mit jeweils adäquater, d.h. den Qualitätsanforderungen der Nutzung angepasster Zwischenreinigung.
- Schutz der Wasserressourcen
bedeutet im Rahmen eines Integrierten Wasserressourcen-Managements (IWRM) eine Frischwasserentnahme, die der Wasserneubildungsrate angepasst ist. Die Wasserwiederverwendung und Brauchwassernutzung kann in vielen Fällen eine sinnvolle Alternative zur Frischwasserentnahme darstellen.
- Ökonomische Faktoren
können eine Triebkraft für die verstärkte Wasserkreislaufführung sein, speziell in der industriellen Wasserwirtschaft, aber auch in Hotel Resorts oder bei der Bewässerung. In zahlreichen Ländern, in denen sowohl Gebühren für den Frischwasserbezug als auch für die Abwasserentsorgung zu entrichten sind, rechnet sich die Wasserwiederverwendung gleich zweifach. Die Möglichkeit der Nutzung von Wasserinhaltsstoffen z. B. als Dünger oder die Option der Wärmerückgewinnung aus Wasser können zusätzliche ökonomische Anreize sein.
- Energieeinsparung und die Minimierung der Treibhausgas-Emissionen
sind neu hinzu gekommene Beweggründe zur Wasserwiederverwendung, da die Wasseraufbereitung und -wiederverwendung vor Ort energetisch weitaus günstiger sein kann als der weite Transport von Frischwasser zuzüglich dessen ggf. intensive Aufbereitung und Entsalzung und die nachfolgende Abwasserreinigung.
- Politische Gründe
wie z. B. die Unabhängigkeit von Wasserlieferungen aus benachbarten Staaten kann eine starke Motivation zur Mehrfachnutzung von Wasser sein, wie das Beispiel Singapur zeigt.

Wassermangel kann ebenso aus extensiver und oft subventionierter Wasserverwendung für die Landwirtschaft resultieren. In Kombination mit dem Export landwirtschaftlicher Erzeugnisse werden zusätzlich große Mengen Wasser indirekt als sogenanntes „virtuelles Wasser“ exportiert, was zur Verstärkung des Wassermangels führt (z. B. Israel, Spanien).

All dies führt dazu, dass **gereinigtes Abwasser eine an Bedeutung gewinnende wichtige Resource ist, deren Nutzung dem Nachhaltigkeitsgedanken in bester Weise entspricht**. Wasserwiederverwendung sollte deshalb ein unerlässlicher Bestandteil eines jedweden integrierten Wassermanagementsystems sein.

Abbildung 2 zeigt die Wasserwiederverwendung in verschiedenen Ländern in $\text{m}^3/(\text{E}\cdot\text{a})$ und den Anteil des Reuse Wassers bezogen auf die gesamte Wasserextraktion (Daten von Earthtrends 2009). Es wird deutlich, dass schon heute die Wasserwiederverwendung einen hohen Stellenwert in den meisten ariden und semi-ariden Ländern einnimmt.

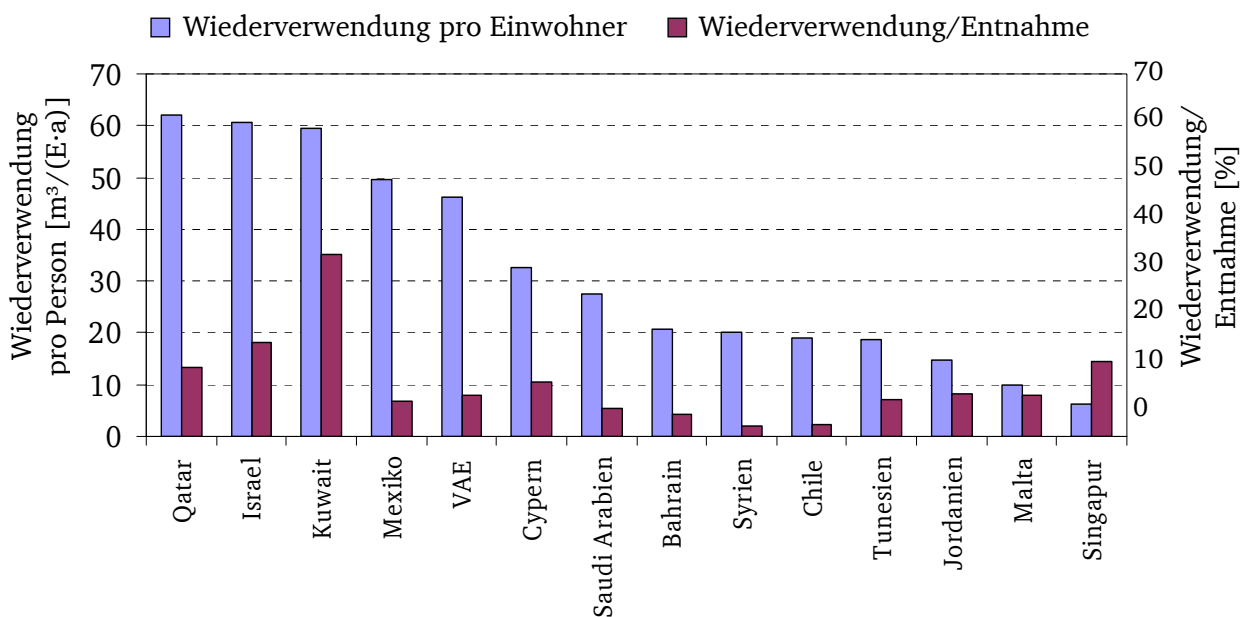


Abbildung 2 Wasserwiederverwendung in Kubikmeter pro Einwohner und Jahr und Anteil der Wasserwiederverwendung bezogen auf die gesamte Wasserentnahme (Daten von Earthtrends 2009)

Die Möglichkeiten zur Wiederverwendung sind vielfältig. In Anlehnung an Asano 2007 lassen sich folgende Anwendungskategorien der Wiederverwendung von recyceltem Wasser aus kommunalen Abwasser anführen (Tabelle 1). Entsprechend der sehr verschiedenen Nutzungsarten sind die Anforderungen an die Wasserqualität sehr unterschiedlich und entsprechend auch die Anforderungen an die Aufbereitungstechnik.

Tabelle 1 Anwendungskategorien der Wiederverwendung von recyceltem Wasser (Asano 2007)

Landwirtschaftliche Bewässerung	Bewässerung von Kulturpflanzen Bewässerung von Blumenfeldern
Innerstädtische Anwendungen	Toilettenspülung Landschaftsbauliche Bewässerung von Parks, Golfplätzen, Grünstreifen, Grünanlagen, Sportplätzen und Friedhöfen Feuerlöschwasser Klimatisierung
Industrielle Wiederverwendung	Kühlwasser Dampfkesselspeisung Prozesswasser
Freizeitnutzung	Seen und Teiche Erhöhung der Wasserführung von Gewässern Angeln Künstliche Beschneigung
Grundwasseranreicherung	Grundwasser Wiederauffüllung Vorbeugung/Bekämpfung von Brackwasserinfiltration Vorbeugung/Bekämpfung von Bodensenkung
Direkte Wiederverwendung als Trinkwasser	Beimischung in oberirdischen Speichern Beimischung im Grundwasserleiter Direkte Einspeisung ins Trinkwassernetz („pipe to pipe reuse“)

2.2 (Ab-)Wasser und seine Ressourcen

Das derzeit in den entwickelten Ländern implementierte Abwassermanagement-Konzept beruht auf dem Grundgedanken, den **Kontakt des Menschen mit seinen Abwässern zu minimieren** und die Krankheitserreger, Fäzes, Urin zusammen mit dem Abwasser aus Küche, Wäschewaschen und Körperpflege wegzuspülen. Die Einführung von Wasserklosetts und der Schwemmkanalisation haben die hygienischen Verhältnisse sprunghaft verbessert, die Ausbreitung von Krankheiten drastisch reduziert und den Komfort erhöht. Zum Schutz der Gewässer wurden die Abwasserbehandlungsanlagen sukzessive ausgebaut und erweitert. **Das gegenwärtige System ist jedoch kaum in der Lage Wertstoffe** wie z. B. Pflanzennährstoffe, Energie aus organischen Abwasserinhaltsstoffen, Fettsäuren als Rohstoffe für die Industrie oder das Wasser selbst als Ressource **zu nutzen** (Wilderer 2005). Vor diesem Hintergrund ist der ressourcenschonende Umgang mit Wasser und Energie sowie das **Erkennen und die Erschließung von Potentialen zur Ressourcenrückgewinnung** eine wirtschaftliche, soziale und ökologische Notwendigkeit. Neben dem Wasser selbst werden als weitere im Abwasser vorliegenden „Ressourcen“ die Energie und die Nährstoffe (insbesondere Phosphor) betrachtet.

Auf Energiegehalt, -formen und Rückgewinnungspotential wird im folgenden Absatz sowie in Kapitel 8 näher eingegangen. Auf die Nährstoffe wird in Kapitel 4.2 und 4.2 eingegangen.

2.3 Wasser und Energie

Endliche fossile Energierohstoffe sowie der anthropogen verursachte Anstieg der Treibhausgasemissionen haben die weltweiten Diskussionen und Bemühungen zur Steigerung der Energieeffizienz in allen Prozessen in den Vordergrund gerückt. **Wasser und Energie sind vielfältig und wechselseitig miteinander verbunden.**

- Mit Wasserkraft kann elektrische Energie erzeugt werden
- Zur Energieproduktion wird Wasser benötigt
 - Wasser wird bei der Ölförderung benötigt.
(Keller (2008) setzt unter den Randbedingungen in Queensland/Australia 2-3 L Wasser pro produzierter elektrischer kWh aus Kohle an)
 - Cornel, Meda, 2008a schätzen den spezifischen Wasserbedarf zur landwirtschaftlichen Energieproduktion mittels Biogaserzeugung auf ca. 300 L/kWh.
- Kraftwerke benötigen Kühlwasser

Und umgekehrt wird Energie vielfältig bei der Wasserver- und -entsorgung eingesetzt. Der Energieverbrauch vom gesamten Wasserkreislauf variiert erheblich abhängig von den Randbedingungen wie Transportwege und Aufbereitungsaufwand, wie im Kapitel 10.1 detailliert gezeigt wird. Er kann beispielsweise mit 0,5-7 kWh/m³ für Kalifornien bzw. 0,7-1,4 kWh/m³ für Deutschland abgeschätzt werden.

Und wie viel elektrische Energie kann aus den organischen Abwasserinhaltsstoffen gewonnen werden? Der gesamte Energieinhalt pro Einwohner und Tag beträgt bei 110-120 g CSB/(E-d) ca. 0,4 kWh. Davon können derzeit je nach Verfahren rund 0,05-0,1 kWh als elektrische Energie gewonnen werden, wie in Abschnitt 10.4.2 detailliert gezeigt wird. Dies bedeutet je nach spezifischem Wasserverbrauch ca. 0,15-0,7 kWh/m³ und ist somit weit weniger als für die Wasserver- und -entsorgung benötigt wird.

Wenn also über Abwasser als Energiequelle nachgedacht wird, so ist neben der potentiellen Rückgewinnung von Energie aus dem Abwasser die gesamte Verfahrenskette der Wasserver- und Entsorgung zu betrachten und energetisch zu optimieren. Und die Betrachtung wäre unvollständig, würde sie nicht auch die **Energieeinsparpotentiale betrachten, die durch eine Wasserwiederverwendung realisiert werden können**, denn die Aufbereitung von gereinigtem Abwasser zu Brauchwasser und dessen Verteilung erfordert gemäß des kalifornischen Energy Policy Reports (2005) mit 0,1-0,3 kWh/m³ nur einen Bruchteil der Energie, die für die Frischwasserversorgung benötigt wird.

Das größere Potential zur Reduzierung des Energieverbrauchs liegt also zweifelsohne in der Reduzierung des Wasserverbrauchs. In diesem Rahmen stellt sich die innenstädtische Wassermehrfachnutzung hervor, insbesondere dort wo die Bereitstellung von Wasser in ausreichender Menge und Qualität wegen langen Transportwegen oder aufwändigen Aufbereitungsprozessen mehr Energie verbraucht als die Aufbereitung von behandeltem Abwasser.

Auf die Thematik der urbanen Wasserwiederverwendung wird in Kapitel 5 eingegangen. Die weiteren Rückgewinnungspotentiale von Energie aus Abwasser werden dann in Abschnitt 10.4 betrachtet auch und gerade unter dem Aspekt entstehender Treibhausgasemissionen.

3 Grundlegendaten und Randbedingungen für die Wasserwiederverwendung

3.1 Ökologisch relevante Parameter

Voraussetzung für eine unbedenkliche und langfristig erfolgreiche Wasserwiederverwendung ist die konsequente Einhaltung definierter Qualitätsanforderungen. Hierbei sind verschiedene Aspekte zu berücksichtigen:

1) Schutz des Bodens / Schutz der Pflanzen

Zum Schutz des Bodens ist vor allem der Salz- und Schwermetallgehalt zu begrenzen. Bekannt ist z. B. die mögliche Bodenversalzung und Bodengefügeänderung aufgrund der Bewässerung mit Abwasser, das hohe Anteile Natrium im Vergleich zu Calcium und Magnesium aufweist. Die Wasserleitfähigkeit des Bodens kann verringert werden, mit Ertragsdepressionen als Folge. Ausschlaggebend für die notwendige Wasserqualität ist die Art des Bodens (Gefüge, Körnung, Durchlässigkeit, Chemismus, besonderer Salzgehalt), das Klima (Aridität, Menge und Verteilung der Niederschläge, Luftfeuchte, Wind), die Pflanzenart (Nährstoffbilanz im Boden) und das Bewässerungsverfahren (Beregnung oder Unterflurbewässerung, Höhe und Häufigkeit der Bewässerung). Neben dem Gesamtsalzgehalt ist die Konzentration einiger pflanzentoxischer Ionen wie z. B. Bor, Chlorid und Natrium von Bedeutung. Diese Ionen können durch die Wurzel aufgenommen werden aber auch durch die Blätter im Falle einer Bewässerung mittels Beregnung. Bor kann bereits ab einer Konzentration leicht höher als die für das Pflanzenleben erforderliche Konzentration toxisch wirken. Bor gelangt als Perborat, d. h. als Bleichmittel mit Wasch- und Desinfektionsmittel ins häusliche Abwasser. NaCl gelangt z. B. als Regenerationssalz für die Enthärtungsaustauscher in den Spülmaschinen ins häusliche Abwasser.

2) Schutz des Grundwassers

Gleichwohl bei sachgerechter Bewässerung kein Eintrag ins Grundwasser angestrebt wird, ist der Eintrag von Bewässerungswasser ins Grundwasser in der Praxis kaum zu vermeiden. Der Schutz des Grundwassers erfordert allerdings dann verstärkte Aufmerksamkeit, wenn der Grundwasserleiter als jahreszeitlicher Speicher für Bewässerungswasser dienen soll.

3) Einsatz effizienter Bewässerungstechniken

Die Bewässerungstechnik stellt ebenfalls Ansprüche an die Abwasserqualität. Inhaltsstoffe mit korrosiver Wirkung und unlösliche Stoffe sollten bei der Abwasserreinigung entfernt werden, um ein Verstopfen der Leitungen und einen möglichen Geräteverschleiß zu verhindern.

4) Akzeptanz

Damit die Abwasserbewässerung von der Bevölkerung akzeptiert wird, müssen ästhetische As-

pekte berücksichtigt werden. Das Abwasser sollte deshalb vor allem möglichst geruchsfrei und frei von Färbung sein.

5) Speichern außerhalb der Vegetationsperioden

Auch aus einer saisonalen Speicherung können Qualitätsanforderungen an Bewässerungswässer resultieren. Z. B. Anforderungen an die Nährstoffgehalte um übermäßiges Algenwachstum bei oberirdischer Speicherung zu verhindern oder um bei unterirdischer Speicherung den Nährstoffeintrag ins Grundwasser zu minimieren.

3.2 Indizes zur Wasserknappheit

Die Verfügbarkeit von Wasser ist regional verschieden. Um die (regionale) Wasserverfügbarkeit zu beschreiben, werden unterschiedliche Indizes verwendet. Sie legen einerseits Tendenzen offen, sollten aber andererseits hinsichtlich der absoluten Mengen sorgfältig interpretiert und kritisch hinterfragt werden.

Die spezifische Pro-Kopf-Verfügbarkeit von erneuerbarem Süßwasser ist ein solcher Parameter. Dieser gibt das errechnete Potential an, nicht das tatsächlich verwendete Wasservolumen. Der „Water Intensity Use Index“ (auch Wasserstressindex genannt) drückt das Verhältnis der mittleren gesamten Wasserentnahme zu den gesamten erneuerbaren Süßwasserressourcen aus (Jiménez et al. 2008). Tabelle 2 gibt Grenzwerte für diese beiden Parameter an, mit deren Hilfe die Wasserstress-Situation charakterisiert werden kann.

Tabelle 2 Grenzwerte für die Pro-Kopf-Verfügbarkeit erneuerbarer Süßwasser-Ressourcen und den Wasserstressindex (Jiménez et al. 2008)

		Situation	Einfluss auf water reuse
Basierend auf der Pro-Kopf-Verfügbarkeit von erneuerbaren Süßwasser-Ressourcen in m ³ /(E·a)			
Wasserstress	< 1,700	Der Wasserstress zeigt erste Auswirkungen in der Region. Beeinträchtigungen der Wirtschaft und der menschlichen Gesundheit sind möglich.	Unter diesen Umständen wird die Entwicklung einer Strategie zur Wasserwiederverwendung empfohlen.
Chronische Wasserknappheit	< 1,000	Die Region erfährt häufig Wassermangelsituationen und Probleme in der Wasserversorgung (sowohl kurz- als auch langfristig).	Maßnahmen zur Wasserwiederverwendung sollten umgesetzt werden.
Absoluter Wasserstress	< 500	In der Region wird die Wasserversorgung durch Meerwasserentsalzung, Übernutzung von Aquiferen ¹⁾ oder das Durchführen ungeplanter Wasserwiederverwendung vervollständigt.	Maßnahmen zur Wasserwiederverwendung müssen dringend geplant und implementiert werden.
Existenzminimum	< 100	Die kommunale und gewerbliche Wasserversorgung ist beeinträchtigt, da die insgesamt verfügbare Wassermenge nicht ausreicht die Nachfrage aller Nutzergruppen zu befriedigen (kommunal, landwirtschaftlich und industriell)	Unter solchen Bedingungen ist das gegenwärtige wirtschaftliche Entwicklungsmodell nicht nachhaltig
Basierend auf dem Water Intensity Use Index (WIUI) oder Water Stress Index (WSI)			
Wasserstress	>20 %	In der Region treten ernsthafte Probleme bei der Wasserversorgung auf, die durch Wasserwiederverwendung (geplanter und nicht geplanter Art), Übernutzung von Aquiferen (um das 2- bis 30-fache) oder Meerwasserentsalzung kompensiert werden	Ganzheitliche Strategien zum Wassermanagement, die die planmäßige Wasserwiederverwendung und Recycling umfassen, sind unerlässlich für die Wirtschaft

¹⁾ Obwohl übermäßige Grundwasserentnahmen sogar in Ländern mit einer Wasserverfügbarkeit über 4000 m³/(E·a) vorkommt

Global gesehen lag 2006 die Wasserverfügbarkeit bei 8.462 m³/(E·a), auf regionaler Ebene variiert sie von 1380 m³/(E·a) im Mittleren Osten und Nordafrika bis fast 53.300 m³/(E·a) in Ozeanien. Diese Zahlen spiegeln nicht die Situation einzelner Länder oder innerhalb eines Landes wider. Eine Liste der Länder in denen entsprechend der Wasserverfügbarkeit pro Kopf und Water Intensity Use Index Wasserknappheit herrscht, enthalten Tabelle 3 und Tabelle 4. Die Reihenfolge der Länder unterscheidet sich je nach betrachtetem Index. Länder aus Ozeanien, Nord- oder Südamerika werden nicht aufgeführt, obwohl bekannt ist, dass für einige von ihnen (auf regionaler Ebene) Probleme hinsichtlich der Wasserverfügbarkeit existieren, wie z. B. in Australien, den USA (Florida, Kalifornien), Großbritannien (London) und Mexiko City.

Tabelle 3 Liste der Staaten mit Wasserstress. Einteilung entsprechend der Wasserverfügbarkeit pro Kopf (Jiménez et al. 2008)

Existenzminimum	Absoluter Wasserstress	Chronische Wasserknappheit	Wasserstress
<100 m³/(E-a)	100-500 m³/(E-a)	500-1000 m³/(E-a)	1000-1700 m³/(E-a)
Mittlerer Osten und Nordafrika			
Kuwait	Libyen	Ägypten	Libanon
Gazastreifen	Jordanien	Marokko	Syrien
Vereinigte Arabische Emirate	Bahrain	Zypern	
Katar	Jemen		
Saudi-Arabien	Israel		
	Algerien		
	Oman		
	Tunesien		
Asien (ohne Mittleren Osten)			
Malediven	Singapur	-	Pakistan Südkorea Indien
Mittelamerika und Karibik			
Bahamas	Barbados	S.Kitts & Nevis Antigua & Barbuda	Haiti
Europa			
-	Malta	-	Dänemark Tschechische Republik Polen
Subsahara-Afrika			
-	Djibouti	Kapverde Kenia Burkina Faso	Ruanda Südafrika Malawi Eritrea Komoren Simbabwe Äthiopien Burundi Lesotho

Tabelle 4 Liste der Länder mit Wasserstress gemäß Water Intensity Use Index (Jiménez et al. 2008)

1000-3000 %	500-1000 %	500-100 %	50-100 %	20-50 %
Mittlerer Osten und Nordafrika				
Vereinigte Arabische Emirate	Saudi-Arabien Libyen Katar	Jemen Oman Israel Jordanien Irak Syrien	Tunesien Algerien Iran	Marokko Afghanistan Libanon Zypern
Asien (ohne Mittleren Osten)				
Turkmenistan	-	Usbekistan Aserbaidschan Pakistan	Bangladesch Indien Japan	Kasachstan Armenien Südkorea Sri Lanka China Thailand Singapur
Mittelamerika und Karibik				
-	-	Barbados	-	Kuba
Europa				
-	-	Malta Ungarn Moldawien	Belgien Niederlande Rumänien Ukraine	Bulgarien Spanien Deutschland Polen Italien Dänemark Frankreich Portugal
Subsahara-Afrika				
-	-	Mauretanien Sudan	Niger Somalia	Mauritius Südafrika Swasiland Simbabwe Eritrea

Die Wasserversorgung von Megacities stellt unabhängig von der Wasserverfügbarkeit im jeweiligen Land eine spezielle Herausforderung dar, da der Wasserbedarf die lokale Verfügbarkeit bei Weitem übersteigt. Lange Transportwege und/oder übermäßige Grundwasserentnahme mit in vielen Fällen dramatischen ökologischen und ökonomischen Konsequenzen sind verbreitet, wie Beispiele aus allen Kontinenten zeigen. Intra-urbane Wiederverwendung von adäquat gereinigtem Abwasser oder Abwasserteilströmen ist eine nachhaltige Maßnahme innerhalb eines integrierten Wasserressourcen-Managements, durch die der Bedarf an Trinkwasser um bis zu 50 % reduziert werden kann. In vielen Ländern ist Wasserwiederverwendung bereits eine unumgängliche Notwendigkeit und gang und gäbe im Wassermanagement.

In der Zukunft wird sie innerhalb eines nachhaltigen Wasserressourcen-Managements eine essenzielle Rolle spielen und eine der größten Herausforderungen des 21. Jahrhunderts darstellen. Hinsichtlich der Wiederverwendung muss behandeltes Abwasser, das die jeweiligen Anforderungen des vorgesehenen Verwendungszwecks erfüllt, als wertvolle, verwendbare und lokal verfügbare Wasserressource betrachtet werden. Dadurch leistet Wasserwiederverwendung einen Beitrag, die Diskrepanz zwischen stetig wachsendem Wasserverbrauch und begrenzten Wasserressourcen zu reduzieren (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall 2008).

3.2.1 Wasserstress in Deutschland?

Hat Deutschland ein Problem mit Wasserstress vergleichbar mit dem von z. B. Spanien, wie die Wasserstress-Indizes in Tabelle 4 zeigen? Jeder, der diese Länder kennt, ist von diesem Ergebnis überrascht. Einerseits die durch ausreichende Niederschläge während des gesamten Sommers grünen Landschaften und Wälder Deutschlands, so dass Bewässerung nahezu überflüssig ist, andererseits die trockene Landschaft Spaniens, wo Millionen Deutsche wegen des schönen regenfreien Wetters jedes Jahr ihre Ferien verbringen und intensive Landwirtschaft ohne Bewässerung undenkbar ist. Wieso stimmt diese subjektive Wahrnehmung nicht mit den statistischen Daten überein?

Ein Schlüssel dazu könnte sein, dass die Daten der Wasserentnahme nicht zwischen „verbrauchenden“ und „nicht-verbrauchenden“ Nutzungen unterscheiden. Wasser, das für „verbrauchende“ Nutzungen verwendet wird (vor allem für Bewässerung, bei der das Wasser durch Pflanzen verdunstet), steht nicht länger für andere Verwendungszwecke zur Verfügung. Folglich wird ein höherer Druck auf die Wasserressourcen ausgeübt, als es bei „nicht-verbrauchenden“ Nutzungen wie der Kühlung in Kraftwerken der Fall ist, wobei ein Großteil des Wassers meist ohne qualitative Verschlechterung in den Wasserkörper zurückkehrt und erneut verwendet werden kann. Dasselbe gilt für das meiste kommunal und industriell genutzte Wasser, das nicht durch die Nutzung verschwindet, sondern als (behandeltes) Abwasser in Flüsse eingeleitet wird und flussabwärts evtl. wieder genutzt wird.

Zusätzlich zu der Tatsache, dass Wasser nach „nicht-verbrauchender“ Nutzung verfügbar bleibt und deshalb weniger Druck auf die Wasserressourcen ausgeübt wird ist es möglich, dass in den veröffentlichten statistischen Daten diese Wassermenge als verloren angesehen wird, da durch Fließgewässer ein Transport außerhalb des Landes stattfindet, was die berechneten Wasserressourcen verringert, den Wasserstressindex aber erhöht. Wie dieses Beispiel zeigt, ist die Methode zur Berechnung des Wasserstressindex fragwürdig und bedarf einer vorsichtigen Interpretation. Die Daten für Deutschland veranschaulichen diesen Sachverhalt.

Mit den Daten der FAO (FAO, 2010) – die Daten anderer Quellen wie z. B. dem Statistischen Bundesamt 2009 sind bis zu 15 % niedriger – kann der Wasserstressindex für Deutschland berechnet werden indem die Entnahme von 47.050 Millionen m³/a durch die Menge der natürlich erneuerbaren Wasserressourcen in Höhe von 154.000 Millionen m³/a dividiert wird, so dass sich ein Ergebnis von 31 % ergibt.

Das statistische Jahrbuch gibt an, dass 26.000 Millionen m³ des jährlich entnommenen Wassers als Kühlwasser verwendet und zum größten Teil zeitnah in den Wasserkörper zurückgeführt werden, aus dem sie entnommen wurden (Statistisches Bundesamt 2009). Wird die Menge Kühlwasser abgezogen, fällt der Wasserstressindex von 31 % auf $(47-26)/154=14$ %.

Zusätzlich dazu, werden 98 % der schätzungsweise 18.000 Millionen Kubikmeter kommunalen und industriellen Abwassers adäquat behandelt und in Oberflächengewässer zurückgeführt. Zusammen mit dem Kühlwasser, belaufen sich diese Wassermengen auf 44.000 von insgesamt 47.000 Millionen m³/a, die also noch verfügbar sind, nachdem sie verwendet wurden. Statistisch könnten sie zwei Mal gewertet werden, einmal als Entnahme und ein zweites Mal als durch Fließgewässer außerhalb des Landes transportiert. Wird das berücksichtigt, sinkt der Wasserstressindex von Deutschland weit unter 5 % und wäre in Übereinstimmung mit der Wahrnehmung der Bevölkerung und der Experten, die Deutschland insgesamt als Land mit ausreichend Wasser ansehen. Trotzdem erfordern regionale Unterschiede und zukünftige Entwicklungen eine erhöhte Alarmbereitschaft in Bezug auf die Wasserressourcen.

Schlussfolgerung: Statistiken lügen nicht, aber müssen vorsichtig sorgfältig geprüft werden.

3.3 Gesetzliche Rahmenbedingungen und Richtlinien bezüglich Wasserwiederverwendung

Die Art der Nutzung definiert die Qualitätsanforderungen. Notwendig ist eine ausreichende Qualität für die beabsichtigte Nutzung. Notwendig ist aber auch, dass hochwertige Wasserqualitäten für solche Anwendungen aufgespart werden, die eine hochwertige Wasserqualität benötigen. Dabei ist hochwertig durchaus ein relativer Begriff, der für konkrete Anwendungen zu definieren ist. Trinkwasser, Toilettenspülwasser, Waschwasser, Kühlwasser, Feuerlöschwasser, Bewässerungswasser, etc. haben durchaus unterschiedliche Qualitätsanforderungen. Nicht für alle Anwendungen wird hochwertiges Grundwasser benötigt. Es ist eine Aufgabe des integrierten Wasserressourcenmanagements Bedarf und Ressource bezüglich Menge und Qualität in Einklang zu bringen. Hochwertiges gereinigtes und aufbereitetes Wasser heißt aber auch, die Aspekte des Gesundheitsschutzes der Anwender und Verbraucher, den Pflanzenschutz sowie den Schutz des Bodens zu beachten. Auch Qualitätsanforderungen, die aus den Anforderungen der Wasserspeicherung zum Ausgleich

der Diskrepanz zwischen Anfall des wieder verwendbaren Wassers und dem Bedarf kommen, können von Bedeutung sein (Cornel, Meda 2008a).

Ausführliche Hinweise zu hygienischen Aspekten und Schutz der menschlichen Gesundheit sowie Risikobewertung und Minimierungsmaßnahmen befinden sich in den WHO-Guidelines (World Health Organization 2006). Hinweise und Qualitätsanforderungen zum Schutz des Bodens und der Pflanzen befinden sich in der FAO Richtlinie (Pescod 1992) und in Lazarova 2005.

Während für die Wiederverwendung als Bewässerungswasser in der Landwirtschaft oder als Brauchwasser in Haushalten und Hotels der Fokus auf der hygienischen Unbedenklichkeit liegt, richten sich die Qualitätsanforderungen für Wasserwiederverwendung in der Industrie nach den Prozessen, innerhalb derer die Wiederverwendung stattfinden soll. Folglich entscheiden sich die Qualitätsanforderungen grundlegend von den zuvor genannten Verwendungszwecken und sind charakteristisch für spezifische Produktionsprozesse. Zum Beispiel sind für die Wiederverwendung von Wasser als Kühlwasser in Kühltürmen die Parameter abfiltrierbare Stoffe und Salzgehalt die ausschlaggebenden Größen, wohingegen zum Beispiel in der Papierindustrie die Farbe des Wassers ein wichtiger Parameter sein könnte.

Es scheint offensichtlich, dass es auf Grund der Vielfältigkeit der Anwendungen und Prozesse innerhalb derer Wasser wieder verwendet wird, nicht möglich ist, allgemein gültige Qualitätsanforderungen für die Wasserwiederverwendung in der Industrie festzulegen.

3.3.1 Internationale Richtlinien

In einer Vielzahl von Ländern existieren Richtlinien und Regelwerke, die sich auf water reuse beziehen. Werden sie eingehalten, gewährleisten sie in den meisten Fällen einen sicheren Umgang mit dem jeweiligen Wasser, so dass keine Beeinträchtigungen der landwirtschaftlichen Bewässerungsflächen oder der menschlichen Gesundheit auftreten. Oft sind die Richtlinien eines Landes aus denen der Nachbarländer oder internationaler Organisationen hervorgegangen. Aus diesen Gründen sind sie zum Teil nicht an die Gegebenheiten des Landes, auf das sie sich beziehen, angepasst (z. B.: Grenzwerte passen nicht zueinander oder können nicht parallel eingehalten werden) (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall 2008).

Eine Auflistung der wichtigsten internationalen (und nationalen) Normen, Gesetze und Richtlinien zum Thema Wasserwiederverwendung kann dem Anhang 1 entnommen werden. Darüber hinaus sind in Übersichtstabellen die Qualitätsanforderungen enthalten. Generell kann bei den betrachteten Parametern zwischen hygienisch-mikrobiologischen und physikalisch-chemischen Größen unterschieden werden.

Ayers, Westcot 1985 zum Beispiel enthält Grenzwerte verschiedener physikalisch-chemischer Parameter für Bewässerungswasser, untergliedert nach Einschränkungen für die bewässerten Kulturpflanzen (Degree of Restriction on use: None, Slight to Moderate, Severe). „Restriction on use“ bedeutet dabei, dass durch sorgfältige Auswahl der Kulturpflanze oder besondere Bewirtschaftungsarten der volle Ernteertrag erzielt werden kann. Es werden Grenzwerte speziell für die Bewässerung durch Beregnung und Oberflächenbewässerung, sowie Hinweise zur Einschätzung der Infiltrationsrate (SAR-Wert und elektrische Leitfähigkeit) gegeben. Diese Werte gelten für Bewässerungsfeldbau in ariden bis semi-ariden Klimazonen mit guter natürlicher Drainage des Bodens. Hygienische Parameter wurden aus Publikationen der WHO übernommen.

Eine weitere FAO-Veröffentlichung (Pescod 1992) übernimmt diese Grenzwerte und gibt weitere für die im Boden enthaltenen Schwermetalle nach der Applikation von Klärschlamm an. Zum Schutz der menschlichen Gesundheit müssen Grenzwerte für Krankheitserreger (Wurmeier, Viren, Bakterien) und toxische Stoffe definiert und eingehalten werden. Bei der Festlegung dieser Grenzwerte spielt die Art des Kontaktes zwischen Mensch und Abwasser eine entscheidende Rolle. Hinweise hierzu finden sich in den WHO-Guidelines (World Health Organization 2006).

In Blumenthal et al. 2000 werden drei verschiedene Ansätze für mikrobiologische Guidelines bei der Verwendung von Abwasser zur Bewässerung in der Landwirtschaft diskutiert. Die Ansätze verfolgen unterschiedliche Ziele:

1. Abwesenheit von Indikatororganismen fäkalen Ursprungs im Abwasser
2. Abwesenheit eines Infektionsrisikos für die Bevölkerung, durch die Verwendung von Abwasser für die landwirtschaftliche Bewässerung
3. eine auf Modellen basierende Risikoabschätzung (dabei wird ein als akzeptabel eingestuftes Infektionsrisiko definiert)

Da die Überwachung aller pathogenen Mikroorganismen mit einem hohen Aufwand verbunden ist, erfolgt die Überwachung der mikrobiologischen Qualität des Abwassers mit Hilfe des Summenparameters „fäkalcoliforme Keime“. In der Praxis führt dieser Ansatz gegebenenfalls dazu, dass in Abwasser, welches für die Bewässerung von roh verzehrten Pflanzen verwendet wird, keine fäkalcoliformen Keime enthalten sein dürfen. Dieser Ansatz wird z. B. in der WHO Richtlinie von 1989 (Tabelle 5) und in den USA verfolgt. Der US-Bundesstaat Kalifornien weist dabei besonders strenge Regelungen auf. Standards anderer Länder orientieren sich häufig an den amerikanischen und besonders den kalifornischen Standards (so zum Beispiel Israel und Oman).

Tabelle 5 Empfohlene Grenzwerte für die mikrobiologische Qualität von Bewässerungswasser (WHO 1989)

In besonderen Fällen sollten lokale epidemiologische, soziokulturelle und ökologische Faktoren berücksichtigt und die Richtlinie entsprechend modifiziert werden. Kategorie A: Strengere Werte (≤ 200 faecal coliforms per 100 mL) sind angebracht für öffentliche Grünflächen. Kategorie B: Bei Obstbäumen sollte die Bewässerung zwei Wochen vor der Ernte ausgesetzt werden. Aufnahmen von Fallobst und Sprinklerbewässerung sind zu unterlassen.

Kategorie	Situation	Exponierte Personen	Darmnematoden [Eier/Liter]	Fäkalcoliforme/ 100 mL
A	Bewässerung von Pflanzen, die voraussichtlich ungekocht verzehrt werden, Sportplätze, öffentliche Parkanlagen	Arbeiter, Verbraucher, Öffentlichkeit	≤ 1	≤ 1000
B	Bewässerung für Getreideanbau, Industriepflanzen, Futterpflanzen, Grasland, Baumkulturen	Arbeiter	≤ 1	Kein Standard empfohlen
C	Örtliche Eingrenzung der Bewässerung von Pflanzen aus Kategorie B, kein Kontakt der Personen (weder Arbeiter noch Öffentlichkeit) mit dem Wasser	Keine	entfällt	entfällt

Laut Blumenthal et al. 2000 liegt der Hauptkritikpunkt bei diesem Ansatz darin, dass die Grenzwerte unnötig streng sind und sich (bezogen auf jeden verhinderten Fall einer Infektion) hohe Kosten ergeben. Hohe Investitionen dieser Art sind für Industrieländer mit geringen Vorkommen an endemisch auftretenden fäkal-oralen Infektionen tragbar. In Ländern mit höheren Raten endemischer Infektionen dieser Art, wo die Ursachen eher in mangelnder Hygiene und mangelhaftem Abwassermanagement liegen, als in der Wiederverwendung von Abwasser in der Landwirtschaft, wird diese Herangehensweise als nicht sinnvoll erachtet.

Unter den aufgeführten Richtlinien hat deshalb die neue WHO Richtlinie „Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and grey water“, erschienen in Juli 2006, eine besondere Bedeutung. In dieser Richtlinie werden keine genauen Grenzwerte für hygienische Parameter in Abhängigkeit der Nutzung des gereinigten Wassers festgelegt, sondern es werden die gesundheitlichen Aspekte mit einem besonderen neuen Ansatz betrachtet. So werden gesundheitsbezogene Ziele (Health-based targets, HBTs) festgelegt, die nicht nur die potentielle gesundheitliche Beeinträchtigung durch die Nutzung des gereinigten Abwassers, sondern auch die allgemeinen hygienischen Lebensbedingungen einer Bevölkerung berücksichtigen. Es wird der Begriff DALY (Disability Adjusted Life Year) eingeführt. Mit diesem Begriff soll die Bedeutung verschiedener Krankheiten auf die Gesell-

schaft gemessen werden. Mit DALY soll nicht nur die Sterblichkeit, sondern auch die Beeinträchtigung des normalen, beschwerdefreien Lebens durch eine Krankheit erfasst und mit einer Maßzahl berechnet werden. Die Zahl der verlorenen Lebensjahre durch vorzeitigen Tod wird mit dem Verlust an Lebenszeit durch Behinderung oder Krankheit kombiniert. Die Erreichung der HBTs, gemessen durch einen bestimmten DALY-Wert, hängt somit nicht nur von der Qualität des gereinigten Abwassers für die Wiederverwendung, sondern auch von einer Vielzahl von anderen Bedingungen, wie zum Beispiel die Art der Zubereitung des bewässerten Obst/Gemüse, deren Lagerungszeit und des Gesundheitsrisikos aufgrund anderer Gefährdungspfade ab.

Durch diese Betrachtung erscheint die Festlegung von pauschalen Grenzwerten für bestimmte Parameter wenig sinnvoll und entspricht nicht dem Ansatz der WHO.

3.3.2 Richtlinien auf europäischer Ebene

Obwohl bezüglich Abwasserqualität und der Wiederverwendung für verschiedene Anwendungsbereiche Studien durchgeführt wurden, existieren momentan wenige Richtlinien bezüglich der Wasserwiederverwendung auf EU-Ebene.

Die 2006 in Kraft getretene novellierte EU-Badegewässerrichtlinie legt mikrobiologische Parameter für die Überwachung von zu Badezwecken genutzten Oberflächengewässern fest (Tabelle 6). Die in der vorhergehenden Fassung der EU-Badegewässerrichtlinie zusätzlich enthaltenen mikrobiologischen Parameter sowie alle physikalisch-chemischen Parameter entfallen. Es gelten unterschiedliche Grenzwerte für Binnen- und Küstengewässer, so dass drei Kategorien abgeleitet werden können.

Tabelle 6 Grenzwerte der EU-Badegewässerrichtlinie von 2006

Binnengewässer	Qualität		
	Ausgezeichnet	Gut	Ausreichend
Intestinale Enterokokken (KbE/100ml)	200*	400*	330**
Escherichia coli (KbE/100ml)	500*	1000*	900**
Küstengewässer			
Intestinale Enterokokken (KbE/100ml)	100*	200*	185**
Escherichia coli (KbE/100ml)	250*	500*	500**

KbE = Koloniebildende Einheiten der Mikroorganismen

* Auf der Grundlage einer 95-Perzentil-Bewertung

** Auf der Grundlage einer 90-Perzentil-Bewertung

Die „Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991“ („EC Urban Waste Water Treatment Directive“) betrifft das Sammeln, Behandeln und Einleiten von kommunalem Abwasser (und bestimmter Industriezweige). Es werden Mindestanforderungen für den behandelten Ablauf von Kläranla-

gen festgelegt (Tabelle 7). Für sensible Gebiete gelten dabei besondere Anforderungen (Tabelle 8). Darüber hinaus legt sie Fristen für die diesbezügliche Ausstattung von Gemeinden fest (z. B. sollten bis 31. Dezember 2005 alle Gemeinden mit 2.000 bis 10.000 Einwohnern über eine Kanalisation und ein System zur Abwasserbehandlung verfügen).

Tabelle 7 Anforderungen an die Einleitung von kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen nach Richtlinie 91/271/EWG vom 21. Mai 1991

Parameter	Konzentration [mg/L]	Minimale Reduktion [%]
BSB₅	25	70-90
CSB	125	75
TS (> 10.000 E)	35	90
TS (2.000-10.000 E)	60	70

Tabelle 8 Anforderungen an den Ablauf kommunaler Kläranlagen in sensible Gebiete, die zu Eutrophierung neigen. Einer oder beide Parameter werden angewendet in Abhängigkeit von der lokalen Situation (91/271/EEC)

Parameter	Konzentration [mg/L]	Minimale Reduktion [%]
P_{gesamt} (10.000-100.000 E)	2	80
P_{gesamt} (> 100.000 E)	1	80
N_{gesamt} (10.000-100.000 E)	15	70-80
N_{gesamt} (> 100.000 E)	10	70-80

Artikel 12 dieser Direktive hält fest: „Gereinigtes Abwasser soll nach Möglichkeit wiederverwendet werden“. In der Zukunft sind weitere Arbeiten notwendig, um eine Definition der Aussage „nach Möglichkeit“ zu erarbeiten und um weitere Richtlinien zu entwickeln (z. B. einheitliche Definitionen, Standards, Eigentumsrecht, Richtlinien für bewährte Verfahren, wirtschaftliche Bewertung, Rechtsstreitigkeiten und Haftungssicherung, finanzielle Anreize für der Umwelt förderliche Projekte, Bildungsarbeit etc.). Denn momentan stellt die Richtlinie 91/271/EWG die einzige auf EU-Ebene dar (Muston, 2004; Cornel, Meda 2008b).

3.3.3 Nationale Ebene

Obwohl auf Ebene der Europäischen Union keine Richtlinien oder Vorschriften existieren, haben verschiedene Länder eigene Standards oder Anordnungen zum Thema Wasserwiederverwendung herausgegeben, so zum Beispiel Zypern, Frankreich, Italien und Spanien. Andere Staaten vertrauen

auf externe Richtlinien wie die der WHO oder die Kalifornischen Standards (Muston, 2004; Cornel, Meda 2008b).

Da die Wasserwiederverwendung innerhalb der mitteleuropäischen Landwirtschaft eine zweitrangige Rolle spielt, wird weniger Energie in die Ausarbeitung von water reuse Standards investiert. In Deutschland beispielsweise existiert jeweils eine Norm bezüglich der hygienischen Belange (Deutsche Norm DIN 19650) und für die physikalische und chemische Beschaffenheit von Bewässerungswasser (Deutsche Norm DIN 19684-10). Diese Normen haben keinen rechtsverbindlichen Charakter sondern beabsichtigen die Vermeidung von gesundheitlichen Schäden von Menschen und Tieren auf Grund von Bewässerungsmaßnahmen. Auch die Bodenbeschaffenheit soll nicht nachteilig verändert werden. Dabei liegt der Fokus nicht speziell auf der Verwendung von behandeltem Abwasser zur Bewässerung, sondern betrifft alle Wasserressourcen, die für diesen Zweck verwendet werden und betrachtet mögliche Gesundheitsrisiken. DIN 19650 enthält eine Tabelle mit maximal zulässigen Werten für verschiedene hygienisch-mikrobiologische Parameter (wie z. B. Fäkal-Streptokokken, E. coli und Salmonellen). Die Grenzwerte unterscheiden sich je nach Verwendungszweck des Wassers, z. B. für die Bewässerung von Kulturen, die roh verzehrt werden oder für die Bewässerung von Pflanzen die nicht direkt verzehrt werden aber für die Lebensmittelindustrie oder als Futtermittel weiterverarbeitet werden. Diese Norm enthält keine Informationen darüber, wie die maximal zulässigen Werte eingehalten werden können.

Auf der anderen Seite existieren in einigen Ländern Standards für Brauchwasser bzw. Nicht-Trinkwasser-Gebrauch in Haushalten. In (Senatsverwaltung für Bau- und Wohnungswesen Berlin 1995) werden Regeln für den Gebrauch von aufbereitetem Wasser in Gebäuden aufgestellt. Ziel ist es dabei, die hygienische Unbedenklichkeit des Wassers und die Gesundheit des Nutzers zu gewährleisten. Diese Norm enthält eine Liste maximal zulässiger Werte für verschiedene hygienisch-mikrobiologische Parameter und einige chemisch-physikalische Parameter wie z. B. pH-Wert, BSB₅, Farbe und Geruch. Diese Publikation hat wie die zuvor erwähnten keinen rechtsverbindlichen Charakter und enthält ebenfalls keine Informationen darüber, wie die vorgeschlagenen Richtwerte eingehalten werden können. In der Regel sollte der Produzent des Brauchwassers dafür Sorge tragen, dass die Qualitätsanforderungen eingehalten werden.

3.4 Soziokulturelle Aspekte und Akzeptanz

Hygienische Aspekte betreffen den Alltag der Nutzer des wieder verwendeten Wassers unmittelbar. Aber auch die Handhabung und Überschaubarkeit beeinflussen die Akzeptanz eines Systems zur Wasserwiederverwendung. Diese Akzeptanz stellt einen Schlüsselfaktor dar. Zum Teil wird Sie durch wirtschaftliche Notwendigkeit gefördert (z. B. Verschlechterung der Qualität der für gewöhn-

lich genutzten Wasserressourcen, steigender Aufwand bei der Wasseraufbereitung). Fehlende Akzeptanz kann z. B. durch die Technik selbst oder durch Betrieb und Wartung hervorgerufen werden. Die Wasserqualität (Geruch, Farbe) kann ebenfalls eine Rolle spielen.

Einerseits ist die Verwendung von Regenwasser und gering verschmutztem Abwasser in vielen Regionen verbreitet, andererseits existieren Wassermangelgebiete, in denen eine zurückhaltende Einstellung gegenüber der Verwendung von aufbereitetem Wasser anzutreffen ist. Dabei spielt die „gefühlte“ Distanz zu dem Wasser (und vor allem den darin enthaltenen Krankheitserregern) eine entscheidende Rolle. Weiterhin sind religiöse Restriktionen möglich, andererseits kann die Wasserwiederverwendung religiös befürwortet werden. Für die Akzeptanz förderlich ist ein striktes Sicherheitssystem, das die Einhaltung der Mindeststandards gewährleistet. Vertrauen in das System und Akzeptanz können nur aufgebaut werden, wenn diese Sicherheit gewährleistet wird. Sehen sich die Nutzer mit Wasserknappheit konfrontiert, tritt das Gegenteil ein.

Als Kontrast dazu ist es möglich, dass die Akzeptanz der Nutzer bei Wasserknappheit steigt, so dass evtl. vorhandene Restriktionen ignoriert werden (z. B. im landwirtschaftlichen Bereich).

In jedem Fall müssen soziokulturelle Hemmnisse berücksichtigt werden, wenn der Endverbraucher in Kontakt mit dem aufbereiteten Wasser tritt. Für eine erfolgreiche Umsetzung müssen alle Beteiligten bereits in einem frühen Stadium der Planung einbezogen werden und Fragen offen diskutiert werden. Wichtig sind dabei sowohl die wasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen, als auch Hygiene- und Gesundheitsvorsorge, technische und betriebliche Anforderungen, Kompetenz, finanzielle, ökonomische und regulatorische Aspekte, sowie die Berücksichtigung von Gesichtspunkten der Umweltverträglichkeit und Nachhaltigkeit (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall 2008).

3.5 Anforderungen an die Betriebsführung bzw. betriebliche Kompetenz

Nur bei korrektem Betrieb der eingesetzten Technik ist die Einhaltung der Qualitätsstandards möglich. Je nach Komplexität des Systems werden verschiedene Anforderungen an die Betriebsführungskompetenz gestellt. Für die Einhaltung eines hygienisch einwandfreien Zustandes des wiederverwendeten Wassers ist motiviertes, autonom handelndes Personal notwendig. Das bedeutet, dass ausreichend qualifizierte Fachleute eingestellt bzw. Schulungsmaßnahmen notwendig sind, um das Personal auf die erforderliche Qualifikationsebene zu bringen. Vor allem in den ersten Jahren nach Inbetriebnahme sind Nachschulungen und Überprüfungen ständig notwendig.

Vor allem außerhalb Europas werden diese Anforderungen an das Personal von Abwasserbetrieben oft nicht erfüllt. häufig werden die Betriebskosten nicht gedeckt, das Personal ist nicht ausreichend qualifiziert, Fortbildung ist nur begrenzt möglich, die Bezahlung des Personals ist ungenügend. Zu-

sätzlich sind das schlechte Image einer Tätigkeit im Abwasserbereich und streng hierarchische und zentralistische Führungsstrukturen hinderlich. Weiterhin herrschen Defizite bei der Ausstattung mit Betriebsmitteln (z. B. Geräte, Ersatzteile, Werkzeuge, Energie, Chemikalien) (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall 2008).

3.6 Marktchancen für Vorhaben der Wasserwiederverwendung

Es ist davon auszugehen, dass gereinigtes Abwasser in Zukunft mehr und mehr als Ressource angesehen werden wird. Das wird sowohl in ariden und semi-ariden Entwicklungsländern, als auch in den entwickelteren Staaten der Fall sein. Die Nachfrage nach Wasser wird zunehmen, Kosten steigen und strengere Auflagen im Umweltschutz die Wiederverwendung von Wasser vorantreiben. Ebenfalls förderlich werden sich gesteigerte Erwartungen an Energieeffizienz, Wirtschaftlichkeit und neue Aufbereitungstechnologien auswirken. Durch Verknappung und Verschmutzung der vorhandenen Wasserressourcen ist also insgesamt von zunehmenden Chancen für Investitionen im Wassersektor auf europäischer und internationaler Ebene auszugehen.

Die zukünftige Wasserressourcenbewirtschaftung wird durch Integration und Kostendeckung gekennzeichnet sein. Abwasser (sowohl behandeltes als auch Rohabwasser) wird momentan meist ganzjährig oder zumindest saisonal abgeleitet. Es ist davon auszugehen, dass dieser einmalige Gebrauch von Wasser zu Gunsten der Schließung von Wasser- und Nährstoffkreisläufen zurücktreten wird. Dadurch kann Abwasser einen Beitrag zur Nahrungsmittelproduktion und Wertschöpfung liefern und Einsparungen bei der Bereitstellung von Frischwasser und Energiekosten bewirken.

Um diese Ziele zu erreichen, sind maßgeschneiderte Abwasserreinigungstechnologien notwendig. Bei der Wiederverwendung von Wasser in der Landwirtschaft z. B. ist die Nährstoffgabe an die Vegetationsperiode anzupassen. Ein enger Zusammenhang ergibt sich natürlich auch mit städtischen Regionen, da hier das meiste Abwasser anfällt und sich vielfältige potentiell mögliche Nutzungen des aufbereiteten Wassers ergeben (auch im industriellen und gewerblichen Bereich). Auch durch die zu erwartenden klimatischen Veränderungen ergeben sich im Bereich der Wasserwiederverwendung Marktchancen für Beratungs- und Herstellerfirmen (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall 2008).

3.7 Preisgestaltung und Finanzierung

Kostenlose Bereitstellung von Wasser verleitet zu verschwenderischem Konsum mit dieser Ressource. Angemessene Preise sind notwendig, um effizienten Umgang zu fördern. Dabei können die Preise für unterschiedliche Nutzungsarten verschieden sein. In den neuen europäischen Grundsätzen des Wasserrahmengesetzes wird ein sowohl von Verbraucher als auch von Verschmutzer ein finanzieller Beitrag verlangt. Auf lange Sicht sollten die Kosten durch die Tarife vollständig gedeckt werden. In den Wassermangelgebieten Singapur, Südafrika, Australien und Kalifornien führten langfristig angelegte Investitionsprogramme im Bereich Wasserwiederverwendung dazu, dass sich die Nutzer auf die Verfügbarkeit der Ressource Wasser mit unterschiedlicher Wasserqualität und unterschiedlichen Preisen einstellen.

4 Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft

Die weltweit begrenzten und ungleichmäßig verteilten Wasserressourcen stellen zusammen mit dem starken Wachstum der Weltbevölkerung, der dadurch bedingten erhöhten Nachfrage nach Lebensmitteln sowie dem steigenden Pro-Kopf-Wasserverbrauch die Hauptursachen für eine zunehmende Wasserverknappung dar. Laut Prognose des UNESCO-Berichts „Water a shared responsibility“ (UNESCO 2006) werden bis Mitte des laufenden Jahrhunderts je nach betrachtetem Szenario zwischen 2 und 7 Milliarden Menschen in über 50 Ländern unter Wassermangel zu leiden haben. Experten des Intergovernmental Panel on Climate Change prognostizieren zudem eine weitere Verschärfung der globalen Wasserknappheit durch die Auswirkungen des Weltklimawandels. **Vor diesem Hintergrund wird deutlich, dass die Wasserwiederverwendung bereits heute in zahlreichen Ländern eine unentbehrliche Notwendigkeit darstellt.** Sie wird vielfach praktiziert, häufig ohne jegliche Qualitätskontrolle und unter bewusster oder nicht bewusster Inkaufnahme von Gesundheitsschäden bei Mensch und Tier sowie teils irreversiblen Schädigungen des Ackerbodens.

Wasserwiederverwendung wird zukünftig um so mehr ein wesentlicher Bestandteil eines nachhaltigen Wasserressourcenmanagements sein und zwar nicht nur zur landwirtschaftlichen Bewässerung in den ariden und semiariden Regionen der Welt, **sondern durchaus auch in Zentraleuropa**, beispielsweise auch im Nordosten Deutschlands im Bundesland Brandenburg, wo sich Prognosen der Klimaforscher zufolge die Niederschläge zunehmend in die Wintermonate verschieben (Stock 2004). Oder auch in Regionen, wo eine zunehmende **Intensivlandwirtschaft zur Produktion von „Energiepflanzen“** betrieben werden soll.

In zahlreichen, nicht nur ariden Ländern, ist die Wiederverwendung von Wasser allerdings eine wirtschaftliche Notwendigkeit. Wegen den vergleichsweise gering erscheinenden Anforderungen an die Abwasserqualität, den niedrigen zusätzlichen Kosten für Abwassersammlung und Verteilung des aufbereiteten Wassers und dem erheblichen Wasserbedarf steht die Nutzung von aufbereitetem Abwasser zur Bewässerung in der Landwirtschaft an erster Stelle der Wasserwiederverwendung. Sie ist zudem einfach in bestehende Systeme der Abwassersammlung und Behandlung zu integrieren und schrittweise nachrüstbar, was für die Anwendung einen nicht zu unterschätzenden Vorteil darstellt.

4.1 Potentiale und Grenzen – Substitution von Bewässerungswasser

Die Wiederverwendung gereinigten Abwassers zur landwirtschaftlichen Bewässerung bietet das bei weitem größte Potential. Weltweit werden mehr als 70 % des genutzten Süßwassers für die landwirtschaftliche Bewässerung verwendet (United Nations 2003). Während in Mitteleuropa der Wasserbedarf für die landwirtschaftliche Produktion derzeit in der Regel hauptsächlich durch ausrei-

chende Regenfälle in den Vegetationszeiten zur Verfügung gestellt wird, werden in zahlreichen Ländern Zentral- und Südamerikas, Afrikas und Asiens 70 bis über 90 % des jährlichen Wasserverbrauchs für die landwirtschaftliche Bewässerung benötigt (Tabelle 9 und Abbildung 3). In diesen, meist ariden Gebieten ist die Verwendung von Abwasser eine übliche Praxis und Notwendigkeit. (Cornel, Meda 2008a)

Tabelle 9 Wasserressourcen und Wasserentnahme im Jahr 2000 für den industriellen, landwirtschaftlichen und kommunalen Sektor. Mengenangaben in Kubikkilometer pro Jahr (UNESCO 2009)

Region	Erneuerbare Wasserressourcen	Gesamte Wasserentnahme	Wasserentnahmen						Entnahmen in Prozent der erneuerbaren Ressourcen
			Landwirtschaft		Industrie		Kommunal (Städte)		
			km³/a	%	km³/a	%	km³/a	%	
Afrika	3936	217	186	86	9	4	22	10	5,5
Asien	11594	2378	1936	81	270	11	172	7	20,5
Lateinamerika	13477	252	178	71	26	10	47	19	1,9
Karibik	93	13	9	69	1	8	3	23	14,0
Nordamerika	6253	525	203	39	252	48	70	13	8,4
Ozeanien	1703	26	18	73	3	12	5	19	1,5
Europa	6603	418	132	32	223	53	63	15	6,3
Welt	43659	3829	2663	70	784	20	382	10	8,8

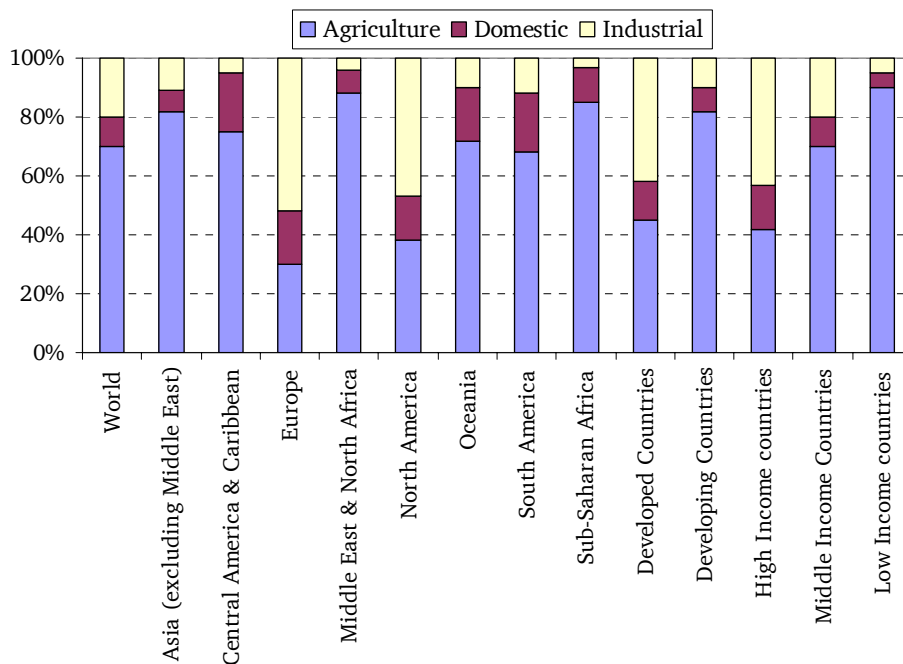


Abbildung 3 Anteil der Wasserentnahme für Landwirtschaft, Haushalte und Industrie im Jahr 2006 (Jiménez et al. 2008)

Abbildung 4 zeigt die Länder, die (beruhend auf eigenen Angaben) die weltweit größten Flächen mit unbehandeltem oder behandeltem Abwasser bewässern. Obwohl die Daten mit großen Unsicherheiten behaftet sind und der Grad der Abwasserbehandlung stark voneinander abweicht, zeigt das Diagramm die Wichtigkeit der Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft. Schätzungen zu Folge werden mindestens 20.000.000 ha in 50 Ländern mit direkt oder indirekt verschmutztem Wasser bewässert (United Nations 2003). 10 % der weltweiten Bevölkerung konsumiert Erzeugnisse, die mit Abwasser produziert wurden (Smit und Nasr 1992). Die Wichtigkeit dieser Vorgehensweise variiert je nach Land. In Hanoi, Vietnam, z. B. werden bis zu 80 % des produzierten Gemüses mit Abwasser produziert (van der Ensink et al. 2004; Jiménez et al. 2008).

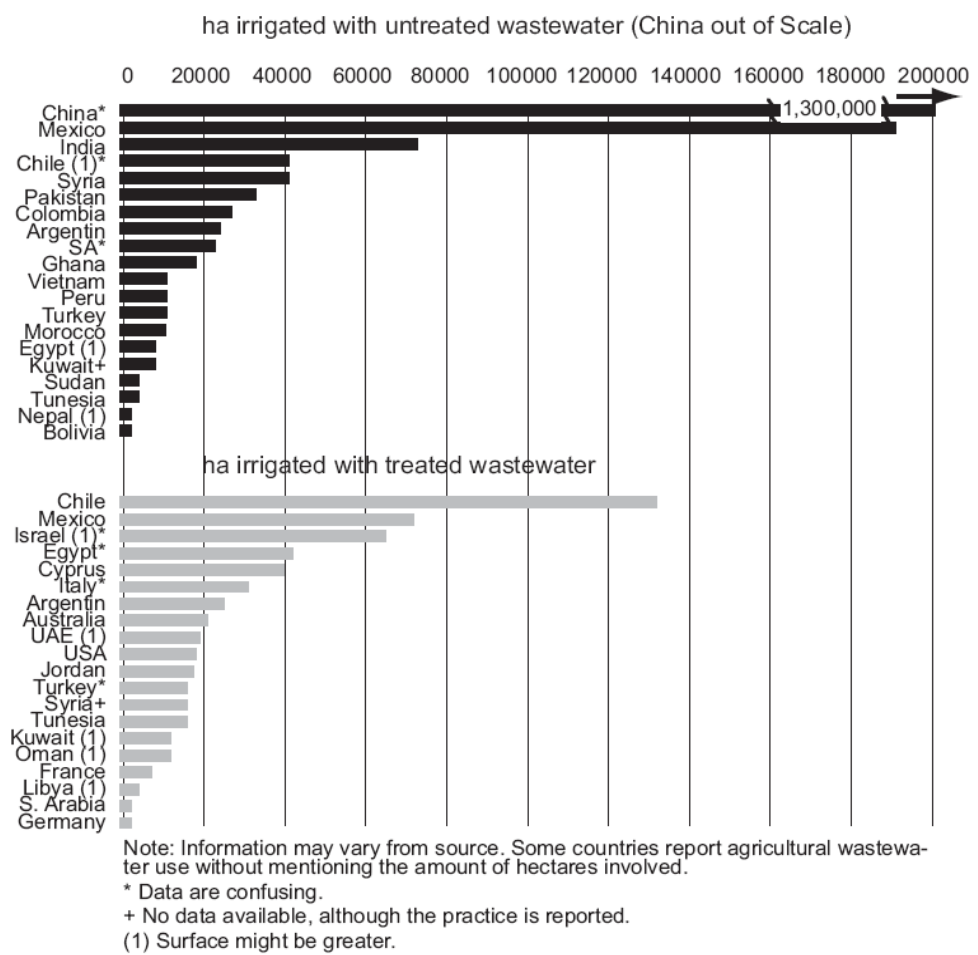


Abbildung 4 Auflistung der 20 Staaten mit den weltweit größten durch behandeltes oder unbehandeltes Abwasser bewässerten Flächen (Daten aus (Jiménez 2006) und (Jiménez et al. 2008)).

Landwirte verwenden Abwasser für die Bewässerung, weil es ständig verfügbar ist und zusätzlich Nährstoffe und humusbildende Stoffe enthält (International Water Management Institute 2003; Jiménez, Garduño 2001). Nur Wenige sind sich der Gesundheitsrisiken bewusst, die mit der Hand-

habung nicht desinfizierten Abwassers verbunden sind oder sind in der Lage die Konsequenzen der Bewässerung wie z. B. Bodenversalzung oder Grundwasserverschmutzung vorherzusehen.

Ein Phänomen, dem oft weniger Beachtung geschenkt wird, ist die sogenannte „urbane Agrikultur“. Damit ist die Kultivierung kleiner Parzellen (0,5 bis 2 ha) im urbanen und peri-urbanen Raum gemeint. Es werden z. B. Obstbäume, Futter, Blumen und Gemüse kultiviert. An dieser Stelle wird oft unbehandeltes Abwasser für die Bewässerung verwendet. Schätzungen zufolge wird urbane Agrikultur von mehreren Millionen Menschen betrieben und so bis zu 50 % des zum Verkauf angebotenen Gemüses auf diese Weise produziert (Cornish, Lawrence 2001, International Water Management Institute 2003, Jiménez et al. 2008).

Insbesondere in urbanen oder periurbanen Regionen wird das Rohabwasser von der örtlichen Bevölkerung zur Bewässerung genutzt, weil es kostenfrei und unabhängig von Trockenperioden verfügbar ist und einen hohen Wert als Dünger aufweist. Die Nutzung des Abwassers, oft ungereinigt, trägt somit spürbar zur Sicherung und der Steigerung der Lebensmittelproduktion bei. Gesetzliche Rahmenbedingungen sowie Qualitätsstandards für die Wasserwiederverwendung sind in diesen Ländern zwar oftmals definiert (häufig auf Basis der einschlägigen Richtlinien der WHO und EPA), in der Praxis erfolgt die Wasserwiederverwendung in den meisten Entwicklungs- und Schwellenländern jedoch weitestgehend unkontrolliert und ohne Beachtung wichtiger hygienischer Mindestanforderungen (Ruhr-Universität Bochum, 2005).

Die erläuterten Sachverhalte zeigen, dass die Wiederverwendung adäquat gereinigten Abwassers wertvollere Wasserressourcen schonen sowie energieaufwändigere Wassergewinnungsmaßnahmen ersetzen kann. Wasserwiederverwendung kann somit dazu beitragen, die Diskrepanz zwischen steigendem Wasserverbrauch und begrenztem Wasserdargebot zu verringern und darüber hinaus einen Beitrag zur Senkung des Energieverbrauchs leisten (Reiter, 2008, Cornel et al. 2010). Angesichts der großen Wassermengen, die für die landwirtschaftliche Lebensmittelproduktion notwendig sind, stellt die landwirtschaftliche Bewässerung ein besonderes Potential zur Wiederverwendung einerseits und zum Schutz und Erhaltung der Frischwasserressourcen andererseits dar. Um dieses Potential korrekt bewerten zu können, ist es notwendig, den Wasserverbrauch / Abwasseranfall und den Wasserbedarf in Korrelation zu bringen. Der Wasserverbrauch pro Person kann wie folgt gegliedert werden:

- 1–3 m³/a werden pro Person ausschließlich zum Trinken und Kochen benötigt
- ca. 50 m³/a werden in Europa pro Person im privaten Haushalt verbraucht (entspricht ca. 140 L/(E·d))

-
- ca. 230 m³/a beträgt der einwohnerspezifische Verbrauch in Europa für private Haushaltungen, öffentliche Dienstleistungen und industrielle Aktivitäten (ohne Energieerzeugung) (zum Vergleich: USA: 266 m³/(E·a); Afrika: 25 m³/(E·a)) (Zehnder, 2003)
 - >1.700 m³/a pro Person beträgt der Gesamtverbrauch inkl. Lebensmittelproduktion

Der weitaus größte Teil wird für die Nahrungsmittelproduktion verwendet, wie oben bereits erläutert.

Was kann die Wiederverwendung gereinigten Abwassers zur Verminderung der Wasserknappheit beitragen? Zur Erzeugung von Nahrungsmitteln, die notwendig sind um eine ausreichende Ernährung mit 2.500 kcal pro Tag sicherzustellen, werden derzeit jährliche Wassermengen von 500-1.000 m³ pro Person bei vegetarischer Ernährung und 1.200-1.500 m³ pro Person bei einer Ernährung mit 20-prozentigem Fleischanteil benötigt (Zehnder 2002). Der höhere Verbrauch bei Nichtvegetariern resultiert daraus, dass der Wasserverbrauch für die Lebensmittelproduktion pro Energieeinheit (kcal) bei Fleisch etwa 10-mal höher ist als für vegetarische Lebensmittel. Selbst bei optimaler Bewässerung, d. h. durch die Minimierung der Wasserverluste, muss mit 250 m³/a für Vegetarier, respektive 680 m³ pro Person und Jahr für Nicht-Vegetarier gerechnet werden (ebenda).

Allein die Mengenverhältnisse verdeutlichen, dass die Wiederverwendung kommunalen Wassers nur einen bescheidenen Beitrag im Rahmen der Gesamtwasserbilanz leisten kann und als alleinige Quelle für die landwirtschaftliche Produktion bei weitem nicht ausreicht. Selbst wenn unter Nichtberücksichtigung der Ungleichzeitigkeit von Anfall und Bedarf die gesamte häusliche Abwassermenge zur landwirtschaftlichen Bewässerung genutzt werden könnte, so könnte man mit den 50 m³/a aus privaten Haushalten bei einem typischen Bewässerungswirkungsgrad für Sprinklerbewässerungen von 65 % je nach Pflanzentyp eine Fläche von ca. 20 bis 80 m² ausreichend und alleinig bewässern. Dies ist ein eher bescheidener Beitrag im Vergleich zu einer Fläche von einigen tausend Quadratmetern, die zur Nahrungsmittelproduktion pro Person notwendig sind.

Legt man spezifische Erträge zugrunde, so können die Produktmengen abgeschätzt werden, die sich bei alleiniger Bewässerung mit Kommunalwasser erzeugen lassen (Tabelle 10). Vor diesem Hintergrund kann die Wiederverwendung von Brauchwasser aus privaten Haushalten zur landwirtschaftlichen Bewässerung scheinbar nur einen kleinen Beitrag zur Minderung der Wasserknappheit leisten (Cornel et al. 2009). Auch diese Darstellung zeigt, dass die erzeugbaren Produktmengen vergleichsweise gering sind und bei weitem nicht ausreichen, den personenspezifischen jährlichen Nahrungsmittel- oder Energiebedarf abzudecken.

Tabelle 10 Rechnerisch erzeugbare Produktmenge mit einer Wassermenge von 50 m³/a und einem Bewässerungswirkungsgrad von 65 % (spezifische Erträge nach Katalyse – Institut für angewandte Umweltforschung 2008 , spezifischer Bewässerungsbedarf nach Zehnder, 2003)

Produkt	erzeugbare Produktmenge [kg]
Hirse	133
Mais	45 - 95
Weizen	45 - 65
Klee (Trifolium)	72
Tomaten	52
Gurke	47
Orangen	17
Sonnenblume	4,9
Baumwolle	0,01
Brot	22 - 33
Rindfleisch ¹⁾	4,4
Elektrische Energie ²⁾	166 kWh elektrische Energie (~Energieäquivalent von ca. 17 L Öl/Diesel)

¹⁾ Berechnung mit Zugrundelegung eines Wasserbedarfs von 7,5 m³ (netto) pro kg Fleisch

²⁾ Abschätzung basierend auf Rosenwinkel 2006

Durch die Nutzung gereinigten Abwassers zur landwirtschaftlichen Bewässerung kann jedoch eine Steigerung der Wertschöpfung pro Volumeneinheit Wasser erreicht werden. Neubert 2003 stellt fest, dass die Gewinne bei weniger wertvollen Kulturarten (z. B. Futterpflanzen, Getreide, aber auch Olivenbäume) besonders hoch sind (Tabelle 11). Bestimmt nicht der Einsatz von Wasser sondern andere Inputs wie die durch Menschen zu leistende Arbeit die Kostenstruktur, fällt die Steigerung der Wertschöpfung geringer aus (z. B. Tafeltrauben, Birnen, Zwiebeln, Karotten).

Tabelle 11 Wasserbedarf und Steigerung der Wertschöpfung pro m³ Wasser bzw. Abwasser beim Anbau landwirtschaftlicher Kulturarten (Neubert 2003)

Kulturart	Wasserbedarf [m ³ /ha]	Steigerung der Wertschöpfung	Kulturart	Wasserbedarf [m ³ /ha]	Steigerung der Wertschöpfung
Getreide		46 %	Baumkulturen ohne Öl-Oliven	2800	14 %
Hartweizen	2000	56 %	Oliven (Tafel)	1500	21 %
Weichweizen	2000	36 %	Oliven (Öl)	2000	55 %
			Äpfel	3500	19 %
Gemüse-kulturen	4513	16 %	Tafeltrauben	3000	1 %
Tomaten	5500	9 %	Birnen	3500	3 %
Melonen	5500	20 %			
Paprika	6000	26 %	Futterpflanzen	4100	40 %
Karotten	3000	7 %	Erbsen	3000	58 %
Artischocken	7000	37 %	Futtermais	3500	36 %
Fenchel	4000	11 %	Futtersorghum	4000	25 %

Die Wasserproduktivität erhöht sich bei Einsatz von gereinigtem Abwasser in allen Kulturarten-
gruppen um 14 % bis 46 %. Nicht außer Acht gelassen werden darf der etwa doppelt so hohe Was-
serverbrauch von Gemüsekulturen und Futterpflanzen im Vergleich zu Baum- und Getreidekultu-
ren.

4.2 Im Abwasser enthaltene Nährstoffe: Art, Menge und Herkunft

Die Pflanzen entnehmen dem Boden Nährstoffe, die sie für ihr Wachstum brauchen. Um den da-
durch entstehenden Nährstoffmangel auszugleichen, werden in der Landwirtschaft die entspre-
chenden Nährstoffe dem Boden zugefügt. Üblicherweise werden sie als mineralischer Dünger auf-
gebracht. Da ein Teil der Nährstoffe im Abwasser enthalten ist, sollten diese nach Möglichkeit nicht
während der Abwasserbehandlung eliminiert werden, wenn Wasserwiederverwendung in der
Landwirtschaft vorgesehen ist. Neben den Makronährstoffen Stickstoff und Phosphor enthält Ab-
wasser auch Kalium, Calcium und Magnesium und die Mikronährstoffe Schwefel, Eisen, Kupfer,
Zink und andere. Durch den Nährstoffgehalt kann der Düngemittleinsatz minimiert bzw. ohne
Düngemittelzusatz der Ertrag gesteigert werden.

Stickstoff tritt im Abwasser in verschiedenen Verbindungen mit unterschiedlichen Auswirkungen
(sauerstoffzehrend, fischgiftig oder als Nährstoff) bei der Einleitung in ein Gewässer auf. Die Ver-
bindungen können anorganisch oder organisch sein und gelangen über Lebensmittelreste, Wasch-
mittel und größtenteils über menschliche oder tierische Ausscheidungen – und hier wiederum aus
dem Urin überwiegend als Harnstoff – ins Abwasser. Die anorganischen Stickstoffverbindungen
Ammonium (NH_4^+), Nitrit (NO_2^-) und Nitrat (NO_3^-) liegen gelöst vor, während organische Stick-
stoffverbindungen (zum Beispiel Aminosäuren, Amine, Proteine, Harnstoff, Farbstoffe, Tenside)
sowohl gelöst als auch kolloidal vorliegen können. Bei Kommunalabwasser liegt die Konzentration
an totalem Kjeldahl-Stickstoff TKN ($\text{N}_{\text{org}} + \text{NH}_4\text{-N}$) bei 20–85 mg/L, davon sind 12 bis 50 mg/L Am-
monium.

Hohe Konzentrationen an Stickstoff im Bewässerungswasser ($\text{N}_{\text{ges}} > 30 \text{ mg/L}$) können zu übermä-
ßigem Pflanzenwuchs führen mit der Folge der Ertragsminderung durch verspätete Reifezeit und
schlechterer pflanzlicher Qualität. Über längere Zeit führt die Überdüngung der Pflanzen zu schwa-
chen Stielen, Stämmen und/oder Zweigen, die unter windigen oder regnerischen Bedingungen zu-
sammenbrechen können (Lazarova 2005). Neben den Ertragsminderungen in der Landwirtschaft
bewirken hohe Stickstoffgehalte Algenwachstum in offenen Abwasserkanälen oder Drainagen mit
Verstopfungsgefahr von Filtern, Leitungen oder Sprinkleranlagen. Wird Stickstoff als Nitrat nicht
von den Pflanzen aufgenommen, so kann es über den Boden in das Grundwasser gelangen. Insbe-
sondere bei Nutzung als Trinkwasserressource ist dies unerwünscht. Höhere Nitrat-Konzentrationen

im Trinkwasser können zur Erkrankung von Kleinkindern an Blausucht, zur Bildung von Nitrit (toxisch) und Nitrosaminen (krebserregend) und zur Förderung der Korrosion an den Leitungen führen (Mutschmann, Stimmelmayer 1991).

Bei 11 g Stickstoffausscheidung pro Person und Tag, entsprechend ca. 4 kg pro Person und Jahr, resultiert ein Energieeinsparungspotential von maximal 40 kWh pro Person und Jahr, wenn es möglich wäre, den kompletten im kommunalen Abwasser enthaltenen Ammonium zum Ersatz für Haber-Bosch-Ammoniak zu nutzen. Hinzu kommen 12-15 kWh/(E·a), die bei der Abwasserreinigung gespart werden könnten, wenn Nitrifikation/ Denitrifikation verzichtbar wäre. Aus energetischen Gründen scheint demnach die Ammoniumrückgewinnung aus Abwasser sinnvoll.

Phosphor ist in vielen organischen und anorganischen Verbindungen enthalten. Im Kommunalabwasser stammt Phosphor überwiegend aus menschlichen Ausscheidungen sowie aus Wasch- und Reinigungsmitteln und liegt als Orthophosphat und anorganisches Polyphosphat sowie in organisch gebundener Form vor. Die Konzentration von Phosphor in Abwasser ist abhängig von dem spezifischen Abwasserverbrauch aber auch von der einwohnerspezifischen Phosphorfracht. Diese hängt wiederum stark von dem Verbrauch an phosphathaltigen Haushaltswaschmitteln ab und hat sich zum Beispiel in Deutschland von knapp 5 g P/(E·d) Mitte der 70er-Jahre auf knapp 2 g P/(E·d) in 2002 aufgrund der weitestgehenden Umstellung auf phosphatfreie Waschmittel reduziert (Jardin 2005). Als Schwankungsbereich für die Phosphorkonzentration im Rohabwasser können 4-12 mg/L nach Tchobanoglous 2003 oder 4-18 mg/L nach Cornel et al. 2005 angenommen werden.

Phosphor trägt ähnlich wie Nitrat bei der Einleitung in ein Gewässer zur Eutrophierung bei und ist deshalb weitgehend zu entfernen. Bei der Aufbereitung des Abwassers zur Nutzung in der Landwirtschaft muss Phosphor wegen seiner relativ geringen Konzentration nicht zwingend reduziert zu werden, im Gegenteil. seine Konzentration ist in der frühen Wachstumsphase bestimmter Pflanzen nicht ausreichend um den Bedarf zu decken. Bei andauernder Bewässerung mit Abwasser im Laufe der Jahre akkumuliert Phosphor in den Boden und trägt positiv zur Deckung des Pflanzenbedarfs bei (Lazarova 2005). Bisher konnten keine Schäden durch übermäßige Phosphorkonzentration bei der landwirtschaftlichen Wasserwiederverwendung beobachtet werden, eine Richtlinie für die Verwendung für Bewässerungszwecke existiert daher nicht.

4.3 Potentiale und Grenzen – Substitution von Düngemitteln

Wie im vorherigen Abschnitt angesprochen, findet durch die im Abwasser enthaltenen Nährstoffe (vor allem Stickstoff und Phosphor) eine Steigerung der landwirtschaftlichen Produktivität statt (im Vergleich zur Verwendung von anderen, nicht nährstoffhaltigen Wasserressourcen). Aber selbst bei 100 %iger Rückführung des im Abwasser enthaltenen Stickstoffs könnte nur ein geringer Teil des

zur Düngerproduktion eingesetzten Stickstoffs wieder der Landwirtschaft zugeführt werden. Denn nur ein Bruchteil des produzierten und in Düngemittel ausgetragenen Stickstoffs gelangt zum Verbraucher, wird mit den Nahrungsmitteln aufgenommen und anschließend ausgeschieden und befindet sich in der Folge im Abwasser. Bei vegetarischen Lebensmitteln sind etwa 14 % des zur Düngung eingesetzten Stickstoffs in den Lebensmitteln enthalten, bei Lebensmitteln aus Fleisch erreichen nur 4 % den Verbraucher (siehe Abbildung 5). Entsprechend niedrig ist das Rückgewinnungspotential von Abwasserstickstoff innerhalb des Stickstoffdüngerkreislaufs. Nach anderen Autoren der Anteil an Stickstoff, der in Düngemittel ausgetragenen wird und schließlich durch die Nährstoffkette zum Verbraucher gelangt und möglicherweise aus dem Abwasser zurückgewonnen werden kann, beträgt zwischen 14 und 20 % (Maurer et al., 2003; Zessner et al., 2010). Selbst bei Berücksichtigung dieser höheren Werte es ist offensichtlich, dass Stickstoffrückgewinnung aus dem Abwasser den anthropogenen Stoffkreislauf von diesem Element nicht schließen kann. Dennoch kann sie einen bescheidenen aber wichtigen Beitrag zur Reduktion des Düngemittelverbrauchs leisten. Der Rohstoff für Dünger auf Stickstoff- respektive Ammoniakbasis ist in ausreichender Menge in der Lufthülle vorhanden, jedoch ist die Herstellung von Stickstoffdünger aus elementarem Stickstoff bzw. aus Luft z. B. nach dem Haber-Bosch-Verfahren energieintensiv. Pro kg erzeugtem Ammoniak werden rund 9 bis 13 kWh benötigt (Mundo 1970; EFMA 2000; Larsen et al. 2007;). Die Motivation zur Nutzung des überwiegend als Ammonium im Abwasser vorliegenden Stickstoffs resultiert also aus der potentiellen Energieeinsparung und nicht aus der Mengenbeschränkung des Stickstoffs an sich.

Für Phosphor gilt auch, dass die im Rohabwasser enthaltene Phosphorfracht weniger als 15 % des Düngemittelbedarfs entspricht. Entsprechend der P-Elimination bei der biologischen Abwasserreinigung, die mit ca. 40 % auch in Kläranlagen ohne gezielte P-Elimination angesetzt werden kann,

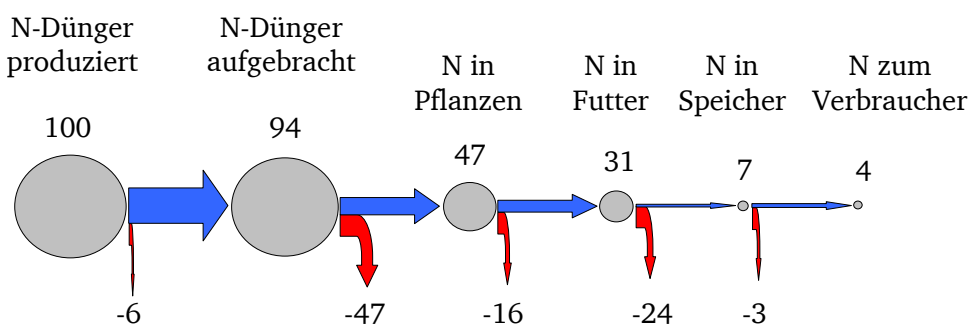


Abbildung 5 Verbleib von mit dem Haber-Bosch Verfahren produziertem Stickstoff im Laufe der Fleischproduktion (Galloway et al. 2003, zitiert in Kroiss 2006)

reduziert sich das P-Düngemittelpotential im Bewässerungswasser somit auf < 10 % des benötigten P-Düngers.

Der entscheidende Unterschied ist, dass Phosphor, im Gegenteil zu Stickstoff, ein endliches, nicht substituierbares Element ist. Basierend auf der Prognose für den zukünftigen Verbrauch von Phosphordünger wird abgeschätzt, dass die bezahlbaren natürlichen Phosphorlagerstätten in ca. 60-240 Jahren erschöpft sein werden (Stehen 1998 vgl. auch IFA 1998), so dass in absehbarer Zukunft eine Phosphorrückgewinnung unabdingbar wird.

4.4 Aufbereitungsschritte für die Bereitstellung von Bewässerungswasser in der Landwirtschaft

Die Behandlungsoptionen zur Bereitstellung von Bewässerungswasser in der Landwirtschaft hängen von einer Reihe von Randbedingungen ab:

- Zweck der Wiederverwendung
- Qualitätsanforderungen für Nutzung, Speicherung und Transport
- Gesetzliche Anforderungen und Qualitätsstandards
- Art der Bewässerungstechnik für den Fall, dass das Wasser für Bewässerung verwendet wird
- Bei Speicherung spielen die Temperatur und die Tendenz zur Wiederverkeimung eine Rolle (intra-urbaner Reuse)
- Ökonomische Aspekte

Die Stufen der Abwasserbehandlung werden allgemein wie folgt eingeteilt:

- Vorreinigung, z. B. mechanisch durch Rechen, Sandfang
- erste Reinigungsstufe, z. B. Feinrechen, Sedimentation (Vorklärung), evtl. ergänzt durch chemische Fällung
- zweite Reinigungsstufe, z. B. biologische Behandlung mit oder ohne Entfernung von Stickstoff und Phosphor
- dritte Reinigungsstufe, auch als weitergehende Reinigung bezeichnet, darunter fallen Behandlungsschritte, die über die sekundäre Reinigung hinausgehen. Beinhaltet evtl. Fällung/Flockung, Sedimentation, Filtration, Desinfektion

Optionale Behandlungsschritte für die Wasseraufbereitung:

- Filtration zur Entfernung verbleibender Feststoffe
- Mikrofiltration, Umkehrosmose, Elektrodialyse um gelöste Feststoffe zu entfernen

-
- Wenn anwendbar und notwendig: erweiterte Oxidation, Adsorption an Aktivkohle und Ionenaustausch um Spurenstoffe zu entfernen
 - Desinfektion mit Chlor, UV, Ozon, Membranen, ...
 - Sicherheitschlorung

4.4.1 Physikalische und chemische Verfahren

Ausgehend von kommunalem Rohabwasser ist bei der landwirtschaftlichen Wiederverwendung das erste Reinigungsziel die Reduktion des Feststoffgehalts zum Schutz des Bewässerungssystems einerseits, aber auch zum Schutz der bewässerten Böden selbst. Zudem kann ein hoher Feststoffgehalt die Wirkung der nachfolgenden Desinfektionsstufe reduzieren. Als erste Reinigungsstufe ist somit eine mechanische Reinigung vorzusehen, eventuell unterstützt durch eine chemische Fällung. Dieses so genannte „enhanced primary treatment“ kann in Kombination mit Feinstsiebung und/oder Sedimentationsverfahren neben einer Reduktion des Feststoffgehalts um bis zu 90 % und einer Reduktion der organischen Belastung um bis zu 70 % auch gesundheitlich relevante Parameter wie die Konzentration an Helmintheneiern (bis zu 3 Zehnerpotenzen), Bakterien und Protozoen (bis zu 2 Zehnerpotenzen) reduzieren. Gleichwohl lassen sich die in Tabelle A-6 aufgelisteten Reinigungsziele nicht erreichen und die CSB-Restgehalte sind für eine nachfolgende Desinfektionsstufe ungeeignet hoch.

Fazit: Gegenüber der Verwendung von Rohabwasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung stellt die Anwendung physikalisch-chemischer Reinigungsverfahren einen großen Fortschritt dar, da diese Verfahren eine erhebliche Reduzierung der Feststoffe und eine teilweise Eliminierung der organischen Belastung sowie der Krankheitserreger bewirken. Zudem sind die Investitionskosten dieser Verfahren im Vergleich zu den Investitionskosten biologischer Abwasserreinigungsanlagen sehr viel niedriger, sodass die Verfahren auch in wirtschaftlich schwächeren Ländern eingesetzt werden können. Physikalisch-chemische Verfahren zur Abwasserreinigung stellen somit eine Übergangslösung zur Verbesserung der Wasserqualität dar und können ein kostengünstiger, schnell zu realisierender 1. Schritt in Ländern sein, die derzeit Rohabwasser zur Bewässerung verwenden. Die Desinfizierbarkeit von lediglich chemisch-physikalisch behandeltem Abwasser muss aber kritisch beurteilt werden. Hohe Restkonzentrationen an organischen Inhaltsstoffen und Trübstoffen stellen eine effiziente, kostengünstige und ökologisch vertretbare Desinfektion in Frage. Je nach Desinfektionsverfahren kann es auch zur unerwünschten Nebenproduktbildung kommen.

4.4.2 Biologische Reinigung

Das zweite wichtige Reinigungsziel ist die Reduzierung der organischen Abwasserinhaltsstoffe. Selbst wenn diese für die Nutzung in der landwirtschaftlichen Bewässerung nicht unbedingt erforderlich ist (organische Verbindungen im Bewässerungswasser könnten sogar eine positive, verbessernde Wirkung auf „leichte“ sandige Böden aufweisen), ist diese Reinigungsstufe sehr wichtig für die gesamte weitere Behandlung, Speicherung und Verteilung des Bewässerungswassers. Sie mini-

miert das Wiederverkeimungspotential in dem Verteilungssystem und die Gefahr von Verschlammlung der Rohrleitung durch Bildung von Biofilmen und ermöglicht es, Desinfektionsverfahren effizient anzuwenden.

Ein weiterer wichtiger Parameter sind wie bereits ausgeführt die Nährstoffe. Für die landwirtschaftliche Nutzung kann es durchaus von Vorteil sein, die Nährstoffe nicht zu eliminieren und deren Düngewirkung zu nutzen, sofern Überdüngung und Grundwasserverunreinigungen ausgeschlossen werden können. Insbesondere aber bei einer saisonalen Speicherung des behandelten Bewässerungswassers in oberirdischen Reservoirs oder natürlichen Seen oder bei Speicherung im Grundwasserleiter ist eine Kontrolle der Nährstoffe erforderlich. Die in Tabelle A-5 aufgelisteten Qualitätsanforderungen der U.S. EPA lassen erkennen, dass die Phosphorelimination nicht zwangsläufig ist, die Stickstoffgrenzwerte jedoch nur mit N-Elimination oder bei sehr „dünnen“ Abwässern erreichbar sind.

Fazit: Die Ablaufqualität biologischer Kläranlagen mit Nährstoffelimination erfüllt i.d.R. die Qualitätsanforderungen hinsichtlich der Feststoffe, der organischen Inhaltsstoffe sowie der Nährstoffe. Die Defizite liegen ggf. bei den mikrobiologischen Erfordernissen, bei anorganischen Wasserinhaltsstoffen wie Salzen, (insb. Natrium) und Bor sowie ggf. bei den Mikroverunreinigungen. (Cornel, Meda 2008a)

Auf die Bedeutung einer Desinfektion für die Bereitstellung von landwirtschaftlichem Bewässerungswasser wird im folgenden Abschnitt 4.5 eingegangen.

4.5 Hygienische Anforderungen an das Bewässerungswasser

Die Wasserwiederverwendung setzt eine ausreichende, dem Verwendungszweck angepasste Wasserqualität voraus. In Kläranlagenabläufen treten Krankheitserreger in Form von Bakterien, Viren, Parasiten und Helminthen (Wurmeiern) in Konzentrationen auf, die weit oberhalb der Richtwerte der WHO liegen. Zum Schutz der Gesundheit von Menschen, die mit Bewässerungswasser in Kontakt kommen, wie z. B. den Landwirten und Bewässerungstechnikern, aber auch von unbeteiligten Menschen, die sich im Umkreis von Sprinklerbewässerungsanlagen aufhalten, sowie von Verbrauchern, die ggf. durch indirekten Kontakt über den Verzehr von Feldfrüchten mit Krankheitserregern in Kontakt kommen könnten, ist die Desinfektion des Bewässerungswassers heute „gute Praxis“. Auf sie kann verzichtet werden, wenn durch geeignete andere Maßnahmen z. B. Bewässerungstechniken, Zeiten der Nichtbewässerung vor Ernte, Reinigungsmaßnahmen vor Verzehr, etc. eine Gesundheitsgefährdung ausgeschlossen werden kann.

Das Modell in Abbildung 6 besteht aus 5 konzentrischen Kreisen, wobei jeder Kreis einen Schritt vom Abwasser selbst bis zum Konsumenten symbolisiert. Der Weg der Pathogene verläuft vom

Abwasser/den Fäkalien außerhalb der Kreise bis zum Arbeiter bzw. Konsumenten im Zentrum. Die als schwarzer durchgezogener Kreis gekennzeichnete Barriere, die die Ringe „Worker“ und „Consumer“ umschließt, repräsentiert die Grenze, die von Pathogenen nicht überschritten werden darf, wenn der Erhalt der menschlichen Gesundheit gesichert werden soll. Der Grad der Kontamination von Abwasser und Fäkalien wird durch verschiedene Schattierungen markiert. Eine weiße Füllfarbe im Zentrum der Barriere um Konsument und Arbeiter signalisiert, dass keine Gesundheitsrisiken bestehen und die angewendete Strategie einen sicheren Umgang mit Abwasser darstellt (Blumenthal et al. 1989).

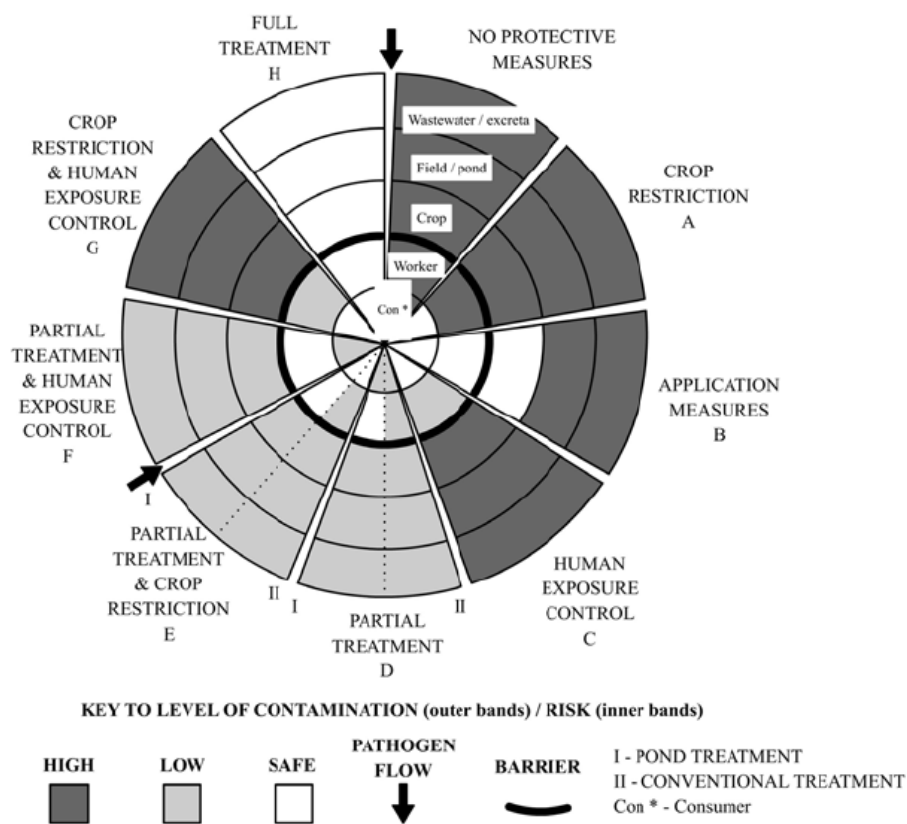


Abbildung 6 Verallgemeinertes Modell für den Effekt verschiedener Kontrollmaßnahmen auf die Reduktion von Gesundheitsrisiken durch Wiederverwendung von Abwasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung (Fewtrell, Bartram 2002, ursprünglich in Blumenthal et al. 2000)

DI – Behandlung in einem Abwasserteichsystem (Dauer: 8 bis 10 Tage)

DII – konventionelle biologische Behandlung

EI – Abwasserbehandlung in Teichen (bzw. äquivalente Behandlung) und Einschränkungen bei den Nutzpflanzen

EII – Konventionelle primäre Abwasserbehandlung und Einschränkungen bei den Nutzpflanzen

Werden keine Maßnahmen ergriffen (Rohabwasser also direkt auf Feld und Pflanzen aufgebracht), besteht ein hohes Risiko für die Gesundheit der Arbeitskräfte auf dem Feld und der Konsumenten der angebauten Pflanzen. Im Gegensatz dazu werden bei einer vollen Behandlung (H) alle Pathogene entfernt und es besteht kein Risiko für die betrachteten Personengruppen. „Full treatment“ bedeutet in diesem Zusammenhang, dass die Abwasserbehandlung so erfolgt, dass durch das Abwasser keine Übertragung von Krankheitserregern möglich ist und somit ohne Einschränkung zur Bewässerung verwendet werden kann. Eine solche Abwasserqualität kann auf verschiedene Weise erzielt werden. Zum einen durch Abwasserteiche mit einer Aufenthaltszeit von 25 Tagen, zum anderen durch weiterführende Abwasserbehandlung wie z. B. Filtration und Chlorung.

Einschränkungen hinsichtlich der Anbaupflanzen (z. B. kein Anbau von als Nahrungsmittel genutzten Pflanzen oder Anbau von Pflanzen die ausschließlich gekocht verzehrt werden) schützen den Konsumenten (A). Koordination von Art (z. B. ausschließlich Bewässerung im Bereich der Wurzel) und Zeitpunkt der Applikation von Abwasser (z. B. Düngung mit Fäkalien vor Beginn der Vegetationsperiode) kann ebenfalls eine Barriere darstellen (B). Die Verhinderung des Kontakts zwischen Mensch und Pathogenen durch entsprechende Kleidung, erhöhte Hygiene, Impfungen, ausreichendes Kochen der Nahrung (C) kann das Infektionsrisiko ebenso mindern wie die teilweise Behandlung von Abwasser (D). (E), (F) und (G) zeigen die Auswirkung bei der Kombination verschiedener Maßnahmen. Aus dem Modell wird deutlich, dass drei der vorgestellten Szenarien, sowohl Arbeitskräfte auf dem Feld als auch die Konsumenten schützen:

1. Koordination der Applikation von Abwasser/Fäkalien (B)
2. Partielle Behandlung des Abwasser in Teichen und Einschränkungen auf Seite der angebauten Pflanzen (EI)
3. vollständige Behandlung des Abwassers (H)

Die erarbeitete Bewertungsmatrix (siehe Anhang 4) gibt einen guten Überblick, wie sich welche Verfahrensstufe auf die Reduktion von Krankheitserregern auswirkt (Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall 2008). Die Angaben erfolgen in Log-Stufen und sind wie in dem zuvor vorgestellten Modell „additiv“, d. h. durch Kombination von Verfahrensstufen kann der Gesamtreduktionsgrad abgeschätzt werden. Darüber hinaus gibt die WHO-Richtlinie (World Health Organization 2006) auch Hinweise zu nichttechnischen Maßnahmen, die das Risiko von Infektionen durch Bewässerungswasser weiter reduzieren.

4.6 Anforderungen an den Nährstoffgehalt

Stickstoff und Phosphor werden in Mitteleuropa meist aus dem Abwasser entfernt ohne Rückführung in den Nährstoffkreislauf. Ob eine Verbindung als Schadstoff oder Ressource angesehen wird,

hängt von der jeweiligen Betrachtungsweise ab. So sind die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor schädlich bei der Einleitung des Abwassers in ein Gewässer, als Inhaltsstoffe in Bewässerungswasser hingegen wertvoll sofern sie in einem nutzbaren Konzentrationsbereich liegen. Wird behandeltes Abwasser mit den darin enthaltenen Nährstoffen direkt in der Landwirtschaft zur Bewässerung und als Dünger verwendet, kann zum einen Energie bei der Abwasserbehandlung eingespart werden, zum anderen lässt sich industriell hergestellter Dünger teilweise ersetzen. Dabei sind allerdings Faktoren wie der Energieverbrauch für Speicherung, Transport und Ausbringung zu beachten.

Tabelle 12 und Tabelle 13 geben Auskunft über Bewässerungsbedarf und Nährstoffgabe pro Vegetationsperiode für verschiedene Nutzpflanzen. Der Bedarf der Pflanzen an Stickstoff und Phosphor ist verschieden und fällt nicht gleichmäßig an. Während in der ersten Wachstumsphase der Nährstoffbedarf hoch ist, geht dieser in den folgenden Entwicklungsphasen zurück. Die Nährstoffgaben durch die Bewässerung und eventuell durch die zusätzliche Düngung sind zu bilanzieren (am Besten auf monatlicher Basis) und an den Bedarf der Pflanzen anzupassen, um negative Effekte wie eine Überdüngung des Bodens oder Grundwasserkontamination zu vermeiden.

Die Nährstoffkonzentrationen stellen wichtige Leitparameter für die landwirtschaftliche Bewässerung dar, deren Kontrolle notwendig ist, um ggf. eine Überdüngung zu vermeiden, wie hier am Beispiel Weizenanbau exemplarisch ausgeführt werden soll. Pro Hektar Weizen werden ca. 60 bis 210 kg N und 22 bis 44 kg P als Reinnährstoffgabe benötigt (Ruhr-Stickstoff AG 1988). Die benötigte Bewässerungswassermenge kann mit 4.500-6.500 m³/ha angesetzt werden (Lazarova 2005). Bei Zulaufkonzentrationen von 70 mg/L N_{ges} und 11 mg/L P, kann in Kläranlagen ohne Nährstoffelimination mit Ablaufwerten von ca. 55 mg/L N_{ges} und 7 mg/L P gerechnet werden. Die Differenz verbleibt im Klärschlamm. Um die benötigte Nährstoffzufuhr nicht zu überschreiten, sollte die Bewässerungswassermenge ergo maximal 1.100 bis 3.800 m³/(ha·a) bezüglich Stickstofffracht bzw. 3.100 bis 6.300 m³/(ha·a) wegen der eingetragenen Phosphormenge nicht übersteigen. In diesem Beispiel würde also die Stickstofffracht die spezifische Bewässerungswassermenge (m³/ha) begrenzen. Bei ausschließlicher oder überwiegender Bewässerung mit (gereinigtem) Kommunalwasser ist demzufolge eine partielle Nährstoffreduktion erforderlich: im genannten Beispiel sollten die Stickstoffkonzentration auf 11–38 mg/L und die Phosphorkonzentration auf 4–7 mg/L reduziert werden. Eine partielle Nährstoffreduktion kann zum Beispiel mittels kompletter Nährstoffelimination eines Teils des Abwasserstroms und nachfolgende Vermischung mit dem verbleibenden Teilstrom effizient realisiert werden. Solange die Grundbewässerung über den Niederschlag erfolgt und die „technische“ Bewässerung nur einen Teil des Bedarfs abdeckt, stellt die Nährstoffkonzentration i. d. R. keine Einschränkung dar, zumal wenn der Boden noch eine ausreichende „Pufferkapazität“ hat.

Tabelle 12 Bewässerungsbedarf pro Vegetationsperiode für verschiedene Nutzpflanzen (Lazaro-va 2005)

	Bewässerungsbedarf [mm] bzw. [l/m²]	
	min	max
Bohnen	300	500
Kohl	380	500
Reis	350	700
Hirse	450	650
Weizen	450	650
Tomaten	500	700
Erdnuss	500	800
Mais	500	800
Baumwolle	700	1300
Sonnenblume	800	1200
Zitrone	900	1200
Banane	1200	2200

Tabelle 13 Empfohlene Reinnährstoffgaben in kg/ha für verschiedenen Nutzpflanzen (Ruhr-Stickstoff AG 1988)

Kultur	Stickstoff N	Phosphor P
	[kg/ha]	[kg/ha]
Getreide		
Weizen	60-210	22-44
Roggen	120-180	44-65
Körnermais	100-140	40-61
Hackfrüchte		
Speisekartoffeln	140-210	40-61
Zuckerrüben	bis 60	26-40
Hülsenfrüchte		
Erbsen, Ackerbohnen	160-250	34-44
Feldgemüse		
Rot-, Blumen-, Grünkohl,	120-180	26-34
Tomaten, Porree	100-140	22-31
Karotten	80-120	17-26
Zwiebeln, Rettiche	bis 40	34-52
Futterpflanzen		
Klee	40-60	34-52
Raps, Ölrettich, Senf	60-100	26-44
Reben		
	20-150	0-22
Baum- und Beerenobst		
Apfel	20-180	4,4-22
Birne	40-140	4,4-22
Sauerkirsche	40-180	4,4-22
Pfirsich	30-160	4,4-26
Johannisbeere	30-100	4,4-26
Himbeere, Erdbeere	0-100	13-34

4.7 Anforderungen an den Salzgehalt

Werden landwirtschaftliche Nutzflächen nicht ausreichend be- bzw. entwässert, reichern sich Salze im Boden an. Nach FAO 2002 sind weltweit mindestens 8 % der bewässerten Flächen von Bodenversalzung betroffen, in ariden und semiariden Regionen gilt das für 25 %.

Nach U.S. EPA 2004 ist der Salzgehalt von Bewässerungswasser sogar der wichtigste Parameter hinsichtlich der Eignung zur Bewässerung. Die Salztoleranz von Nutzpflanzen variiert in einem breiten Bereich (Abbildung 7) und selbst wenn eine geeignete Wahl getroffen wurde, muss sichergestellt werden, dass der Boden adäquat entwässert wird um Bodenversalzung zu vermeiden.

Das folgende Beispiel verdeutlicht, mit welchem Salzgehalt im Abwasser allein durch die enthaltenen menschlichen Ausscheidungen zu rechnen ist. Laut Schmidt et al. 2005 scheidet ein Erwachsener pro Tag durchschnittlich 12 g Elektrolyte aus (Na^+ , K^+ , Cl^- , Ca^{2+} und Mg^{2+}), die ausgeschiedene Stickstoffmenge beträgt in Entwicklungsländern laut Sperling, de Chernicharo 2005 8 g TKN pro Person und Tag; die ausgeschiedene Menge Gesamt-Phosphor 1 g pro Person und Tag (davon 2/3 gelöst als Ortho-Phosphat). Aus diesen Angaben wurde die Konzentration jeder Verbindung in 60 L Abwasser (angenommen als Abwassermenge in ariden Ländern) berechnet. Unter Berücksichtigung der Äquivalenzleitfähigkeiten der Ionen (Sontheimer et al. 1980) ergibt sich eine rechnerische elektrische Leitfähigkeit von 930 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Abwasser.

Entsprechend Achtnich 1980 gilt Wasser mit einer Leitfähigkeit von 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ als mittel bis stark salzhaltig und ist nur für die Bewässerung von Pflanzen mit guter Salzverträglichkeit auf gut drainiertem Boden geeignet. Auch nach DIN 19684-10 muss bei Bewässerungswasser ab einer elektrischen Leitfähigkeit von 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ zusätzliche Salzauswaschung erfolgen. Bei Verdünnung des behandelten Abwassers um den Faktor 4 oder 5 wird die Salzkonzentration herabgesetzt, so dass bei einer elektrischen Leitfähigkeit von ca. 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ günstigere Bedingungen für die Bewässerung erreicht werden. Die Gefahr einer Bodenversalzung wäre deutlich geringer und es kämen auch moderat salztolerante Pflanzen für den Anbau in Frage. Bei einem relativ geringen Wasserverbrauch pro Kopf, ist bei alleiniger Verwendung des Abwassers zur Bewässerung mit Bodenversalzung zu rechnen, wenn die Salze nicht entfernt werden oder eine Verdünnung stattfindet.

Hohe Natriumgehalte in Bewässerungswasser können zu einer Veränderung des Bodengefüges führen. Steigt der Salzgehalt der Bodenlösung durch Evaporation oder Wasseraufnahme der Pflanzen besteht die Möglichkeit, dass Ca- und Mg-Salze ausfallen, so dass der Anteil von Natrium in der Bodenlösung hohe Werte annimmt. In diesen Fällen steigt der Anteil der durch Na^+ besetzten Kationen-Austauscherplätze an der Oberfläche der Bodenpartikel, was zu Dispergierung der Bodenaggregate und Zerstörung des Bodengefüges führt. Solche Böden neigen zu Verschlammung und Krustenbildung (Achtnich 1980). Um den Natriumzustand eines Bodens zu charakterisieren, wird meist

das Natrium-Adsorptions-Verhältnis (NAV) bzw. „sodium adsorption ratio“ (SAR-Wert) verwendet. Der SAR-Wert wird über den Sättigungsextrakt der Bodenlösung bestimmt, lässt sich also relativ leicht ermitteln. Er wird berechnet aus den Konzentrationen von Natrium, Calcium und Magnesium in der Lösung (Angabe in mol/L oder mmol/L).

$$SAR = \frac{c_{Na^+}}{\sqrt{\frac{0,5 \cdot c_{Ca^{2+}} + 0,5 \cdot c_{Mg^{2+}}}{2}}}$$

Mit dem SAR-Wert und dem Wert der elektrischen Leitfähigkeit kann eine Klassifizierung des Bewässerungswassers zur Beurteilung seiner Eignung zum Einsatz in der Landwirtschaft und eine Einschätzung der Verringerung der Infiltrationsrate des Bodens vorgenommen werden (vgl. Abbildung 7 und Tabelle A-6).

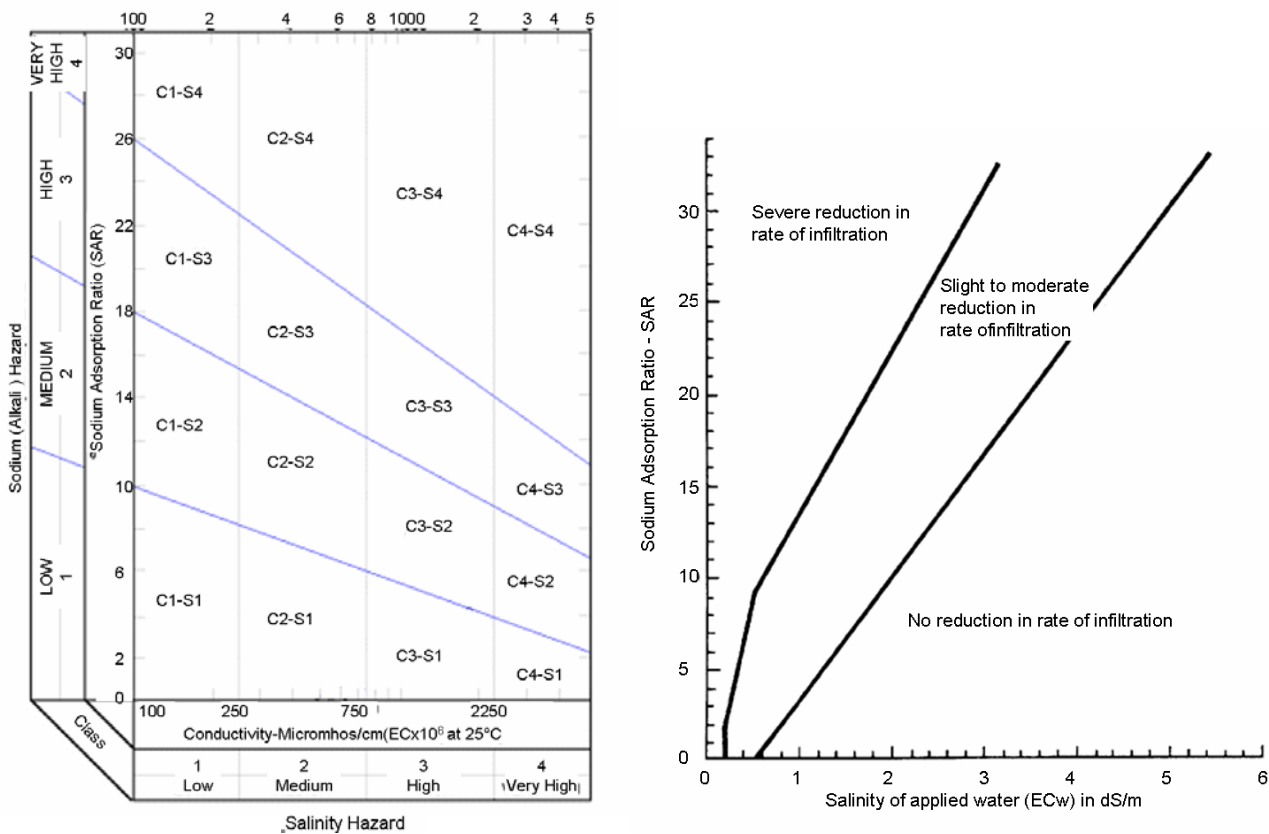


Abbildung 7 Salztoleranz von Nutzpflanzen

Links: Klassifizierung von Bewässerungswasser und Bodenlösung entsprechend der elektrischen Leitfähigkeit und dem SAR-Wert hinsichtlich der landwirtschaftlichen Eignung (Richards 1954)

Rechts: Beurteilung der Reduktion der Infiltrationsrate des Bodens (Ayers, Westcot 1985).

Dabei werden nach Richards 1954 je nach Höhe der Leitfähigkeit „low-salinity water“ (C1), „medium salinity water“ (C2), „high-salinity water“ (C3) und „very high salinity water“ (C4) unterschieden. C1 – „low salinity water“ kann für die Bewässerung der meisten Pflanzenarten auf fast allen Böden verwendet werden. Es besteht eine geringe Gefahr der Bodenversalzung. C4 – „very high salinity water“ hingegen ist für die Bewässerung nur unter speziellen Voraussetzungen geeignet (permeable Böden, angemessene Drainage, ausreichendes Auswaschen der Salze, Anbau ausgesprochen salztoleranter Pflanzen).

S1 – „low sodium water“ kann für Bewässerung fast aller Böden verwendet werden. Das Risiko für die Entwicklung eines schädlichen Anteils an austauschbarem Natrium ist gering. S4 – „very high sodium water“ ist allgemein nicht für Bewässerungszwecke geeignet. Eine Verwendung ist gegebenenfalls bei niedrigem oder mittlerem Salzgehalt möglich, wenn z. B. aus dem Boden gelöstes Calcium oder durch den Einsatz von Gips der Anteil an austauschbarem Natrium sinkt.

Die Klassifikation entsprechend des SAR-Wertes beruht vor allem auf dem physikalischen Effekt, den Natrium auf den Bodenzustand ausüben kann. Sensibel auf Natrium reagierende Pflanzen können auch Schädigungen durch Natrium-Akkumulation im Pflanzengewebe davontragen, wenn die Natriumkonzentration im Boden nicht ausreicht um seinen physikalischen Zustand nachteilig zu verändern.

Neben den Nährstoffkonzentrationen ist folglich auch eine Überwachung des Salzgehalts des Bewässerungswassers (insbesondere Natrium) und der Bodenlösung notwendig. Überlegungen zur Drainage der landwirtschaftlichen Fläche müssen ebenfalls durchgeführt werden. Gegebenenfalls ist auch die Überwachung von Spurenstoffen (z. B. Arzneimittelrückständen, Schwermetallen) erforderlich.

4.8 Infrastrukturelle und technische Rahmenbedingungen

4.8.1 Speicherung

Der in Abschnitt 4.6 Seite 42 dargelegte Zusammenhang zwischen Wasser- und Nährstoffbedarf der Anbaupflanzen, Bewässerungswassermenge und Nährstoffkonzentration wird von der zeitlichen (neben der räumlichen) Diskrepanz zwischen Abwasseranfall (ganzjährig) und Bewässerungswasserbedarf (saisonal bzw. nur während der Vegetationsperiode) weiter beeinflusst. Die direkte Aufbringung auf landwirtschaftlichen Flächen bietet die Möglichkeit, die Nährstoffe im gereinigten Abwasser zu belassen und somit zu nutzen. Das außerhalb der Vegetationsperiode anfallende, nicht zur Bewässerung benötigte Abwasser kann in den Vorfluter abgeleitet oder auf geeignete Weise zwischengespeichert werden, um das anfallende Volumen möglichst vollständig zu nutzen. Die Speicherung und die Ableitung stellen i. d. R. hohe Qualitätsanforderungen: Nährstoffe sollten im

gereinigten Abwasser nicht verbleiben (wegen Algenwachstum und Eutrophierung in oberirdischen Speichern oder Bodenverschlämung und Verstopfung der Bodenporosität bei der Speicherung im Grundwasserleiter), so dass sie in diesem Fall nicht landwirtschaftlich genutzt werden können.

Die Speicherung ermöglicht ggf. die Nutzung des gesamten anfallenden Wasservolumens für die Bewässerung und bietet somit ein erhebliches Potential zur Steigerung der landwirtschaftlichen Produktion, wie in Abbildung 8 schematisch dargestellt. Das nicht direkt zur Bewässerung benötigte Abwasser wird außerhalb der Vegetationsperiode (hier angenommen 7 Monate) weitergehend gereinigt (Nährstoffelimination) und vollständig gespeichert. Während der Vegetationsperiode (5 Monate) wird der Ablauf der Kläranlage (auf nur Kohlenstoffelimination umgestellt) mit dem gespeichertem gereinigtem Abwasser vermischt, welches mengenmäßig im Durchschnitt $7/5 = 1,4$ -fach der anfallende Abwassermenge beträgt (unter Annahme einer gleichmäßigen Entleerung des Speichers).

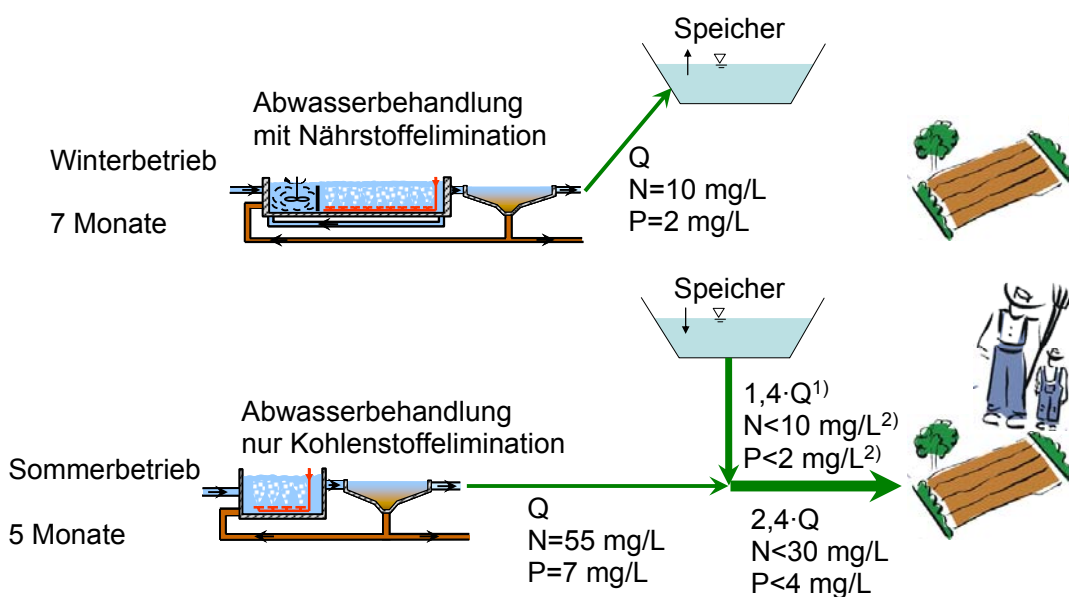


Abbildung 8 Schematische Darstellung des saisonalen Betriebs einer Abwasserbehandlungsanlage mit landwirtschaftlicher Wasser- und Nährstoffnutzung und Speicherung

¹⁾unter Annahme einer gleichmäßigen Entleerung des Speichers

²⁾Konzentrationen im Ablauf Speicher ggf. niedriger als im Zulauf wegen Abbauprozessen im Speicher

Die Speicherung kann in natürlichen oder künstlichen Reservoirs wie Seen, Lagunen, Teichen, Talsperren oder im Grundwasserleiter erfolgen. Bei der Auswahl sind die erheblichen Speichervolumina zu bedenken, die für eine komplette Nutzung der Jahreswassermengen erforderlich wären. Die Speicherung kann auch in dem Behandlungsprozess integriert werden, da verschiedene Abbau- und Separationsprozesse, je nach Art und Auslegung, während der Speicherung ablaufen.

Tiefe Becken für die saisonale Speicherung werden in der Fachliteratur „Water Storage and Treatment Reservoirs“ (WSTR) genannt. Wie der Namen schon sagt, leisten diese Speicher auch eine Reinigung des gespeicherten Wassers und gehören zu den naturnahen Abwasserreinigungsverfahren wie Abwasserteiche oder bewachsene Bodenfilter auch. Die verantwortlichen Abbauprozesse sind sehr komplex und umfassen Sedimentation, biologischen Abbau durch Bakterien und Algen, Bakterieninaktivierung durch Sonneneinstrahlung. Eine umfassende Beschreibung dieser Systeme befindet sich in Juanicó, 1999.

Die Speicherung in Grundwasserleitern kann mittels Infiltration in offenen Versickerungsbecken oder -Gräben oder mittels direkter Injektion ins Grundwasser erfolgen. Bei der erst genannten Variante (auch Soil Aquifer Treatment (SAT) genannt) filtrierte das Wasser durch den Beckenboden und versickert anschließend durch die ungesättigte Bodenzone. Dort finden komplexe Reaktionen wie Fällung und Flockung, Adsorption, Ionenaustausch, biologischer Abbau, Nitrifikation und Denitrifikation statt, wodurch das Wasser weitergehend gereinigt wird. Das durch Brunnen wieder erfasste Wasser weist meistens eine sehr gute Qualität auf und kann zur uneingeschränkten Bewässerung genutzt werden (Shelef, Azov 2000; Ickson-Tal 2003; Lazarova 2005).

Durch die Vermischung des nährstoffreichen behandelten Wassers mit dem nährstoffarmen gespeicherten Wasser wird die Nährstoffkonzentration im Bewässerungswasser reduziert, so dass die oben erwähnte partielle Nährstoffreduktion in der Vegetationsperiode zum Schutz vor Überdüngung ggf. entfallen könnte, selbst wenn keine andere Wasserressourcen zu Bewässerung genutzt werden.

4.8.2 Wasserbereitstellung, -zuleitung und -verteilung

Bei der Wahl der Förderanlage müssen Wirtschaftlichkeit, Größe des Bewässerungsgebietes, Förderhöhe und benötigte Wassermenge berücksichtigt werden. Achtnich 1980 untergliedert Wasserförderanlagen nach der Art ihres Antriebs in durch Menschenkraft, durch Zugtiere, durch Wind- und Wasserkraft und durch Verbrennungs- oder Elektromotore angetriebene Wasserförderanlagen. Bei der Bewässerung mit mikrobiologisch belastetem Abwasser sollte kein unmittelbarer Kontakt zwischen Mensch und Abwasser stattfinden oder entsprechende Sicherheitsvorkehrungen getroffen werden (Schutzkleidung, Impfungen). Details wurden bereits in Abschnitt 4.5 S.40 erörtert.

Von den Wasserförderanlagen erfolgt die Zuleitung des Wassers in Kanälen. Die Kanäle können mit Ton, Beton, Mauerwerk, Folien oder aufgespritzten bzw. abgelagerten Chemikalien (z. B. Asphalt, Betonit, Natriumkarbonat) ausgekleidet sein, um Versickerung zu vermeiden und die Lebensdauer zu erhöhen. Zusätzlich wird Verunkrautung eingeschränkt, so dass trotz höherer Kosten eine Auskleidung sinnvoll sein kann.

Die Zuleitung in Rohren bietet Vorteile gegenüber der Verwendung von offenen Gräben, da die Verdunstung verringert und trotz in Abwasser enthaltenen Nährstoffen kein unerwünschtes Pflanzenwachstum auftritt. Mitgeführte Feststoffe können aber Verstopfungen verursachen, die dann schwer zu lokalisieren und zu beheben sind. Die Regulierung der zufließenden Wassermenge erfolgt für gewöhnlich im Wasserzulauf mit Hilfe von Wehren (Schieber und Schützenwehre) oder durch geregelte Wasserentnahme und -verteilung (verstellbare Verteilerbauwerke, bewegliche Sperreinrichtungen). Insgesamt muss das Zuleitungssystem in der Lage sein, die für den jeweiligen Pflanzenbestand erforderlichen Bewässerungsgaben zu fördern. Bei der Bemessung müssen Gefälle der Zuleitungen und entsprechende Fließzeiten berücksichtigt werden (Cornel et al. 2001).

4.8.3 Bewässerungssysteme

Welches Bewässerungsverfahren für einen Standort geeignet ist hängt von mehreren Faktoren ab. Dazu gehören Geländeneigung und Bodenbeschaffenheit, Wasserbedarf und Empfindlichkeit der Anbaukulturen sowie Art des Anlagenbetriebs (Handarbeit oder Maschineneinsatz). Eine Übersicht enthält Tabelle 14. Zu den gängigen Bewässerungsverfahren gehören:

- Stauverfahren (Flächenüberstau, Beckenbewässerung und Furcheneinstau)
- Rieselfahren (Landstreifenbewässerung und die Furchenrieselung)
- Unterflurbewässerung (Unterflurbewässerung durch tiefe Gräben und Unterflurrieselung)
- Beregnung (Reihenregner-, Einzelregnerverfahren)
- Tropf- oder Tröpfchenbewässerung

Tabelle 14 Merkmale und Eignung verschiedener Bewässerungsverfahren (Cornel et al. 2001 ursprünglich in Achtnich 1980)

Bewässerungsverfahren	Eignung bzgl. Boden	Eignung bzgl. Wasser	Arbeit und Technik	Anlage und Betrieb
Beckenbewässerung Flächenüberstau	Für ebene Gelände bis mäßige Hanglagen; bei leichten und schweren Böden; keine Erosionsgefahr; kaum Versalzungsgefahr	Für große Gaben; mäßiger verfahrensbedingter Bedarf, mäßige Dosierung u. Wasserverteilung, kaum Wasserverluste; Gebrauch salzhaltigen Wassers möglich; hohe Auswaschung	Großes Maß an Handarbeit; einfache Technik	Hoher Geländeverlust; wenig Material- und Energieaufwand; geringer Wartungsaufwand; niedrige Anlage- und Betriebskosten
Landstreifenbewässerung Furchenrieselung	Für mäßige und teilweise steile Hanglagen; bei weniger leichten bis schweren Böden; geringe Erosions- und Versalzungsgefahr	Für große Gaben; hoher verfahrensbedingter Bedarf, mäßige Dosierung und Wasserverteilung, mäßige Wasserverluste; mäßige Auswaschung	Handarbeit und Maschineneinsatz möglich; einfache Technik	Mittlerer Geländeverlust; wenig Material- und Energieaufwand; geringer Wartungsaufwand; niedrige Anlage- und Betriebskosten
Furcheneinstau	Für mäßige u. teilweise steile Hanglagen; bei weniger leichten bis schweren Böden; mittlere bis hohe Erosions- und Versalzungsgefahr	Für mittlere Gaben; hoher verfahrensbedingter Bedarf, mäßige Dosierung und gute Wasserverteilung, mäßige Wasserverluste; geringe Auswaschung	Handarbeit und Maschineneinsatz möglich; einfache Technik	Geringer Geländeverlust; wenig Material- und Energieaufwand; geringer Wartungsaufwand; niedrige Anlage- und Betriebskosten
Unterflurbewässerung	Für ebene Gelände bis mäßige Hanglagen; bei leichten bis schweren Böden; keine Erosionsgefahr; mäßige Versalzungsgefahr	Für mittlere Gaben; geringer verfahrensbedingter Bedarf, sehr gute Dosierung und Wasserverteilung, ohne Wasserverluste; sehr geringe Auswaschung	Hoher Maschineneinsatz; techn. Verständnis notwendig; hohes Maß an Automatisierung	Kaum Geländeverlust; hoher Materialaufwand; mittlerer Energie- und geringerer Wartungsaufwand; hohe Anlage- und mittlerer Betriebskosten
Tropfbewässerung	Für ebenes Gelände bis steile Hanglagen; bei leichten bis schweren Böden; keine Erosions- und geringe Versalzungsgefahr	Für kleine bis mittlere Gaben; sehr geringer verfahrensbedingter Bedarf, sehr gute Dosierung und Wasserverteilung, ohne Wasserverluste; sehr geringe Auswaschung	Maschineneinsatz geeigneter als Handarbeit; techn. Verständnis notwendig; hohes Maß an Automatisierung	Geringer Geländeverlust; hoher Materialaufwand; mittlerer Energie- und Wartungsaufwand; hohe Anlage- und mittlerer Betriebskosten
Beregnung	Für ebenes Gelände bis steile Hanglagen; bei leichten bis schweren Böden; geringe Erosions- und Versalzungsgefahr	Für kleine bis große Gaben; sehr geringer verfahrensbedingter Bedarf, sehr gute Dosierung und Wasserverteilung, ohne Wasserverluste; hohe Auswaschung	Mehr Maschineneinsatz als Handarbeit; techn. Verständnis notwendig; hohes Maß an Automatisierung	Kaum Geländeverlust; hoher Material- und Energieaufwand; mittlerer Wartungsaufwand; hohe Anlage- und Betriebskosten

4.8.3.1 Stauverfahren

Flächenüberstau kann entweder durch Flutung der Flächen in Intervallen oder durch kontinuierliches Leiten und Ableiten von Bewässerungswasser auf die Felder (Staurieselung) geschehen. Bei diesem Verfahren werden die sogenannten „Polder“ (Fläche: 1 bis 20 ha) mit einem bis zu 1m hohen Wall ausgestattet. Je geringer das Gefälle, umso größer die Polder.

Auch bei der **Beckenbewässerung** versickern große Wassermengen, wobei die Fläche der Felder geringer ist (bis zu 2 ha) und die Dämme niedriger ausfallen (<0,5m). Eine bekannte Variante sind Konturbecken, deren Dämme den Höhenlinien folgen und vor allem in Hanglagen eingerichtet werden. Mehrere kleine Becken können zur Blockbewässerung zusammengefasst werden. Je undurchlässiger der Boden ist, umso weniger Wasser muss zugeführt werden und umso langsamer kann die Wassergabe erfolgen.

Beim **Furcheneinstau** erfolgt die Wasserausbreitung ausgehend von parallel zueinander verlaufenden Furchen in horizontaler und vertikaler Richtung im Boden. Der Anbau der Pflanzen erfolgt auf der Erhöhung zwischen zwei Furchen. Spielt Versalzung eine Rolle, kann das Anpflanzen an der Seite des Walls erfolgen, das sich Salze vor allem in den höheren Bereichen anreichern (Cornel et al. 2001).

4.8.3.2 Rieselfverfahren

Die **Landstreifenbewässerung** ist eine Variante der Staubewässerung, bei der die Fläche von einem dünnen Wasserfilm überströmt wird (Breite der Fläche: 10 bis 20 m, Länge: max. 150 m). Die Bewässerungszeiten sind dementsprechend länger. Voraussetzung ist eine gleichmäßige Bodenbeschaffenheit und ebene Oberfläche.

Bei der **Furchenrieselung** wird nach zu Beginn höherer Aufleitung die Zulaufmenge verringert, so dass eine gleichmäßige Wasserversorgung erreicht wird. Langfurchen- (Zuleitung über bewegliche Gerinne aus z. B. Holz oder Kunststoff), Konturfurchen (an steileren Hanglagen entsprechend der Höhenlinien) und Rillenrieselung (kleine Furchen mit engen Abständen) bilden Varianten der Furchenrieselung.

4.8.3.3 Unterflurbewässerung

Vorteile sind die geringere Verdunstung, geringeres Wachstum von Unkräutern, weniger Bodenverschlammung und -verkrustung, sowie ungestörte Bodenverarbeitung und volles Ausnutzen der Fläche. Es findet allerdings keine Auswaschung statt, so dass Salze in der oberen Bodenschicht angereichert werden können. Die Anlagenkosten sind hoch und Störungen können evtl. nur mit großem Aufwand behoben werden.

In bestimmten Fällen kann **Unterflurbewässerung in tiefen Gräben** erfolgen. Voraussetzungen dafür sind reichlicher Wasserzufluss mit guter Qualität, ebene Fläche und ein Bodenprofil aus lehmig-sandigem Oberboden, durchlässigem Unterboden und einer undurchlässigen Schicht. Die Bewässerung erfolgt dann über 0,8 bis 1,5 m tiefe Gräben (Abstand 300 bis 600 m, bei intermittierender Beschickung auch 25 bis 100 m), an deren Ende der Überschuss in Entwässerungsgräben abgeleitet wird.

Bei der **Unterflurrieselung** wird das Wasser über Rohre aus Ton, Bimszement, Zement-Kies-Gemisch, Bitumen-Sand-Gemisch und Kunststoffen transportiert. Dabei tritt nur soviel Wasser in den umgebenden Boden aus, wie durch die Kapillarkraft transportiert wird.

4.8.3.4 Beregnung

Vorteile bei der Bewässerung durch Beregnung sind, dass sie unabhängig von der Oberflächenbeschaffenheit und auch für kleinere Felder verwendet werden kann. Die gesamte Fläche kann landwirtschaftlich genutzt werden. Durch die Beregnung lassen sich auch Dünger auftragen, sie kann auch zur Klimatisierung und für Frostschutzzwecke angewendet werden. Anschaffung, Betrieb und Material sind verhältnismäßig teuer. Geschulte Arbeitskräfte müssen vorhanden sein. Für Dauerkulturen können alle Komponenten der Anlage ortsfest installiert werden, bei vollbeweglichen Anlagen können alle Teile an einen anderen Standort transportiert werden. Es werden Reihenregner und Einzelregner unterschieden.

4.8.3.5 Tropfbewässerung

Hierbei erfolgt die Wassergabe ebenfalls unterirdisch direkt in den Wurzelraum der Pflanze. Durch die an den Wasseraustrittsstellen (Tropfern) entstehenden sichtbaren Durchfeuchtungsbereiche lässt sich die Bewässerung steuern. Insgesamt ist die Effizienz der Wasserausnutzung sehr hoch. Verluste durch Verdunstung und Versickerung sind sehr gering, der Wasserhaushalt ist gut steuerbar und kontrollierte Düngung möglich. Das verwendete Wasser sollte geringe Konzentrationen an absetzbaren Stoffen beinhalten, um Verstopfungen der Tropfer zu vermeiden. Als Materialien finden neben einfachen und doppelwandigen porösen Kunststoffrohren auch Tropfleitungen mit düsenartigen und mikrokanalförmigen Tropfelementen Verwendung. Das gesamte System besteht aus einer Steuereinrichtung (Kopfeinheit), Leitungen und Tropfern. Die Anlagenkosten sind dementsprechend hoch und es ist geschultes Personal für Betrieb und Wartung erforderlich.

4.8.4 Entwässerungsanlagen

Der Bedeutung der Bodenentwässerung wird häufig zu wenig Beachtung geschenkt. Wie im vorhergehenden Abschnitt angesprochen ist sie notwendig für einen ausgeglichenen Salzhaushalt der bewässerten Flächen, zur Verhinderung von Staunässe (aus Bewässerungswasser und Niederschlägen) und zum Schutz des Grundwassers. Bei hohem Grundwasserstand kann durch entwässernde Maßnahmen der Wasserspiegel so weit abgesenkt werden, dass die durchwurzelte Bodenzone nicht mehr beeinträchtigt wird und so eine Verbesserung der Bodeneigenschaften eintritt. Es wird unterschieden zwischen:

- Offenen Entwässerungsanlagen
- Verdeckten Entwässerungsanlagen
- Kombinierten Entwässerungsanlagen
- Entwässerungsbrunnen

Bei **offenen Entwässerungsanlagen** erfolgt die Entwässerung durch offene Gräben. Dieses System ist verhältnismäßig einfach in Stand zu halten und zu handhaben. Nachteile ergeben sich hinsichtlich des Aufwands für die Unterhaltung der Böschungen und Bauwerke. Die Gräben sollten so angelegt werden, dass das Wasser gleichmäßig abgezogen wird. Die Grabentiefe wird entsprechend der Anbaukultur und Höhe des Grundwasserspiegels gewählt. Das Fassungsvermögen der Gräben ist abhängig von der zu transportierenden Wassermenge. Die kleinsten Gräben (Beetgräben) sammeln das Überschusswasser und leiten es in die Seitengräben, die eine größere Kapazität und ein Gefälle von 0,3 bis 0,5 % aufweisen. Sie nehmen auch Fremdwasser, das von außen in das Gebiet eindringt auf. Durch die Hauptgräben gelangt das gesammelte Wasser in die Vorflut. Beetgräben können auch direkt in die Hauptgräben münden. Die Entwässerungsdauer sollte höchstens eine Woche betragen, so dass der Grabenabstand dementsprechend gewählt werden muss. In Abhängigkeit von den klimatischen Gegebenheiten liegen diese Abstände zwischen 20 m und 300 m (Cornel et al. 2001).

Auch bei **verdeckten Entwässerungsanlagen** existieren unterschiedlich große Ableitungen. Kleine Dränleitungen werden als Sauger (Minstdurchmesser 50 mm), größere als Sammler bezeichnet. Bei verdeckten Entwässerungsanlagen erfolgt die Entwässerung langsamer als bei offenen, so dass ein Gefälle von 0,3 % bis 8 % notwendig ist. Vorteile der unterflur eingerichteten Entwässerungsanlagen sind die Frostsicherheit des Systems und die Vermeidung von Flächenverlusten, so dass die Landnutzung nicht behindert wird. Auch hier richtet sich der Abstand der Ableitungen nach Durchlässigkeit und Dräntiefe des Bodens, die Abstände sind aber insgesamt größer. Verglichen mit offenen Entwässerungsanlagen ist der Unterhaltungsaufwand geringer, sind die Investitionskosten höher aber das Erkennen und Beheben von Schäden und Störungen schwieriger. Zum Einsatz kom-

men Dränmaterialien wie Rundholz, Reisig, Feldsteine oder Dränrohre aus Ton, Beton oder Kunststoff (Cornel et al. 2001).

Ziel des Einsatzes von **kombinierten Entwässerungsanlagen** ist die Ausnutzung der Vorteile, die sowohl offene als auch verdeckte Ableitungen bieten. Für Sammler z. B. ist eine offene Bauweise vorteilhaft, wenn in kurzer Zeit große Wassermengen abgeführt werden müssen.

Entwässerungsbrunnen leiten das anfallende Wasser in tiefere Bodenschichten. Solche Senkschächte werden vor allem dann eingesetzt, wenn die Vorflut nicht ausreicht oder Geländeneigung auftritt (Cornel et al. 2001).

5 Urbane Wasserwiederverwendung

Neben der Wasserwiederverwendung in der Landwirtschaft, bietet sich die urbane Wasserwiederverwendung zukünftig als wesentlicher Bestandteil eines nachhaltigen Wasserressourcenmanagements in den schnell wachsenden **Megacities rund um den Globus, bei denen Wasserdargebot und Wasserbedarf allein aufgrund der hohen Bevölkerungsdichte weit auseinander klaffen** und deshalb zur Schonung hochwertiger Wasserressourcen eine innerstädtische Mehrfachnutzung notwendig wird.

Die Wasserver- und -entsorgung der großen Städte stellt eine **besondere Herausforderung** dar. Gemäß UN-HABITAT 2007 werden bis 2050 ca. 75 % der Weltbevölkerung in Städten leben, 20 % in Ballungsräumen und Megacities mit 1 bis 5 Millionen Einwohnern, die meisten davon in Schwellen- und Entwicklungsländern. Laut Schlussfolgerungen aus verschiedenen Studien über Wasserwiederverwendung (Lazarova et al. 2001 und Mantovani et al. 2001) sind die erfolgreichsten Wasserwiederverwendungsprojekte bezüglich Akzeptanz und ökonomischer Realisierbarkeit diejenigen, die eine **Substitution von Trinkwasser durch Brauchwasser** für Bewässerung, Landschaftsgestaltung, Reinigung, Toilettenspülung und industrielle Zwecke beinhalten (U.S. EPA 2004).

Die innerstädtische Mehrfachnutzung von Wasser für Anwendungen, die keine Trinkwasserqualität benötigen, bietet ein **hohes Einsparpotential von hochwertigen Wasserressourcen** und parallel dazu die Möglichkeit, die Einleitung von (gereinigtem) Abwasser ins Gewässer zu reduzieren. Der **Frischwasserverbrauch kann um mehr als 30-40 % reduziert werden**, wenn Brauchwasser zur Toilettenspülung, Bewässerung usw. genutzt wird (Bieker et al. 2009a und Bieker et al. 2009b).

Eine **innerstädtische und landwirtschaftliche Wiederverwendung schließen sich nicht gegenseitig aus**. Im Gegenteil, sie können kombiniert werden, da bei der innerstädtischen Wiederverwendung das Wasser nicht verbraucht, sondern nur gebraucht wird. Das Wasser geht physikalisch nicht verloren, wie z. B. durch Verdunstung oder Transpiration, sondern erfährt nur eine physikalische Qualitätsveränderung wie z. B. Temperaturerhöhungen oder chemisch/biologische Verunreinigung, kann aber nach entsprechender Behandlung erneut genutzt werden. Die landwirtschaftliche Bewässerung dagegen ist eine verbrauchende Nutzung, weil das Wasser von den Pflanzen verdunstet wird und nicht für weitere Nutzungen zur Verfügung steht. Verbrauchende Nutzungen verursachen naturgemäß einen höheren Druck auf die Wasserressourcen und sollten als letzte Stufe einer Nutzungskette betrachtet werden.

Beijing, London, Los Angeles, Mexico City, Singapore, Teheran und Tokio – Städte unterschiedlichen Entwicklungsstandes und unterschiedlicher Lage – haben gemeinsam, dass der lokale Trinkwasserbedarf die lokal verfügbaren Ressourcen bei Weitem übersteigt. Die Trinkwasserversorgung

ist nur mit hohem Aufwand, fallweise unter erheblichen Auswirkungen auf die Umwelt sicherzustellen. Die Übernutzung des Wasserdargebots, die Absenkung des Grundwasserspiegels, energieintensiver und teurer Transport von Wasser über viele hundert Kilometer und die energieintensive Entsalzung von Meerwasser sind nur einige der Folgen, die die derzeitige Wasserversorgung der Bevölkerung in Megastädten nach sich zieht. Und dabei wird der größte Teil des Wassers lediglich zur Spülung der Toilette und zum Transport der Fäkalien benutzt.

Wie bereits oben gezeigt, werden durch **Wasserwiederverwendung** nicht nur wertvolle Ressourcen geschützt, **oft** ist sie **energieeffizienter und kosteneffektiver**. Der Energieverbrauch für die Wasserver- und -entsorgung kann, unter ungünstigen Randbedingungen, bis 7 kWh/m³ betragen, wie in Kapitel 2.3 eingeführt. Das trifft vor allem in folgenden Fällen zu:

- Das Wasser muss über lange Strecken transportiert werden;
- Schlechte Rohwasserqualität erfordert hohe Aufwendungen bei der Trinkwasseraufbereitung;
- Meerwasser wird zu Trinkwasser aufbereitet;
- Strenge Anforderungen an die Einleitung in Oberflächengewässer müssen eingehalten werden.

Ist der Aufwand, der für die Wiederverwendung von Wasser betrieben werden muss, geringer als der, der bei Förderung, Aufbereitung, Verteilung und Behandlung des eigentlich verwendeten Wassers anfällt, bietet die Wasserwiederverwendung deutliche Vorteile hinsichtlich Energieverbrauch und dadurch bedingt Treibhausgasemissionen. Auf die energetischen Aspekte der Wasserver- und -entsorgung sowie auf die Rückgewinnungspotentiale von Energie aus Abwasser wird in Kapitel 10 S. 72 eingegangen.

5.1 Behandlung von Grauwasser für innerstädtische Wasserwiederverwendung

Eine Möglichkeit der innerstädtischen Wiederverwendung bietet beispielsweise die Nutzung von aufbereitetem Grauwasser zum Spülen der Toiletten und für andere Anwendungen, die keiner Trinkwasserqualität bedürfen.

Abbildung 9 zeigt den typischen häuslichen Wasserverbrauch für verschiedene Zwecke, am Beispiel der USA, Deutschland und der Stadt Qingdao, VR China.

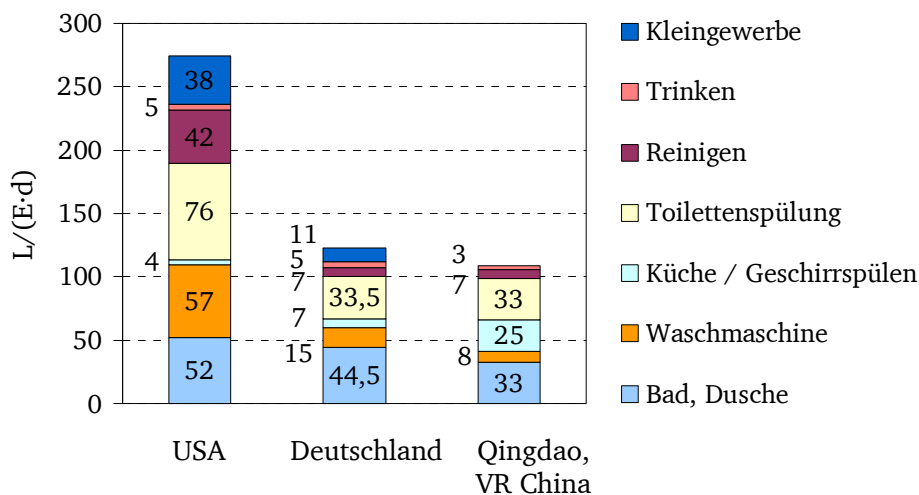


Abbildung 9 Typische Wasserverbrauchswerte für die USA, Deutschland und der Stadt Qingdao
Angaben in L/(E·d) (Cornel, Wagner 2006, Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e. V., Asano 2007)

Obwohl der spezifische Wasserverbrauch in den drei Beispielen unterschiedlich ist (respektive 274 L/(E·d) (Asano 2007), 122 L/(E·d) (Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e. V.) und 109 L/(E·d) (Cornel, Wagner 2006)), ist die Menge des geringfügig verschmutzten Grauwassers aus Dusche und Waschmaschine ausreichend um den Bedarf an Wasser, das für die Toilettenspülung benötigt wird, zu decken. Die Behandlung von Grauwasser ist vergleichsweise einfach, da Verunreinigungen hauptsächlich organischer Art sind oder aus Waschmitteln und Körperpflegeprodukten stammen. Durch meist geringe Konzentrationen an Stickstoff und Phosphor in Grauwasser (Tabelle 15), ist die Entfernung von Nährstoffen nicht erforderlich, eine Desinfektion aber für gewöhnlich notwendig um die Qualitätsstandards zu erfüllen. In manchen Fällen wird sogar Restchlorgehalt am Extraktionspunkt vorgeschrieben, wie zum Beispiel im chinesischen Standard GB/T 18920-2002 (0,2 mg/L Restchlor). Durch die Verwendung adäquat behandelten Grauwassers für die Toilettenspülung könnte der Bedarf an Trinkwasser bereits um 30 % reduziert werden. Gleichzeitig würde sich das Volumen des zu behandelnden Abwassers um den gleichen Anteil verringern. Da Grauwasser für die Toilettenspülung verwendet und anschließend als Schwarzwasser behandelt würde, stellt die Schwarzwasserbehandlung die letzte Barriere vor dem Ableiten in die Umwelt dar. Schwer abbaubare Substanzen wie Duftstoffe und andere Verbindungen in Körperpflegemitteln, die während der Behandlung von Grauwasser nur teilweise entfernt werden, sind bei der Toilettenspülung nicht von Belang und können während der Schwarzwasserbehandlung eliminiert werden.

Tabelle 15 Jährliche Frachten von N, P, K und CSB und deren Verteilung in den verschiedenen Abwasserteilströmen nach Otterpohl 2000

Volumen	m ³ /(E·a)	Grauwasser	Urin	Fäzes
		25-100	~0,5	~0,05
N	~4-5	~3 %	~87 %	~10 %
P	0,75	~10 %	~50 %	~40 %
K	1,8	~34 %	~54 %	~12 %
CSB	30	~41 %	~12 %	~47 %

Im Rahmen des Projektes „Semizentrale Ver- und Entsorgungssysteme für urbane Räume Chinas – Teilprojekt 2“ wurden am Fachgebiet Abwassertechnik der TU Darmstadt folgende biologische Verfahren zur Grauwasserbehandlung für die innerstädtische Wiederverwendung untersucht:

- Biologisch aktivierter Filter (BAF),
- Membranbioreaktor (MBR),
- Sequencing Batch Reactor (SBR).

Es wurde nachgewiesen, dass die ausgewählten Verfahren zur Grauwasserbehandlung hinsichtlich innerstädtischer Wasserwiederverwendung in der Volksrepublik China geeignet sind. Anhand der Versuchsergebnisse wurden relevante Parameter zur Auslegung einer großtechnischen Grauwasserbehandlungsanlage ermittelt. Die getesteten biologischen Verfahren wurden schließlich unter technischen, ökologischen und ökonomischen Kriterien verglichen. Der Verfahrensvergleich zeigte, dass alle drei Verfahren je nach Randbedingungen eingesetzt werden können. Eine Wahl der Verfahren in der Praxis soll nutzungsorientiert je nach Einzugsgebieten bzw. Einsatzbedingungen abgewogen werden (Cornel und Wagner, 2006).

Die direkte Wiederverwendung von aufbereitetem Wasser in Haushalten erfordert aus mehreren Gründen eine Behandlung in unmittelbarer Nähe. Zum einen können, wenn Grauwasser in der Nähe seines Anfallortes behandelt wird, die hohen Temperaturen zur Wärmerückgewinnung genutzt werden. Andererseits bleiben Sammel- und Verteilleitungen relativ kurz und Pumpkosten sowie Verluste während des Transports niedrig. Eine der wichtigsten Fragen ist die Akzeptanz des aufbereiteten Wassers unter den Verbrauchern. Sozial-empirische Studien haben ergeben, dass die Akzeptanz umso höher ist, je mehr über den Ursprung des wieder verwendeten Wassers bekannt ist und wenn es aus der unmittelbaren Umgebung stammt (Jeffrey 2004). Vor allem bei dezentraler, quartiers- oder distriktbezogener (Grau-)Wasserbehandlung, kann stark verschmutztes industrielles und gewerbliches Abwasser von der Wiederverwendung ausgeschlossen werden.

Für die Aufbereitung von behandeltem Abwasser für die Verwendung als Brauchwasser und seiner Verteilung setzt der Integrated Energy Policy Report 2005 0,1-0,3 kWh/m³ an. Bieker et al. (2009a) zeigen, dass für die komplette Aufbereitung von Grauwasser auf Brauchwasserqualität für die innerstädtische Nutzung 0,6-1,2 kWh/m³ angesetzt werden kann (ohne Desinfektion); 0,6 kWh/m³ sind

bei Anwendung des konventionellen Belebungsverfahrens oder der Biofiltration anzusetzen bzw. 1,2 kWh/m³ wenn die biologische Reinigung mittels Membran-Bioreaktoren erfolgt. Für die Desinfektion z. B. mittels Ozonung, UV-Bestrahlung oder Membranfiltration müssen 0,035-0,4 kWh/m³ addiert werden (Haber Kern et al. 2008).

Wird auch noch eine Entsalzung nachgeschaltet, um z. B. das behandelte Wasser zur Grundwasseranreicherung oder zur Erzeugung von Trinkwasser zu nutzen, so ist der Energieverbrauch am oberen Ende anzusetzen. Keller (2008) gibt allein für die Nachreinigung eines bereits biologisch gereinigten Abwassers zu einem so genannten „purified recycled water“ mittels Mikrofiltration, Umkehrosmose, UV/H₂O₂ Desinfektion und Chlorung einen Energieverbrauch von 0,9-1,2 kWh/m³ an. Das für die Wiederverwendung vorgesehene Wasser wird durch ein siebenstufiges Aufbereitungssystem so weitgehend behandelt, dass es die höchsten Standards für Trinkwasserqualität erfüllt (Keller, 2008; sowie Western Corridor 2009).

Dies ist ein Bruchteil des Energiebedarfs für die Förderung von Frischwasser und dessen Behandlung und Verteilung und beweist, dass die Wiederverwendung nicht nur dazu beiträgt, Wasserressourcen zu schonen, sondern auch hinsichtlich des Energieverbrauchs und damit der Minimierung von Treibhausgasemissionen sehr sinnvoll ist.

5.2 Behandlung des gesamten Abwassers für innerstädtische Wasserwiederverwendung

Wenn hingegen der gesamte Abwasserstrom (und nicht nur ein Teil) adäquat behandelt und wieder verwendet wird, kann sicherlich noch mehr Wasser genutzt werden. Die Aufbereitung erfolgt dann meist in zentralen Behandlungsanlagen. In dem Fall ist eine zentrale intra-urbane Wiederverwendung sinnvoll, wie z. B. in Form von Löschwasser, für die Straßenreinigung, in der Industrie und für kommerzielle Zwecke wie Autowaschanlagen und Wäschereien. Ein weiteres Einsatzgebiet bildet die Bewässerung öffentlicher Grünflächen, Freizeitanlagen, Sportplätzen, Mittel- und Randstreifen von Straßen, Landschaftsgärten und Golfplätzen.

Eine Alternative zur Verwendung für Zwecke, die keine Trinkwasserqualität benötigen, stellt die direkte oder indirekte Wiederverwendung von adäquat gereinigtem Wasser als Trinkwasser dar, wie es in Singapur, Windhoek, Australien oder Kalifornien praktiziert wird. Die Qualitätsanforderungen sind entsprechend höher als bei „non-potable water reuse“, entsprechend auch die benötigte Energie zur Aufbereitung. Andererseits entfällt die Mengenbeschränkung, wie sie bei der Grauwassernutzung zwangsläufig ist. Zudem wird ein doppeltes Verteilsystem, wie bei der parallelen Nutzung von Trink- und Brauchwasser in Gebäuden notwendig, vermieden und damit auch die Gefahr potentieller Fehlschlüsse.

Der Betreiber der neuen Goreangab Wasseraufbereitungsanlage in Windhoek, Namibia, der seit 2002 ca. 21.000 m³ Trinkwasser täglich aus einer Mischung von behandeltem Abwasser und Oberflächenwasser aus einem Staudamm produziert, gibt einen Energiebedarf von 1,34 kWh/m³ an (Lahnsteiner, Lempert 2007). Dieser Betrag beinhaltet die gesamte Multi-Barrieren Prozesskette, bestehend aus Pulveraktivkohle, Vor-Ozonung, Fällung, Flockung, Flotation, Nach-Ozonung, biologisch intensivierter Aktivkohle, zweistufiger Kornaktivkohlefiltration, Ultrafiltration, Chlorung und Stabilisierung einschließlich der Rohwasser- und Druckerhöhungspumpen.

Solche Angaben sollten auf Grund der unterschiedlichen Randbedingungen wie z. B. Trenn-, Mischsystem, Vakuum-, Druck-, Freispiegelentwässerung, Topografie, Standards für die Ablaufqualität, Reinigungsstufen der Abwasserbehandlungsanlagen, Schlammbehandlung, Abluftbehandlung etc. mit großer Vorsicht verglichen werden. Dennoch ist offensichtlich, dass die täglich anfallende (Ab)Wassermenge entscheidend ist für den Energiebedarf.

Energie und Wasser sind untrennbar miteinander verbunden. Eine Reduzierung des Wasserverbrauchs führt im Allgemeinen zu einer Reduzierung des Energieverbrauchs. Aber auch hier gibt es Ausnahmen und es sollte jeder Fall separat untersucht und bewertet werden. Natürlich sagen die zuvor genannten Zahlen nur etwas über den Energieverbrauch während des Betriebs aus und können keine Ökobilanz ersetzen.

Die Beispiele zeigen die Abhängigkeit des Energieverbrauchs vom Aufbereitungsaufwand und betonen die Frage der geforderten Qualität. Ein konsequentes Energiemanagement bedeutet auch, die geeignete Qualität für die jeweiligen Nutzungen zu liefern, was z. B. impliziert, dass Aufbereitungsanlagen das Wasser so behandeln müssen, dass die Wasserqualitätsanforderungen für die beabsichtigte Verwendung erfüllt werden. Für gewöhnlich wird der Ablauf von Abwasserbehandlungsanlagen mit Nährstoffelimination gefiltert um verbleibende Feststoffe zu entfernen, gefolgt von einer Desinfektion. Die meisten Standards legen eine definierte Restchlorkonzentration an der Entnahmestelle fest.

Die Wasserwiederverwendung ist besonders von großer Bedeutung, wenn die lokale Wasserversorgung bereits ihre Kapazitätsgrenze erreicht hat und nicht weiter gesteigert werden kann, um den steigenden Wasserbedarf einer wachsenden Stadt zu decken. Zudem wird die Gesellschaft den Luxus nicht mehr lange genießen können, Wasser nur ein einziges Mal zu nutzen (Asano 2007). Man könnte hinzufügen: Die Wiederverwendung trägt nicht nur dazu bei, Wasserressourcen zu schonen, sondern kann auch den Energieverbrauch der gesamten Wasserver- und Entsorgungskette und deren Treibhausgasemissionen reduzieren.

6 Sonstige Wiederverwendungsmöglichkeiten

6.1 Wasserwiederverwendung in der Industrie

Wiederverwendung und Recycling von Wasser wird in der Industrie vor allem durch ökonomische Beweggründe vorangetrieben. Das Hauptaugenmerk wird deshalb auf das interne Wasserrecycling gelegt. Die Wiederverwendung von Wasser aus Gemeinden oder von anderen Anbietern ist weniger attraktiv, da so eine Abhängigkeit entsteht, Qualitätskontrollen nötig sind und Verhandlungen mit externen Stellen durchgeführt werden müssen (Jiménez et al. 2008). Die Wiederverwendung von Wasser zur Kühlung ist die wahrscheinlich häufigste Art der Wiederverwendung, da große Mengen Wasser benötigt werden und die Qualitätsanforderungen vergleichsweise niedrig sind. Für gewöhnlich sind Filtration und Enthärtung ausreichend um Ausfällung und Ablagerung von Salzen zu reduzieren. Kraftwerke sind große Konsumenten von aufbereitetem Wasser (Jiménez et al. 2008).

In Deutschland ist der Anteil an Reuse in der Industrie relativ hoch. Die Wassermenge, die in der verarbeitenden Industrie in Deutschland verwendet wird beträgt etwa 30.200 Millionen m³/a (davon 22.500 Millionen m³/a für Kühlzwecke), die Versorgung mit Wasser liegt bei 6.200 Millionen m³/a. Die Differenz repräsentiert das Volumen an recyceltem Wasser und beläuft sich auf ca. 24.000 Millionen m³/a, eine Zahl, die die Menge an kommunalem Abwasser (9.695 Millionen m³/a) um den Faktor 2,6 übersteigt (Daten von 1998, Statistisches Bundesamt (2001)). Der Nutzungsfaktor (Kühlwasser eingeschlossen), wird definiert als der Quotient aus verwendetem und bereitgestelltem Wasser. Er schwankt zwischen 1,3 in der Textilindustrie bis zu 21,5 in der Automobilindustrie. Der Nutzungsfaktor gibt Aufschluss über das Ausmaß der Wasserwiederverwendung in verschiedenen Industriezweigen (siehe auch Tabelle 16).

Tabelle 16 Wassermengen und Nutzungsfaktoren in der Industrie für Deutschland in Mm³/a (nach Statistisches Bundesamt 2001)

Industrie	Abwasser		Wasserversorgung			Nutzungs- faktor
	Gesamt	Davon Kühl- wasser	bereit- gestellt	verwen- det	Davon Kühl- wasser	
verarbeitende Industrie	6.008	4.243	6.207	30.226	22.486	4,9
Lebensmittel	363	162	416	1728	834	4,2
Metall	822	667	873	6,018	4,925	6,9
Fahrzeuge	86	45	93	1,989	1,092	21,5
Textil	175	131	183	242	172	1,3
Papier	547	264	610	3485	816	5,7
Chemie	3.455	2.639	3,422	11.836	10.594	3,6
Kraftwerke (kommunal)	25.984	25.842	26.559	67.734	57.457	2,6
Abwasser (kommunal)	9.695	-	-	-	-	-

Die Werte nahmen z. B. in der Lebensmittelindustrie von 3,5 im Jahr 1980 auf 4,2 im Jahr 1998 zu. Sie können je nach Land und sogar in verschiedenen Regionen voneinander abweichen, da die treibende Kraft in der Industrie oft die Wirtschaftlichkeit darstellt. Die Wiederverwendung hängt von Wasserpreis und Abwassergebühren einerseits und den Behandlungskosten für das Erreichen adäquater Anforderungen bei der internen Wiederverwendung andererseits ab.

6.2 Grundwasseranreicherung

Unterschieden wird zwischen unbeabsichtigter Grundwasseranreicherung durch intensive Bewässerung und der zielgerichteten Anreicherung mit zurückgewonnenem Wasser um die folgenden Ziele zu erreichen:

- Verhinderung der Infiltration von Salzwasser in Küstenaquifere
- Verhinderung oder Kontrolle von Bodensenkungen
- Sicherstellung der saisonalen Speicherung von Trink- oder Nicht-Trinkwasser
- Nachbehandlung für zukünftige Nutzungen

Bei der Infiltration und Perkolation von zurückgewonnenem Wasser werden natürliche Vorgänge im Boden zur Reinigung des Wassers genutzt, wie z. B. Filtration, Adsorption, Ionenaustausch, Fällung, biologischer Abbau etc. Diese Vorgänge führen zu einer zusätzlichen Reinigung und wirken ausgleichend auf die Wasserqualität. Darüber hinaus fungieren die Prozesse im Boden als eine Sicherheitsbarriere. Während der Bodenpassage und der Vermischung mit „echtem“ Grundwasser, verliert das Wasser seine „Identität“ als Reuse-Wasser. Dadurch wird seine Akzeptanz gesteigert. Typische Aufenthaltszeiten beim so genannten „Soil Aquifer Treatment“ (SAT) sind 20 bis 50 Tage. Der Anteil von infiltriertem Wasser an dem entnommenen Wasser liegt im Allgemeinen zwischen 40 % und über 90 %.

Detaillierte Informationen zur Hydrologie und dem Schadstoffabbau während der Bodenpassage, Uferfiltration und Dünenfiltration können der Literatur entnommen werden (Fox et al. 2001; Dreyes et al. 2001; Brauch, Schmidt 2009; Oaksford 1985).

Im Fall der saisonalen Speicherung, z. B. für Bewässerungswasser, sind die Hauptziele der Infiltration des zurückgewonnenen Wassers ins Aquifer die Verhinderung von Verlusten durch Evaporation, Verhindern der Versalzung des Wassers und Algenwachstum, wie sie bei Speicherung an der Erdoberfläche auftreten. Der Prozess der Speicherung benötigt als Grundlage fundiertes Wissen hinsichtlich der jeweiligen hydrologischen und geologischen Bedingungen. Die Retentionszeit kann höher sein als bei SAT. Normalerweise ist eine adäquate Vorbehandlung inklusive Nährstoffelimination notwendig um Aquifer und Grundwasser zu schützen.

6.3 Indirekte Wiederverwendung als Trinkwasser

In den dichtbesiedelten Ländern Mitteleuropas, spielt die indirekte Wasserwiederverwendung als Trinkwasser eine nicht zu vernachlässigende Rolle. Es ist offensichtlich, dass bei der Verwendung der großen europäischen Flüsse als aufnehmende Wasserkörper für behandeltes Abwasser einerseits und als Quelle für die Produktion von Wasser für den menschlichen Gebrauch andererseits, eine indirekte Wiederverwendung des Wassers auftritt. Je nach Bevölkerungsdichte und Größe des Flusses, errechnet sich ein geringer Anteil an behandeltem Abwasser, für den Rhein schätzungsweise von 1 %– 3 %, je nach Lage flussabwärts. Es ist bekannt, dass in einigen dicht besiedelten Gebieten, messbare Mengen von nicht-abbaubaren Abwasserinhaltsstoffen in den Oberflächengewässern gefunden werden (Putschew et al. 2003, Ziegler et al. 2001a, Ziegler et al. 2001b).

7 Erfahrungen mit Wasserwiederverwendung

7.1 Stand des Wissens in Deutschland

Abwassertechnologie wurde in Deutschland auf einem hohen Niveau implementiert, sowohl in Hinsicht der Komplexität der angewandten Behandlungstechnik als auch hinsichtlich der Qualität des behandelten Ablaufs. Der hohe Komplexitätsgrad und die Qualität sind auf viele Faktoren zurückzuführen, hauptsächlich aber auf gesetzliche Vorgaben, die die Einhaltung sehr strenger Grenzwerte fordern. Effizienz wird auch ermöglicht durch das große Bewusstsein der Bevölkerung was Umweltbelange angeht und durch die Wirtschaftskraft Deutschlands. Letztere erlauben es, beträchtliche finanzielle Ressourcen aufzuwenden um Investitionen im Abwassersektor vorzunehmen. Deutsche Richtlinien zur Abwassertechnik sind zahlreich und detailliert was die Abwasserbehandlung angeht, einschließlich seiner Sammlung und Transport. Solche technischen Richtlinien stellen ein bedeutendes Nachschlagewerk nicht nur für Planung, Konstruktion und Betrieb neuer Anlagen dar, sondern auch für den Arbeitsablauf und die Wartung existierender Anlagen.

Deutschland ist eines der weltweit führenden Länder in Design, Planung, Konstruktion und Betrieb kommunaler und industrieller Abwasserbehandlungsanlagen. Deutsche Planungsbüros, Baufirmen und Universitäten operieren auf exzellentem Wissensniveau im Bereich Abwassertechnik, in dem ferner ein Anstieg der Exporte zu verzeichnen ist. Allerdings ist die deutsche Abwassertechnik in hohem Maße an spezifisch deutsche Bedingungen angepasst, z. B. Zu- und Ablaufqualität, Rechtslage, Klima. Folge dieser Optimierung sind Defizite bei der Anpassung dieser Technologien und Konzepte an internationale Märkte. Angesichts dieser Tatsachen, scheint die Wiederverwendung von Wasser zur Bewässerung für deutsche Abwassertechniker und -manager unerforschtes Gebiet zu sein. Es handelt sich bei dieser Thematik um einen für Deutschland weniger relevanten Sachverhalt, so dass nur wenige Erfahrungen in diesem Bereich existieren. Die Randbedingungen in anderen Ländern (gesetzliche Grundlagen, Finanzierungsmöglichkeiten, Schulung von Betriebspersonal, Kosten für Energie, Material und Baugrund etc.) unterscheiden sich unter Umständen sehr von denen in Deutschland.

Vertrautheit mit dem Thema Wasserwiederverwendung könnte in der nahen Zukunft einen entscheidenden Vorteil für Anlagenkonstrukteure und -manager bringen, die an internationalen Ausschreibungen in ariden oder semi-ariden Ländern beteiligt sind, bei denen Wasserwiederverwendung innerhalb des Wassermanagements betrachtet werden sollte (oder muss).

7.2 Water Reuse Projekte in Europa

“More than 200 water reuse projects exist in Europe and many others are in an advanced planning phase. This is a particularly large figure considering that in the early 90’s municipal water reuse was limited to few cases, mostly incidental, i.e. related to the proximity of the wastewater treatment plant to the point of use” (Bixio et al. 2005).

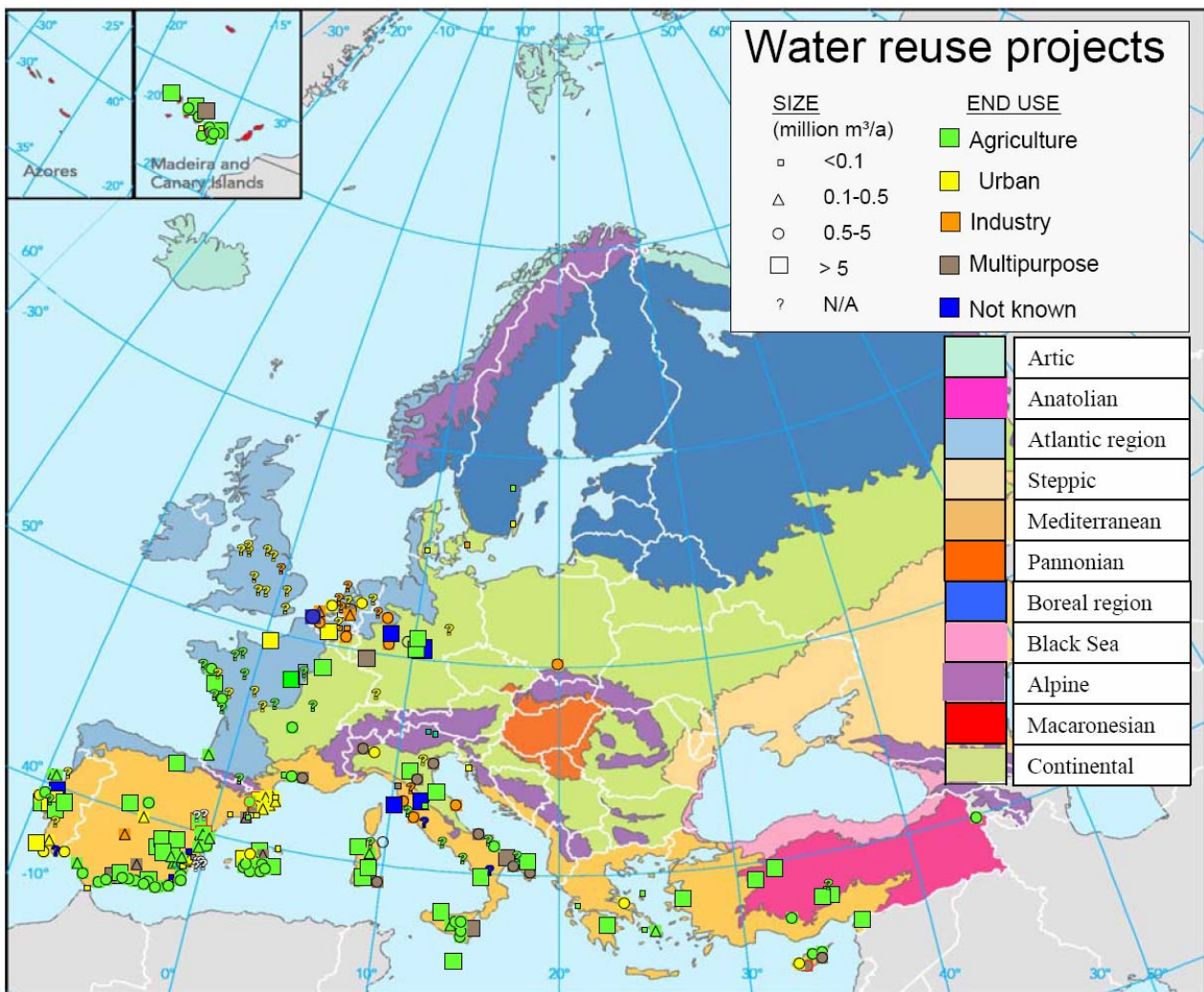


Abbildung 10 Größenordnung und Verwendungszwecke von water reuse Projekten in Europa (Aquarec 2006)

Abbildung 10 zeigt die geografische Verteilung der water reuse Projekte in Europa, mit Angabe ihrer Größe und beabsichtigten Nutzung. Die Anwendungsgebiete wurden in vier Kategorien aufgeteilt:

-
1. Landwirtschaft
 2. Industrie
 3. Stadt, Freizeit, landschaftsbauliche Maßnahmen (einschließlich Grundwasseranreicherung)
 4. Kombinationen aus oben genannten Punkten

Der Maßstab dieser Projekte umfasst vier Klassen 1. sehr klein ($<0,1 \text{ Mm}^3/\text{a}$), 2. klein ($0,1-0,5 \text{ Mm}^3/\text{a}$), 3. mittel ($0,5-5 \text{ Mm}^3/\text{a}$) und 4. groß ($>5 \text{ Mm}^3/\text{a}$) (Bixio et al. 2005).

Es zeigt sich, dass die meisten dieser Reuse Projekte entlang der Küstenlinien und auf Inseln der semi-ariden Gebiete Südeuropas (einschließlich Frankreich) angesiedelt sind. Die Vorhaben in Mitteleuropa bewegen sich eher im kleineren Maßstabsbereich und umfassen vorrangig städtische oder landschaftsbauliche Maßnahmen (51 % der Projekte) bzw. industrielle Nutzungen (33 % der Projekte) (Bixio et al. 2005). Spanien ist bei weitem das wichtigste europäische Land hinsichtlich Wasserwiederverwendung. 2004 wurde über 30 % des Abwassers wiederverwendet. Obwohl die Größe vieler Projekte in Deutschland, den Niederlanden und Großbritannien nicht genannt wird, kann davon ausgegangen werden, dass die Mehrheit eher klein ausfällt und vielmehr als Test- und Forschungsvorhaben und nicht als groß angelegte Projekte zu betrachten sind.

Nur ein einziges water reuse Projekt dient der Trinkwasserproduktion. Dieses Projekt wurde ins Leben gerufen, um Entnahmen der natürlichen Grundwasservorkommen an der flämischen Küste Belgiens zu reduzieren und die Salzwasserintrusion aufzuhalten. In Europa existiert ein steigendes Interesse an künstlicher Grundwasseranreicherung mit gereinigtem Abwasser um das Eindringen von Salzwasser in Küstenaquifere zu verhindern. Auch das WHO Regionalbüro für Europa schenkte diesem Aspekt Beachtung indem es die speziellen Gesundheitsrisiken bei dieser Verfahrensweise herausstellte (Bixio et al. 2005).

8 Entwicklung einer Bewertungsmatrix

Abwasserbehandlung mit dem Ziel der Wasserwiederverwendung sollte mit der für den einzelnen Anwendungsfall am besten geeigneten Technik unter Berücksichtigung der nationalen Regelungen und internationalen Standards (zum Beispiel von WHO und FAO) durchgeführt werden. Bei der Wahl der Behandlungstechnik sind die von Land zu Land sehr unterschiedlichen Randbedingungen zu beachten, die beispielsweise durch die zur Verfügung stehenden Investitions- und Betriebsmittel sowie das Ausbildungsniveau des örtlichen Betriebspersonals gegeben sind.

Um Anlagenplanern und -bauern eine Hilfestellung bei dieser komplexen Aufgabe zu bieten, wurde eine Matrix mit verschiedensten Verfahrenstufen der Wasserbehandlung erarbeitet. Jede Verfahrensstufe wurde im Hinblick auf diverse Aspekte wie Ablaufqualität, Kosten, Material- und Energieverbrauch, Wartungsaufwand usw. bewertet. Die Bewertungen schließen die Charakterisierung und den Vergleich der Behandlungsverfahren unabhängig vom Anwendungsort ein, insbesondere für landwirtschaftliche Bewässerungszwecke.

Die als Ergebnis der Bewertungen entwickelte Matrix bietet einen Überblick über die verschiedenen Möglichkeiten der Behandlung und ist als schnelle und einfache Entscheidungshilfe für eine erste Abschätzung gedacht. Es wird kein Anspruch auf Vollständigkeit oder auf allgemeine Gültigkeit erhoben, die Matrix sollte jedoch für die meisten Fälle anwendbar sein. Sie soll ausdrücklich nicht die ingenieurmäßige Untersuchung und maßgeschneiderte Entscheidung für den einzelnen, speziellen Fall ersetzen, aber sie soll es ermöglichen oder erleichtern, eine sinnvolle und fundierte Entscheidung zu treffen, auch dann, wenn Expertenwissen nur begrenzt verfügbar ist.

Die der Matrix zugrunde liegenden Bewertungen sind von vorrangig technischem Charakter. Die mit der Praxis der Wasserwiederverwendung grundsätzlich verbundenen, gesundheitlichen Risiken werden nicht explizit ausgeführt. Dazu wird auf einschlägige Literatur, z. B. die Richtlinien der WHO (World Health Organization 2006), verwiesen.

Diese Tätigkeit wurde innerhalb der DWA-Arbeitsgruppe BIZ-11.4 „Wasserwiederverwendung“ durchgeführt. Innerhalb dieses Gremiums waren das Interesse und die Bereitschaft, eigenen Input zu bringen und weitere Zuarbeit zu leisten, sehr hoch.

Die Bearbeitung der Matrix begann 2006 und wurde 2007 beendet. Der als Einleitung, Ergänzung und Erweiterung der Matrix dienende Bericht wurde unter maßgeblicher Mitarbeit der Herren Orth/Schmidtlein der Ruhr-Universität Bochum und Fuhrmann der Universität Witten/Herdecke gGmbH erarbeitet. Dieser Bericht wurde von der DWA als Themenband im Mai 2008 publiziert.

Die vollständige Bewertungsmatrix ist in Anhang 4 S. XVII dargestellt, geteilt in mehrere Tabellen, die die thematisch gruppierten Technologien enthalten. In Anhang 3 befindet sich eine Erläuterung des Aufbaus und der Begriffe, die in der Matrix verwendet werden.

9 Reststoffe aus der Abwasserbehandlung – Entsorgung oder Nutzung?

Klärschlamm fällt als Reststoff der mechanisch-biologischen Abwasserreinigung in unterschiedlichen Mengen und Qualitäten an. Bei technischen Verfahren wie dem Belebungsverfahren fällt der Schlamm mehr oder weniger kontinuierlich als Primärschlamm (in der mechanischen Stufe) und Überschussschlamm (in der biologischen Stufe) an, bei naturnahen Verfahren wie Abwasserteichen oder Klärgruben muss der Schlamm periodisch, in größeren Zeitabständen geräumt werden. Auch der Grad der Stabilisierung, d.h. der Gehalt an abbaubarer organischer Substanz, die Tendenz zur Fäulnis sowie die Bildung von Gasen und unangenehmen Gerüchen variiert stark je nach Abwasserbehandlungsverfahren.

Klärschlamm enthält die Pflanzennährstoffe Stickstoff und Phosphor und viele Spurenstoffe und kann somit als wertvolle Ressource angesehen werden. Aufgrund von chemisch-physikalischen und biologischen Einlagerungs- und Adsorptionsprozessen während des Abwasserreinigungsprozesses dient Klärschlamm aber auch als Senke für zahlreiche Schadstoffe wie Schwermetalle, lipophile Chemikalien und endokrin wirksame Substanzen. Dieser ambivalente Charakter erfordert eine sorgfältige Überlegung bei der Entscheidung für eine stoffliche Nutzung oder eine Entsorgung und bei der Planung der entsprechend erforderlichen Behandlung.

Klärschlamm bedarf einer sachgerechten Behandlung um anschließend einer weitergehenden Verwertung und/oder Entsorgung zugänglich gemacht zu werden. Vor allem in Entwicklungsländern aber auch in einigen Ländern der Europäischen Union genießt die Behandlung von Klärschlamm keine hohe Priorität. Zum Teil wird der Schlamm in (ungeordneten) Deponien endgelagert. Klärschlamm kann in Regionen mit kargen und erosionsgefährdeten Böden, Wasserknappheit und gesteigertem Druck auf die landwirtschaftliche Produktion eine wichtige Ressource darstellen. Besonders in Ländern, in denen die Verwertung des Klärschlammes in der Landwirtschaft einen bedeutenden Part in agrarpolitischen und agrarökonomischen Überlegungen spielt, sind auch Anforderungen an die Klärschlammqualität sowie Aufbringungsvorschriften festgelegt. Diese Qualitätskriterien sind häufig an Richtlinien der Europäischen Union und der U.S. Environmental Protection Agency angelehnt und erfordern somit eine Stabilisierung und Hygienisierung des Klärschlammes als Voraussetzung für eine sachgerechte Verwertung. Eine gute Übersicht über die derzeit relevanten gesetzlichen Rahmenbedingungen zur Klärschlamm Entsorgung und –nutzung befindet sich im Abschlussbericht des Vorhabens 02WA0733 (Bauerfeld et al. 2009).

Primäres Ziel einer jeden Klärschlammbehandlung ist es, das biologisch reaktive Material zu stabilisieren, indem die im Klärschlamm enthaltene organische Substanz weitestgehend reduziert wird und/oder Bedingungen geschaffen werden, unter denen ein weiterer Abbau gehemmt ist. Er-

wünschte Nebeneffekte sind dabei in Abhängigkeit von der Verfahrenswahl eine Verringerung der Konzentration pathogener Mikroorganismen sowie der Schlammmasse, eine Verbesserung der Entwässerbarkeit und ggf. die Gewinnung von Biogas. Grundsätzlich sind die Behandlungsziele an die Möglichkeiten der Verwertung oder Beseitigung des Klärschlammes anzupassen. Prinzipiell sollte dabei eine Rückführung vorhandener Wertstoffe in den Stoffkreislauf einer Beseitigung vorgezogen werden, vorausgesetzt, die Konzentrationen organischer und anorganischer Schadstoffe sowie pathogener Mikroorganismen im Material sind vertretbar niedrig.

Ein Überblick über die aktuelle Situation der Klärschlammbehandlung und -verwertung in anderen Ländern befindet sich in dem Abschlussbericht des Vorhabens 02WA0733 (Bauerfeld et al. 2009). Im Allgemeinen ist die Einbindung von Schlammbehandlungstechnologien abhängig von bereits verfügbarer Technologie und Wissen vor Ort unter Berücksichtigung von geographischen und finanziellen Aspekten: In Regionen mit einer ausgeprägten Regenzeit ist eine Langzeitlagerung von Klärschlamm oder eine offene Trocknung nicht durchführbar, wie etwa in Zentralafrika und Südostasien. Für eine Behandlung mit Kalk müssen eigene Ressourcen verfügbar oder deren Import finanziell tragbar sein. Die anscheinend populärsten Behandlungsmethoden sind die Klärschlammkompostierung und die Co-Kompostierung mit anderen organischen Abfällen direkt an der Kläranlage oder in größeren Abfallbehandlungszentren. Unabhängig von einer bestimmten Schlammstabilisierungsmethode ist die Entwässerung des Klärschlammes vor oder nach der Stabilisierung entscheidend um Schlammvolumina zu verringern und somit Kosten für nachgeschaltete Behandlung, Lagerung oder den Transport zu minimieren. Heiße und trockene Klimate, in denen die Evaporationsrate die Niederschlagsrate übersteigt, bieten beste Voraussetzungen für natürliche Entwässerungsmethoden wie solare Klärschlamm-trocknung, konventionelle Trockenbeete und Schlammteiche, sofern ausreichend Platz zur Verfügung steht.

Systematische Untersuchungsergebnisse zu einzelnen Behandlungsverfahren sowie Hinweise zur Bemessung und zum Betrieb von Klärschlammbehandlungsanlagen unter geänderten Randbedingungen befinden sich ebenso im genannten Abschlussbericht des Vorhabens 02WA0733.

10 Energie und Wasser

10.1 Energieeinsatz im Wasserkreislauf

Energie wird vielfältig bei der Wasserver- und -entsorgung eingesetzt. Die Minimierung des Energieverbrauchs und der Treibhausgasemissionen bedingt die Betrachtung einer Vielzahl von Einzelsegmenten bis hin zur Detailbetrachtung einzelner Verfahrenstechniken.

Im Folgenden wird der Energieverbrauch des gesamten Wasserkreislaufs am Beispiel von Kalifornien näher erläutert.

- **Gewinnung und Förderung**

Wasser wird ggf. aus großen Tiefen gefördert oder über lange Strecken transportiert, wie z. B. in Südkalifornien wo ca. 50 % der Wasserversorgung aus dem Colorado und dem „state water project“ erfolgt (California Energy Commission 2005). Der Energy Policy Report der California Energy Commission gibt einen Energieverbrauch für die Wassergewinnung und Wasserförderung von im Mittel $1,06 \text{ kWh/m}^3$ für Kalifornien an. Für das wasserarme Südkalifornien liegt dieser Wert sogar bei $2,35 \text{ kWh/m}^3$.

Stuttgart wird mit Wasser aus dem 150 Kilometer entfernten Bodensee versorgt. Allein durch das erforderliche Pumpen entsteht ein Energiebedarf von $1,1 \text{ kWh/m}^3$ (Bodensee Wasserversorgung 2010). Diese Zahl verdeutlicht, dass sogar in einem Land wie Deutschland mit insgesamt ausreichenden Wasserressourcen, Wasserknappheit auf lokaler Ebene auftreten kann, so dass ein energieintensiver Wassertransport über große Distanzen hinweg notwendig ist.

- **Wasseraufbereitung**

Der Energiebedarf zur Erzeugung von Trinkwasser aus den vorhandenen Wasserressourcen reicht von nahezu Null bis hin zu mehreren Kilowattstunden zur Entfernung von Verunreinigungen. California Energy Commission 2005 gibt bis zu $4,2 \text{ kWh/m}^3$ an. Auch für die Entsalzung von Brack- und Salzwasser können derzeit ca. 4 kWh/m^3 angesetzt werden (Keller, 2008).

In Deutschland reicht der Energiebedarf für Wassergewinnung und -aufbereitung von $0,21$ bis $0,40 \text{ kWh/m}^3$ (Rödl & Partner 2007).

- **Wasserverteilung**

Der Energiebedarf zur Verteilung von Wasser an private Verbraucher resultiert in erster Linie aus den Pumpkosten und hängt von der Topografie, den Entfernungen, den Leitungsquerschnitten, dem Wasserdruck sowie von Größe und Alter des Verteilnetzes ab.

$0,18$ - $0,32 \text{ kWh/m}^3$ werden für Kalifornien angesetzt (California Energy Commission 2005).

Hähnlein (2008) gibt $0,54 \text{ kWh/m}^3$ für Behandlung und Verteilung in einer deutschen Großstadt an, wobei mehr als die Hälfte davon für Pumpenergie benötigt wird. Rödl & Partner (2006 und 2007) führen für den Energieverbrauch bei der Wasserverteilung in Deutschland $0,06$ bis $0,17 \text{ kWh/m}^3$ auf.

Da auch die Wasserverluste zu berücksichtigen sind und diese in manchen Verteilnetzen bis zu 40-50 % betragen (UNESCO 2009, S. 58), dürfte die Spannweite weltweit deutlich größer sein. Wasserverluste führen zudem dazu, dass auch die bereits in die Wassergewinnung-, -förderung und -aufbereitung „investierte“ Energie verloren geht.

- **Endverbraucher**

Beim Verbraucher sind die mancherorts üblichen Wassernachbehandlungen wie Enthärtung, Filtration, Desinfektion, die Druckerhöhung insbesondere in Hochhäusern und an vorderster Stelle die Warmwassererzeugung für Körperpflege, Wäschewaschen und Geschirrspülen die wesentlichen Energieverbraucher. Zur Erzeugung von Warmwasser im Haushalt wurden zum Beispiel in Deutschland im Jahr 2007 278 PJ verbraucht, entsprechend 12 % der Energieverbrauchs in den Haushalten (Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e. V. 2008). Bezogen auf die Wasserabgabe an Haushalte und Kleingewerbe von 3,6 Mrd. m^3 (Statistisches Bundesamt 2009) ergibt sich ein spezifischer Energieverbrauch von 21 kWh/m^3 entsprechend einer Anhebung der Wassertemperatur um $18,4^\circ\text{C}$. Bezieht man die Heizenergie auf den tatsächlich erwärmten Anteil des im Haushalt verbrauchten Wassers (für Dusche/Bad, Wasch- und Geschirrspülmaschine) von ca. 54 % (Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e. V. 2009), beträgt der Energieverbrauch $39,5 \text{ kWh/m}^3$.

- **Abwassertransport und -behandlung**

Der Energieverbrauch für den Transport von Abwasser und zur Abwasserbehandlung hängt einerseits von der Länge des Kanalnetzes und der Topografie und andererseits von den Reinigungsanforderungen, der gewählten Behandlungstechnik und der Größe des Klärwerks ab. Die für Kalifornien genannten Werte von $0,29$ - $1,2 \text{ kWh/m}^3$ (California Energy Commission 2005) können sich bei strengen Qualitätsanforderungen für Stickstoff- und Phosphorablaufwerte, für Hygiene-Parameter wie Keimzahl, Wurmeier oder andere, und auch durch die Festlegung auf vorgegebene Reinigungsverfahren wie. z. B. aerobe Membranbelebungsverfahren oder Entsalzungsmembranen deutlich erhöhen. In Deutschland beläuft sich der durchschnittliche Energiebedarf für die Abwasserbehandlung (ohne Sammlung) auf $0,44 \text{ kWh/m}^3$ einschließlich Fremdwasser und zum Teil Niederschlagswasser (Haber Kern et al. 2008).

- **Wasserableitung**

Und auch für die Ableitung des gereinigten Abwassers wird Energie benötigt. Bis zu

0,1 kWh/m³ werden für kalifornische Verhältnisse angesetzt (California Energy Commission 2005).

In Abbildung 11 werden am Beispiel von Kalifornien die Energieverbräuche von verschiedenen Segmenten des Wasserkreislaufs inklusive des Energieverbrauchs für die Aufbereitung von behandeltem Abwasser für die Wiederverwendung und dessen Verteilung grafisch dargestellt.

In Tabelle 17 werden die genannten Daten zum Energieverbrauch im Wasserkreislauf für Kalifornien mit den Daten für Deutschland verglichen. Die Daten sind als Energieverbrauch pro Volumeneinheit (kWh/m³) und als Energieverbrauch pro Person und Jahr (kWh/(E·a)) angegeben. Angenommen wird, dass der spezifische Wasserverbrauch für Kalifornien 100 m³/(E·a) (Asano 2007) und für Deutschland 45 m³/(E·a) beträgt (Statistisches Bundesamt 2009).

Auch wenn die Einzelverbräuche nicht einfach addiert werden können, so kann der **Energieverbrauch für die Wasserver- und -entsorgung** abhängig von den Randbedingungen mit **0,5-7 kWh/m³ für Kalifornien bzw. 0,7-1,4 kWh/m³ für Deutschland** abgeschätzt werden. Hinzu kommen die Energieverbräuche, die beim Verbraucher anfallen, wobei hier insbesondere die Warmwasserbereitung zu berücksichtigen ist.

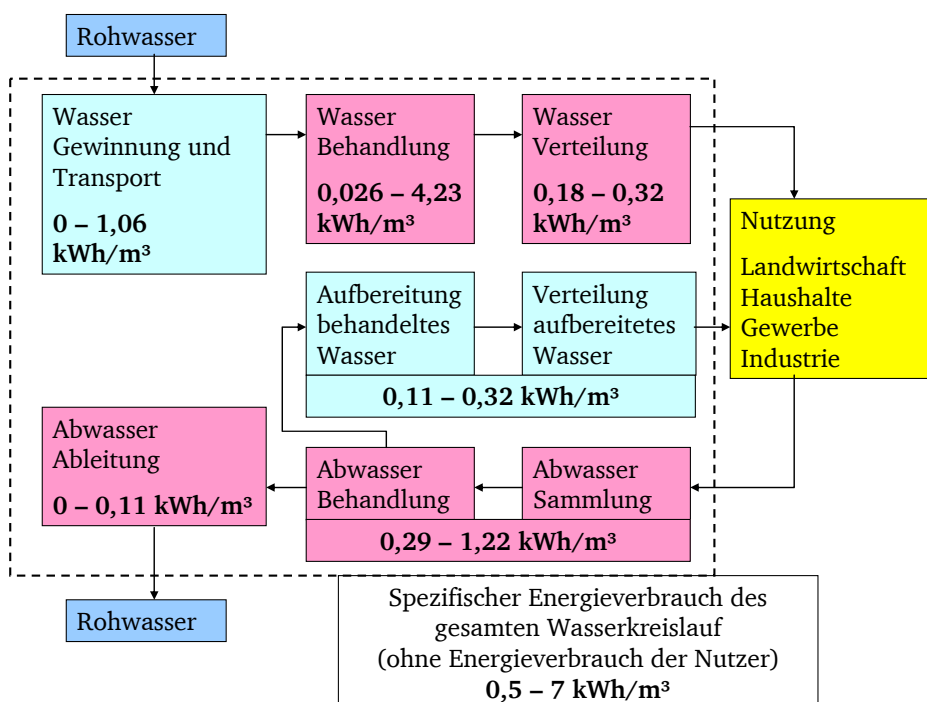


Abbildung 11 Spezifischer Energieverbrauch des gesamten Wasserkreislaufs am Beispiel von Kalifornien, USA (California Energy Commission 2005, modifiziert)

Tabelle 17 Einordnung des Energieverbrauchs der einzelnen Segmente im Wasserkreislauf (basierend auf California Energy Commission 2005 und Rödl & Partner 2006 und 2007)

Spannbreite der Energieintensität									
Abschnitt im Wasserkreislauf	Kalifornien				Deutschland				
	kWh/m ³		kWh/(E·a) ¹⁾		kWh/m ³		kWh/(E·a) ²⁾		
	niedrig	hoch	niedrig	hoch	niedrig	hoch	niedrig	hoch	
Förderung und Transport	0	1,06	0	106	0,21	0,40	9	18	
Aufbereitung	0,03	4,23	3	423					
Verteilung	0,18	0,32	18	32	0,06	0,17	3	8	
Abwassersammlung und -behandlung	0,29	1,22	29	122			25 ³⁾	80 ³⁾	
Abwassereinleitung	0	0,11	0	11					

¹⁾ Bei Annahme eines spezifischen Wasserverbrauchs von 100 m³/(E·a) nach Asano 2007

²⁾ Bei Annahme eines spezifischen Wasserverbrauchs von 45 m³/(E·a) nach Statistisches Bundesamt 2009

³⁾ Keicher et al. 2008

Es sollte erwähnt werden, dass die dargestellten Daten über dem Durchschnitt liegen, da sie speziell die Situation in Kalifornien betreffen, eine Region mit einem insgesamt hohen Energieverbrauch und lokal gravierender Wasserknappheit. In anderen Ländern sind Wasserverbrauch und spezifische Energieintensitäten evtl. weit niedriger. Wie erwähnt ist der Wasserverbrauch in Deutschland z. B. viel geringer als in Kalifornien. Zusammen mit einem geringeren spezifischen Energiebedarf wegen der kürzeren Transportwege, weniger energieintensiven Wasseraufbereitungstechniken (z. B. keine Meerwasserentsalzungsanlagen) und des Einsatzes energieeffizienterer Wasserbehandlungsprozesse, beläuft sich der Energiebedarf für den gesamten Wasserkreislauf auf nur 30 bis 120 kWh/(E·a), verglichen mit 50 bis 700 kWh/(E·a) in Kalifornien. Trotzdem geben die Zahlen einen guten Eindruck der relativen Gewichtung der verschiedenen Segmente der Wasserver- und entsorgungskette hinsichtlich der addierten Energieintensität.

Obschon die Spannweite der Angaben relativ groß ist und entsprechend den lokalen Randbedingungen stark variieren kann (dies gilt insbesondere für die Segmente Gewinnung, Transport und Behandlung von Rohwasser) kann an dieser Stelle bereits Folgendes konstatiert/festgehalten werden:

- Der Transport von Wasser und Abwasser sowie die Trinkwasserverteilung und Abwassersammlung schlagen sich erheblich in der Energiebilanz nieder. Dies spricht für eine kleinräumige Aufbereitung und Verwendung von Brauchwasser.
- Die Nutzung von Brauchwasser aus gereinigtem Abwasser ist wesentlich energieeffizienter als die Entsalzung von Brack- und Salzwasser (0,11-0,32 kWh/m³ in Vergleich zu 2-4 kWh/m³).

-
- Der Ersatz von Frischwasser durch Brauchwasser spart nicht nur Wasserressourcen, sondern kann ein wesentlicher Beitrag zur Senkung des Energieverbrauchs sein.

Diese Ausführungen verdeutlichen die enge Verbindung zwischen Wasserverbrauch, Wiederverwendung und Energie. Da allerdings die Randbedingungen und spezifischen Energieverbräuche erheblich variieren können, kann es keine allgemein gültige Empfehlung für ein optimales Management von Wasser und Energie, und somit auch nicht für die Wasserwiederverwendung geben. Die Abhängigkeit des Energiebedarfs der Abwasserbehandlung zur Wiederverwendung von den Abwasserbeschaffenheiten einerseits und von den Qualitätsanforderungen und somit dem Behandlungsziel andererseits, machen die Notwendigkeit individuell angepasster Lösungen deutlich.

10.2 Energieverbrauch und Einsparpotential auf Kläranlagen

In Deutschland beträgt der spezifische Energieverbrauch in Kläranlagen inkl. Nährstoffelimination und Schlammentwässerung je nach Größenklasse 30 bis 35 kWh/(E·a) für Kläranlagen > 100.000 E, und 55 bis 75 kWh/(E·a) für Kläranlagen < 5000 E (Keicher et al. 2008). In Abbildung 12 wird der einwohnerspezifische Energieverbrauch nach DWA Leistungsvergleich Baden Württemberg und Haberkern et al. 2008 grafisch dargestellt. Die Summenhäufigkeitsverteilung (links) zeigt die Streuung der Werte für die fünf Größenklassen gemäß Abwasserverordnung. Während für die Größenklassen 3 bis 5 die Kurven ziemlich steil verlaufen und der Medianwert (50 % Summenhäufigkeit) bei etwa 30-35 kWh/(E·a) liegt, zeigen die Kurven der Größenklassen 1 und 2 eine deutlich breitere Streuung. 20 % der Kläranlagen verbrauchen mehr als 70 kWh/(E·a) für Größenklasse 2 bzw. über 140 kWh/(E·a) für Größenklasse 1. Allerdings muss der Energieverbrauch der kleinsten Größenklassen nicht überbewertet werden: diese Größenklassen umfassen lediglich 5 % der Einwohnerwerte und verursachen nur 8,5 % des Gesamtenergieverbrauchs der deutschen Kläranlagen.

Aus der Gewichtung des Energieverbrauchs über die angeschlossenen Einwohnerwerte ergibt sich ein spezifischer Energieverbrauch von 32 kWh/(E·a) für Größenklasse 5 bzw. von 35 kWh/(E·a) für alle Größenklassen.

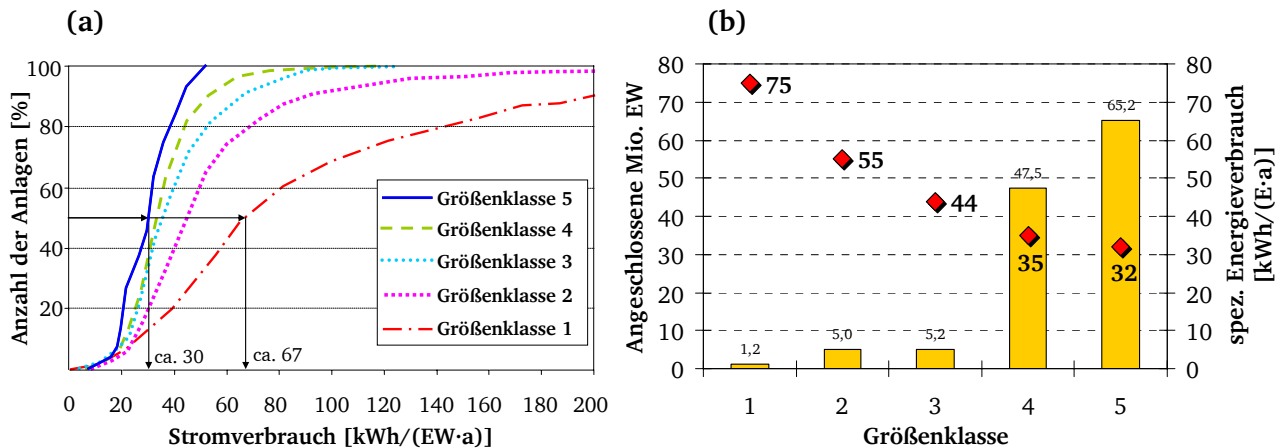


Abbildung 12 Einwohnerspezifischer Energieverbrauch.

Diagramm (a): Summenhäufigkeitsverteilung (Kläranlagen-Nachbarschaften DWA-Landesverband Baden-Württemberg, zitiert in Haberkern et al. 2008;

Diagramm (b): Angeschlossene Einwohnerwerte (Säulen) sowie mittlerer einwohnerspezifischer Energieverbrauch (Symbole) in den jeweiligen Größenklassen (Haberkern et al. 2008).

Das Handbuch „Energie in Kläranlagen“ (MURL NRW 1999) gibt für den Stromverbrauch für Kläranlagen mit C- und N-Elimination bei Ausbaugrößen über 30.000 E einen Richtwert von 30 kWh/(E·a) und einen Idealwert von 23 kWh/(E·a) an.

Nach Haberkern et al. 2008 und Schröder, Schrenk 2008 ist angesichts dieser Werte und unterschiedlicher Maßnahmen zur Optimierung eine Energieersparnis von 18 bis 38 % im Abwasserbereich in Deutschland möglich (das entspricht 6 bis 13 kWh/(E·a)).

10.3 Energieinhalt im Abwasser

Ein weiterer Aspekt bei der Betrachtung von Energie und Wasser ist:

Wie viel Energie ist im Abwasser enthalten?

Dabei sind verschiedene Energieformen zu berücksichtigen. Zu unterscheiden ist zwischen:

1. der **potentiellen Energie** in Abhängigkeit von der geodätischen Höhe, die zumindest in Hochhäusern oder bei topografischen Lagen mit großen Höhenunterschieden eine Rolle spielen kann.
2. der **thermischen Energie**, die vor allem beim Endverbraucher zur Erzeugung von Warmwasser zugeführt wird.
3. der **chemisch gebundenen Energie**, die überwiegend in den organischen Wasserinhaltsstoffen gespeichert ist.

Eine einfache Abschätzung soll die Größenordnung verdeutlichen.

Ad 1) potentielle Energie

Die potentielle Energie ist bei Vernachlässigung von Reibungsverlusten etc. direkt zur Höhe proportional. So beträgt bei einem mittleren Wasserverbrauch von 130 L/(E·d) der Energieinhalt des Abwassers in 50 m Höhe gemäß $E_{\text{pot}} = m \cdot g \cdot h = 17,7 \text{ Wh}$ ($130 \text{ kg} \cdot 9,81 \text{ m/s}^2 \cdot 50 \text{ m} = 63.765 \text{ kg} \cdot \text{m}^2/\text{s}^2 = 63.765 \text{ Ws} = 17,7 \text{ Wh}$).

Ad 2) Wärmeenergie

Die im Abwasser gespeicherte thermische Energie resultiert im Wesentlichen aus der Warmwassererzeugung und liegt somit überwiegend im Grauwasser vor, d.h. im Abwasser aus Dusche, Bad, Waschmaschine und ggf. aus der Küche. Die maximal gewinnbare thermische Energie berechnet sich aus der spezifischen Wärmekapazität des Wassers, der Temperaturdifferenz sowie der Wassermasse gemäß $E_{\text{therm}} = c_p \cdot \Delta T \cdot m$. Die spezifische Wärmekapazität von Wasser beträgt 4,18 kJ/(kg·K). Das bedeutet, dass pro Liter Wasser und °C eine Wärmemenge von 4,18 kJ=1,16 Wh gespeichert ist. Bei einer Grauwassermenge von z. B. 40 L/(E·d) und einem verfügbaren ΔT von 15°C beträgt die thermische Energie somit $40 \text{ L} \cdot 15 \text{ K} \cdot 1.16 \text{ Wh}/(\text{L} \cdot \text{K}) = 0,7 \text{ kWh}$ und ist somit ungleich größer als die oben abgeschätzte potentielle Energie. Mit anderen Worten: die Energiemenge, die bei der Abkühlung eines Liters Wassers um 1 Kelvin an die Umwelt abgegeben wird, entspricht rechnerisch der potentiellen Energie eines auf 426 m Höhe gestauten Liters Wasser.

Ad 3) chemisch gebundene Energie

Die chemisch gebundene Energie lässt sich anhand des CSB (chemischer Sauerstoffbedarf) ableiten. Aus der Stöchiometrie kann die maximal mögliche Methanmenge pro kg CSB berechnet werden. $\text{CH}_4 + 2\text{O}_2 = \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$, d.h. der CSB pro Mol Methan beträgt 64 g O₂. Mit dem Molvolumen unter Standardbedingungen (0° C, 1 Atmosphäre) von 22,41 L errechnet sich das CH₄-Äquivalent von CSB (umgesetzt unter anaeroben Bedingungen) zu $22,41/64 = 0,35 \text{ L Methan/g CSB}$ respektive $0,35 \text{ m}^3 \text{ Methan pro kg CSB}$. Durch Multiplikation mit dem Heizwert des Methan von 35,89 MJ/m³ (resp. 9,97 kWh/m³) ergibt sich ein chemisch gebundener Energieinhalt von $9,97 \text{ kWh/m}^3 \cdot 0,35 \text{ m}^3/\text{kg CSB} = 3,49 \text{ kWh/kg CSB}$. In der täglichen Schmutzstofffracht von angenommenen 120 g CSB/(E·d) sind demzufolge 0,42 kWh/(E·d) chemisch gebunden enthalten. Das entspricht lediglich 12 bis 15 % der mit den Nahrungsmitteln zugeführten Energiemenge von ca. 2,9-3,5 kWh (~ 2500- 3000 kcal), wobei zu berücksichtigen ist, dass die tägliche CSB-Fracht nicht allein aus menschlichen Ausscheidungen resultiert. Auf das Jahr hochgerechnet ergibt sich somit ein Energieinhalt des Abwassers von 153 kWh/(E·a).

Der Vergleich zeigt, dass der überwiegende Anteil der Energie im Abwasser als thermische Energie gespeichert und deshalb auch nur möglichst nahe an der Quelle rückgewinnbar ist, wohingegen die chemisch gebundene Energie zwar geringer ist, sich jedoch in der Kanalisation nahezu verlustfrei mit dem Abwasser transportieren lässt. Die Rückgewinnung von potentieller Energie aus Abwasser

scheint nur in Hochhäusern oder bei entsprechender Topografie Erfolg versprechend. Unter Normalbedingungen ist sie um Größenordnungen kleiner als die thermisch und chemisch gebundene Energie.

Tabelle 18 fasst die oben berechneten Energiegehalte von Abwasser unter den verschiedenen Formen zusammen. Diese Energieinhalte sagen aber nichts darüber aus, ob die Energie auch nutzbar ist, welcher Aufwand dazu notwendig ist und was als elektrischer Strom und was als nicht nutzbare Abwärme anfällt.

Tabelle 18 Berechneter Energiegehalt von Abwasser als potentielle, Wärme- und chemisch gebundene Energie

	berechnete Energie kWh/(E·d)	Energie-Äquivalent für eine Autofahrt ¹⁾ m (zurücklegbare Strecke)
potentielle Energie (130 L/(E·d), 50 m Höhe)	0,018	26
Wärmeenergie 40 L/(E·d), $\Delta T=15^{\circ}\text{C}$ (oder 120 L/(E·d) mit $\Delta T=5^{\circ}\text{C}$)	0,7	1.000
chemisch gebundene Energie 110-120 g CSB/(E·d)	0,4	571

¹⁾ 7 L/100 km; 10 kWh/L Kraftstoff

10.4 Möglichkeiten der Rückgewinnung

10.4.1 Wärmeenergie

Eine Möglichkeit der Energierückgewinnung aus Abwasser stellt die Wärmeenergiegewinnung dar. Häusliches Abwasser ist eine ganzjährig verfügbare gleichmäßige Wärmequelle mit vergleichsweise hoher Temperatur, insbesondere beim Einsatz von Trennkanalisation und einem niedrigen Fremdwasseranteil. Die Nutzung der im Abwasser enthaltenen Wärme findet mit Hilfe von Wärmetauschern und Wärmepumpen statt. Typischerweise beträgt die Temperaturabsenkung in der Abwasserkanalisation bei solchen Installationen 2-3°C, womit sich bei einem durchschnittlichen Wasserverbrauch von 130 L/(E·d) und der Wärmekapazität des Wassers von 1,163 Wh/(L·K) ca. 0,3 bis 0,45 kWh/(E·d) ergeben.

Wichtig für die Beurteilung der Sinnhaftigkeit dieser Art der Wärmerückgewinnung ist das Verhältnis von nutzbarer Wärmeleistung zu der zugeführten elektrischen Leistung. Dies ist umso besser, je wärmer das „Kaltwasser“, d.h. je geringer die Temperaturdifferenz ist.

Will man beispielsweise die Wärme von Abwasser mit einer Temperatur von 12°C nutzen um 65°C warmes Heißwasser zu erzeugen, so kann zwar mithilfe einer elektrischen Wärmepumpe die ca. 3-fache Wärmemenge zur Verfügung gestellt werden wie bei direkter elektrischer Heizung. Berück-

sichtigt man allerdings den Kraftwerkswirkungsgrad bei der Stromerzeugung und die Netzübertragungsverluste, so kann gezeigt werden, dass in etwa gerade diejenige Wärmeenergie frei wird, die auch beim Direkteinsatz der Primärenergie vor Ort zur Wasseraufheizung frei werden würde. Das heißt, es ergäbe sich kein Vorteil gegenüber der Primärenergienutzung vor Ort. Würde dagegen die gleiche Wärmemenge aus Grauwasser mit einer Temperatur von 25°C rückgewonnen, so läge die nutzbare Wärmeleistung bereits ca. 35 % über der zugeführten elektrischen Leistung (Cornel et al. 2010).

Für eine maximale Energierückgewinnung heißt das, dass diese möglichst nah zum Anfallort des Warmwassers erfolgen muss. Eine effiziente Wärmerückgewinnung bedingt also eine möglichst dezentrale Wärmenutzung, zumal damit auch die Wärmeverluste vom erzeugten Warmwasser auf dem Weg zum Verbraucher minimiert werden können.

Wärmepumpen können bei Bedarf auch Wärme statt Kälte liefern. Dann wird dem Abwasser Wärme zugeführt statt entnommen, was naturgemäß bei kaltem Wasser effizienter realisiert werden kann.

10.4.2 Abbaubare organische Substanzen

Der Vergleich des abgeschätzten Energieinhalts des Abwassers mit den rechnerischen Verbrauchszahlen von 20-30 kWh/(E-a) könnte die Vermutung nahe legen, dass Kläranlagen keine Energieverbraucher sein müssen, sondern selbst als aerobe Belebungsanlagen Energie liefern könnten, wie z. B. Shizas, Bagley 2004 abschätzen.

Bei näherem Hinsehen wird klar, dass der Gesamtenergieinhalt zwar einen interessanten oberen Grenzwert markiert, jedoch nichts darüber aussagt, wie viel davon in elektrischen Strom oder nutzbare Wärme umgesetzt werden kann. Aussagen hierzu hängen einerseits von den Anforderungen an die Reinigungsleistung der Kläranlage und andererseits von den Verfahren der Abwasserbehandlung ab. Die Vielzahl unterschiedlicher Anforderungen und Verfahren erschwert vergleichende Betrachtungen und Bewertungen.

10.4.2.1 Aerobe Verfahren (Belebung)

Für die nachfolgenden Abschätzungen werden zunächst nur Kläranlagen mit C- und Nährstoffelimination verglichen. In Westeuropa, USA und Japan wird überwiegend das Belebungsverfahren zur kommunalen Abwasserreinigung verwendet. Der organische Kohlenstoff wird dabei zu ca. 50 % zu CO₂ oxidiert und zu ca. 50 % in die Biomasse eingebunden. Der als Ammonium vorhandene Stickstoff wird zunächst zu Nitrat oxidiert und anschließend zu N₂ reduziert (Nitrifikation/Denitrifikation). Ein Teil des Stickstoffs wird ebenso wie Phosphor in der Biomasse fixiert. Das restliche Phosphat wird biologisch oder mittels Fällung/Flockung eliminiert. Für die weitere Be-

trachtung wird davon ausgegangen, dass der Vorklärschlamm und der Überschussschlamm anaerob stabilisiert und das Biogas anschließend in einem Blockheizkraftwerk oder mittels einer Mikroturbine verstromt wird.

Eine einfache gerundete CSB-Bilanz verdeutlicht den Verbleib des CSB respektive der Energie.

Ausgehend von einer einwohnerspezifischen täglichen CSB-Fracht von 120 g/(E·d) verbleiben bei üblichen Vorklärzeiten circa 30 g/(E·d) im Primärschlamm. In den Überschussschlamm gelangen ca. 35 g CSB/(E·d) (Abbildung 13). Das heißt etwas mehr als die Hälfte (54 %) der CSB-Fracht gelangt in den Rohschlamm, und nahezu die Hälfte (46 %) wird veratmet bzw. verbleibt im gereinigten Wasser. Ausgehend von einem ca. 55 %-igem Abbau der organischen Fraktion während der Faulung fallen ca. 35 g CSB/(E·d) als Methan an und ein Viertel der ursprünglichen CSB-Fracht verbleibt im Faulschlamm und wird ggf. der Verbrennung zugeführt.

In Energieeinheiten ausgedrückt:

Von den 0,42 kWh/(E·d) im Zulauf zur Kläranlage werden ca. 0,23 kWh/(E·d) der Faulung zugeführt und 0,12 kWh/(E·d) in Methan überführt. Bei einer angenommenen Stromausbeute von 33 % resultieren aus dieser einfachen Abschätzung somit eine tägliche Strommenge von 0,04 kWh/(E·d), entsprechend ca. 15 kWh/(E·a). Der Wert ist deutlich kleiner als die in den Energiehandbüchern genannten Richt- und Zielwerte von 20 bis 30 kWh/(E·a).

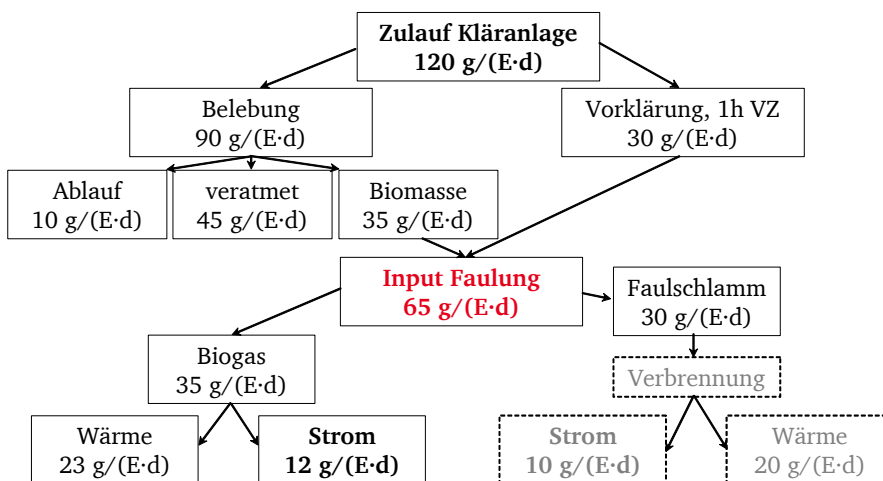


Abbildung 13 Vereinfachte CSB-Bilanz für eine Beispielkläranlage mit Vorklärung und Nitrifikation/Denitrifikation

Nun gibt es sicher eine ganze Reihe an Einflussgrößen und Stellschrauben um den Schlammanfall einerseits, sowie die Biogasmenge und den Wirkungsgrad der Stromausbeute zu erhöhen.

Das Schlammalter und die Größe der Vorklärung sind wesentliche Parameter für den Sauerstoff- und somit für den Energieverbrauch in der Belebung einerseits und für die Faulgasmenge und die daraus generierbare Stromerzeugung andererseits.

Um eine genauere Abschätzung der Stoff- und Energieströme zu erhalten sowie um den Einfluss der einzelnen Stellschrauben und Optimierungsstrategien zu quantifizieren wurde eine Berechnung für eine Modellkläranlage mit einer Ausbaugröße von 100.000 E nach ATV A 131 durchgeführt.

Die Aufenthaltszeit in der Vorklärung und das Schlammalter wurden variiert; die Bemessungstemperatur wurde auf 12°C festgelegt. Für die Abscheidung von CSB, BSB₅ und TS in der Vorklärung in Abhängigkeit der Aufenthaltszeit wurden die in Abbildung 14 dargestellten Kurven zugrunde gelegt (in Anlehnung an Gujer 1999).

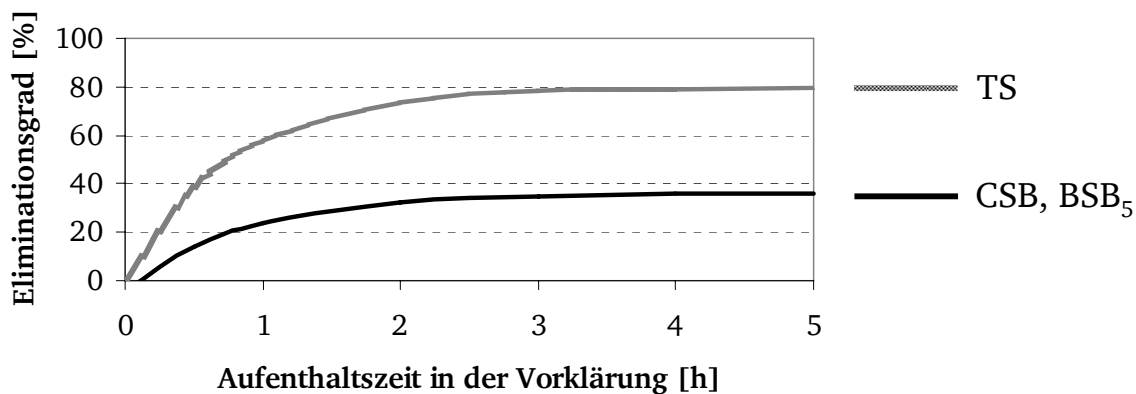


Abbildung 14 Abscheidung von CSB, BSB₅ und TS in der Vorklärung in Abhängigkeit von der Aufenthaltszeit

Für die Ermittlung des Sauerstoffverbrauchs für die Kohlenstoffelimination sowie des Anteils der CSB-Fracht im Zulauf zur Belebung, der in Abhängigkeit vom Schlammalter veratmet wird, wurde Gleichung 5-24 nach ATV A 131 verwendet. Das Verhältnis CSB/BSB₅ wurde zu 2 angenommen. Die Differenz der Zulauffracht minus veratmete Fracht wird in die Biomasse (Überschussschlamm) eingebunden (Abbildung 15). 8 % der CSB-Fracht bzw. 10 g/(E·d) werden als inert angenommen und nehmen nicht am biologischen Prozess teil, so dass dieser Anteil die Kläranlage unverändert passiert und sich im Ablauf befindet.

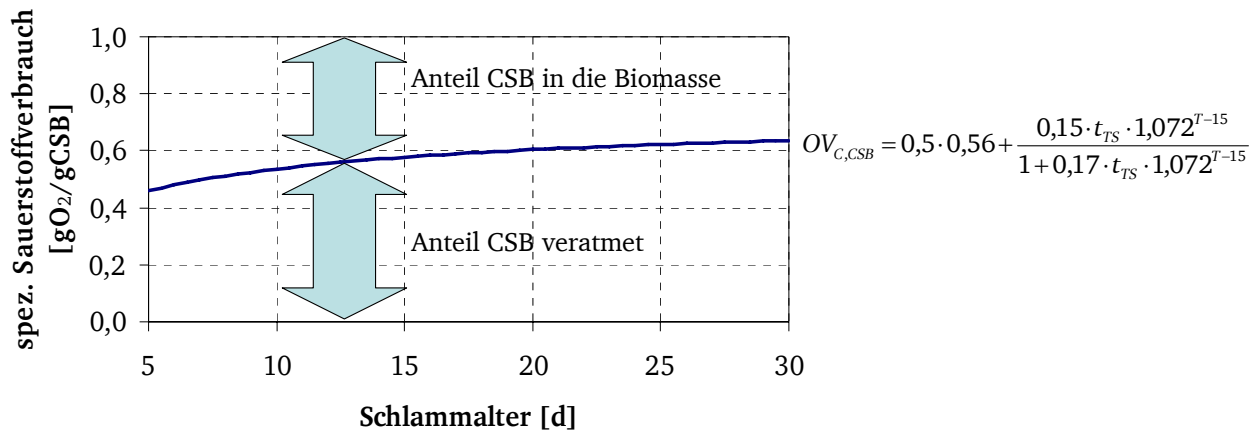


Abbildung 15 Spezifischer Sauerstoffverbrauch nach ATV A 131 (Gleichung 5-24) bei $T = 12^\circ\text{C}$ bzw. Verteilung der CSB-Fracht auf die Atmung und auf die Biomasse (Überschussschlamm) (ATV-DVWK, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall; Abwassertechnische Vereinigung 2000)

Weitere wichtige Annahmen für die Berechnung sind:

- Sauerstoffertrag unter Betriebsbedingungen: $2 \text{ kgO}_2/\text{kWh}$;
(Der Einfachheit halber hier als unabhängig vom Schlammalter betrachtet, gleichwohl der α -Wert mit steigendem Schlammalter zunimmt und somit der Sauerstoffertrag mit steigendem Schlammalter zunimmt)
- Abbaugrad in der Faulung: Primärschlammanteil 70 %, Überschussschlammanteil 40 %
- Wirkungsgrad BHKW: 33 % elektrisch (50 % thermisch = 83 % gesamt)

In Abbildung 16 werden die Energieströme zwischen den verschiedenen Teilprozessen der Kläranlage berechnet für den Referenzfall (Aufenthaltszeit Vorklärung = 1 Stunde, Schlammalter = 13 Tage) und als Blockpfeildiagramm grafisch dargestellt. Die Einheit ist kWh pro Einwohner und Jahr. Der berechnete Gesamtstromverbrauch von $26 \text{ kWh}/(\text{E}\cdot\text{a})$ entspricht genau dem Richtwert für Kläranlagen mit einer Ausbaugröße über 100.000 E nach Handbuch „Energie in Kläranlagen“ (MURL NRW 1999) und bestätigt, dass die für die Berechnung getroffenen Annahmen für einen realistischen Fall plausibel sind. Der Gesamtstromverbrauch wird zu 54 % ($14 \text{ kWh}/(\text{E}\cdot\text{a})$) durch die eigene Stromproduktion aus dem Biogas ($18 \text{ L}/(\text{E}\cdot\text{d})$ mit 66 % Methan) abgedeckt, so dass der externe Strombezug noch $12 \text{ kWh}/(\text{E}\cdot\text{a})$ beträgt.

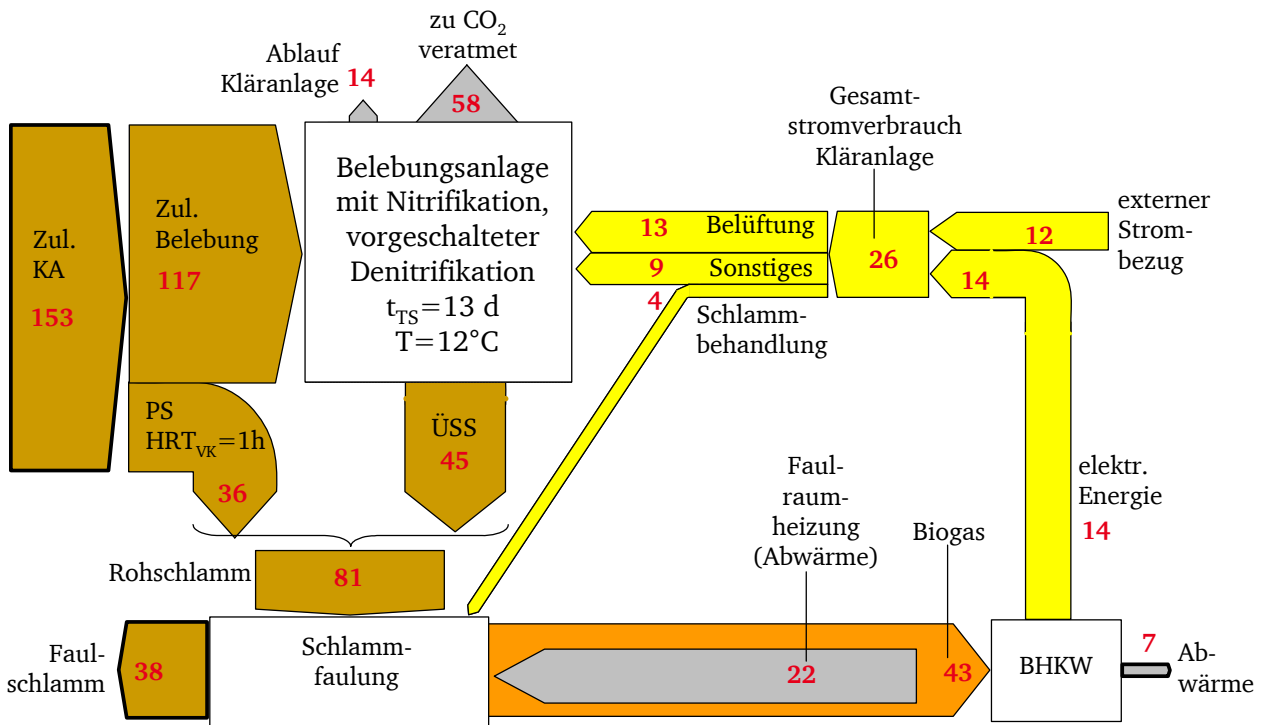


Abbildung 16 Blockfelddiagramm der Energieströme in einer Modellkläranlage berechnet für den Referenzfall (Vorklärung = 1 h, $t_{TS} = 13$ Tage); Zahlen in kWh/(E·a)

Tabelle 19 und Abbildung 17 zeigen die Ergebnisse für den Sauerstoffbedarf bzw. Energieverbrauch für die Belüftung sowie für die Biogasproduktion und die daraus resultierende Ausbeute an elektrischer Energie, für veränderte Vorklärzeiten und Schlammalter. Erwartungsgemäß ist es energetisch günstiger, viel organische Masse mit dem Vorklärschlamm abzuziehen und der Faulung zuzuführen statt aerob unter Sauerstoffbedarf zu oxidieren.

Tabelle 19 Sauerstoffbedarf, Biogasmenge und erzeugbare elektrische Energie für unterschiedliche Schlammalter (t_{TS}) und hydraulische Verweilzeiten in der Vorklärung (VZ) (eigene Berechnung in Anlehnung an MURL NRW 1999)

VZ VK	t_{TS}	O ₂ - Bedarf	Energie- verbrauch für O ₂ -Eintrag	Biogas	Netto-Heizwert ²⁾ (gesamt im Biogas)	Elektrische Ener- gie aus Biogas ³⁾
h	d	g/(E·d)	kWh/(E·a)	L/(E·d)	kWh/(E·a)	kWh/(E·a)
0	13	86	15,6	10,2	24,4	8,1
1	13	69	12,5	18,2	43,6	14,4
2	13	63	11,6	21,0	50,3	16,6
1	4	40	7,3	20,4	48,8	16,1
1	25	74	13,5	17,2	41,1	13,6

1) nur Kohlenstoffabbau

2) Methangehalt im Biogas: 66 %

3) $\eta = 0.33$ (33 % elektrisch, 50 % thermisch, 17 % Verluste)

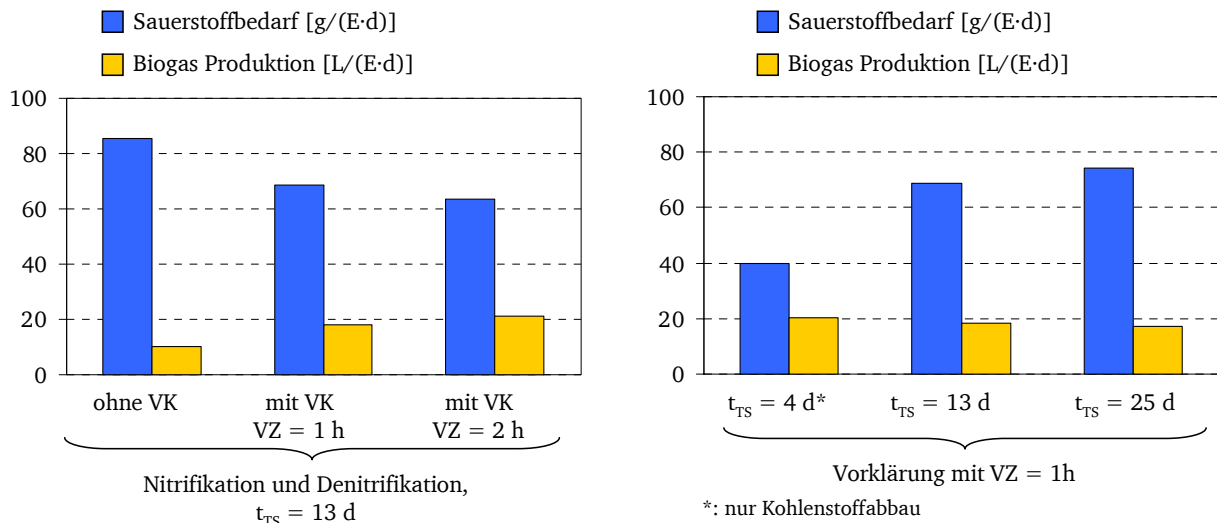


Abbildung 17 Einfluss von Schlammalter (t_{TS}) und hydraulischer Verweilzeiten in der Vorklärung (VZ) auf Sauerstoffbedarf und Biogasmenge (eigene Berechnung in Anlehnung an MURL NRW 1999)

Der Vergleich der Werte der letzten Spalte von Tabelle 19 mit dem spezifischen Energieverbrauch des (aeroben) Belebungsverfahrens von 28-30 kWh/(E·a) (Böcker, Dichtl 2001) zeigt deutlich, dass ein autarker Betrieb einer solchen Anlage mit den aktuellen Technologien und Wirkungsgraden nicht möglich ist.

10.4.2.2 Anaerobe Verfahren

Dem aeroben Verfahren stehen die anaeroben Verfahren mit Gasnutzung gegenüber. Teichanlagen und sonstige Verfahren, die die organische Fracht zwar energiesparend in Methan umwandeln, dieses aber direkt an die Atmosphäre abgeben, werden angesichts der 25-fach stärkeren Treibhausgaswirkung des Methans gegenüber CO_2 hier nicht betrachtet (Solomon 2007). Sie sind in keiner Weise als nachhaltig zu bezeichnen.

Um vergleichbare Ablaufwerte wie bei den betrachteten Aerobanlagen zu erreichen, muss ein mehrstufiger biologischer Prozess verglichen werden. In der ersten biologischen Stufe der Anaerobanlage kann bei den üblichen Abwassertemperaturen von 15-25°C und je nach Verweilzeit und Anlagenkonfiguration rund 35-45 % des CSB in Methan umgewandelt werden (Urban 2009). In der anschließenden zweiten Stufe können dann unter aeroben Bedingungen die restlichen Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen eliminiert werden. Wegen der geringeren Überschussschlammproduktion beim anaeroben Verfahren im Vergleich zum aeroben Verfahren (die gebildete Biomasse bindet nur ca. 5 % des zugeführten Kohlenstoffs) ist auch die Inkorporation der Nährstoffe in die Biomasse entsprechend geringer, d.h. es muss eine größere Stickstoffmenge nitrifiziert werden.

Unter Annahme eines anaeroben Umsatzes von 40 % (bei 20-25°C) und der einwohnerspezifischen täglichen CSB-Fracht von 120 g CSB/(E·d), ergibt eine grobe Abschätzung der potentiellen Methan-erzeugung ca. $48 \text{ g CSB}/(\text{E}\cdot\text{d}) \cdot 350 \text{ L CH}_4/\text{kg CSB} = 16,8 \text{ L Methan}$, d.h. ca. 25,5 L Biogas. Dies ist geringfügig mehr als bei der anaeroben Schlammstabilisierung (siehe Tabelle 19) anfällt.

Allerdings steht diese theoretisch berechnete Menge in der Praxis nicht zur Verfügung, da zum einen Sulfatgehalte im Abwasser die Methanbildung reduzieren, zum anderen ein Teil des gebildeten Methans im Anaerobreaktor im Abwasser gelöst bleibt (unter Berücksichtigung eines Partialdrucks von Methan im Anaerobreaktor von 0,66 bar) und in der nachfolgenden aeroben Behandlungsstufe in die Luft gestrippt wird. Dies ist doppelt unerwünscht, da die Gasmenge einerseits nicht zur Verstromung genutzt werden kann und andererseits wegen der höheren Treibhausgasäquivalente des Methans ein Großteil der erzielten CO₂-Einsparungen des Anaerobverfahrens wieder kompensiert.

Wie viel Methangas ist gelöst?

Die Löslichkeit von Methan in Wasser ist abhängig vom Methanpartialdruck in der Gasphase und von der Wassertemperatur. Abbildung 18 zeigt den Verlauf im Bereich von 10-35°C für einen Partialdruck von 0,66 bar wie er für Biogas angenommen werden kann. Der Methangehalt beträgt zwischen 13 und 21 mg/L entsprechend einem als Methan gelösten CSB von 52-85 mg/L. Mit anderen Worten: In einem Abwasser mit einer CSB Konzentration von 400 mg/L, von denen bei 20-25°C ca. 40 % anaerob zu Methan reduziert werden (Urban 2009), bleibt dieser Abschätzung zu Folge ca. 40 % (64 mg/L von 160 mg/L) des gesamten gebildeten Methans im Wasser gelöst und wird in der nachgeschalteten Aerobanlage gestrippt und an die Atmosphäre abgegeben.

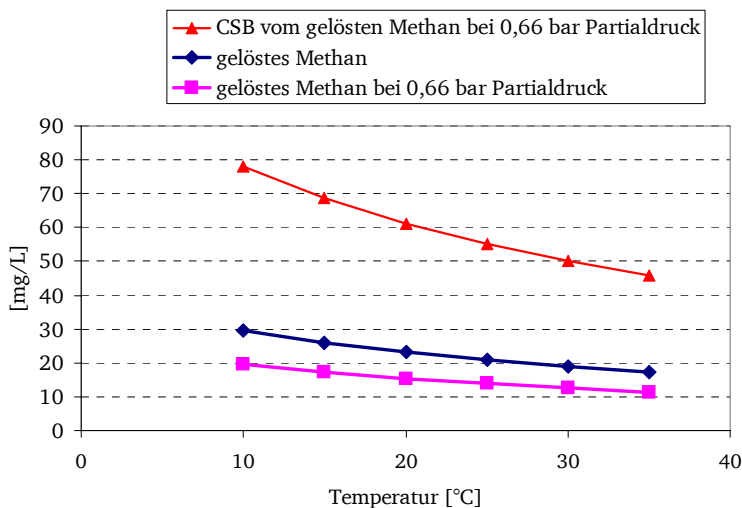


Abbildung 18 Gelöstes Methan in Abhängigkeit der Temperatur, des Partialdrucks und CSB des gelösten Methans (eigene Darstellung)

Vor diesem Hintergrund reduziert sich die nutzbare Methangasmenge im gewählten Beispiel von ca. 16,8 L Methangas auf 10,1 L/(E·d) resp. 3,679 m³/(E·a), entsprechend einem Heizwert von 36,6 kWh/(E·a) und einem Wirkungsgrad der Verstromung von 32 % auf einen Stromertrag von 11,8 kWh/(E·a).

Dieser Energiebetrag ist bei weitem nicht ausreichend um den restlichen Kohlenstoffgehalt aerob abzubauen (welcher immer noch ca. 60 % der Zulaufcharge beträgt) und um ausreichend Energie für die Nährstoffelimination zur Verfügung zu stellen. Allerdings ist hierbei zu beachten, dass die zu nitrifizierende/denitrifizierende Stickstoffmenge und auch die zu fällende Phosphatcharge höher ist als im aeroben Verfahren, da wegen des geringen Schlammanfalls nur ein Zehntel der Nährstoffe in der Biomasse gebunden wird.

Tabelle 20 zeigt ein Beispiel für CSB-Abbau, Methanproduktion und Stromertrag für anaerobe Abwasserbehandlung bei verschiedenen Temperaturen, basierend auf Daten von Urban 2009.

Letztendlich bleiben die erhöhten Treibhausgasemissionen, bedingt durch das gelöste, in die Atmosphäre gestrippte Methan, als wesentlicher ökologischer Nachteil der anaeroben Abwasserbehandlung, was neue technische Lösungen erfordert.

Tabelle 20 CSB-Abbau, Methanproduktion und Stromertrag für anaerobe Abwasserbehandlung bei verschiedenen Temperaturen

T	gelöstes Methan	CSB vom gelösten Methan	anaerober CSB Umsatz ¹⁾	CSB abgebaut ²⁾	prod. Methan ³⁾ (total)	prod. Methan (gelöst)	prod. Methan (nutzbar)	Stromertrag
°C	mg/L	mg/L	%	mg/L	L/(E·d)	L/(E·d)	L/(E·d)	kWh/(E·a)
15	19	76	27	109	11,4	7,9	3,5	4,0
20	17	68	35	139	14,6	7,1	7,4	8,7
25	15	61	44	177	18,6	6,4	12,1	14,1
30	14	56	56	226	23,7	5,9	17,8	20,7

¹⁾ Temperaturabhängigkeit nach (Urban 2009)

²⁾ CSB der organische Schmutzcharge in Methan umgewandelt (sowohl gelöst als auch im Biogas), basierend auf einer CSB Konzentration von 400 mg/L

³⁾ basierend auf 120 g CSB/(E·d)

Cakir, Stenstrom 2005 vergleichen die aerobe Abwasserbehandlung inklusive anaerober Schlammstabilisierung mit der anaeroben Abwasserbehandlung bei 20°C und folgern, dass unter Einbeziehung der Energiebilanz und der Treibhausgasemissionen von CO₂ und CH₄ je nach Schlammalter erst oberhalb von 300-700 mg/L BOD_u die anaerobe Abwasserbehandlung weniger Treibhausgas emittiert als die aerobe Behandlung¹. Aus ihren Berechnungen schließen die Autoren, dass eine

¹ Anmerkung: 300-700 mg/L BOD_u entsprechen ca. 400-950 mg/L CSB wenn BOD_u: ultimate biochemical oxygen demand = 1,46 BSB₅ (Spurling, de Chernicharo 2005) und BSB₅/CSB = 0,5

Technologie, die die Separation des gelösten Methans vor der Ausstrippung in die Atmosphäre ermöglicht, den Einsatz der Anaerobtechnik bei nahezu jeder CSB-Konzentration im Abwasser vorteilhaft machen könnte, wobei die Frage der Nährstoffelimination in diesem Beitrag nicht weiter vertieft wird.

Daraus lässt sich ableiten, dass nur bei konzentrierten Abwässern mit einer Temperatur oberhalb 20°C und mit einer effizienten Erfassung und Nutzung des entstehenden Methans die anaerobe Vorreinigung eine Alternative darstellt, die bezüglich Treibhausgasemission und Energieverbrauch befriedigende Ergebnisse liefert. Auch hier gilt, dass im Einzelfall und insbesondere auch unter Berücksichtigung der Anforderungen hinsichtlich der Nährstoffelimination anaerob/ aerobe Verfahrenskombinationen und energieeffiziente Aerobtechnologien in Kombination mit Schlammfäulung verglichen werden müssen.

Nur in günstigen Fällen, bei hohen Konzentrationen und geringen Wassermengen, scheint derzeit ein energieautarker Betrieb bei gleichzeitig hoher Ablaufqualität möglich. Durch Co-Vergärung organischer (Küchen-)Abfälle lässt sich dieses Ziel aber selbst bei Anlagen mit Nährstoffelimination erreichen.

10.4.3 Potentielle Maßnahmen zur Erhöhung des Rückgewinnungspotentials

Gleichwohl kann man eine Reihe von Maßnahmen ableiten, die sich tendenziell positiv auswirken würden, wobei im Einzelfall der Nachweis zu erbringen ist.

- Maximierung der Feststoffabtrennung vor der Belebung
 - Erhöhung der Faulgasmenge
 - Reduzierung/Minimierung des Sauerstoffbedarfs(Anmerkung: Wenn die Abtrennung maschinell erfolgt, z. B. durch Mikrosiebe, muss der Energiebedarf der Maschinen berücksichtigt werden)
- Verkürzung des Schlammalters z. B. durch zweistufige Prozessführung
 - Maximierung der Schlammmenge, d.h. Maximierung der Faulgasmenge und Minimierung des O₂-Verbrauchs.
- Einsatz energetisch günstigerer aerober Verfahren wie z. B. Tropfkörper, Tauchkörper etc.
- Steigerung des energetischen Wirkungsgrades bei der Verstromung von derzeit 26 % Wirkungsgrad in Blockheizkraftwerken (Schröder, Schrenk 2008) z. B. durch moderne Maschinen mit Wirkungsgraden bis zu 39 % am optimalen Betriebspunkt oder zukünftig mit Brennstoffzellen mit erwarteten Wirkungsgraden bis zu 50 % (Schröder 2007).
- Erhöhung der Faulgasmenge

-
- durch enzymatische Zusatzstoffe oder durch Desintegration, wobei im Einzelfall nachzuweisen ist, dass die potentielle Steigerung des Stromertrages nicht geringer ausfällt als die investierte Energie.
 - durch Co-Vergärung organischer Abfälle, wie z. B. die Zugabe von Küchen-, Markt- oder Restaurantabfällen, Fettabscheiderinhalten etc.. Streng genommen handelt es sich hierbei allerdings nicht um einen Weg zur Energieautarkie der Kläranlage, da ja letztlich externe zusätzliche Energieträger mitbehandelt werden und keine abwasserereigene Ressource.
 - Reduzierung der Stickstoffmenge
Für die Nitrifikation/Denitrifikation geben Beier et al. 2008 ca. 3,6 kWh/kg N eliminiert an. Bei 11 g N/(E·d) und unter Berücksichtigung, dass der in der Biomasse fixierte Stickstoff nicht nitrifiziert/denitrifiziert wird, errechnet sich allein für die N-Elimination ein Stromverbrauch von ca. 10 kWh/(E·a). Die N-Elimination vor Ort, z. B. durch Nicht-Einleiten von Urin ins Abwasser, würde eine deutliche Energieeinsparung bedeuten. Allerdings müssen auch dieser Einsparung die dann anderweitig anfallenden Energieverbräuche für die Lagerung, Entsorgung, Behandlung, Transport und Nutzung gegenübergestellt werden. Dies gilt auch für die direkte Nutzung von Urin als Dünger, wobei insbesondere die Kosten für die Ausbringung und den Transport wegen der geringen Konzentration des N im „Dünger“ relevant sein können.
 - Einsatz alternativer N-Eliminationsverfahren mit geringerem Energiebedarf wie z. B. Nitritation/Denitritation, Anammox oder Deammonifikation. Die Anwendung dieser Verfahren zur Prozesswasserbehandlung kann die interne Rückbelastung verringern und damit einen Beitrag zur Reduzierung des Energiebedarfs leisten.

In jedem Einzelfall ist allerdings sicherzustellen, dass die Maßnahmen zur Erhöhung der Faulgasmenge oder zur Energieeinsparung die Ablaufqualität nicht verschlechtern. So kann beispielsweise die verstärkte Entnahme organischen Substrats in der Vorklärung zu Substratmangel bei der Denitrifikation führen, die Co-Vergärung zur Erhöhung der Rückbelastung in der Kläranlage, die Desintegration zur Erhöhung des schlecht abbaubaren CSB etc.. Auch die indirekten oft versteckten Folgen von Maßnahmen zur Maximierung der Energie sind zu bedenken. So führt beispielsweise die Verkürzung des Schlammalters zu einem höheren Schlammanfall und somit Biogasmenge, bei gleichzeitig geringerem rechnerischen O₂-Bedarf. Die vermeintliche daraus resultierende Energieeinsparung kann jedoch durch den bei niedrigem Schlammalter verschlechterten α -Wert überkompensiert werden, d.h. trotz niedrigerem Sauerstoffbedarfs aufgrund verminderter endogener At-

mung bei kurzem Schlammalter kann der notwendige Luftvolumenstrom höher ausfallen (Henkel 2010).

Zudem sollte bei allen Maßnahmen der notwendige Aufwand dahingehend beachtet und geprüft werden, ob bei gleichem Aufwand an anderer Stelle nicht mehr Energie eingespart werden kann.

Der Stromverbrauch der Kläranlagen Deutschlands wird mit 4,2 bis $4,4 \cdot 10^9$ kWh/a (Schröder, Schrenk 2008) angegeben. Dem steht ein jährlicher Gesamtenergieverbrauch von $3,955 \cdot 10^{12}$ kWh/a (2005) in der Bundesrepublik gegenüber (BMWi/BMU 2006). Das bedeutet, dass der Energieverbrauch auf Kläranlagen lediglich 1,2 Promille des jährlichen Gesamtenergieverbrauchs (Strom, Öl, Gas, ...), respektive ca. 1 % des jährlichen Stromverbrauchs von $611 \cdot 10^9$ kWh/a (BMWi/BMU 2006, S. 51) in Deutschland ausmacht, was ca. 1/5 des jährlichen Stromverbrauchs von $22 \cdot 10^9$ kWh/a entspricht, der durch den Stand-by-Betrieb von Elektrogeräten verursacht wird (UBA 2008).

Andererseits sind Kläranlagen oft die größten Energieverbraucher der Kommunen. Energieeinsparungen auf Kläranlagen sollten keinesfalls in Frage gestellt werden, da sich nur durch die Summe vieler kleiner Einzelmaßnahmen das Ziel einer generellen Energieverbrauchsreduktion erreichen lässt. Man sollte sich aber über die Größenordnung und Bedeutung im Klaren sein.

11 Schlussfolgerungen

Um die Bereitschaft zur Wiederverwendung von Wasser zu erhöhen, sollte es nicht als störender Stoff, der schnellstmöglich abgeleitet und behandelt werden muss, sondern sollte neben Grund-, Niederschlags- und Oberflächenwasser als weitere nutzbare Wasserressource betrachtet werden. In zwei Fällen kommt Wasserwiederverwendung derzeit verstärkt zum Einsatz: bei klimatisch und durch hohe Bevölkerungsdichte bedingter Wasserknappheit.

Ist der Wassermangel einer Region klimatisch bedingt, so hat häufig die Landwirtschaft den größten Anteil am insgesamt verwendeten Wasser. Dabei können neben dem Wasser, auch die enthaltenen Nährstoffe genutzt und so die Wertschöpfung erhöht werden. Zu berücksichtigen sind neben dem Nährstoffgehalt auch Salze sowie Krankheitserreger und deren Auswirkungen auf Boden und Grundwasser. Besteht nur saisonal Bedarf für Bewässerungswasser, kann das behandelte Abwasser gespeichert werden, wobei Nährstoffgehalte und Wiederverkeimung berücksichtigt werden müssen. Stellt Abwasser ausschließlich oder zum größten Teil das verwendete Bewässerungswasser, ist in vielen Fällen auf Grund der hohen Nährstoff- und Salzkonzentrationen eine Entfernung dieser Stoffe oder Verdünnung mit geeignetem Wasser notwendig, da ansonsten keine nachhaltige Bewässerung möglich ist. Zu beachten ist, dass es sich bei der Wiederverwendung zur Bewässerung um eine verbrauchende Nutzung handelt, dieser Verwendungszweck also am Ende der Wassernutzungskette stehen sollte.

Wasserknappheit kann unabhängig von der klimatischen Situation in Gebieten auftreten, in denen z. B. auf Grund einer hohen Bevölkerungsdichte der Wasserbedarf das Wasserdargebot lokal übersteigt. Oft wird unter diesen Bedingungen Wasser über lange Strecken transportiert oder aufwendig aufbereitet um den Bedarf zu decken. Attraktiv wird die Umsetzung von Strategien zur Wasserwiederverwendung durch das Einsparpotential im Energiebereich. Naheliegend ist die Grauwasserwiederverwendung innerhalb von Gebäuden zur Toilettenspülung. Auf diese Weise kann ein Drittel des Frischwasserinputs eingespart werden. Dabei sind getrennte Kreisläufe für Grau- und Schwarzwasser notwendig. Neben dieser dezentralen Variante der Grauwasserwiederverwendung, könnte Grauwasser auch zentral gesammelt und genutzt werden z. B. für Bewässerung von Grünflächen, Straßenreinigung oder zur Verwendung als Löschwasser.

Bei allen Arten der Wasserwiederverwendung spielt der Schutz der menschlichen Gesundheit eine herausragende Rolle. Hierzu ist umfangreiche Literatur vorhanden. Wichtig ist die Anpassung der vorhandenen Technik an die jeweiligen Rahmenbedingungen und die Ausarbeitung von Konzepten z. B. zur saisonalen Wiederverwendung in der Landwirtschaft, zur Abstimmung von Nährstoff- und Salzgehalt im Abwasser. Vor allem in ariden und semi-ariden Gebieten mit höher konzentrier-

ten Abwässern ist eine Zusammenarbeit von Experten für Abwasser und Landwirtschaft notwendig, um entsprechende Konzepte zur Abwasser Verwendung zu erarbeiten.

12 Zusammenfassung

Die Wiederverwendung adäquat gereinigten Abwassers kann wertvolle Wasserressourcen schonen. Sie ist in ariden und semi-ariden Regionen der Erde gängige Praxis und wird zukünftig auch in Mitteleuropa ein wesentlicher Bestandteil eines nachhaltigen Wasserressourcenmanagements sein. Der landwirtschaftlichen Nutzung wird dabei eine wachsende Bedeutung zukommen, zum einen wegen abnehmender Niederschlagsmengen während der Vegetationszeiten infolge des Klimawandels, zum anderen wegen des Anbaus von „Energiepflanzen“ und des dadurch wachsenden Bewässerungswasserbedarfs.

Obschon die Wiederverwendung gereinigten kommunalen Abwassers nur ein Bruchteil des landwirtschaftlichen Wasserbedarfs decken kann, erspart sie äquivalente Mengen hochwertigen Wassers für höherwertige Nutzungen. Eine Nutzung der im Wasser vorliegenden Nährstoffe ist prinzipiell denkbar; im Einzelfall sind jedoch zum Schutz vor Überdüngung und/oder Nährstoffeintrag ins Grundwasser Wassermenge und Nährstoffgehalt aufeinander abzustimmen.

Die Ablaufqualität biologischer Kläranlagen mit Nährstoffelimination erfüllt i.d.R. die Qualitätsanforderungen hinsichtlich der Feststoffe, der organischen Inhaltsstoffe sowie der Nährstoffe. Die Defizite liegen ggf. bei den mikrobiologischen Erfordernissen, bei anorganischen Wasserinhaltsstoffen wie Salzen, (insbesondere Natrium) und Bor sowie gegebenenfalls bei den Mikroverunreinigungen. Verfahren zur Beseitigung dieser Defizite sind bekannt und anwendbar.

Die saisonale Speicherung von Bewässerungswasser sollte zukünftig eine höhere Aufmerksamkeit erfahren. Die Wasserqualität ist eventuell darauf abzustimmen.

Eine wichtige Motivation zur Wasserwiederverwendung kann die erzielbare Energieeinsparung darstellen. Für die Aufbereitung von gereinigtem Abwasser zur Verwendung als Brauchwasser und seiner Verteilung werden je nach Qualitätsanforderung 0,1-0,3 kWh/m³ benötigt. Dies ist in der Regel deutlich weniger, wie zur Frischwassergewinnung, -behandlung und -transport benötigt werden.

Die Energiebilanz, resp. die Treibhausgasbilanz kann auch bei der Verfahrenswahl der Abwasserbehandlung eine große Rolle spielen. So erscheint zwar auf den ersten Blick die anaerobe Abwasserreinigung gegenüber der aeroben Reinigung den Vorteil geringeren Energieverbrauchs bei gleichzeitiger Methanproduktion zu haben. Bei niedrigen Abwassertemperaturen und somit niedrigen Abbauraten bleibt bei üblichen Abwasserkonzentrationen jedoch ein Großteil des Methans im Wasser gelöst und wird außerhalb des Anaerobreaktors in die Atmosphäre gestrippt. Dieser Anteil des Methans steht nicht nur nicht zur Energieerzeugung zur Verfügung, sondern trägt angesichts der 25-fach stärkeren Treibhausgaswirkung gegenüber CO₂ (Solomon 2007) unverhältnismäßig stark zur Klimaerwärmung bei. Nur bei konzentrierten Abwässern mit einer Temperatur deutlich oberhalb

20°C und mit einer effizienten Erfassung und Nutzung des entstehenden Methans kann die anaerobe Vorreinigung eine Alternative darstellen, die bezüglich Treibhausgasemission und Energieverbrauch befriedigende Ergebnisse liefert. Auch hier gilt, dass im Einzelfall und insbesondere auch unter Berücksichtigung der Anforderungen hinsichtlich der Nährstoffelimination anaerob/ aerobe Verfahrenskombinationen und energieeffiziente Aerobtechnologien in Kombination mit Schlammfaulung verglichen werden müssen.

Literaturverzeichnis

- Abwassertechnische Vereinigung: Desinfektion von biologisch gereinigtem Abwasser. Juli 1998. (1998). Hennef: Ges. zur Förderung der Abwassertechnik (ATV-Regelwerk Abwasser - AbfallMerkblatt, M 205).
- Achtnich, W. (1980): Bewässerungslandbau. Agrotechnische Grundlagen der Bewässerungswirtschaft. Stuttgart: Ulmer.
- Aquarec (2006): Abschlussbericht Projekt Aquarec. Online verfügbar unter <http://www.aquarec.org/>, zuletzt geprüft am 16.04.2010.
- Alcalde, L.; Oron, G.; Manor, Y.; Gillerman, L.; Salgot, M. (2004): Wastewater Reclamation and reuse for agricultural irrigation in arid regions: The experience of the city of Arad, Israel. Israeli-Palestinian International Conference on Water for Life, Antalya, Turkey. Online verfügbar unter <http://www.ipcri.org/watconf/papers/laura.pdf>, zuletzt geprüft am 16.04.2010.
- Anderson, J. (1996): Current water recycling initiatives in Australia: scenarios for the 21st century. In: Water Science and Technology, Band 33, H. 10-11, S. 37–43.
- Angelakis, A. N. et al. (1997): Wastewater Reuse in Mediterranean Regions: Need for Guidelines. In: Beneficial Reuse of Water and Biosolids Conference Proceedings (Utilización de Aguas Regeneradas y Biosólidos) April 6-9, 1997 in Marabella, Malaga, Spain, Water Environment Federation in Cooperation with European Water Pollution Control Association (EWPCA) and Ingeniería Química, S. 13/1-13/27.
- Asano, T. (2007): Water Reuse Issues, Technologies, and Applications: McGraw Hill.
- ATV-DVWK, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall; Abwassertechnische Vereinigung (2000): Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Stand: Mai 2000. Hennef: GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V. (ATV-DVWK-Regelwerk, A 131).
- Ayers, R. S.; Westcot, D. W. (1985): Water quality for agriculture. Rom: Food and Agriculture Organization (FAO irrigation and drainage paper, 29, Rev. 1).
- Barjenbruch, M.; Al Jiroudi, D. (2005): Erfahrungen aus dem Vergleich von Kleinanlagen auf dem Demonstrationsfeld in Dorf Mecklenburg. In: GFW Wasser Abwasser, Band 146, H. 5, S. 400–407.
- Bauerfeld, K.; Dockhorn, T.; Dichtl, N. (2009): Klärschlammbehandlung und -verwertung unter anderen klimatischen und sonstigen Randbedingungen. Abschlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 02WA0733.
- BDEW (2009) Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft: Trinkwasserverwendung im Haushalt 2008, Berlin, http://www.bdew.de/bdew.nsf/id/DE_7DBKHD_Grafiken, zuletzt geprüft am 19.04.2010
- Beier, M.; Sander, M.; Schneider, Y.; Rosenwinkel, K.-H (2008): Energieeffiziente Stickstoffelimination. In: Korrespondenz Abwasser, Band 55, H. 6, S. 671–678.
- Bieker, S.; Cornel, P.; Wagner, M. (2009a): Semicentralized Supply and Treatment Systems – Energy Self-Sufficient Infrastructure Solutions of Tomorrow. Copenhagen, Denmark 29-31 October 2009. Conference Proceedings of the IWA Conference: Water and Energy 2009 – mitigation in the water sector & potential synergies with the energy sector.

-
- Bieker, S.; Cornel, P.; Wagner, M. (2009b): Semicentralized Supply and Treatment Systems – Integrated Infrastructure Solutions for Fast Growing Urban Areas. Conference Proceedings of the 6th IWA Leading Edge Conference on Water and Waste Water Technologies 22-26 June 2009. Singapore.
- Bixio, D.; Koning, J. de; Savic, D.; Wintgens, T.; Melin, T.; Thoeye, C. (2005): Wastewater reuse in Europe. In: Khan, S. J.; Schäfer, A. I.; Muston, M. H. (Hg.): Integrated Concepts in Water Recycling, S. 80–92.
- Blumenthal, U. J.; Mara, D. D.; Peasey, A.; Ruiz-Palacios, G.; Stott, R. (2000): Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. In: Bulletin of the World Health Organization, Band 78, H. 9, S. 1104–1116, zuerst veröffentlicht: <http://whqlibdoc.who.int/bulletin/2000/Number%209/78%289%291104-1116.pdf>, zuletzt geprüft am 04.03.2010.
- Blumenthal, U. J.; Strauss, M.; Mara, D. D.; Cairncross, S. (1989): Generalised Model of the Effect of Different Control Measures in Reducing Health Risks from Waste Reuse. In: Water Science and Technology, Band 21, S. 567–577.
- BMWi/BMU (2006): Energieversorgung für Deutschland: Statusbericht für den Energiegipfel am 3. April 2006. Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie und Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Online verfügbar unter http://www.bmu.de/erneuerbare_energien/downloads/doc/36794.php, zuletzt geprüft am 14.04.2010.
- Böcker, K.; Dichtl, N. (2001): Faulgasanfall und Verwertungsmöglichkeiten. Vortrag während der Veranstaltung: Energieoptimierung in Abwasseranlagen, Bildungszentrum für die Entsorgungs- und Wasserwirtschaft (BEW) Essen, 2001/03/08.
- Bodensee Wasserversorgung (2010): Auf einen Blick. Jahreszahlen. Online verfügbar unter http://www.zvbwv.de/de/auf_einen_blick.html.
- Brauch, H. J.; Schmidt, C. K. (2009): Uferfiltration – Eine Wirksame Barriere zur Entfernung von organischen Spurenstoffen. In: Pinnekamp, Johannes; Kölling, Verena (Hg.): 42. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft. Vom 18.3. - 20.3.2009 im Eurogress Aachen. Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen (Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, 217).
- Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e. V. (2008): Endenergieverbrauch in Deutschland 2007. BDEW-Projektgruppe "Nutzenergiebilanzen". Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de/umweltdaten/public/document/downloadImage.do?ident=16641>, zuletzt geprüft am 19.04.2010.
- Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e. V. (2009): Trinkwasser Verwendung im Haushalt 2008. Durchschnittswerte bezogen auf die Wasserabgabe an Haushalte und Kleingewerbe. Online verfügbar unter: [http://www.bdew.de/bdew.nsf/id/DE_Druckvorlage_Trinkwasser Verwendung_im_Haushalt/\\$file/09%2012%2017%20Trinkwasser Verwendung%20im%20HH%202008.pdf](http://www.bdew.de/bdew.nsf/id/DE_Druckvorlage_Trinkwasser Verwendung_im_Haushalt/$file/09%2012%2017%20Trinkwasser Verwendung%20im%20HH%202008.pdf), zuletzt geprüft am 09.04.2010.
- Cakir, F. Y.; Stenstrom, M. K. (2005): Greenhouse gas production: A comparison between aerobic and anaerobic wastewater treatment technology. In: Water Research, Band 39, H. 17, S. 4197–4203. Online verfügbar unter <http://www.sciencedirect.com/science/article/B6V73-4H68SYT-1/2/639b1c5e927c060b369878af08db1ca5>, zuletzt geprüft am 19.04.2010.

-
- California Energy Commission (2005): Integrated Energy Policy Report 2005. Online verfügbar unter www.energy.ca.gov/2005publications/CEC-100-2005-007/CEC-100-2005-007-CMF.PDF, zuletzt geprüft am 14.04.2010.
- Cornel, P. (2006): Weitergehende Behandlung von Kläranlagenabläufen (A-Kohle, Oxidations-, Desinfektionsverfahren u. a.). DWA WasserWirtschaftsKurs M/2 vom 11.-13. Oktober 2006.
- Cornel, P.; Wagner, M. (2006): Semizentrale Ver- und Entsorgungssysteme für urbane Räume Chinas. Teilprojekt 1 02WD0398 Endbericht.
- Cornel, P.; Kirchhof, W.; Menzel, U.; Orth, H.; Pinnekamp, J.; Rudolph, K. -U et al. (2005): Anforderungen an die Abwassertechnik in anderen Ländern. Abschlussbericht zum BMBF-Vorhaben 02WA0452. Bochum: Ruhr-Univ. Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft und Umwelttechnik (Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet der Wasser- ver- und -entsorgung/Abwasserbehandlung und Wasserwiederverwendung, ; Teil II; Bd. 1).
- Cornel, P.; Meda, A. (2008a): Wasserwiederverwendung zur landwirtschaftlichen Bewässerung. Water reuse for the agricultural irrigation. In: GWF – Wasser/Abwasser, Band 149, S. 18–24.
- Cornel, P.; Meda, A. (2008b): Water reuse in Central Europe: the current situation. In: Jiménez, B.; Asano, T. (Hg.): Water Reuse. An international survey of current practice, issues and needs. London: IWA Publ. (Scientific and technical report / International Water Association, 20), S. 122–141.
- Cornel, P.; Meda, A.; Bieker, S. (2009): Abwasser als Ressource - Potentiale und Grenzen. Schriftliche Fassung des Vortrags Ingenieurkongress 2009 in Darmstadt.
- Cornel, P.; Meda, A.; Bieker, S. (2010): Wastewater as a source of energy, nutrients and service water. In: Treatise on Water Science. In Vorbereitung. Oxford .
- Cornel, P.; Meda, A.; Huber, H. (2007): Development of a matrix as a decision support mechanism for comparison and evaluation of technologies in water reuse applications. Tagungsband der Konferenz „Advanced Sanitation“ am 12. -13.3.2007 in Aachen. In: Gas Wasser Abwasser, Band 206, S. 28/1-28/9.
- Cornel, P.; Wagner, M.; Krause, S.; Weber, B.; Godau, A. (2001): Verwendung von Abwasser zur Bewässerung. Erarbeiten von Anlagenkonzepten unter besonderer Berücksichtigung des Nährstoffverbleibs im Wasser und jahreszeitlich unterschiedlicher Fahrweisen. Forschungsbericht.
- Cornel, P.; Wagner, M. (2006): Semizentrale Ver- und Entsorgungssysteme für urbane Räume Chinas – Teilprojekt 2. Förderkennzeichen: 02WD0398. Endbericht.
- Cornish, G. A.; Lawrence, P. (2001): Informal Irrigation in peri-urban areas: A summary of findings and recommendations. Report OD 144 HR Wallingford/DFID.
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (2006): Grundsätze für die Bemessung, Bau und Betrieb von Pflanzenkläranlagen mit bepflanzten Bodenfiltern zur biologischen Reinigung kommunalen Abwassers. Hennef: ATV-DVWK (DWA-Regelwerk Arbeitsblatt, A 262).
- Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (2009): Bewertung von Verfahrensstufen zur Abwasseraufbereitung für die Wiederverwendung. Stand: Mai 2008. Hennef: DWA (DWA-Themen).
- Deutsche Norm, DIN 19650, Februar 1999: Hygienische Belange von Bewässerungswasser.
- Deutsche Norm, DIN 19684-10, 2009: Bodenbeschaffenheit - Chemische Laboruntersuchungen - Teil 10: Untersuchung und Beurteilung des Wassers bei Bewässerungsmaßnahmen.

-
- Drewes, J. E.; Fox, P.; Jekel, M. (2001): Occurrence of Iodinated X-Ray contrast media in domestic effluents and their fate during indirect potable reuse. In: *Journal of Environmental Science and Health*, Band 36, H. 9, S. 1633–1645.
- DWA Landesverband Bayern (2005): Kanal- und Kläranlagennachbarschaften. Fortbildung des Betriebspersonals 2005, München.
- Earthtrends (2009): Water Resources and Freshwater Ecosystems. Online verfügbar unter http://earthtrends.wri.org/searchable_db/index.php?theme=2, zuletzt geprüft am 15.04.2010.
- EFMA (2000): Best Available Techniques for Pollution Prevention and Control in the European Fertilizer Industry Production of Ammonia. Nr 1. Brussels.
- Engelhardt, N. (2006): Die Membranbelebungsanlage Nordkanal. Betriebserfahrungen moderner Kläranlagen (Wiener Mitteilungen, 195).
- EU: Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser. 91/271/EEC. Online verfügbar unter <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0271:DE:HTML>, zuletzt geprüft am 01.03.2010.
- FAO (1985): Guidelines: land evaluation for irrigated agriculture. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO soils bulletin, 55).
- FAO (2002): The salt of the earth: hazardous for food production. Online verfügbar unter <http://www.fao.org/worldfoodsummit/english/newsroom/focus/focus1.htm>, zuletzt geprüft am 03.03.2010.
- FAO (2010) AQUASTAT FAO's Information System on Water and Agriculture <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/dbases/index.stm>, zuletzt geprüft am 20.4.2010
- Fewtrell, L.; Bartram, J. (Hg.) (2002): Water quality. Guidelines, standards and health ; assessment of risk and risk management for water-related infectious disease. Reprinted ed. London: IWA Publ. (World Health Organization Water Series).
- Fox, P.; Naranaswamy, K.; Drewes, J. E. (2001): Water quality transformations during soil aquifer treatment at the Mesa Northwest Water Reclamation Plant, USA. In: *Water Science and Technology*, Band 43, H. 10, S. 343–350.
- Frechen, F. B. (2006): Leistung und Kosten des Membranbelebungsverfahrens. DWA WasserWirtschaftskurs M/2 vom 11.-13. Oktober 2006.
- 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. In: *BioScience*, Band 53, H. 4, S. 341–356.
- Grünebaum, T.; Weyand, M. (1995): Reduzierung der Betriebskosten bei der Abwasserbehandlung. 47. Darmstädter Seminar – Abwassertechnik – am 15. November 1995 (Schriftenreihe WAR, 86).
- Gujer, W. (1999): Siedlungswasserwirtschaft. Berlin: Springer.
- Günder, B. (2001): Das Membranbelebungsverfahren in der kommunalen Abwasserbehandlung. In: Günthert, F. W. (Hg.): *Kommunale Kläranlagen. Bemessung, Erweiterung, Optimierung und Kosten*. 2., völlig Neubearb. Aufl. Renningen-Malmsheim: expert-Verl. (Kontakt & Studium, 510), S. 173–192.
- Günthert, F. W.; Reicherter, E. (2001): *Investitionskosten der Abwasserentsorgung*. Mit 31 Tab. München: Oldenbourg-Industrieverl.

-
- Haberkern, B.; Maier, W.; Schneider U. (2008): Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen, Dessau-Roßlau.
- Hähnlein, C. (2008): Numerische Modellierung zur Betriebsoptimierung von Wasserteilnetzen. Dissertation (Schriftenreihe WAR, 197).
- Henkel, J. (2010): Oxygen Transfer Phenomena in Activated Sludge - New Insights. Dissertation in Vorbereitung.
- Icekson-Tal, N. et al. (2003): Water reuse in Israel - the Dan Region Project: evaluation of water quality and reliability of plant's operation. In: Water Science and Technology: Water Supply, Jg. 3, H. 4, S. 231–237.
- IFA (1998): The Fertilizer Industry, World Food Supplies and the Environment. Paris.
- International Water Management Institute (2003): Confronting the realities of wastewater use in agriculture. Colombo: IMWI Ed (IMWI Water Policy Briefing, 9).
- IRC - International Water and Sanitation Centre (2004): Waste stabilization ponds for wastewater treatment. Online verfügbar unter <http://www.irc.nl/page/8237>, zuletzt geprüft am 14.04.2010.
- Jardin, N. (2005): Bilanzielle Betrachtung verschiedener Verfahren zur P-Elimination. 75. Darmstädter Seminar Rückgewinnung von Phosphor aus Abwasser und Klärschlamm 12.-13.12.2005. Darmstadt (Schriftenreihe WAR, 167).
- Jeffrey, P.; Jefferson, B. (2004): Public receptivity regarding 'in-house' water recycling: results from a UK survey. paper presented at the Enviro 2002 Convention and Exhibition and IWA 3rd World Water Congress, Melbourne, Australia, 07-12 April 2002.
- Jiménez, B. (2006): Irrigation in developing countries using wastewater. In: International Review for Environmental Strategies (IRES), Band 6, H. 2, S. 229–250.
- Jiménez, B.; Asano, T. (Hg.) (2008): Water Reuse. An international survey of current practice, issues and needs. London: IWA Publ. (Scientific and technical report / International Water Association, 20)
- Jiménez, B.; Garduño, H. (2001): Social, political and scientific dilemmas for massive wastewater reuse in the world in navigating through waters. In: Davis, C. K.; McGinn, R. E. (Hg.): Navigating rough waters. Ethical issues in the water industry. Denver, CO: American Water Works Association .
- Juanicó, M. (1999): Hypertrophic reservoirs for wastewater storage and reuse. Ecology, performance and engineering design ; with 75 tables. Berlin: Springer (Environmental science).
- Katalyse – Institut für angewandte Umweltforschung (2008): Umweltlexikon-Online. Online verfügbar unter <http://www.umweltlexikon-online.de/fp/archiv/RUBlandwirtsrohstoffe/Nutzpflanzen.php>, zuletzt geprüft am 14.04.2010.
- Keicher, K.; Krampe, J.; Steinmetz, H. (2008): Eigenenergieversorgung von Kläranlagen. Potenzial zur energetischen Optimierung und Beitrag zur Versorgungssicherheit. In: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, Band 55, H. 6, S. 644–650.
- Keller, J. (8-12 September 2008): From Microbial Fuel Cells to Bio-Electrochemical Systems How to convert organic pollutants to electric energy and more. Vortrag auf dem IWA World Water Congress Wien. Veranstaltung vom 8-12 September 2008.
- Kroiss, H. (2006): Nutrient Management From Point Source Control to Global Perspective. Speech at the IWA World Water Congress and Exhibition 10-14 September 2006. Beijing.

-
- Laber, J. (2001): Bepflanzte Bodenfilter zur weitergehenden Reinigung von Oberflächenwasser und Kläranlagenabläufen (Wiener Mitteilungen, 167).
- Lahnsteiner, J.; Lempert, G. (2007): Water management in Windhoek, Namibia. In: Water Science and Technology, Band 55, H. 1-2, S. 441–448.
- Larsen, T. A.; Maurer, M.; Udert, K. M.; Lienert, J. (2007): Nutrient cycles and resource management: implications for the choice of wastewater treatment technology. In: Water Science and Technology, Band 56, S. 229–237.
- Lazarova, V. (2001): Recycled Water: Technical-Economic Challenges for its Integration as a Sustainable Alternative Resource. Proc. UNESCO Int. Symp. Les frontières de la gestion de l'eau urbaine: impasse ou espoir? Veranstaltung vom 18-20 juin 2001. Marseilles.
- Lazarova, V. (2005): Water reuse for irrigation. Agriculture, landscapes, and turf grass. Boca Raton, Fla.: CRC Press.
- Lazarova, V.; Levine, B.; Sack, J.; Cirelli, G.; Jeffrey, P.; Muntau, H. et al. (2001): Role of water reuse for enhancing integrated water management in Europe and Mediterranean countries. In: Water Science and Technology, Band 43, H. 10, S. 23–33.
- Lenz, G. (2004): Qualifikation des Betriebspersonals auf Kläranlagen,. Hrsg.: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef.
- Levine et al. (1997): Wastewater Reuse Standards: Goals, Status and Guidelines. Beneficial Reuse of Water and Biosolids Conference Proceedings (Utilización de Aguas Regeneradas y Biosólidos) April 6-9, 1997 in Marabella, Malaga, Spain, Water Environment Federation in Cooperation with European Water Pollution Control Association (EWPCA) and Ingeniería Química, S. 13/1-13/27.
- Lützner, K. (2002): Ein Beitrag zur Bilanzierung von Bodenfiltern (Dresdner Berichte 21).
- Mantovani, P.; Asano, T.; Chang, A.; Okun, D. A. (2001): Management Practices for Nonpotable Water Reuse. WERF, Project Report 97-IRM-6.
- Maurer, M., Schwegler, P. and Larsen, T.A. (2003) Nutrients in urine: energetic aspects of removal and recovery. Water Science and Technology Vol.48 No.1: 37–46.
- Meda, A.; Cornel, P. (2009): Wasserwiederverwendung - Sommer-/Winterbetrieb von Abwasser-behandlungs-anlagen. Verbundprojekt: Exportorientierte Forschung und Entwicklung auf dem Gebiet Abwasser, Kernprojekt B Hygienisierung und Wasserwiederverwendung, Teilprojekt B3. Förderkennzeichen: 02WA0584. Endbericht.
- Mundo, K. (1970): Der Stickstoff und seine anorganischen Verbindungen. In: Winnacker, K.; Küchler, L. (Hg.): Chemische Technologie: Carl Hanser Verlag, Vol. 1 Anorganische Technologie, S. 595–712.
- MURL NRW (1999): Handbuch Energie in Kläranlagen. Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nord-Rhein Westfalen, Düsseldorf
- Muston, M. (2004): Outcome report of the International Workshop on Implementation of Municipal Wastewater Reuse Plants. Veranstaltung vom 11.-12. März 2004. Thessaloniki, Online verfügbar unter: <http://www.aquarec.org/>, zuletzt geprüft am 20.4.2010
- Mutschmann, J.; Stimmelmayer, F. (1991): Taschenbuch der Wasserversorgung. Stuttgart: Franckh-Kosmos Verlags GmbH & Co.
- Neubert, S. (2003): Die Nutzung von Abwasser in der Landwirtschaft aus der Perspektive verschiedener Akteure. Umsetzungshemmnisse und mögliche Strategien in Tunesien. Deutsches Institut für Entwicklungspolitik. Online verfügbar unter <http://www.die-gdi.de/CMS->

Homepage/openwebcms3.nsf/%28ynDK_contentByKey%29/ENTR-7C7BU2/\$FILE/Die%20Nutzung%20von%20Abwasser%20in%20der%20Landwirtschaft.pdf, zuletzt geprüft am 08.04.2010.

- Nowak, J. (2005): Abwasserbehandlung in bepflanzten Bodenfiltern. Arbeitsblatt DWA-A 262 (Bemessung, Bau und Betrieb). DWA WasserWirtschafts-Kurs L/6 Abwasserentsorgung im ländlichen Raum.
- Oaksford, E. T. (1985): Artificial Recharge: Methods, Hydraulics, and Monitoring. In: Asano, T. (Hg.): Artificial Recharge of Groundwater. Boston: Butterworth Publishers, S. 69–127.
- Otterpohl, R. (2000): New Developments of EcoSan in Germany and Europe. Proceedings of the International Symposium “ecosan – closing the loop in wastewater management and sanitation” Bonn, 30.-31. Oktober 2000.
- Pescod, M. B. (1992): Wastewater treatment and use in agriculture. Herausgegeben von FAO.
- Pettygrove, G-S; Asano, T. (1984): Irrigation with reclaimed municipal wastewater. A guidance manual. Sacramento.
- Putschew, A.; Mania, M.; Jekel, M. (2003): Occurrence and source of brominated organic compounds in surface waters. In: Chemosphere, Band 52, H. 2, S. 399–407.
- Reiter, P. (2008): Reducing the Water Utility’s Footprint Through Utility Sponsored End-Use Efficiency. IWA World Water Congress. Veranstaltung vom 8.-12. September 2008. Wien.
- Richards, L. A. (Hg) (1954): Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. United States Salinity Laboratory Staff. United States Department of Agriculture. (Agriculture Handbook, 60). Online verfügbar unter http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Place/53102000/hb60_pdf/hb60complete.pdf, zuletzt geprüft am 19.04.10.
- Rödl & Partner (2006): Kennzahlenvergleich Wasserversorgung Baden-Württemberg. Ergebnisbericht für das Erhebungsjahr 2005. Online verfügbar unter <http://www.roedl-benchmarking.de/downloads/berichtbw2005.pdf>, zuletzt geprüft am 14.04.2010.
- Rödl & Partner (2007): Effizienz- und Qualitätsuntersuchung der kommunalen Wasserversorgung in Bayern (EffWB) 2007. 3. Abschlussbericht. Online verfügbar unter <http://www.roedl-benchmarking.de/downloads/BerichtBY2007.pdf>, zuletzt geprüft am 14.04.2010.
- Rosenwinkel, K. -H (2006): Biogas aus nachwachsenden Rohstoffen in Niedersachsen. Vortrag im Rahmen des Wasserwirtschaftlichen Kolloquiums des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft an der Leibniz Universität Hannover am 7.12.2006
- Ruhr-Stickstoff AG (1988): Ruhr-Stickstoff Aktiengesellschaft: Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. 11. Auflage. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag GmbH.
- Ruhrverband (1992): Seminar über Schönungsteiche am 19. November 1992 beim Ruhrverband in Essen.
- Schleypen, P. (2005): Isar-Badegewässerqualität. Vortrag beim Wasserwirtschaftlichen Kolloquium an der Universität der Bundeswehr München.
- Schmidt, R. F.; Lang, F.; Thews, G. (2005): Physiologie des Menschen. Mit Pathophysiologie ; mit 78 Tabellen ; [neue Approbationsordnung]. 29., vollst. neu bearb. und aktualisierte Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer Medizin Verlag Heidelberg.
- Schröder, M. (2007): Klärschlamm als Energieträger. In: Korrespondenz Abwasser, Band 54, H. 10, S. 1035–1040.

-
- Schröder, M.; Schrenk, G. (2008): Energiepotenziale der deutschen Wasserwirtschaft. In: Korrespondenz Abwasser, Abfall, Band 55, H. 6, S. 626–631.
- Senatsverwaltung für Bau- und Wohnungswesen Berlin (1995): Merkblatt „Betriebswassernutzung in Gebäuden“. Berlin.
- Shelef, G.; Azov, Y. (2000): Meeting stringent environmental and reuse requirements with an integrated pond system for the twenty-first century. In: Water Science and Technology, Band 42, H. 10-11, S. 299–305.
- Shizas, I.; Bagley, D. (2004): Experimental Determination of energy Content of unknown Organics in Municipal Wastewater Streams. In: Journal of Energy Engineering, Band 130, H. 2, S. 45–53.
- Solomon, S. (Hg.) (2007): Climate change 2007. The physical science basis; contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 1st published. New York: UNEP.
- Sontheimer, H.; Spindler, P.; Rohmann, U. (1980): Wasserchemie für Ingenieure. Frankfurt a.M.: ZfGW-Verlag GmbH.
- Sperling, Marcos von; Chernicharo, Carlos Augusto Lemos de (2005): Biological wastewater treatment in warm climate regions. London: IWA [u.a.].
- Sperling, Marcos von; Chernicharo, Carlos Augusto Lemos de (2006): Wastewater treatment in warm climates. Water 21, April 2006.
- Statistisches Bundesamt (2001): Statistisches Jahrbuch 2001 für die Bundesrepublik Deutschland, Wiesbaden, September 2001 ISBN: 3-8246-0640-2
- Statistisches Bundesamt (2009): Umwelt Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. Fachserie 19 Reihe 2.1. Online verfügbar unter <https://www.ec.destatis.de/csp/shop/sfg/bpm.html.cms.cBroker.cls?cmspath=struktur,vollanzeige.csp&ID=1024605>, zuletzt geprüft am 14.04.2010.
- Steen, I. (1998): Phosphorous availability in the 21st century; Management of a non renewable resource. In: Phosphorus & Potassium, H. 217, S. 25–31.
- Stock, M. (2004): Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft. 15.-16. September 2004 in Würzburg. Tagungsband der ATV-DVWK-Bundestagung. 1. Aufl. Hennef (Sieg): ATV-DVWK.
- Strohmeier, A. (2001): Filtrationsanlagen. In: Günthert, F. W. (Hg.): Kommunale Kläranlagen. Bemessung, Erweiterung, Optimierung und Kosten. 2., völlig Neubearb. Aufl. Renningen-Malmsheim: expert-Verl. (Kontakt & Studium, 510), S. 246–266.
- Tchobanoglous, George; Burton, Franklin Louis (1991): Wastewater engineering. Treatment, disposal and reuse. 3. ed., internat. ed. /. New York: McGraw-Hill (McGraw-Hill international editions Civil engineering series).
- Tchobanoglous, George (2003): Wastewater engineering. Treatment and reuse. 4. ed. /. Boston, Mass.: McGraw-Hill (McGraw-Hill higher education).
- U.S. EPA (2004): Guidelines for water reuse. Online verfügbar unter <http://www.ehproject.org/PDF/ehkm/water-reuse2004.pdf>, zuletzt geprüft am 19.04.10.
- UBA (2008): Bye bye Stand-By: EU-Kommission sagt Leerlaufverlusten den Kampf an. Maßnahmen gegen stromfressende Büro- und Haushaltsgeräte beschlossen. Presseinformation Nr. 54/2008 am 17.07.2008. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-presse/2008/pdf/pd08-054.pdf>, zuletzt geprüft am 16.04.2010.

-
- UNESCO (2006): Water: a shared responsibility. (The United Nations world water development report, 2). Online verfügbar unter <http://unesdoc.unesco.org/images/0014/001454/145405E.pdf>, zuletzt geprüft am 04.03.2010.
- UNESCO (2009): Water in a changing world. Paris: UNESCO Publ. [u.a.] (The United Nations world water development report, 3).
- UN-HABITAT (2007): State of the World's Cities 2006. The millennium development goals and urban sustainability. 30 years of shaping the Habitat Agenda. Reprint. Nairobi, London: Earthscan (The state of the world's cities report, 3).
- United Nations: Water for people, water for life (2003). New York: UNESCO [u.a.] (The United Nations world water development report, 1).
- University of California Committee of Consultants (1974): Guidelines for interpretation of water quality for agriculture. Davis.
- Urban, I. (2009): Anaerobe Kommunalabwasserbehandlung. Einsatz und Bemessung von UASB-Reaktoren. Dissertation. Hannover: ISAH (Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Leibniz Universität Hannover, 143).
- van der Ensink, J.; Mahmood, T.; Hoek, W.; Raschid-Sally, L.; Amerasinghe, F. (2004): A nationwide assessment of wastewater use in Pakistan: an obscure activity or a vitally important one? In: Water Policy 6, S. 197–206.
- Wedi, D.; Wild, W.; Resch, H. (2005): Betriebsergebnisse der MBR Monheim - Abwasserreinigung und Erhalt der Permeabilitäten mittels chlorfreier chemischer Reinigung. In: Melin, T.; Pinnekamp, J.; Dohmann, M. (Hg.): Membrantechnik in der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung - Perspektiven, Neuentwicklungen und Betriebserfahrungen im In- und Ausland. 6. Aachener Tagung Siedlungswasserwirtschaft und Verfahrenstechnik. Beitrag A9. Aachen.
- Western Corridor (2009) <http://www.westerncorridor.com.au/sitedocument.aspx?docId=86>, zuletzt geprüft am 25.04.2009
- Wilderer, P.A. (2005) Sustainable water management in rural and peri-urban areas: what technology do we need to meet the UN Millenniums Development Goals?. Water Science and Technology Vol. 51 No.10: 1-6
- WHO (1989): Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Technical Report No. 778. Online verfügbar unter <http://www.fao.org/docrep/T0551E/t0551e04.htm>, zuletzt geprüft am 07.04.2010.
- World Health Organization (2006): Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. [3. ed.]. Genf: World Health Organization.
- Zehnder, A. J. B. (2002): Wasserressourcen und Bevölkerungsentwicklung. In: Parthier, B. (Hg.): Wasser – essentielle Ressource und Lebensraum. Vorträge anlässlich der Jahresversammlung vom 6.-9. April 2001 in Halle. Heidelberg: Barth .
- Zehnder, A. J. B. (2003): Vortrag beim 27. International Exhibition-Congress on Chemical Engineering, Environmental Protection and Biotechnology. Veranstaltung vom 21.05.2003. Frankfurt am Main.
- Ziegler, D.; Hartig, C.; Wischnack, S.; Jekel, M. (2001a): Behaviour of dissolved organic compounds and pharmaceuticals during lake bank filtration in Berlin. In: IAWR-Proceedings of the Intern. Riverbank Filtration Conference, S. 151–160.

Ziegler, D.; Hartig, C.; Wischnack, S.; Jekel, M. (2001b): Organic substances in partly closed water cycles. In: Journal Env. Eng.

Zessner, M., Thaler, S., Ruzicka, K., Natho, S., and Kroiss, H. (2010) Considerations on the importance of nutrition habits for the national nitrogen balance of Austria, Water Science and Technology, in press.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	Struktur des Forschungsverbundprojektes	3
Abbildung 2	Wasserwiederverwendung in Kubikmeter pro Einwohner und Jahr und Anteil der Wasserwiederverwendung bezogen auf die gesamte Wasserentnahme (Daten von Earthtrends 2009)	8
Abbildung 3	Anteil der Wasserentnahme für Landwirtschaft, Haushalte und Industrie im Jahr 2006 (Jiménez et al. 2008)	29
Abbildung 4	Auflistung der 20 Staaten mit den weltweit größten durch behandeltes oder unbehandeltes Abwasser bewässerten Flächen (Daten aus (Jiménez 2006) und (Jiménez et al. 2008)).	30
Abbildung 5	Verbleib von mit dem Haber-Bosch Verfahren produziertem Stickstoff im Laufe der Fleischproduktion (Galloway et al. 2003, zitiert in Kroiss 2006)	36
Abbildung 6	Verallgemeinertes Modell für den Effekt verschiedener Kontrollmaßnahmen auf die Reduktion von Gesundheitsrisiken durch Wiederverwendung von Abwasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung (Fewtrell, Bartram 2002, ursprünglich in Blumenthal et al. 2000)	41
Abbildung 7	Salztoleranz von Nutzpflanzen	46
Abbildung 8	Schematische Darstellung des saisonalen Betriebs einer Abwasserbehandlungsanlage mit landwirtschaftlicher Wasser- und Nährstoffnutzung und Speicherung	48
Abbildung 9	Typische Wasserverbrauchswerte für die USA, Deutschland und der Stadt Qingdao	58
Abbildung 10	Größenordnung und Verwendungszwecke von water reuse Projekten in Europa (Aquarec 2006)	66
Abbildung 11	Spezifischer Energieverbrauch des gesamten Wasserkreislaufs am Beispiel von Kalifornien, USA (California Energy Commission 2005, modifiziert)	74
Abbildung 12	Einwohnerspezifischer Energieverbrauch.....	77
Abbildung 13	Vereinfachte CSB-Bilanz für eine Beispielkläranlage mit Vorklärung und Nitrifikation/Denitrifikation	81
Abbildung 14	Abscheidung von CSB, BSB ₅ und TS in der Vorklärung in Abhängigkeit von der Aufenthaltszeit	82
Abbildung 15	Spezifischer Sauerstoffverbrauch nach ATV A 131 (Gleichung 5-24) bei T = 12°C bzw. Verteilung der CSB-Fracht auf die Atmung und auf die Biomasse (Überschussschlamm)	

(ATV-DVWK, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall; Abwassertechnische Vereinigung 2000)	83
Abbildung 16 Blockpfeildiagramm der Energieströme in einer Modellkläranlage berechnet für den Referenzfall (Vorklärung = 1 h, $t_{RS} = 13$ Tage); Zahlen in kWh/(E·a)	84
Abbildung 17 Einfluss von Schlammalter (t_{RS}) und hydraulischer Verweilzeiten in der Vorklärung (VZ) auf Sauerstoffbedarf und Biogasmenge (eigene Berechnung in Anlehnung an MURL NRW 1999)	85
Abbildung 18 Gelöstes Methan in Abhängigkeit der Temperatur, des Partialdrucks und CSB des gelösten Methans (eigene Darstellung)	86

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Anwendungskategorien der Wiederverwendung von recyceltem Wasser (Asano 2007)	9
Tabelle 2	Grenzwerte für die Pro-Kopf-Verfügbarkeit erneuerbarer Süßwasser-Ressourcen und den Wasserstressindex (Jiménez et al. 2008).....	14
Tabelle 3	Liste der Staaten mit Wasserstress. Einteilung entsprechend der Wasserverfügbarkeit pro Kopf (Jiménez et al. 2008)	15
Tabelle 4	Liste der Länder mit Wasserstress gemäß Water Intensity Use Index (Jiménez et al. 2008)	16
Tabelle 5	Empfohlene Grenzwerte für die mikrobiologische Qualität von Bewässerungswasser (WHO 1989)	21
Tabelle 6	Grenzwerte der EU-Badegewässerrichtlinie von 2006	22
Tabelle 7	Anforderungen an die Einleitung von kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen nach Richtlinie 91/271/EWG vom 21. Mai 1991.....	23
Tabelle 8	Anforderungen an den Ablauf kommunaler Kläranlagen in sensible Gebiete, die zu Eutrophierung neigen. Einer oder beide Parameter werden angewendet in Abhängigkeit von der lokalen Situation (91/271/EEC)	23
Tabelle 9	Wasserressourcen und Wasserentnahme im Jahr 2000 für den industriellen, landwirtschaftlichen und kommunalen Sektor. Mengenangaben in Kubikkilometer pro Jahr (UNESCO 2009).....	29
Tabelle 10	Rechnerisch erzeugbare Produktmenge mit einer Wassermenge von 50 m ³ /a und einem Bewässerungswirkungsgrad von 65 % (spezifische Erträge nach Katalyse – Institut für angewandte Umweltforschung 2008 , spezifischer Bewässerungsbedarf nach Zehnder, 2003)	33
Tabelle 11	Wasserbedarf und Steigerung der Wertschöpfung pro m ³ Wasser bzw. Abwasser beim Anbau landwirtschaftlicher Kulturarten (Neubert 2003).....	33
Tabelle 15	Jährliche Frachten von N, P, K und CSB und deren Verteilung in den verschiedenen Abwasserteilströmen nach Otterpohl 2000.....	59
Tabelle 16	Wassermengen und Nutzungsfaktoren in der Industrie für Deutschland in Mm ³ /a (nach Statistisches Bundesamt 2001).....	62
Tabelle 17	Einordnung des Energieverbrauchs der einzelnen Segmente im Wasserkreislauf (basierend auf California Energy Commission 2005 und Rödl & Partner 2006 und 2007)	75
Tabelle 18	Berechneter Energiegehalt von Abwasser als potentielle, Wärme- und chemisch gebundene Energie.....	79



Tabelle 19 Sauerstoffbedarf, Biogasmenge und erzeugbare elektrische Energie für unterschiedliche Schlammalter (t_{TS}) und hydraulische Verweilzeiten in der Vorklärung (VZ) (eigene Berechnung in Anlehnung an MURL NRW 1999)..... 84

Tabelle 20 CSB-Abbau, Methanproduktion und Stromertrag für anaerobe Abwasserbehandlung bei verschiedenen Temperaturen 87



Anhang

Anhang 1	Sammlung von Normen, Gesetzen und Richtlinien.....	I
Anhang 2	Qualitätsparameter für die Wasserwiederverwendung	VII
Anhang 3	Bewertungsmatrix: Aufbau und Erläuterung der Begriffe	IX
Anhang 4	Bewertungsmatrix der Verfahrensstufen zur Abwasseraufbereitung für die Wasserwiederverwendung	XVII

Anhang 1 Sammlung von Normen, Gesetzen und Richtlinien

Tabelle A-1 Internationale Richtlinien der Food and Agriculture Organization und der World Health Organization

Organisation	Autor/Autoren	Titel	Erscheinungsjahr
FAO	Ayers, R. S. und Westcot, D. W.	Waterquality for Agriculture, FAO Irrigation and Drainage Paper 29 Rev., Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome	Reprinted 1989, 1994
FAO	Pescod, M. B.	Wastewater Treatment and Use in Agriculture, FAO Irrigation and Drainage Paper 47, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome	1992
WHO	WHO	Health guidelines for the safe use of wastewater in agriculture and aquaculture, Out of print, Report of the WHO Scientific Group, World Health Organisation Technical Report Series 778, WHO, Geneva	1989
WHO	WHO	Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater (Volume 2: Wastewater use in agriculture)	2006

Tabelle A-2 Deutschland

Organisation	Autor/Autoren	Titel	Erscheinungs- jahr
Fbr (Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V.)	Herausgeber fbr	fbr-Hinweisblatt H 201 „Grauwasser-Recycling, Planungsgrundlagen und Betriebshinweise“	2005
DIN	DIN	DIN 19650 Bewässerung – Hygienische Belange von Bewässerungswasser, Normenausschuss Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e.V.	1999
Senatsverwaltung für Bau- und Wohnungswesen	Sen Bau Wohnen	Merkblatt „Betriebswassernutzung in Gebäuden“, Senatsverwaltung für Bau- und Wohnungswesen, Berlin	1995
BRD	BRD	Düngemittel-VO	2008

Tabelle A-3 Europa

Land	Autor/Autoren	Titel	Erscheinungs- jahr	Quelle
Spanien		Law 29/1985 BOE n. 189, 08/08/85 Royal Decree 2473/1985		Bixio et al. 2005
Spanien	Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente, Secretaría General Técnica	Proyecto de Real Decreto por el que se establecen las condiciones básicas para la reutilización directa de las aguas residuales depuradas, Madrid	1996	Asano 2007
Spanien				
Zypern		Provisional standards	1997	Bixio et al. 2005
Frankreich		Art. 24 décret 34/469 3 juin 1994; Circulaire DGS/SD1.D./91/no51	1994	Bixio et al. 2005
Frankreich	Conseil Supérieur d'Hygiène Publi- que de France	Recommandations sanitaires concernant l'utilisation, après épuration des eaux résiduaires urbaines pour l'irrigation des cultures et des espaces verts	1991	Asano 2007
Italien		Degree of Environmental Ministry 185/2003	2003	Bixio et al. 2005

Tabelle A-4 Außereuropäische Länder

Land	Autor/Autoren	Titel	Erscheinungs- jahr	Quelle
USA	U. S. Environmental Protection Agency	Guidelines for Water Reuse; EPA/625/R-04/108	2004	
Australien		Regionale Gesetze und Richtlinien vorhanden NSW Guidelines for urban and residential use of reclaimed water. NSW Recycled water water coordination committee, 1st Edition, May 1993	1993	Anderson 1996
Tunesien		Journal Officiel de la République Tunisienne, Décret No. 89-1047 regulating reclaimed water reuse for agricultural purposes, Juli 28 1989	1989	Asano 2007
	Institut National de la Normalisation et de la Propriété Industrielle	Environment Protection - Use of reclaimed water for agricultural purposes - Physical, chemical, and biological specifications (in French) Tunisian Standards, INNORPI, NT 106.03.	1989	Asano 2007
Südafrika		The Water Act	1956	Asano 2007
Israel	State of Israel	Israel Public Health Law No. 4263, Israel Standards for quality of wastewater effluent to be reused for irrigation of agricultural crops	1981	Asano 2007
Algerien		Guidelines vorhanden		Angelakis 1997
Egypten		Guidelines vorhanden		Angelakis 1997
Jordanien		Guidelines vorhanden		Angelakis 1997
Libanon		Guidelines vorhanden		Angelakis 1997

Japan	Guidelines vorhanden	Asano 2007
Saudi-Arabien	Guidelines vorhanden	Levine et al. 1997
Oman	Guidelines vorhanden	Levine et al. 1997
Kuwait	Guidelines vorhanden	Levine et al. 1997

Anhang 2 Qualitätsparameter für die Wasserwiederverwendung

Tabelle A-5 Zusammenfassung von Qualitätsparametern für die Wiederverwendung von behandeltem Abwasser (U.S. EPA 2004, ursprünglich in Tchobanoglous, Burton 1991; Pettygrove, Asano 1984 und Lazarova 18.06.2001)

Parameter	Bedeutung für die Wiederverwendung	Übliche Ablaufwerte von biologischen Abwasserreinigungsanlagen (ohne Nährstoffelimination)	Reinigungsziel für Wasser zur Wiederverwendung
Abfiltrierbare Stoffe	Maß für partikuläre Stoffe Kann mit mikrobieller Kontamination zusammenhängen	5 mg SS/L – 50 mg SS/L	< 5 mg SS/L – 30 mg SS/L
Trübung	Kann Desinfektion behindern. Verstopfungsgefahr für Bewässerungssysteme Führt zu Ablagerungen	1 NTU – 30 NTU	< 0,1 NTU – 30 NTU
BSB₅	Organisches Substrat für Wachstum der Mikroorganismen Kann eine Wiederverkeimung in Rohrleitungen und mikrobielles Fouling begünstigen	10 mg/L – 30 mg/L	< 10 mg /L – 45 mg /L
CSB		50 mg/L – 150 mg/L	< 20 mg /L – 90 mg /L
TOC		5 mg/L – 20 mg/L	< 1 mg/L – 10 mg/L
Gesamtcoliforme Keime	Maß für Infektionsrisiko aufgrund der potentiellen Anwesenheit von pathogenen Keimen	< 10 cfu/100 mL - 10 ⁷ cfu/100 mL	< 1 cfu/100 mL – 200 cfu /100 mL
Fäkalcoliforme Keime		1 cfu/100 mL – 10 ⁶ cfu/100 mL	< 1 cfu/100 mL – 10 ³ cfu /100 mL
Helmintheneier		< 1/L – 10/L	< 0,1/L – 5/L
Viren		< 1/L – 100/L	< 1/50 L
Schwermetalle	Einige Elemente (Cd, Ni, Hg, Zn usw.) sind pflanzengiftig und es bestehen Grenzwerte für die Bewässerung	-	< 0,001 mg Hg/L < 0,01 mg Cd/L < 0,1 mg Ni/L – 0,02 mg Ni/L
Anorganische Stoffe	Hoher Salz- und Borgehalt (>1mg/L) sind nachteilig für die Bewässerung	-	< 450 mg TDS/L
Restliche Chlorverbindungen	Zur Verhinderung einer Wiederverkeimung Übermäßiger Anteil an freiem Chlor (> 0,05) kann für einige Kulturpflanzen schädlich sein	-	0,5 mg Cl/L – >1 mg Cl/L
Stickstoff	Dünger für die Bewässerung Kann zu Algenwachstum, Korrosion	10 mg N/L – 30 mg N/L	< 1 mg N/L – 30 mg N/L
Phosphor	(N-NH ₄) und Verblockung (P) beitragen	0,1 mg P/L – 30 mg P/L	< 1 mg P/L – 20 mg P/L

Tabelle A-6 Richtlinien für die Beurteilung von Bewässerungswasser bei Verwendung unter ariden und semiariden Bedingungen (Ayers, Westcot 1985 basierend auf University of California Committee of Consultants 1974)

Potential Irrigation Problem		Units	Degree of Restriction on Use			
			None	Slight to Moderate	Severe	
Salinity (affects crop water availability)						
	EC _w	dS/m	< 0.7	0.7 – 3.0	> 3.0	
	(or)					
	TDS	mg/L	< 450	450 – 2000	> 2000	
Infiltration(affects infiltration rate of water into the soil. Evaluate using EC_w and SAR together)³						
SAR	= 0 – 3	and EC _w	=	> 0.7	0.7 – 0.2	< 0.2
	= 3 – 6		=	> 1.2	1.2 – 0.3	< 0.3
	= 6 – 12		=	> 1.9	1.9 – 0.5	< 0.5
	= 12 – 20		=	> 2.9	2.9 – 1.3	< 1.3
	= 20 – 40		=	> 5.0	5.0 – 2.9	< 2.9
Specific Ion Toxicity (affects sensitive crops)						
	Sodium (Na) ⁴					
	surface irrigation	SAR	< 3	3 – 9	> 9	
	sprinkler irrigation	me/L	< 3	> 3		
	Chloride (Cl) ⁴					
	surface irrigation	me/L	< 4	4 – 10	> 10	
	sprinkler irrigation	me/L	< 3	> 3		
	Boron (B) ⁵	mg/L	< 0.7	0.7 – 3.0	> 3.0	
Miscellaneous Effects (affects susceptible crops)						
	Nitrogen (NO ₃ - N)	mg/L	< 5	5 – 30	> 30	
	Bicarbonate (HCO ₃)					
	(overhead sprinkling only)	me/L	< 1.5	1.5 – 8.5	> 8.5	
	pH		Normal Range 6.5 – 8.4			

Anhang 3 Bewertungsmatrix: Aufbau und Erläuterung der Begriffe

Die Matrix ist so aufgebaut, dass in den Spalten die verschiedenen Verfahrenstufen der Abwasser-behand-lung und in den Reihen die Bewertungsaspekte dargestellt sind. Der Zeilenkopf mit den Bewertungs-aspekten ist in Tabelle A-7 dargestellt.

Die Bewertung erfolgt durch Kategorien wie „hoch“, „mittel“, „niedrig“ und ist teilweise durch spezifische Kennzahlen ergänzt, wie zum Beispiel Energieverbrauch oder Eliminationsgrad einiger Abwasserpara-meter. Die Angaben beruhen auf Auswertungen der im Literaturverzeichnis angegebenen Quellen sowie Einschätzungen der Arbeitsgruppenmitglieder. Die Zahlen hinter jedem Feld bezeichnen die entsprechende Quelle, die zugehörige Legende findet sich in Tabelle A-13.

Im Folgenden werden die einzelnen Zeilen der Matrix, die die Aspekte der Bewertung enthalten, beschrieben und die benutzten Bewertungskategorien erläutert.

Die vollständige Bewertungsmatrix ist in Anhang 4 dargestellt, geteilt in mehrere Tabellen, die die thematisch gruppierten Technologien enthalten.

Tabelle A-7 Zeilenkopf mit den Bewertungsaspekten

Aspekt		Zeile		
Gesundheitsrisiko	Betriebspersonal Wasseraufbereitungsanlage		1	
	Nutzer des wieder verwendeten Wassers		2	
Wirtschaftlichkeit	Investitions-kosten	Flächenbedarf	3	
		Bautechnik	4	
		Maschinenteknik	5	
		E+MSR-Technik	6	
	Betriebs-kosten	Personalbedarf/-kosten		7
		Energiebedarf/-kosten		8
		Reststoffentsorgung		9
		Betriebsstoffe (Fällmittel etc.)		10
Wartungskosten		11		
Auswirkungen auf die Umwelt durch den Betrieb der Anlage	CH ₄ -Emission		12	
	Geruchsbelastung		13	
	Geräusch/Lärm		14	
	Aerosole		15	
	Insekten (Würmer, Fliegen etc.)		16	
Anforderungen an das Betriebspersonal	Bedienbarkeit/Bedienungsaufwand		17	
	Wartungsaufwand		18	
	Erforderliche Ausbildung des Betriebspersonals		19	
Anlagentechnik	Technisierungsgrad		20	
	Robustheit		21	
	Prozessstabilität		22	
	Betriebliche Beeinflussbarkeit der Ablaufqualität		23	
	Ablauf-qualität (Reinigungsleistung)	CSB-/BSB-Elimination		24
		AFS-Verringerung		25
		Nährstoff-elimination	Ammonium	26
			Nitrat	27
			Phosphor	28
		Reduktion Krankheits-erreger	Viren	29
			Bakterien	30
			Protozoen	31
			Helminthen	32
		Farbe/Geruch		33
		Resttrübung		34
		Aufsalzung durch das Verfahren		35
Reststoffanfall		36		
Bewässerungstechnik	Wurzelbewässerung		37	
	Tropfenbewässerung		38	
	Sprinkler-/Spray-Anlagen		39	
	Flutung		40	
Nutzungsarten	Landwirtschaftliche Bewässerung		41	
	Brauchwasser (Toilettenspülung)		42	
	Innerstädtische Nutzung (Bewässerung, Löschwasser)		43	
	Forstwirtschaftliche Bewässerung		44	

Zeilen 1-2 „Gesundheitsrisiko“

Das Gesundheitsrisiko für das Betriebspersonal der Wasseraufbereitungsanlage und für die Nutzer des wieder zu verwendenden Wassers wird qualitativ nach folgenden Kategorien bewertet:

Kategorie	Bemerkung
hoch	z. B. bei Umgang mit „gefährlichen“ Chemikalien
mittel	ggf. ist Desinfektion erforderlich
niedrig	wenn der Einsatz nur als Vorreinigungsstufe erfolgt

Zeilen 3-6 „Wirtschaftlichkeit – Investitionskosten“

Die Angaben zur Wirtschaftlichkeit sind allgemeiner und vergleichender Natur. Die Kategorisierung in „niedrig“ – „mittel“ – „hoch“ soll nur eine erste grobe und vergleichende Betrachtung der Verfahren erlauben. Diese Kategorien werden anhand deutscher Kennwerte ermittelt und eingegrenzt.

Kategorie	Bemerkung
hoch	Kosten > 1.000 €/EW bzw. Flächenbedarf > 1 m ² /EW
mittel	Kosten > 600 bis 1.000 €/EW bzw. Flächenbedarf > 1 bis 1 m ² /EW
niedrig	Kosten ≤ 600 €/EW bzw. Flächenbedarf ≤ 0,3 m ² /EW

Es wird weitgehend darauf verzichtet, konkrete Kennzahlen zu liefern, da diese häufig nicht übertragbar sind. Die Ermittlung der Investitions- und Betriebskosten ist bei jedem Vorhaben neu und sorgfältig durchzuführen, da die Wirtschaftlichkeit einer der entscheidenden Faktoren für die Bewertung ist. Allerdings zeigt die Erfahrung, dass die Kosten sehr stark differieren können, sowohl von Land zu Land, als auch von Standort zu Standort innerhalb eines Landes. Dabei sind folgende Randbedingungen zu beachten:

- die Marktgegebenheiten bzw. die Wettbewerbssituation an dem Standort/in dem Land,
- die detaillierten Spezifikationen der gewählten Technologie,
- das Verhältnis Bautechnik zu Maschinenteknik bzw. Ausrüstung bei der gewählten Technologie,
- der Anteil der Arbeitskosten an den Investitions- und Betriebskosten in Niedriglohnländern,
- die Verfügbarkeit bzw. Beschaffungskosten von Betriebsmitteln (Energie, Ersatzteile, Verschleißteile, Chemikalien, etc.),
- die Erfordernisse, hoch qualifiziertes Personal für Wartung und Instandhaltung verfügbar zu haben bzw. zu mobilisieren.

In der Bewertungsmatrix sind die Investitionskosten in die Bereiche Flächenbedarf, Bautechnik, Maschinenteknik und E+MSR (Elektro-, Mess-, Steuer- und Regelungstechnik) aufgeteilt worden. Sofern zahlenmäßig benannt, ist der Flächenbedarf in m²/EW angegeben, da der Grundpreis extrem länderspezifisch ist.

Grundsätzlich ist für quantitative Vergleiche zu bemerken, dass einige Verfahren nach Fracht bemessen werden, andere nach der hydraulischen Kapazität. Entsprechend werden die Investitionskosten üblicherweise entweder auf Basis der behandelten Einwohnerwerte in €/EW oder auf Basis des hydraulischen Durchsatzes in €/m³/h angegeben. Eine Umrechnung ist nur eingeschränkt sinnvoll und nur unter Annahme eines spezifischen Abwasserabflusses pro Einwohnerwert möglich.

Zeilen 7-11 „Wirtschaftlichkeit - Betriebskosten“

Die zu den Investitionskosten gemachten allgemeinen Ausführungen gelten sinngemäß auch für die Betriebskosten der betrachteten Verfahren, die folgendermaßen aufgeteilt sind:

- Kosten für Personal bzw. Personalbedarf,
- Kosten für Energie bzw. Energiebedarf,
- Kosten für die Reststoffentsorgung (angenommen unter deutschen Randbedingungen),
- Kosten für Betriebsstoffe, wie Fällungs- und Flockungsmittel oder sonstige Chemikalien,
- Kosten für die Wartung.

Angegebene Zahlenwerte beziehen sich auf deutsche Verhältnisse für neu errichtete Anlagen. Die Übertragbarkeit auf andere Länder ist gemäß den Ausführungen zu den Investitionskosten nicht direkt gegeben.

Für einige Verfahren sind die Gesamtbetriebskosten in Euro pro Kubikmeter behandeltes Wasser gemäß den folgenden Kategorien angegeben:

Kategorie	Bemerkung
hoch	Kosten > 0,4 €/m ³ und ≤ 0,8 €/m ³
mittel	Kosten > 0,06 bis 0,4 €/m ³
niedrig	Kosten ≤ 0,06 €/m ³

Der Energiebedarf ist in Kilowattstunden (kWh) pro Kubikmeter behandeltes Wasser angegeben. Diese Werte sind weitgehend länderunabhängig und somit direkt übertragbar. Für den Energiebedarf sind folgende Kategorien angegeben:

Kategorie	Bemerkung
hoch	Energiebedarf > 0,02 kWh/m ³ und ≤ 0,2 kWh/m ³
mittel	Energiebedarf > 0,002 bis 0,02 kWh/m ³
niedrig	Energiebedarf ≤ 0,002 kWh/m ³



Zeilen 12-16 „Auswirkungen auf die Umwelt durch den Betrieb der Anlage“

Die Umweltbelastungen durch den Betrieb der Anlagen zur Wasserbehandlung werden qualitativ anhand von folgenden Kriterien beurteilt:

- CH₄-Emission (bzw. Emission klimaschädlicher Gase),
- Geruchsbelastung,
- Geräusch/Lärm,
- Aerosole,
- Insekten (Würmer, Fliegen, Mücken etc.).

Kategorie	Bemerkung
hoch	hohe Umweltbelastung
mittel	mittlere Umweltbelastung
niedrig	geringe Umweltbelastung

Zeilen 17-19 „Anforderungen an das Betriebspersonal der Anlage“

Das vorhandene Ausbildungsniveau des Betriebspersonals stellt in vielen Entwicklungs- und Schwellenländern einen limitierenden Faktor für die Wahl der möglichen Technologien zur Wasserbehandlung dar. In der Bewertungsmatrix werden die Anforderungen an das Personal im Hinblick auf einen geordneten Betrieb für jedes Behandlungsverfahren anhand folgender Kriterien beurteilt:

- Bedienbarkeit bzw. Bedienungsaufwand,
- Wartungsaufwand,
- erforderliche Ausbildung des Betriebspersonals.

Kategorie	Bemerkung
hoch	hohe Anforderungen
mittel	mittlere Anforderungen
niedrig	geringe Anforderungen

Zeilen 20-36 „Anlagentechnik“

Unter dem Überbegriff „Anlagentechnik“ werden technische Angaben über die jeweiligen Verfahren zusammengefasst, insbesondere über die Reinigungsleistung. Neben zahlenmäßigen Literaturdaten werden die unten genannten qualitativen Bewertungskategorien benutzt.

Die Qualität des gereinigten Wassers bzw. die Reinigungsleistung wird anhand der folgenden Abwasserparameter in Bezug auf deren Eliminationsgrad bewertet:

- CSB und BSB (organische Kohlenstoffverbindungen)
- AFS (abfiltrierbare Stoffe, Feststoffe, suspendierte Stoffe)
- Nährstoffe (Ammonium, Nitrat, Phosphor)
- Krankheitserreger (Bakterien, Viren, Protozoen, Helminthen)

In der Matrix erfolgt die Angabe des Eliminationsgrades in % bzw. der nach der Behandlung erreichten Konzentration im behandelten Wasser in mg/l; die Reduktion von Krankheitserregern wird in Log-Stufen angegeben. Folgende Kategorien werden benutzt:

Kategorie	Bemerkung
hoch	Eliminationsgrad > 70 % bzw. 4 - 6 Log-Stufen
mittel	Eliminationsgrad 30 - 70 % bzw. 2 - 3 Log-Stufen
niedrig	Eliminationsgrad < 30 % bzw. bis 2 Log-Stufen
kein Einfluss	Eliminationsgrad < 5 %
nicht relevant	z. B. wenn Einsatz nur zur Nachbehandlung

Weitere Parameter werden zur qualitativen Beschreibung der Beschaffenheit des gereinigten Wassers herangezogen:

- Farbe und Geruch,
- Resttrübung,
- Aufsalzung des Wassers während des Verfahrens.

Kategorie	Bemerkung
hoch	das gereinigte Wasser weist eine hohe (Rest-)Färbung/Geruch/Resttrübung auf
mittel	das gereinigte Wasser weist eine mittlere (Rest-)Färbung/Geruch/Resttrübung auf
niedrig	das gereinigte Wasser weist eine niedrige (Rest-)Färbung/Geruch/Resttrübung auf
kein Einfluss	---

Zusätzliche nicht quantifizierbare Parameter werden zur direkten Beschreibung der Anlagentechnik herangezogen und vergleichend qualitativ bewertet:

- Technisierungsgrad,
- Robustheit,
- Prozessstabilität,
- betriebliche Beeinflussbarkeit der Ablaufqualität.

Kategorie	Bemerkung
hoch	hoher Grad
mittel	mittlerer Grad
niedrig	niedriger Grad

Der Reststoffanfall durch das Behandlungsverfahren wird wie folgt bewertet:

Kategorie	Bemerkung
hoch	> 80 bis 110 l/(EW·a) entwässerter Schlamm zur Entsorgung
mittel	> 40 bis 80 l/(EW·a) entwässerter Schlamm zur Entsorgung
niedrig	bis 40 l/(EW·a) entwässerter Schlamm zur Entsorgung
kein Anfall	---

Zeilen 37-40 „Bewässerungstechnik“

Für jedes Behandlungsverfahren wird angegeben, ob das gereinigte Wasser im Falle einer Nutzung als Bewässerungswasser mit den angegebenen Bewässerungstechniken benutzt werden kann.

Generell gilt, dass die Feststoffkonzentration (z. B. ausgedrückt durch den TS-Gehalt) bei Bewässerungsanlagen mit sehr feinen Elementen oder Spritzdüsen (wie im Fall von Wurzel- oder Tropfenbewässerung) sehr gering sein muss und deshalb eine Filtration empfohlen wird oder notwendig ist. Für Bewässerungsverfahren, bei denen es zu einer Entwicklung und Streuung von feinen Tröpfchen und Aerosolpartikeln kommt (z. B. durch Sprinkleranlagen), sollte das gereinigte Wasser zusätzlich desinfiziert werden, um ein gesundheitliches Risiko, z. B. für Feldarbeiter und anliegende Bevölkerung, zu minimieren.

Kategorie	Bemerkung
geeignet	ggf. jedoch Einschränkung durch erforderliche Filtration oder Desinfektion
wenig geeignet	erfordert Filtration
nicht geeignet	---
nicht relevant	z. B. wenn Einsatz nur als Vorreinigung erfolgt

Zeilen 41-44 „Nutzungsarten“

Diese Zeilen geben für jedes Behandlungsverfahren gemäß den folgenden Kategorien an, ob die Nutzung des gereinigten Wassers für den jeweiligen Zweck möglich bzw. empfehlenswert ist:

Kategorie	Bemerkung
empfohlen	---
möglich	---
nicht empfohlen	---
nicht möglich	---

Anhang 4 Bewertungsmatrix der Verfahrensstufen zur Abwasseraufbereitung für die Wasserwiederverwendung

Tabelle A-8 Mechanische Reinigung

Aspekt	Zeile Nr.	Mechanische Reinigung												
		mit Fällung / Flockung		Siebung ohne Fällung / Flockung		Mikrosiebung 10 µm		Sedimentation						
								mit Fällung / Flockung	ohne Flockung					
Gesundheitsrisiko	Betriebspersonal Wasseraufbereitungsanlage	1	hoch (Umgang mit Chemikalien)	25	mittel	25	niedrig	27	hoch (Umgang mit Chemikalien)	28	mittel	28		
	Nutzer des wiederverwendeten Wassers	2	niedrig (nur als Vorreinigungsstufe)	25	niedrig (nur als Vorreinigungsstufe)	25	niedrig (Desinfektion erfordert.)	27	niedrig (nur als Vorreinigungsstufe)	28	niedrig (nur als Vorreinigungsstufe)	28		
Wirtschaftlichkeit	Investitionskosten	3	niedrig	25	niedrig	25	niedrig	27	niedrig (0,04-0,06 m ² /EW)	6	niedrig (0,02-0,04 m ² /EW)	6		
		Bautechnik	4	mittel (400-1000 €/m ³ /h) + Flockung)	2	niedrig (400-1000 €/m ³ /h)	2	niedrig	27	mittel (250-1000 €/EW Klärbecken + 1-80 €/EW Fällung)	3	mittel (250-1000 €/EW für Klärbecken)	3	
		Maschinenteknik	5	niedrig	25	niedrig	25	mittel	27	niedrig	34	niedrig	34	
		E+MSR-Technik	6	niedrig	25	niedrig	25	niedrig	27	niedrig	34	niedrig	34	
	Betriebskosten	Personalbedarf / -kosten	7	niedrig	25	niedrig	25	niedrig	27	niedrig	34	niedrig	34	
		Energiebedarf / -kosten	8	mittel (0,0117-0,017 kWh/m ³)	27	mittel (0,009-0,013 kWh/m ³)	27	niedrig	27	niedrig (~0,002 kWh/m ³)	5	niedrig (~0,001 kWh/m ³)	5	
		Reststoffentsorgung	9	hoch	25	mittel	25	niedrig	27	hoch	34	mittel	34	
		Betriebsstoffe (Fällmittel etc.)	10	hoch	25	niedrig (keine Betriebsstoffe)	25	niedrig	27	hoch	34	niedrig (keine Betriebsstoffe)	34	
		Wartungskosten	11	niedrig	25	niedrig	25	niedrig	27	niedrig	34	niedrig	34	
		CH ₄ -Emission	12	keine	25	keine	25	keine	27	niedrig (nur bei langen Sedimentationszeiten geringfügige Methanbildung durch anaerobe Abbauprozesse möglich)	30	niedrig (nur bei langen Sedimentationszeiten geringfügige Methanbildung durch anaerobe Abbauprozesse möglich)	30	
Auswirkungen auf die Umwelt durch den Betrieb der Anlage	Geruchsbelastung	13	hoch	29	hoch	29	niedrig	27	niedrig	29	mittel	29		
	Geräusche / Lärm	14	niedrig	29	niedrig	29	niedrig	27	niedrig	29	niedrig	29		
	Aerosole	15	niedrig	29	niedrig	29	mittel	27	niedrig	29	niedrig	29		
	Insekten (Würmer, Fliegen etc.)	16	hoch	29	hoch	29	niedrig	27	mittel	29	niedrig	29		
	Bedienbarkeit / Bedienungsanforderungen	17	mittel	31	niedrig	25	mittel	31	mittel	31	niedrig	31		
Anforderungen an das Betriebspersonal	Wartungsaufwand	18	mittel	31	niedrig	25	mittel	31	mittel	31	niedrig	31		
	Erforderliche Ausbildung des Betriebspersonals	19	mittel	29	niedrig	29	mittel (geschultes Personal notwendig)	27	mittel	29	niedrig	29		
Anlagentechnik	Technisierungsgrad	20	niedrig / mittel	25	niedrig	25	hoch	27	mittel	27	niedrig	27		
	Robustheit	21	hoch	25	hoch	25	mittel	27	mittel	27	hoch	27		
	Prozessstabilität	22	hoch	25	hoch	25	mittel	27	hoch	27	hoch	27		
	Betriebliche Beeinflussbarkeit der Ablaufqualität	23	mittel	25	niedrig	31	niedrig	31	mittel	31	niedrig	31		
	Ablaufqualität (Reinigungsleistung)	CSB- / BSB-Elimination	24	mittel (maximal 60%)	25	niedrig (maximal 25%)	25	niedrig (> 10 % oder < 60 mg/l)	27	mittel / hoch (55-75% CSB; 45-80% BSB)	6	mittel (25-35% CSB; 30-35% BSB)	6	
		AFS-Verringerung	25	hoch (maximal 95%)	25	hoch (85%)	25	mittel (> 30 % oder < 10 mg/l)	27	mittel / hoch (60-90 %)	6	mittel (55-65 %)	6	
			Nährstoffelimination	26	niedrig (ca. 10 %)	34	niedrig (ca. 10 %)	34	niedrig (<30 %)	27	niedrig (<30 %)	6	niedrig (<30 %)	6
		Phosphor	27	kein Einfluss (0%)	25	kein Einfluss (0%)	25	niedrig	27	kein Einfluss (0%)	34	kein Einfluss (0%)	3	
			28	hoch	25	niedrig (<10%)	25	niedrig	27	hoch (75-90 %)	6	mittel / niedrig (<35 %)	6	
		Viren	29	niedrig	34	niedrig	34	keine Angabe	27	niedrig (1 - 2 Log.-Stufen)	1	niedrig (0 - 1 Log.-Stufen)	1	
			Bakterien	30	niedrig	34	niedrig	34	keine Angabe	27	niedrig (1 - 2 Log.-Stufen)	1	niedrig (0 - 1 Log.-Stufen)	1
			Protozoen	31	niedrig	34	niedrig	34	keine Angabe	27	niedrig (1 - 2 Log.-Stufen)	1	niedrig (0 - 1 Log.-Stufen)	1
			Helminthen	32	niedrig	34	niedrig	34	keine Angabe	27	mittel (1 - 3 Log.-Stufen)	1	niedrig (0 - <1 Log.-Stufen)	1
		Farbe / Geruch	33	kein Einfluss	25	kein Einfluss	25	kein Einfluss	27	niedrig (bei langen Sedimentationszeiten Geruch durch anaerobe Abbauprozesse möglich)	30	niedrig (bei langen Sedimentationszeiten Geruch durch anaerobe Abbauprozesse möglich)	30	
	Resttrübung	34	niedrig	25	mittel	25	niedrig	27	niedrig	34	mittel	34		
	Aufsalzung durch das Verfahren	35	mittel (Aufsalzung durch Fällchemikalien)	25	kein Einfluss	25	kein Einfluss	27	hoch (Aufsalzung durch Fällchemikalien)	30	kein Einfluss	30		
	Reststoffanfall	36	mittel (länderspezifisch; 15-70 l/(EW-a))	27	mittel (länderspezifisch; 15-60 l/(EW-a))	27	niedrig	27	hoch (730-2500 l/(EW-a) unstabilerer, flüssiger oder 40-110 l/(EW-a) entwässerter Schlamm)	6	niedrig (330-730 l/(EW-a) stabilerer, flüssiger oder 15-40 l/(EW-a) entwässerter Schlamm)	6		
Bewässerungstechnik	Wurzelbewässerung	37	nicht geeignet	25	nicht geeignet	25	geeignet	27	nicht geeignet	10	nicht geeignet	10		
	Tropfenbewässerung	38	nicht geeignet	25	nicht geeignet	25	geeignet	27	nicht geeignet	10	nicht geeignet	10		
	Sprinkler- / Spray-Anlagen	39	geeignet (erfordert Desinfektion)	25	nicht geeignet	25	geeignet	27	geeignet (erfordert Desinfektion)	10	geeignet (erfordert Desinfektion)	10		
	Flutung	40	geeignet	25	geeignet	25	geeignet	27	geeignet	10	geeignet	10		
	Landwirtschaftliche Bewässerung	41	möglich	29	nicht empfohlen	29	nicht empfohlen	27	möglich	29	möglich	29		
Nutzungsarten	Brauchwasser (z.B. Toilettenspülung)	42	nicht empfohlen	25	nicht möglich	25	möglich	27	nicht empfohlen	29	nicht möglich	29		
	Innerstädtische Nutzung (z.B. Bewässerung, Löschw.)	43	nicht empfohlen	25	nicht möglich	25	möglich	27	nicht empfohlen	29	nicht möglich	29		
	Forstwirtschaftliche Bewässerung	44	möglich	25	möglich	25	empfohlen	27	möglich	29	möglich	29		

Tabelle A-9 Abwasserteiche, Abwasserspeicher- und Behandlungsbecken

Aspekt	Zeile Nr.	Abwasserteiche						Abwasserspeicher- und Behandlungsbecken			
		belüftet / aerob mit Absetzteich		unbelüftet / anoxisch / anaerob		nachgeschalteter Schönungsteich					
Gesundheitsrisiko	Betriebspersonal Wasseraufbereitungsanlage	1	niedrig	26,33	niedrig	26,33	niedrig	26,33	niedrig	26,33	
	Nutzer des wiederverwendeten Wassers	2	mittel (Desinfektion erforderlich)	26,33	mittel (Desinfektion erforderlich)	26,33	mittel (Desinfektion erforderlich)	26,33	niedrig (bei langer Aufenthaltszeit)	26,33	
Wirtschaftlichkeit	Investitions-kosten	Flächenbedarf	3	hoch (0,25-0,5 m ² /EW)	6	hoch (1,2-3,0 m ² /EW)	6	hoch (3,0-5,0 m ² /EW)	6	hoch	
		Bautechnik	4	niedrig (300-1000 €/EW)	26,33	niedrig (300-1000 €/EW)	26,33	niedrig (300-1000 €/EW)	26,33	mittel	
		Maschinentchnik	5	niedrig	2	niedrig	2	niedrig	26,33	niedrig	
		E+MSR-Technik	6	niedrig	2	niedrig	2	niedrig	26,33	niedrig	
	Betriebs-kosten	Personalbedarf / -kosten	7	niedrig	4	niedrig	4	niedrig	34	niedrig	
		Energiebedarf / -kosten	8	mittel	33	niedrig	33	niedrig	33	niedrig	
		Reststoffentsorgung	9	mittel	26,33	mittel	26,33	niedrig	26,33	niedrig	
		Betriebsstoffe (Fällmittel etc.)	10	niedrig (keine Betriebsstoffe)	26,33	niedrig (keine Betriebsstoffe)	26,33	niedrig (keine Betriebsstoffe)	26,33	niedrig (keine Betriebsstoffe)	
		Wartungskosten	11	niedrig	26,33	niedrig	26,33	niedrig	26,33	niedrig	
		Auswirkungen auf die Umwelt durch den Betrieb der Anlage	CH ₄ -Emission	12	mittel (Methanbildung in Absetzbereichen durch anaerobe Abbauprozesse)	26,33	hoch (erhebliche Methanbildung durch anaerobe Abbauprozesse)	26,33	niedrig (mögliche Methanbildung durch anaeroben Abbau von Restfrachten und Schlamm)	26,33	hoch (erhebliche Methanproduktion durch anaerobe Abbauprozesse)
			Geruchsbelastung	13	niedrig	26,33	hoch (abhängig vom Betrieb)	26,33	niedrig	26,33	niedrig
Geräusche / Lärm	14		mittel (abh. vom Belüftungsaggregat)	26,33	keine	26	keine	26	keine		
Aerosole	15		mittel (abh. vom Belüftungsaggregat)	26,33	niedrig	26,33	niedrig	26,33	niedrig		
Insekten (Würmer, Fliegen etc.)	16		hoch (Moskitos)	26,33	hoch (Moskitos)	26,33	hoch (Moskitos)	26,33	hoch (Moskitos)		
Anforderungen an das Betriebspersonal	Bedienbarkeit / Bedienungsaufwand		17	niedrig	26,33	niedrig	26,33	niedrig	26,33	niedrig	
	Wartungsaufwand	18	niedrig	26,33	niedrig	26,33	niedrig	26,33	niedrig		
	Erforderliche Ausbildung des Betriebspersonals	19	niedrig	26,33	niedrig	26,33	niedrig	26,33	niedrig		
Anlagentechnik	Technisierungsgrad	20	niedrig	26,33	niedrig	26,33	niedrig	26,33	niedrig		
	Robustheit	21	hoch	26,33	hoch	26,33	hoch	26,33	hoch		
	Prozessstabilität	22	hoch	26,33	hoch	26,33	hoch	26,33	hoch		
	Ablauf-qualität (Reinigungsleistung)	Betriebliche Beeinflussbarkeit der Ablaufqualität	23	niedrig	26,33	niedrig	26,33	niedrig	26,33	niedrig	
		CSB- / BSB-Elimination	24	mittel / hoch (65-80% CSB; 75-85% BSB)	6	mittel / hoch (65-80% CSB; 75-85% BSB)	6	niedrig (Reduktion Restfrachten / Ausgleich Ablaufspitzen)	26,33	niedrig (Reduktion Restfrachten / Ausgleich Ablaufspitzen)	
			AFS-Verringerung	25	hoch (70-80 %)	6	hoch (70-80%)	6	niedrig (Reduktion Restfrachten / Ausgleich Ablaufspitzen)	26,33	niedrig (Reduktion Restfrachten / Ausgleich Ablaufspitzen)
			Nährstoff-elimination	Ammonium	26	niedrig (<30 %)	6	mittel (<50%)	6	niedrig (Reduktion Restfrachten / Ausgleich Ablaufspitzen)	26,33
		Nitrat		27	niedrig (<30 % Nges)	6	mittel (<60 % Nges)	6	niedrig (Reduktion Restfrachten / Ausgleich Ablaufspitzen)	26,33	niedrig (Reduktion Restfrachten / Ausgleich Ablaufspitzen)
		Phosphor		28	mittel / niedrig (<35 %)	6	mittel / niedrig (<35 %)	6	niedrig (Reduktion Restfrachten / Ausgleich Ablaufspitzen)	26,33	niedrig (Reduktion Restfrachten / Ausgleich Ablaufspitzen)
		Reduktion Krankheits-erreger	Viren	29	niedrig (1 - 2 Log.-Stufen, abhängig von Aufenthaltszeit)	1	hoch (1 - 4 Log.-Stufen, abhängig von Aufenthaltszeit)	1	hoch (1 - 4 Log.-Stufen, abhängig von Aufenthaltszeit)	1	hoch (1 - 4 Log.-Stufen, abhängig von Aufenthaltszeit)
			Bakterien	30	niedrig (1 - 2 Log.-Stufen, abhängig von Aufenthaltszeit)	1	hoch (1 - 6 Log.-Stufen, abhängig von Aufenthaltszeit)	1	hoch (1 - 6 Log.-Stufen, abhängig von Aufenthaltszeit)	1	hoch (1 - 6 Log.-Stufen, abhängig von Aufenthaltszeit)
			Protozoen	31	niedrig (0 - 1 Log.-Stufen, abhängig von Aufenthaltszeit)	1	hoch (1 - 4 Log.-Stufen, abhängig von Aufenthaltszeit)	1	hoch (1 - 4 Log.-Stufen, abhängig von Aufenthaltszeit)	1	hoch (1 - 4 Log.-Stufen, abhängig von Aufenthaltszeit)
			Helminthen	32	mittel (1 - 3 Log.-Stufen, abhängig von Aufenthaltszeit)	1	mittel (1 - 3 Log.-Stufen, abhängig von Aufenthaltszeit)	1	mittel (1 - 3 Log.-Stufen, abhängig von Aufenthaltszeit)	1	mittel (1 - 3 Log.-Stufen, abhängig von Aufenthaltszeit)
		Farbe / Geruch	33	mittel (Färbung durch Algen und Bakterien)	26,33	hoch (Färbung durch Algen und Bakterien / Geruch durch anaeroben Abbauprozess)	26,33	mittel (Färbung durch Algen und Bakterien)	26,33	mittel (Färbung durch Algenbildung und Bakterien)	
		Resttrübung	34	mittel	26,33	mittel	26,33	mittel	26	niedrig	
		Aufsalzung durch das Verfahren	35	mittel (Gefahr von Aufsalzung durch Verdunstung)	26,33	mittel (Gefahr von Aufsalzung durch Verdunstung)	26,33	mittel (Gefahr von Aufsalzung durch Verdunstung)	26,33	mittel (Gefahr von Aufsalzung durch Verdunstung)	
		Reststoffanteil	36	mittel (periodische Schlammräumung)	26,33	mittel (periodische Schlammräumung)	26,33	niedrig (periodische)	26,33	niedrig (periodische)	
		Bewässerungstechnik	Wurzelbewässerung	37	geeignet (erfordert Filtration)	10	geeignet (erfordert Filtration)	10	geeignet (erfordert Filtration)	10	geeignet (erfordert Filtration)
			Tropfenbewässerung	38	geeignet (erfordert Filtration)	10	geeignet (erfordert Filtration)	10	geeignet (erfordert Filtration)	10	geeignet (erfordert Filtration)
			Sprinkler- / Spray-Anlagen	39	wenig geeignet (erford. Desinfektion)	10	geeignet	10	geeignet	10	geeignet
Flutung			40	geeignet	10	geeignet	10	geeignet	10	geeignet	
Nutzungsarten	Landwirtschaftliche Bewässerung	41	möglich	26,33	möglich	26,33	möglich	26,33	möglich		
	Brauchwasser (z.B. Toilettenspülung)	42	nicht empfohlen	26,33	nicht empfohlen	26,33	nicht empfohlen	26,33	nicht empfohlen		
	Innerstädtische Nutzung (z.B. Bewässerung, Löschw.)	43	nicht empfohlen	26,33	nicht empfohlen	26,33	nicht empfohlen	26,33	nicht empfohlen		
	Forstwirtschaftliche Bewässerung	44	möglich	26,33	möglich	26,33	möglich	26,33	möglich		

Tabelle A-10 UASB (Anaerobic upflow sludge blanket reactors), Belebungsverfahren, Tropfkörper, Pflanzenkläranlagen

Aspekt	Zeile Nr.	UASB (Anaerobic upflow sludge blanket reactors)	Belebungsverfahren				Tropfkörper	Pflanzenkläranlagen	
			C-Elimination		Nährstoffelimination				
Gesundheitsrisiko	Betriebspersonal Wasseraufbereitungsanlage	1	niedrig	28	niedrig (Umgang mit Chemikalien)	28	niedrig	28	
	Nutzer des wiederverwendeten Wassers	2	niedrig (nur als Vorreinigungstufe)	28	mittel (Desinfektion erforderlich)	28	mittel (Desinfektion erforderlich)	28	
Wirtschaftlichkeit	Flächenbedarf	3	niedrig (0,03-0,1 m ² /EW)	6	niedrig (0,12-0,25 m ² /EW)	6	niedrig (0,12-0,3 m ² /EW)	6	
	Bautechnik	4	mittel	26	mittel (100-800 €/EW)	2	mittel (200-900 €/EW)	2	
	Maschinenteknik	5	mittel	30	mittel (40-80 €/EW)	2	mittel (40-80 €/EW)	2	
	E+MSR-Technik	6	mittel	30	hoch	2	hoch	2	
	Personalbedarf / -kosten	7	niedrig	30	mittel (5-10 €/EW-a)	8	mittel (5-10 €/EW-a)	8	
	Energiebedarf / -kosten	8	niedrig	30	hoch (~0,110 kWh/m ³)	5	hoch (~0,190 kWh/m ³)	5	
	Reststoffentsorgung	9	niedrig	30	mittel (10-20 €/EW-a)	8	mittel (10-20 €/EW-a)	8	
	Betriebsstoffe (Fällmittel etc.)	10	niedrig (keine Betriebsstoffe)	30	mittel (1-2,5 €/EW-a)	8	mittel (1-2,5 €/EW-a)	8	
	Wartungskosten	11	niedrig	32	mittel (2,5-5 €/EW-a)	8	mittel (2,5-5 €/EW-a)	8	
	Auswirkungen auf die Umwelt durch den Betrieb der Anlage	CH ₄ -Emission	12	hoch (die im behandelten Wasser gelöste Methanfracht (um so höher je höher die Temperatur entweicht))	30	keine	30	keine (nur wenn Luftströmung nicht ausreichend evtl. Bildung von anaeroben Zonen mit Methanentwicklung)	30
		Geruchsbelastung	13	niedrig	30	mittel	29	niedrig	29
Geräusche / Lärm		14	niedrig	30	mittel / hoch (abhängig von Anlagentechnik)	29	mittel / hoch (abhängig von Anlagentechnik)	29	
Aerosole		15	niedrig	30	niedrig / hoch (abhängig von Anlagentechnik)	29	niedrig / hoch (abhängig von Anlagentechnik)	29	
Insekten (Würmer, Fliegen etc.)		16	niedrig	30	niedrig	29	niedrig	29	
Anforderungen an das Betriebspersonal	Bedienbarkeit / Bedienungsaufwand	17	mittel	30	mittel	31	hoch	31	
	Wartungsaufwand	18	mittel	30	mittel	31	hoch	31	
	Erforderliche Ausbildung des Betriebspersonals	19	mittel	30	mittel	29	mittel	29	
Anlagentechnik	Technisierungsgrad	20	niedrig	27	hoch	27	hoch	27	
	Robustheit	21	niedrig	27	hoch	27	hoch	27	
	Prozessstabilität	22	niedrig	27	hoch	27	hoch	27	
	Betriebliche Beeinflussbarkeit der Ablaufqualität	23	mittel	30	hoch	30	hoch	30	
	CSB- / BSB-Elimination	24	mittel / hoch (50 bis 85-95 %)	30	hoch (80-90% CSB; 85-93% BSB)	6	hoch (80-90% CSB; 85-93% BSB)	6	
	AFS-Verringerung	25	mittel / hoch (65-80%)	6	hoch (87-93 %)	6	hoch (87-93 %)	6	
	Nährstoff-elimination	Ammonium	26	mittel (<50%)	6	niedrig (ca. 20 %)	3	hoch (> 80 %)	6
		Nitrat	27	mittel (<60 % Nges)	6	kein Einfluss (0%)	3	hoch (ca. 80 %)	34
		Phosphor	28	mittel / niedrig (<35 %)	6	niedrig (30%ohne Fällung) / hoch (ca. 90 % mit Fällung)	3	niedrig (30%ohne Fällung) / hoch (ca. 90 % mit Fällung)	3
		Viren	29	niedrig (0 - 1 Log.-Stufen)	1	niedrig (0 - 2 Log.-Stufen)	1	niedrig (0 - 2 Log.-Stufen)	1
	Reduktion Krankheits-erregere	Bakterien	30	niedrig (0,5 - 1,5 Log.-Stufen)	1	niedrig (1 - 2 Log.-Stufen)	1	niedrig (1 - 2 Log.-Stufen)	1
		Protozoen	31	niedrig (0 - 1 Log.-Stufen)	1	niedrig (0 - 1 Log.-Stufen)	1	niedrig (0 - 1 Log.-Stufen)	1
		Helminthen	32	niedrig (0,5 - 1 Log.-Stufen)	1	niedrig (1 - <2 Log.-Stufen)	1	niedrig (1 - <2 Log.-Stufen)	1
		Farbe / Geruch	33	hoch (Bildung von Geruchsstoffen durch anaeroben Abbau)	30	niedrig (bei korrektem Betrieb)	30	niedrig (bei korrektem Betrieb)	30
	Reststrübung	34	mittel	30	mittel	26	mittel	34	
	Aufsalzung durch das Verfahren	35	kein Einfluss	30	niedrig	30	mittel (Aufsalzung durch Fällchemikalien für P-Elimination)	30	
	Reststoffanfall	36	niedrig (70-220 l/(EW-a) un-stabilisierter, flüssiger oder 10-35 l/(EW-a) entwässerter Schlamm)	6	hoch (1100-3000 l/(EW-a) un-stabilisierter, flüssiger oder 35-90 l/(EW-a) entwässerter Schlamm)	6	hoch (1100-3000 l/(EW-a) un-stabilisierter, flüssiger oder 35-90 l/(EW-a) entwässerter Schlamm)	6	
Bewässerungstechnik	Wurzelbewässerung	37	nicht relevant (nur Vorreinigung)	10	geeignet (erfordert Filtration)	10	geeignet (erfordert Filtration)	10	
	Tropfenbewässerung	38	nicht relevant (nur Vorreinigung)	10	geeignet (erfordert Filtration)	10	geeignet (erfordert Filtration)	10	
	Sprinkler- / Spray-Anlagen	39	nicht relevant (nur Vorreinigung)	10	geeignet (erfordert Desinfektion)	10	geeignet (erfordert Desinfektion)	10	
	Flutung	40	nicht relevant (nur Vorreinigung)	10	geeignet	10	geeignet	10	
	Landwirtschaftliche Bewässerung	41	nicht empfohlen	30	empfohlen	29	empfohlen	29	
Nutzungsarten	Brauchwasser (z.B. Toilettenspülung)	42	nicht möglich	30	nicht empfohlen	29	nicht empfohlen	30	
	Innerstädtische Nutzung (z.B. Bewässerung, Löschw.)	43	nicht möglich	30	nicht empfohlen	29	nicht empfohlen	30	
	Forstwirtschaftliche Bewässerung	44	möglich	30	empfohlen	29	empfohlen	29	

Tabelle A-11 Filtration (nachgeschaltet), Fällung/Flockung (nachgeschaltet), Membrantechnik

Aspekt	Zeile Nr.	Filtration (nachgeschaltet)						Fällung / Flockung (nachgeschaltet)	Membrantechnik							
		Schnellfiltration (grobkörnig)		Langsandsandfiltration		Doppelschichtfiltration			UF / MF	NF / RO						
Gesundheitsrisiko	Betriebspersonal Wasseraufbereitungsanlage	1	niedrig	28	niedrig	28	niedrig	28	hoch (Umgang mit Chemikalien)	28	hoch (Umgang mit Chemikalien)	28				
	Nutzer des wiederverwendeten Wassers	2	mittel (Desinfektion erforderlich)	28	mittel (Desinfektion erforderlich)	28	mittel (Desinfektion erforderlich)	28	niedrig	28	niedrig	28				
Wirtschaftlichkeit	Investitions-kosten	Flächenbedarf	3	niedrig	30	niedrig	30	niedrig	30	niedrig	30	niedrig	30			
		Bautechnik	4													
		Maschinenteknik	5	niedrig (25-60 €/EW)	11	niedrig (25-60 €/EW)	11	niedrig	32	niedrig	32	hoch	hoch			
		E+MSR-Technik	6													
		Personalbedarf / -kosten	7	niedrig	11	niedrig	11	niedrig	34	niedrig	32	hoch (4000-8000 €/m³/h)	hoch			
		Reststoffentsorgung	9	niedrig	11	niedrig	11	niedrig	34	niedrig	32	hoch	hoch			
	Betriebs-kosten	Energiebedarf / -kosten	8	niedrig	33	niedrig	33	niedrig	33	niedrig (~ 0,001 kWh/m³)	5	mittel (0,26-0,4 €/m³)	hoch (0,45-0,70 \$/m³ Entsalzung)	10		
		Betriebsstoffe (Fällmittel etc.)	10	niedrig	11	niedrig	11	niedrig	34	mittel	32	hoch	hoch			
		Wartungskosten	11	mittel	11	mittel	11	mittel	34	mittel	32	hoch	hoch			
		CH ₄ -Emission	12	keine	30	keine	30	keine	30	keine	30	keine	keine	30		
		Geruchsbelastung	13	niedrig	27	niedrig	27	niedrig	27	niedrig	30	niedrig	niedrig	30		
Auswirkungen auf die Umwelt durch den Betrieb der Anlage	Geräusche / Lärm	14	niedrig	27	niedrig	27	niedrig	27	niedrig	30	niedrig	niedrig	30			
	Aerosole	15	niedrig	27	niedrig	27	niedrig	27	niedrig	30	keine	keine	30			
	Insekten (Würmer, Fliegen etc.)	16	mittel	27	mittel	27	mittel	27	niedrig	30	keine	keine	30			
	Bedienbarkeit / Bedienungsaufwand	17	mittel	31	mittel	31	mittel	31	mittel	30	hoch	hoch	30			
	Wartungsaufwand	18	hoch	31	hoch	31	hoch	31	mittel	30	hoch	hoch	30			
Anforderungen an das Betriebspersonal	Erforderliche Ausbildung des Betriebspersonals	19	hoch (geschultes Personal notwendig)	27	hoch (geschultes Personal notwendig)	27	hoch (geschultes Personal notwendig)	27	hoch (geschultes Personal notwendig)	30	hoch (geschultes Personal notwendig)	hoch (geschultes Personal notwendig)	30			
	Technisierungsgrad	20	niedrig	27	mittel	27	mittel	27	niedrig	27	hoch	hoch	27			
Anlagentechnik	Robustheit	21	mittel	27	mittel	27	hoch	27	hoch	27	mittel	26	mittel	27		
	Prozessstabilität	22	hoch	27	hoch	27	hoch	27	hoch	27	hoch	27	hoch	27		
	Betriebliche Beeinflussbarkeit der Ablaufqualität	23	hoch	30	hoch	30	hoch	30	hoch	30	hoch	30	hoch	30		
	Ablauf-qualität (Reinigungs-leistung)	CSB- / BSB-Elimination	24	niedrig (> 20 % oder < 40 mg/l)	11	niedrig (> 20 % oder < 40 mg/l)	11	niedrig (> 20 % oder < 40 mg/l)	11	niedrig	30	hoch (mit Belebung ca. 89-96 % oder CSB < 30 mg/l, BSB < 5 mg/l)	12,13, 14,15	nicht relevant (nur Nachbehandlung)	30	
			25	mittel / hoch (> 50 % oder < 5 mg/l)	11	mittel / hoch (> 50 % oder < 5 mg/l)	11	mittel / hoch (> 50 % oder < 5 mg/l)	11	hoch	30	hoch (fast 100 %)	12,13, 14,15	hoch	26	
		Nährstoff-elimination	Ammonium	26	mittel (< 5 mg/l)	11	mittel (< 5 mg/l)	11	mittel (< 5 mg/l)	11	niedrig (ca. 10 %)	3	hoch (mit Belebung ca. 90 % oder 0,1-2 mg/l)	12,13, 14,15	nicht relevant (nur Nachbehandlung)	30
			Nitrat	27	hoch (< 10 mg/l)	11	hoch (< 10 mg/l)	11	hoch (< 10 mg/l)	11	kein Einfluss (0 %)	3	mittel / hoch (4,5 mg/l)	12,13, 14,15	nicht relevant (nur Nachbehandlung)	30
			Phosphor	28	mittel (30 % ohne Flockung) / hoch (ca. 70 % oder < 0,3 mg/l mit Flockung)	11	mittel (30 % ohne Flockung) / hoch (ca. 70 % oder < 0,3 mg/l mit Flockung)	11	mittel (30 % ohne Flockung) / hoch (ca. 70 % oder < 0,3 mg/l mit Flockung)	11	hoch	3	hoch (mit Fällung ca. 90 % oder 0,5-0,7 mg/l)	12,13, 14,15	nicht relevant (nur Nachbehandlung)	30
		Reduktion Krankheits-erreger	Viren	29	mittel (1 - 3 Log.-Stufen)	1	mittel (1 - 3 Log.-Stufen)	1	mittel (1 - 3 Log.-Stufen)	1	mittel (1 - 3 Log.-Stufen)	1	hoch (2,5 - >6 Log.-Stufen)	1	hoch (2,5 - >6 Log.-Stufen)	1
		Bakterien	30	mittel (0 - 3 Log.-Stufen)	1	mittel (0 - 3 Log.-Stufen)	1	mittel (0 - 3 Log.-Stufen)	1	niedrig (0 - 1 Log.-Stufen)	1	hoch (3,5 - >6 Log.-Stufen)	1	hoch (3,5 - >6 Log.-Stufen)	1	
		Protozoen	31	mittel (0 - 3 Log.-Stufen)	1	mittel (0 - 3 Log.-Stufen)	1	mittel (0 - 3 Log.-Stufen)	1	mittel (1 - 3 Log.-Stufen)	1	hoch (>6 Log.-Stufen)	1	hoch (>6 Log.-Stufen)	1	
		Helminthen	32	mittel (1 - 3 Log.-Stufen)	1	mittel (1 - 3 Log.-Stufen)	1	mittel (1 - 3 Log.-Stufen)	1	niedrig (2 Log.-Stufen)	1	hoch (>3 Log.-Stufen)	1	hoch (>3 Log.-Stufen)	1	
		Farbe / Geruch	33	kein Einfluss	30	kein Einfluss	30	kein Einfluss	30	kein Einfluss	30	kein Einfluss	30	kein Einfluss	30	
		Resttrübung	34	niedrig	11	niedrig	11	niedrig	11	niedrig	3	niedrig	34	niedrig	30	
		Aufsalzung durch das Verfahren	35	kein Einfluss	30	kein Einfluss	30	kein Einfluss	30	kein Einfluss	30	mittel (Aufsalzung durch Fällchemikalien)	34	kein Einfluss (aber stark versalztes Konzentrat zur Entsorgung)	30	
		Reststoffanfall	36	niedrig	30	niedrig	30	niedrig	30	niedrig	30	niedrig (550-1100 l/(EW-a) stabilisierter, flüssiger oder 17-34 l/(EW-a) entwässerter Schlamm)	3	mittel (stark versalztes Konzentrat zur Entsorgung)	30	
	Bewässerungstechnik	Wurzelbewässerung	37	geeignet	10	geeignet	10	geeignet	10	geeignet	10	geeignet	10	geeignet	10	
		Tropfenbewässerung	38	geeignet	10	geeignet	10	geeignet	10	geeignet	10	geeignet	10	geeignet	10	
		Sprinkler- / Spray-Anlagen	39	geeignet	10	geeignet	10	geeignet	10	geeignet	10	geeignet	10	geeignet	10	
		Flutung	40	geeignet	10	geeignet	10	geeignet	10	geeignet	10	geeignet	10	geeignet	10	
	Nutzungsarten	Landwirtschaftliche Bewässerung	41	empfohlen	27	empfohlen	27	empfohlen	27	empfohlen	30	empfohlen	30	empfohlen	30	
		Brauchwasser (z.B. Toilettenspülung)	42	möglich	27	möglich	27	möglich	27	möglich	30	empfohlen	30	empfohlen	30	
		Innerstädtische Nutzung (z.B. Bewässerung, Löschw.)	43	möglich	27	möglich	27	möglich	27	möglich	30	empfohlen	30	empfohlen	30	
Forstwirtschaftliche Bewässerung		44	empfohlen	27	empfohlen	27	empfohlen	27	empfohlen	30	empfohlen	30	empfohlen	30		

Tabelle A-12 Desinfektion

Aspekt	Zelle Nr.	Desinfektion														
		Membran (UF)		UV		Ozon		Bodenfilter		Schönungsgleich		Chlor				
Gesundheitsrisiko	Betriebspersonal Wasseraufbereitungsanlage	1	hoch (Umgang mit Chemikalien)	28	mittel	26	hoch (Umgang mit Chemikalien)	28	niedrig	28	niedrig	28	hoch (Umgang mit Chemikalien)	28		
	Nutzer des wiederverwendeten Wassers	2	niedrig	28	niedrig	28	niedrig	28	niedrig	28	mittel (Nachdesinfektion erforderlich)	26	niedrig (nur bei Überchlorung)	26		
Wirtschaftlichkeit	Investitionskosten	Flächenbedarf	3	niedrig	30	niedrig	30	niedrig	30	hoch	30	hoch	30	niedrig	30	
		Bautechnik	4	hoch	34	niedrig (7-41 €/EW)	16	hoch (0,52 €/m³)	17	hoch	18,19,20,21	niedrig	22,23	niedrig	34	
		Maschinenteknik	5	hoch	34	mittel	26	hoch	32	niedrig	18,19,20,21	niedrig	22,23	mittel (Sicherheitstechnik)	26	
		E+MSR-Technik	6	hoch	34	mittel	26	hoch	17	niedrig	18,19,20,21	niedrig	22,23	niedrig	34	
	Betriebskosten	Personalbedarf / -kosten	7										22,23			
		Energiebedarf / -kosten	8										22,23			
		Reststoffentsorgung	9	hoch (0,2-0,8 €/m³)	7	niedrig (0,03-0,05 €/m³)	7	mittel (0,05-0,2 €/m³)	7	niedrig	18,19,20,21	niedrig	22,23	niedrig (0,04-0,06 €/m³)	7	
		Betriebsstoffe (Fällmittel etc.)	10										22,23			
		Wartungskosten	11										22,23			
	Auswirkungen auf die Umwelt durch den Betrieb der Anlage	CH ₄ -Emission	12	keine	26	keine	26	keine	26	keine	26	gering (mögl. Methanbildung bei anaerobem Abbau von Restfrachten und Schlamm)	30	keine	26	
		Geruchsbelastung	13	niedrig	30	niedrig	30	niedrig	30	niedrig	30	niedrig	30	niedrig	30	
Geräusche / Lärm		14	niedrig	30	keine	26	niedrig	30	keine	26	keine	26	keine	26		
Aerosole		15	keine	30	keine	30	keine	30	niedrig	30	niedrig	30	keine	30		
Insekten (Würmer, Fliegen etc.)		16	keine	30	keine	30	keine	30	mittel	30	hoch (Moskitos)	30	keine	30		
Bedienbarkeit / Bedienungsaufwand		17	hoch	30	niedrig	30	hoch	30	niedrig	30	niedrig	30	hoch	30		
Wartungsaufwand		18	hoch	30	mittel	26	hoch	30	niedrig	30	niedrig	30	hoch	30		
Anforderungen an das Betriebspersonal	Erforderliche Ausbildung des Betriebspersonals	19	hoch (geschultes Personal notwendig)	30	mittel	26	hoch (geschultes Personal notwendig)	30	niedrig	30	niedrig	30	hoch (geschultes Personal notwendig)	30		
	Tachisierungsgang	20	hoch	27	mittel	27	mittel	27	niedrig	27	niedrig	27	niedrig	27		
Anlagentechnik	Robustheit	21	mittel	27	hoch	27	mittel	27	mittel	26	niedrig / mittel	27	niedrig	26		
		22	hoch	27	hoch	27	hoch	27	hoch	27	mittel / hoch	26	hoch	27		
	Betriebliche Beeinflussbarkeit der Ablaufqualität	23	hoch	30	hoch	30	hoch	30	niedrig	30	niedrig	30	hoch	30		
		CSB- / BSB-Elimination	24	nicht relevant (nur Nachbehandlung)	30	kein Einfluss	34	nicht relevant (nur Nachbehandlung)	30	hoch (ca. 85%)	18,19,20,21	niedrig (Reduktion Restfrachten / Ausgleich Ablaufspitzen)	26	kein Einfluss	34	
			25	hoch	26	kein Einfluss	34	nicht relevant (nur Nachbehandlung)	30	hoch (ca. 90%)	18,19,20,21	niedrig (dito)	26	kein Einfluss	34	
		Nährstoff-elimination	Ammonium	26	nicht relevant (nur Nachbehandlung)	26	kein Einfluss	34	nicht relevant (nur Nachbehandlung)	30	hoch (ca. 80%)	18,19,20,21	niedrig (dito)	26	kein Einfluss	34
				27	nicht relevant (nur Nachbehandlung)	26	kein Einfluss	34	nicht relevant (nur Nachbehandlung)	30	niedrig (10 % unbepflanzt) / hoch (70 % bepflanzt)	18,19,20,21	niedrig (dito)	26	kein Einfluss	34
	Phosphor		28	nicht relevant (nur Nachbehandlung)	26	kein Einfluss	34	nicht relevant (nur Nachbehandlung)	30	mittel (ca. 30 % unbepflanzt) / hoch (ca. 80 % bepflanzt) Leistung sinkt aber mit der Betriebszeit	18,19,20,21	niedrig (Reduktion Restfrachten / Ausgleich Ablaufspitzen)	26	kein Einfluss	34	
	Ablaufqualität (Reinigungsleistung)	Viren	29	hoch (2,5 - >6 Log.-St.)	1	mittel (1 - >3 Log.-Stufen)	1	hoch (3 - 6 Log.-Stufen)	1	mittel / niedr. (1,5 - 2,5 Log.-St.)	18,19,20,21	hoch (1 - 4 Log.-Stufen)	1	mittel (1 - 3 Log.-Stufen)	1	
			30	hoch (3,5 - >6 Log.-St.)	1	hoch (2 - >4 Log.-Stufen)	1	hoch (2 - 6 Log.-Stufen)	1	mittel / niedr. (1,5 - 2,5 Log.-St.)	18,19,20,21	hoch (1 - 6 Log.-Stufen)	1	hoch (2 - 6 Log.-Stufen)	1	
		Bakterien	31	hoch (>6 Log.-Stufen)	1	hoch (>3 Log.-Stufen)	1	niedrig (1 - 2 Log.-St.)	1	mittel / niedr. (1,5 - 2,5 Log.-St.)	18,19,20,21	hoch (1 - 4 Log.-Stufen)	1	niedrig (0 - 1,5 Log.-Stufen)	1	
			32	hoch (>3 Log.-Stufen)	1	kein Einfluss	1	niedrig (0 - 2 Log.-St.)	1	mittel	26	mittel (1 - 3 Log.-Stufen)	1	niedrig (0 - <1 Log.-Stufen)	1	
		Protozoen	33	kein Einfluss	30	niedrig (Entfärbung möglich)	30	niedrig (Entfernung von Farb- und Geruchsstoffen)	30	mittel (mögliche Bildung von Geruchsstoffen bei anaeroben Bedingungen)	30	mittel (mögliche Färbung durch Algen; Geruchsbildung bei anaeroben Bedingungen)	30	mittel (Verschlechterung von Geruch und Geschmack wenn Restchlor im Wasser enthalten)	30	
			34	niedrig	34	kein Einfluss	34	kein Einfluss	34	niedrig	18,19,20,21	mittel	30	kein Einfluss	34	
		Helminthen	35	kein Einfluss	30	kein Einfluss	30	kein Einfluss	30	kein Einfluss	30	gering (Gefahr von Aufsalzung durch Wasserverdunstung bei langer Aufenthaltszeit, starker Sonneneinstrahlung, großer Wasseroberfläche)	30	niedrig	26	
			36	niedrig (Konzentrat zur Entsorgung)	30	keine	30	keine	30	niedrig	26	niedrig (periodische Schlammräumung)	30	keine	30	
	Reststoffanfall	37									geeignet			10		
		38									geeignet			10		
		39									geeignet			10		
		40									geeignet			10		
	Bewässerungstechnik	Landwirtschaftliche Bewässerung	41											empfohlen	30	
			42											empfohlen	30	
			43											empfohlen	30	
			44											empfohlen	30	
	Nutzungsarten	Brauchwasser (z.B. Toilettenspülung)	41											empfohlen	30	
			42											empfohlen	30	
			43											empfohlen	30	
44													empfohlen	30		
Nutzungsarten	Innerstädtische Nutzung (z.B. Bewässerung, Löschw.)	41											empfohlen	30		
		42											empfohlen	30		
		43											empfohlen	30		
		44											empfohlen	30		
Nutzungsarten	Forstwirtschaftliche Bewässerung	41											empfohlen	30		
		42											empfohlen	30		
		43											empfohlen	30		
		44											empfohlen	30		

Tabelle A-13 Legende

Nr.	Quelle
1	World Health Organization 2006
2	Günthert, Reicherter 2001
3	ATV-DVWK, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall; Abwassertechnische Vereinigung 2000
4	DWA Landesverband Bayern 2005
5	MURL NRW 1999
6	Sperling, de Chernicharo 2006
7	Abwassertechnische Vereinigung 1998
8	Grünebaum, Weyand 1995
9	Lenz 2004
10	Alcalde et al. 2004
11	Strohmeier 2001
12	Wedi et al. 2005
13	Engelhardt 2006
14	Günder 2001
15	Frechen 2006
16	Schleypen 2005
17	Cornel 2006
18	Laber 2001
19	Nowak 2005
20	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall 2006
21	Lützner 2002
22	IRC - International Water and Sanitation Centre 2004
23	Ruhrverband 1992
24	Barjenbruch, Al Jiroudi 2005
25	Arbeitsgruppe gemeinsam
26	Tim Fuhrmann (persönliche Bewertung)
27	Hans Huber (persönliche Bewertung)
28	Volker Karl (persönliche Bewertung)
29	Roland Knitschky (persönliche Bewertung)
30	Alessandro Meda und Peter Cornel (persönliche Bewertung)
31	Hermann Orth (persönliche Bewertung)
32	Holger Scheer (persönliche Bewertung)
33	Florian Schmidlein (persönliche Bewertung)
34	Christina Hirschbeck (persönliche Bewertung)