

Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme

Zur Erlangung des akademischen Grades eines

DOKTOR-INGENIEURS

von der Fakultät für

Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften
der Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH)

vorgelegte

DISSERTATION

von

Dipl.-Ing. Thomas Hillenbrand

aus Flörsheim a. M.

Tag der mündlichen Prüfung:
18. Februar 2009

Hauptreferent: Prof. Dr.-Ing. E.h. Hermann H. Hahn, Ph. D.

Korreferent: PD Dr. Rainer Walz

Karlsruhe 2009

Dissertation genehmigt von der Fakultät für
Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften
der Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH) 2009

Hauptreferent: Prof. Dr.-Ing. E.h. Hermann H. Hahn, Ph. D., Karlsruhe

Korreferent: PD Dr. Rainer Walz, Karlsruhe

Thomas Hillenbrand

Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme

Karlsruhe: Universität Karlsruhe, Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft, 2009
Schriftenreihe SWW Karlsruhe – Band 134
Zugl.: Karlsruhe, Univ., Diss., 2009
ISBN 978-3-9811461-7-2

ISBN 978-3-9811461-7-2

Alle Rechte vorbehalten

Satz: Institut für Wasser und Gewässerentwicklung
Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft
Universität Karlsruhe (TH)

Druck: E&B printware, Digital- und Schnelldruck GmbH, 76131 Karlsruhe

Printed in Germany

Vorwort des Herausgebers

Urbane Infrastruktursysteme blicken in unseren Regionen auf eine lange Tradition von mehr als 150 Jahren zurück. Und sie sind unter Bedingungen konzipiert worden, die weder Wasserknappheit in signifikantem Umfang beinhalteten noch die Vielzahl und Vielfalt von physikalischen, chemischen und biologischen Erkenntnissen zur potentiellen Schädigung von Mensch und Natur. Was Wunder also, dass diese historischen Entwicklungen und die ihnen zugrunde gelegten Konzepte heute hinterfragt werden und durch neuere Entwürfe abgelöst werden sollen.

Wasserinfrastruktursysteme des städtischen Raumes sind sehr langfristig angelegt und durch hohe Investitionen (und auch hohe Betriebskosten) geprägt. Also sind die Widerstände gegen die Einführung neuer Konzepte nicht unerheblich. Die jüngere Literatur im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft ist voll von Diskussionen zum Pro und Kontra solcher neuen Konzepte. – Der Autor dieser Schrift will hierzu einen Beitrag leisten, einen möglichst objektiven Beitrag in einer Atmosphäre aufgeheizter und oft emotionaler Erörterung. Dazu bedient er sich zweier Instrumente, zum einen der Ökobilanzierung um quasi Vor- und Nachteile der neueren Konzepte im Vergleich mit den konventionellen herauszuarbeiten und zum anderen einer ökonomischen Analyse um die Kosten (abzüglich des implizit erfassten Nutzens) dieser neuen Verfahrensweisen zu erfassen.

„Die wichtigsten methodischen Probleme bei der Anwendung des Ökobilanz-Ansatzes im Bereich Wasserinfrastruktursysteme sowie relevante Datenlücken sollen aufgezeigt werden“ (Zitat S. 72 der Arbeit) stipuliert der Autor für einen Teil seiner Arbeit, den aus der Sicht des Herausgebers wohl wichtigsten. Damit stellt er von vorneherein fest, dass es ihm erst in zweiter Linie darauf ankommt, ein abschließendes und allgemein gültiges Urteil über die neueren Systeme zu fällen. Vielmehr stellt sich dem Autoren das Problem überhaupt urbane Infrastruktursysteme zu bewerten und das über oder für einen sehr langen Zeitraum unter Berücksichtigung technischen Wandels (auf den wir alle hoffen oder bauen) und sich verändernder klimatischer und demographischer Randbedingungen (die wir heute allenthalben beschwören oder beklagen).

Die von Herrn Hillenbrand aufgegriffene und sehr systematisch behandelte Thematik ist also eine gegenwärtig intensiv diskutierte. Dies bedeutet, dass sehr viel z. T. einander widersprechender Ausführungen in der Fachliteratur vom Autor geklärt werden konnten. Die gegenwärtige und wohl auch die zukünftige Diskussion dieser Fragen wird damit zweifelsohne sachlicher werden. Sehr positiv an der Arbeit ist, dass Hillenbrand das gesamte Ver- und Entsorgungssystem in seine Analyse mit einbezogen hat und nicht nur Teilaspekte, wie in bisherigen Untersuchungen. Ebenfalls sehr positiv ist der „Import“ von Lösungsverfahren und Erkenntnissen aus anderen Bereichen, die im siedlungswasserwirtschaftlichen Sektor bislang unbekannt, doch in diesem Bereich sehr fruchtbar eingesetzt werden können. Insbesondere der Komplex der zukünftigen technischen Entwicklungen und Verbesserungen (die

zu real zu erwartenden Aufwandsminderungen führen werden) und auch die Adaptation eines in anderen Disziplinen erprobten dynamischen Modells zur Bilanzierung der Input-Output-Ströme, das sich als sehr robust erwiesen hat und eine wesentlich realistischere Stoffflussbilanzierung erlaubt, bringen neue Impulse für das Fachgebiet. Und eindrucksvoll ist in dieser Arbeit auch, dass es Hillenbrand gelingt, das vielfach zitierte, aber ebenso oft „gemiedene“ Instrument einer Lebenszyklusanalyse so attraktiv darzustellen und die notwendigen Eingabeinformationen so aufzubereiten, dass Fachleute, die sich nachfolgend damit zu befassen haben, sich dieses Werkzeugs problemloser und vielleicht auch objektiver bedienen können. – Darüber hinaus wird der Leser Herrn Hillenbrand für seine äußerst sorgfältige Darstellung in Wort und Bild sehr dankbar sein. Und das ist deshalb auch von so großer Bedeutung, da ich den Wert dieses Bandes auch darin sehe, Hilfestellung beim Einsatz der Methoden der Ökobilanzierung und der anderen vom Autoren entwickelten Verfahren zu bieten.

Karlsruhe

im März 2009

Der Herausgeber

H. H. Hahn

Kurzfassung

Aufgrund von Veränderungen wichtiger Randbedingungen wie demographischer Wandel, oder Klimawandel sowie aus ökologischen und ökonomischen Gründen werden Alternativen zu den in Deutschland traditionell eingesetzten Systemen zur Wasserversorgung und Abwasserentsorgung, bestehend aus zentraler Trinkwasserversorgung und Abwasserableitung über große Kanalnetze mit anschließender Behandlung in zentralen Kläranlagen, gesucht. Besonderes Kennzeichen der traditionellen Systeme ist deren geringe Flexibilität, die sich aus den langen Nutzungsdauern wichtiger Komponenten und den damit verbundenen, versunkenen Kosten ("sunk costs") ergibt. Auf der anderen Seite ergeben sich durch den technischen Fortschritt Möglichkeiten für neue Konzepte, die in ersten Pilotvorhaben bereits umgesetzt werden. Im Rahmen dieser Arbeit wurde deshalb ein **methodisches Instrumentarium zur vergleichenden Bewertung urbaner Wasserinfrastruktursysteme** nach ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten erarbeitet, das aufbauend auf der Modellierung der Wasser- und Stoffströme den Vergleich von alternativen mit traditionellen Konzepten ermöglicht. Die Methodik wurde anhand des semidezentral ausgerichteten DEUS 21-Konzept erprobt. Dieses Konzept, das derzeit im Rahmen eines Forschungsvorhabens für ein Neubaugebiet mit etwa 100 Grundstücken umgesetzt wird, beinhaltet die Sammlung und semidezentrale Aufbereitung des anfallenden Regenwassers, das anschließend als Pflegewasser in Trinkwasserqualität wieder verteilt wird. Das Abwasser wird über eine Vakuumkanalisation gesammelt, an die auch Vakuumtoiletten und Küchenabfallzerkleinerer angeschlossen werden. Es wird behandelt in einer anaeroben Membranbehandlungsstufe mit Biogasgewinnung und anschließender Rückgewinnung der Nährstoffe Phosphor und Stickstoff.

Der methodische Ansatz baut auf einer Modellierung der Wasser-, Stoff- und Energieströme auf. Ausgangspunkt ist, entsprechend der für die **ökologische Bewertung** anerkannten Methodik der Ökobilanz, die Festlegung von Untersuchungsziel und –rahmen. Die Ergebnisse des dafür erstellten Modells "**SurWis**" (**Stoffstrom urbanes Wasserinfrastruktursystem**) können dann als Input- und Outputströme der Sachbilanz eingesetzt werden. Zur Ableitung der Kenngrößen, die für den sich anschließenden Schritt der Wirkungsabschätzung festzulegen sind, wurde die ökologische Relevanz von urbanen Wasserinfrastruktursystemen in Deutschland untersucht. Besondere Bedeutung haben danach die resultierenden Gewässerbelastungen mit Nährstoffen und Schwermetallen, noch höhere Emissionsanteile ergeben sich jedoch bei den Einträgen organischer Mikroverunreinigungen wie Arzneimittelreststoffe oder Körperpflegemittel oder bei dem Eintrag antibiotikaresistenter Mikroorganismen. Hohe Relevanz weisen außerdem die Phosphorgehalte im Abwasser als mineralische Ressource und der mit der Wasserinfrastruktur verbundene Wasserverbrauch auf. Um stoffliche und mengenbezogene Belastungen des Wasserkreislaufs adäquat berücksichtigen zu können, ist zwischen Gesamtbelastungen und regionalen bzw. lokalen Belastungen zu unterscheiden. Zur **ökonomischen Bewertung** wird in Anlehnung an die LAWA-Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen die Kapitalwertmethode genutzt. Aufgrund der sich danach ergebenden, sehr langen Betrachtungszeiträume und der geringen Flexibilität

der Systeme sind allerdings Veränderungen wichtiger Einflussfaktoren oder Randbedingungen dezidiert zu berücksichtigen: Dazu zählen die Auswirkungen des Klimawandels und des demographischen Wandels oder auch mögliche zusätzliche ökologische Anforderungen. Große Bedeutung besitzen die Auswirkungen des technologischen Fortschritts, die vor allem bei Techniken mit geringem Reifegrad bei gleichzeitig hoher Innovationsdynamik zu deutlichen Effizienzverbesserungen und Kostenreduktionen führen können. Diese wurden nach dem Konzept der Erfahrungskurven abgeschätzt. Als Datengrundlage der ökonomischen Bewertung dienen ebenfalls die SurWis-Modellergebnisse.

Zur Erprobung des methodischen Ansatzes wurde das DEUS 21-Konzept unter den Randbedingungen der o. g. Pilotanwendung mit einem konventionellen Konzept sowie einem Konzept mit dezentraler Regenwassernutzung, jeweils unterschieden in eine städtische und eine ländliche Variante, verglichen. Die **ökologischen Bewertungsergebnisse** zeigen insgesamt die große Bedeutung der Nutzungsphase, bei einigen Wirkungskategorien (u.a. Treibhauspotenzial) ist allerdings auch die Bauphase mit einem Emissionsanteil von bis zu 25% erheblich. Die Entsorgungsphase spielt dagegen eine untergeordnete Rolle. Werden die resultierenden Ergebnisse auf die durchschnittlich von einem Einwohner in Deutschland verursachten Umweltbelastungen bezogen ("Normierung"), werden die höchsten Anteile bei verschiedenen Einzelindikatoren zur Toxizität mit teilweise über 50% verursacht, für die als ökologisch besonders wichtig eingeschätzte Wirkungskategorie "Treibhauseffekt" liegt der Anteil dagegen bei etwa 2%. Im Vergleich der verschiedenen Konzepte ergeben sich für das DEUS 21-Konzept besondere ökologische Vorteile bei den Kategorien Phosphor- und Wasserbedarf, aquatische Eutrophierung und den meisten ökotoxikologischen Einzelindikatoren, Nachteile dagegen vor allem bei den stark durch den Energieverbrauch beeinflussten Kategorien. Bei einer Bewertung unter Berücksichtigung der zu erwartenden Veränderungen verbleiben nur noch Nachteile bei den Emissionen an Nonylphenol, das exemplarisch für anaerob schlecht abbaubare, organische Verbindungen ausgewählt wurde. Ein zusätzlicher, im Rahmen der Ökobilanz-Methodik nicht einbezogener ökologischer Vorteil des DEUS 21-Konzepts ist die weitgehende Elimination der hygienischen Belastungen im Abwasser.

Soweit von dem bislang üblichen, nur die aktuellen Bedingungen berücksichtigenden Ansatz ausgegangen wird, zeigen die **Ergebnisse der ökonomischen Bewertung** Vorteile für die konventionellen Konzepte. Bei einem integrierten Berechnungsansatz unter Berücksichtigung der zu erwartenden Veränderungen einschließlich des technischen Fortschritts werden die Unterschiede deutlich geringer, teilweise kehren sie sich um. Erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse haben dabei auch die in der Literatur beschriebenen, großen Bandbreiten der Kosten konventioneller Konzepte, die bspw. durch die Baukonjunktur oder durch unterschiedliche bauliche Randbedingungen verursacht werden.

Wichtige **Schlussfolgerung** aus den erzielten Ergebnissen ist die notwendige Erweiterung der für die ökologische und ökonomische Bewertung zur Verfügung stehenden Methoden, um relevante, über die langen Nutzungsdauern hinweg sich ändernde Bedingungen sowie die spezifischen Besonderheiten urbaner Wasserinfrastruktursysteme berücksichtigen zu können.

Abstract

For ecological and economic reasons the search is on for alternatives to the centralised system of drinking water supply and wastewater disposal via large networks of sewers with subsequent treatment in central wastewater treatment plants. The low degree of flexibility is a specific feature of such traditional systems, resulting from the long service life of important components and the associated unretrievable sunk costs. Within this project, therefore, a method was developed for the **comparative evaluation of urban water infrastructure systems**. Based on modelling water and material flows, this method makes it possible to compare alternative and traditional concepts using their ecological and economic impacts. The methodology was tested using the semidecentral DEUS 21 concept. This concept, which is currently being implemented within the scope of a research project in a new housing development of about 100 plots, covers the collection and semidecentralized treatment of rainwater which is subsequently distributed as service water of drinking water quality. Wastewater is collected via a system of vacuum sewers, which are also connected to vacuum toilets and kitchen waste shredders. Wastewater is then purified in an anaerobic membrane plant with biogas production and subsequent recovery of the nutrients phosphorous and nitrogen.

The method is based on modelling the water, material and energy flows. In line with the accepted method of life-cycle assessment for **ecological evaluation**, the starting point is to set a goal and scope for the assessment. The results of the developed model "**SurWis**" (**Stoffstrom urbanes Wasserinfrastruktursystem**¹) can be used as input and output flows for the life cycle inventory. To derive the indicators which have to be defined for the subsequent life cycle impact assessment, the ecological relevance of urban water infrastructure systems in Germany was examined. The resulting water pollution with regard to nutrients and heavy metals is of particular significance; however, there are even higher emission shares for organic micropollutants such as pharmaceutical residues or personal care products or for antibiotic-resistant microorganisms. The concentration of phosphorous in wastewater as a mineral resource is also very relevant as is the domestic water consumption associated with the water infrastructure. In order to be able to adequately take into account material and quantitative pollution of the water cycle, a distinction has to be made between total emissions and regional or local emissions. The net present value method is used for the **economic evaluation** following the German LAWA² guidelines for conducting dynamic cost comparison calculations. This allows for adding up the cash flows over an evaluation period which is fixed depending on the useful life. Because of the resulting very long evaluation periods and the low degree of flexibility of the systems, however, changes of important factors of influence or system boundaries have to be explicitly examined and taken into account: These include the

¹ Material flow of urban water infrastructure system

² LAWA: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (German Working Group on water issues)

impacts of climate change, changes due to demographic developments or also possible additional ecological standards. The impacts of technological change are particularly important, as these can lead to obvious efficiency improvements and cost reductions, primarily in technologies with low maturity and simultaneously high innovation dynamics. These were estimated following the concept of experience curves. The SurWis modelling results are also used as input to the database for the economic evaluation.

For testing the methodology the DEUS 21 concept was compared under the conditions of the above-named pilot application with a conventional, centrally organized concept and an extended conventional concept with decentralized rainwater utilisation, each divided into an urban and a rural variant. The **ecological evaluation results** show the high overall importance of the service period; for some impact categories (among other, global warming potential), however, the construction phase also has a substantial role, with an emission share of up to 25 %. The disposal phase, in contrast, only plays a subordinate role. If the results are related to the average environmental emissions caused by one resident in Germany ("standardisation"), the highest shares, some over 50 %, are caused for different individual indicators of toxicity; in contrast, the share for the impact category "greenhouse effect", which is assessed as being especially important ecologically, is only around 2 %. When comparing the different concepts, the results show that there are specific ecological advantages in the categories demand for phosphorous and for water, aquatic eutrophication and most of the ecotoxicological individual indicators for the DEUS 21 concept, but disadvantages primarily in those categories strongly influenced by energy consumption. In an evaluation considering the expected changes, only disadvantages remain for emissions of nonylphenol, which was chosen as an example for an anaerobic poorly degradable, organic compound. The elimination of hygienic contaminations is an additional advantage of the DEUS 21 concept, which is not possible to include in the method of life-cycle assessment.

The **results of the economic evaluation** vary with the method used: There are clear advantages for conventional concepts if the common method used so far is assumed which only takes current conditions into account. With an integrated calculation method which takes expected changes into account, including technological change, the differences are much smaller, and may even be partly reversed. The large margins in the costs of conventional concepts described in the literature substantially influence the results. These are caused by overall building activity, for example, or different structural constraints.

An important **conclusion** from the results obtained is that the existing methods for ecological and economic evaluation need to be extended in order to be able to consider relevant conditions which change over the long service life and the specific features of urban water infrastructure systems.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	I
Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	IX
Abkürzungsverzeichnis	XIII
Zusammenfassung.....	XVII
1 Einleitung.....	1
2 Zielsetzung	5
3 Grundlagen und gewählter Untersuchungsansatz.....	8
3.1 Grundlagen zur Stoffstrombilanzierung und ökologischen Bewertung	8
3.1.1 Beschreibung der Ökobilanz-Methode	8
3.1.2 Bewertungsansätze zur Wirkungsabschätzung im Rahmen der Ökobilanz-Methode	11
3.1.3 Untersuchungen zur ökologischen Bewertung von Wasserinfrastruktursystemen	15
3.1.4 Kennzahlen zur ökologischen Relevanz urbaner Wasserinfrastruktursysteme in Deutschland	17
3.1.5 Beschreibung des Untersuchungsansatzes zur Stoffstrombilanzierung und ökologischen Bewertung	25
3.1.5.1 Zielfestlegung und Sachbilanzierung.....	25
3.1.5.2 Festlegung der Wirkungskategorien.....	26
3.1.5.3 Aufbereitung der Wirkungsindikatorergebnisse und Auswertung	37
3.1.6 Grenzen des Ökobilanz-Ansatzes	41
3.2 Grundlagen zur ökonomischen Bewertung.....	44

3.2.1	Methoden zur ökonomischen Bewertung	44
3.2.1.1	Statische Verfahren	45
3.2.1.2	Dynamische Verfahren	45
3.2.1.3	Einzel- und gesamtwirtschaftliche Betrachtungsweisen	48
3.2.1.4	Ökonomische Bewertung neuer Techniken – Konzept der Erfahrungskurve	49
3.2.2	Untersuchungen zur ökonomischen Bewertung von Wasserinfrastruktursystemen	54
3.2.3	Beschreibung des Untersuchungsansatzes zur ökonomischen Bewertung von Wasserinfrastruktursystemen	56
4	Änderungen wichtiger Einflussfaktoren für urbane Wasserinfrastruktursysteme während ihrer Nutzungsdauer	59
4.1	Technologischer Fortschritt	59
4.2	Änderungen weiterer Einflussfaktoren	62
5	Beschreibung der Anwendungsfälle	66
5.1	"DEUS 21"-Konzept	66
5.2	Konventionelles Konzept	68
5.3	Konventionelles Konzept mit Regenwassernutzung	68
5.4	Randbedingungen der Untersuchungsszenarien	69
6	Stoffstrombilanzierung und ökologische Bewertung	72
6.1	Beschreibung des Modells zur ökologischen Bewertung	72
6.1.1	Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens	72
6.1.2	Beschreibung der Sachbilanzmodule	76
6.1.2.1	Allgemeine Module	77
6.1.2.2	Bauphase	78
6.1.2.3	Betriebsphase	80
6.1.2.3.1	Aufbereitung und Verteilung von Trink-, Regen- und Pfliegewasser	80
6.1.2.3.2	Oberflächenabfluss	81
6.1.2.3.3	Haushalte	82
6.1.2.3.4	Abwasserableitung und -behandlung	88

6.1.2.3.5	Bioabfallbehandlung	96
6.1.2.4	Entsorgungsphase	97
6.1.2.5	Module zur Systemerweiterung (Produktkorb)	97
6.1.3	Stoffstrommodell Wasser	100
6.1.3.1	Grundstruktur des Stoffstrommodells Wasser	102
6.1.3.2	Datenquellen	103
6.2	Ergebnisse der ökologischen Bewertung	105
6.2.1	Ausgewählte Ergebnisse des Stoffstrommodells Wasser	105
6.2.2	Ausgewählte Ergebnisse der Sachbilanz	109
6.2.3	Ergebnisse der Wirkungsabschätzung	111
6.2.3.1	Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien.....	111
6.2.3.2	Ergebnisse der Normierung und Ordnung.....	126
6.2.3.3	Sensitivitätsanalysen.....	129
6.2.4	Ergebnisse unter zukünftigen Bedingungen	132
6.2.5	Zusatzaspekte bei der ökologischen Bewertung	139
6.2.6	Fehlerbetrachtung	140
6.2.7	Diskussion der Ergebnisse zur ökologischen Bewertung	142
7	Ökonomische Bewertung.....	146
7.1	Datengrundlagen.....	147
7.1.1	Bauphase	147
7.1.2	Betriebsphase	149
7.2	Ergebnisse	150
7.2.1	Ergebnisse mit konventionellem Berechnungsansatz	150
7.2.2	Ergebnisse mit integriertem Ansatz zur Berücksichtigung zukünftiger Veränderungen	151
7.2.3	Sensitivitätsanalysen zur ökonomischen Bewertung.....	158
7.2.4	Fehlerbetrachtung	162
7.2.5	Diskussion der Ergebnisse der ökonomischen Bewertung.....	164
8	Schlussfolgerungen.....	166
9	Literaturverzeichnis	171

Anhang 188

Schriftenreihe SWW - Karlsruhe 211

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1:	Schematische Darstellung des gewählten methodischen Ansatzes zur Bewertung urbaner Wasserinfrastruktursysteme	6
Abbildung 3-1:	Aufbau und Inhalte einer Ökobilanz (Darstellung in Anlehnung an DIN EN ISO 14040)	9
Abbildung 3-2:	Häufigkeitsverteilung der Lernrate bei 22 Feldstudien im Bereich der industriellen Fertigung (N=108; Dutton/Thomas, 1984).....	52
Abbildung 3-3:	Entwicklung der Absatzmenge und der Preise von Membranmodulen (MF/UF) ausgewählter Hersteller (nach Knopp, 2004)	53
Abbildung 4-1:	Wichtige Einflussfaktoren für die lebenszyklusbezogene Bewertung urbaner Wasserinfrastruktursysteme (nach Hillenbrand/Hiessl, 2006).....	59
Abbildung 4-2:	Vergleich der Entwicklung der internationalen Patentanmeldungen im Zeitraum 1991 bis 2004 in wichtigen wassertechnologischen Bereichen mit der Entwicklung der weltweiten Patentanmeldungen insgesamt (Sartorius, 2007).....	61
Abbildung 4-3:	Patentaktivitäten im Bereich Wassernutzung, hier: wassersparendes Waschen und Spülen von Textilartikeln (Hillenbrand/Hiessl, 2006)	62
Abbildung 5-1:	Schema des "DEUS 21"-Konzepts	67
Abbildung 6-1:	Schematische Darstellung des Modellierungsansatzes und der Systemgrenzen der untersuchten Konzepte im Stoffstrommodell "SurWis" a) DEUS 21-Konzept b) konventionelles Konzept c) konventionelles Konzept mit Regenwassernutzung	74
Abbildung 6-2:	Struktur des System-Dynamics Modells zur Berechnung des Stoffstroms Wasser	102
Abbildung 6-3:	Aufteilung des spezifischen Wasserverbrauchs in Haushalten in 2006 (in Liter pro Tag; ohne Kleingewerbeanteil; nach BDEW, 2008).....	104
Abbildung 6-4:	Jahresgang im Stoffstrommodell Wasser, beispielhaft für das DEUS 21-Konzept für den Füllstand im Regenspeicher, den Überlauf und den Trinkwasserergänzungsbedarf im Untersuchungsgebiet mit durchschnittlicher Niederschlagsmenge ..	106
Abbildung 6-5:	Ergebnisse des Stoffstrommodells Wasser zum spezifischen natürlichen Wasserangebot und zum spezifischen Wasserbedarf im Untersuchungsgebiet	107

Abbildung 6-6:	Ergebnisse des Stoffstrommodells Wasser zur Aufteilung des Wasserverbrauchs in den Haushalten auf die verschiedenen Wasserqualitäten	107
Abbildung 6-7:	Anteile der verschiedenen Wasserqualitäten am Gesamtwasserbedarf im DEUS 21-Konzept bei unterschiedlichen Niederschlagsmengen	108
Abbildung 6-8:	Ergebnisse des Stoffstrommodells Wasser unter zukünftigen Randbedingungen	109
Abbildung 6-9:	Darstellung des spezifischen Ressourcenbedarfs an fossilen Ressourcen in Rohöläquivalenten für die unterschiedlichen Konzepte.....	112
Abbildung 6-10:	Darstellung des spezifischen kumulierten Energiebedarfs für die unterschiedlichen Konzepte.....	113
Abbildung 6-11:	Darstellung des spezifischen Phosphorbedarfs der unterschiedlichen Konzepte.....	113
Abbildung 6-12:	Darstellung des spezifischen Wasserbedarfs der unterschiedlichen Konzepte (ohne Kühlwasser), unterschieden nach Gesamtbedarf und regionalem Bedarf zur Wasserversorgung im Untersuchungsgebiet sowie nach den verschiedenen Lebenszyklusphasen.....	114
Abbildung 6-13:	Darstellung des spezifischen Treibhauspotenzials der unterschiedlichen Konzepte, unterschieden nach den Anteilen der wichtigsten Treibhausgase	115
Abbildung 6-14:	Darstellung des spezifischen Versauerungspotenzials der unterschiedlichen Konzepte, unterschieden nach den relevanten Schadstoffen.....	116
Abbildung 6-15:	Darstellung des spezifischen terrestrischen Eutrophierungspotenzials der unterschiedlichen Konzepte, unterschieden nach den wichtigsten relevanten Schadstoffen.....	117
Abbildung 6-16:	Darstellung des spezifischen aquatischen Eutrophierungspotenzials der unterschiedlichen Konzepte, unterschieden nach den wichtigsten relevanten Schadstoffen.....	119
Abbildung 6-17:	Darstellung des spezifischen Photooxidantenbildungspotenzials der unterschiedlichen Konzepte	120
Abbildung 6-18:	Darstellung der Ergebnisse für den Einzelindikator "Kupfer-Emissionen Wasser" und "Kupfer-Emissionen Boden" zur Toxizitätsbewertung.....	122
Abbildung 6-19:	Darstellung der Ergebnisse für die weiteren Einzelindikatoren Wasser zur Ökotoxizitätsbewertung	123

Abbildung 6-20:	Darstellung der Ergebnisse für die weiteren Einzelindikatoren Boden zur Ökotoxizitätsbewertung	124
Abbildung 6-21:	Schwermetallemissionen der verschiedenen Konzepte, getrennt nach regionalen, sonstigen und Langzeitemissionen Wasser sowie Bodenemissionen und Luftemissionen	125
Abbildung 6-22:	Normierte Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien und Einzelindikatoren	127
Abbildung 6-23:	Normierte Ergebnisse der regionalbezogenen Wirkungskategorien und Einzelindikatoren.....	128
Abbildung 6-24:	Ergebnisdarstellung als Differenzwerte zwischen den Konzepten "DEUS 21" und "KONV, stadt" (positive Werte: höhere Belastungen "DEUS 21"-Konzept, negative Werte: höhere Belastungen "KONV, stadt"-Konzept; unteres Bild: Bilanzierung der regionalen Belastungen).....	129
Abbildung 6-25:	Ergebnisse der ökologischen Bewertung für das DEUS 21-Konzept mit verringertem Energieverbrauch bei der Wasser- und Abwasseraufbereitung	130
Abbildung 6-26:	Ergebnisse der ökologischen Bewertung bei Trinkwasser im Härtebereich 2	131
Abbildung 6-27:	Ergebnisse der ökologischen Bewertung bei unterschiedlichem Waschverhalten in den Haushalten	132
Abbildung 6-28:	Ergebnisse des Stoffstrommodells Wasser für die verschiedenen Konzepte unter derzeitigen und zukünftigen (mit "Zuk" gekennzeichnet) Randbedingungen	134
Abbildung 6-29:	Normierte Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien und Einzelindikatoren unter zukünftigen Bedingungen.....	137
Abbildung 6-30:	Ergebnisse unter künftigen Bedingungen als Differenzwerte zwischen den Konzepten "DEUS 21" und "KONV, stadt" (positive Werte: höhere Belastungen "DEUS 21"-Konzept, negative Werte: höhere Belastungen "KONV, stadt"-Konzept).....	138
Abbildung 6-31:	Ergebnisse der ökologischen Bewertung bei Zugabe von Aktivkohle zur Entfernung von Mikroschadstoffen im Konzept "KONV, stadt" unter künftigen Bedingungen als Differenzwerte...	139
Abbildung 7-1:	Ergebnisse der ökonomischen Bewertung für die untersuchten Konzepte mit konventionellem Berechnungsansatz	151
Abbildung 7-2:	Beispielhafte Darstellung von zwei Erfahrungskurven mit Lernraten von 10% bzw. 30%.....	153
Abbildung 7-3:	Ergebnisse zur ökonomischen Bewertung mit integriertem Ansatz zur Berücksichtigung zukünftiger Veränderungen	155

Abbildung 7-4:	Ergebnisse der ökonomischen Bewertung mit integriertem Ansatz zur Berücksichtigung zukünftiger Veränderungen und mittleren Kostendaten für die konventionellen Konzepte.....	156
Abbildung 7-5:	Aufschlüsselung der Anfangsinvestitionen sowie der jährlichen Betriebskosten im DEUS 21-Konzept.....	157
Abbildung 7-6:	Aufschlüsselung der Anfangsinvestitionen sowie der jährlichen Betriebskosten in den konventionellen Varianten.....	158
Abbildung 7-7:	Einfluss unterschiedlich hoher Erfahrungskurveneffekte auf den Kapitalwert des DEUS 21-Konzepts	159
Abbildung 7-8:	Kapitalwert des DEUS 21-Konzepts in Abhängigkeit von der Berücksichtigung von Erfahrungskurveneffekten (EE)	160
Abbildung 7-9:	Mehrkosten aufgrund von Unterauslastung sowie durch Abbau und Entsorgung von Trinkwasser- und Kanalnetzen in den verschiedenen Konzepten	161
Abbildung 7-10:	Einfluss des Kalkulationszinsfußes.....	162

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1:	Organische Mikroschadstoffe mit hoher Relevanz für die Qualität von Oberflächengewässern in Deutschland – Ergebnisse unterschiedlicher Untersuchungen anhand eines Vergleichs von Belastungen in Oberflächengewässern bzw. in Kläranlagenabläufen mit Qualitätszielen bzw. No-Effect-Konzentrationen.....	21
Tabelle 3-2:	Umweltrelevanz urbaner Wasserinfrastruktursysteme in Deutschland anhand ausgewählter Parameter (Literaturquellen siehe Text).....	25
Tabelle 3-3:	Rohöl-Äquivalenzfaktoren, Wärmeinhalte und statische Reichweite fossiler Energieträger	29
Tabelle 3-4:	Betrachtete Wirkungskategorien mit den jeweils erfassten Sachbilanzparametern	37
Tabelle 3-5:	Gegenüberstellung der ausgewählten Wirkungskategorien mit der Standardliste des Umweltbundesamtes sowie des DIN/NAGUS.....	38
Tabelle 3-6:	Grundlagen der Bewertung: Bewertung der Ökologischen Gefährdung und des Abstands zum Schutzziel	39
Tabelle 3-7:	Richtwerte für Lernraten unterschieden nach Anteil Hand- bzw. Maschinenfertigung sowie für unterschiedliche Branchen (nach NASA, 2008).....	52
Tabelle 4-1:	Übersicht über die Veränderungsfaktoren für Planungen von Wasserinfrastruktursystemen (verändert nach Hillenbrand/Hiesl, 2007).....	65
Tabelle 6-1:	Verwendeter Energieträgermix der Stromerzeugung in Deutschland in 2004 (nach Frischknecht et al., 2007c).....	77
Tabelle 6-2:	Spezifische Aufwendungen bei der Trinkwasseraufbereitung und -verteilung je m ³ Rohwasser	81
Tabelle 6-3:	Stoffkonzentrationen in Regen- und Trinkwasser	82
Tabelle 6-4:	Durchschnittliche Frachten verschiedener Abwasserinhaltsstoffe in Abwasserteilströmen (nach DWA, 2008; ergänzende Literaturlauswertungen).....	83
Tabelle 6-5:	Angaben zur Wasserhärte für Trink- und Pflégewasser im Untersuchungsgebiet.....	84
Tabelle 6-6:	Zusammensetzung des Bioabfalls	88
Tabelle 6-7:	Reinigungsleistung der konventionellen Abwasserbehandlung.....	91

Tabelle 6-8:	Reinigungsleistung der Abwasserbehandlung im DEUS 21-Konzept.....	95
Tabelle 6-9:	Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe in verschiedenen Düngern ..	99
Tabelle 6-10:	Schadstoffgehalte mineralischer Düngemittel in mg/kg Trockenmasse (Auswertung unterschiedlicher Literaturquellen)..	100
Tabelle 6-11:	Aufteilung des spezifischen Wasserverbrauchs in Haushalten (in Anlehnung an Böhm et al., 2002)	105
Tabelle 6-12:	Komplementärgüter der Produktkörbe (Angaben für Stickstoff und Phosphor in Mineraldüngeräquivalenten MDÄ)	110
Tabelle 6-13:	Sachbilanzergebnisse zum Bedarf an den wichtigsten Baumaterialien in den verschiedenen Konzepten (in kg pro Einwohner und Jahr).....	111
Tabelle 6-14:	Sensitivitätsanalyse zur Zugabe von Aktivkohle bei der Abwasserbehandlung im Konzept "KONV, stad" – Ausgangsdaten zur Modellierung	138
Tabelle 6-15:	Angaben zur Datenqualität der ökologischen Bewertung (+: hoch; o: mittel; -: niedrig)	141
Tabelle 7-1:	Wichtige Parameter und Rahmenbedingungen der ökonomischen Bewertung	146
Tabelle 7-2:	Theoretische Ableitung möglicher Kosteneinsparungen aufgrund von Erfahrungskurveneffekten in Abhängigkeit unterschiedlicher Randbedingungen	153
Tabelle 7-3:	Abschätzung der zu erwartenden Erfahrungskurveneffekte für Technikkomponenten des DEUS 21-Konzepts	154
Tabelle 7-4:	Vergleich der Berechnungsansätze zur ökonomischen Bewertung.....	155
Tabelle 7-5:	Erhöhte Betriebskosten bei Unterauslastung konventioneller Anlagen zur Trinkwasserverteilung und Abwasserableitung	160
Tabelle 7-6:	Angaben zur Qualität der Daten zur ökonomischen Bewertung (+: hoch; o: mittel; -: niedrig).....	163
Tabelle A.3-1:	Einbezogene Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und berücksichtigte Sachbilanzparameter mit Wirkungsfaktoren	192
Tabelle A.3-2:	Gesamtemissionen und –verbräuche in Deutschland und daraus resultierende spezifische Belastungen pro Einwohner als Grundlage der Normierung	193
Tabelle A.5-1:	Standardwerte für den Transport unterschiedlicher Produkte (nach Frischknecht et al., 2004)	197
Tabelle A.5-2:	Spezifische Kenngrößen verschiedener Bauprodukte.....	197

Tabelle A.5-3:	Wichtige Materialaufwendungen in der Bauphase bei der Trinkwasseraufbereitung (nach Althaus et al., 2004)	198
Tabelle A.5-4:	Länge der Leitungs- und Kanalisationsnetze der verschiedenen Konzepte.....	198
Tabelle A.5-5:	Materialaufwand für Leitungs- und Kanalisationsnetze der verschiedenen Konzepte	199
Tabelle A.5-6:	Materialaufwand für Abwasseranlagen in den konventionellen Konzepten (nach Angaben von Doka, 2003, Ronchetti, 2002 und Jekel et al., 2006)	200
Tabelle A.5-7:	Materialaufwand für Abwasser- und Regenwasserbehandlungsanlagen im DEUS 21-Konzept	200
Tabelle A.5-8:	Materialaufwand für die dezentralen Regenwassernutzungsanlagen im konventionellen Konzept mit Regenwassernutzung	201
Tabelle A.5-9:	Zusätzlicher Material-Aufwand im DEUS 21-Konzept in den Haushalten.....	201
Tabelle A.5-10:	Marktanteile und Dosierung von Waschmitteln des Durchschnittshaushalts in Abhängigkeit vom Härtebereich (HB1 bis HB4).....	201
Tabelle A.5-11:	Übersicht über die bzgl. ihres Waschverhaltens unterschiedenen Haushaltstypen	202
Tabelle A.5-12:	Parameter zur Berechnung des härteabhängigen Seifenverbrauchs (vgl. Merkel, 1998).....	202
Tabelle A.5-13:	Wohngebäude nach Art der Warmwasserversorgung (Statistisches Bundesamt, 2002)	202
Tabelle A.5-13:	Emissionsfaktoren eines BHKW zur Biogasnutzung	203
Tabelle A.5-15:	Emissionsfaktoren der Klärschlamm-Monoverbrennung (berechnet nach ISA/MUNLV, 2006 und MUNLV, 2001).....	203
Tabelle A.6-1:	Wichtigste Ergebnisse der Sachbilanz am Beispiel des DEUS 21-Konzepts (nur Werte > 0,1 kg bzw. 0,1 MJ bzw. 0,1 Nm ³)	204
Tabelle A.7-1:	Investitionen im konventionellen Konzept und im konventionellen Konzept mit Regenwassernutzung für den öffentlichen Bereich ..	206
Tabelle A.7-2:	Investitionen im DEUS 21-Konzept für den öffentlichen Bereich..	206
Tabelle A.7-2:	Investitionen im privaten Bereich.....	207
Tabelle A.7-4:	Nutzungsdauern der wichtigsten Systemkomponenten mit Vergleichswerten nach LAWA (2005).....	208

Tabelle A.7-5:	Betriebskosten im konventionellen Konzept und im konventionellen Konzept mit Regenwassernutzung für den öffentlichen Bereich	208
Tabelle A.7-5:	Betriebskosten des DEUS 21-Konzepts	209

Abkürzungsverzeichnis

ABS	Acrylonitril-Butadien-Styrol Copolymer
ADP	Abiotic Resource Depletion Potenzial
AEP	Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial
AKWA	Alternativen der kommunalen Wasserversorgung und Abwasserentsorgung
Al ₂ (SO ₄) ₃	Aluminiumsulfat
ANP	Ammoniumnitratphosphat
AOX	Adsorbierbare organische Halogen - Verbindungen
AP	Acidification Potential (Versauerungspotenzial)
ATV-DVWK	Abwassertechnische Vereinigung - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
BBR	Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung
BDEW	Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BHKW	Bioheizkraftwerk
BHO	Bundeshaushaltsordnung
BLAC	Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Chemikaliensicherheit
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMU	Bundesministerium für Umwelt
BMVBW	Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf (5 Tage)
BUWAL	Bundesamt für Umwelt , Wald und Landschaft, Schweiz (heute: BAFU)
CAN	Kalkammonsalpeter
CaO	Calciumoxid
Cd	Cadmium
CH ₄	Methan
CML	Centrum voor Milieukunde in Leiden
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
Cr	Chrom
CRP	Carcinogenic Risk Potential
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
Cu	Kupfer
DEHP	Di(2-ethylhexyl)-phthalat
DEUS 21	Dezentral Urbanes Infrastruktur-System
DIN	Deutsches Institut für Normung
DIW	Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung
DLE	Durchlauferhitzer
DN	Diameter Nominal (Anschlussmaß)
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
E1	Estron
E2	17 β – Estradiol
E2	Estradiol
EDW	Einwohnerdurschnittswert
EE	Erfahrungskurveneffekte
EE2	17α-Ethinylestradiol
EEG	Erneuerbare – Energien - Gesetz
EN	Europäische Norm
EPA	Environmental Protection Agency
EUSES	European Union System for the Evaluation of Substances
EW	Einwohnerwert
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
GK	Größenklasse
GWP	Global Warming Potential
H ₂ SO ₄	Schwefelsäure
HB	Härtebereich
Hg	Quecksilber
HGrG	Haushaltsgrundsätzegesetz

IEA	International Energy Agency
IFEU	Institut für Energie - und Umweltforschung Heidelberg GmbH
IGB	Institut für Gewässerökologie
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISA	Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen
ISET	Institut für Solare Energieversorgungstechnik
ISI	Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung
ISO	Internationale Organisation für Normung
KEA	Kumulierter Energieaufwand
KLIWA	Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft
KNA	Kosten-Nutzenanalysen
KONV, l	konventionell, ländlich
KONV, s	konventionell, städtisch
KO-RW, l	konventionell mit Regenwassernutzung, ländlich
KO-RW, s	konventionell mit Regenwassernutzung, städtisch
LANUV	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LAS	Lineare Alkylbenzolsulfonate
LAWA	Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LDPE	Low Density Polyethylene
LLDPE	Linear Low Density Polyethylene
MAP	je nach Kontext: Magnesiumammoniumphosphat bzw. Monoammoniumphosphat
MDÄ	Mineraldüngeräquivalente
MDG	Millennium Development Goals
MF	Mikrofiltration
MgO	Magnesiumoxid
MIPS	Materialinput pro Serviceeinheit
MLUR	Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung
MONERIS	Modelling Nutrient Emission in River Systems (Modell zur Bilanzierung von Nährstoffeinträgen)
MUNLV	Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
MVA	Müllverbrennungsanlage
N	Stickstoff
N ₂ O	Distickstoffoxid
NaCl	Natriumchlorid
NAGUS	Normenausschuss Grundlagen des Umweltschutzes
NaOH	Natriumhydroxid
NASA	National Aeronautics and Space Administration
NH ₃	Ammoniak
NH ₄	Ammonium
NH ₄ -N	Ammonium Stickstoff
Ni	Nickel
NMVOC	Non-methane Volatile Organic Compounds (alle flüchtigen organischen Verbindungen außer Methan)
NO ₃ -N	Nitrat Stickstoff
NO _x	Stickstoffoxide
NP	Nonylphenol
NPEO	Nonylphenoethoxylate
NPK	Stickstoff Phosphor Kalium
NWA	Nutzwertanalyse
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development
P	Phosphor
P ₂ O ₅	Phosphorpentoxid
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD	Polychlorierte Dibenzodioxine
PCDF	Polychlorierte Dibenzofurane
PE	Polyethylen
PEHD	Polyethylen High Density

PNEC	Predicted No Effect Concentration
POCP	Photochemical Ozone Creation Potential
PP	Polypropylene
PR	Progress Ratio
PROBAS	Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente (siehe http://www.probas.umweltbundesamt.de/php/index.php)
PVC	Polyvinylchloride
PW	Pflegewasser
REMO	Regional Modell (Regionales Klimamodell, entwickelt vom Max-Planck-Institut für Meteorologie Hamburg)
RW	Regenwasser
RWW	Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft
S	Schwefel
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SO ₂	Schwefeldioxid
SO _x	Schwefeloxide
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
SurWis	Stoffstrom urbanes Wasserinfrastruktursystem
TCPP	Tris(1-chlor-2-propyl)phosphat
TEP	Terrestrisches Ökotoxizitätspotential
TGD	Technical Guidance Document on Risk Assessment
TnBP	Tri-n-Butylphosphate
TOC	Total Organic Carbon
TS	Trockensubstanz
TW	Trinkwasser
UAN	Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung
UBA	Umweltbundesamt
UF	Ultrafiltration
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
VOC	Volatile Organic Compounds (flüchtige organische Verbindungen)
VSA	Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute
WETTREG	Wetterlagen-basierte Regionalisierungsmethode
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WIS	Wasserinfrastruktursysteme
WRRL	Europäische Wasserrahmenrichtlinie
Zn	Zink

Zusammenfassung

Für die in Deutschland traditionell eingesetzten Systeme zur Wasserversorgung und Abwasserentsorgung – bestehend aus einer zentralen Versorgung mit Trinkwasser, der Ableitung des Abwassers über große Kanalnetze und der zentralen Abwasserbehandlung in Kläranlagen – werden in den letzten Jahren aus unterschiedlichen Gründen verstärkt Alternativen gesucht. In verschiedenen Forschungs- und Demonstrationsvorhaben wurden neue Ansätze entwickelt und im Pilotmaßstab umgesetzt. Es stellt sich damit nun die Frage, in welchem Umfang bzw. unter welchen Randbedingungen die Umsetzung solcher neuen Konzepte sinnvoll ist. Ein Vergleich dieser neuen Konzepte mit den bisherigen Systemen muss dabei die Besonderheiten urbaner Wasserinfrastruktursysteme berücksichtigen: Dies sind zum einen die sehr langen Nutzungsdauern wichtiger Komponenten konventioneller Systeme (z.B. Netze zur Wasserverteilung und Abwasserableitung), die lange Betrachtungszeiträume erforderlich machen. Zum anderen sind die mit dem Aufbau der Netze verbundenen Kosten irreversibel und nicht rückholbar ("sunk costs"), andere Nutzungen der Netze sind in der Regel nicht möglich. D.h. in Verbindung mit den langen Nutzungsdauern ergibt sich für diese Systeme eine geringe Flexibilität, so dass es notwendig ist, bei einem Vergleich nicht nur die aktuellen Bedingungen zu Grunde zu legen, sondern auch die zu erwartenden Veränderungen über die Nutzungsdauer hinweg zu berücksichtigen. Ziel dieser Arbeit ist es deshalb, das methodische Instrumentarium zur vergleichenden Bewertung unterschiedlicher urbaner Wasserinfrastruktursystems zu erarbeiten, das diese Besonderheiten berücksichtigt und das vor allem für die Bewertung kleinerer Siedlungsgebiete eingesetzt werden kann. Das Vorgehen teilt sich dabei auf in die Modellierung der Wasser- und Stoffströme und die darauf aufbauenden Schritten der ökologischen und ökonomischen Bewertung.

Konkreter Hintergrund für die Erprobung der Methodik ist die Realisierung und Demonstration eines neuen Wasserinfrastrukturkonzepts in einem kleinen Neubaugebiet mit etwa 100 Grundstücken, das im Rahmen des Forschungsvorhabens "DEUS 21 - DEzentral Urbanes Infrastruktur-System" umgesetzt wird. In diesem DEUS 21-Konzept wird auf der Wasserversorgungsseite das anfallende Regenwasser gesammelt, semidezentral aufbereitet und als Pflegewasser mit Trinkwasserqualität den Haushalten über ein zusätzliches zweites Versorgungsnetz zur Verfügung gestellt. Auf der Abwasserseite erfolgt die Abwassersammlung über eine Vakuumkanalisation, an die auch Vakuumtoiletten und Küchenabfallzerkleinerer in den Häusern angeschlossen werden können. Die ebenfalls semidezentral betriebene Abwasserbehandlung besteht aus einer anaeroben Membranbehandlungsstufe, über die Biogas gewonnen wird, sowie den anschließenden Stufen zur Rückgewinnung von Phosphor und Stickstoff. Für die Untersuchungen wird von einer maximalen Nutzung des Pflegewassers in den Haushalten und einer vollständigen Ausstattung mit Vakuumtoiletten und Küchenabfallzerkleinerern ausgegangen.³

³ Aufgrund der Randbedingungen des Forschungsvorhabens konnten im Untersuchungsgebiet nicht alle Einzelkomponenten vollständig umgesetzt werden.

Für die **ökologische Bewertung** wird auf die anerkannte Methodik der Ökobilanz zurückgegriffen, die einen Ansatz liefert, die Stoff- und Energieströme und die dadurch verursachten Umweltauswirkungen eines zu untersuchenden Produkts oder Systems möglichst vollständig über den gesamten Lebensweg hinweg zu erfassen. Nach der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens werden in dem sich anschließenden Schritt der Sachbilanz die Input- und Outputströme analysiert. Zur Bilanzierung dieser Stoffströme wurde das **Modell "SurWis"** (Stoffstrom urbanes Wasserinfrastruktursystem) erarbeitet: Ausgangspunkt der Stoffstrombetrachtungen ist dabei der Stoffstrom des Wassers im Untersuchungsgebiet, der über einen rückgekoppelten System-Dynamics-Ansatz auf der Basis von Tageswerten ermittelt wurde. Aufbauend auf den Ergebnissen dieses Teilmodells werden die weiteren, mit der Wasserversorgung, der Wassernutzung und der Abwasserentsorgung verbundenen Stoffströme als Jahreswerte berechnet. Diese Daten dienen zum einen als Ausgangsdaten für die ökonomische Bewertung (insbesondere hinsichtlich der Berechnung der Betriebskosten), zum anderen werden diese Daten innerhalb des bei der ökologischen Bewertung sich anschließenden Schritts der Wirkungsabschätzung zu Kenngrößen zusammengefasst. Diese Kenngrößen sind in Abhängigkeit vom Untersuchungsgegenstand festzulegen.

Zur Ableitung der Kenngrößen für die Wirkungsabschätzung wurde die ökologische Relevanz von urbanen Wasserinfrastruktursystemen in Deutschland untersucht. Zu nennen sind hier die verursachten Gewässerbelastungen, die hinsichtlich der Nährstoffbelastungen deutlich zurückgegangen ist, mit 35% bzw. 20% Emissionsanteil (einschließlich Regenwasserab-leitung) aber immer noch relevant ist. Bei Schwermetallen liegen die Anteile teilweise höher (Beispiel Kupfer: 50%) oder in ähnlicher Größenordnung (Beispiel Nickel: 20%). Einen wesentlich höheren Anteil haben die Emissionen urbaner Wasserinfrastruktursysteme bei den Einträgen organischer Mikroverunreinigungen wie Arzneimittelreststoffe oder Körperpflegemittel sowie bei dem Eintrag antibiotikaresistenter Mikroorganismen. Auf der Ressourcenseite stellen die im häuslichen Abwasser enthaltenen Phosphormengen 53% der in Deutschland eingesetzten mineralischen P-Düngermenge dar. Der durchschnittliche Wasserverbrauch der Haushalte verursacht 33% der Wasserentnahme (ohne Kühlwasser). Der Strombedarf für Wasserver- und Abwasserentsorgung der Haushalte liegt mit etwa 75 kWh/(E*a) bei ca. 4,4 % des Stromverbrauchs in Haushalten bzw. 1,2% des Gesamtstromverbrauchs in Deutschland. Die sich daraus ableitenden Wirkungsindikatoren zur ökologischen Bewertung sind neben den Standardindikatoren Treibhauseffekt, Photooxidantienbildung, Versauerung und Eutrophierung ausgewählte Einzelindikatoren für Human- und Ökotoxizität (Kupfer, Zink, Cadmium, Nickel, 4-Nonylphenol, 17 α -Ethinylestradiol) sowie für die Ressourcennutzung (fossile Ressourcen, Phosphor, Wasser, kumulierter Energieaufwand). Für die Bewertung von stofflichen oder mengenbezogenen Belastungen des Wasserkreislaufs spielen dabei die spezifischen Bedingungen am Ort der Belastung eine besondere Rolle (Grad der Vorbelastung, Besiedlungsdichte, Wasserverfügbarkeit in der Region). Um diese Aspekte bei einer Bewertung berücksichtigen zu können, ist es deshalb erforderlich, bei der Auswertung zu differenzieren zwischen den Gewässerbelastungen insgesamt und den Belastungen in der

Umgebung des jeweiligen Untersuchungsgebiets, so dass die resultierenden lokalen Auswirkungen bei größerer Bedeutung ggf. gesondert berücksichtigt werden können.

Zur weiteren Wirkungsabschätzung wird entsprechend den Empfehlungen des Umweltbundesamts (UBA, 1999) eine Normierung der Ergebnisse vorgenommen, d.h. es wird der Anteil der Belastung des betrachteten Systems an der Gesamtbelastung in Deutschland für die jeweilige Wirkungskategorie bestimmt. Zusätzlich werden die verschiedenen Kategorien hinsichtlich ihrer ökologischen Gefährdung (den mit der jeweiligen Kategorie verbundenen potenziellen Schäden) sowie dem Abstand zum Umweltziel (Abstand zwischen aktuellem und jeweils angestrebtem Umweltzustand) geordnet. Abschließend werden in der Auswertungsphase die Ergebnisse überprüft und für die Ableitung von Schlussfolgerungen genutzt.

Zur **ökonomischen Bewertung** stehen verschiedene Verfahren zur Investitionsrechnung zur Verfügung, von denen für die Untersuchungen die Kapitalwertmethode ausgewählt wurde. Der dabei zu berechnende Kapitalwert ergibt sich als Summe aller Ein- und Auszahlungen im Betrachtungszeitraum, die auf den gewählten Bezugszeitpunkt mittels des Kalkulationszinsfußes auf- bzw. abgezinst werden. Wie beschrieben sind aufgrund von teilweise sehr langen Nutzungsdauern wichtiger Komponenten für den Vergleich von urbanen Wasserinfrastruktursystemen lange Betrachtungszeiträume zu wählen (vgl. LAWA, 2005; für diese Arbeit wurde ein Zeitraum von 60 Jahren betrachtet), in dem sich für neue Techniken deutliche Effizienzverbesserungen und damit Kostenreduktionen ergeben können, die bspw. bei notwendigen Reinvestitionen eine wichtige Rolle spielen. Um entsprechende Effekte berücksichtigen zu können, wurden nach dem Konzept der Erfahrungskurven diese Kostenminderungen abgeschätzt. Aufgrund der Besonderheiten der betrachteten Systeme waren in die Kostenbetrachtungen auch die damit verbundenen Auswirkungen auf die Haushalte einzubinden (z.B. Kosten für Toiletten, Leitungen im Haus, dezentrale Regenwassernutzung). Für die Betrachtungen wurde eine gesamtwirtschaftliche Sichtweise gewählt, wobei hinsichtlich der nicht monetären Effekte in Anlehnung an die aus dem Wasserhaushaltsgesetz abzuleitenden Zielsetzungen für die Wasserver- und Abwasserentsorgung vor allem ökologische Effekte mit zu berücksichtigen sind, die entsprechend über die ökologische Bewertung erfasst werden.

Wie beschrieben müssen bei der Bewertung von Wasserinfrastruktursystemen lange Betrachtungszeiträume zu Grunde gelegt werden. Aufgrund der geringen Flexibilität leitungsgebundener Infrastruktursysteme sind mögliche **Veränderungen wichtiger Einflussfaktoren oder Randbedingungen** in diesem Zeitraum soweit möglich in die Bewertung einzubeziehen. Näher untersucht wurden daher die Auswirkungen des technologischen Fortschritts, der vor allem bei Techniken mit geringem Reifegrad und in Techniksektoren mit hoher Innovationsdynamik zu deutlichen Veränderungen führen kann. Daraus können erhebliche Erfahrungskurveneffekte resultieren, die wiederum für eine ökonomische Bewertung große Bedeutung haben können. Auswertungen von Patentanmeldungen in unterschiedlichen, für die Wasserwirtschaft relevanten Bereichen (z.B. Wasserbehandlung mit Hilfe semi-permeabler Membranen, Regenwassergewinnung) zeigen eine hohe Dynamik. Ähnliches gilt auch für

Technikbereiche mit wichtigen Querbezügen zu Wasserinfrastrukturtechniken wie z. B. Informations- und Kommunikationstechnologien (Fernüberwachungssysteme), Nanotechnologie oder Sensorik. Als wichtige Randbedingungen spielen bei der Bewertung außerdem Veränderungen aufgrund des Klimawandels eine Rolle, die nach den bislang vorliegenden Erkenntnissen dazu führen werden, dass sich das Niederschlagsverhalten verändern wird mit höheren Niederschlagsmengen im Winter- und geringeren Mengen im Sommerhalbjahr, mit häufigeren und längeren Trockenperioden im Sommer sowie mit der Zunahme von Starkniederschlägen. Diese Veränderungen werden jedoch regional sehr unterschiedlich auftreten und sind deshalb mit einer hohen Unsicherheit verbunden. Ebenfalls regional sehr unterschiedlich, jedoch besser zu prognostizieren sind die durch den demographischen Wandel bedingten Veränderungen in Deutschland. Die durch einen starken Bevölkerungsrückgang betroffenen Gebiete werden in den nächsten Jahrzehnten deutlich zunehmen, mit erheblichen Auswirkungen auch für den Bereich der Wasserinfrastruktur (Betriebsprobleme aufgrund zurückgehender Wassermengen in Leitungs- und Kanalnetzen, höhere einwohnerbezogene Kosten sowie aufgrund der Alterung der Bevölkerung auch höherer Verbrauch von Pharmaka). Weitere sich ändernde Randbedingungen sind derzeit bereits diskutierte, zusätzliche ökologische Anforderungen (Regenwasserbewirtschaftung, Energieeffizienz, Nährstoffrecycling, Elimination von Mikroschadstoffen), die weiter zunehmende Versiegelung sowie mögliche Sicherheitsanforderungen für Wasserinfrastruktursysteme.

Zur **Erprobung des entwickelten methodischen Ansatzes** wurde das DEUS 21-Konzept unter den Randbedingungen der o. g. Pilotanwendung mit einem konventionellen Konzept mit zentraler Wasserversorgung, Abwasserableitung über eine Trennkanalisation und Abwasserbehandlung in einer kommunalen Kläranlage mit Nährstoffelimination verglichen. Dabei wurde nochmals unterschieden zwischen einer städtischen Variante, in der das Abwasser in einer Großkläranlage (mit anaerober Klärschlammbehandlung und Klärschlammverbrennung) gereinigt wird, sowie einer ländlichen Variante, bei der das Abwasser in einer eigenen kleinen Kläranlage für das Untersuchungsgebiet entsorgt wird (mit aerober Klärschlammstabilisierung und landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung). Zusätzlich wird ein erweitertes konventionelles Konzept mit dezentraler Regenwassernutzung betrachtet, bei dem auf jedem Grundstück eine Regenwasserspeicherung und –retention erfolgt.

Ergebnisse der ökologischen Bewertung

Soweit von den derzeitigen Randbedingungen und für das DEUS 21-Konzept von den technischen Charakteristika der Pilotanwendung ausgegangen wird, ergeben sich für die einzelnen Wirkungskategorien folgende wichtige Ergebnisse:

- Hinsichtlich der ausgewählten Einzelindikatoren zur Ressourcennutzung ergeben sich für das DEUS 21-Konzept deutliche Vorteile hinsichtlich des Bedarfs an Phosphor (auch gegenüber den konventionellen Varianten mit landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung) sowie hinsichtlich des Bedarfs an Wasser. Bei den fossilen Ressourcen bzw. beim kumulierten Energieaufwand schneidet dagegen das DEUS 21-Konzept schlechter ab.
- Beim Treibhauspotenzial liegt das DEUS 21-Konzept am ungünstigsten. Hauptanteil haben daran die CO₂-Emissionen, die überwiegend bei der Stromerzeugung entstehen. Bei

den konventionellen Konzepten liegt der Anteil der anderen relevanten Treibhausgase N_2O und Methan mit etwa 20% etwas höher.

- Der Bedarf an Natronlauge und Schwefelsäure bedingt für das DEUS 21-Konzept höhere SO_2 -Emissionen, die zu einem auch insgesamt höheren Versauerungspotenzial führen.
- Während beim terrestrischen Eutrophierungspotenzial die Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Konzepten gering sind, gibt es beim aquatischen Eutrophierungspotenzial deutlich geringere Belastungen durch das DEUS 21-Konzept aufgrund der geringeren Stickstoff-Emissionen. Dabei fallen die Belastungen zu etwa 95% im Untersuchungsgebiet an (Abwasserbehandlung und Regenwasserbewirtschaftung).
- Für das Photooxidantienbildungspotenzial ergeben sich nur geringe Unterschiede zwischen den verschiedenen Konzepten.
- Die Ergebnisse zu den ausgewählten Einzelindikatoren für den Bereich Human- und Ökotoxizität fallen überwiegend für das DEUS 21-Konzept günstiger aus: bei den Einträgen in die Gewässer ergeben sich deutliche Vorteile bei den Schwermetallen Kupfer, Zink und Nickel. Bei Cadmium sind die Unterschiede zwischen den Konzepten insgesamt nur gering und bei den Emissionen des Hormons 17α -Ethinylestradiol schneiden die konventionellen Konzepte mit anaerober Schlammstabilisierung am schlechtesten ab. Nur bei den als Beispiel für anaerob schlecht abbaubare Schadstoffe ausgewählten Nonylphenol-Emissionen ist die Bilanz für das DEUS 21-Konzept ungünstiger. Hinsichtlich der Bodenbelastungen sind die Emissionen der konventionellen Konzepte mit landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung am höchsten. Die Emissionen fallen dabei für alle Stoffe außer Cadmium ganz überwiegend regional im Untersuchungsgebiet an.

Während die toxizitätsrelevanten Emissionen ganz überwiegend in der Nutzungsphase verursacht werden, ist der Anteil der Bauphase bei den Wirkungskategorien Treibhauspotenzial, Versauerungspotenzial oder auch terrestrisches Eutrophierungspotenzial nicht zu vernachlässigen: Er liegt bei den konventionellen Konzepten bei etwa einem Viertel, beim DEUS 21-Konzept bei etwa 10%. Die Entsorgungsphase spielt dagegen durchweg eine geringe Rolle (höchster Anteil von 6% beim terrestrischen Eutrophierungspotenzial, ansonsten deutlich geringere Werte). Der Produktkorb, über den bei den konventionellen Konzepten die im DEUS 21-Konzept als Produkte entstehenden Nährstoff- und Energiemengen ausgeglichen werden, spielt bei diesen Kategorien mit einem Anteil von etwa einem Drittel ebenfalls eine wichtige Rolle.

Werden die Ergebnisse auf die durchschnittlich von einem Einwohner in Deutschland verursachten Umweltbelastungen bezogen ("Normierung"), zeigen sich sehr starke Unterschiede in dem relativen Anteil für die verschiedenen Wirkungskategorien: Für das "Photochemische Oxidantienbildungspotenzial" ergibt sich mit 0,5% der geringste Anteil bei gleichzeitig sehr geringen Unterschieden zwischen den verschiedenen Konzepten, für verschiedene Einzelindikatoren zur Toxizität (z.B. Cadmium-, Nonylphenol- oder EE2-Emissionen ins Wasser) werden dagegen teilweise über 50% der Gesamtemissionen verursacht bei z. T. sehr großen Unterschieden zwischen den Konzepten. Für die Wirkungskategorie "Treibhauseffekt", die hinsichtlich ihrer ökologischen Bedeutung am wichtigsten eingeschätzt wird, ergeben sich Anteile von 1,9% für das Konzept "KONV, Stadt" gegenüber 2,5% für das "DEUS 21"-

Konzept. Die größten Vorteile für das DEUS 21-Konzept ergeben sich für die Kategorien Phosphorbedarf (um 36%-Punkte) und Wasserbedarf (25%-Punkte), bei der aquatischen Eutrophierung (8,5%-Punkte) sowie bei den meisten ökotoxikologischen Einzelindikatoren mit Ausnahme der Nonylphenol-Emissionen in Wasser. Die **Sensitivitätsuntersuchungen** zeigen, dass der Energieverbrauch der im DEUS 21-Konzept eingesetzten Membrananlagen einen großen Einfluss auf die Ergebnisse hat, während der Einfluss des Härtegrads des im Gebiet genutzten Trinkwassers sowie des Waschverhaltens der Haushalte nur gering ist.

Wie beschrieben ist es bei einer Bewertung von Wasserinfrastruktursystemen notwendig, die über die langen Betrachtungszeiträume sich möglicherweise **ändernden Bedingungen** zu berücksichtigen. In zusätzlichen Untersuchungen wurden deshalb Änderungen der klimatischen Bedingungen (verwendet wurden Daten des Trockenjahrs 2003), Veränderungen der Nutzerzahlen (Verringerung der Einwohnerzahl von 3,5 auf 2,5 pro Wohneinheit) sowie Veränderungen durch technischen Fortschritt (Verringerung des spezifischen Wasserverbrauchs sowie des Energieverbrauchs der Membrananlagen zur Pflégewasser- und zur Abwasserbehandlung) abgebildet. Die dadurch bedingten ökologischen Verbesserungen bewirken, dass das DEUS 21-Konzept auch bei den stark energieverbrauchsbezogenen Kategorien (Treibhauseffekt, fossile Ressourcen, KEA) besser als die konventionellen Konzepte abschneidet. Eine deutlich ungünstigere Bewertung ergibt sich dann nur noch hinsichtlich der Emissionen an Nonylphenol aufgrund der deutlich schlechteren Abbaubarkeit in anaerobem Milieu. Deutliche Verbesserungen könnten durch gezielte Maßnahmen zur Elimination von Mikroschadstoffen erreicht werden, wie z.B. durch die im Bereich der kommunalen Abwasserbehandlung derzeit bereits diskutierte Zugabe von Aktivkohle.

Bei der ökologischen Bewertung ist grundsätzlich zu beachten, dass mit dem verwendeten Ökobilanz-Ansatz zwar eine anerkannte Methodik zur umfassenden Berücksichtigung der ökologischen Auswirkungen zur Verfügung steht, dass jedoch im Einzelfall immer zu prüfen ist, welche Effekte aufgrund einer fehlenden Aggregationsmethode oder aufgrund fehlender Daten nicht eingebunden und deshalb nur qualitativ behandelt werden können. Hinsichtlich der Bewertung urbaner Wasserinfrastruktursysteme betrifft dies vor allem die je nach den lokalen Bedingungen des als Vorfluter genutzten Gewässers toxikologisch relevanten, verbleibenden hygienischen Belastungen im behandelten Abwasser, die aufgrund der verwendeten Membrantechnik im DEUS 21-Konzept sehr weitgehend reduziert werden können. Damit verbunden ist auch die Gefahr der Verbreitung von Antibiotika-Resistenzen, für die allerdings hinsichtlich des Beitrags der kommunalen Abwasserbehandlung noch Forschungsbedarf besteht. Die hinsichtlich möglicher toxischer Effekte ausgewählten Einzelindikatoren können zwar wichtige Hinweise zu den unterschiedlichen Auswirkungen der Konzepte geben, eine vollständige human- und ökotoxikologische Bewertung ist jedoch aufgrund der Vielzahl der relevanten Schadstoffe und der fehlenden Methoden, die damit verbundenen Wirkungen einheitlich zu erfassen, bislang nicht möglich. Außerdem wurden mögliche Umweltbelastungen durch undichte Kanäle in den konventionellen Konzepten nicht erfasst.

Ergebnisse der ökonomischen Bewertung

Für die mit der Kapitalwertmethode durchgeführten Berechnungen zur ökonomischen Bewertung wurden zum einen entsprechend dem bislang üblichen Ansatz die aktuellen Bedingungen zu Grunde gelegt. Die hierfür erzielten Ergebnisse ergeben Kostenvorteile für die konventionellen Konzepte, die je nach Variante teilweise deutlich unter den Kosten des DEUS 21-Konzepts liegen. Werden dagegen die beschriebenen, zu erwartenden Veränderungen im Betrachtungszeitraum berücksichtigt (**integrierter Berechnungsansatz**), ergibt sich ein deutlich anderes Bild, bei dem sich die Unterschiede zwischen den konventionellen Konzepten und dem DEUS 21-Konzept deutlich verringern bzw. sich sogar umkehren. Dabei wurde zur Abschätzung der durch den technischen Fortschritt bedingten Kosteneinsparungen bei neuen Techniken mit noch geringem Reifegrad und gleichzeitig hoher Innovationsdynamik im relevanten Techniksektor (dies betrifft hier insbesondere die im DEUS 21-Konzept eingesetzte Membrantechnik) das Erfahrungskurvenkonzept verwendet und mit hohen, mittleren bzw. niedrigen Effekten gerechnet. Bei mittleren Effekten liegen die Kosten für das DEUS 21-Konzept in der Größenordnung der ländlichen Variante mit dezentraler Regenwassernutzung, das konventionelle ländliche Konzept liegt etwa 10% niedriger. Der Kostenvorteil der städtischen Varianten ist dagegen größer (um 18% bzw. 28% niedrigere Kosten). Erhebliche Auswirkungen auf die Ergebnisse haben außerdem die in der Literatur zu findenden, großen Bandbreiten der Kostendaten konventioneller Konzepte. Sie sind durch den Einfluss der lokalen Randbedingungen auf den zu betreibenden Aufwand, durch Zeitpunkt und Ort der Datenerhebungen sowie durch die (lokale) Baukonjunktur begründet. Bei der Verwendung der aktuellsten, aus der Schweiz stammenden Daten und des Trinkwasserdurchschnittspreises für Deutschland, schneiden die ländlichen konventionellen Konzepte deutlich ungünstiger ab als das DEUS 21-Konzept.

Im Rahmen der **Sensitivitätsuntersuchungen der ökonomischen Bewertung** wurde zusätzlich untersucht, in welchem Umfang die Kosten des DEUS 21-Konzepts sich verringern, wenn bei einer künftigen Umsetzung des Konzepts bereits Kosteneinsparungen aufgrund von Erfahrungskurveneffekten realisiert werden können. Dadurch könnte eine Minderung der Gesamtkosten um im Mittel 14% erreicht werden. Dagegen haben Mehrkosten aufgrund von Unterauslastungen der Ver- und Entsorgungsnetze, die durch unterschiedliche Härtegrade des Trinkwassers verursachten Unterschiede sowie die allerdings nur grob abzuschätzenden Kosten für die Entsorgung der Systeme nur einen geringen Einfluss auf die Gesamtkosten. Wichtiger ist dagegen der Kalkulationszinsfuß: Wird mit einem Wert von 2% statt 3% gerechnet, ergeben sich vergleichsweise günstigere Werte für das DEUS 21-Konzept, bei einem höheren Zinsfuß werden die Werte deutlich ungünstiger.

Wichtige **Schlussfolgerung** aus den erzielten Ergebnissen ist die notwendige Erweiterung der für die ökologische und ökonomische Bewertung zur Verfügung stehenden Methoden, um wichtige, über die langen Nutzungsdauern hinweg sich verändernde Bedingungen sowie die spezifischen Besonderheiten urbaner Wasserinfrastruktursysteme berücksichtigen zu können. Für eine breitere Umsetzung des beispielhaft untersuchten, semidezentralen Kon-

zepts und die Realisierung der damit verbundenen Potenziale zur Verbesserung der ökologischen Bilanz urbaner Wasserinfrastruktursysteme wird es entscheidend sein, inwieweit die erwarteten Verbesserungen hinsichtlich der Energiebilanz sowie der Kostenstruktur in Zukunft realisiert werden können.

1 Einleitung

Das in Deutschland in der Vergangenheit favorisierte System zur Wasserver- und Abwasserentsorgung besteht aus einer zentralen Versorgung mit Wasser in Trinkwasserqualität entsprechend der Trinkwasserverordnung, der Ableitung des anfallenden Ab- und Regenwassers über Misch- oder Trennkanalisationen als Schwemmkanalisation sowie der Behandlung des Abwassers in zentralen Kläranlagen⁴. Die in den vergangenen Jahrzehnten in Deutschland hierfür eingesetzten finanziellen Mittel haben deutliche positive Wirkungen sowohl für die Nutzer als auch für die Umwelt mit sich gebracht. 99 % der Bevölkerung sind inzwischen an eine zentrale Wasserversorgung angeschlossen, die Anforderungen der Trinkwasserverordnung werden in Deutschland mit wenigen Ausnahmen eingehalten (ATT et al., 2005). 94% der Bevölkerung leiten ihr Abwasser über Kanalisationssysteme an zentrale Kläranlagen (Statistisches Bundesamt, 2006a), in denen die leicht abbaubaren organischen Inhaltsstoffe weitgehend eliminiert sowie bei größeren Anlagen auch die Nährstoffgehalte in deutlichem Umfang vermindert werden. Dadurch konnte die Qualität der Oberflächengewässer erheblich verbessert werden (vgl. BMU/UBA, 2006).

Nachdem bis Ende der 80'er Jahre vor allem die Anforderungen des Gesundheits- und Umweltschutzes im Mittelpunkt der Anstrengungen lagen, wurden in der Zeit danach die Bemühungen verstärkt, die Effizienz der Ver- und Entsorgungssysteme zu erhöhen, um die Kosten bzw. die Kostensteigerungen zu reduzieren. Die Steigerungsraten der spezifischen Wasser- und Abwasserpreise konnten in den letzten Jahren deutlich gesenkt werden und liegen zwischenzeitlich im Bereich der Inflationsraten.

Trotz der erzielten Erfolge hinsichtlich Gesundheits- und Umweltschutz sowie Kosteneffizienz werden seit Mitte bis Ende der 90'er Jahren verstärkt die Schwächen der umgesetzten Wasserinfrastruktursysteme diskutiert. Folgende Aspekte stehen dabei im Vordergrund:

- Die Gewässerbelastungen (Nährstoffe, Schadstoffe wie z.B. Schwermetalle) durch die Siedlungswasserwirtschaft (einschließlich der Regenwasserbehandlung) sind trotz der in den letzten Jahrzehnten getätigten Investitionen zum Teil immer noch erheblich. Zusätzlich zeigen Untersuchungen die Relevanz neuer, bislang noch wenig betrachteter Schadstoffe in den Einleitungen aus kommunalen Kläranlagen. Dabei handelt es sich um Umweltbelastungen z.B. mit Arzneimittelrückständen oder endokrinen Stoffen sowie besondere hygienische Belastungen z.B. durch antibiotikaresistente Mikroorganismen.
- Aus Sicht der Ressourcenschonung sind vor allem der hohe Wasserverbrauch und das fehlende Recycling der im Abwasser enthaltenen Nährstoffe (insbesondere Phosphor) anzuführen. Während der Wasserverbrauch vor allem in Wassermangelgebieten von Bedeutung ist, ist die Phosphorproblematik aufgrund der begrenzten Verfügbarkeit der Rohphosphat-Vorkommen von grundsätzlicher Bedeutung. Es ist davon auszugehen, dass die über die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung zurückgeführten Phosphormengen

⁴ Im Rahmen dieser Arbeit werden die zur Wasserversorgung und Abwasserentsorgung notwendigen Infrastrukturen unter dem Begriff Wasserinfrastruktursysteme zusammengefasst.

aufgrund der Diskussionen zur Einschränkung der Klärschlammverwertung in den nächsten Jahren weiter zurückgehen werden.

- Die hohen Anfangsinvestitionen innerhalb des bestehenden Systems vor allem in die Netzstrukturen (Leitungs- und Kanalnetze) stellen Ausgaben dar, die nicht wieder zurück gewonnen werden können (sunk costs). In Verbindung mit den sehr langen Nutzungsdauern dieser Anlagen (Nutzungsdauer des kostenintensivsten Bereichs der Abwasserab-
leitung: ca. 60 bis 80, teilweise bis 100 Jahre) entsteht eine hohe Pfadabhängigkeit vom einmal festgelegten System. Durch diese Inflexibilität ist eine Anpassung an sich verändernde Randbedingungen (Zahl der Nutzer, Nutzerverhalten, Klimaeinflüsse, ökologische Anforderungen) sehr schwierig bzw. mit hohen Kosten verbunden. Dies betrifft bspw. die Anpassung an den rückläufigen Wasserverbrauch im Haushalts- und Industriebereich, der zu betrieblichen Problemen sowohl bei Wasserversorgungsnetzen als auch Abwasserkanalisationen führen kann, aber auch die Reaktion auf Veränderungen in anderen Infrastrukturbereichen sowie die mögliche Nutzung von Synergiepotentialen.
- Für die Erhaltung und Sanierung der bestehenden Wasserinfrastruktursysteme sind in Deutschland erhebliche Investitionen notwendig. Die derzeit dafür eingesetzten Mittel sind nach verschiedenen Abschätzungen auf Dauer nicht ausreichend. Zusätzlich ist mit neu hinzukommenden Anforderungen zu rechnen (z.B. Klärschlamm Entsorgung, Regenwasserbehandlung, ggf. Ausbau der Abwasserbehandlung aufgrund von strengeren Anforderungen in einzelnen Flussgebieten), für die weitere erhebliche Finanzmittel erforderlich werden. Insbesondere im ländlichen Raum (große spezifische Leitungslängen) sind mit dem derzeitigen Wasserinfrastruktursystem bereits jetzt sehr hohe Kosten verbunden.
- Für viele Gebiete der Erde, insbesondere für Gebiete mit hohem Bevölkerungswachstum und geringerer Wasserverfügbarkeit, ist das System der Schwemmkanalisation technisch und ökologisch problematisch (fehlendes Wasser als Transportmedium), hygienisch kritisch, organisatorisch bspw. aufgrund der geringen Flexibilität kaum zu bewältigen und kaum finanzierbar. Für den Export stehen derzeit keine flexiblen, an die jeweiligen Rahmenbedingungen anpassbaren und bereits großtechnisch erprobte Alternativen zur Verfügung.

Folge dieser auch auf internationaler Ebene geführten Diskussionen war bzw. sind erhebliche Anstrengungen zur Entwicklung neuer Wasserinfrastruktursysteme. In verschiedenen F+E-Projekten wurden neue Ansätze entwickelt und in unterschiedlichem Maßstab umgesetzt (Werner et al., 2005; Otterpohl, 2004; Furrer, 2004; Hiessl et al., 2003; Rudolph, Schäfer, 2002; Londong, 2000). Sie sind an den Prinzipien einer Kreislaufwirtschaft ausgerichtet und gehen von einer ganzheitlichen Betrachtungsweise des Gesamtsystems aus: vom Trinkwasserverbrauch über die Abtrennung und Aufbereitung von Abwasserteilströmen sowie die Rückgewinnung nutzbarer Abwasserinhaltsstoffe (Nährstoffe) bis hin zur Nutzung des sehr weitgehend aufbereiteten Abwassers bzw. der Ableitung des Abwassers in ein Gewässer. Im Rahmen von Pilotprojekten wurden bzw. werden in Deutschland bereits erste alternative Lösungen umgesetzt (z.B. in Lübeck, Freiburg, Berlin, Lambertsmühle/ Wupperverband, Berching, Hamburg; Oldenburg et al., 2008; Peter-Fröhlich et al., 2008; Schonlau et al., 2008; Oldenburg et al., 2003; Christ, 2003; Schneidmadl et al. 2000; Otterpohl et al. 1999). Auch in anderen Staaten wie z.B. in Schweden oder in der Schweiz laufen derzeit

intensive Forschungs- und Entwicklungsarbeiten mit dem Ziel der Umsetzung neuer Wasserinfrastruktursysteme, deren Schwerpunkt im wesentlichen veränderte Abwassersysteme sind (vgl. z. B. Lienert/Larsen, 2007; Johansson et al., 2001).

Die bisherigen Arbeiten wurden im Rahmen verschiedener wissenschaftlicher Veranstaltungen vorgestellt (z.B. Huber et al., 2007; GTZ, 2003). Von der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA), dem technisch-wissenschaftlichen Fachverband im Abwassersektor, wurden Fachgremien zur Diskussion und Beschreibung der erzielten Ergebnisse eingerichtet (Fachausschuss KA-1 „Neuartige Sanitärsysteme“ mit sechs Arbeitsgruppen). Durch das Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ) wurde in 2001 ein überregionales Projekt zur Entwicklung und Verbreitung von ökologischen Abwasserkonzepten gestartet ("ecosan"; vgl. Werner et al., 2005). Konkreter Hintergrund der vorliegenden Arbeit ist das BMBF-Forschungsvorhaben "DEUS 21", in dessen Rahmen in der Gemeinde Knittlingen ein innovatives Wasserinfrastrukturkonzept für ein Neubaugebiet mit etwa 100 Wohnhäusern umgesetzt wird. Es umfasst neben der Reinigung der häuslichen Abwässer auch die Versorgung mit qualitativ hochwertigem Brauchwasser und die integrierte Entsorgung biogener Küchenabfälle. Das Konzept umfasst damit innovative Ansätze sowohl im Bereich der Abwasserentsorgung als auch der Wasserversorgung.

Bei einer vergleichenden Bewertung dieser neuen Systeme gegenüber konventionellen Lösungen sind zwei besondere, grundlegende Charakteristiken von Wasserinfrastruktursystemen zu beachten:

- die im Vergleich zu anderen technischen Systemen sehr langen Nutzungsdauern einer Vielzahl der Systemkomponenten (z.B. über 50 Jahre für Kanalnetze in konventionellen Systemen) und
- die geringe Flexibilität des einmal festgelegten Systems bzgl. sich ändernder Randbedingungen (z.B. Nutzungsverhalten, technische Entwicklungen) aufgrund der Leitungsgebundenheit bei konventionellen Strukturen, der notwendigen Abstimmung zwischen den Einzelkomponenten und der langen Nutzungsdauer von Einzelkomponenten.

Das bedeutet, dass für eine fundierte Bewertung von Wasserinfrastruktursystemen eine längerfristige Betrachtungsweise notwendig ist. Die innerhalb dieses Betrachtungszeitraums sich möglicherweise verändernden Randbedingungen sind dabei zu berücksichtigen und abzubilden. Für den Bereich der Wasserinfrastrukturen sind in Deutschland folgende Randbedingungen besonders wichtig, für die mit deutlichen Veränderungen im Rahmen der Nutzungsdauer entsprechender Systeme zu rechnen ist: der demographische Wandel mit erheblichen, regional jedoch sehr unterschiedlichen Auswirkungen auf die Nutzerzahl, der Klimawandel mit Auswirkungen auf das Niederschlagsgeschehen, die Wasserführung von Oberflächengewässern oder auch die Grundwasserneubildung und der technische Fortschritt, durch den sich bspw. neue Möglichkeiten für einen effizienteren Einsatz von Wasser im Haushalt ergeben können.

Ein umfassendes Instrument zur langfristigen Bewertung unterschiedlicher Wasserinfrastruktur-Systeme und zur Prüfung der Anpassungsfähigkeit an sich verändernde Randbedingungen steht jedoch bislang nicht zur Verfügung. Es wurde deshalb ein Modellsystem erarbeitet, das es erlaubt, für unterschiedliche Wasserinfrastruktur-Systeme die Auswirkungen der o.g. Veränderungen abzubilden und zu bewerten. Aufgrund der Verflechtungen zwischen Wasser- und Abwasserentsorgung insbesondere bei den neuen Systemen ist es erforderlich, beide Teilsysteme in diesen Ansatz zu integrieren.

2 Zielsetzung

Ziel der Arbeit ist es, das methodische Instrumentarium für die Bewertung unterschiedlicher Wasserinfrastruktursysteme für insbesondere kleinere Siedlungsgebiete zu erarbeiten. Bei Nutzungsdauern von über 50 Jahren ist es entscheidend, die Untersuchung nicht nur auf die aktuellen Randbedingungen zu beschränken, sondern ein flexibles Instrumentarium zu erarbeiten, das es erlaubt, die Auswirkungen sich abzeichnender Veränderungen unterschiedlicher Einflussfaktoren abzuschätzen. Besondere Bedeutung haben dabei der technische Wandel im Bereich der Wassernutzung und –behandlung sowie der Klimawandel und der demographische Wandel. Die Methodik wird anhand eines konkreten Fallbeispiels erprobt.

Als Grundlage der Bewertung wird ein umfassendes Stoffstrommodell für die Wasserinfrastruktur von Wohngebieten entwickelt, das die Wasserversorgung, die Wassernutzung in den Haushalten und die Abwasserentsorgung mit allen damit zusammenhängenden Prozessen abbildet. Auf Basis der Stoffströme erfolgt eine ökologische Bewertung, bei der methodisch auf den Ökobilanz-Ansatz zurückgegriffen wird. Neben den sich entsprechend den Randbedingungen verändernden Stoffflüssen sind zusätzlich die mit den Ausgangs- und Betriebsmaterialien verbundenen Umweltbelastungen zu quantifizieren. Entsprechend der allgemeinen Aufgabenstellung von Wasserinfrastruktursystemen ist dabei auf die Umwelteffekte im Bereich Wasser besonders einzugehen. Neben der ökologischen wird zusätzlich eine ökonomische Bewertung der untersuchten Systeme vorgenommen. Ein besonders wichtiger Aspekt ist dabei die Berücksichtigung der langen Nutzungsdauern wichtiger Komponenten und die unterschiedliche Flexibilität von urbanen Wasserinfrastruktursystemen.

Konkreter Modellfall zur Erprobung des zu entwickelnden Instrumentariums ist der Neubau einer Siedlung für etwa 100 Haushalte in der Gemeinde Knittlingen. In dieser Siedlung wird im Rahmen des BMBF-Forschungsvorhabens DEUS 21 (DEzentral Urbanes Infrastruktur-System) ein neues Wasserinfrastruktursystem eingesetzt. Der in dieser Arbeit gewählte methodische Ansatz ist in Abbildung 2-1 zusammengefasst dargestellt.

Kurzbeschreibung der Arbeitsschritte

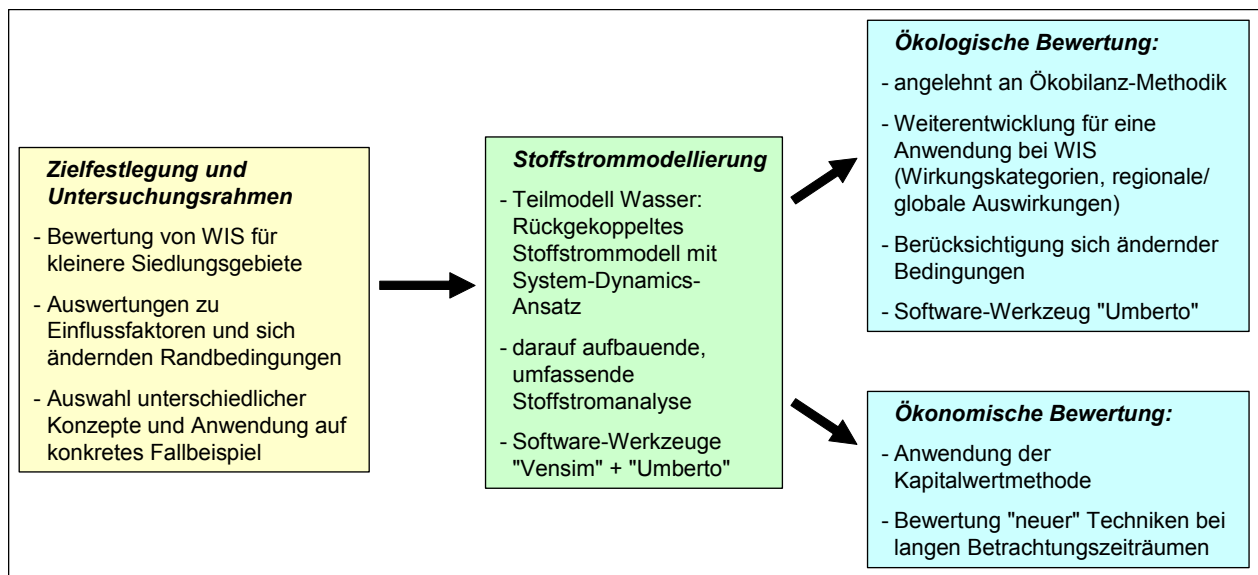
Die zur Klärung der Fragestellungen notwendigen Untersuchungen können unterteilt werden in die Modellierung der Wasser- und Stoffströme und die darauf aufbauende ökologische sowie ökonomische Bewertung der unterschiedlichen Wasserinfrastruktursysteme:

- **Zielfestlegung und Modellierung der Wasser- und Stoffströme für kleinere Wohngebiete**

Über eine dynamische Modellierung sind die Wasser- und Stoffströme von kleineren Wohngebieten für unterschiedliche Wasserinfrastruktursysteme und sich verändernde Randbedingungen zu untersuchen. Für diese Stoffstromanalyse sind zuerst die zu untersuchenden Systeme zu beschreiben und die Systemgrenzen zu definieren. Ausgewählt werden die Untersuchung des DEUS 21-Konzepts sowie zum Vergleich verschiedene Varianten des konventionellen Konzepts. Als Einflussfaktoren und sich verändernde Randbedingungen werden

der technische Wandel bzgl. Wassernutzung und Wasserbehandlung sowie wichtige, durch demographischen Wandel und Klimawandel verursachte Veränderungen berücksichtigt. Hinsichtlich des Stoffstroms Wasser sind mögliche Rückkopplungen zwischen einzelnen Größen (z.B. Niederschlagsgeschehen – Regenwassernutzung – Trinkwasserverbrauch oder Veränderungen der Zahl der Bewohner - Wasserbedarf) zu berücksichtigen. Als methodischer Ansatz bietet sich die System Dynamics Methodik an, die für die Analyse komplexer und dynamischer Systeme eingesetzt wird. Unter Verwendung der Ergebnisse eines System-Dynamics basierten Teilmodells für den Stoffstrom Wasser sind alle weiteren relevanten Stoffströme für kleinere Wohngebiete bei unterschiedlichen Wasserinfrastrukturen und unterschiedlichen Randbedingungen abzubilden.

Abbildung 2-1: Schematische Darstellung des gewählten methodischen Ansatzes zur Bewertung urbaner Wasserinfrastruktursysteme



WIS: Wasserinfrastruktursystem

• Ökologische Bewertung auf Basis der Ökobilanz-Methodik

Die sich auf Basis des ersten Arbeitsschritts ergebenden Stoffströme sind Ausgangspunkt der ökologischen Bewertung. Zusätzlich sind die mit dem Bau und der Entsorgung der Infrastruktur verbundenen Aufwendungen zu bilanzieren. Zur Analyse und Auswertung wird eine geeignete Ökobilanz-Software eingesetzt. Aufgrund der Aufgabenstellung sind die Auswirkungen auf den Wasserkreislauf (Wassermengen, Wasserqualität) für die ökologische Bewertung von zentraler Bedeutung. Die sich daraus ergebenden zusätzlichen Anforderungen sind aufzuarbeiten, der methodische Bewertungsansatz ist entsprechend weiter zu entwickeln. Dies gilt insbesondere hinsichtlich der zusammenfassenden Bewertung ökotoxikologisch relevanter Emissionen, die für Wasserinfrastruktursysteme eine große Bedeutung besitzen, für die jedoch bislang keine anerkannte Methodik zur zusammenfassenden Bewertung zur Verfügung steht.

- **Ökonomische Bewertung**

Zur ökonomischen Bewertung der unterschiedlichen Systeme sollen als Grundlage konventionelle Methoden der Wirtschaftlichkeitsrechnung herangezogen werden. Zusätzlich einzu beziehen ist jedoch der Aspekt der unterschiedlichen Flexibilität der verschiedenen Systeme im Sinne ihrer Fähigkeit, auf sich ändernde Bedingungen zu reagieren, der vor dem Hintergrund des sehr langen Nutzungsdauern von wichtigen Komponenten urbaner Wasserinfrastruktursysteme besondere Relevanz aufweist. Entsprechend ist auch bei der ökonomischen Bewertung auf die zu erwartenden Entwicklungen und Veränderungen wichtiger Einflussfaktoren einzugehen, um deren Einfluss auf die Kostensituation aufzuzeigen.

Folgende konkrete Fragestellungen sind mit diesem Ansatz zu bearbeiten:

- Wie sind die zur Verfügung stehenden Methoden zur ökologischen und ökonomischen Bewertung weiter zu entwickeln, damit sie für urbane Wasserinfrastruktursysteme (bestehend aus Wasserver- und Abwasserentsorgung) mit ihren teilweise sehr langen Nutzungsdauern bei gleichzeitig sich abzeichnenden starken Änderungen wichtiger Einflussparameter eingesetzt werden können?
- Welche Veränderungen im Umfeld urbaner Wasserinfrastruktursysteme (z. B. hinsichtlich Klimawandel, demographischer Wandel, technologischer Wandel) sind zu erkennen und wie können diese Veränderungen berücksichtigt werden?
- Wie sind die ökologischen und ökonomischen Effekte neuer Wasserinfrastrukturkonzepte vor dem Hintergrund der sich abzeichnenden Entwicklungen zu bewerten?

Aufbau der Arbeit

Das sich anschließende **Kapitel 1** enthält die methodischen Grundlagen sowie die Aufarbeitung der Literatur, unterschieden in die Bereiche Stoffstrombilanzierung und ökologische Bewertung sowie ökonomische Bewertung. Aus diesen Grundlagen wird der jeweils gewählte Untersuchungsansatz abgeleitet. In **Kapitel 1** werden wichtige Einflussfaktoren für den Einsatz urbaner Wasserinfrastruktursysteme beschrieben: Eingegangen wird u.a. auf den technologischen Fortschritt, den Klimawandel und den demographischen Wandel. **Kapitel 1** stellt die Anwendungsfälle dar, die für die weiteren Untersuchungen herangezogen werden. Die Modellbeschreibungen und Datengrundlagen zur Stoffstrombilanzierung und zur ökologischen Bewertung sind in **Kapitel 6.1**, die Ergebnisse in **Kapitel 6.2** aufgeführt. Eine entsprechende Aufteilung findet sich für die ökonomische Bewertung in **Kapitel 7.1** und **7.2**. Im abschließenden **Kapitel 1** werden die Schlussfolgerungen abgeleitet.

3 Grundlagen und gewählter Untersuchungsansatz

3.1 Grundlagen zur Stoffstrombilanzierung und ökologischen Bewertung

Zur ökologischen Bilanzierung und Bewertung steht mit der Ökobilanz-Methode ein wissenschaftlich breit anerkannter Ansatz zur Verfügung. Sie ist das einzige international genormte⁵ Instrument zur ökologischen Bewertung von Produkten und Verfahren (Renner/Klöpffer, 2005). Teil dieser Methode ist – nach der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens - die Bilanzierung aller relevanten Stoffströme im Rahmen der Sachbilanz, die für die folgenden Bewertungsschritte die erforderlichen Ausgangsdaten liefert. In den folgenden Kapiteln werden die allgemeinen Grundlagen des Ansatzes sowie bisherige Erfahrungen bei der ökologischen Bewertung im Bereich von Wasserinfrastruktursystemen beschrieben.

3.1.1 Beschreibung der Ökobilanz-Methode

Der Ökobilanz-Ansatz wurde entwickelt, um die mit einem Produkt, einem Verfahren oder einer sonstigen wirtschaftlichen Aktivität verbundenen Stoff- und Energieströme sowie die dadurch verursachten Umweltauswirkungen möglichst vollständig und Medien übergreifend zu erfassen und zu quantifizieren. Das bedeutet, dass nicht nur die direkten Umwelteinwirkungen (Emissionen, Ressourcenverbräuche, etc.), sondern auch die daraus resultierenden Auswirkungen auf die Umwelt (z.B. Treibhauseffekt) zu untersuchen sind. Dabei ist der gesamte Lebensweg ("von der Wiege bis zur Bahre") des Untersuchungsgegenstandes einzu- beziehen: von der Rohstoffgewinnung über Produktion, Anwendung bzw. Nutzung, Abfallbehandlung, Recycling bis zur endgültigen Beseitigung. Ursprünglich wurden Ökobilanzen zur Untersuchung der Umweltauswirkungen von Produkten eingesetzt. Entsprechend der Definition des Umweltbundesamtes wird der Ansatz zwischenzeitlich jedoch auch für Produktgruppen, Verfahren oder Systeme verwendet (Schmitz/Paulini, 1999).

Aufgrund der Komplexität der Fragestellungen und des großen Spielraums bei der Ausgestaltung gab es bereits seit Anfang der neunziger Jahre Bestrebungen zur Vereinheitlichung des Ansatzes, insbesondere durch die Arbeiten der Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC; vgl. Udo de Haes et al., 2002). In den Jahren 1997 bis 2000 wurden die 4 Normen der Normenreihe DIN EN ISO 14040 ff verabschiedet, die dann in 2006 durch die Normen DIN EN ISO 14040 und DIN EN ISO 14044 ersetzt wurden.⁶ Durch diese Normen wird jedoch keine im engeren Sinne verstandene Bewertungsmethode festgelegt, sondern es

⁵ ISO 14040 (Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework) und ISO 14044 (Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines).

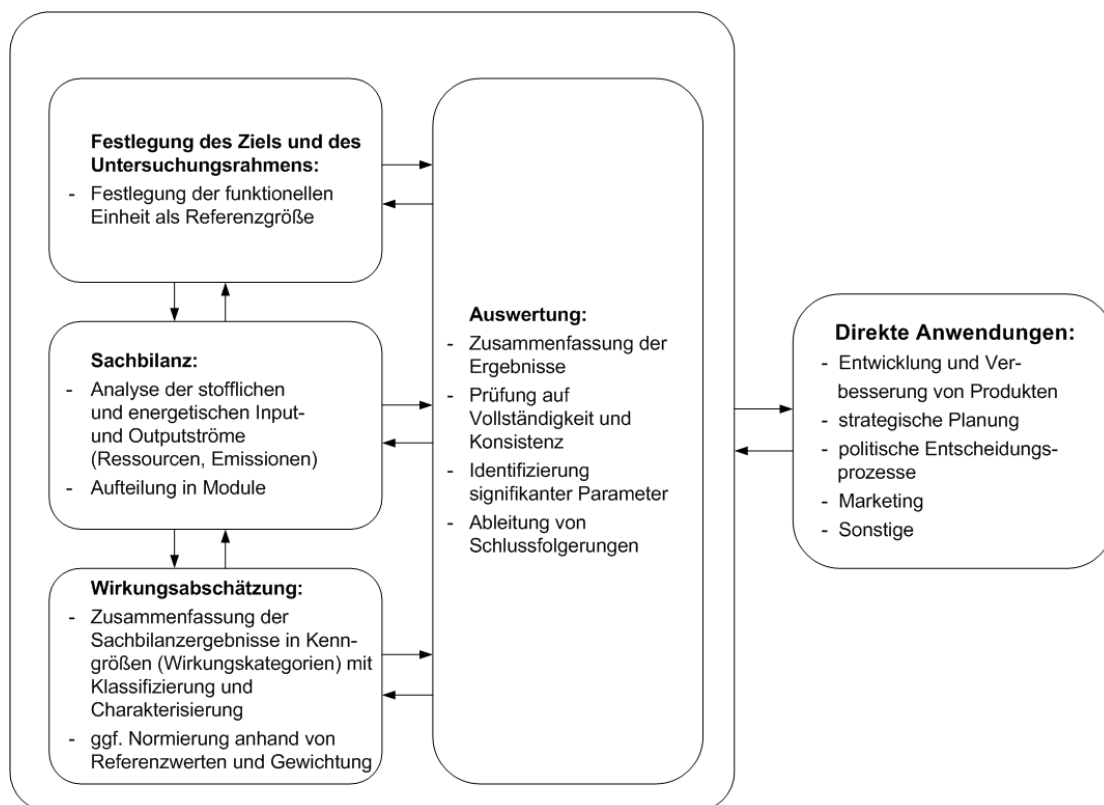
⁶ Durch die Überarbeitung der Normenreihe sollte vor allem die Übersichtlichkeit und Lesbarkeit verbessert werden. Außerdem wurden Fehler und Inkonsistenzen korrigiert. Der Kern der Normen wurde dagegen beibehalten (vgl. Finkbeiner et al., 2006).

werden Grundsätze und Rahmenbedingungen vorgegeben, die u.a. die unterschiedlichen Phasen einer Ökobilanz betreffen. Insbesondere für die Phase der Wirkungsabschätzung stehen jedoch spezifische Methoden und Ansätze zur Verfügung, die nicht Inhalt der genannten Normen sind. Ergebnis einer Ökobilanz sind die in definierten Umweltkenngrößen ausgedrückten Umweltwirkungen, die mit der so genannten funktionellen Einheit verbunden sind. Die funktionelle Einheit ist die Referenzgröße, die ein quantifizierbares Maß für den Nutzen oder die Funktion des betrachteten Systems ausdrückt (z. B. eine Tonne eines bestimmten Produkts, wenn der Produktionsprozess dieses Produkts bewertet werden soll). Nach DIN EN ISO 14040 besteht eine Ökobilanz-Studie aus vier Phasen:

- Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens,
- Sachbilanz,
- Wirkungsabschätzung und
- Auswertung.

Die in Abbildung 3-1 mit dar gestellten Pfeile sollen die iterative Verknüpfung zwischen den verschiedenen Phasen deutlich machen.

Abbildung 3-1: Aufbau und Inhalte einer Ökobilanz (Darstellung in Anlehnung an DIN EN ISO 14040)



Die wichtigsten Inhalte der verschiedenen Phasen sind im Folgenden beschrieben, nähere Informationen sind bspw. den o.g. Normen, Guinée et al. (2002) oder Udo de Haes et al. (2002) zu entnehmen.

- **Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens**

In der ersten Phase sind das Ziel und der Untersuchungsrahmen eindeutig festzulegen. Die Gründe, die zur Durchführung der Ökobilanz geführt haben, sowie die Anwendung und die Zielgruppe(n) sind zu nennen. Über den Untersuchungsrahmen sind die Systemgrenzen, die der physikalischen, räumlichen und zeitlichen Abgrenzung dienen, festzulegen. Über die funktionelle Einheit wird die Referenzgröße definiert, auf die die zu erfassenden Daten zu beziehen sind und die die Vergleichbarkeit unterschiedlicher Produkte oder Systeme sicherstellt. Außerdem sind die Anforderungen an die Datenkategorien, die Datenqualität, ggf. einzusetzende Allokationsverfahren (s. u.), die Art der kritischen Prüfung sowie getroffene Annahmen und Einschränkungen festzuhalten.

- **Sachbilanz**

In der Sachbilanzphase sind die stofflichen und energetischen Input- und Outputströme (Ressourcenverbräuche, Emissionen), die während des Lebenszyklusses der Produkt- oder Systemalternativen anfallen, zu analysieren und zu quantifizieren. Nach Renner/Klöpffer (2005, S. 37) ist die Sachbilanz "der zentrale, am besten entwickelte und wissenschaftlichste Bestandteil" einer Ökobilanz. Dieser Schritt einer Ökobilanz steht außerdem in engem Zusammenhang mit der Methode der Stoffflussanalyse, bei der für ein zuvor definiertes, räumlich und zeitlich eingegrenztes System die Stoffströme als Funktion der Zeit und in Abhängigkeit unterschiedlicher Randbedingungen modelliert werden (Baccini/Brunner, 1991).

Zur besseren Übersichtlichkeit sollte das zu untersuchende System für die Sachbilanz in Module unterteilt werden. Ein Modul stellt je nach Verfügbarkeit von Daten eine oder mehrere Anlagen, Teilanlagen, Dienstleistungen o.ä. dar. Module sind häufig netzartig verknüpft und beeinflussen sich zum Teil rekursiv. Die Daten werden im Allgemeinen als Mittelwerte über einen ausreichend langen Zeitraum erhoben. Ökobilanzen gehen von stationären Prozessen aus, so dass ein Speicherterm entfällt. Am Ende sind die Ergebnisse zur Gesamtbilanz mit Bezug zur funktionellen Einheit zusammenzufügen.

Sind in dem untersuchten System Prozesse enthalten, die gleichzeitig mehrere Produkte erzeugen bzw. mehrere Funktionen erfüllen, so ist jeweils festzulegen, wie die mit diesem Prozess verbundenen Stoff- und Energieflüsse den verschiedenen Produkten/Funktionen zuzuordnen sind. Die Vergleichbarkeit zwischen Systemen, die diese Prozesse beinhalten, und Systemen ohne diese Prozesse muss gewährleistet bleiben. Für diese Zuordnung (Allokation) stehen verschiedene Verfahren zur Verfügung. Nach DIN EN ISO 14044 sollte jedoch wenn möglich auf eine Allokation verzichtet werden, in dem bspw. durch eine Erweiterung des Systems auch die Koppelprodukte einbezogen werden und damit eine Nutzengleichheit erreicht wird. Ansonsten sollte die Zuordnung auf der Basis physikalischer oder als 3. Möglichkeit auf der Basis ökonomischer Beziehungen zwischen den Produkten erfolgen.

Bei einer solchen Systemerweiterung können entweder bei den Prozessen mit Koppelprodukten die Bilanzergebnisse, die mit der Herstellung dieser Kuppelprodukte über entsprechende Äquivalenzprozesse verbunden wären, gutgeschrieben werden ("Gutschriften-Methode") oder es sind bei den Prozessen ohne Koppelprodukten die Belastungen aus den

Äquivalenzprozessen zu ergänzen ("Schlechtschriften-Methode"; vgl. nähere Erläuterungen bei Vogt et al., 2002, S. 192).

- **Wirkungsabschätzung**

Ziel der Wirkungsabschätzung ist die Zusammenfassung der Sachbilanzergebnisse in Kenngrößen (Indikatoren) für die damit verbundenen Umweltauswirkungen. Die immense Datenmenge, die im Allgemeinen als Ergebnis der Sachbilanzphase anfällt, soll dabei aggregiert und auf wenige Kenngrößen reduziert werden. Die Wirkungsabschätzung besteht nach den o.g. Normen aus verbindlichen und optionalen Bestandteilen. Verbindlich sind die Auswahl von Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodellen, die Klassifizierung (Zuordnung der Sachbilanzergebnisse) und die Charakterisierung (Berechnung der Wirkungsindikatorenergebnisse). Typisches Beispiel für dieses Vorgehen ist die Zusammenfassung der Wirkung aller Treibhausgase über ihre spezifischen Treibhauspotenziale in Kohlendioxid-Äquivalente. Grundsätzlich kann dabei ein Stoff aufgrund unterschiedlicher Eigenschaften mehreren Wirkungskategorien zugeordnet werden (z.B. kann NO_x sowohl der Bildung von bodennahem Ozon als auch der Versauerung zugeordnet werden).

Über den optionalen Schritt der Normierung können die erhaltenen Indikatorergebnisse auf ausgewählte Referenzwerte bezogen werden. Referenzwerte können Gesamtemissionen oder der Ressourcenverbrauch eines bestimmten Gebiets sein oder auch einwohnerspezifische Angaben. Der Arbeitsschritt Ordnung teilt Wirkungskategorien in eine oder mehrere Klassen ein und kann dabei eine Rangbildung einschließen. Bei der Gewichtung werden die Indikatorergebnisse über numerische Faktoren, die auf Werthaltungen beruhen, umgerechnet. Dabei können auch Ergebnisse einzelner Indikatoren zusammengefasst werden. Das Vorgehen ist dabei zu dokumentieren. Abschließend kann ggf. eine zusätzliche Analyse der Datenqualität durchgeführt werden.

Einen kurzen Überblick über die wichtigsten Methoden zur Wirkungsabschätzung gibt das nächste Kapitel. Auf das Problem der Auswahl der relevanten Wirkungskategorien für den vorliegenden Untersuchungsbereich der Wasserinfrastruktursysteme wird ebenfalls weiter unten eingegangen.

- **Auswertung**

In der abschließenden Phase der Auswertung werden die Ergebnisse von Sachbilanz und Wirkungsabschätzung zusammengefasst. Signifikante Parameter sind zu identifizieren, die Vollständigkeit, Sensitivität und Konsistenz ist zu untersuchen. Die Ergebnisse bilden die Basis für die Ableitung von Schlussfolgerungen, der Erläuterung von Einschränkungen und der Erarbeitung von Empfehlungen.

3.1.2 Bewertungsansätze zur Wirkungsabschätzung im Rahmen der Ökobilanz-Methode

Zur Wirkungsabschätzung (Life Cycle Impact Assessment) als Teil des Ökobilanz-Ansatzes wurden zahlreiche, teilweise sehr unterschiedliche Methoden entwickelt. Wie oben bereits

erwähnt, wird durch die Ökobilanz-Normen DIN EN ISO 1040 und 14044 für diesen Teil einer Ökobilanz nur der Rahmen vorgegeben, detaillierte Vorgaben bspw. hinsichtlich der auszuwählenden Wirkungskategorien, den Wirkungsindikatoren und den Charakterisierungsmodellen werden nicht gemacht. Einen Überblick geben Udo de Haes et al. (2002), Guinée et al. (2002) oder auch Wietschel (2002). Die wichtigsten Verfahren werden im Folgenden kurz vorgestellt, die für diese Arbeit relevanten Verfahren werden näher beschrieben.

Ziel der Wirkungsabschätzung ist die Verknüpfung der Sachbilanzergebnisse, d.h. der stoff- und energiebezogenen Input- und Output-Ströme für das betrachtete System, mit den damit verbundenen, potenziellen Umweltwirkungen bzw. Umweltschäden. Diese Verknüpfung soll auf technisch und wissenschaftlich validen Modellen von Ursache-Wirkungs-Beziehungen beruhen. Grundsätzlich sind hier zwei Ansätze zu unterscheiden:

- Der schadensorientierte ("damage") oder auch am Endpunkt der Wirkungskette orientierte ("endpoint modelling") genannte Ansatz, der versucht die Wirkungen bis ans Ende der Wirkungskette nachzuvollziehen (z.B. bis zu den Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit oder die Ökosysteme) sowie
- der an der Mitte der Wirkungskette ("midpoint modelling") orientierte Ansatz, bei dem die Wirkungskette nur soweit nachvollzogen wird, bis eine Aggregation zu einem Wirkungsindikator möglich ist, auch wenn dieser Indikator nicht den Endpunkt der Kette darstellt.

Zur Veranschaulichung kann das Beispiel der Emissionen von FCKW und Halonen dienen: diese Stoffe können durch verschiedene chemische Reaktionen zur Zerstörung der Ozonschicht beitragen, als midpoint-Wirkungsindikator dient das Ozonzerstörungspotenzial (stratosphärischer Ozonabbau). Die Zerstörung der Ozonschicht führt letztendlich zu einer Erhöhung der Hautkrebs- und Augenerkrankungen, Schwächungen des Immunsystems und Wachstumsstörungen bei Tieren, Pflanzen und Mikroorganismen werden außerdem als mögliche Folgen diskutiert. Diese Schadenspotenziale für die menschliche Gesundheit und die natürlichen Ökosysteme wären bei dem endpunktorientierten Ansatz zu erfassen.

Dieses Beispiel verdeutlicht die Problematik der Ansätze. Während in dem ersten Ansatz entlang der Wirkungskette in der Regel noch zahlreiche Unsicherheiten und offene Fragen bestehen, sind beim zweiten Ansatz häufig die endgültigen Wirkungen nicht zu erfassen, aber die Unsicherheiten bis zum gewählten Punkt in der Wirkungskette sind wesentlich geringer (vgl. Udo de Haes, 2002, S. 216, Hertwich/Hammitt, 2001, S. 269; Bare et al., 2000, S. 319ff). Trotz intensiver Forschungstätigkeiten bestehen bislang immer noch größere Unsicherheiten beim ersten Ansatz, weshalb bislang überwiegend auf den zweiten Ansatz zurückgegriffen wird. Die weitere Bewertung der Bedeutung der verwendeten Wirkungsindikatoren kann dann in den nachfolgenden Schritten berücksichtigt werden.

Bekannteste Anwendung der "endpoint"- bzw. schadensorientierten Methodik ist der Eco 99 Indikator, bei dem die Sachbilanzergebnisse zu drei verschiedenen Schadenskategorien zusammengefasst werden: Gesundheitsschäden, Schaden der Ökosystemqualität und

Schaden an Ressourcen (Goedkoop et al., 2000; Goedkoop et al., 2001). Dazu sind in diesem Ansatz Wert setzende Annahmen integriert.

Einen kombinierten "midpoint-damage"-Ansatz versucht die IMPACT 2002+-Methode, die 14 "midpoint"-Kategorien in einem ergänzenden Schritt zu 4 "damage"-Kategorien zusammenfasst (menschliche Gesundheit, Ökosystem-Qualität, Klimawandel, Ressourcen; Jolliet et al, 2003).

Eine weit verbreitete und mit den o.g. Normen weitgehend konforme Methode der Wirkungsabschätzung nach dem "midpoint"-orientierten Ansatz ist die "wirkungsorientierte Klassifikation", die vom Centrum voor Milieukunde der Universität Leiden erarbeitet (CML-Methode; Heijungs et al., 1992) und mehrfach weiterentwickelt und ergänzt wurde (vgl. Beschreibung in Guinée et al., 2002). Bei der Methode der ökologischen Knappheit (z. T. auch Umweltbelastungspunkte-Methode oder BUWAL-Methode genannt) werden dagegen Gewichtungsfaktoren auf Basis maximal zulässiger Belastungen, orientiert an Regelungen in der Schweiz, sowie der aktuellen Belastungssituation ermittelt (Brand et al., 1998; aktuelle Anwendung z.B. bei Doka, 2006). Dieser Ansatz befindet sich in der Überarbeitung und wird u. a. hinsichtlich relevanter Regelungen auf europäischer Ebene erweitert (Frischknecht et al., 2006). Die UBA-Bewertungsmethode für Ökobilanzen beinhaltet dagegen im Wesentlichen Vorgaben für die optionalen Schritte der Wirkungsabschätzung Normierung, Gewichtung und Bewertung (Schmitz/Paulini, 1999).

Neben diesen umfassenden Ansätzen zur Wirkungsabschätzung werden auch, teilweise in Ergänzung zu den oben beschriebenen Methoden, stark aggregierte Kennzahlen zur vereinfachten Bewertung von Sachbilanzen verwendet. Zu nennen ist hier insbesondere der kumulierte Energieaufwand (KEA), der den primärenergetischen Gesamtaufwand des Untersuchungsgegenstands darstellt (VDI, 1997) sowie der so genannte Materialinput pro Serviceeinheit (MIPS), der die der Natur entnommenen bzw. in ihr bewegten Materialien zusammenfasst (Schmidt-Bleek, 1998). Diese Ansätze entsprechen allerdings nicht den Anforderungen der normierten Ökobilanz-Methodik.

Da die in dieser Arbeit erstellten Wirkungsabschätzungen sich an der CML- sowie an der UBA-Methode orientieren, werden diese im Folgenden näher beschrieben:

- CML-Methode:

Entsprechend den Vorgaben der Ökobilanz-Normen werden bei der CML-Methode die Sachbilanzdaten verschiedenen Wirkungskategorien zugeordnet und über Äquivalenzfaktoren aggregiert. Anschließend erfolgt eine Normalisierung über Referenzwerte und Gewichtung. Im aktuellen Handbuch zu dieser Methode werden über 20 Wirkungskategorien beschrieben. Die Liste der auszuwählenden Wirkungskategorien ist je nach Untersuchungsziel zu überprüfen und ggf. anzupassen. Zu beachten ist, dass die Charakterisierungsfaktoren für Human- und Ökotoxizität eine relativ große Unsicherheit beinhalten. Sie werden mit Hilfe eines Modells berechnet, das auf dem EUSES-Konzept zur Chemikalienbewertung in der

Europäischen Union basiert und für die Anwendung in der Wirkungsabschätzung angepasst wurde (EC, 2003; Huijbregts et al., 2000).

- UBA-Methode:

Für die im Rahmen der Wirkungsabschätzung optionalen Schritte Normierung und Ordnung wurde vom Umweltbundesamt eine Vorgehensweise erarbeitet, die sich an den übergeordneten Schutzgütern der Umweltpolitik (menschliche Gesundheit, Struktur und Funktion von Ökosystemen und natürliche Ressourcen) sowie am bestehenden und angestrebten Gesundheits- und Umweltzustand orientiert (Schmitz/Paulini, 1999). Zur Hierarchisierung werden die Kriterien ökologische Gefährdung, Abstand zum angestrebten Umweltzustand (Distance-to-Target) und spezifischer Beitrag herangezogen, für die folgende Festlegung getroffen wird (Schmitz/Paulini, 1999, S. 15):

"Eine Wirkungskategorie oder ein bestimmtes Wirkungsindikatorergebnis wird als um so umweltschädiger beurteilt, ihm wird also eine um so höhere Priorität beigemessen,

- a) je schwerwiegender die potentielle Gefährdung der ökologischen Schutzgüter in der betreffenden Wirkungskategorie anzusehen ist (unabhängig vom aktuellen Umweltzustand),
- b) je weiter der derzeitige Umweltzustand in dieser Wirkungskategorie von einem Zustand der ökologischen Nachhaltigkeit oder einem anderen angestrebten Umweltzustand entfernt ist,
- c) je größer dieses Wirkungsindikatorergebnis in Bezug auf einheitliche Referenzwerte ist, z.B. der Anteil an der jeweiligen Gesamtjahremission in Deutschland."

Der spezifische Beitrag (Punkt c) ergibt sich aus den Ergebnisse der jeweiligen Bilanz und wird häufig auf den Einwohnerdurchschnittswert (EDW) bezogen, der die mittlere Pro-Kopf-Last eines Bundesbürgers darstellt. Punkt a) und Punkt b) sind dagegen unabhängig vom Untersuchungsgegenstand, entsprechende Bewertungen werden vom Umweltbundesamt vorgeschlagen (vgl. Angaben in Tabelle 3-6). Dazu dient eine fünfstufige ordinale Skala von A (höchste Priorität) bis E (niedrigste Priorität). Die sich letztlich ergebenden Einstufungen für die Kriterien ökologische Gefährdung, Distance-to-Target und spezifischer Beitrag können dann nach einem vorgeschlagenen Schema gleichgewichtig zusammengeführt werden. Die mit diesem Vorgehen verbundene Prioritätensetzung zwischen verschiedenen Wirkungskategorien bedeutet letztlich eine Rangbildung (Ranking) von Umweltproblemen, die stark von Werturteilen über die Relevanz unterschiedlicher Umweltbeeinträchtigungen abhängig ist. Eine Prioritätensetzung allein anhand objektiver Sachverhalte ist nicht möglich, solange die genauen Auswirkungen dieser Umweltprobleme auf die übergeordneten Schutzgüter nicht abgebildet werden können. Bei der Anwendung der UBA-Methode ist dies zu berücksichtigen.

3.1.3 Untersuchungen zur ökologischen Bewertung von Wasserinfrastruktursystemen

Zur ökologischen Bewertung neuer Wasserinfrastruktursysteme liegen bislang erst wenige Untersuchungen vor. Von Remy/Ruhland (2007) wurde die Ökobilanz-Methodik eingesetzt, um Vor- und Nachteile alternativer Abwassersysteme im Vergleich zu einer konventionellen Abwasserentsorgung zu identifizieren. Für die untersuchten alternativen Systeme, die alle von einer Urinabtrennung in den Haushalten ausgingen, ergaben sich dabei jeweils ökologische Vorteile. Im Bereich der Wasserversorgung unterschieden sich die untersuchten Systeme jedoch nicht, dieser Bereich wurde deshalb auch nicht in die Untersuchungen einbezogen.

Im Rahmen des Forschungsvorhabens „AKWA 2100“ wurden die im Rahmen von Szenarioanalysen entwickelten Szenarien zur Umgestaltung urbaner Wasserinfrastruktursysteme unter Nachhaltigkeitsaspekten bewertet (Hiessl et al., 2003). Die ökologische Bewertung erfolgte jedoch nicht nach der Ökobilanz-Methodik, sondern halb-quantitativ anhand von Experten-Befragungen. Von der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe 5.1 „Nachhaltige Siedlungswasserwirtschaft“ wurden alternative Abwasserkonzepte unter ökologischen Gesichtspunkten bewertet. Diese Bewertung erfolgte jedoch ebenfalls halbquantitativ, ohne dass für die einzelnen Konzepte detaillierte Bilanzierungen erarbeitet werden konnten (ATV-DVWK-Arbeitsgruppe GB-5.1, 2002).

Für ein als Demonstrationsvorhaben geplantes Büro- und Wohngebäude mit einem neuartigen Sanitärkonzept in Freiburg wurde von Schneidmadl et al. (2000) ein ökologischer Vergleich auf Basis der Ökobilanz-Methodik erarbeitet. Dazu wurden die Infrastrukturaufwendungen, die Ableitung des Abwassers und seiner Inhaltsstoffe und die Auswirkungen von Veränderungen bei den Abwasserentsorgungskonzepten auf tangierte technische Systeme wie die Trinkwasserversorgung und die Mineraldüngerproduktion berücksichtigt. Grundlage der Arbeit war die Analyse der relevanten Stoffströme (Schneidmadl et al., 1999). Auch von Raach/Wiggering (2000) bzw. Raach et al. (1999) wurden sowohl für den derzeitigen Stand der Abwassertechnik in Deutschland als auch für ein zukünftiges Szenario die wichtigsten Stoffflüsse abgeschätzt. In Schweden wurde ein Materialflussmodell entwickelt, das über verschiedene Einzelmodule die Behandlung von organischen Abfällen mit unterschiedlichen Technologien abbilden kann. In jüngsten Arbeiten wurde dieses Modell auch für die Modellierung unterschiedlicher Abwassersysteme angewendet (Hellström et al., 2004).

Anhand konventioneller Abwasserentsorgungskonzepte wurden von Hügel (2001) verschiedene methodische Probleme bei der Anwendung der Ökobilanz-Methodik aufgezeigt und Ansatzpunkte für eine Steigerung der Ressourceneffizienz untersucht. Vleuten-Balkema (2003) verwendete Ergebnisse unterschiedlicher Ökobilanz-Arbeiten in aggregierter Form zur Entwicklung eines Entscheidungsunterstützungsmodells, aufbauend auf Arbeiten zur Auswahl von Indikatoren zur Nachhaltigkeitsbewertung (Balkema et al., 2002). Der Ökobilanz-Ansatz wurde auch von Lundin/Morrison (2002) bzw. Palme et al. (2005) verwendet, um

eine Auswahl wichtiger Nachhaltigkeitsindikatoren für städtische Wasserinfrastruktursysteme vornehmen zu können. Baumann/Londong (2003) wendeten die Ökobilanz-Methodik für die vergleichende Bewertung zweier unterschiedlicher Ausbauvarianten für eine konventionelle Kläranlage an. Einen vergleichbaren Ansatz verfolgten Hospido et al. (2008) bei ihrem ökobilanz-basierten Vergleich von vier unterschiedlichen, kommunalen Großkläranlagen in Spanien. Von Machado et al. (2007) wurden drei verschiedene Techniken (Belebtschlamm-anlage, Pflanzenkläranlage, Abwasserverregnung) für kleinere Kläranlagen im ländlichen Raum anhand einer Ökobilanz bewertet, ohne dass dabei allerdings ökotoxikologische Kriterien berücksichtigt wurden.

Die Klärschlamm Entsorgung als ein Teilbereich der Abwasserentsorgung ist in den letzten Jahren detailliert untersucht und mit Hilfe des Ökobilanz-Ansatzes bewertet worden. Bspw. wurden für Nordrhein-Westfalen in mehreren aufeinander aufbauenden Studien unterschiedliche Varianten zur Entsorgung miteinander verglichen mit dem Ergebnis, dass die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung aufgrund des Schadstoffeintrags in den Boden nur auf Schlämme mit hohem und gut verfügbarem Phosphorgehalt und geringem Schadstoffgehalt beschränkt werden sollte (ISA/MUNLV, 2006; MUNLV, 2003).

Für den Bereich der Trinkwasserversorgung wurde von Ruhland (2004) ein Entscheidungsunterstützungsverfahren erarbeitet, das für die Problemstellungen Arsenentfernung und zentrale Enthärtung u. a. auch ökologische Aspekte berücksichtigt, die in Anlehnung an die Ökobilanz-Methodik erfasst wurden. Für die zentrale Enthärtung von Trinkwasser wurden auch von Hillenbrand et al. (2004) die ökologischen Vor- und Nachteile in Abhängigkeit von der Trinkwasserhärte und des eingesetzten Enthärtungsverfahrens bilanziert.

Eine Ökobilanz zur Trinkwasserversorgung und Regenwassernutzung wurde von Jolliett et al. (2002) erarbeitet mit dem Ergebnis, dass für Schweizer Verhältnisse die Regenwassernutzung nur zur Toilettenspülung energetisch unvorteilhaft ist, dass ein Einsatz zum Waschen der Wäsche jedoch umweltgerecht sein kann. Raluy et al. (2005) untersuchten mit Hilfe der Ökobilanzmethodik verschiedene Entsalzungstechniken zur Trinkwassergewinnung im Vergleich zu einem weiträumigen Wassertransport. Sie berücksichtigten dabei auch zu erwartende technische Trends bei den Entsalzungstechniken, die zu einer Veränderung der sich ergebenden Prioritäten führen würden. Die Wassernutzung von Haushalten in den USA wurde von Arpke/Hutzler (2006) ökobilanziell modelliert. Für die Wasserver- und Abwasserentsorgung wurden dazu konventionelle technische Systeme zugrunde gelegt. Der Aufwand zur Erwärmung des Wassers in den Haushalten wurde mit berücksichtigt und dominierte insgesamt die berücksichtigten Umweltwirkungen. Für Neuseeland wurde von Mithraratne/Vale (2007) ein konventionelles Wasserversorgungssystem mit einem auf weitgehender Regenwassernutzung basierenden System mit Hilfe des Ökobilanz-Ansatzes verglichen. Allerdings wurden dabei nur die Energieflüsse sowie die CO₂-Emissionen bilanziert.

Die Literaturlauswertung zeigt zusammenfassend, dass die bislang vorliegenden Untersuchungen zu den Stoffflüssen und zur ökologischen Bewertung von Wasserinfrastruktursys-

temen jeweils nur Teilbereiche (Wasserversorgung, Wassernutzung im Haushalt, Abwasserentsorgung) abdecken. Sie basieren außerdem ganz überwiegend auf statischen Betrachtungen der Systeme unter den aktuellen Rahmenbedingungen. Die sich durch die zu erwartenden Veränderungen in den Rahmenbedingungen ergebenden Auswirkungen wurden bislang nicht erfasst. Daraus ergibt sich der Bedarf zur Weiterentwicklung der bisherigen Ansätze im Sinne einer umfassenden, zukünftige Entwicklungen integrierenden Analyse und Bewertung.

3.1.4 Kennzahlen zur ökologischen Relevanz urbaner Wasserinfrastruktursysteme in Deutschland

Nach DIN EN ISO 14044 muss die Auswahl der Wirkungskategorien unter Berücksichtigung des Ziels und des Untersuchungsrahmens einen umfassenden Satz von mit dem zu untersuchenden Produktsystem verbundenen Umweltthemen widerspiegeln. Wenn vorhandene Wirkungskategorien oder –indikatoren sowie Charakterisierungsmodelle nicht ausreichen, sind neue festzulegen. Um im folgenden Kapitel die für den Untersuchungsgegenstand relevanten Wirkungskategorien festlegen zu können, soll deshalb zuerst die ökologische Relevanz von Wasserinfrastruktursystemen für Deutschland untersucht werden, um daraus die besonders betroffenen Umweltprobleme ableiten zu können. Die wichtigsten, von urbanen Wasserinfrastruktursystemen ausgehenden Umweltbeeinträchtigungen sind grundsätzlich die verursachten Gewässerbelastungen sowie der mit Bau und Betrieb der notwendigen Anlagen verbundene Ressourcenverbrauch. Im Folgenden wird ein kurzer Überblick über beide Aspekte gegeben.

Emissionen urbaner Wasserinfrastruktursysteme

Schwerpunkt der Bemühungen zur umweltverträglichen Ausgestaltung der Systeme in den vergangenen Jahrzehnten war die Verringerung der wasserbürtigen Emissionen über einen entsprechenden Ausbau der Kanalnetze und Kläranlagen. Im Vordergrund stand dabei zuerst die Elimination der leicht abbaubaren organischen Substanzen, für die mit konventionellen Kläranlagen sehr hohe Abbauraten bis über 99% erreicht werden können⁷. Über zusätzliche Reinigungsschritte kann außerdem eine Reduktion der im Abwasser enthaltenen Nährstoffe Stickstoff und Phosphor erreicht werden. Für diese zwei Parameter liegen für Deutschland Berechnungen zu den Einträgen in Oberflächengewässer vor, die auf einer Bilanzierung aller relevanten Emissionspfade anhand des Modells MONERIS basieren (Behrendt et al., 2003). Danach liegt der Anteil der Einträge aus kommunalen Kläranlagen an den Gesamtemissionen bei 25% bzgl. Phosphor bzw. bei 17% bzgl. Stickstoff (Angaben für das Jahr 2000). Werden zusätzlich die Einträge über die Regenwasserableitung und nicht an Kläranlagen angeschlossene Einwohner einbezogen, ergibt sich ein Anteil von 35% bzw. 20%. Das durch die Einträge von Nährstoffen verursachte Umweltproblem ist die Eutrophierung der

⁷ Bspw. lag die durchschnittliche Eliminationsleistung der Kläranlagen in Baden-Württemberg in 2006 für den Parameter CSB bei 95 % (Umweltministerium, 2007).

Gewässer. Als Umweltziel gelten in Deutschland die Zielvorgaben der LAWA für Güteklasse II, die im Jahr 2004 im LAWA-Messstellennetz an 73% (Pges), 87% (NO₃-N) bzw. 37% (NH₄-N) überschritten wurden. Das Ergebnis der Bestandsaufnahmen im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie zeigt, dass nach den morphologischen Beeinträchtigungen der Gewässer die hohen Nährstoffbelastungen eine wesentliche Ursache darstellen, wenn die künftige Zielerreichung für ein Gewässer als unwahrscheinlich oder als unsicher eingestuft wurde (BMU/UBA, 2005). Auch für Nord- und Ostsee, insbesondere für Ästuar- und Küstenbereiche, stellen die anthropogenen Nährstoffeinträge und die damit verbundenen Eutrophierungseffekte nach wie vor ein gravierendes Problem dar, auch wenn die Einträge in den zurückliegenden Jahren reduziert werden konnten (SRU, 2004).

Durch urbane Wasserinfrastruktursysteme werden in erheblichem Umfang Schwermetalle in Gewässer eingetragen (Hillenbrand et al., 2005; Fuchs et al., 2002; Böhm et al., 2001). Die Berechnungen zu den verschiedenen Eintragspfaden ebenfalls auf Basis des MONERIS-Modells ergeben Anteile der Einträge kommunaler Kläranlagen an den Gesamteinträgen von bspw. 18% für Kupfer bzw. 12% für Nickel. Urbane Wasserinfrastruktursysteme einschließlich der Regenwasserableitung und nicht ans Kanalnetz angeschlossene Einwohner verursachen 50% der Einträge bei Kupfer und 20% bei Nickel. Vergleichbar zu den Qualitätszielen bei den Nährstoffen bestehen LAWA-Zielvorgaben auch für die Schwermetallkonzentrationen in Oberflächengewässern. Diese wurden in 2004 in großem Umfang überschritten: für Zink an 85% der Messstellen, für Kupfer an 62%, für Cadmium an 59% und für Nickel an 36% (Umweltbundesamt, 2008).

Zu den durch die Siedlungswasserwirtschaft bedingten Emissionen an organisch leicht abbaubaren Stoffen, Nährstoffen und – wenn auch mit einigen Abstrichen - Schwermetallen werden bereits seit vielen Jahren Untersuchungen durchgeführt, teilweise werden entsprechende Daten standardmäßig erhoben. Für diese Stoffe liegen damit vergleichsweise detaillierte Kenntnisse zu den relevanten Stoffströmen vor (vgl. Übersicht bei Welker, 2005). Zu den Einträgen organischer Mikroverunreinigungen wie z.B. den Rückständen von Medikamenten oder organischer, endokrin wirkender Stoffe wurden dagegen erst in den letzten Jahren Forschungsvorhaben durchgeführt. Zu den durch urbane Wasserinfrastruktursysteme verursachten Gesamteinträgen liegen bislang keine oder nur sehr grobe Abschätzungen vor. Als Ergebnis der bis dahin vorliegenden Untersuchungen zu den Emissionen von Arzneistoffen und deren Rückstände in die Gewässer stellt BLAC (2003) fest, dass kommunales Abwasser die bedeutendste Eintragsquelle darstellt und es in stark abwasserbeeinflussten Gewässern zu Konzentrationen $> 0,5 \mu\text{g/l}$ kommen kann, dass jedoch insbesondere zu den gebildeten Metaboliten und zu den ökotoxikologischen Wirkungen noch erhebliche Informationslücken bestehen. Die meisten in der Humanmedizin in relevanten Mengen (ca. $> 0,1 \text{ g}$ pro Einwohner und Jahr) eingesetzten Arzneistoffe bzw. ihre Metabolite sind im gereinigten Abwasser nachweisbar (DWA-Arbeitsgruppe KA-8.1, 2008). Die teilweise schlechte Elimination von Arzneimitteln in Kläranlagen wird von Ternes et al. (2006) darauf zurückgeführt, dass es sich dabei überwiegend um polare Substanzen handelt, die weder biologisch abge-

baut noch sorbiert werden können. Von Rechenberg (2006) wird festgestellt, dass für die Arzneimittel Diclofenac und Carbamazepin die von Seiten des Umweltbundesamtes vorgeschlagenen Qualitätsstandards an mehr als 25 % bzw. mehr als 10 % der Messstellen, für die Daten vorlagen, überschritten werden. Übergreifende Auswertungen von Untersuchungen zu Arzneimitteln ergaben – soweit aufgrund der Datenlage eine Einstufung möglich war – für eine große Zahl an Wirkstoffen eine Umweltrelevanz (LANUV, 2007; vgl. auch Übersicht bei Fent, 2006). In seiner Stellungnahme zu Arzneimitteln in der Umwelt weist der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU, 2007) ebenfalls darauf hin, dass trotz der noch bestehenden Wissensdefizite bereits für einige Wirkstoffe ein Umweltrisiko abgeleitet werden konnte, u.a. für das Schmerzmittel Diclofenac und das Hormon 17α -Ethinylestradiol (EE2) aufgrund ihrer östrogenen Wirkung. Zusätzlicher Forschungsbedarf besteht dabei unter anderem hinsichtlich der Effekte durch Stoffgemische, wie sie in der Umwelt entsprechend der Vielzahl der nachgewiesenen Einzelsubstanzen auftreten (Fent, 2006).

Untersuchungen zu organischen Spurenstoffen an drei großen kommunalen Kläranlagen beinhalteten neben Arzneimitteln zusätzlich ausgewählte Substanzen aus den Bereichen Körperpflegemittel, Desinfektionsmittel, Organophosphate, Organozinnverbindungen, synthetische Moschusduftstoffe und Industriechemikalien (insgesamt über 70 verschiedene Substanzen; Fahlenkamp et al., 2005; MUNLV, 2004). Zur Bewertung wurden die ermittelten Ablaufkonzentrationen mit Gewässerzielwerten verglichen, die in wenigen Einzelfällen aus bestehenden Zielvorgaben oder – soweit keine Zielvorgaben existierten – aus Untersuchungen zu ökotoxikologischen Wirkkonzentrationen abgeleitet wurden. Je nach Güte der vorliegenden ökotoxikologischen Untersuchungen wurden dabei entsprechend dem "Technical Guidance Document on Risk Assessment" (TGD; European Commission, 2003) Sicherheitsfaktoren verwendet. Die für alle 3 Anlagen vergleichbaren Ergebnisse zeigten, dass bei zahlreichen Stoffen die Zielwerte teilweise deutlich überschritten werden: Überschreitungen um den Faktor 10 in zumindest einer Anlage ergaben sich für 17α -Ethinylestradiol, Tributylzinn, TCPP, Nonylphenol, Sulfamethoxazol, Estradiol, Triclosan und TnBP. Als kritisch wurden außerdem Stoffe eingestuft, die in kommunalen Kläranlagen nur in geringem Umfang eliminiert werden, auch wenn relevante Wirkkonzentrationen nicht überschritten werden, da für diese mit einer Akkumulation in der aquatischen Umwelt zu rechnen ist. Zu diesen schlecht eliminierbaren Substanzen zählen chlorierte phosphororganische Flammschutzmittel sowie eine große Zahl von Pharmaka und verschiedene Röntgenkontrastmittel.

Eine noch größere Zahl von Stoffen – etwa 500 – wurde von Ivashechkin (2006) einbezogen: er verglich Angaben zu Umweltbelastungen mit organischen Spurenstoffen aus der kommunalen Abwasserbehandlung mit Zielwerten, Zielwertvorschlägen oder ökotoxikologisch abgeleiteten PNEC-Werten (Predicted No Effect Concentration), die für 256 Verbindungen vorlagen. Für 52 Verbindungen ergab sich eine besondere Umweltrelevanz aufgrund von Zielwert-Überschreitungen in den Kläranlagenabläufen, in Gewässern und/oder im Klärschlamm. Speziell für endokrine Stoffe (einschließlich endokrin wirkender Arzneimittel) wurden von Moltmann et al. (2007) vorhandene Daten ausgewertet. Von 71 einbezogenen Stoffen wur-

den 24 als gewässerrelevant eingestuft, da für diese die gemessenen Gewässerkonzentrationen im Jahresmittel über den Umweltqualitätsnormvorschlägen liegen. Für 33 Stoffe konnte aufgrund fehlender Expositionsdaten keine Aussage getroffen werden.

Für diese organischen Mikroschadstoffe bestehen bislang keine Überwachungswerte für kommunale Kläranlagen. Insbesondere für Arzneimittel und Körperpflegemittel sind die Haushalte und damit das häusliche Abwasser vermutlich die wichtigsten Eintragsquellen. Die Stoffliste mit Qualitätszielen für Oberflächengewässer hat sich zwar in den letzten Jahren erheblich vergrößert (s. Übersicht bei Irmer, 2005), für die meisten der o. g. Substanzen bestehen allerdings (noch) keine Vorgaben. Im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie wird in regelmäßigen Abständen von vier Jahren eine Überprüfung und ggf. Erweiterung der Liste der prioritären Stoffe gefordert. Aufgrund der auch internationalen intensiven Diskussion zur Belastung der Gewässer mit Arzneimittelrückständen (vgl. bspw. Ergebnisse in Italien; Zucatto et al., 2006) ist eine entsprechende Erweiterung der Stoffliste zukünftig zu erwarten. Würden entsprechende Zielwerte festgelegt und - wie nach den bisherigen Untersuchungen zu erwarten - Zielwertüberschreitungen insbesondere bei stark mit kommunalem Abwasser belasteten Gewässern festgestellt, wären Emissionsminderungsmaßnahmen wie z.B. eine hinsichtlich Mikroschadstoffe weitergehende Abwasserreinigung notwendig. Zusätzliche Anforderungen an die kommunale Abwasserreinigung werden teilweise bereits diskutiert (vgl. Tagungsberichte Thaler, 2007; Merkel et al., 2007). Auch von Seiten des Sachverständigenrats für Umweltfragen (2007) wird empfohlen, den Eintrag besonders relevanter Arzneimittel in die Umwelt generell zu mindern und rechtliche Regelungen zu verschärfen. Als mögliche Maßnahme wird u.a. die Verbesserung der Abwasserreinigung genannt.

Die aufgeführten Untersuchungen machen deutlich, dass die durch das kommunale Abwasser verursachten Einträge an organischen Mikroverunreinigungen für die Qualität der Oberflächengewässer von großer Bedeutung sind, auch wenn vor einer endgültigen Bewertung noch verschiedene offene Punkte bspw. hinsichtlich der Kombinationswirkung der verschiedenen Stoffe im Abwasser zu untersuchen sind.⁸ In Tabelle 3-1 sind die Ergebnisse unterschiedlicher Arbeiten zusammengefasst, in denen organische Schadstoffe mit hoher ökotoxikologischer Relevanz identifiziert wurden. Dazu wurden in diesen Untersuchungen aktuelle Monitoringwerte deutscher Oberflächengewässer bzw. Ablaufwerte kommunaler Kläranlagen mit Qualitätszielen verglichen. Besonderer Schwerpunkt lag in den letzten Jahren bei Arzneimitteln einschließlich ihrer Metaboliten sowie bei endokrin wirkenden Stoffen. Die Ergebnisse zeigen, dass es bei der Gruppe der Arzneimittel zahlreiche Verbindungen gibt, für die in unterschiedlichen Untersuchungen eine hohe Gewässerrelevanz festgestellt wurde. Hervorzuheben sind hier Carbamazepin (Antiepileptikum), Clarithromycin (Antibiotikum), Clofib-

⁸ Vergleiche bspw. die Ergebnisse von Ferreira et al. (2008), die zeigen, dass die langfristigen Kombinationswirkungen von Cadmium und dem Pestizid Carbendazim mit den bisherigen Ansätzen deutlich unterschätzt werden.

rinsäure (Metabolit von Lipidsenkern) sowie die Hormone E2 und EE2. Bei den anderen Stoffen wurde Bisphenol A, Nonylphenol, PAKs sowie Tributylzinnverbindungen wiederholt als relevant eingestuft. Aus Sicht der Wasserversorgung wäre diese Liste um zusätzliche Stoffe zu erweitern (vgl. Stoffliste bei Schmitt, 2008).

Tabelle 3-1: Organische Mikroschadstoffe mit hoher Relevanz für die Qualität von Oberflächengewässern in Deutschland – Ergebnisse unterschiedlicher Untersuchungen anhand eines Vergleichs von Belastungen in Oberflächengewässern bzw. in Kläranlagenabläufen mit Qualitätszielen bzw. No-Effect-Konzentrationen⁹

Stoff	1)	2)	3)	4)	5)	6)	7)
Arzneimittel/Hormone							
Amidotrizoesäure					x	-	
Bezafibrat					-	-	x (3)
Carbamazepin		x		x	x	-	x (4)
Ciprofloxacin	x	x					x (2)
Clarithromycin	x	x			x	x	x (2)
Clofibrinsäure	x	x			x	-	x (2)
Diclofenac				x	-	-	x (4)
Erythromycin					-	x	x (3)
Ibuprofen					-	-	x (3)
lomeprol					x		
lopamidol					x		x (2)
Metoprolol						-	x (2)
Phenazon					-	-	x (3)
Propranolol	x	x			-		
Sotalol					x	?	x (2)
Sulfamethoxazol					x	x	x (4)
Trimethoprim					-	-	x (3)
17 β-Estradiol (E2)	x	x	?		x		x (2)
Estriol	x	x					
Estron (E1)	x	x					
17α-Ethinylestradiol (EE2)	x	x	?		x		x (2)
Kunststoffadditive							
Bisphenol A	x	x	x		x		
DEHP		x			-		
Nonylphenol/Nonylphenoethoxylat	x	x	x		x		
Octylphenol/Octylphenoethoxylat		x	-		x		
PAK							
Benzo-a-pyren	x	x	x				
Desinfektionsmittel							
Triclosan					x		
Organozinnverbindungen							
Tributylzinnverbindungen	x	x	x		x		
Dibutylzinnverb.					x		
Monobutylzinnverb.	x				x		

1) nach Ivashchkin (2006): Vergleich anhand von Gewässerkonzentrationen

2) nach Ivashchkin (2006): Vergleich anhand von Kläranlagenablaufkonzentrationen

⁹ Angaben zu Pflanzenschutzmitteln sind nicht aufgeführt, da deren Emissionen primär durch ihre Verwendung in der Landwirtschaft verursacht werden.

- 3) nach Moltmann (2007): Vergleich anhand von Gewässer- und Kläranlagenablaufkonzentrationen (bei "?": Relevanz unklar)
- 4) nach Rechenberg (2006): Vergleich anhand von Gewässerkonzentrationen
- 5) nach Schwätter et al. (2007): Vergleich anhand von Kläranlagenablaufkonzentrationen von drei kommunalen Großkläranlagen (bei Konzentrationen oberhalb oder in der Nähe des Zielwertes wurde der Stoff als relevant eingestuft: "x", ansonsten: "-")
- 6) nach LANUV (2007): Vergleich anhand von Gewässerkonzentrationen in der Ruhr (bei Messwerte > PNEC: "x", bei Messwerten < PNEC: "-")
- 7) ergänzende Angaben nach LANUV (2007): Einstufung als potenziell umweltrelevant, wenn der Stoff in Umweltmedien nachgewiesen und er aufgrund seiner Wirkung in der Umwelt und/oder seines Verhaltens in der Umwelt und/oder der eingetragenen Menge als besonders relevant betrachtet wurde (in Klammern Zahl der erfüllten Faktoren)

Neben organischen Mikroverunreinigungen ist im kommunalen Abwasser nach einer konventionellen biologischen Reinigung noch eine Vielzahl an Mikroorganismen einschließlich unterschiedlicher Krankheitserreger (Bakterien, Viren) enthalten, auch wenn die Konzentrationen über die mechanische und biologische Reinigungsstufe um 2 bis 3 Zehnerpotenzen verringert werden. Hygienische Belastungen von Oberflächengewässern können außerdem auch durch diffuse Einleitungen aus der Regenwasserableitung bzw. Mischwasserableitung verursacht werden oder auch durch Abschwemmungen von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Zur Frage, in welchem Umfang welche Eintragsquellen zur hygienischen Belastung von Gewässern beitragen, liegen bislang keine bundesweiten Untersuchungen vor. Über das Bundesinfektionsschutzgesetz ist grundsätzlich die Verhinderung der Ausbreitung von Erregern übertragbarer Krankheiten als Aufgabenstellung der öffentlichen Abwasserbeseitigung verankert. In Einzelfällen, in denen bspw. die als Vorfluter genutzten Gewässer als Badesgewässer genutzt werden, werden gezielt Anlagen zur Desinfektion des Abwassers installiert (Huber, 2006; Popp et al., 2004).

In diesem Zusammenhang wird die Rolle urbaner Wasserinfrastruktursysteme hinsichtlich des Problems der zunehmenden Verbreitung von Antibiotikaresistenzen diskutiert, d.h. der Eigenschaft von Mikroorganismen gegenüber dem Einsatz von Antibiotika widerstandsfähig zu sein.¹⁰ Entstehen können solche Resistenzen durch Veränderung funktioneller bakterieller Gene (Mutation), die dann an die Folgegenerationen weitergegeben werden (vertikaler Gentransfer). Außerdem können Resistenzgene auch über Art- und Gattungsschranken auf andere Bakterienarten übertragen werden (horizontaler Gentransfer; vgl. Schwartz/Kohnen, 2007; Höller, 2006). Besonders kritisch sind Bakterien mit Multiresistenzen gegen verschiedene Antibiotika, da dadurch die Behandlungsmöglichkeiten deutlich eingeschränkt werden. Die Verbreitung von Antibiotikaresistenzen hat zugenommen (SRU, 2007; Feuerpfeil et al., 1999). In diesem Zusammenhang wurde die Rolle kommunaler Kläranlagen näher untersucht. Aufgrund besonders günstiger Randbedingungen im Abwasser bzw. in Kläranlagen für einen Genaustausch besteht hier eine erhöhte Gefahr für die Weitergabe von Resistenzgenen. Für verschiedene Beispiele wurde nachgewiesen, dass antibiotikaresistente Bakte-

¹⁰ Antibiotika sind Medikamente zur Behandlung von Infektionskrankheiten, die selektiv Bakterien töten oder deren Wachstum hemmen, ohne dabei den Makroorganismus des Erkrankten zu schädigen.

rien über den Abwasserpfad - trotz der deutlichen Reduktion der mikrobiellen Belastung bei der Abwasserbehandlung - in die Umwelt gelangen (Schwartz/Kohnen, 2007; Übersicht bei Stieber et al., 2006). Besonders Anlagen mit angeschlossenen Krankenhäusern als Indirekt-einleiter werden als wichtige Eintragsquelle von resistenten Bakterien in die Umwelt und als "hot spots" für den Transfer von Resistenzgenen unter aquatischen Bakterien diskutiert (Schwartz/Kohnen, 2007). In Abwasser und Oberflächenwasser wurden Bakterien gefunden, die gegen 6-8 verschiedene Antibiotika gleichzeitig resistent sind. Dass die Emissionen von Antibiotika in die Umwelt dort zur verstärkten Resistenzbildung beitragen, wird als weniger relevant eingestuft, da die in der Umwelt gefundenen Konzentrationen deutlich niedriger als die im medizinischen Bereich geltenden minimalen Wirkkonzentrationen liegen (SRU, 2007; Kümmerer, 2005; Kümmerer, 2004). Allerdings gibt es auch hier noch erhebliche Unsicherheiten: bspw. konnte für das Antibiotikum Vancomycin auch bei sehr niedrigen Konzentrationen eine deutliche Bioeffektivität nachgewiesen werden (Schwartz/Kohnen, 2007).

Zusätzlich zu den durch das Abwasser und durch abgeleitetes Regenwasser verursachten Emissionen können durch undichte Kanäle Umweltbelastungen verursacht werden. Von der DWA-Arbeitsgruppe KA-8.1 (2008) wird geschätzt, dass 6-10% des nicht gereinigten Abwassers durch undichte Kanäle ins Grundwasser gelangen. Die dadurch verursachte Umweltgefährdung ist allerdings schwierig einzuschätzen: Im Rahmen eines Verbundforschungsvorhabens wurde u.a. nachgewiesen, dass bei der Versickerung des Abwassers aus undichten Kanälen Schadstoffe sowie bakterielle Belastungen in der ungesättigten Bodenzone bzw. im Grundwasser weitgehend abgebaut oder zurückgehalten werden (Gallert/Winter, 2006; Hua, 2007). Nicht abbaubare Stoffe wie z.B. bestimmte Arzneimittelrückstände können jedoch in den Untergrund und damit ggf. auch in das Grundwasser gelangen. Der Grad der Gefährdung hängt ab vom Zustand der Kanalisation, von der Zusammensetzung des Bodens und der sich in der oberen Bodenzone bildenden Kolmationsschicht sowie vom Abstand zur Grundwasseroberfläche (vgl. auch Schulz et al., 2005).

Außerdem können urbane Wasserinfrastruktursysteme Gewässer durch hydraulische Belastungen bei der Ableitung des Niederschlags über Kanalsysteme beeinträchtigen. Durch die eingeleiteten Wassermengen wird der Abfluss und die Sohlschubspannung im Gewässer kurzfristig erhöht: Im Extremfall bedeutet dies eine vollständige Umlagerung der Gewässer-sohle und außerdem ein erhöhtes Driffrisiko für wirbellose Gewässerorganismen. Die Gewässerstrukturgüte kann dadurch erheblich beeinträchtigt werden. In verschiedenen Untersuchungen wurde nachgewiesen, dass dadurch vor allem bei kleineren Bächen entscheidende Beeinträchtigungen für das Gewässer verursacht werden können (Schmidt, 2000; Borchardt et al., 1998; Fuchs, 1997). Der Grad der Belastung ist abhängig von der Ausgestaltung des Wasserinfrastruktursystems (Misch-/Trennkanalisation, Regenwasserbewirtschaftung) und den lokalen Randbedingungen (versiegelte Fläche, Größe des als Vorfluter genutzten Gewässers, etc.).

Ressourcenverbrauch bei Bau und Betrieb urbaner Wasserinfrastruktursysteme

Bzgl. des Ressourcenverbrauchs sind sowohl die Nutzung der Ressource Wasser, der Umgang mit den im Abwasser enthaltenen Nährstoffen als auch der Energiebedarf zu berücksichtigen. Hinsichtlich des Wasserverbrauchs liegt der aktuelle Bedarf der privaten Haushalte in Deutschland bei 126 l/(E*d). Unter Berücksichtigung des Mehrbedarfs aufgrund der Verluste bei der Wasserförderung und -verteilung entspricht diese Wassermenge 32,8% der Wasserentnahme (ohne Kühlwasser) in Deutschland¹¹. Hinsichtlich der Relevanz des Wasserverbrauchs in Deutschland wird im Allgemeinen darauf hingewiesen, dass in Deutschland keine Wasserknappheit herrscht, sondern ausreichend Wasser zur Verfügung steht. Zu beachten ist dabei allerdings, dass aufgrund sich ändernder klimatischer Bedingungen auch die Wasserverfügbarkeit sich zukünftig ändern und es zumindest in einzelnen Regionen zu Wasserknappheiten kommen könnte (vgl. Ausführungen in Kap. 1). Hinsichtlich des Nährstoff-Ressourcenverbrauchs ist die Umweltbeeinflussung durch urbane Wasserinfrastruktursysteme (WIS) dadurch gegeben, dass die im häuslichen Abwasser enthaltenen Nährstoffe einer Wiedernutzung zugeführt oder aber entsorgt (Verbrennung mit anschließender Depositionierung der Verbrennungsrückstände) bzw. emittiert (in die Gewässer bzw. in die Atmosphäre) werden können. Das Beispiel der Ressource Phosphor zeigt die hohe Relevanz der im Abwasser enthaltenen Menge: Die im Durchschnitt enthaltenen 2,1 g/(E*d) entsprechen 53% der als mineralischem P-Dünger in Deutschland eingesetzten Menge.¹² Für die ökologische Bewertung von Produkten oder Systemen besonders relevant ist in der Regel der damit verbundene Energiebedarf, der sowohl unter Ressourcenaspekten (fossile Energieträger) als auch hinsichtlich der damit verbundenen Emissionen (CO₂, SO_x, NO_x) zu beachten ist. Der Strombedarf, der direkt durch die Wasserver- und -entsorgung verursacht wird, liegt bei etwa 75 kWh/(E*a)¹³. Dies entspricht 4,4% des Stromverbrauchs in Haushalten bzw. 1,2% des Gesamtstromverbrauchs in Deutschland. In Tabelle 3-2 sind die wichtigsten Daten zur Umweltrelevanz der urbanen Wasserinfrastruktursysteme in Deutschland zusammengefasst.

11 Wasserentnahme ohne Kühlwasser: 12,7 Mrd m³ entsprechend 153,9 m³/(E*a) (Statistisches Bundesamt, 2006b).

12 Im Wirtschaftsjahr 2005/2006 lag die in Deutschland eingesetzte mineralische P-Düngermenge bei 0,27 Mio t P₂O₅ (Statistisches Bundesamt, 2007). Der gesamte Verbrauch an mineralischem Phosphor liegt nach Pinnekamp et al. (2007) um etwa 15 % über dieser Menge. Zur begrenzten Verfügbarkeit von Phosphor siehe Ausführungen in Kap. 3.1.5.2 unter Ressourcennutzung.

13 Für die Wasserversorgung mit Aufbereitung und Verteilung kann von einem durchschnittlichen Energiebedarf von etwa 0,6 kWh/m³ ausgegangen werden. Der durchschnittliche Verbrauch bei der Abwasserbehandlung liegt nach Haberkern (2007a) bei 35 kWh/EW*a. Zusätzlich ist der Verbrauch bei der Schlammentwässerung zu berücksichtigen (etwa 0,01 kWh je kg Schlamm; bei 29,3 kg TS/(E*a) entsprechend 9,7 kWh/(E*a)).

Tabelle 3-2: Umweltrelevanz urbaner Wasserinfrastruktursysteme in Deutschland anhand ausgewählter Parameter (Literaturquellen siehe Text)

Parameter	Emissionen bzw. Ressourcenverbrauch	Anteil an Gesamtemissionen bzw. Gesamtverbrauch in Deutschland
Emissionen von Nährstoffen:		
Phosphor: kommunale Kläranlagen	8.167 t/a	25 %
urbane WIS gesamt	11.476 t/a	35 %
Stickstoff: kommunale Kläranlagen	115.270 t/a	17 %
urbane WIS gesamt	140.130 t/a	20 %
Emissionen von Schwermetallen, Beispiele:		
Kupfer: kommunale Kläranlagen	119,3 t/a	18%
urbane WIS gesamt	327,1 t/a	50%
Nickel: kommunale Kläranlagen	75,2 t/a	12%
urbane WIS gesamt	119,5 t/a	20%
Emissionen organischer Mikroverunreinigungen: • Arzneimittel und Metabolite • Körperpflegemittel	nur grobe Abschätzungen verfügbar, basierend auf Verkaufsmenge und emittiertem Anteil (vgl. BLAC, 2003)	sehr hoch (bedeutendste Eintragsquelle)
Eintrag antibiotikaresistenter Mikroorganismen in die Umwelt	relevant (Forschungsbedarf)	relevant (Forschungsbedarf)
Ressourcenverbrauch: • Wasserverbrauch • Nährstoffe: Phosphor	• 126 l/(E*d) • im Abwasser enthalten ca. 2,1 g/(E*d)	• 32,8% der Wasserentnahme (ohne Kühlwasser) • 53% der mineralischen P-Düngermenge
Energiebedarf: Gesamtstrombedarf für Wasserver- und -entsorgung	ca. 75 kWh/(E*a)	4,4% des Stromverbrauchs in Haushalten (1,2% des Gesamtstromverbrauchs)

WIS: Wasserinfrastruktursystem

3.1.5 Beschreibung des Untersuchungsansatzes zur Stoffstrombilanzierung und ökologischen Bewertung

Aufgrund der breiten wissenschaftlichen Akzeptanz der Ökobilanz-Methode wird diese als Grundlage für die ökologische Bilanzierung und Bewertung verwendet. Die einzelnen Arbeitsschritte sind im Folgenden näher beschrieben.

3.1.5.1 Zielfestlegung und Sachbilanzierung

Die Arbeitsschritte "Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens" sowie "Sachbilanz" sind hinsichtlich Vorgehen und Inhalten durch die Inhalte der o.g. Normen klar vorge-

geben. Bei der Sachbilanzierung wird dabei im allgemeinen von durchschnittlichen Verhältnissen, gemittelt über einen längeren Zeitraum, ausgegangen (vgl. 3.1.1). Als Besonderheit des Untersuchungsfelds "Wasserinfrastruktursysteme" ist deshalb zu berücksichtigen, dass die hier ablaufenden Prozesse eine hohe Dynamik aufweisen, die bspw. durch das Niederschlagsgeschehen oder den Wasserverbrauch in den Haushalten verursacht wird. Um Daten zur Beschreibung mittlerer Verhältnisse hinsichtlich des Stoffstroms Wasser zu erhalten, ist deshalb eine separate Modellierung dieser Prozesse erforderlich, insbesondere wenn der Einfluss unterschiedlicher Randbedingungen (bspw. sich verändernde klimatische Verhältnisse, vgl. Kap. 1) einbezogen werden soll. Für die Berechnung des Stoffstroms Wasser wird deshalb ein getrenntes Teilmodell erstellt, das es erlaubt Jahresdurchschnittswerte zu berechnen, die als Grundlage für die weitere Stoffstrombilanzierung verwendet werden. Um eine Nutzengleichheit zwischen den untersuchten Konzepten zu erreichen, wird nach der "Schlechtschriften-Methode" (s. Kap. 3.1.1) die jeweils erforderliche Menge an Zusatzprodukten aus Äquivalenzprozessen ergänzt, um für alle Konzepte einen einheitlichen Produktkorb zu erhalten.¹⁴ Alle weiteren, auf Ebene der Sachbilanzierung erforderlichen Festlegungen und Beschreibungen sind in Kapitel 1 beschrieben.

3.1.5.2 Festlegung der Wirkungskategorien

Für den im Rahmen des Ökobilanz-Ansatzes folgenden Arbeitsschritt "Wirkungsabschätzung" lässt die DIN EN ISO 14044 wie oben bereits beschrieben einen vergleichsweise großen Spielraum. Dies betrifft insbesondere die Auswahl der relevanten Wirkungskategorien und die weitergehende Bewertung. Danach ist bei der Auswahl grundsätzlich sicherzustellen, dass diese "einen umfassenden Satz von mit dem zu untersuchenden Produktsystem verbundenen Umweltthemen" widerspiegelt. Die Auswahl der Wirkungskategorien stellt einen sehr wichtigen Schritt im Rahmen einer Ökobilanz dar, da durch das Einbeziehen bzw. Nicht-Einbeziehen einzelner Kategorien (oder auch Wirkungsindikatoren), für die die Ergebnisse bei den zu untersuchenden Systemen ggf. sehr unterschiedlich ausfallen würden, das Gesamtergebnis der Bewertung deutlich beeinflusst werden kann. Diese Problematik zeigen Renner/Klöpffer (2005) für den Anwendungsbereich biotechnischer Prozesse auf und weisen darauf hin, dass hier ggf. ökosystemare und humantoxische Wirkungen von biologischen Emissionen (z.B. biologische Krankheitserreger) zusätzlich zu berücksichtigen sind.

Ausgehend von den Standardlisten zu Wirkungskategorien von Schmitz/Paulini (1999), Guinée et al. (2002) und Udo de Haes et al. (2002) und ISO/TR 14047 (2003) werden im Folgenden die ausgewählten Kategorien und Indikatoren kurz beschrieben. Nähere Beschreibungen können der erwähnten Literatur entnommen werden. Abschließend wird auch auf die nicht einbezogenen Kategorien eingegangen.

¹⁴ Dies betrifft die Menge an Nährstoffen, die aus der Abwasserbehandlung bzw. als Äquivalenzprozess aus der Düngemittelindustrie bereitgestellt werden, sowie die erzeugte Energiemenge.

- **Ressourcennutzung¹⁵**

Im Rahmen einer Ökobilanz werden in dieser Wirkungskategorie in der Regel nur die abiotischen Ressourcen (Rohstoffe) erfasst (Vogt et al., 2002; Schmitz/Paulini, 1999). Darunter sind Stoffe zu verstehen, die als Ergebnis früherer biologischer (Kohle, Erdöl, Erdgas) oder physikalisch-chemischer (Erze, Steine, Erden) Prozesse entstanden sind und sich in menschlichen Zeiträumen nicht erneuern. Biotische, aus (derzeit) lebenden Organismen gewonnene Ressourcen sowie die Ressource Fläche werden dagegen nicht einbezogen. Bei der Nutzung abiotischer Ressourcen kann unterschieden werden zwischen einer destruktiven Nutzung, bei der die Ressourcen durch Umwandlungsprozesse zerstört werden und die nutzbare Eigenschaft verloren geht (z.B. Verbrennung von Erdöl zur Energieerzeugung) und einer nicht destruktiven, sondern dissipativen Nutzung, bei der die Ressourcen umgewandelt und aufgelöst oder weit zerstreut werden. In diesem Fall ist eine Wiedernutzung zwar nicht grundsätzlich unmöglich, aber mit einem sehr großen Aufwand verbunden (Beispiel ist die weiträumige Verteilung von ursprünglich mineralischem Phosphor bei einer Nutzungs- und Entsorgungskette als Düngemittel → Bestandteil von Nahrungsmittel → Inhaltsstoff im Abwasser → Emission in ein Gewässer).

Nach Guinée et al. (2002) und Udo de Haes et al. (2002) können sowohl biotische als auch abiotische Ressourcen nach der möglichen Regeneration wie folgt unterschieden werden:

- "deposits" (Lagerstätten): hier findet keine Regeneration in "menschlichen" Zeiträumen statt (z.B. Mineralien, fossile Rohstoffe);
- "funds", Ressourcen, die sich in relativ kurzen Zeiten (Maßstab etwa ein Menschenleben) regenerieren (z.B. Wildtiere) und
- "flows", Ressourcen, die sich dauernd regenerieren (z.B. Wind, Sonnenstrahlung).

Zur Charakterisierung des Ressourcenverbrauchs wurden sehr unterschiedliche Ansätze entwickelt (bspw. Bewertung entsprechend der für die Wiederbereitstellung der Ressourcen benötigten Kosten; Steen, 1995). Die Ansätze beziehen sich teilweise auf die derzeit mit dem Ressourcenabbau und der Verarbeitung verbundenen Umweltauswirkungen, auf die bei abnehmenden Ressourcenvorkommen zukünftig zunehmenden Auswirkungen bei Abbau und Verarbeitung, auf die in den Ressourcen enthaltenen Energiemengen oder auch auf den eigentlichen Verbrauch der Ressourcen. Guinée et al. (2002) weisen darauf hin, dass die wissenschaftliche Diskussion weiterhin im Gang ist. Ihr Vorschlag ist die Definition des abiotischen Ressourcenverbrauchspotenzials (abiotic resource depletion potential – ADP) als aggregierte Wirkungskategorie, die die fossilen und die mineralischen als die sich nicht regenerierenden Ressourcen (deposits) zusammenfasst. Nach dem als Baseline-Verfahren beschriebenen Ansatz ist dazu der Verbrauch ("extraction rate") ins Verhältnis zu den gesamten Reserven zu setzen.

¹⁵ Unter Ressourcennutzung (teilweise auch Ressourcenbeanspruchung oder Ressourcenverbrauch genannt) wird allgemein die Entnahme bzw. Nutzung von Stoffen, Energie, Organismen und Fläche aus der natürlichen Umwelt verstanden.

Im Rahmen verschiedener Ökobilanzen für das Umweltbundesamt sowie der Arbeiten im Bereich Klärschlamm (MUNLV, 2006; MUNLV, 2003; Vogt et al., 2002; UBA, 1995) wird unterschieden zwischen der Ressource Energie und Materialressourcen. Hinsichtlich der Ressource Energie erfolgt teilweise eine Wirkungsaggregation über den Nutzwert der Energieressourcen (Wärmeinhalt; entsprechend dem im Folgenden beschriebenen Kennwert Kumulierter Energieaufwand – KEA) oder es wird zusätzlich die Knappheit der einzelnen Energieträger berücksichtigt. Im Rahmen der für das Umweltbundesamt erstellten Ökobilanz Getränkeverpackungen (UBA, 1995) wurde für diese zweite Zielsetzung ein seitdem häufig eingesetzter Berechnungsansatz erarbeitet: Dabei wird der Verbrauch der verschiedenen fossilen Energieressourcen anhand eines Umrechnungsfaktors, der sich aus der statischen Reichweite in Jahren (definiert als Division aktuelle Weltreserve durch aktueller Verbrauch) und dem jeweiligen Wärmeinhalt ergibt, in Erdöläquivalenzknappheiten umgerechnet. Der Umrechnungsfaktor ist wie folgt definiert:

$$R_{\ddot{A}q, \text{ Rohstoff}} = \frac{R_{\text{stat}, \text{ Rohöl}}}{R_{\text{stat}, \text{ Rohstoff}}} \times \frac{H_{u, \text{ Rohstoff}}}{H_{u, \text{ Rohöl}}}$$

$R_{\ddot{A}q}$: Rohöl-Ressourcen-Äquivalenzfaktor (dimensionslos)

R_{stat} : Statistische Reichweite (in Jahren)

H_u : Unterer Heizwert (in kJ/kg bzw. kJ/Nm³)

Zur Knappheit der fossilen Ressourcen gibt es verschiedene Kennwerte und Angaben. Die üblicherweise für energetische Ressourcen angegebene Reichweite bezieht sich auf die Reserven¹⁶ und den gegenwärtigen Verbrauch. Da immer wieder Teile der unter Ressourcen¹⁷ geführten Mengen zu Reserven werden, wird die Reichweite für Rohöl schon seit mehreren Jahrzehnten in der Größenordnung von 40 Jahren angegeben. Bei der Berechnung der statischen Reichweiten wurden Angaben der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe für das Jahr 2007 zugrunde gelegt (siehe Tabelle 3-3).

Bzgl. der Materialressourcen wurde in den o.g. Arbeiten im Klärschlambereich jeweils geprüft, welche abiotischen Ressourcen zu berücksichtigen sind. Ergebnis der Prüfungen war, dass für die Untersuchungsbereiche neben den Energieträgern nur noch die an wenigen Stellen der Erde in abbauwürdigen Lagerstätten vorkommenden Phosphaterze näher zu betrachten sind. Dabei nimmt die Qualität der Phosphaterzlagerstätten ab: die zunehmende Gehalte an Schwermetallen (insbesondere Cadmium) oder radioaktiven Elementen bedeu-

¹⁶ Unter Reserven werden diejenigen Mengen eines Energierohstoffes verstanden, die mit großer Genauigkeit erfasst wurden und mit den derzeitigen technischen Möglichkeiten wirtschaftlich gewonnen werden können (gebräuchliche Synonyme: bauwürdig ausbringbare Reserven, sicher (und wahrscheinlich) gewinnbare Vorräte; BGR, 2007).

¹⁷ Unter Ressourcen werden diejenige Mengen eines Energierohstoffes verstanden, die entweder nachgewiesen, aber derzeit nicht wirtschaftlich gewinnbar sind, oder aber die Mengen, die auf Basis geologischer Indikatoren noch erwartet werden und mittels Exploration nachgewiesen werden können. Bei Kohlenwasserstoffen wird dabei, ähnlich wie bei den Reserven, nur der als gewinnbar eingeschätzte Teil berücksichtigt. Bei Kohle sind es „in situ“-Mengen, d. h. die Gesamtmenge unabhängig von ihrer Gewinnbarkeit (BGR, 2007).

ten entweder einen erhöhten Aufwand für die Aufbereitung oder eine stärkere Umweltbeeinträchtigung insbesondere bei der umweltoffenen Hauptanwendung des Phosphors als Minereraldünger in der Landwirtschaft. Nach Wagner (2005) bzw. Pinnekamp et al. (2007) betragen die weltweiten Phosphatreserven im Jahr 2000 11,5 Mrd Mg Phosphaterz. Der weltweite Bedarf liegt bei etwa 130 Mio. Mg Phosphatgestein (17,5 Mio. Mg P) pro Jahr. Zukünftig wird von einem deutlichen Anstieg des Bedarfs in den Schwellen- und Entwicklungsländern ausgegangen. Aus dem aktuellen Bedarf und den Reserven ergibt sich eine statische Reichweite von 89 Jahren. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, dass neben den Phosphatreserven (11,5 Mrd. Mg) nachgewiesene Phosphaterzvorkommen in einer Höhe von 35,7 Mrd. Mg bestehen, die derzeit aus technischen oder aus wirtschaftlichen Gründen nicht abgebaut werden können, sowie nicht nachgewiesene Phosphaterzvorkommen in der Erdkruste (94 Mrd. Mg) und P-Vorkommen im Boden der Tiefsee (ca. 900 Mrd. Mg; Wagner, 2005). In Deutschland stehen keine Phosphaterzlagerstätten zur Verfügung, d.h. die benötigte Phosphormenge muss - als Rohphosphat, als Minereraldünger oder auch über Futter- und Nahrungsmittel (vgl. P-Bilanz für Deutschland von Dockhorn, 2007) - importiert werden. Die besondere Relevanz des Phosphors für den hier vorliegenden Untersuchungsbereich ergibt sich aus den Angaben in Tabelle 3-2, nach denen die im Abwasser enthaltene Phosphormenge 53% des in Deutschland als Minereraldünger eingeführten Phosphors ausmacht.

Tabelle 3-3: Rohöl-Äquivalenzfaktoren, Wärmeinhalte und statische Reichweite fossiler Energieträger

Energie-träger	statische Reichweite [a] (nach BGR, 2007)	Wärmeinhalt [kJ/kg] (nach Frischknecht et al., 2007b)	Rohöläquivalenzfaktor [kg Rohöl-Äq/kg]	zum Vergleich: Rohöläquivalenzfaktor (nach UBA, 1995)
Braunkohle	293	9.900	0,0294	0,0409
Steinkohle	136	19.100	0,2111	0,1836
Erdgas	62	38.300	0,6380	0,5212
Erdöl	42	45.800	1	1

Der im Rahmen von Wasserinfrastruktursystemen alles verbindende Stoffstrom (Süß-) Wasser stellt eine erneuerbare abiotische Ressource dar, die weltweit betrachtet in sehr unterschiedlichen Dargebotsmengen zur Verfügung steht. Je nach den lokalen/regionalen Umständen kann Wasser zu jeder der drei o. g. Kategorien gehören: fossiles Wasser (Tiefenwasser) gehört zu den "deposits", Grundwasser zu den sich in relativ kurzen Zeiten regenerierenden Ressourcen und Oberflächenwasser, wie z.B. Flüsse zu den sich dauernd regenerierenden Ressourcen, soweit ein ausreichendes Dargebot besteht (vgl. Renner/Klöpffer, 2005). Für Regionen mit negativer Wasserbilanz, in denen es bspw. zu einem Absinken des Grundwasserspiegels kommt, wäre die Ressource Wasser als funds, ggf. auch als deposit einzustufen. In dem Ansatz von Guinée et al. (2002) wird die Ressource Wasser allerdings nicht berücksichtigt. Wie sich aus den Angaben in Tabelle 3-2 ergibt, spielt in Deutschland der Wasserverbrauch für Haushalte eine wichtige Rolle bzgl. des Gesamtwasserverbrauchs,

soweit die Verwendung als Kühlwasser, bei der im allgemeinen Oberflächenwasser eingesetzt und das Wasser unmittelbar wieder zurückgeführt wird, ausgeklammert wird. Aus diesen Gründen wird bei der Wirkungsabschätzung der Wasserverbrauch als Wirkungsindikator mit aufgenommen, auch wenn eine entsprechende Bedeutung dieses Indikators für Deutschland nur in einigen Regionen gegeben ist. Für beide hinsichtlich des Untersuchungsthemas besonders relevanten Ressourcen Phosphor und Wasser werden die beanspruchten Mengen als Gesamtsummen ermittelt und der Anteil am Gesamtverbrauch innerhalb des gewählten Bezugsraums (hier Deutschland) berechnet.

- **Kumulierter Energieaufwand**

Der kumulierte Energieaufwand (KEA) stellt in engerem Sinne keine Wirkungskategorie dar, da damit kein definiertes Umwelt-Problemfeld erfasst wird. Vielmehr ist er primär ein Indikator für das Schutzgut Ressourcen. Da der Energieverbrauch jedoch mit vielen Umweltproblemen in enger Verbindung steht (z.B. Ressourcenverbrauch fossiler Energien, Treibhauseffekt, Versauerung und Eutrophierung aufgrund der bei der Verbrennung emittierten Schadstoffe), wird der KEA als eine wichtige Kennzahl nicht nur bzgl. des Ressourcenverbrauchs sehr häufig in Ökobilanzen verwendet. Teilweise wird er sogar alleine zur groben Abschätzung der Umweltrelevanz von Produkten oder Verfahren verwendet (vgl. Kap. 3.1.1). Der KEA gibt die Gesamtheit des primärenergetisch bewerteten Aufwands für den Untersuchungsgegenstand an (vgl. Definition in der VDI-Richtlinie 4600; VDI, 1997). Unter Berücksichtigung der Wirkungsgrade für Erzeugung, Transport, Verteilung und Nutzung wird der Energiebedarf für alle direkt und indirekt verbundenen Prozessschritte ermittelt. Der KEA bezieht sich somit auf das gesamte untersuchte System bis hin zum Abbau der Rohstoffe. Im KEA sind auch die Energiemengen enthalten, die mit der Herstellung von Produkten wie z.B. Kunststoffen verbunden sind, auch wenn die Energie im Produkt noch (teilweise) zur Verfügung steht. Häufig werden Teilkomponenten des KEAs ausgewiesen, wie z.B. KEA fossil als Summe der fossilen Primärenergien oder KEA Kernkraft als Summe der nuklearen Primärenergien. Für die Berechnung des KEA werden die in Tabelle 3-3 mit aufgeführten, spezifischen Wärmeinhalte der fossilen Energieträger verwendet. Für Uran wird mit einem Energieinhalt von 560 GJ pro kg gerechnet (Frischknecht et al., 2007b).

- **Klimaänderung bzw. Treibhauseffekt**

Treibhausgase besitzen die Eigenschaft, langwellige Infrarotstrahlung, die die Erde in den Weltraum abstrahlt, aufzuhalten und zur Erde zurück zu reflektieren. Der natürliche Treibhauseffekt wird durch das Freisetzen zusätzlicher Mengen an Treibhausgasen verstärkt und es kommt zu einer globalen Beeinflussung des Klimas. Der 4. Sachstandsbericht des IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) verdeutlicht die bereits eingetretenen Klimaänderungen, in Szenarien wird die zukünftig zu erwartende Erwärmung für unterschiedliche Randbedingungen aufgezeigt (IPCC, 2007). Zur Bestimmung der Klimawirksamkeit der unterschiedlichen Treibhausgase wurde das Treibhauspotenzial (Global Warming Potential GWP) eingeführt, das die relative Größe der jeweiligen Klimawirksamkeit im Vergleich zur Referenzsubstanz Kohlenstoffdioxid angibt. Das GWP von CO₂ liegt entsprechend bei 1. Die

Angabe des GWP erfolgt damit als CO₂-Äquivalent. Die verwendeten Angaben zum GWP für die einzelnen klimawirksamen Substanzen beruhen auf den Ergebnissen des IPCC (Übersicht über die Treibhauspotenziale der wichtigsten Substanzen im Anhang in Tabelle A.3-1). Die für die Ableitung der CO₂-Äquivalente genutzten Klimamodellrechnungen verwenden unterschiedliche Verweilzeiten der Gase in der Troposphäre (20, 100 oder 500 Jahre). Von Seiten des Umweltbundesamtes bzw. von Guinée et al. (2002) wird empfohlen, die auf 100 Jahre bezogenen Daten zu verwenden. Der GWP-Gesamtwert berechnet sich aus den Emissionen der Einzelstoffe nach folgender Formel.

$$GWP = \sum_i (m_i \cdot GWP_i)$$

m_i = Masse der Emissionen der Substanz i

GWP_i = Treibhauspotenzial der Substanz i

- **Photooxidantienbildung bzw. Sommersmog**

Diese Wirkungskategorie bezieht sich auf die durch erhöhte Konzentrationen von Photooxidantien wie Ozon, flüchtigen Kohlenwasserstoffen oder auch reaktiven Stickstoffoxiden ausgeübten Effekte. Dabei dominiert sowohl hinsichtlich Konzentration als auch Wirkung das (bodennahe) Ozon. Es entsteht durch komplexe chemische Reaktionen von Kohlenwasserstoffen und Stickoxiden unter der Einwirkung von Sonnenlicht. Ozon gilt als Zellgift für alle Organismen. Zur Bewertung der Ozonbildungspotenziale wird das Photochemical Ozone Creation Potential (POCP) verwendet, ausgedrückt in Ethen-Äquivalenten (Schmitz/Paulini, 1999; Guinée et al, 2002). Dieser Ansatz ist allerdings umstritten: die Reaktionsvorgänge bei der Bildung von bodennahem Ozon sind sehr komplex und der Beitrag der Stickoxide wird in diesem Ansatz nicht berücksichtigt (Vogt et al., 2002). Ergänzend wird deshalb teilweise ein Ansatz nach Stern (1997) verwendet und ein stickoxidkorrigiertes Ozonbildungspotenzial als geometrisches Mittel aus dem POCP-Wert und der Summe der emittierten Stickoxidmenge berechnet.

$$POCP = \sum_i (m_i \cdot POCP_i)$$

m_i = Masse der Emissionen der Substanz i

$POCP_i$ = Photooxidantienbildungspotenzial der Substanz i

stickoxidkorrigiertes Photooxidantienbildungspotenzial:

$$NCPOPC = \sqrt{NO_x \cdot \sum_i (m_i \cdot POCP_i)}$$

NO_x = Summe Stickoxidemissionen

- **Versauerung**

Ursache der Versauerung von Böden und Gewässern sind der Eintrag von Säuren und Säurebildnern (in erster Linie Stickoxide und Schwefeldioxid), die anthropogen in die Umwelt gelangen (Emissionen von Kraftwerken, Verkehr, Industrie). Auch durch Ammoniak- bzw.

Ammonium-Emissionen (Intensivtierhaltung) wird die Versauerung aufgrund der stattfindenden Oxidation des Stickstoffs verstärkt. Schädigungen können bei Pflanzen (z.B. Wurzelschäden), Tieren (z.B. Fische) und Ökosysteme insgesamt (z.B. Auswaschung wichtiger Nährstoffe) auftreten (vgl. Schmitz/Paulini, 1999). Quantifiziert wird die Versauerung durch das Versauerungspotenzial (Acidification Potential – AP) in SO₂-Äquivalenten (Guinée et al., 2002). Die Auswirkungen der Versauerung können regional stark differieren. Entsprechende Differenzierungen sind jedoch aufgrund der in der Regel fehlenden Zusatzinformationen im Rahmen von Ökobilanzen derzeit nicht möglich (Renner/Klöpffer, 2005).

$$AP = \sum_i (m_i \cdot AP_i)$$

m_i = Masse der Emissionen der Substanz i

AP_i = Versauerungspotenzial der Substanz i

• Eutrophierung

Unter Eutrophierung ist die Überdüngung aquatischer und terrestrischer Ökosysteme zu verstehen. Die wichtigsten Nährstoffelemente, die zur Überdüngung führen können, sind Phosphor und Stickstoff. Bei einem Überangebot an Nährstoffen kommt es zu einer Störung des biologischen Gleichgewichts. In Gewässern kann es dadurch bspw. zu einem übermäßigen Wachstum von Wasserpflanzen kommen, zu deren Zersetzung große Mengen Sauerstoff verbraucht werden, so dass es letztlich zu einer Sauerstoffverknappung kommen kann. Mögliche Folgen der aquatischen und terrestrischen Eutrophierung sind unter anderem Fischsterben, ein Umkippen von Gewässern oder auch die Veränderung von Fauna und Flora (vgl. Schmitz/Paulini, 1999). Zur Erfassung des Beitrags der relevanten Substanzen dient das Eutrophierungspotenzial, ausgedrückt als Phosphat-Äquivalent (s. Angaben bei Guinée et al., 2002). Dabei kann zwischen dem terrestrischen Eutrophierungspotenzial, das durch die Luft-Emissionen Stickoxiden und Ammoniak bestimmt wird, und dem aquatischen Eutrophierungspotenzial, das durch Emissionen von Stickstoff-, Phosphor- und sauerstoffzehrenden Verbindungen (gemessen als CSB¹⁸) in die Gewässer verursacht wird, unterschieden werden.

$$EP = \sum_i (m_i \cdot EP_i)$$

m_i = Masse der Emissionen der Substanz i

EP_i = Eutrophierungspotenzial der Substanz i

• Humantoxizität und Ökotoxizität

Die Gefährdung des Menschen bzw. von Ökosystemen durch die Emissionen toxischer Substanzen wird mit den Wirkungskategorien Human- und Ökotoxizität erfasst. Für diese Kategorien existiert allerdings bislang keine allgemein anerkannte Methodik zur Charakteri-

¹⁸ Der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) wird berücksichtigt, da durch den Eintrag von sauerstoffzehrenden Stoffen die durch die Nährstoffe verursachte Sauerstoffverknappung verschärft wird.

sierung und Aggregation dieser Wirkungskategorien, die praktizierten Vorgehensweisen unterscheiden sich teilweise deutlich. Grundproblem sind die komplexen Wirkungszusammenhänge und die sehr unterschiedlichen auftretenden Effekte wie z.B. akute oder chronische Wirkungen, reversible bzw. irreversible Schädigungen oder auch die unterschiedliche Schwere von Schädigungen (z. B. beim Menschen Reizungen, allergene Effekte, Mutagenität, Kanzerogenität, etc.). Ein wichtiger Aspekt ist außerdem die unzureichende Datenlage für viele Substanzen.

Ein Ansatz zur aggregierten Wirkungsabschätzung von Human- und Ökotoxizität ist die "Critical Surface Time"-Methodik (CST 95) nach Jolliet/Crettaz (1997), bei der die Verteilung und das Abbauverhalten in der Umwelt sowie Toxizitätsdaten in die Berechnung eingehen. Ergebnis ist das Humantoxizitätspotenzial (http) in Blei-Äquivalenten sowie das aquatische (AEP) und das terrestrische (TEP) Ökotoxizitätspotenzial in Zink-Äquivalenten. Dieser Ansatz wurde im Rahmen der IMPACT 2002+-Methode weiterentwickelt, bzgl. der Humantoxizität wurde unterschieden zwischen kanzerogenen und nicht-kanzerogenen Wirkungen und es wurden andere Referenzsubstanzen gewählt (Jolliet et al., 2003). Im Rahmen der CML-Methode werden dagegen die Charakterisierungsfaktoren anhand eines Modells berechnet, das auf dem EUSES-Programm (European Union System for the Evaluation of Substances)¹⁹ zur Chemikalienbewertung in der Europäischen Union basiert und zur Anwendung bei der Wirkungsabschätzung weiterentwickelt wurde (Guinée et al., 2002).

Von Seiten des Umweltbundesamtes wird aufgrund der grundsätzlichen Problematik keine Aggregationsmethode zur Wirkungsabschätzung für diese Kategorien empfohlen. Alternativ werden deshalb Betrachtungen für besonders relevante Einzelsubstanzen durchgeführt, die als repräsentativ oder als besonders entscheidend für das Untersuchungsfeld angesehen werden können. Bspw. wurden für die Untersuchung die Abfallwirtschaft anhand von Elektro- und Elektronikaltgeräten als Indikatoren für die Humantoxizität die auch in den relevanten EU-Richtlinien geregelten Schwermetalle Blei, Cadmium und Quecksilber ausgewählt (Müller/Giegrich, 2005). Auch von Seiten des IFEU-Instituts wird grundsätzlich die Frage gestellt, ob überhaupt ein Ansatz, der die gesamte Breite der Toxikologie abdeckt, entwickelt werden kann (Vogt et al., 2002). Allerdings wird hinsichtlich der Wirkungskategorie Humantoxizität vorgeschlagen, die Wirkungen kanzerogener Stoffe zusammenzufassen, da diese Wirkungen ohne Schwellenkonzentrationen auftreten können und deshalb bspw. der Grad der Verdünnung keine Rolle spielt. Unter Verwendung von sogenannten Einheitsrisikowerten (unit risk), die u.a. von der US-Umweltbehörde EPA herausgegeben werden, werden kanzerogene Schadstoffe zu einem summarischen Wert, dem Krebsrisikopotenzial (CRP = Carcinogenic Risk Potential), aggregiert. Als Bezugssubstanz wurde Arsen ausgewählt. Mit diesem

¹⁹ Das EUSES-Programm wurde zur Risikobewertung von Chemikalien entwickelt und setzt dazu die technischen Richtlinien der EU (TGD –Technical Guidance Document) zur Risikobewertung von alten und neuen Substanzen um.

Ansatz können allerdings nur mögliche Gesundheitsgefahren über den Luftpfad berücksichtigt werden.

Bei der Bewertung der human- und ökotoxikologischen Wirkungen stellt sich im Zusammenhang mit dem Untersuchungsbereich "urbane Wasserinfrastruktursysteme" das Problem, dass durch eine Vielzahl an Untersuchungen in den letzten Jahren neue Kenntnisse zu insbesondere ökotoxikologisch relevanten Umweltbelastungen durch die betrachteten Systeme erarbeitet wurden. Dies betrifft vor allem die noch im gereinigten Abwasser enthaltenen organischen Mikroverunreinigungen (Arzneimittel, endokrine Stoffe, etc.; vgl. Kapitel 3.1.4). Diese Stoffe sind nicht in den oben beschriebenen Ansätzen zur Aggregation der (öko-)toxikologischen Wirkungen enthalten. Es wird deshalb entsprechend den Empfehlungen des Umweltbundesamts der Ansatz verfolgt, durch Auswahl repräsentativer oder besonders wichtiger Einzelsubstanzen eine Bewertung vorzunehmen. Unter Berücksichtigung der verfügbaren Daten werden folgende Parameter einbezogen:

- Kupfer-, Zink-, Nickel- und Cadmium-Emissionen in Wasser aufgrund der hohen Relevanz der siedlungswasserwirtschaftlich bedingten Einträge für die Gesamtbelastung (s. Kap. 3.1.4) und der hohen Toxizität dieser Schwermetalle für aquatische Organismen. Nickel und Cadmium zählen außerdem zu den prioritären Schadstoffen der Wasserrahmenrichtlinie, Cadmium wurde aufgrund seiner besonders starken Toxizität als prioritärer gefährlicher Stoff eingestuft, d.h. die Emissionen für diesen Stoff sind nach den Vorgaben der WRRL innerhalb eines Zeitraums von 20 Jahren zu beenden.
- Nach den Ergebnissen in Kapitel 3.1.4 und der Auswertung in Tabelle 3-1 wurden beispielhaft für die organischen Mikroverunreinigungen Nonylphenol (NP) als prioritärer Stoff der Wasserrahmenrichtlinie sowie EE2 als Vertreter für die Gruppe der Arzneimittel und deren Metabolite ausgewählt. Während NP überwiegend über Auswaschungen aus Textilien und damit über das Grauwasser ins Abwasser gelangt, wird EE2 über die menschlichen Ausscheidungen ins Abwasser eingetragen. Anaerob sind beide Stoffe nur schwer abbaubar, aerob dagegen ist Nonylphenol deutlich besser abbaubar als EE2.
- Um den Zusammenhang zwischen Einträgen in Gewässer und Boden und mögliche Verlagerungen bspw. über eine landwirtschaftliche Klärschlammverwertung mit darzustellen, werden für diese Stoffe auch die Emissionen in den Boden mit betrachtet.²⁰

Die ausgewählten, öko- sowie humantoxikologisch relevanten Stoffe sind im Anhang A.1 näher beschrieben, wobei insbesondere auf die Veröffentlichungen von Hillenbrand et al. (2007), Welker (2005), Hillenbrand et al. (2005) und Tennhardt (2004) zurückgegriffen wurde.

Bei der Bewertung ökotoxikologischer Effekte wird außerdem diskutiert, inwieweit Emissionen, die erst in ferner Zukunft entstehen, ebenfalls mit berücksichtigt werden sollen. Relevant sind solche möglichen Emissionen bei der Deponierung von Schadstoffen, da je nach Deponietyp und den sich in der Zukunft ergebenden Betriebsbedingungen ggf. erst nach

²⁰ Aufgrund einer unzureichenden Datenlage konnten allerdings für EE2 die Einträge in den Boden nicht einbezogen werden.

sehr langen Zeiträumen Schadstoffe freigesetzt werden können. Im Rahmen des Ecoinvent-Projekts wurde diese Fragestellung detailliert behandelt mit dem Ergebnis, dass anhand von Modellbetrachtungen auch langfristige Emissionen von Deponien in einem Zeithorizont von 60.000 Jahren erfasst wurden (Doka/Hischier, 2005; Doka, 2003, Part III). Alle Emissionen, die später als in den nächsten 100 Jahren auftreten, werden dabei separat als "long-term" Emissionen ausgewiesen vor dem Hintergrund, dass die Einbeziehung entsprechender Umweltbelastungen kontrovers gesehen wird und die Nutzer die Möglichkeit haben sollen, getrennte Auswertungen vorzunehmen.²¹ In den Untersuchungen wird davon ausgegangen, dass die Neutralisationskapazität in einer Deponie mit fortschreitender Zeit (in Abhängigkeit vom Deponietyp nach mehreren tausend Jahren) aufgebraucht wird und dann bei abnehmendem pH-Wert Schadstoffe sich herauslösen und mit dem Sickerwasser in die Umwelt gelangen.²² Aufgrund der langen Zeiträume betrifft dies nur nicht oder sehr schwer abbaubare Stoffe. Schwerpunkt der Betrachtungen sind deshalb bislang Schwermetalle, persistente organische Stoffe wurden bislang nicht einbezogen. Mit diesen modellgestützt abgeschätzten Emissionen sind im Vergleich zu den sonstigen Emissionswerten hohe Unsicherheiten verbunden, die sich u. a. darauf beziehen,

- inwieweit es zukünftig tatsächlich zu einer Versauerung des Deponiekörpers kommen wird oder ob dies bei Bedarf nicht durch technische Gegenmaßnahmen verhindert werden könnte und
- inwieweit ggf. freigesetzte Schadstoffe tatsächlich in die Umwelt gelangen, da durch Gegenmaßnahmen das Eindringen von Wasser in den Deponiekörper verhindert oder auch belastetes Sickerwasser behandelt werden könnte.

Eine detaillierte Beschreibung der verschiedenen Argumente für oder gegen eine Einbeziehung der Langzeit-Emissionen in die Wirkungsbilanzierung findet sich bei Frischknecht et al. (2007b). Vor dem Hintergrund der hohen Anforderungen, die inzwischen in Deutschland an die Deponierung von Abfällen gestellt werden (weitgehende Vorbehandlung, Anforderungen an Deponiebau und -betrieb) und der beschriebenen Unsicherheiten werden die nach den Ecoinvent-Daten sich ergebenden Langzeit-Emissionen in den Auswertungen getrennt ausgewiesen, um ihre mögliche Bedeutung im Vergleich zu den sonstigen Emissionen deutlich zu machen. Sie werden jedoch nicht gleichwertig zu diesen in die ökologische Bewertung einbezogen.

²¹ Von den Boer (2007) wird dagegen vorgeschlagen, die Emissionen in kurzfristige, mittelfristige (bis 1000 Jahre) und langfristige Emissionen zu unterscheiden oder alternativ dazu zukünftige Emissionen abzudiskontieren, wobei die Festlegung einer Diskontierungsrate sehr schwierig und von subjektiven Wertschätzungen abhängig ist.

²² Aufgrund der zugrunde gelegten, langen Zeiträume wird dabei in der Ecoinvent-Datenbank davon ausgegangen, dass diese Emissionen letztlich ins Grundwasser gelangen.

- **Berücksichtigung des Anteils der lokalen bzw. regionalen Umweltbelastungen im Bereich Gewässerschutz**

Bei der Bewertung von stofflichen oder mengenbezogenen Belastungen des Wasserkreislaufs spielen die spezifischen Bedingungen am Ort der Belastung eine besondere Rolle. Die Auswirkungen des Eintrags einer bestimmten Schadstofffracht in ein Oberflächengewässer können sehr unterschiedlich ausfallen, je nach dem Grad der Vorbelastung, der Besiedlungsdichte oder auch dem Wasserreichtum der Region. Gleiches gilt für die Bewertung der Nutzung der Ressource Wasser. Für die Bewertung von Wasserinfrastruktursystemen kann es deshalb eine besondere Rolle spielen, in welchem Umfang die Einträge die regionalen Gewässer beeinträchtigen, oder ob es sich um vorkettenbedingte, nicht genauer zu lokalisierende Emissionen handelt. Daraus ergibt sich die Forderung, bei den gewässerrelevanten Belastungen zusätzlich zwischen den direkt mit dem urbanen Wasserinfrastruktursystem verbundenen (Kläranlagenablauf, Einträge durch abgeleitetes Niederschlagswasser, Wassernutzung im Untersuchungsgebiet) und den sonstigen Belastungen zu unterscheiden. Dieser Ansatz gilt damit für die Einträge toxischer Stoffe, die hinsichtlich einer Eutrophierung relevanten Gewässereinträge von Nährstoffen sowie für den Wasserverbrauch.

- **nicht berücksichtigte Wirkungskategorien**

Die Wirkungskategorie Ozonabbau, die die für den Abbau von Ozon in der Stratosphäre verantwortlichen, anthropogenen Emissionen chlorhaltiger Kohlenwasserstoffe (FCKW) und chlor- und bromhaltigen Halone umfasst, war bei den Untersuchungen nicht einzubeziehen, da im Zusammenhang mit Bau und Betrieb von urbanen Wasserinfrastruktursystemen keine für diese Kategorie relevanten Emissionen dokumentiert sind. Ein entsprechendes Vorgehen findet sich auch bei Jekel et al. (2006) oder in den Standardmodulen von Ecoinvent. Nicht in die Bewertung einbezogen werden außerdem die unter dem Begriff Belästigungen zusammengefassten Wirkungen von Geruch, Lärm und Licht, da für diese Kriterien im allgemeinen keine entsprechende Daten zur Verfügung stehen und eine Bewertung sehr stark ortsabhängig erfolgen müsste. Außerdem wurde die Kategorie Naturraumbeanspruchung (teilweise auch als Landnutzung bezeichnet) nicht in die Auswertung einbezogen, da hier mit keinen relevanten Unterschieden zwischen den unterschiedlichen Systemen zu rechnen ist bzw. sich die Datensituation als unzureichend darstellt. Ein weiterer, nicht einbezogener Aspekt sind die Auswirkungen urbaner Wasserinfrastruktursysteme hinsichtlich der Ausbreitung von Antibiotikaresistenzen. Die dazu verfügbaren Informationen reichen bislang nicht aus, entsprechende Daten auf der Sachbilanzebene für unterschiedliche Systeme zu erfassen und bei der Wirkungsabschätzung zu berücksichtigen. Allerdings wird bei der Auswertung auf diesen Aspekt qualitativ eingegangen.

Tabelle 3-4: Betrachtete Wirkungskategorien mit den jeweils erfassten Sachbilanzparametern

Ressourcenbeanspruchung ¹⁾	Treibhauseffekt	Sommersmog	Eutrophierung ²⁾	Versauerung ³⁾	Human- / Ökotoxizität ⁴⁾
<ul style="list-style-type: none"> • fossile Energieträger • Phosphat • Wasser 	<ul style="list-style-type: none"> • CO₂ fossil • CH₄ • N₂O • sonstige Treibhausgase 	<ul style="list-style-type: none"> • Ethen • Methan • Benzol • Toluol • Formaldehyd • Xylole • sonstige Alkane /Alkene • VOC / NMVOC 	<ul style="list-style-type: none"> • NO_x • NH₃ • CSB • Stickstoffverbindungen • Phosphorverbindungen 	<ul style="list-style-type: none"> • SO₂ • NO_x • NH₃ 	<ul style="list-style-type: none"> • Schwermetalle (Cu, Zn, Cd, Ni) • Nonylphenol • 17α-Ethinylestradiol (EE2)

1) Ressource Wasser wird sowohl insgesamt als auch als regionaler Parameter ausgewertet

2) bei NO_x (als NO₂) und NH₃ Eutrophierungspotential in Luft, sonst in Wasser; die Wasseremissionen werden sowohl insgesamt als auch als regionaler Parameter ausgewertet

3) alle Stoffe als luftseitige Emissionen

4) Schadstoffeintrag in Wasser und Boden; die Wasseremissionen werden sowohl insgesamt als auch als regionaler Parameter ausgewertet

3.1.5.3 Aufbereitung der Wirkungsindikatorergebnisse und Auswertung

Die Wirkungsindikatorergebnisse werden anschließend entsprechend den Empfehlungen des Umweltbundesamtes (UBA, 1999) weiter aufbereitet: Dazu werden die Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien normiert, d.h. es wird der spezifische Beitrag der Umweltwirkung auf die Gesamtbelastung bezogen, und es werden die Kategorien entsprechend ihrer ökologischen Gefährdung und dem Abstand zum Umweltziel ("Distance-to-Target") geordnet. Unter ökologischer Gefährdung sind dabei die mit der Kategorie verbundenen potentiellen Schäden für die ökologischen Schutzgüter "menschliche Gesundheit", "Struktur und Funktion von Ökosystemen" und "natürliche Ressourcen" zu beurteilen. Der Abstand zwischen dem aktuellen und dem jeweils angestrebten Umweltzustand ist Grundlage für die Beurteilung des Abstands zum Umweltziel, wobei auch die Entwicklungstendenzen des Umweltzustands mit zu berücksichtigen sind (UBA, 1999).

Bei der Normierung wird als Bezugssystem die von einem durchschnittlichen Einwohner in Deutschland ausgehende Belastung (Ressourcenverbrauch und Emissionen) verwendet. Für die Bewertung der ökologischen Gefährdung und des Abstands zum Umweltziel der Wirkungskategorien werden die Bewertungen des Umweltbundesamtes (1999) zugrunde gelegt und soweit notwendig für die zusätzlichen Indikatoren ergänzt. Diese von den Sach- und Wirkungsbilanz des jeweiligen Untersuchungsobjekts unabhängigen Bewertungen der Wirkungskategorien können nochmals zusammengefasst werden als eine Einstufung zur ökologischen Bedeutung der jeweiligen Kategorie, um eine einfachere Darstellung der Ergebnisse

zu ermöglichen (vgl. Vorgehen bei ISA/MUNLV, 2006; Vogt et al., 2002). Entsprechend dem Vorgehen des Umweltbundesamts wird für die Rangbildung eine fünfklassige Skala benutzt: Klasse A für "sehr große", B für "große", C für "mittlere", D für "geringe" und E für "sehr geringe" Bedeutung. In Tabelle 3-5 sind die ausgewählten Wirkungskategorien und Wirkungsindikatoren aufgelistet. Tabelle A.3-2: und Tabelle 3-6 zeigen die für die Berechnung der spezifischen Beiträge als Bezugsgröße verwendeten Daten zu den durchschnittlichen einwohnerspezifischen Umweltbelastungen in Deutschland sowie die Bewertungen zur ökologischen Gefährdung und zum Abstand zum Schutzziel.

Im für die ökologische Bewertung abschließenden Schritt der Auswertung sind dann die signifikanten Parameter zu identifizieren, die Ergebnisse sind u.a. hinsichtlich Vollständigkeit und Sensitivität zu prüfen und abschließend sind Schlussfolgerungen und Empfehlungen zu erarbeiten.

Tabelle 3-5: Gegenüberstellung der ausgewählten Wirkungskategorien mit der Standardliste des Umweltbundesamtes sowie des DIN/NAGUS

Standardliste UBA (1999)	Standardliste ISO/TR 14047	ausgewählte Kategorie
Ressourcenbeanspruchung	Ressourcenbeanspruchung (abiotisch, biotisch)	Ressourcenbeanspruchung: <ul style="list-style-type: none"> • fossile Ressourcen • Phosphor • Wasser (regional/ gesamt)
Treibhauseffekt	Klimawandel	Treibhauseffekt
stratosphärischer Ozonabbau	stratosphärischer Ozonabbau	(bzgl. urbanen Wasserinfrastruktursystemen nicht relevant)
fotochemische Oxidantienbildung/ Sommersmog	fotochemische Oxidantienbildung	Sommersmog
Eutrophierung, terrestrisch Eutrophierung, aquatisch	Eutrophierung	Eutrophierung, terrestrisch Eutrophierung, aquatisch (regional/ gesamt)
Versauerung	Versauerung	Versauerung
Direkte Gesundheitsschädigung Direkte Schädigung von Ökosystemen	Humantoxizität Ökotoxizität	<i>Einzelindikatoren:</i> <ul style="list-style-type: none"> • Emissionen ausgewählter Schwermetalle (Kupfer, Zink, Nickel, Cadmium): Wasser (regional und gesamt), Boden • organische Mikroschadstoffe: Nonylphenol (Wasser, Boden) 17α-Ethinylestradiol (EE2) (Wasser, Boden) • antibiotikaresistente Mikroorganismen (qualitativ)

Tabelle 3-6: Grundlagen der Bewertung: Bewertung der Ökologischen Gefährdung und des Abstands zum Schutzziel

ausgewählte Kategorie	Ökologische Bedeutung ²³	Erläuterung
Ressourcenbeanspruchung: <ul style="list-style-type: none"> • fossile Ressourcen • Phosphor • Wasser (allgemein/regional) 	B C D	Einstufung nach UBA (1999): ökologische Gefährdung: B, Distance-to-Target: C; aktuelle Entwicklungen verdeutlichen Knappheit und Bedeutung fossiler Ressourcen durch Nutzung erfolgt disperse Verteilung; Verbrauchsmengen weltweit deutlich zunehmend, in Deutschland leichter Rückgang; statische Lebensdauer wird auf unter 100 Jahre geschätzt (vgl. Pinnekamp et al., 2007) weltweit besteht z. T. erheblicher Wassermangel, aufgrund von Klimaveränderungen und Bevölkerungswachstum mit zunehmender Tendenz; in Deutschland insgesamt allerdings ausreichende Wasserverfügbarkeit; in Teilregionen tritt jedoch auch in Deutschland Wasserknappheit auf, die zukünftig möglicherweise durch Klimaveränderungen verstärkt wird (s. 3.1.4); regional kann die Wirkungskategorie deshalb wesentlich höhere Bedeutung besitzen
Kumulierter Energieaufwand	B	als Kenngröße für alle mit der Energiebereitstellung verbundenen Umweltbelastungen von hoher Bedeutung, Einstufung wie bei fossilen Ressourcen
Treibhauseffekt	A	Einstufung nach UBA (1999): ökologische Gefährdung: A, Distance-to-Target: A
Fotochemische Oxidantienbildung/ Sommersmog	C	Einstufung nach UBA (1999): ökologische Gefährdung: D, Distance-to-Target: B;
Eutrophierung <ul style="list-style-type: none"> • terrestrisch • aquatisch (allgemein/regional) 	B B	Einstufung nach UBA (1999): ökologische Gefährdung: B, Distance-to-Target: B; Einstufung nach UBA (1999): ökologische Gefährdung: B, Distance-to-Target: C; Erreichung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie in erheblichem Umfang aufgrund von Nährstoffbelastungen unwahrscheinlich (insbesondere bei Küstengewässern; BMU/UBA, 2005) in einzelnen Flussgebietsabschnitten erhebliche Defizite durch zu hohe Nährstoffbelastungen
Versauerung	B	Einstufung nach UBA (1999): ökologische Gefährdung: B, Distance-to-Target: B;
Ökotoxizität: <i>Einzelindikatoren Wasser:</i> <ul style="list-style-type: none"> • Kupfer-Emissionen (allgemein/regional) 	B	<i>(allgemein spielt für die Bewertung von Schadstoffeinträgen in Gewässer die lokale/regionale Ausgangssituation eine große Rolle)</i> für aquatische Organismen toxisch (schwebstoffbezogener Zielwert LAWA-Güteklasse II: 60 mg/kg); nicht abbaubar;

²³ Eigene Einstufung im Rahmen dieser Arbeit auf Grundlage der angegebenen Erläuterungen.

ausgewählte Kategorie	Ökologische Bedeutung ²³	Erläuterung
• Zink-Emissionen (allgemein/regional)	B	in 2004 Zielwert an 62% der Messstellen des LAWA-Messstellennetzes in Deutschland nicht eingehalten für aquatische Organismen toxisch (schwebstoffbezogener Zielwert LAWA-Güteklasse II: 200 mg/kg); nicht abbaubar; in 2004 Zielwert an 85% der Messstellen des LAWA-Messstellennetzes in Deutschland nicht eingehalten
• Cadmium-Emissionen (allgemein/regional)	B	für aquatische Organismen stark toxisch (schwebstoffbezogener Zielwert LAWA-Güteklasse II: 1,2 mg/kg); nicht abbaubar; prioritärer Stoff; in 2004 Zielwert an 59% der Messstellen des LAWA-Messstellennetzes in Deutschland nicht eingehalten
• Nickel-Emissionen (allgemein/regional)	C	für aquatische Organismen toxisch (schwebstoffbezogener Zielwert LAWA-Güteklasse II: 50 mg/kg); nicht abbaubar; prioritärer Stoff; Zielwert an 36% der Messstellen des LAWA-Messstellennetzes in Deutschland nicht eingehalten
• Nonylphenol-Emissionen (allgemein/regional)	B	für aquatische Organismen stark toxisch (PNEC-Wert: 0,33 µg/l); schwer abbaubar; prioritärer gefährlicher Stoff; nach LAWA-Messdaten Überschreitung des Umweltqualitätsnormvorschlags von 3,3 ng/l an mehr als 25% der Messstellen (Moltmann et al., 2007)
• EE2-Emissionen (allgemein/regional)	B	für aquatische Organismen toxisch; schwer abbaubar; hohe Konzentrationen in Gewässern, aber noch bestehende Unsicherheiten zur Belastungssituation und zur ökotoxikologische Einschätzung (s. Anhang A.1)
<i>Einzelindikatoren Boden²⁴</i>		
• Kupfer-Emissionen	C	toxisch für Bodenorganismen (Vorsorgewert nach BBodSchV, Sand: 20 mg/kg); nicht abbaubar; Einträge durch Minderung in Luft rückläufig, in Sekundärdüngemitteln stagnierend bis leicht ansteigend (vgl. Hillenbrand et al., 2005)
• Zink-Emissionen	D	toxisch für Bodenorganismen (Vorsorgewert nach BBodSchV, Sand: 60 mg/kg); nicht abbaubar; Einträge durch Minderung in Luft und Sekundärdüngemitteln rückläufig
• Cadmium-Emissionen	C	stark toxisch für Bodenorganismen (Vorsorgewert nach BBodSchV, Sand: 0,4 mg/kg); nicht abbaubar; Einträge durch Minderung in Luft und Sekundärdüngemitteln rückläufig
• Nickel-Emissionen	D	toxisch für Bodenorganismen (Vorsorgewert nach BBodSchV, Sand: 15 mg/kg); nicht abbaubar; Einträge durch Minderung in Luft und Sekundärdüngemitteln rückläufig
• Nonylphenol-Emissionen	C	stark toxisch für Bodenorganismen; biologisch schwer abbaubar; bislang keine Zielwerte im Bodenbereich;

A: "sehr große", B: "große", C: "mittlere", D: "geringe", E: "sehr geringe" Bedeutung

²⁴ Für eine Bewertung von EE2-Emissionen in den Boden liegen keine ausreichenden Informationen zur Wirkung als auch zur Emissionssituation vor.

3.1.6 Grenzen des Ökobilanz-Ansatzes

Über eine Ökobilanz können die Umweltwirkungen eines Produkts, eines Verfahrens, einer Dienstleistung oder auch eines technischen Systems über den gesamten Lebensweg hinweg von der Rohstoffgewinnung über die Produktion und den Gebrauch bis zur Entsorgung untersucht werden. Nachdem dieser Ansatz seit über 15 Jahren eingesetzt und weiterentwickelt wurde, stehen für unterschiedliche Anwendungsfelder Erfahrungen zur Verfügung. Parallel dazu wurde auch der methodische Ansatz weiterentwickelt mit dem Ergebnis der oben beschriebenen internationalen Normen, über die der Rahmen entsprechender Arbeiten festgelegt ist. Die Ergebnisse der Sachbilanz stellen eine umfassende und detaillierte Darstellung aller mit dem Untersuchungssystem verbundenen Input- und Output-Flüsse dar. Besondere Stärke ist der ganzheitliche Ansatz, sowohl bezogen auf die umfassende Betrachtung des gesamten Lebenswegs, als auch auf die Berücksichtigung aller Umweltbereiche. Durch diese ganzheitliche Betrachtungsweise können die größten ökologischen Schwachstellen identifiziert und mögliche Verlagerungen von Umweltproblemen von einem Medium in ein anderes oder von einem Produktlebensabschnitt in einen anderen beschrieben werden.

Der Ökobilanz-Ansatz besitzt auf der anderen Seite verschiedene Einschränkungen und Grenzen, die teilweise durch die Methodik, teilweise durch die Komplexität der Fragestellung und teilweise durch sich aus der praktischen Anwendung heraus ergebende Probleme verursacht werden. Grundsätzlich gilt nach ISO 14040, dass sich eine Ökobilanz auf potenzielle Umweltwirkungen bezieht. Eine Voraussage von absoluten oder genauen Umweltwirkungen ist nicht möglich, da es sich um über Raum und Zeit integrierte Umweltdaten handelt, da eine inhärente Unsicherheit bei der Modellierung von Umweltwirkungen besteht und da teilweise zukünftig mögliche Wirkungen abgebildet werden. Im Einzelnen sind für die nach den ISO-Normen zu unterscheidenden Phasen einer Ökobilanz folgende Punkte zu beachten (vgl. auch Schubert, 2006; Wurbs, 2005; Renner/Klöpffer, 2005; Scharnhorst et al., 2004; Ruhland, 2004; Wietschel, 2002; Adensam et al., 2000):

- **Einschränkungen bei der Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens**

Sollen verschiedene Systeme miteinander verglichen werden, ist entsprechend dem methodischen Ansatz eine Nutzengleichheit der Systeme sicherzustellen. Außerdem ist der räumliche und zeitliche Bilanzraum einheitlich festzulegen. Bei umfassenden und komplexen Systemen sind diese Vorgaben ggf. nur schwierig zu erfüllen.

- **Einschränkungen bei der Sachbilanz**

Im Rahmen der Sachbilanz sind umfangreiche Datenerhebungen notwendig, die aktuell und vollständig die betrachteten Prozesse abbilden sollen. Der damit verbundene Aufwand ist sehr groß, in der Regel werden zumindest für einen Teil der Prozesse Standardwerte aus der Ökobilanz-Literatur bzw. –Software verwendet (bspw. für Energiebereitstellung, Transport, Chemikalien, etc.). Die diesen Standardwerten zugrunde liegenden Untersuchungen sind allerdings im Allgemeinen älteren Datums, so dass häufig den im Rahmen der jeweiligen Untersuchung neu erhobenen Daten für das Untersuchungssystem im engeren Sinne

ältere Daten für die eingesetzten Standardmodule gegenüber stehen. Verschiedene Initiativen wurden gestartet um sicherzustellen, dass für alle wichtigen Prozesse aktuelle, qualitätsgesicherte und nach einheitlichen Vorgaben erhobene Daten zur Verfügung stehen.²⁵ Ein besonderes Problem ist dabei die Vollständigkeit der Datensätze vor dem Hintergrund der ständig fortschreitenden Erkenntnisse im Umweltbereich. Während seit langem bekannte Schadstoffe wie z.B. die Luftschadstoffe NO_x oder SO_x meist sehr gut erfasst sind, gilt dies für andere Schadstoffe nicht, z.B. im Bereich der Human- und Ökotoxizität: Teilweise hat sich deren Relevanz erst in den letzten Jahren ergeben, teilweise ist auch der Nachweis in dem geforderten Konzentrationsbereich schwierig und mit einem sehr hohen Aufwand verbunden (z.B. Arzneimittelwirkstoffe und deren Metabolite, endokrin wirkende Stoffe). Besonders die Emission von human- oder ökotoxikologisch relevanten Schadstoffen in Gewässer ist in der Vergangenheit nur sehr wenig beachtet worden. Nach Schubert (2006) wurden bspw. bei der Bewertung abfallwirtschaftlicher Systeme wasserseitige Emissionen aufgrund der unsicheren Datenlage und auch fehlender Bewertungsmöglichkeiten nur in seltenen Fällen berücksichtigt.

Kritisch wird teilweise auch bewertet, dass die Emissionen unabhängig von ihrem Entstehungsort erfasst werden. Spielen diese Emissionen jedoch bei eher lokal oder regional auftretenden Umweltproblemen wie z.B. Sommersmog eine Rolle, ist eine Bewertung der potentiellen Umweltwirkung schwierig. In neueren Ansätzen wie z.B. der Ecoinvent-Datenbank wird deshalb für die Sachbilanz-Daten versucht zwischen unterschiedlichen Gebietsklassen (z.B. urbaner oder ländlicher Raum) zu differenzieren.

Methodisch schwierig bei der Sachbilanzierung ist das Allokationsproblem, d.h. die Zuordnung von Input- und Outputströmen zum Untersuchungssystem bei Prozessen mit mehreren Produkten sowie bei Recyclingprozessen. Soweit möglich sollte durch eine Erweiterung des Produktsystems oder durch eine Teilung der betroffenen Prozessmodule in verschiedene Teilprozesse mit Zuordnung der Input- und Outputdaten eine Allokation vermieden werden. Für den Fall, dass dies nicht möglich ist, stehen nach ISO 14044 verschiedene Allokationsverfahren zur Verfügung, die jedoch mit gewissen Ungenauigkeiten behaftet sind.

Ein weiteres methodisches Problem ist die Wahl des Betrachtungszeitraums. Um eine vollständige Erfassung der Emissionen zu gewährleisten, wird im Allgemeinen ein quasi-unendlicher Zeitraum gewählt. Wird dann der Zeitpunkt der Emissionen nicht weiter differenziert, bedeutet dies, dass aktuelle Emissionen und Emissionen in ferner Zukunft gleich bewertet werden. Eine veraltete, undichte Deponie wäre dann bspw. einer modernen Deponie zumindest hinsichtlich der Freisetzung nichtabbaubarer Stoffe gleichzusetzen, da über einen

²⁵ Besonders zu erwähnen ist das Ecoinvent-Projekt in der Schweiz, in dessen Rahmen 2.700 Datensätze aus den Bereichen Energie, Transport, Bau und Verpackungsmaterialien, Chemikalien, Abfallentsorgung sowie Landwirtschaft nach einheitlichen Erfassungs- und Qualitätsrichtlinien erarbeitet wurden. Nachdem in 2003 die erste Version der Datenbank veröffentlicht wurde, folgte Ende 2007 eine überarbeitete und erweiterte Version 2.0. Ein vergleichbares Ziel hat das "Netzwerk Lebenszyklusanalysen", dessen Arbeiten allerdings noch nicht so weit fortgeschritten sind.

unendlichen Zeitraum hinweg betrachtet bei beiden Fällen vergleichbare Emissionen stattfinden.

- **Einschränkungen bei der Wirkungsabschätzung und Auswertung**

Die Wirkungsabschätzung stellt methodisch einen besonders schwierigen Schritt dar: Ziel ist es, alle relevanten Umweltwirkungen abzudecken und die Sachbilanzergebnissen diesen Umweltwirkungen zuzuordnen, zu gewichten und zusammenzufassen. Aufgrund der Komplexität der realen Verhältnisse und der bestehenden Unsicherheiten bei den Ursachen-Wirkungs-Zusammenhängen ist eine Modellierung der Wirkungen sehr schwierig. Der Stand der Modellentwicklung für die einzelnen Wirkungskategorien ist unterschiedlich. Teilweise stehen differierende Methoden zur Verfügung oder es sind Vereinfachungen notwendig, so dass es je nach Vorgehensweise zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen kann. Besonders schwierig ist die Wirkungsabschätzung im Bereich der Human- und Ökotoxizität aufgrund der sehr komplexen Wirkungszusammenhänge und dem großen Einfluss der jeweiligen Randbedingungen (z.B. Hintergrundbelastungen) hinsichtlich der potenziell auftretenden Schadwirkungen. Wie in Kapitel 3.1.5.2 erläutert, stehen hier noch keine allgemein anerkannten Verfahren zur Charakterisierung zur Verfügung. Kritisch zu prüfen ist auch die Vollständigkeit der erfassten Emissionen und Wirkungen (bspw. endokrine Wirkungen von Substanzen, s.o.). Ein Beispiel für nicht erfasste Umweltwirkungen im Bereich des Gewässerschutzes sind Beeinträchtigungen der Gewässerstrukturgüte durch hydraulische Stoßbelastungen, die bspw. bei der Nutzung des Gewässers als Vorfluter für Niederschlagswasserableitungen auftreten können.

Bei der Bestimmung der Umweltwirkungen kann ein zusätzliches Problem auftreten, falls ein Stoff zu verschiedenen Umweltwirkungen beitragen kann: Dies können serielle, d.h. unabhängig voneinander und nacheinander auftretende Wirkungen sein (z.B. leistet NO_x sowohl einen Beitrag zur Versauerung als auch zur Eutrophierung), möglich sind aber auch parallele Wirkungsoptionen, d.h. entweder die eine oder die andere Wirkung tritt auf (z.B. kann SO_2 entweder zur Versauerung der Umwelt oder zu toxischen Effekten beitragen; vgl. ISO/TR 14047, 2003). Eine Aufschlüsselung der Beiträge zu den einzelnen Wirkungspotenzialen ist im Allgemeinen nicht möglich, meist werden deshalb die Wirkungen jeweils anhand der Gesamtemission bestimmt und somit möglicherweise überschätzt.

Für die nächsten Schritte im Rahmen des Ökobilanzansatzes besteht das grundsätzliche Problem, wie die über die Sachbilanz ermittelten und in den Wirkungskategorien erfassten, unterschiedlichen Umweltwirkungen in eine übergreifende Bewertung zusammengeführt werden können. Nach ISO 14040 gibt es keine wissenschaftliche Grundlage, die Ergebnisse zu einer numerischen Rangfolge oder zu einem numerischen Einzelwert zusammenzufassen, da dazu eine Gewichtung auf Basis von Werthaltungen erforderlich ist. Im vom Umweltbundesamt erarbeiteten Ansatz (UBA, 1999) wird entsprechend auf eine Aggregation auf einen Einzelwert verzichtet, trotzdem findet auch hier ein Abwägungsprozess auf der Grundlage einer (begründeten und dokumentierten) Rangbildung zwischen den verschiedenen Umweltwirkungen statt. Entscheidend ist, auf die mit diesem Vorgehen verbundene Subjektivität

vität hinzuweisen, Transparenz hinsichtlich des Vorgehens zu gewährleisten und die verwendeten Bewertungen zu dokumentieren. Durch Veränderungen in der Gewichtung können bei gleichen Sachbilanzergebnissen unterschiedliche Ergebnisse erzielt werden.

Hinsichtlich des hier vorliegenden Untersuchungsthemas der urbanen Wasserinfrastruktursysteme ist bei der Rangbildung der verschiedenen Umweltwirkungen zu berücksichtigen, dass ein vorrangiges Ziel dieser Systeme der Gewässerschutz darstellt. Die Gewichtung der mit diesem Ziel verbundenen Wirkungskategorien (Eutrophierung, aquatische Ökotoxizität, ggf. Humantoxizität) ist stark von den jeweiligen Randbedingungen, der Ausgangssituation (bspw. Eutrophierungsgefahr im als Vorfluter zu nutzenden Gewässer) und den zu erwartenden Wirkungen im spezifischen Anwendungsfall abhängig. Deshalb wurde ein Vorgehen gewählt, bei dem die regional durch das Wasserinfrastruktursystem direkt verursachten, gewässerrelevanten Wirkungen getrennt ausgewiesen werden, so dass eine gesonderte Bewertung dieser Effekte ermöglicht wird.

3.2 Grundlagen zur ökonomischen Bewertung

3.2.1 Methoden zur ökonomischen Bewertung

Um eine ökonomische Bewertung von Wasserinfrastruktursystemen vornehmen zu können, kann auf die Verfahren der Investitionsrechnung zurückgegriffen werden. Die Investitionsrechnung dient dazu, die voraussichtlichen wirtschaftlichen Auswirkungen einer geplanten Maßnahme vorab zu ermitteln und zu bewerten. Im Mittelpunkt steht dabei die Frage, ob aus finanzieller Sicht eine Investition getätigt werden soll oder – wenn mehrere Alternativen zur Verfügung stehen - welche der Möglichkeiten am günstigsten zu bewerten ist.

Für die Berechnung stehen verschiedene Verfahren zur Verfügung, die in die sogenannten statischen und dynamischen Investitionsrechnungen unterteilt werden können. Zu den statischen Verfahren gehören die Kostenvergleichsrechnung, Gewinnvergleichsrechnung, Rentabilitätsvergleichsrechnung und die Amortisationsrechnung. Diese Verfahren werden statisch genannt, weil in den Berechnungen die Zeitpunkte der Zahlungsströme nicht berücksichtigt werden. Statt die verschiedenen Zahlungen eines Zeitpunktes zu ermitteln, wird ein Durchschnittswert aller Einzahlungen bzw. Auszahlungen gebildet. Diese Verfahren sollten deshalb nur für kurzfristige Betrachtungen oder für überschlägige Abschätzungen verwendet werden. Die dynamischen Verfahren wie z.B. die Kapitalwert- oder die Annuitätenmethode berücksichtigen die Zeitpunkte der Ein- und Auszahlungen und sind entsprechend aufwändiger. Die wichtigsten Verfahren werden in den folgenden Kapiteln kurz beschrieben (vgl. Schierenbeck, 2003; Wöhe, 2000; Sander, 2003; VDI, 1996).

Grundsätzlich ist bei der ökonomischen Bewertung zu unterscheiden, ob eine einzelwirtschaftliche oder eine gesamtwirtschaftliche Sichtweise gewählt werden soll. Ziel der einzelwirtschaftlichen Betrachtung ist die Gewinnmaximierung für den Investor, bei der gesamtwirtschaftlichen Sichtweise werden dagegen die Auswirkungen hinsichtlich des gesamtwirt-

schaftlichen Ziels der Maximierung der gesellschaftlichen Wohlfahrt bewertet. Um entsprechend zusätzliche Aspekte berücksichtigen zu können, stehen verschiedene Verfahren wie die Kosten-Nutzen-Analyse, die Kosten-Wirksamkeitsanalyse oder die Nutzwert-Analyse zur Verfügung, die in Kapitel 3.2.1.3 näher beschrieben werden.

3.2.1.1 Statische Verfahren

Die verschiedenen statischen Verfahren sind für die vorliegende Fragestellung grundsätzlich nicht geeignet, da sie nur bei kurzfristigen Betrachtungen eingesetzt werden sollen. Auf eine nähere Beschreibung der Verfahren wird hier deshalb verzichtet, ein kurzer Überblick ist im Anhang in Kapitel A.2 gegeben.

3.2.1.2 Dynamische Verfahren

Bei den dynamischen Verfahren werden im Gegensatz zu den statischen Verfahren die Zeitpunkte der Einzahlungen und Auszahlungen mit in die Berechnungen einbezogen. Hierdurch entstehen aussagefähigere Berechnungen, der Aufwand für die Beschaffung der Daten ist jedoch höher und die Berechnungsansätze umfassender. Zu den wichtigsten dynamischen Verfahren gehören die Kapitalwertmethode, die Annuitätenmethode, die Methode des internen Zinsfußes und die Methode der dynamischen Amortisationsrechnung.

Ziel der ökonomischen Bewertung im Rahmen dieser Untersuchung ist es, das kostengünstigste Wasserinfrastruktursystem zu identifizieren. Aufgabe dieser Systeme ist es, die Ver- und Entsorgung mit Wasser entsprechend den Bedürfnissen zu erfüllen. Hier ergeben sich unter ökonomischen Gesichtspunkten somit keine Unterschiede zwischen den Systemen in dem primär zu erfüllenden Nutzen (die ggf. anfallenden Sekundärprodukte wie Biogas oder Dünger können nur zu einem Teil die anfallenden Kosten decken und reichen nicht aus, insgesamt Erlöse zu erzielen). Daraus ergibt sich, dass die Betrachtung der Auszahlungsströme (unter Berücksichtigung der Einnahmen für die Sekundärprodukte) für die Bewertung ausreicht. Sowohl bei der internen Zinsfußmethode als auch bei der dynamischen Amortisationsrechnung können Aussagen nur dann getroffen werden, wenn auch Einzahlungen anfallen. Beide Methoden werden deshalb im Folgenden nur zur Vervollständigung der Methodenübersicht kurz beschrieben.

- **Kapitalwertmethode**

In dieser Methode wird der Kapitalwert oder auch Barwert einer Investition errechnet. Unter dem Kapitalwert (C_0) wird die Summe aller mittels des so genannten Kalkulationszinsfußes (i) auf einen Zeitpunkt (t) auf- bzw. abgezinsten Ein und Auszahlungen verstanden. Als Bezugszeitpunkt wird in der Regel der Zeitpunkt " t_0 " gewählt, d.h. der Zeitpunkt unmittelbar vor der Investition (entsprechend der ersten Zahlung). Ergibt sich bei der Berechnung für eine Investitionsalternative ein positiver Kapitalwert, bedeutet dies für den Investor, dass er sein investiertes Kapital wieder zurückerhalten würde bei einer Verzinsung entsprechend dem verwendeten Kalkulationszinssatz. Soll ein Vergleich unterschiedlicher Investitionsalternati-

ven erfolgen, ist die Alternative mit dem höchsten Kapitalwert relativ von Vorteil. Die Berechnung des Kapitalwerts kann nach folgender Formel erfolgen:

$$C_0 = -a_0 + \sum_{t=1}^n c_t \times q^{-t}$$

C_0 = Kapitalwert im Bezugszeitpunkt t_0 ;

a_0 = Anschaffungsauszahlung im Zeitpunkt t_0 ;

c_t = Überschuss der Einzahlungen (b_t) über die Auszahlungen (a_t) in der Periode t , jeweils kumuliert am Ende der Periode t ;

q = Zinsfaktor ($1 + i$) (mit i = Kalkulationszinssfuß);

t = Periode ($t = 1, \dots, n$) bzw. Zahlungszeitpunkt;

n = Planungshorizont

Der Kapitalwertmethode liegt die Annahme eines vollkommenen Kapitalmarktes zugrunde: freie finanzielle Mittel können danach jederzeit zum Kalkulationszinssatz angelegt werden. Dies betrifft bspw. den Vergleich von Alternativen mit unterschiedlicher Kapitalbindung oder Nutzungsdauer: Die in diesen Fällen nicht (mehr) benötigten Mittel können mit diesem Zinssatz angelegt werden, ihr Kapitalwert ist aufgrund der Verzinsung zum Kalkulationszinssatz Null (Prager, 2002). Der Kapitalwert wird durch den zugrunde gelegten Kalkulationszinssatzes beeinflusst: je höher der Zinssatz, desto geringer ist – bei sonst gleichen Bedingungen – der Kapitalwert. Der Kalkulationszinssfuß kann als die Mindestverzinsung verstanden werden, die vom Investor im Vergleich zu seinen alternativen Anlagemöglichkeiten gefordert wird.

• Annuitätenmethode

Die Annuitätenmethode stellt eine Erweiterung der Kapitalwertmethode dar. Dabei wird der zuvor errechnete Kapitalwert auf uniforme Zahlungen in den einzelnen Perioden des Betrachtungszeitraums umgerechnet. Die Umrechnung erfolgt über den sogenannten Kapitalwiedergewinnungsfaktor. Hierbei wird der gleiche kalkulatorische Zinssatz angewendet, mit dem auch der Kapitalwert errechnet wurde.

$$c_A = C_0 \times \frac{i q^n}{q^n - 1}$$

c_A = Kapitalwertannuität;

C_0 = Kapitalwert im Bezugszeitpunkt t_0 ;

i = Kalkulationszinssatz;

q = Zinsfaktor ($1 + i$) (mit i = Kalkulationszinssatz);

n = Planungshorizont;

Die Annuität stellt den durchschnittlichen Jahresüberschuss einer Investition dar. Somit ist eine Investition vorteilhaft, wenn die Annuität größer Null ist. Bei verschiedenen zur Auswahl stehenden Alternativen ist die Variante mit der höchsten Annuität zu priorisieren. Soweit bei den Alternativen gleiche Betrachtungszeiträume zugrunde gelegt werden, ergeben sich die gleichen Ergebnisse wie bei der Kapitalwertmethode, bei unterschiedlichen Zeiträumen kann sich die Rangfolge dagegen ändern. Annuitäten- und Kapitalwertmethode liegen die gleichen Annahmen zugrunde (vollkommener Kapitalmarkt s.o.). Die Berechnung der Annuität ist allerdings mit einem etwas höheren Aufwand verbunden, in den meisten Fällen wird deshalb auf die Kapitalwertmethode zurückgegriffen. Vorteilhaft ist die Annuitätenmethode bei Vergleichen von Investitionen mit unterschiedlichen Investitions- bzw. Nutzungsdauern. Von

Vorteil ist außerdem die einfachere Interpretation der Annuität als periodenbezogene Größe im Vergleich zum Kapitalwert.

- **Methode des internen Zinsfußes**

Ziel dieser Methode ist die Berechnung des Zinssatzes, bei dem der Kapitalwert gleich Null ist. Nach dieser Methode ist eine Investition dann vorteilhaft, wenn ihr interner Zinsfuß über dem Kalkulationszinssfuß liegt. Bei mehreren Investitionsmöglichkeiten ist die Variante mit dem höchsten internen Zinsfuß von Vorteil. Der interne Zinsfuß wird ermittelt, indem der Kapitalwert der Investition gleich Null gesetzt wird. Die sich damit aus der oben bereits angegebenen Formel zur Bestimmung des Kapitalwertes ergebende Gleichung ist anschließend zu lösen. Im Allgemeinen werden dazu Interpolationsverfahren oder mathematische Lösungsverfahren eingesetzt.

$$C_0 = -a_0 + \sum_{t=1}^n c_t \times (1+r)^{-t} \quad \text{mit } C_0 = 0$$

C_0 = Kapitalwert im Bezugszeitpunkt t_0 ;

a_0 = Anschaffungsauszahlung im Zeitpunkt t_0 ;

c_t = Überschuss der Einzahlungen (b_t) über die Auszahlungen (a_t) in der Periode t , jeweils kumuliert am Ende der Periode t ;

r = interner Zinsfuß);

t = Periode ($t = 1, \dots, n$) bzw. Zahlungszeitpunkt;

n = Planungshorizont

- **Dynamische Amortisationsrechnung**

Im Gegensatz zu der statischen Amortisationsrechnung berücksichtigt die dynamische Amortisationsrechnung bei der Berechnung der Zeitdauer des Mittelrückflusses auch den unterschiedlichen zeitlichen Zahlungsanfall durch Diskontierung der Zahlungen zum Kalkulationszinssatz. Das Ende der Amortisationszeit (Amortisationszeitpunkt) ist erreicht, wenn der Kapitalwert der Investition erstmals den Wert Null annimmt. Wie auch bei der statischen Amortisationsrechnung ist eine Investition vorteilhaft, wenn die Amortisationszeit eine vom Investor festzulegende maximale Amortisationszeit unterschreitet. Dabei ist die erwartete Nutzungsdauer des Investitionsobjekts die vorgegebene Obergrenze. Beim Vergleich verschiedener Investitionsalternativen ist die Variante mit der kürzesten Amortisationsdauer von Vorteil. Die dynamische Amortisationsrechnung ist wie auch die statische Amortisationsrechnung primär auf das Sicherheitsstreben des Investors ausgerichtet. Diese Bewertung des Risikos wird meist ergänzend zu anderen Wirtschaftlichkeitskriterien eingesetzt. Abweichungen bspw. gegenüber der Kapitalwertmethode können vor allem dann auftreten, wenn nach dem Amortisationszeitpunkt noch relevante Ein- oder Auszahlungen stattfinden. Auch die dynamische Amortisationsrechnung basiert auf der Kapitalwertmethode, entsprechend sind die dort aufgeführten grundsätzlichen Einschränkungen auch hier gültig.

Grundsätzlich gewährleisten die dynamischen Verfahren eine höhere Realitätsnähe als die statischen Verfahren. Eine höhere Qualität der Ergebnisse kann jedoch nur erreicht werden, wenn die für die dynamische Betrachtung über mehrere Zeitperioden hinweg notwendigen Daten auch zur Verfügung stehen. Da die Zahlungsströme erst in der Zukunft anfallen, sind

Abschätzungen bzw. Prognosen notwendig sowohl hinsichtlich der Ein- und Auszahlungen, des Kalkulationszinsfußes, der Nutzungsdauer und des am Ende der Nutzungsdauer anfallenden Restwerterlöses.

3.2.1.3 Einzel- und gesamtwirtschaftliche Betrachtungsweisen

Die oben beschriebenen Verfahren dienen der Wirtschaftlichkeitsuntersuchung von Investitionsentscheidungen aus einzelwirtschaftlicher Sicht. Verglichen werden die mit der Maßnahme verbundenen Kosten (Ressourcenverzehr aus Sicht des Investors) mit den Erträgen, die der Investor über die Maßnahme erwirtschaften kann. Sollen jedoch bei einer Bewertung von Investitionsalternativen zusätzliche, gesellschaftlich relevante Aspekte einfließen (gesamt- oder volkswirtschaftliche Betrachtungsweise), sind diese Verfahren nicht ausreichend. Grundlage einer solchen umfassenderen Sichtweise ist die Analyse hinsichtlich des gesamtwirtschaftlichen Ziels der Maximierung der gesellschaftlichen Wohlfahrt. Die Kostenbetrachtung orientiert sich dabei weitgehend an den betriebswirtschaftlich vorgegebenen Strukturen. Allerdings ergeben sich aus der gesamtwirtschaftlichen Perspektive hinsichtlich der als Ressourcenverzehr zu betrachtenden Punkte Unterschiede. Bspw. bedeuten Steuern aus dieser Perspektive keinen Ressourcenverzehr, sondern die Umverteilung von Ressourcen zwischen den Akteuren Staat und Privatsektor. Subventionen sind entsprechend nicht zu berücksichtigen. Außerdem spielen aus gesamtwirtschaftlicher Sicht zusätzliche Ziele wie Wachstum und Beschäftigung und die Berücksichtigung externer Effekte eine wichtige Rolle. Grundlegendes Problem ist dabei die Frage, wie nicht-monetäre Bewertungen von Wirkungen und monetäre Größen miteinander verknüpft werden können. Die Ansätze der wichtigsten Verfahren Kosten-Nutzenanalyse, Kosten-Wirksamkeitsanalyse und Nutzwertanalyse werden im Folgenden kurz beschrieben:

- **Kosten-Nutzenanalyse**

Bei Kosten-Nutzenanalysen (KNA) werden alle monetär bewertbaren Wirkungen (Kosten und Nutzen) erfasst, für den Vergleich der Investitionsalternativen aufbereitet und verglichen. Wie bei den dynamischen Investitionsrechnungsverfahren erfolgt eine Diskontierung der Nutzen- und Kostengrößen, um zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallende Wirkungen vergleichbar zu machen. Dies bedeutet bspw., dass eine zukünftige Umweltentlastung monetär zu bewerten und auf den Vergleichszeitpunkt abzuzinsen ist und dann in die Berechnung einfließen kann. Kosten-Nutzen-Analysen werden sehr häufig im öffentlichen Sektor eingesetzt, u.a. im Bereich der Wasserwirtschaft bei Maßnahmen zum Hochwasserschutz, zur Wasserkraftnutzung, zur Aktivierung von Gewässern für Freizeitnutzungen etc. (vgl. Schulz/Schulz, 1991). Kritischster Punkt der Kosten-Nutzenanalyse ist die Monetarisierung der nicht monetär vorliegenden Wirkungen, bspw. die monetäre Bewertung von Umweltbe- oder -entlastungen.

- **Kosten-Wirksamkeitsanalyse**

Wie die KNA dient auch die Kosten-Wirksamkeitsanalyse der vergleichenden Bewertung unterschiedlicher Investitionsalternativen. Bei der Kosten-Wirksamkeitsanalyse wird aller-

dings darauf verzichtet, alle Wirkungen monetär zu erfassen. Stattdessen wird der mit einer Maßnahme zu erreichende Nutzen in nicht-monetären Einheiten erfasst, an denen der Grad der Zielerreichung gemessen werden kann. Bspw. kann ein entsprechendes Vorgehen bei der Bewertung von Maßnahmen zur Umweltentlastung gewählt werden: Der Grad der Umweltentlastung wird über nicht-monetäre Größe ermittelt und zu den monetären Kosten ins Verhältnis gesetzt (vgl. Böhm et al., 2002). Soweit nur eine eindimensionale Zielsetzung zugrunde liegt, ergibt sich direkt die Prioritätensetzung. Bei mehrdimensionalen Zielen ist die Analyse schwieriger, ggf. sind die verschiedenen Dimensionen miteinander zu verknüpfen, zu gewichten und zu einem Gesamtindikator zu aggregieren. Alternativ kann das Verfahren auch zu einem paarweisen Vergleich genutzt werden. Im Vergleich zu den KNA haben Kosten-Wirksamkeitsanalysen damit den Vorteil, dass sie methodisch einfacher sind und sich mit deutlich geringerem Aufwand durchführen lassen.

- **Nutzwertanalyse**

Die Nutzwertanalyse (NWA) stellt ein nicht-monetäres Bewertungsverfahren zur Lösung eines multikriteriellen Entscheidungsproblems dar. Alternative Maßnahmen können damit hinsichtlich verschiedener Kriterien unterschiedlicher Dimensionen verglichen werden, ohne dass eine Monetarisierung der Maßnahmenwirkungen zu erfolgen hat. Auf der Kostenseite wird häufig von einer Kostengleichheit der Alternativen ausgegangen, ggf. können die Kostenwirkungen auch als negative Teilnutzwerte berücksichtigt werden. Zur Analyse sind die Ziele problemgerichtet festzulegen und die Zielerfüllungsgrade für die Alternativen zu ermitteln. Über die relative Bedeutung der Teilziele kann der Gesamtnutzwert bestimmt und eine Rangordnung für die untersuchten Alternativen festgelegt werden. Bei diesem vergleichsweise einfach zu handhabendem Verfahren gilt als zusätzlicher Vorteil, dass auch komplexe Bewertungsprobleme übersichtlich strukturiert und dadurch die Diskussions- und Bewertungsprozesse transparent gestaltet werden können. Umgekehrt ist zu berücksichtigen, dass die subjektive Wertvorstellungen der an dem Verfahren Beteiligten eine große Rolle für die Bewertungsergebnisse spielen können.

3.2.1.4 Ökonomische Bewertung neuer Techniken – Konzept der Erfahrungskurve

Grundlage der Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen sind die erwarteten Ein- und Auszahlungen für den Betrachtungszeitraum. Dabei sind die Unsicherheiten bei der Bestimmung dieser Zahlungsströme zu berücksichtigen, die sich mit zunehmender Länge des Betrachtungszeitraums erhöhen. Dies betrifft bspw. die Entwicklung der Preise wichtiger Betriebsmittel (z.B. Energie) oder auch die Entwicklung der Personalkosten. Je nach Relevanz der eingesetzten Technik für die Gesamtkosten einer Investition können die Implikationen des technischen Fortschritts und die möglichen Kosteneinsparungen, die im Allgemeinen bei einer zunehmenden Verbreitung einer neuen Technik beobachtet werden, eine besonders wichtige Rolle spielen.

Zur Quantifizierung der Kostenentwicklung bei neuen Techniken kann das Konzept der Erfahrungskurven herangezogen werden: Dieses Konzept besagt, dass die Gesamtkosten für ein Produkt (einschließlich Arbeitskosten, Kapitalkosten, Verwaltungskosten, F&E-Kosten, etc.) mit jeder Verdopplung der kumulierten Produktionsmenge um einen konstanten Prozentsatz, der so genannten Lernrate, abnehmen.²⁶ Die Produktionsmenge dient dabei als Indikator für die akkumulierten Erfahrungen. Anstatt Kostenangaben werden häufig Preisangaben genutzt, da diese wesentlich einfacher zugänglich sind. Die Ursachen der Kostenreduktion können in der Produktion, bei der Produktgestaltung oder bei den Kosten der benötigten Materialien liegen (vgl. Angaben bei Junginger et al., 2006; Berglund/Sönderholm, 2006; Neji et al., 2003; Benkard, 2000; Lieberman, 1984):

- **Änderungen bei der Produktion**

Mit zunehmenden Gesamtstückzahlen in der Produktion kann der spezifische Aufwand aufgrund der dabei gesammelten Erfahrungen und den damit verbundenen Lerneffekten gesenkt werden. Im Allgemeinen kann sowohl die Fertigungszeit je Stück als auch die Ausschussquote gesenkt werden. Eng damit verbunden sind Prozessinnovationen, die bei einer Erhöhung der Produktionsmenge bspw. bei einer Erweiterung oder einem Umbau der Produktionsanlagen umgesetzt werden können (z.B. Effizienzsteigerungen durch Automatisierung und Rationalisierung, Umstellung von Werkstatt- zu Fließfertigung). Bei steigenden Produktionsmengen ergibt sich außerdem eine Fixkostendegression, da bestehende Fixkosten wie bspw. Verwaltungskosten oder der F&E-Aufwand auf eine größere Stückzahl verteilt werden kann.

- **Änderungen am Produkt**

Durch (kleinere) Veränderungen am Produkt (Redesign, Standardisierung, stärkere Berücksichtigung der Produktionsanforderungen, etc.) sind ebenfalls Kostensenkungen möglich.

- **Änderungen bei den Materialkosten**

Auch bei der Beschaffung der notwendigen Input-Materialien für die Produktion können Kostensenkungen bei steigenden Produktionszahlen erreicht werden, da auch die Leistungen der Lieferanten einer Erfahrungskurve unterliegen. Dies gilt vor allem, wenn die Menge der benötigten Input-Materialien einen nennenswerten Anteil an der Gesamtproduktion dieser Materialien ausmacht. Ggf. können sich auch die Bezugsmöglichkeiten bei größeren Auftragsvolumina verbessern. Zu beachten ist allerdings die Rolle weiterer Faktoren wie z.B. die Preisentwicklung bei Rohstoffen, die zu gegenläufigen Effekten führen können.

Die verschiedenen Effekte sind teilweise eng miteinander gekoppelt und können in der Praxis nur bedingt voneinander getrennt werden. Die Erfahrungskurve stellt die Summe dieser

²⁶ Dieses Konzept wurde von Wright (1936) im Rahmen einer Untersuchung der US-amerikanischen Flugzeugindustrie erarbeitet, bei der er feststellte, dass die Arbeitszeit pro Stück mit jeder Verdopplung des kumulativen Outputs um eine fixe Prozentzahl sank. Er bezeichnete diesen Effekt als "Lernkurve". Ende der 60er Jahre wurde dann von der Boston Consulting Group der Begriff "Erfahrungskurve" eingeführt, der in einem weitergehenden Ansatz eine Beziehung zwischen Produktionskosten insgesamt und kumulativer Produktionsmenge umfasst.

Einzeleffekte dar. Zur mathematischen Formulierung der Beziehung zwischen Stückkosten und kumuliertem Output wird folgender Ansatz verwendet:²⁷

$$C_{CUM} = C_1 * CUM^b$$

- C_{CUM} Stückkosten als Funktion des Outputs
- C_1 Kosten der ersten produzierten Einheit
- CUM kumulative Produktion über die Zeit
- b Erfahrungsfaktor, beschreibt die Höhe der Kosteneinsparungen

Anhand dieser Gleichung kann die relative Kostenreduktion bei einer Verdopplung der Produktion ($CUM_2 = 2 * CUM_1$) berechnet werden:

$$\frac{C_{CUM_1} - C_{CUM_2}}{C_{CUM_1}} = 1 - \frac{C_1 * (2CUM_1)^b}{C_1 * CUM_1^b} = 1 - 2^b \equiv LR \equiv 1 - PR$$

- C_{CUM} Stückkosten als Funktion des Outputs
- C_1 Kosten der ersten produzierten Einheit
- CUM Kumulative Produktion über die Zeit
- b Erfahrungsfaktor, beschreibt die Höhe die Kosteneinsparungen
- LR Lernrate: konstante relative Kostenreduktion mit jeder Verdopplung der Produktion (meist in %)
- PR "Progress Ratio": Anteil der verbleibenden Kosten nach Verdopplung der Produktion (meist in %)

Die Gleichung gibt an, dass die Stückkosten bei jeder Verdopplung der Produktion um einen konstanten Faktor, die Lernrate ($= 1 - 2^b$), gesenkt werden. 2^b wird im Allgemeinen als die "Progress Ratio" (PR) bezeichnet. Sie gibt die Entwicklung der Kostenreduktion an, da mit ihr gemessen wird, wie hoch die Kosten als Anteil der ursprünglichen Kosten sind. In der Flugzeugindustrie wird aufgrund der Studie von Wright (1936) von einer PR von 80% ausgegangen, das heißt, dass die Kosten nach Verdopplung der kumulierten Produktionsmenge nur noch bei 80% der ursprünglichen Kosten liegen. Untersuchungen zur Lernraten liegen für eine Vielzahl von Branchen vor. Lieberman (1984) untersuchte die Lerneffekte in der chemischen Industrie anhand von 37 Produkten. Bei mehr als der Hälfte der Produkte lag die Lernrate zwischen 20 und 30%. Eine Zusammenfassung von Studien im Bereich der industriellen Fertigung erstellten Dutton/Thomas (1984). Abbildung 3-2 zeigt als Ergebnis eine Häufigkeitsverteilung der Lernraten mit den häufigsten Werten zwischen 10 und 30%.

Im Bereich Umwelttechnologie untersuchten Yeh et al. (2005, S. 1835) Stickoxidkontrolltechnologien. Sie unterschieden dabei zwischen Kapitalkosten und Kosten für Betrieb und Instandhaltung: Die Kapitalkosten sanken mit Verdopplung der Kapazität um 14%, während der Effekt auf die Betriebs- und Instandhaltungskosten sogar 42% betrug. In einer weiteren

²⁷ Die mathematische Darstellung ist orientiert an Neij et al (2003), S.3.

Studie haben die Autoren die Kostenentwicklung von Schwefeloxidkontrolltechnologien untersucht, hierbei kommen sie zu einer Lernrate von 11% (Rubin et al., 2004, S.65). In den letzten Jahren sehr intensiv untersucht wurde der Bereich der Energieerzeugung. Einen Überblick erarbeiteten McDonald/Schrattenholzer (2000) und ermittelten als Median einen Wert von 16 – 17%. Neuere Untersuchungen zu regenerativen Energien ergaben bspw. für den Sektor Windenergie Werte zwischen 10 und 32 % (ISET, 2006; Neji et al., 2003, IEA/OECD, 2000) und für den Sektor Photovoltaik-Module 18 bis 26% (Swanson, 2006; Schaeffer, 2004; Poponi, 2003; de Feber et al., 2003; IEA/OECD, 2000). Soweit keine näheren Untersuchungen vorliegen, werden von der NASA Leitlinien zu Bestimmung der Lernrate angegeben (NASA, 2008). Dabei wird zum einen zwischen dem Anteil an Hand- und Maschinenfertigung unterschieden, zum anderen werden für verschiedene Branchen bzw. für unterschiedliche Fertigungstechniken Richtwerte angegeben s. Tabelle 3-7).

Abbildung 3-2: Häufigkeitsverteilung der Lernrate bei 22 Feldstudien im Bereich der industriellen Fertigung (N=108; Dutton/Thomas, 1984)

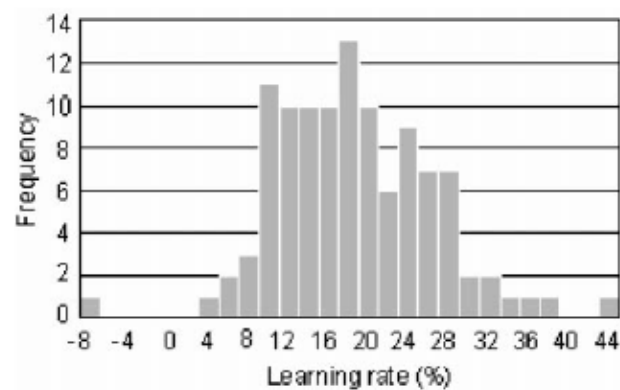


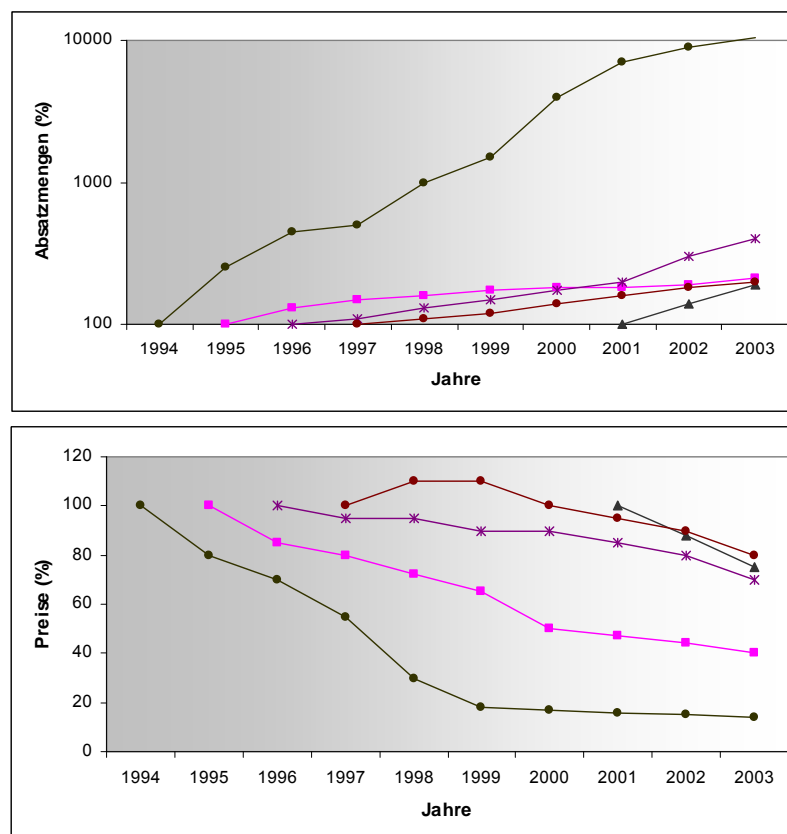
Tabelle 3-7: Richtwerte für Lernraten unterschieden nach Anteil Hand- bzw. Maschinenfertigung sowie für unterschiedliche Branchen (nach NASA, 2008)

Sektor	Lernrate
75% Handfertigung / 25% Maschinenfertigung	20 %
50% Handfertigung / 50% Maschinenfertigung	15 %
25% Handfertigung / 75% Maschinenfertigung	10 %
Luftfahrt	15%
Schiffbau	15 – 20%
Komplexe Maschinenwerkzeuge für neue Modelle	15 – 25%
Wiederholende elektronische Bearbeitung	5 – 10%
Wiederholende mechanische Bearbeitung	15 – 25%
Wiederholende Schweißarbeiten	10%
Rohmaterialien	4 – 7%
Zugekaufte Teile	12 – 15%

Erfahrungskurveneffekte im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft

Detaillierte Untersuchungen zu Erfahrungskurveneffekten im Bereich der Siedlungswasserwirtschaft mit Auswertungen zu kumulierten Produktionsmengen und zur Entwicklung der spezifischen Kosten liegen nicht vor. Der für diese Arbeit wichtigste Technikbereich, in dem vergleichbare Entwicklungen in den letzten Jahren nachgewiesen werden können, ist die Membrantechnik: So wurde von Pinnekamp et al. (2006) ein deutlicher Anstieg sowohl der Anlagenzahl als auch der Anlagenkapazitäten und der installierten Membranflächen im Bereich der kommunalen Abwasserreinigung in den letzten Jahren beschrieben. Parallel dazu sanken die Kosten dieser Technik deutlich wie die Auswertungen von Pinnekamp/Friedrich (2006, S. 92) für die Membranersatzkosten zeigen. Ähnliche Ergebnisse zeigten die Untersuchungen von Knopp (2004), der die Absatzmengenentwicklung und die Preisentwicklungen für Membranmodule (Ultra- und Mikrofiltration) von fünf verschiedenen Herstellern miteinander verglich: Auch hier zeigte sich ein deutlicher Rückgang der Preise (um bis zu 80%) bei einem starken Anstieg der Absatzmengen. Für das Membranverfahren der Umkehrosmose konnten Zhou/Tol (2005) im Anwendungsfeld der Wasserentsalzung ebenfalls einen deutlichen Rückgang der spezifischen Kosten bei Zunahme der installierten Kapazität nachweisen. Prager (2002) nutzt bei seiner ökonomischen Bewertung kommunaler Abwasserentsorgungskonzepte das Konzept der Erfahrungskurve zur Abschätzung der künftigen Kosten von Brennstoffzellen.

Abbildung 3-3: Entwicklung der Absatzmenge und der Preise von Membranmodulen (MF/UF) ausgewählter Hersteller (nach Knopp, 2004)



3.2.2 Untersuchungen zur ökonomischen Bewertung von Wasserinfrastruktursystemen

Speziell zur Durchführung von Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen im Bereich der Wasserwirtschaft wurden von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Arbeitskreis "Nutzen-Kosten-Untersuchungen in der Wasserwirtschaft", die "Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen" erarbeitet, die 2005 in der 7. Auflage veröffentlicht wurden. Danach ist die dynamische Kostenvergleichsrechnung das Basisverfahren bei der Projektbewertung, das als "Minimum an ökonomischer Information [...] für eine rationale Entscheidung über alternative wasserwirtschaftliche Maßnahmen benötigt wird" (LAWA, 2005, S. 1-2). Der Kostenvergleich soll der Ermittlung der kostengünstigsten Lösung dienen und damit das Sparsamkeitsprinzip umsetzen, wonach ein bestimmtes Ergebnis mit dem geringst möglichen Mitteleinsatz zu erzielen ist. Gleichzeitig wird aber betont, dass damit nur eine Gegenüberstellung der monetär bewerteten kostenmäßigen Wirkungen der Alternativen erfolgt, ohne dass die Nutzenseite Berücksichtigung findet. Dies bedeutet, dass die Kostenvergleichsrechnung nur eine Aussage über die relative Vorteilhaftigkeit erlaubt und nur die Frage nach der kostengünstigsten Alternative beantworten kann. Für Aussagen über die absolute Vorteilhaftigkeit sind weitergehende Verfahren zur Einbindung der Nutzenseite wie z.B. die Kosten-Nutzen-Analyse, die Nutzwertanalyse oder die Kostenwirksamkeitsanalyse einzusetzen.

Die LAWA-Leitlinien setzen damit die im allgemeinen Haushaltsrecht für alle finanzwirksamen Maßnahmen festgehaltene Forderung nach angemessenen Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen um.²⁸ Auch hier wird hinsichtlich der Nutzenseite differenziert und für alle Maßnahmen mit erheblichen gesamtwirtschaftlichen Auswirkungen die Eignung gesamtwirtschaftlich orientierter Verfahren betont. Nach den Vorgaben der LAWA-Leitlinien sind zuerst die projektspezifischen Zahlungsströme der Investitions- und laufenden Kosten zu ermitteln. Aufgrund der Langlebigkeit wasserwirtschaftlicher Infrastruktur sind diese dann mit Hilfe eines dynamischen Berechnungsansatzes auf einen gemeinsamen Betrachtungszeitpunkt zu diskontieren. Die damit zu ermittelnden Projektkostenbarwerte oder Jahreskosten können dann zur Bewertung der relativen Vorteilhaftigkeit herangezogen werden. Für dieses Vorgehen werden in den Leitlinien zusätzliche Eingangsdaten wie Nutzungsdauern von wasserbaulichen Anlagen, Zinssatz, Preisindices, etc. angegeben.

Wichtiger Input für Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen sind möglichst aktuelle Kostenangaben. Insbesondere für die Kostenschätzung im Rahmen einer Vorplanung wird dazu in der Regel auf Erfahrungswerte zurückgegriffen, die den jeweiligen Anforderungen entsprechend fortgeschrieben und angepasst werden können. Im Rahmen verschiedener Studien wurden

²⁸ Vgl. Haushaltsgrundsätzegesetz (HGrG) mit "§ 6 Wirtschaftlichkeit und Sparsamkeit, Kosten- und Leistungsrechnung", Bundeshaushaltsordnung (BHO) mit "§ 7 Wirtschaftlichkeit und Sparsamkeit, Kosten- und Leistungsrechnung" und Verwaltungsvorschrift zu § 7 BHO (VV-BHO § 7; Stand 16. Mai 2001) zur Konkretisierung des Wirtschaftlichkeitsgebots.

Kostendaten erfasst und aufbereitet: Bohn (1993) erstellte einen Überblick über Betriebs- und Unterhaltungskosten kommunaler Abwasserreinigungsanlagen. Von Günthert/Reicherter (2001) wurden Angaben zu Investitionskosten für Kläranlage und Kanalisation einschließlich Sonderbauwerken ausgewertet. Sander (2003) fasste die für den Bereich Abwasserbeseitigung vorliegenden Studien zusammen, aktualisierte und ergänzte diese und berechnete soweit möglich Kostenkennwertfunktionen für die spezifischen Kosten bspw. in € pro m³ bzw. Einwohner. Er weist dabei darauf hin, dass diese Funktionen Trendkurven darstellen, die nur Anhaltswerte mit großen Streubreiten liefern können. Vom Institut für Abwasserwirtschaft Halbach (2003) wurden über mehrere Jahre hinweg Kostendaten für den Bereich kommunale Abwasserbeseitigung erhoben. Der Schwerpunkt der Erhebungen lag dabei in den Neuen Bundesländern. Daraus wurden Kostenrichtwerte ("Normativkosten") abgeleitet, die unterdurchschnittliche Kostenangaben darstellen, aber "unter den Bedingungen einer tatsächlichen Kostenkontrolle und mit einer gewissen Anstrengung grundsätzlich erzielbar sind" (ebda., S. 3). Auf Grundlage dieser Daten wurden bspw. vom Land Brandenburg Orientierungswerte für den Aufwand bei der Abwasserableitung und -behandlung als Bewertungsmaßstab bei kommunalen Planungen eingeführt (MLUR, 2003). Hillenbrand/Böhm (2004) werteten die in Deutschland vorliegenden Kostenangaben für Maßnahmen zu einem nachhaltigen Regenwassermanagement in der Siedlungswasserwirtschaft aus. Für die Schweiz wurden im Jahr 2005 Kennzahlen zu den Kosten der Abwasserentsorgung erhoben mit einem Erfassungsgrad von 57% bzgl. der Einwohnerzahl, 42% bzgl. der Zahl der Kläranlagen und 32% bzgl. der Kanalisationslänge (VSA/FES, 2006, als Fortschreibung von BUWAL, 2003).

Zur Umsetzung neuer Wasserinfrastruktursysteme wurden in den letzten Jahren erste ökonomische Betrachtungen durchgeführt. Inhalt eines Forschungs- und Demonstrationsvorhabens in Berlin, in dessen Rahmen in einem Wohn- und einem Betriebsgebäude auf dem Klärwerk Stahnsdorf zwei neue, auf dem Einsatz von Trenntoiletten basierende Sanitärkonzepte erprobt wurden, war ein Kostenvergleich dieser Konzepte mit einem konventionellen System. Dazu wurden Daten eines Wohngebiets für 5.000 Einwohner in Berlin sowie einer kleinen Gemeinde in der Nähe von Berlin mit vergleichsweise hohen Abwasserkosten verwendet. Die Ergebnisse zeigten für die neuen Konzepte höhere Investitions- und niedrigere Betriebskosten bei Gesamtkosten, die je nach Vergleichsfall höher oder auch niedriger als die Kosten im konventionellen Fall lagen (Peter-Fröhlich et al., 2008; Oldenburg et al., 2007).

Im Rahmen des Projekts "AKWA 2100" erfolgte eine ökonomische Analyse unterschiedlicher Szenarien in Anlehnung an eine Kosten-Nutzen-Analyse mit der Einschränkung rein qualitativer Nutzenbetrachtungen (Hiessl et al., 2003; Prager, 2002). Zielsetzung war die Frage, wie die Wasser- und Abwasserentsorgung im Vergleich zwischen den alternativen Konzepten kostenminimal realisiert werden kann. Zusätzlich wurden die mit den innovativen Systemen verbundenen Nutzenwirkungen als Nutzenpotenziale näher analysiert, um diese Effekte bei Auswahlentscheidungen besser berücksichtigen zu können. Prager (2003) wendete dabei das Erfahrungskurven-Konzept auf einzelne Technikkomponenten an. Ergebnis der Untersuchungen war, dass die Einbeziehung des Nutzens erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse

der Bewertung für die unterschiedlichen Systeme hat und zu einer Verschiebung der Prioritäten führen kann. In der Untersuchung von Lechner/Langergraber (2004) zur Kosteneffektivität unterschiedlicher Abwassersysteme für ländliche Gemeinden in Österreich schnitt das konventionelle System am ungünstigsten ab. Vleuten-Balkema (2003) berücksichtigt in dem von ihr entwickelten Entscheidungsunterstützungstool die Gesamtkosten, berechnet über die Investitions-, Betriebs- und Instandhaltungskosten, als ökonomischen Indikator.

Die Auswertungen zeigen, dass mit den Vorgaben der LAWA (2005) zwar ein allgemeines Grundgerüst im Bereich der Wasserwirtschaft zur Verfügung steht, dass jedoch hinsichtlich des erforderlichen breiten, zukünftige Entwicklungen (Technikentwicklung, Randbedingungen) integrierenden Ansatzes bei der Bewertung neuer Gesamtkonzepte noch Defizite bestehen.

3.2.3 Beschreibung des Untersuchungsansatzes zur ökonomischen Bewertung von Wasserinfrastruktursystemen

Für Projekte und Maßnahmen im Bereich urbane Wasserinfrastruktur sind entsprechend den Anforderungen nach LAWA (2005) bzw. den Anforderungen im allgemeinen Haushaltsrecht angemessene Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen notwendig. Die im Rahmen dieser Arbeit vorgesehene ökonomische Bewertung hat zum Ziel, für entsprechende Untersuchungen neuer Wasserinfrastruktursysteme die methodische Vorgehensweise zu definieren, die besonderen Anforderungen und Randbedingungen herauszuarbeiten und, soweit die Datenverfügbarkeit dies ermöglicht, beispielhaft einen Wirtschaftlichkeitsvergleich zu erstellen. Folgende Aspekte sind dabei zu berücksichtigen:

- Aufgrund der breiten Akzeptanz der LAWA-Leitlinien empfiehlt sich grundsätzlich, die dort beschriebene Vorgehensweise zu übernehmen. Dies betrifft bspw. die Wahl eines dynamischen Verfahrens zur Wirtschaftlichkeitsuntersuchung²⁹, die Festlegung des Kalkulationszinsfußes³⁰ oder auch die dort beschriebenen Nutzungsdauern wasserbaulicher Anlagen. Als Gesamtbetrachtungszeitraum werden für die Untersuchungen 60 Jahre verwendet.
- Im Gegensatz zu den üblichen Anwendungsfällen, für die die LAWA-Leitlinien erarbeitet wurden, ergeben sich aus den hier zu untersuchenden Systemen auch Konsequenzen für den privaten Bereich (z.B. Vakuumentleitungen und -toiletten im Bereich der Privathäuser). Dies bedeutet, dass dieser Bereich in die Analysen mit einzubeziehen ist.
- Für die Untersuchungen wird eine gesamtwirtschaftliche Sichtweise gewählt, da eine grundsätzliche Bewertung der zu betrachtenden Systeme erreicht werden soll. Die Frage der Auswirkungen für die einzelnen beteiligten Akteure (Betreiber der Wasserver- und Abwasserentsorgung, Bewohner des Siedlungsgebiets, Kommune) ist nachgelagert, ent-

²⁹ Hintergrund ist die Langlebigkeit wasserwirtschaftlicher Infrastrukturmaßnahmen.

³⁰ Empfohlen wird ein Zinssatz von 3% pro Jahr als Standardwert, im Rahmen von Sensitivitätsuntersuchungen sollte eine Bandbreite von 2 bis höchstens 5% verwendet werden (LAWA, 2005, S. 4-3).

sprechend auch die Frage, wie eine zum konventionellen System vergleichbare Verteilung der Lasten zwischen den Akteuren erreicht werden kann. Aufgrund der gesamtwirtschaftlichen Sichtweise werden Steuern und Subventionen bei den Zahlungsströmen nicht berücksichtigt.

- Die gesamtwirtschaftliche Sichtweise bedeutet auch die Einbindung der Nutzenseite. Hinsichtlich des Nutzens urbaner Wasserinfrastruktursysteme spielen die Umwelteffekte eine zentrale Rolle, da diese Systeme immer mit einer Benutzung von Gewässern im Sinne des Wasserhaushaltsgesetzes verbunden sind (Entnahme von Wasser zur Wasserversorgung, Ableiten von Abwasser). Nach den Grundsätzen des WHG gilt dabei die grundsätzliche Verpflichtung, "die nach den Umständen erforderliche Sorgfalt anzuwenden, um eine Verunreinigung des Wassers oder eine sonstige nachteilige Veränderung seiner Eigenschaften zu verhüten, um eine mit Rücksicht auf den Wasserhaushalt gebotene sparsame Verwendung des Wassers zu erzielen um die Leistungsfähigkeit des Wasserhaushalts zu erhalten und um eine Vergrößerung und Beschleunigung des Wasserabflusses zu vermeiden." (§ 1a WHG). Zur Erfassung dieser Effekte können die Ergebnisse der ökologischen Bewertung herangezogen werden. Die Monetarisierung dieser Effekte ist dagegen mit erheblichen methodischen Problemen verbunden, bspw. ist die Quantifizierung langfristiger toxikologischer Effekte, wie sie durch Einleitungen von Schadstoffen in die Gewässer verursacht werden können, äußerst schwierig. Auf eine Zusammenführung der ökonomischen und ökologischen Bewertungsergebnisse über eine Kosten-Nutzen-Analyse wird deshalb verzichtet.
- Neben den ökologischen Effekten können für eine übergreifende Bewertung unterschiedlicher Infrastruktursysteme weitere Aspekte eine Rolle spielen wie z.B. mögliche Auswirkungen auf Zahl und Qualität von Arbeitsplätzen oder auch Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit der betroffenen Industriezweige. Die Bewertung solcher gesamtwirtschaftlicher Aspekte ist allerdings schwierig und sehr aufwendig und kann deshalb im Rahmen dieser Arbeit nur qualitativ angesprochen werden.
- Eine Besonderheit konventioneller urbaner Wasserinfrastruktursysteme ist die lange Nutzungsdauer wesentlicher Komponenten wie z.B. Versorgungsleitungen und Abwasserkanäle. Die mit diesen Anlagen verbundenen Investitionskosten können in der Regel nicht wieder zurückgeholt werden, andere Nutzungen sind nicht möglich. Nach der Installation der Anlagen stellen somit die damit verbundenen Kosten aus ökonomischer Sicht "Sunk Costs" dar. Die Verbindung sehr langer Nutzungsdauern und hoher Sunk Costs bedeutet eine hohe Pfadabhängigkeit solcher Systeme und damit eine geringe Flexibilität. Bei der ökonomischen Analyse ist deshalb besonders darauf zu achten, welche Auswirkungen sich verändernde Randbedingungen auf die Systeme haben.
- Neue Wasserinfrastruktursysteme nutzen ggf. innovative Techniken, für die entsprechend dem Konzept der Erfahrungskurven mit erheblichen Kostenminderungen zu rechnen ist (s.o.). Dies spielt dann eine wichtige Rolle, wenn aufgrund der langen systembedingten Betrachtungszeiträume für diese innovativen Systemkomponenten Reinvestitionen notwendig werden und Abschätzungen für die dann zukünftig anfallenden Investitionskosten erforderlich sind.

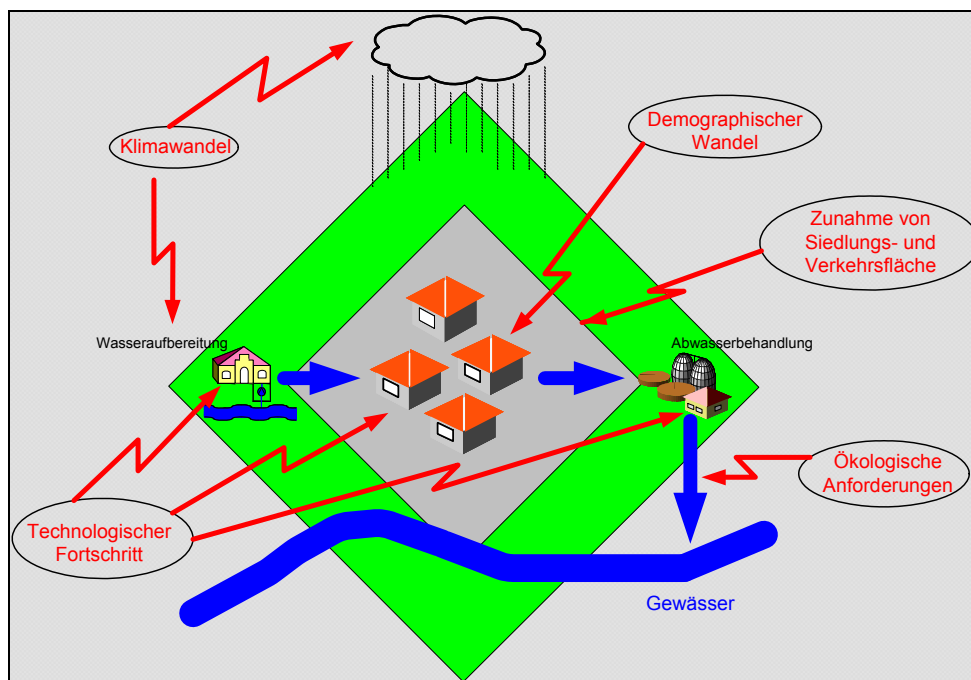
Die für die Untersuchungen notwendigen Kostendaten wurden zum einen anhand der Umsetzung des DEUS 21-Konzepts im Neubaugebiet in Knittlingen gewonnen. Zum anderen können insbesondere für die konventionellen Konzepte Angaben aus der Literatur verwendet

werden. Teilweise zeigen diese Daten allerdings erhebliche Bandbreiten, die bspw. durch spezifische Randbedingungen oder die Auslastung der Baubranche verursacht werden. Die damit verbundenen Unsicherheiten sind bei den Kostenbetrachtungen zu berücksichtigen.

4 Änderungen wichtiger Einflussfaktoren für urbane Wasserinfrastruktursysteme während ihrer Nutzungsdauer

Aufgrund der sehr langen Nutzungsdauern einzelner Komponenten konventioneller Wasserinfrastruktursysteme und der Leitungsgebundenheit der Systeme ist deren Flexibilität niedrig und die Möglichkeiten zur Anpassung an neue technische Entwicklungen, an sich verändernde Randbedingungen oder an zusätzliche Anforderungen sind entsprechend gering. Bei einer Bewertung solcher Systeme ist es deshalb erforderlich, längerfristige Entwicklungen mit zu berücksichtigen und bereits absehbare Veränderungen in die Analysen einfließen zu lassen. In Hillenbrand/Hiessl (2006) und Hillenbrand/Hiessl (2007) wurde für die wichtigsten Parameter (s. Abbildung 4-1) der Stand des Wissens zum Zeitpunkt Mitte 2006 ausgewertet. Im Folgenden werden die wichtigsten Ergebnisse zusammengefasst und um neuere Untersuchungsergebnisse ergänzt.

Abbildung 4-1: Wichtige Einflussfaktoren für die lebenszyklusbezogene Bewertung urbaner Wasserinfrastruktursysteme (nach Hillenbrand/Hiessl, 2006)



4.1 Technologischer Fortschritt

Über die langen Nutzungszeiträume urbaner Wasserinfrastruktursysteme hinweg betrachtet wird der technologische Fortschritt zu Veränderungen sowohl bei konventionellen als auch bei neuen Konzepten und Einzeltechniken führen. Das Ausmaß und die Bedeutung dieser Veränderungen ist allerdings davon abhängig, welchen Reifegrad die aktuell eingesetzten Techniken aufweisen bzw. wie die Innovationsdynamik im Techniksektor insgesamt zu beurteilen ist. Der Innovationsprozess wird i.d.R. unterteilt in eine Inventionsphase, eine Innovationsphase und eine Diffusionsphase, wobei teilweise eine zusätzliche Markteinführungspha-

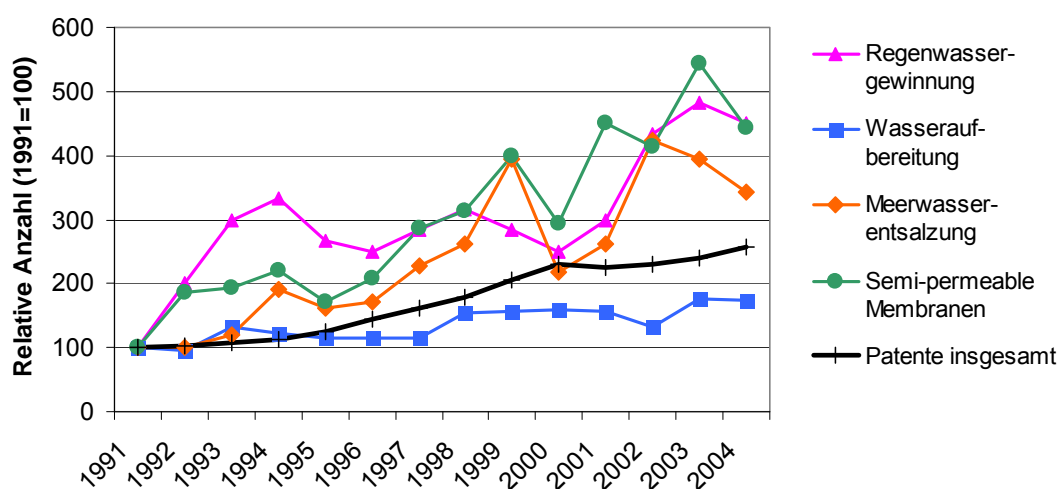
se zwischen Innovations- und Diffusionsphase unterschieden wird. Während in der Innovationsphase die konzeptionelle Ideengenerierung mit Machbarkeitsstudien und Prototypentwicklung erfolgt, findet in der Innovationsphase eine mäßige Verbreitung statt mit einem anschließenden rasanten Anstieg in der Markteinführungsphase und einer danach folgenden allmählichen Sättigung. Für den Innovationsprozess insgesamt sind dabei die Rückkopplungen zwischen den verschiedenen Phasen und dabei beteiligten Akteuren von sehr großer Bedeutung. Entsprechend den Ausführungen in Kap. 3.2.1.4 ist speziell bei Techniken mit geringem Reifegrad, die sich in einer frühen Phase des Innovationsprozesses befinden, aufgrund der zu erwartenden Entwicklungen mit erheblichen Erfahrungskurveneffekten zu rechnen, die bspw. für eine ökonomische Bewertung von großer Bedeutung sein können. Für das Innovationsgeschehen bzw. das Innovationssystem insgesamt in einem Technologiebereich spielen sehr unterschiedliche Faktoren eine Rolle wie z.B. der Reifegrad der eingesetzten Techniken, die Innovationsdynamik, das Marktpotenzial insgesamt oder auch das Zusammenspiel der relevanten Akteure. Dem Umwelt- und Ressourcenschutz wird national wie international eine hohe und weiter wachsende Bedeutung beigemessen und für die damit verbundenen Umwelttechniken eine deutlich wachsende Nachfrage erwartet. Dies betrifft auch und insbesondere Technologien im Bereich der Wasserwirtschaft (vgl. Walz et al., 2008; DIW/ISI/Berger, 2007; SAM, 2008). Innovationen werden wegen des steigenden Wasserbedarfs bei sich ändernden klimatischen Bedingungen entlang der gesamten Wertschöpfungskette von der Wassergewinnung, dem Transport und der Verteilung bis zur Entsorgung, Aufbereitung und Wiedernutzung erwartet (demand pull). Neue technologische Lösungen spielen hierbei eine zentrale Rolle, wobei besonders Membranverfahren als Schlüsseltechniken im Wassersektor gelten (technology push).

In unterschiedlichen Projekten des Fraunhofer ISI wurden neben dem Marktpotenzial auch Innovationsdynamik und technologische Leistungsfähigkeit im Bereich der Wasserwirtschaft untersucht (Walz et al., 2008; Sartorius, 2007; Luther et al., 2007; Kotz et al., 2005). Zur Beschreibung der Innovationsdynamik können als Indikator systematische Auswertungen von Patentanmeldungen herangezogen werden, die in der Innovationsforschung einen wesentlichen Frühindikator für die Entwicklungen in einem Technikgebiet darstellen (Grupp, 1997).³¹ Sie werden bspw. verwendet, um zu identifizieren, in welchem Umfang und an welchen Orten neues, potenziell kommerziell verwertbares Wissen entstanden ist (Hinze/Schmoch, 2004). Beispielhaft sind in Abbildung 4-2 die Ergebnisse zur zeitlichen Entwicklung der Patentanmeldungen im Bereich der dezentralen Wasseraufbereitung als Maß für die aktuelle Dynamik der Technologieentwicklung dargestellt. Vor allem in den Bereichen der Wasserbehandlung mit Hilfe semi-permeabler Membranen und der Regenwassergewinnung ergab sich danach im betrachteten Zeitraum 1991 bis 2004 ein sehr starker Anstieg der Patentanmel-

³¹ Besondere Vorteile von Patentinformationen sind u.a. die umfassende Dokumentation nahezu aller Technikgebiete, die vollständige geografische Abdeckung, die Erfassung wichtiger weltweiter Neuentwicklungen, die gute Verfügbarkeit, die systematische Erfassung bibliografischer Angaben sowie die hohe Aktualität (Schmoch, 1990).

dungen um den Faktor 4 bis 5, die Anzahl der Patentanmeldungen insgesamt stieg dagegen nur um das 2,5-fache an. Nur der Bereich der sonstigen Wasseraufbereitung (z.B. Filter, Hygienisierung, Entkalkung) blieb hinter der allgemeinen Entwicklung zurück, ein Indiz dafür, dass es sich in diesem Sektor um bereits stärker ausgereifte Techniken handelt. Vor allem für die Bereiche mit hoher Patentdynamik lässt sich ein hohes Potenzial für die Realisierung von Erfahrungskurveneffekten ableiten.

Abbildung 4-2: Vergleich der Entwicklung der internationalen Patentanmeldungen im Zeitraum 1991 bis 2004 in wichtigen wassertechnologischen Bereichen mit der Entwicklung der weltweiten Patentanmeldungen insgesamt (Sartorius, 2007)



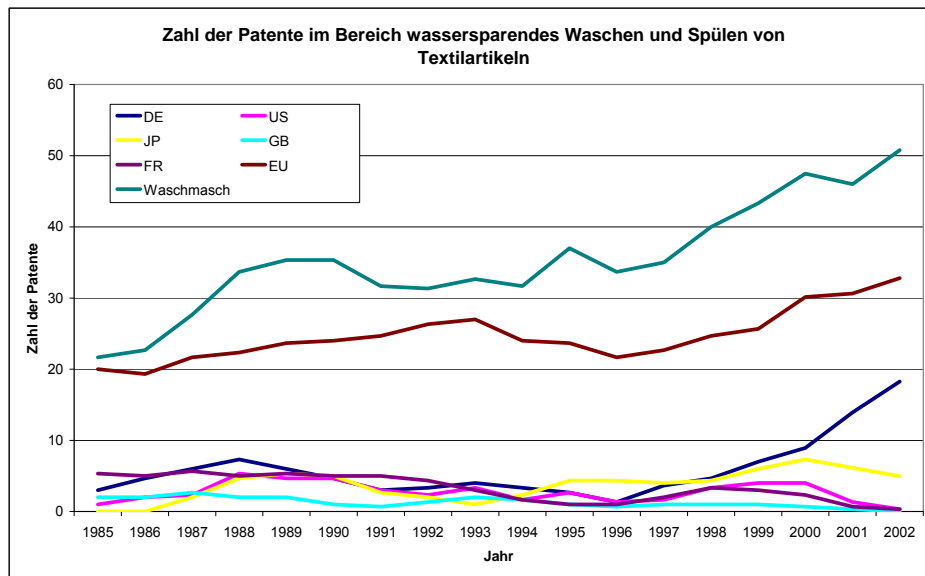
Eine Besonderheit bei der Umsetzung urbaner Wasserinfrastruktursysteme ist außerdem das Zusammenspiel sehr unterschiedlicher Technikbereiche, so dass neben den Entwicklungen in den Kernbereichen der Wasserver- und Abwasserentsorgung auch die Entwicklungen in anderen, teilweise sehr dynamischen Technikbereichen, die Querbezüge zur Wasserinfrastruktur aufweisen, eine wichtige Rolle spielen werden. Zu nennen sind z. B. Informations- und Kommunikationstechnologien (Fernüberwachungssysteme), Nanotechnologie und Mikrosystemtechnik oder auch die Sensorik. Für die Auslegung von Trinkwassernetzen interessant sind auch die Entwicklungen im Bereich der Feuerlöschtechnik, die zu einer deutlichen Verringerung des Wasserbedarfs zu Löschzwecken erwarten lassen.³²

Für die Umsetzung urbaner Wasserinfrastruktursysteme sind außerdem die Entwicklungen im Bereich der Wassernutzung in den Haushalten von Bedeutung. Die Möglichkeiten für eine effizientere Nutzung des Wassers werden sich künftig weiter verbessern – insbesondere dort, wo warmes Wasser benötigt wird und damit durch Wassereinsparungen auch Energie-

³² Einerseits kann der Löschwasserbedarf durch verbesserte Techniken zur Brandfrüherkennung reduziert werden. Andererseits wird der Wasserverbrauch durch neuere Feuerlösch-Techniken wie z. B. der Hochdruck-Wasserebeltechnik deutlich verringert. Zur Verringerung des Trinkwasserbedarfs bei der Löschwasserversorgung stehen inzwischen auch Techniken zur Verfügung, die eine Kopplung mit der Brauch- bzw. Regenwasserversorgung vorsehen (Götsch, 2005).

einsparungen möglich sind (Waschmaschine, Geschirrspülmaschine). Die Ergebnisse von Patentrecherchen zeigen in diesen Bereichen einen deutlichen Anstieg der Patentzahlen, insbesondere aufgrund des Anstiegs der in Deutschland angemeldeten Patente (vgl. Hillenbrand/Hiessl, 2007). Ein weiterer Rückgang des spezifischen Wasserverbrauchs kann zu einer Verschärfung der durch die demographischen Veränderungen bedingten Probleme in Wasserinfrastruktursystemen führen.

Abbildung 4-3: Patentaktivitäten im Bereich Wassernutzung, hier: wassersparendes Waschen und Spülen von Textilartikeln (Hillenbrand/Hiessl, 2006)



4.2 Änderungen weiterer Einflussfaktoren

Neben den Auswirkungen des technischen Fortschritts spielen weitere Einflussfaktoren wie der Klima- oder der demographische Wandel eine wichtige Rolle bei der Bewertung urbaner Infrastruktursysteme.

- **Klimawandel**

Der in 2007 veröffentlichte 4. Sachstandsbericht des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2007) bestätigt und präzisiert die bis dahin bekannten Forschungsergebnisse zu den bereits festzustellenden sowie zu den zu erwartenden Klimaänderungen: die vorliegenden Beobachtungen zeigen eine Erwärmung der Erde in den letzten 100 Jahren im Mittel um $0,74^{\circ}\text{C}$, wobei der Erwärmungstrend in den letzten 50 Jahren deutlich stärker wurde, extreme Wetterereignisse sind häufiger geworden und für die nächsten 30 Jahre ist eine Zunahme der globalen Durchschnittstemperatur von $0,2^{\circ}\text{C}$ pro Dekade sehr wahrscheinlich, wenn die Treibhausgasemissionen nicht verringert werden. Aufbauend auf den Ergebnissen des IPCC wurden für Deutschland mit dem regionalen Klimamodell REMO regionale Klimaszenarien erarbeitet, nach denen bis zum Jahr 2100 in Abhängigkeit von der Höhe der zukünftigen Treibhausgasemissionen die Temperaturen um $2,5$ bis $3,5^{\circ}\text{C}$ steigen könnten (Jacob et al., 2008). Zusätzlich wurden mit dem statistischen Regionalisierungsmodell

WETTREG regionale Klimaänderungen projiziert, nach denen ein Anstieg der Temperaturen um 1,8 bis 2,3°C zu erwarten ist (Spekat et al., 2006). Zusätzlich werden auch vorliegende Zeitreihen genutzt und hinsichtlich bereits stattgefundener Veränderungen aufgrund des Klimawandels statistisch untersucht (KLIWA, 2006; Bardossy, Pakosch, 2005; Jonas et al., 2005; Lahmer, 2004; Stock, 2003). Trotz der weiterhin bestehenden Unsicherheiten sowohl bei der Klima- als auch bei der wasserwirtschaftlichen Modellierung und dem bestehenden Forschungsbedarf zeigen die bislang vorliegenden Ergebnisse eine hohe Relevanz der Klimaänderungen für den gesamten Bereich der Wasserwirtschaft. Die wichtigsten Konsequenzen für die Siedlungswasserwirtschaft können wie folgt zusammengefasst werden:

- Die Zunahme der Temperatur bedeutet eine Zunahme der Verdunstung, aber auch eine Zunahme der Wassertemperaturen in stehenden als auch in Fließgewässern.
- Es ist mit einem großflächigen Rückgang der Sommerniederschläge zu rechnen, besonders in Süd- und Südwest- sowie in Nordost-Deutschland (Minus bis zu 30% nach REMO, bis zu 40% nach WETTREG). Die Winterniederschläge nehmen dagegen zu.
- Zunahme der Starkniederschläge insbesondere im Winterhalbjahr.
- Zunahme von längeren Trockenperioden insbesondere in den Regionen mit deutlichem Rückgang der Sommerniederschläge.

Die sich daraus ergebenden, regional bzw. lokal sehr stark variierenden Herausforderungen für Planung und Betrieb urbaner Wasserinfrastruktursysteme sind u.a. mögliche Einschränkungen bei der Wasserverfügbarkeit hinsichtlich Menge und Qualität³³ und zunehmende Starkniederschläge für die Siedlungsentwässerung.

• **demographischer Wandel**

Nach der 11. koordinierten Vorausberechnung des Statistischen Bundesamtes ist für Deutschland mit einem deutlichen Rückgang der Bevölkerungszahl zu rechnen: je nach Variante wird ein möglicher Rückgang um 10 % (fast konstante Geburtenhäufigkeit, moderater Anstieg der Lebenserwartung, Wanderungssaldo von 200 000 Personen) oder um 17 % (Wanderungssaldo von 100 000 Personen) auf 74 bzw. 69 Mio. im Jahr 2050 ermittelt (Statistisches Bundesamt, 2006c). Eine differenzierte Betrachtung der Verhältnisse zeigt, dass sich die Zuwanderung aus dem Ausland sowie die innerdeutsche Binnenwanderung vor allem auf die Ballungsgebiete und städtischen Zentren konzentrieren, wogegen es in periphe-

³³ Für Regionen in Brandenburg wird beispielsweise als Konsequenz aus geringeren Niederschlagsmengen und erhöhter Verdunstung ein Rückgang der Grundwasserneubildung für einzelne Regionen um 42% erwartet (Stock, 2004). Für Nordrhein-Westfalen, für das mit einer deutlichen Zunahme der Winterniederschlagsmenge gerechnet wird, besteht noch Untersuchungsbedarf (Leuchs/Begmann, 2008). Hattermann (2008) kommt zu dem Ergebnis, dass es im Sommer auch in Westdeutschland zu Wassermengenproblemen kommen kann. Qualitätsprobleme können sich aufgrund der durch den Klimawandel bedingten Zunahme der Wassertemperatur bspw. bei stehenden Gewässern, die als Rohwasserquelle für die Trinkwasserversorgung genutzt werden, ergeben (Willmitzer, 2007; Kipfer/Livingstone, 2008). Außerdem kann die Zunahme von Trockenperioden und Starkniederschlägen die Qualität von Rohwasserquellen beeinträchtigen (Köster, 2008).

ren, ländlichen Gebieten zur teilräumlichen Entleerung kommen kann. Besonders stark betroffen sind davon Teile der Neuen Bundesländer, in denen es in den letzten Jahren bereits zu einem deutlichen Bevölkerungsrückgang kam (Deilmann et al., 2005). In bereits dünn besiedelten Gebieten führt eine weitere Bevölkerungsabnahme zu erheblichen Problemen bei der Aufrechterhaltung der infrastrukturellen Versorgung – nicht nur im Wasserbereich, sondern auch bei der medizinischen Versorgung, des öffentlichen Nahverkehrs, der Bildung etc. Es kann zu einer negativen Entwicklungsspirale mit einer sich selbst verstärkenden Abwanderungsbewegung kommen (BMVBW/BBR, 2005). Für die urbane Wasserinfrastruktur sind die wichtigsten Auswirkungen des demographischen Wandels:

- erhöhte Stagnationszeiten in den Versorgungsnetzen aufgrund des geringeren Wasserverbrauchs, die ggf. zu Qualitätsproblemen führen können,
- sinkende Abwassermengen und damit verbundene betriebliche Probleme aufgrund von verstärkten Ablagerungen im Kanalnetz und erhöhter Geruchsbildung,
- geringere mittlere Auslastungen der Anlagen zur Abwasserbehandlung, so dass technische oder betriebliche Anpassungen notwendig werden können,
- höhere spezifische und einwohnerbezogene Kosten aufgrund des hohen Fixkostenanteils im Bereich der Wasserinfrastruktur sowie aufgrund des höheren spezifischen Betriebsaufwands
- oder auch - unter stärker ökologischen Gesichtspunkten - ein höherer Verbrauch von Pharmaka und damit höhere Konzentrationen von Arzneimitteln und deren Rückstände im Abwasser.

Maßnahmen wie häufigeres Spülen oder verstärkter Einsatz von Chemikalien als Folge des demographischen Wandels und zurückgehender Wasserverbräuche werden für besonders stark betroffene Gebieten bereits diskutiert und müssen teilweise auch schon umgesetzt werden (vgl. Hoffmeister et al., 2008; Kempmann, 2008; Koziol et al., 2006; Eltges et al., 2006). Die Notwendigkeit für solche Maßnahmen hängt davon ab, ob die für das Funktionieren der Systeme notwendige Mindestauslastung gewährleistet bleibt, was wiederum von unterschiedlichen Bedingungen wie z.B. den ursprünglich verwendeten Bemessungsparametern oder den topographischen Verhältnissen beeinflusst wird.

• **Sonstige Veränderungen**

In der Vergangenheit stellten rechtliche Anforderungen einen der wichtigsten Innovationsstreiber im Bereich der Abwassertechnik dar (Sartorius/Hillenbrand, 2008). Erheblicher Einfluss könnte deshalb von weitergehenden ökologischen Anforderungen ausgehen, die bspw. zur verbesserten Regenwasserbewirtschaftung, hinsichtlich einer weitergehenden Abwasserbehandlung oder auch hinsichtlich der Kreislaufführung der Ressource Phosphor bereits diskutiert werden (Sieker et al., 2004; SRU, 2007; vgl. auch Kap. 3.1.4). Eine weitere wichtige Randbedingung stellt die künftige Entwicklung der zu entwässernden Fläche dar: Trotz des Rückgangs der Bevölkerungszahlen in den letzten Jahren ist die starke Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche ungebrochen, sie lag in den Jahren 2003 bis 2006 bei 113 Hektar pro Tag (Statistisches Bundesamt, 2007a). Eine Trendumkehr ist bislang nicht abzusehen, auch wenn als Ziel in der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregie-

zung eine Begrenzung auf 30 Hektar/Tag bis zum Jahr 2020 festgehalten ist. Diese Zunahme bedeutet zusätzliche Belastungen für die Kanalsysteme. Nach einer Erhebung im Elbegebiet sehen 42% der befragten Abwasserentsorger derzeit oder zukünftig Engpässe in der Kanalisation (Sartorius/Hillenbrand, 2008). Von Einfluss könnten außerdem künftige Sicherheitsanforderungen an die Wasserinfrastruktursysteme sein, über die ein erhöhter Schutz sowohl gegenüber Naturkatastrophen als auch gegenüber gezielten Angriffen erreicht werden soll.

Tabelle 4-1: Übersicht über die Veränderungsfaktoren für Planungen von Wasserinfrastruktursystemen (verändert nach Hillenbrand/Hiessl, 2007)

Veränderungsfaktoren	beeinflusste Parameter	zu erwartende Veränderung	Bewertung
technologischer Fortschritt	<ul style="list-style-type: none"> • Wasseraufbereitungstechniken • spezifischer Wasserbedarf • Abwasseraufbereitung • Wasserinfrastruktursysteme 	<ul style="list-style-type: none"> • neue, dezentral einsetzbare Techniken • Techniken zur weiteren Verbrauchsreduzierung • neue, dezentral einsetzbare Techniken mit verbesserter Reinigungsleistung • flexiblere, (semi-) dezentrale Systeme mit Nährstoffrückgewinnung 	regionale Randbedingungen können teilweise Einsatz neuer Techniken fördern bzw. hemmen; starker Einfluss auf wasserwirtschaftliche Prozesse; Analyse relevanter Technologielinien möglich (Technologie-Foresight)
Klimawandel	<ul style="list-style-type: none"> • Niederschlagsmenge • Niederschlagsverteilung • Trockenperioden • Wasserverfügbarkeit bei Quell-, Grund- und Oberflächenwasser 	<ul style="list-style-type: none"> • je nach Region und Jahreszeit zu- bzw. abnehmend • Zunahme von Starkniederschlägen, Hochwassergefahr • zunehmend • z. T. abnehmend aufgrund niedrigerer Niederschlags-/ Sickerwassermengen, langfristig Rückgang der Gletscherwassermengen 	starker Einfluss auf wasserwirtschaftliche Prozesse; große regionale Unterschiede, hohe Unsicherheiten
demographischer Wandel	<ul style="list-style-type: none"> • Einwohnerzahl 	<ul style="list-style-type: none"> • starke Abnahme bis leichte Zunahme 	große regionale Unterschiede; in einzelnen Regionen starker Einfluss auf wasserwirtschaftliche Prozesse; geringe Unsicherheiten
ökologische Anforderungen	<ul style="list-style-type: none"> • Regenwasserbewirtschaftung • Schadstoffelimination • Nährstoffrecycling 	<ul style="list-style-type: none"> • Verringerung der Umweltbeeinträchtigungen durch Regenwassereinleitungen • Elimination neuer Schadstoffe • zunehmende Knappheit von Nährstoffen (insbesondere Phosphor) 	großer Einfluss auf Regenwasserbewirtschaftung und Abwasserbehandlung; regionale Unterschiede je nach Vorbelastungen; hohe Unsicherheiten bzgl. der Relevanz neuer Schadstoffe;
Flächenverbrauch	<ul style="list-style-type: none"> • zu entwässernde Fläche 	<ul style="list-style-type: none"> • weitere Zunahme der versiegelten Flächen, dadurch erhöhte Abflussmengen 	beeinflusst Kapazität der Kanalisation sowie Regenwasserbewirtschaftung; geringe Unsicherheit
erhöhte Sicherheitsanforderungen	<ul style="list-style-type: none"> • Sicherheitsauslegung wasserwirtschaftlicher Systeme 	<ul style="list-style-type: none"> • weitergehende Festlegungen zur Verringerung der Vulnerabilität 	detaillierte Analysen stehen noch aus; Forschungsbedarf

5 Beschreibung der Anwendungsfälle

Im Folgenden werden die verschiedenen urbanen Wasserinfrastrukturkonzepte beschrieben, für die die erläuterten Methoden zur ökologischen und ökonomischen Bewertung angewendet werden. Dies sind zum einen ein neues derzeit im Rahmen eines vom Forschungsministerium geförderten Forschungs- und Demonstrationsvorhabens umgesetztes Konzept ("DEUS 21": **DE**zentral **UR**banes **INF**rastruktur**S**ystem) sowie zum Vergleich zwei Konzepte, die den derzeit überwiegend in Deutschland eingesetzten Techniken entsprechen.

5.1 "DEUS 21"-Konzept

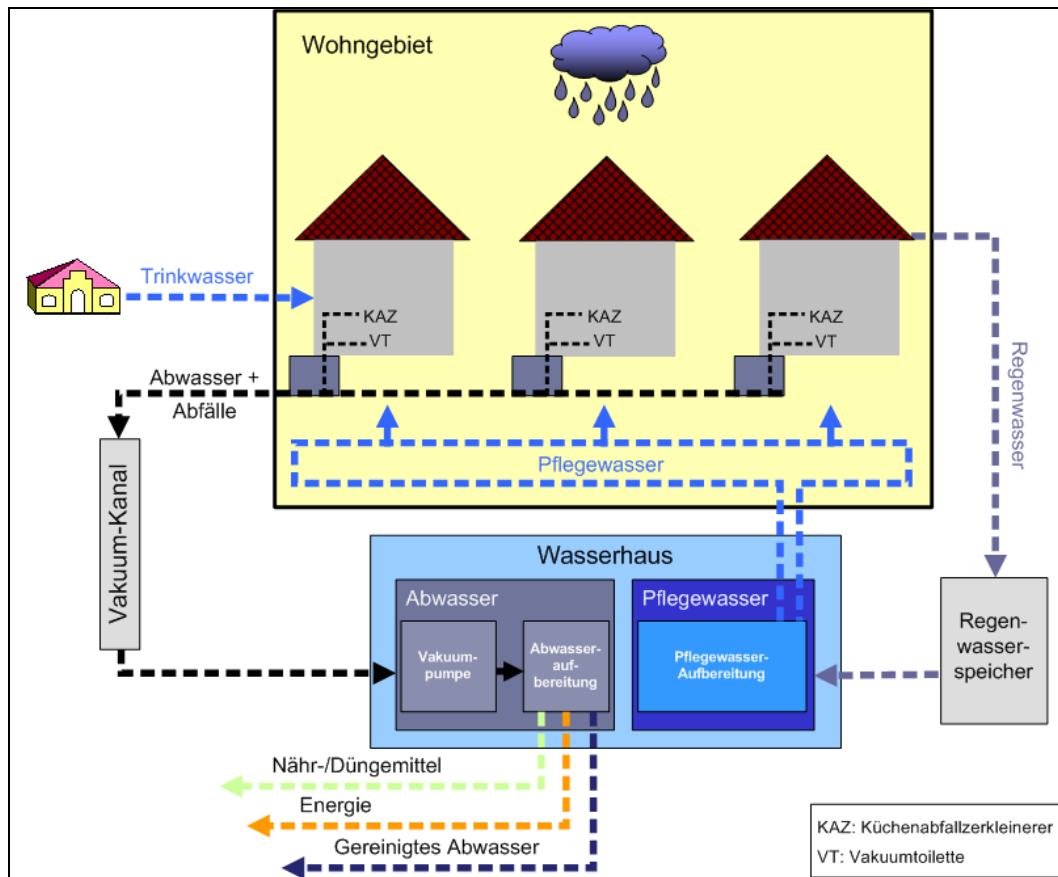
Das DEUS 21-Konzept ist ein semidezentraler Ansatz für Wohngebiete, der sich aus folgenden Komponenten zusammensetzt:

- Das Regenwasser, das im Siedlungsgebiet anfällt, wird getrennt gesammelt und in Zisternen gespeichert. Es wird bis auf Trinkwasserqualität aufbereitet und als Pflegewasser über ein zweites Verteilungsnetz zusätzlich zum Trinkwasser im Gebiet verteilt. In den Häusern kann es zur Körperpflege und zur Versorgung von Wasch- und Spülmaschine als auch zur Toilettenspülung und Gartenbewässerung eingesetzt werden. Besonderer Vorteil des Pflegewassers ist seine geringe Härte, so dass bei Nutzung dieses Wassers der Bedarf an Wasch-, Spül- und Entkalkungsmittel deutlich reduziert werden kann.
- Im Siedlungsgebiet wird das Abwasser über eine Vakuumkanalisation gesammelt. Die Abwasserableitung in den Gebäuden selbst erfolgt auf konventionelle Art. Zur Übergabe des Abwassers in das Vakuumnetz sind Übergabeschächte für jedes Haus oder für Häusergruppen notwendig. Die Vakuumleitung kann zusätzlich in die Häuser geführt werden, so dass dort Vakuumtoiletten oder Küchenabfallzerkleinerer angeschlossen werden können.
- Die Abwasserbehandlung erfolgt semidezentral im Wohngebiet. Ziel der Behandlung ist eine weitgehende Nutzung des Energiegehalts des Abwassers einschließlich der enthaltenen Küchenabfälle sowie eine Abtrennung der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor zur Aufarbeitung als mineralischen Dünger. Dazu wird das Abwasser anaerob behandelt, das dabei entstehende Biogas kann energetisch genutzt werden. Durch eine Membranfiltration werden Feststoffe und Mikroorganismen abgetrennt, anschließend werden über weitere Behandlungsstufen Phosphor und Stickstoff zurück gewonnen. Das verbleibende Abwasser wird im Rahmen des hier betrachteten Demonstrationsvorhabens in Knittlingen in ein Gewässer abgeleitet. Es könnte jedoch grundsätzlich auch wieder einer Nutzung (z.B. Bewässerung) zugeführt werden, da durch die Membranfiltration Badegewässerqualität erreicht werden kann.

Ein Schema des Konzepts ist in Abbildung 5-1 dargestellt. Dieses Konzept wird derzeit in der Stadt Knittlingen in einem Teil eines Neubaugebiets mit 105 Wohngrundstücken umgesetzt. Die Anlagen zur Regenwasseraufbereitung, Abwasserbehandlung, Nährstoffrückgewinnung und Biogasnutzung sind semidezentral für das Wohngebiet im "Wasserhaus" untergebracht. Da sich dieses Gebäude in unmittelbarer Nähe zur Wohnbebauung befindet, sind gezielte Maßnahmen zur Schalldämmung an besonders lauten Aggregaten sowie am Gebäude in-

gesamt notwendig. Entsprechend sind Geruchsbelästigungen zu vermeiden und die Abluft des Vakuumsystems ist zu reinigen.³⁴

Abbildung 5-1: Schema des "DEUS 21"-Konzepts



Aufgrund der in Knittlingen vorgegebenen Randbedingungen und dem im Rahmen der Erschließungsplanung vergleichsweise späten Entschluss, das DEUS 21 – Konzept zu realisieren konnten nicht alle im Konzept vorgesehenen Einzelkomponenten in vollem Umfang umgesetzt werden. Für die modellbasierte Untersuchung und Bewertung dieses Konzepts wird deshalb teilweise von der in Knittlingen realisierten Lösung abgewichen. Dies betrifft insbesondere:

³⁴ Bis zum Stand Jahresmitte 2008 konnte das DEUS 21-Konzept in Knittlingen noch nicht vollständig umgesetzt werden. Da zu diesem Zeitpunkt erst etwa 40% der Grundstücke im Neubaugebiet bebaut und bewohnt waren, war auch die Abwasseranlage noch nicht im geplanten Endausbauzustand errichtet. Bis Ende 2008 soll die Anlage erweitert werden, im Anschluss daran ist auch die Inbetriebnahme der Anlagen zur Nährstoffrückgewinnung vorgesehen. Bei der Anlage zur Regenwasseraufbereitung kam es zusätzlich zu baulichen Verzögerungen. Teilweise musste deshalb bei den Bewertungen für das DEUS 21-Konzept auf Ergebnisse von halbtechnischen Voruntersuchungen oder auf Abschätzungen zurückgegriffen werden. Dies ist in den Kapiteln 1 und 1 entsprechend beschrieben.

- Im Rahmen der Modellierung wird von einer maximalen Nutzung des Pflegewassers für alle möglichen Nutzungen einschließlich der Nutzung für Wasch- und Geschirrspülmaschine sowie zur Körperpflege ausgegangen.
- Aufgrund des dadurch bedingten hohen Pflegewasserverbrauchs wird ein etwas größeres Regenwasserspeichervolumen angenommen (425 m³ statt der errichteten 325 m³).
- Es wird im Modell davon ausgegangen, dass alle Haushalte Vakuumtoiletten einsetzen und den Vakuumanschluss zusätzlich für die Entsorgung der Küchenabfälle nutzen.

Weitere Details des Konzepts werden in den Kapiteln 1 und 1 entsprechend ihrer Relevanz für die ökologische und ökonomische Bewertung beschrieben.

5.2 Konventionelles Konzept

Das konventionelle Konzept besteht aus einer zentralen Wasserversorgung mit einem durchschnittlichen Verhältnissen in Deutschland entsprechenden Aufwand für Wassertransport und –aufbereitung. Das Abwasser sowie das anfallende Regenwasser werden im Siedlungsgebiet über eine Trennkanalisation abgeleitet.³⁵ Das abgeleitete Regenwasser wird in ein Gewässer geleitet, das Abwasser wird in einer kommunalen Kläranlage mit Nährstoffelimination behandelt. Um die dabei sich grundsätzlich ergebenden Möglichkeiten der Ableitung und Behandlung abzudecken, werden folgende Varianten unterschieden:

- a) Städtische Variante (KONV, s): Anschluss über einen Anschlusskanal (Länge: 250m) an ein städtisches Kanalnetz. Behandlung des Abwassers in einer Großkläranlage mit ca. 50.000 EW mit Nährstoffelimination und mit anaerober Klärschlammbehandlung. Der anfallende Klärschlamm wird verbrannt.
- b) Ländliche Variante (KONV, l): Errichtung einer eigenen kleinen Kläranlage für die Entsorgung des im Siedlungsgebiet anfallenden Abwassers (ca. 400 EW) mit Nährstoffelimination, aerober Klärschlammstabilisierung und landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung. Als Abstand der Anlage zum Siedlungsgebiet werden 500 m angenommen.

Für die Entsorgung der Küchenabfälle wird jeweils von einer zentralen Biomüllkompostierung ausgegangen.

5.3 Konventionelles Konzept mit Regenwassernutzung

Bei der Erschließung von Neubaugebieten oder dem Erstanschluss von versiegelten Flächen an die Kanalisation werden in Deutschland verstärkt Anforderungen zur dezentralen Regenwasserbewirtschaftung gestellt. Regelungen in den Landeswassergesetzen der Mehrzahl der Bundesländer legen inzwischen insbesondere den Vorrang der Versickerung von Regen-

³⁵ Bei Neubaugebieten werden in Deutschland inzwischen üblicherweise Trennkanalisationen eingesetzt.

wasser vor der Ableitung fest.³⁶ Die wichtigsten Ziele dieser Anforderungen sind eine Verringerung der Beeinträchtigung des natürlichen Wasserkreislaufs, die Vermeidung zu starker hydraulischer Stoßbelastungen für die die abgeleiteten Niederschlagsmengen aufnehmenden Gewässer und die Reduktion der von der Kanalisation aufzunehmenden Wassermengen.

Im Fall der Stadt Knittlingen sind für die Teile des Neubaugebiets, deren Wasserver- und -entsorgung nach konventionellem Konzept erfolgt, für jedes Grundstück die Errichtung eines kombinierten Regenwassertanks zur Speicherung und Retention des Regenwassers vorgeschrieben. Die Überläufe der Regenspeicher werden zusammen mit dem von den Verkehrsflächen ablaufenden Regenwasser über einen Regenkanal abgeleitet.

In die Untersuchungen wird vor diesem Hintergrund ein entsprechend erweitertes konventionelles Konzept mit dezentraler Regenwassernutzung (KO-RW) einbezogen, das ansonsten mit dem beschriebenen konventionellen Konzept und den dort unterschiedenen Varianten übereinstimmt.

5.4 Randbedingungen der Untersuchungsszenarien

Ziel der Untersuchungen ist der Vergleich der beschriebenen Konzepte für ein Neubaugebiet. Beispielhaft wurde das Untersuchungsgebiet des Forschungs- und Demonstrationsprojekts "DEUS 21" in der Stadt Knittlingen herangezogen, da die im Rahmen der Umsetzung des Konzepts in diesem Gebiet angefallenen Daten genutzt werden konnten. Damit ergeben sich folgende Randbedingungen für die Untersuchungen:

- Das Gebiet umfasst etwa 5 ha mit 105 Grundstücken, für die in den Untersuchungen von einer Bebauung mit 1-Familienhäusern und einer durchschnittlichen Belegung von 3,5 Personen pro Haus ausgegangen wird.
- Hinsichtlich der klimatischen Randbedingungen wurde mit Regenreihen der in räumliche Nähe befindlichen Stadt Karlsruhe gerechnet. Als Durchschnittsjahr wurde dabei das Jahr 1997 (788 mm/a), als Trockenjahr das Jahr 2003 (566 mm/a) und als niederschlagsreiches Jahr das Jahr 2002 (982 mm/a) herangezogen.³⁷
- Wie oben bereits beschrieben wird für das DEUS 21-Konzept davon ausgegangen, dass eine vollständige Umsetzung des Konzepts erfolgt, d.h. eine maximale Nutzung von Pflegewasser sowie die Nutzung von Vakuumtoiletten und Bioabfallzerkleinerern in allen Haushalten.

³⁶ Vgl. beispielsweise § 45b Abs. 3 Wassergesetz Baden-Württemberg: "Niederschlagswasser von Grundstücken, die nach dem 1. Januar 1999 bebaut, befestigt oder an die öffentliche Kanalisation angeschlossen werden, soll durch Versickerung oder ortsnahe Einleitung in ein oberirdisches Gewässer beseitigt werden, sofern dies mit vertretbarem Aufwand und schadlos möglich ist." Auf Bundesebene ist die Verabschiedung eines neuen Anhangs zur Abwasserverordnung geplant, über den für Neubaugebiete Anforderungen zur Regenwasserbewirtschaftung festgelegt werden sollen (vgl. Sieker et al., 2004 und 2006).

³⁷ Zum Vergleich: das langjährige Niederschlagsmittel liegt bei 771 mm/a.

- Der spezifische Wasserverbrauch der Haushalte in den konventionellen Konzepten liegt deutlich unter dem bundesdeutschen Durchschnittswert, da für neu errichtete Häuser mit einer deutliche besseren Ausstattung hinsichtlich wassereffizienter Sanitärmöbel, Armaturen und Haushaltsgeräte gerechnet werden muss (vgl. genauere Beschreibung in Kap. 6.1.3).

Besonderes Kennzeichen urbaner Wasserinfrastruktursysteme sind die langen Nutzungsdauern wesentlicher Komponenten, insbesondere der Leitungs- und Kanalnetze mit Nutzungsdauern bis deutlich über 50 Jahren. Wie beschrieben ist es deshalb nicht sinnvoll, bei einer Bewertung von solchen Systemen nur von aktuellen Randbedingungen auszugehen, sondern es ist auch der Einfluss der sich verändernden Bedingungen zu untersuchen. Unter Berücksichtigung der Auswertungen in Kap. 1 werden im Einzelnen folgende Parameter für die Untersuchungen verändert:

- Klimatische Bedingungen: Aufgrund des Klimawandels ist zukünftig mit deutlichen Veränderungen bei Niederschlagsmenge und Niederschlagsverteilung zu rechnen. Die Veränderungen werden jedoch regional bzw. sogar lokal sehr unterschiedlich aussehen, eine genaue, regional differenzierte Modellierung der künftigen Entwicklungen ist bislang nicht möglich. Für das hier näher untersuchte Konzept DEUS 21 spielt die Niederschlagsmenge eine wichtige Rolle, da der über den versiegelten Flächen aufgefangene Regen nach einer Aufbereitung den Haushalten als Pflegewasser zur Verfügung gestellt wird. Die vorliegenden Ergebnisse zu den zu erwartenden Veränderungen zeigen als übergeordnete Trends eine Verlagerung der Niederschlagsmengen in das Winterhalbjahr, eine Zunahme von Starkniederschlägen sowie die Zunahme der Zahl und der Dauer von Trockenwetterperioden. Für die Untersuchungen wurde deshalb als Beispiel die Niederschlags- und Temperaturdaten des Jahres 2003 verwendet, das als extremes Trockenjahr gilt.
- Aufgrund des demographischen Wandels ist zukünftig in Deutschland mit einem Rückgang der Einwohner und damit auch der Nutzerzahlen für die technischen Infrastrukturen zu rechnen. Auch dieser Veränderungsprozess wird regional sehr unterschiedlich ablaufen, so dass einzelne Regionen davon sehr stark betroffen sein werden, während es in anderen Gebieten sogar noch zu einem leichten Anstieg der Einwohnerzahl kommen kann. Gleichzeitig wird der Flächenverbrauch weiter ansteigen, so dass die pro Person verbrauchte Fläche deutlich zunehmen wird. Für die Untersuchungen wird von einer deutlichen Verringerung der durchschnittlichen Zahl der Einwohner pro Haus von 3,5 auf 2,5 in einem Zeitraum von etwa 20 bis 30 Jahren ausgegangen, davon ausgehend, dass in einem Neubaugebiet anfangs häufig Familien mit Kindern wohnen, dann jedoch die Zahl der Kinder und damit auch die Gesamtbewohnerzahl deutlich abnimmt.
- Auch durch den technischen Fortschritt können sich deutliche Auswirkungen für urbane Wasserinfrastruktursysteme ergeben. Dies betrifft u.a. den spezifischen Wasserverbrauch in Haushalten, der in Deutschland in der Vergangenheit insbesondere aufgrund des verstärkten Einsatzes wassereffizienter Geräte und Armaturen deutlich gesunken ist. Nach Hillenbrand/Hiessl (2007) ist auch zukünftig mit der Entwicklung und dem verstärkten Einsatz noch effizienterer Techniken und damit auch mit einem weiteren Rückgang des durchschnittlichen spezifischen Wasserverbrauchs zu rechnen. Für die neu entwickelten und als Prototyp eingesetzten Technikkomponenten des DEUS 21-Konzepts kann aufgrund des technischen Fortschritts mit Verbesserungen bspw. hinsichtlich des notwendi-

gen Betriebsaufwands gerechnet werden. Entsprechend dem Erfahrungskurven-Ansatz ist bei neuen Techniken bei zunehmender Produktionsmenge außerdem von einer deutlichen Kostenreduktion auszugehen.

Die beschriebenen Veränderungen werden sowohl bei der ökologischen als auch bei der ökonomischen Bewertung berücksichtigt: Bei den ökologischen Untersuchungen, die als Basis Jahresdurchschnittswerte verwenden, werden diese Durchschnittswerte sowohl für aktuelle als auch für zukünftige Randbedingungen ermittelt, so dass eine Bewertung für beide Ausgangssituationen getrennt erfolgen kann. Als Zeithorizont für die angenommenen Veränderungen wird dabei die Nutzung in etwa 20 bis 30 Jahren zugrunde gelegt. Grundlage der ökonomischen Bewertung sind dagegen die Zahlungsströme über den gesamten Betrachtungszeitraum hinweg - aufgrund der Langlebigkeit einzelner Komponenten 60 Jahre (vgl. Kap. 3.2.3). Die Untersuchungen können damit den Betrachtungszeitraum umfassen bei konstanten, der Ausgangssituation entsprechenden Bedingungen oder unter Berücksichtigung der oben beschriebenen Veränderungen.

6 Stoffstrombilanzierung und ökologische Bewertung

Die Stoffstrombilanzierung und die darauf aufbauende ökologische Bewertung erfolgt in Anlehnung an die in Kapitel 3.1 beschriebene Ökobilanz-Methodik. In Kapitel 6.1 werden entsprechend diesem Ansatz Ziel und Untersuchungsrahmen definiert sowie das Gesamtsystemmodell "SurWis" (**Stoffstrom urbanes Wasserinfrastruktursystem**) mit seinen Einzelmodulen beschrieben. Zur Berechnung der mittleren Wasserflüsse, die eine wichtige Ausgangsgröße für die ökologische Bewertung darstellen, ist in einem ergänzenden Arbeitsschritt eine modellbasierte Erfassung des Stoffstroms Wasser notwendig (s. Kapitel 6.1.3). Anschließend werden in Kapitel 6.2 die Ergebnisse dargestellt.

6.1 Beschreibung des Modells zur ökologischen Bewertung

6.1.1 Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens

Zieldefinition

Ziel der Untersuchungen ist die ökologische Bewertung unterschiedlicher urbaner Wasserinfrastruktursysteme, die für die Wasserversorgung und Abwasserentsorgung von Wohngebieten eingesetzt werden können. Schwerpunkt der Arbeit ist dabei die (Weiter-)Entwicklung der methodischen Vorgehensweise sowie die exemplarische Anwendung am Beispiel eines Neubaugebiets, in dem derzeit im Rahmen eines Forschungs- und Demonstrationsvorhabens das oben beschriebene Konzept "DEUS 21" umgesetzt wird. Die wichtigsten methodischen Probleme bei der Anwendung des Ökobilanz-Ansatzes im Bereich Wasserinfrastruktursysteme sowie relevante Datenlücken sollen aufgezeigt werden. Als Ergebnis der Arbeiten sind außerdem die wichtigsten Umweltauswirkungen der Systeme zu identifizieren. Vor dem Hintergrund der sehr langen Nutzungsdauern der Systeme bzw. einzelner Systemkomponenten sind bei der Bewertung zusätzlich die möglichen Veränderungen innerhalb dieses Zeitrahmens zu berücksichtigen. Hinsichtlich des Bezugszeitraums ist es das Ziel der Arbeit, als Ausgangssituation soweit möglich die aktuelle Situation zu erfassen. Zusätzlich werden zukünftige Entwicklungen mit betrachtet. Geographischer Bezugsraum ist Deutschland.

Zielgruppe

Zielgruppe eines solchen Instruments zur ökologischen Bewertung von Wasserinfrastruktursystemen sind die mit der Weiterentwicklung sowie mit der Planung und Umsetzung solcher Systeme befassten Akteure. Besonders relevant für diese Zielgruppe können dabei die Ergebnisse der exemplarischen Anwendung bzw. die sich ableitenden Empfehlungen für künftige Anwendungen sein. Die stärker methodisch ausgerichteten Fragestellungen richten sich dagegen überwiegend an die wissenschaftlichen Fachkreise, die sich mit grundsätzlichen Fragestellungen der ökologischen Bewertung und der Weiterentwicklung der Ökobilanz-Methodik auseinandersetzen.

Kritische Prüfung

Diese Arbeit stellt eine forschungsorientierte Untersuchung dar, in deren Mittelpunkt die methodische Weiterentwicklung in Verbindung mit einer ersten, exemplarischen Anwendung steht. Auf eine kritische Prüfung, die nach DIN EN ISO für Ökobilanzen mit vergleichenden Aussagen zwischen unterschiedlichen Produkten bzw. Prozessen vorzunehmen wäre, wird aus diesem Grund verzichtet.

Funktion und funktionelle Einheit

Funktion der zu betrachtenden Systeme ist die Versorgung mit Wasser sowie die Entsorgung von anfallendem Abwasser in Siedlungsgebieten. Als funktionelle Einheit wird deshalb die Wasserversorgung und Abwasserentsorgung einer Person in einem Jahr festgelegt. Die Wasserversorgung beinhaltet die üblicherweise unterschiedenen Verwendungszwecke von Wasser in Haushalten (Kochen/Trinken, Körperpflege, Geschirrspülen, Waschmaschine, Putzen/Reinigung, Toilettenspülung, Gartenbewässerung). Die Abwasserentsorgung beinhaltet die Sammlung, Ableitung und Aufbereitung des häuslichen Abwassers sowie die von versiegelten Flächen in Siedlungsgebieten abfließenden Niederschlagsmengen.

Modellierungsansatz und Systemgrenzen

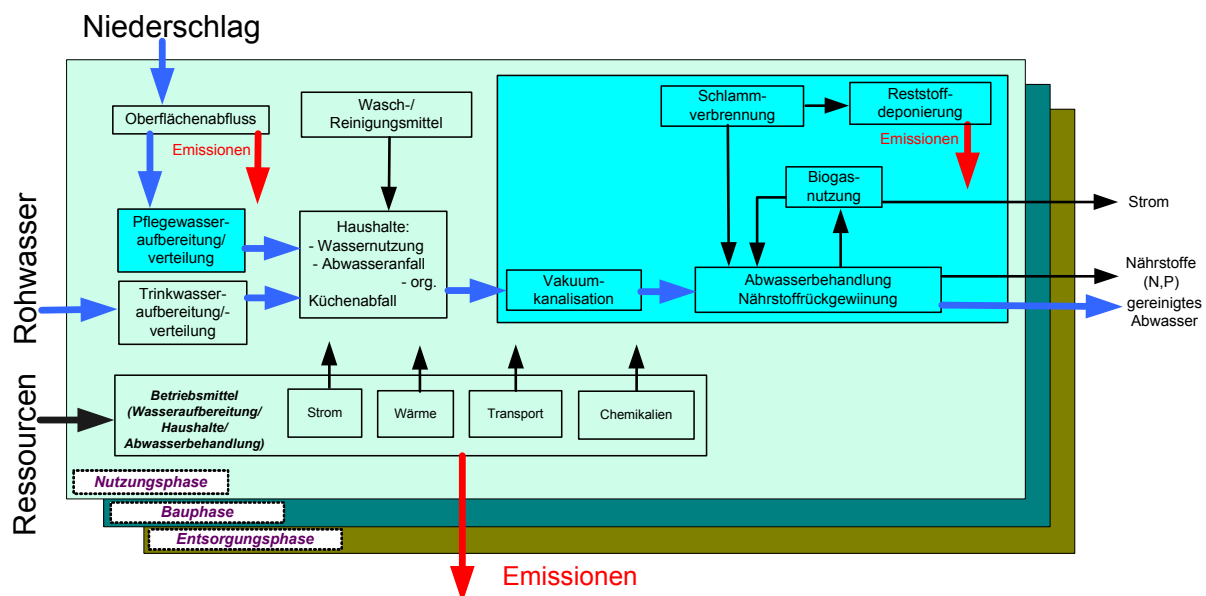
Der Modellierungsansatz ist in Abbildung 6-1 dargestellt. Erfasst werden die Prozesse der Wasseraufbereitung und -verteilung, die Ableitung und ggf. Aufbereitung des Regenwassers, der Wasserverbrauch in den Haushalten einschließlich den von der Wasserqualität abhängigen Produkten und Prozessen (z.B. wasserhärteabhängiger Verbrauch von Waschmitteln), die Ableitung und Behandlung des Abwassers entsprechend den jeweiligen Konzepten, die Entsorgung oder Verwertung der Rückstände aus der Abwasserbehandlung sowie ggf. die Nutzung des anfallenden Biogases bei der Abwasserbehandlung. Aufgrund der Besonderheit des DEUS 21-Konzepts, über die Vakuumkanalisation auch die Entsorgung von Bioabfällen aus der Küche gewährleisten zu können, ist auch dieser Prozess einzubeziehen. Neben der Nutzungsphase wird auch die Bauphase sowie Abbruch und Entsorgung des jeweiligen Wasserinfrastruktursystems einbezogen.

Die in den unterschiedlichen Konzepten eingesetzten verfahrenstechnische Prozesse führen zu unterschiedlichen Produkten bzw. Produktmengen. Dies betrifft beispielsweise die erzeugten Düngemittel bzw. die Energiemengen, die je nach System über das anfallende Biogas erzeugt werden. Entsprechend den Vorgaben der DIN EN ISO 14044 ist soweit möglich eine Nutzengleichheit von zu vergleichenden Systemen mit unterschiedlichen Produkten zu gewährleisten, in dem der Untersuchungsrahmen um diese Produkte erweitert wird. Nach der Schlechtschriften-Methode (vgl. Kap. 3.1.1) werden bei den einzelnen Systemen die Zusatzfunktion bzw. der resultierende Zusatznutzen der anderen Systeme ergänzt, wobei die hierfür notwendigen Komplementärgüter auf konventionelle Art erzeugt werden. Dies bedeutet, dass beispielsweise das Düngemitteläquivalent eines bei der Abwasserentsorgung in einem System anfallenden Produkts im anderen System durch ein mineralisches Düngemittel zur Verfügung gestellt werden muss. Die Ermittlung der genauen Mengen dieses sogenannten Produktkorbs ist jedoch erst nach vollständiger Berechnung des Stoffstrommodells

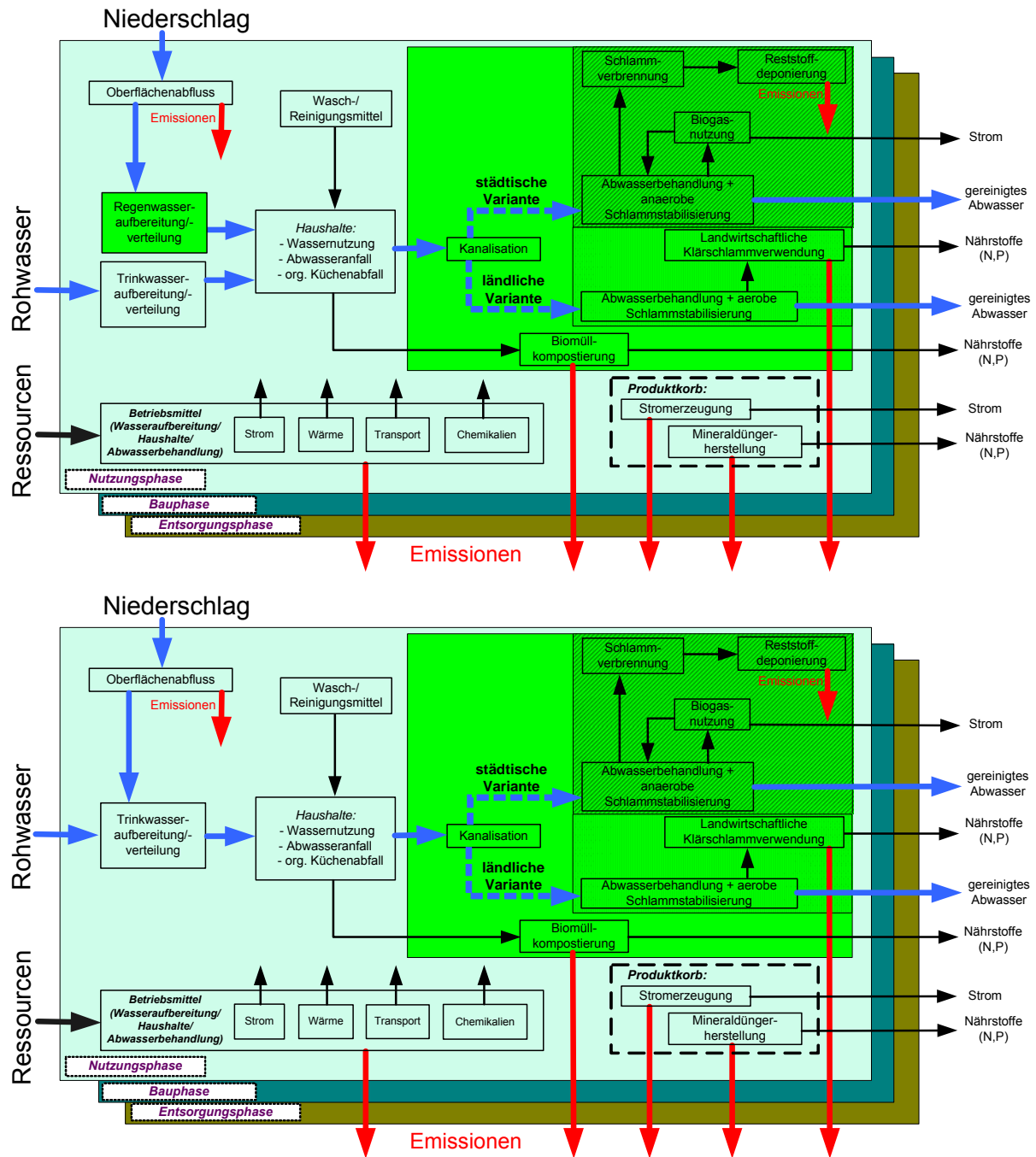
möglich. Nach der Berechnung kann die Nutzengleichheit hergestellt werden, in dem die Systeme um die entsprechenden Komplementärgüter ergänzt werden. Auf Basis der so spezifizierten Stoffstrommodelle ist dann ein Vergleich der Systeme möglich. Da innerhalb des Untersuchungsrahmens keine aufzuteilenden Kuppelproduktionen auftreten, ist die Anwendung weitergehender Allokationsverfahren im Rahmen des erarbeiteten Ökobilanz-Modells nicht notwendig. Dies betrifft jedoch nicht die zur Modellierung von Vorketten eingesetzten Standardmodule insbesondere aus der Ecoinvent-Datenbank (z.B. Stromerzeugung), die teilweise Allokationen nach den dort beschriebenen Grundsätzen beinhalten.

Die Systemgrenzen wurden so gewählt, dass alle wichtigen, mit urbanen Wasserinfrastruktursystemen verbundenen Auswirkungen erfasst werden. Nicht mehr einbezogen werden die mit der Verwendung der entstehenden Düngermengen verbundenen Emissionen sowie die Gefährdungspotenziale durch undichte Kanäle, da diese sehr stark von der lokalen Situation abhängen (s. Kap. 3.1.4). Außerdem werden der Flächenverbrauch sowie Geruchs- und Lärmemissionen nicht berücksichtigt.

Abbildung 6-1: Schematische Darstellung des Modellierungsansatzes und der Systemgrenzen der untersuchten Konzepte im Stoffstrommodell "SurWis"
 a) DEUS 21-Konzept
 b) konventionelles Konzept
 c) konventionelles Konzept mit Regenwassernutzung



(Fortsetzung Abbildung 6-1)



Datenquellen, Software und Datenqualität

Die mit den einzelnen Komponenten der Wasserinfrastruktursysteme direkt verbundenen Stoff- und Energieströme wurden im Rahmen der Untersuchung erhoben. Dazu wurden für die konventionellen Konzepte detaillierte Literaturlauswertungen sowie ergänzende Experteninterviews durchgeführt um Daten zu ermitteln, die aktuellen durchschnittlichen Verhältnissen entsprechen. Als geographischer Bezugsraum bspw. bezüglich der Struktur der Energieversorgung wurde Deutschland herangezogen. Die Daten besitzen im Allgemeinen eine sehr hohe Qualität.

Für das DEUS 21-Konzept wurden die bislang vorliegenden Erfahrungen aus dem Forschungs- und Demonstrationsvorhaben ausgewertet. Da allerdings bis zum Stand Anfang 2008 noch nicht alle Anlagenkomponenten in Betrieb waren, musste teilweise auf Ergebnisse von Voruntersuchungen oder auf Abschätzungen anhand von Literaturangaben zurückgegriffen werden. Die mit diesen Daten verbundenen Ungenauigkeiten bzw. Unsicherheiten sind im Vergleich zu den Angaben für die konventionellen Konzepte höher und entsprechend bei den Auswertungen zu berücksichtigen (zur Fehlerbetrachtung siehe Kap. 6.2.6).

Für allgemeine Prozesse wie z. B. Energiebereitstellung oder Transportprozesse wurde auf vorliegende Ökobilanz-Arbeiten und –Datenbanken zurückgegriffen. Wichtigste Datenquelle war dabei die Ecoinvent-Datenbank, Version 2.01, die Anfang 2008 veröffentlicht wurde.³⁸ Referenzjahr dieser Daten ist 2004/2005 (Frischknecht et al., 2007a, S. 9). Die jeweiligen Datenquellen sind bei der Beschreibung der Module im folgenden Kapitel angegeben.

Zur Erstellung des Stoffstrommodells wurde die Ökobilanz-Software UMBERTO, Version 5.5 genutzt. UMBERTO ist ein Computer-Programm zur Stoffflussmodellierung und Ökobilanzierung, das auf der Theorie der Stoffstrom- oder Petri-Netze basiert. Prozesse werden im Petri-Netz durch eine Kombination von Stellen, Transitionen und Verknüpfungen beschrieben. Eine Stelle entspricht dabei einer zeitlichen Transformation (bzw. einem Lager), eine Transition einer stofflichen Transformation (bzw. einem Umwandlungsprozess) und eine Verknüpfung einem Stoff- und Energiestrom. Im Petri-Netz müssen sich Stellen und Transitionen immer abwechseln.

6.1.2 Beschreibung der Sachbilanzmodule

In den folgenden Abschnitten werden die Grundlagen der Sachbilanzierung beschrieben. Dabei wird unterschieden zwischen den allgemeinen Basismodulen (z.B. Transportprozesse oder Energiebereitstellung) sowie der Bau- und der Betriebsphase. Für die Bauphase werden die zur Errichtung der untersuchten Systeme notwendigen Baustoffe erfasst. Die Betriebsphase umfasst alle relevanten Prozesse bei der Wasserversorgung, der Wassernutzung in den Haushalten sowie der Abwasserableitung und -entsorgung einschließlich Klärschlamm Entsorgung oder -verwertung bzw. Nährstoffrückgewinnung. Die zur Sicherstellung der Nutzengleichheit aller Systeme notwendigen Prozesse (Systemerweiterung) werden ebenfalls beschrieben. Zur Berechnung der Stoffflüsse des Wassers im Siedlungsgebiet für die unterschiedlichen Systeme war die Abbildung der relevanten Prozesse in einem zusätzlichen dynamischen Modell notwendig: Auf Basis von Tageswerten zum Niederschlagsge-

³⁸ Die Ecoinvent-Datenbank wurde im Rahmen eines großen Verbundprojekts am Schweizerischen Zentrum für Ökoinventare (ecoinvent Centre) erarbeitet und erstmals in 2003 veröffentlicht. Ziel war es, transparente, harmonisierte und gut dokumentierte Ökobilanzdaten für möglichst viele Bereiche (z.B. Energie, Transport, Chemikalien, Baustoffe) zur Verfügung zu stellen. Seit Ende 2007 bzw. nochmals leicht überarbeitet seit Anfang 2008 ist eine erweiterte und aktualisierte Fassung der Datenbank mit über 4.000 Datensätzen verfügbar.

schehen und zur Wassernutzung können damit die Einzelströme ermittelt werden. Dieses Modell ist in Kapitel 6.1.3 beschrieben.

6.1.2.1 Allgemeine Module

Stromerzeugung

Für die Stromerzeugung stehen Standardmodule der Ecoinvent-Datenbank zur Verfügung, die die durchschnittliche Situation für das Jahr 2004 für unterschiedliche Länder abdecken. Verwendet wird der Energieträgermix für Deutschland, der aus der Nettostromproduktion berechnet wurde (s. Tabelle 6-1). Es wird zusätzlich unterschieden zwischen den Spannungsbereichen Niederspannung für Haushalte, Handel und Landwirtschaft ("electricity, low voltage, at grid") und Mittelspannung für die meisten Industriezweige ("electricity, medium voltage, at grid"). Über die Standardmodule werden auch Stromverluste und SF₆-Luftemissionen abgedeckt.

Tabelle 6-1: Verwendeter Energieträgermix der Stromerzeugung in Deutschland in 2004 (nach Frischknecht et al., 2007c)

Energieträger	Anteil in %
Kernkraft	25,1
Braunkohle	22,9
Steinkohle	20,6
Erdgas	9,3
Wasser	3,3
Wind	4,0
Summe Ausland	8,6
sonstige (Öl, Müllverbrennung, Biomasse, Photovoltaik, etc.)	6,2

Zur Bereitstellung von Wärme stehen verschiedene Standardmodule zur Verfügung: Genutzt werden die Module für die Brennstoffe Erdgas und Erdöl mit Brennergrößen über und unter 100 kW.

Transportvorgänge

Zur Modellierung der notwendigen Transportvorgänge bspw. während der Bauphase für die verschiedenen Bauprodukte, für Chemikalien bei der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung oder für Wasch- und Reinigungsmittel werden die im Rahmen von Ecoinvent vorgeschlagenen Default-Werte eingesetzt (s. Anhang Tabelle A.5-1). Zur Bilanzierung des Zug-, LKW (32 t)- und Schiffstransports werden die entsprechenden Ecoinvent-Module genutzt. Die Module sind jeweils auf den Bezugsraum Europa und das Bezugsjahr 2000 bezogen und wurden entsprechend dem Ecoinvent-Rahmen auf Grundlage der Arbeiten von Frischknecht (1996) erstellt. Die Module beinhalten die Teilprozesse Betrieb, Fuhrpark und Transport-Infrastruktur (Spielmann et al., 2004).

Zusätzlich zu den Standard-Transportmodulen wird für die Sammlung von Biomüll ein spezielles Modul verwendet, über das die Erfassung von Bioabfällen über LKW in einem Stop-and-go-Modus abgebildet ist.

6.1.2.2 Bauphase

Um Aussagen über die gesamten Umweltbelastungen von zu vergleichenden Systemen treffen zu können, ist es grundsätzlich erforderlich, auch die Aufwendungen der mit diesen Systemen verbundenen Bauphasen zu erfassen. Bei älteren Untersuchungen im Bereich Wasserinfrastruktursysteme wurden die damit verbundenen Aufwendungen teilweise vernachlässigt, da die dazu notwendigen Daten nicht oder nur teilweise zur Verfügung standen (vgl. Bengtsson et al., 1997). In jüngeren Arbeiten wurde allerdings versucht, die Datenlücken zu schließen (Jekel et al., 2006; Doka, 2005; Schneidmadl et al., 2000). Die Einbindung der Bauphase besitzt beim Vergleich der hier ausgewählten Wasserinfrastruktursysteme eine besondere Relevanz, da mit deutlichen Unterschieden beim baulichen Aufwand zu rechnen ist, insbesondere da im einen Fall konventionelle Abwasserkanäle, im anderen ein Vakuumkanalsystem eingesetzt wird.

Zur Abschätzung des Bauaufwands wurden die Daten aus der Ausschreibung und der Bauphase des Neubaugebiets in Knittlingen ausgewertet. Für alle Systemkomponenten waren die Materialmengen und die Zusammensetzung zu bestimmen. Aus der Ecoinvent-Datenbank wurden anschließend die entsprechenden Baustoffmodule ausgewählt. Entsprechend der Definition der funktionellen Einheit sind auch die Input- und Outputströme der Bauphase auf einen Einwohner und ein Jahr zu beziehen. Die ermittelten Stoffströme wurden daher durch die durchschnittlichen Nutzungsdauern der jeweiligen Systemkomponenten (die verwendeten Nutzungsdauern sind im Rahmen der ökonomischen Bewertung näher beschrieben und in Tabelle A.7-4 zusammengefasst) sowie die Anzahl der Nutzer dividiert. Für den Transport der Baustoffe wurden die Ecoinvent default-Werte eingesetzt (s. Tabelle A.5-1).

- **Trinkwasseraufbereitung**

Zur Modellierung des baulichen Aufwands bei der Aufbereitung von Trinkwasser wurden die Auswertungen von Althaus et al. (2004) genutzt, nach denen sich der im Anhang in Tabelle A.5-3 angegebene, auf den m³ Trinkwasser bezogene, spezifische Materialaufwand ergibt. Im Stoffflussmodell wird daraus der spezifische Aufwand pro Einwohner und Jahr für die jeweiligen Konzepte berechnet.

- **Trinkwasserverteilung**

Die konventionelle Trinkwasserverteilung ist Bestandteil aller betrachteten Systeme, der Aufwand zur Erstellung des erforderlichen Trinkwasserverteilungsnetzes ist unabhängig von der verbrauchten Trinkwassermenge in allen untersuchten Konzepten gleich, da er unabhängig von der geförderten Trinkwassermenge ist. Der erforderliche Materialaufwand für das Netz wurde anhand des tatsächlichen Aufwands im DEUS-Baugebiet in Knittlingen berechnet. Die Grundlagen für die Ermittlung des baulichen Aufwands aller Leitungs- und Kanalisa-

tionsnetze der verschiedenen Konzepte sind im Anhang in Tabelle A.5-2 und Tabelle A.5-4, die daraus resultierenden Bauproduktmengen in Tabelle A.5-5 zusammengefasst.

- **Pflegewasserspeicherung und -verteilung**

Für die Pflegewasserversorgung wurden das zusätzliche Pflegewassernetz sowie die Regenwassertanks erfasst (s. Anhang Tabelle A.5-5 und Tabelle A.5-7). Da den Untersuchungen zum DEUS 21-Konzept eine maximale Pflegewassernutzung zugrunde gelegt wird, wird in Abweichung von dem tatsächlich in Knittlingen errichteten Speichervolumen von 325 m³ für das Regenwasser mit einem um 100 m³ größeren Volumen gerechnet.

- **Haushalte**

Für die Konzepte mit dezentraler Regenwassernutzung ist in den Haushalten ein Regenspeicher mit Regenwassernutzungsanlage und zusätzlichem Brauchwassernetz zu bilanzieren. Als Regenspeicher wird ein unterirdischer Kunststoff-Speichertank (Nutzvolumen: 3.500l) berücksichtigt. Als Nutzungsdauer wurde für den baulichen Teil der Anlage 30 Jahre und für den Maschinenteil 15 Jahre eingesetzt (s. Anhang Tabelle A.5-8). In Tabelle A.5-9 ist der zusätzliche, wasserinfrastrukturbedingte Aufwand in den Haushalten im DEUS 21-Konzept aufgeführt. Dieser beinhaltet die zusätzlichen Pflegewasser- und Vakuumentleitungen, die Vakuumübergabeeinheit im Hausanschlussschacht (das Schachtbauwerk selbst wird im Zusammenhang mit der Abwasserableitung berücksichtigt) sowie der Küchenabfallzerkleinerer.

- **Abwasser- und Regenwasserableitung**

Ausgehend von den Planungs- und Bauunterlagen des Baugebiets in Knittlingen (DEUS 21- und konventionelles Gebiet) wurden die benötigten Materialmengen für das konventionelle Abwasser- und Regenwassernetz berechnet (vgl. Anhang Tabelle A.5-4 und Tabelle A.5-5). Zur Berechnung des notwendigen Aushubs wurde von einer Tiefe des Schmutzwasserkanals von 3,5 bis 4,5 m ausgegangen. Bei den konventionellen Konzepten ist pro Haus ein Hausanschlussschacht (DN 1000) notwendig. Der damit verbundene bauliche Aufwand wurde entsprechend den Angaben von Jekel et al. (2006) abgeschätzt. Für das DEUS 21-Konzept wurde die in Knittlingen errichtete Vakuumentwässerung (Grabentiefe bis 3 m) entsprechend den Ausschreibungsunterlagen bilanziert. Die notwendigen Aufwendungen sind in den o.g. Tabellen mit aufgeführt.

- **Abwasserbehandlung**

Im Rahmen der Arbeiten zur Ecoinvent-Datenbank wurde auch der bauliche Aufwand für eine kommunale Kläranlage bilanziert. Dazu wurden Daten von 3 Schweizer Anlagen zugrunde gelegt. Der Aufwand wird in Abhängigkeit von der Größe der Anlage angegeben (Doka, 2003). Allerdings ist der Einfluss der Größe auf die einwohnerspezifischen Verbrauchswerte gering. Verwendet wurden die Daten der Klasse 4 (2.000 bis 10.000 Einwohnerwerte). Im Vergleich zu den Bilanzierungen von Jekel et al. (2006) oder Schneidmadl et al. (2000), die auf die Daten der Arbeit von Reckerzügl (1997) zurückgreifen, liegt hier eine vollständige Erfassung zugrunde, die Bedarfswerte liegen entsprechend höher. Zur Bilanzierung der Bauphase für die anaerobe Schlammbehandlung mit Faulbehälter, Gasspeicher und BHKW

wurden die Angaben von Ronchetti et al. (2002) und Jekel et al. (2006) ausgewertet. Für die Klärschlammverbrennung wurden die Angaben von Doka (2003) verwendet (Müllverbrennungsanlage für 100.000 t/a und eine Betriebsdauer von 40 Jahren). Für die ländliche Variante des konventionellen Konzepts wurde statt einer anaeroben Schlammbehandlung der erhöhte bauliche Aufwand für Kläranlagen mit aerober Schlammstabilisierung berücksichtigt. Dazu wurde der Aufwand für die Bauphase der Kläranlage entsprechend dem höheren Schlammalter einer aerob stabilisierenden Anlage von etwa 25 d erhöht. Für das DEUS 21-Konzept wurde der bauliche Aufwand für die im Wasserhaus zusammengefassten Behandlungsanlagen zur Pflegewasseraufbereitung und Abwasserbehandlung abgeschätzt und im Modell berücksichtigt. Die Einzeldaten sind im Anhang in Tabelle A.5-6 und Tabelle A.5-7 aufgeführt.

6.1.2.3 Betriebsphase

Die Stofffluss- und Energieverbrauchsdaten der Betriebsphase werden für die verschiedenen konventionellen Varianten anhand von Literaturauswertungen festgelegt. Soweit möglich werden dabei Durchschnittswerte für Deutschland ausgewählt. Die Daten für das DEUS 21-Konzept stammen soweit verfügbar aus den Untersuchungen in Knittlingen. Da allerdings noch nicht für alle Systemkomponenten Erfahrungswerte vorliegen, mussten teilweise Literaturdaten oder eigene Berechnungen verwendet werden (z.B. Biogasanfall, Elimination von Mikroschadstoffen).

6.1.2.3.1 Aufbereitung und Verteilung von Trink-, Regen- und Pflegewasser

• Trinkwasser

In Tabelle 6-2 sind Daten zum Energieverbrauch und Chemikalieneinsatzes bei der Trinkwasseraufbereitung und -verteilung zusammengestellt. Althaus et al. (2004) beziehen sich dabei auf die Untersuchungen von Crettaz (2000) bzw. Jolliet et al. (2002) zur Ökobilanzierung von Trinkwasserversorgung und Regenwassernutzung. Zum Energiebedarf bei der Wasseraufbereitung wird dabei als schweizerischer Durchschnittswert $0,35 \text{ kWh/m}^3$ ($1,26 \text{ MJ/m}^3$) bzw. für eine aufwendigere Aufbereitung mit Ozon und Aktivkohle ein zusätzlicher Aufwand von $0,41 \text{ kWh/m}^3$ ($1,48 \text{ MJ/m}^3$) angegeben. Angaben aus den USA (Arpke/Hutzler, 2006) liegen insgesamt etwas höher: Für die Wasseraufbereitung bei der Nutzung von Grundwasser bei $0,48 \text{ kWh/m}^3$ bzw. bei der Nutzung von Oberflächenwasser $0,37 \text{ kWh/m}^3$, für die Wasserverteilung zusätzlich $0,11$ bis $0,44 \text{ kWh/m}^3$. Nach Umwelterklärungen von zwei großen deutschen Wasserversorgern liegt dort der spezifische Energieverbrauch bei $0,53 \text{ kWh/m}^3$ (HWW, 2007) bzw. bei $0,62 \text{ kWh/m}^3$ bei Grundwasserwerken sowie $0,83 \text{ kWh/m}^3$ bei Oberflächenwasserwerken (RWW, 2007). Lassaux et al. (2007) geben für Belgien für die Trinkwassergewinnung aus Grundwasser einen Wert von $0,39 \text{ kWh/m}^3$ an. Für die Berechnungen werden die Angaben von Althaus et al. (2004) für den Chemikalienbedarf verwendet, für den Energiebedarf wird jeweils von einem Energiebedarf von $0,3 \text{ kWh/m}^3$ für die Wasseraufbereitung als auch für die Wasserverteilung ausgegangen (s. Tabelle 6-2). Der Transportaufwand für die Chemikalien wurde nach Tabelle A.5-1 berücksichtigt. Bzgl. der Verluste

insbesondere bei der Trinkwasserverteilung wird für Deutschland entsprechend den Auswertungen des Statistischen Bundesamts von durchschnittlich 8% ausgegangen (Statistisches Bundesamt, 2006a).

Tabelle 6-2: Spezifische Aufwendungen bei der Trinkwasseraufbereitung und -verteilung je m³ Rohwasser

	Althaus et al. (2004)	Westrell et al. (2002)	verwendet:
Energiebedarf (Aufbereitung + Verteilung)	0,39 kWh	0,12 kWh 0,38 kWh	Aufbereitung: 0,3 kWh Verteilung: 0,3 kWh
Al ₂ (SO ₄) ₃	6,33 g	33,5 g	6,33 g
Chlor	0,1 g	0,7 g	0,1 g
Wasserstoffperoxid	0,88 g		0,88 g
Ozon	3,33 g		3,33 g
Aktivkohle	4,17 g		4,17 g
NaCl		1,4 g	
CaO		17 g	
CO ₂		31,4 g	
Leitungsverluste	5%		8%

- **Regenwasser**

Das im System "konventionell mit Regenwassernutzung" dezentral bei den Einzelhäusern aufgefangene Regenwasser wird nach der Zwischenspeicherung in einer Zisterne über Hausanlagen verteilt. Nach Jolliet et al. (2002, S. 17) liegt der Energiebedarf einer Druckerhöhungs-Anlage (auf 1,5 Bar) zur Regenwassernutzung bei einer optimalen Dimensionierung bei 0,09 kWh/m³. Für eine Bewässerung des Gartens wäre allerdings ein höherer Druck von 4 Bar nötig mit einem Energiebedarf von bis zu 1 kWh/m³ (entspricht 3,6 kJ/l). Im Modell wird mit einem mittleren Wert von 0,3 kWh/m³ gerechnet.

- **Pflegewasser**

Für die Aufbereitung und Verteilung des Pflegewassers ist nach den bislang vorliegenden Untersuchungsergebnissen ein vergleichsweise hoher Energieaufwand notwendig. Allerdings zeichnet sich dabei ein erhebliches Optimierungspotenzial insbesondere bei der Aufbereitung über die Membranfiltration ab. Bei der Aufbereitung über die Ultrafiltrationsanlage fällt eine geringe Abwassermenge an, die auf etwa 0,5% des Durchsatzes geschätzt wird. Dieses Wasser und die darin enthaltenen Stoffe werden direkt in die Abwasserbehandlung gegeben.

6.1.2.3.2 Oberflächenabfluss

Das anfallende Regenwasser wird im Siedlungsgebiet direkt über die Regenwasserkanalisation abgeleitet (konventionelles System) oder dezentral bei den einzelnen Häusern gespei-

chert und als Brauchwasser genutzt (konventionelles System mit dezentraler Regenwassernutzung) oder semidezentral gesammelt und für das gesamte Wohngebiet zu Pflegewasser aufbereitet (DEUS 21-Konzept). Die Berechnung der von den abflusswirksamen Oberflächen abfließenden und der genutzten Regenwassermengen erfolgt über das Stoffflussmodell "Wasser". Im Modell wird davon ausgegangen, dass die nicht genutzten Wassermengen ohne weitere Behandlung in ein Oberflächengewässer geleitet werden. Die Stofffrachten berechnen sich aus der Wassermenge und den in Tabelle 6-3 für Regenwasser aufgeführten Stoffkonzentrationen.

6.1.2.3.3 Haushalte

• Stofffrachten im häuslichen Abwasser

Die Stofffrachten im häuslichen Abwasser ergeben sich aus den Ausgangsmengen in den verschiedenen Wasserströmen (Trink-, Regen- und Pflegewasser) sowie aus den bei der Nutzung eingetragenen Stoffmengen. Zu den Stoffkonzentrationen im Trink- und Regenwasser wurde eine Literaturlauswertung durchgeführt (Roloff, 2004), deren Ergebnisse in Tabelle 6-3 zusammengefasst sind. Hinsichtlich der Konzentrationen im Pflegewasser zeigen vorliegende, erste Untersuchungsergebnisse, dass die Stoffkonzentrationen niedriger bzw. in der Größenordnung der aufgeführten Regenwasserkonzentrationen liegen. Im Stoffstrommodell wird mit den Regenwasserkonzentrationen gerechnet. Ein geringer Teil der sich aus diesen Konzentrationen und den genutzten Wassermengen ergebenden Stofffrachten gelangt über die zur Gartenbewässerung eingesetzte Wassermenge in den Boden, der größere Anteil in das Abwasser.

Tabelle 6-3: Stoffkonzentrationen in Regen- und Trinkwasser

Parameter		Trinkwasser	Regenwasser
N	mg/l	2,8	3,4
P	mg/l	0,22	1,5
K	mg/l	5,0	3,4
Cu	mg/l	0,071	0,01
Zn	mg/l	0,19	0,097
Cr	mg/l	2,00E-4	2,25E-2
Pb	mg/l	1,05E-3	1,65E-2
Cd	mg/l	1,85E-4	8,85E-4
Ni	mg/l	0,033	3,0E-3

Die bei der weiteren Nutzung resultierenden Abwasserbelastungen können wie folgt unterschieden werden:

- Baden, Duschen (gering belastetes Grauwasser),
- Geschirrspülen, Wäschewaschen, Putzen (stärker belastetes Grauwasser) und
- Toilette (Schwarzwasser).

Zu diesen Abwasserbelastungen liegen zahlreiche Untersuchungen vor, die zwischen den unterschiedlichen Belastungsquellen teilweise noch stärker differenzieren (z.B. Unterscheidung in Gelb- und Braunwasser; ausführliche Auswertung bei Roloff, 2004). Zusätzlich wurden vom DWA-Fachausschuss KA 1 "Neuartige Sanitärsysteme" alle verfügbaren Untersuchungen ausgewertet (Ergebnisse zusammengefasst in DWA, 2008). Im Modell werden anhand der in Tabelle 6-4 dargestellten Werte die aus der Nutzung resultierenden Stofffrachten berechnet. Zusätzlich sind die im Abwasser enthaltenen Mengen an organischen Mikro-schadstoffen zu beachten. Für die exemplarisch ausgewählten Stoffe Nonylphenol bzw. Nonylphenolethoxylat sowie das Arzneimittel EE2 ergaben sich anhand von Literaturlauswertungen die in der Tabelle mit aufgeführten Mengen.

Tabelle 6-4: Durchschnittliche Frachten verschiedener Abwasserinhaltsstoffe in Abwasser-teilstromen (nach DWA, 2008; ergänzende Literaturlauswertungen)

Parameter		Schwarzwasser	Grauwasser
TS	g/(E*d)	95	65
CSB	g/(E*d)	70	46
N	g/(E*d)	11,9	1
P	g/(E*d)	1,5	0,5
K	g/(E*d)	3,2	1
Cu	mg/(E*d)	1,2	6,5
Zn	mg/(E*d)	11,0	23,3
Cr	mg/(E*d)	0,03	2,01
Pb	mg/(E*d)	0,04	3,0
Cd	mg/(E*d)	0,011	0,08
Ni	mg/(E*d)	0,08	1,6
NPEO	mg/(E*d)	-	1739
EE2	µg/(E*d)	1,740	-

• Einfluss der Wasserhärte

Bei dem Einsatz von Wasser im Haushalt spielt die Wasserhärte für verschiedene Prozesse eine große Rolle: Dies betrifft bspw. die Dosierung von Wasch- und Reinigungsmitteln, Kalk-ablagerungen bei Geräten zur Warmwassererzeugung und den damit verbundenen Energie-verbrauch oder auch die Korrosionsprozesse in den Wasserleitungen. Für das hier ausge-wählte Untersuchungsgebiet weisen die zu vergleichenden Systeme deutlich unterschiedli-che Härtegrade auf: Trinkwasser mit einem hohen Härtegrad von 18,5 °dH sowie sehr wei-

39 Berechnung nach den Angaben von Hillenbrand et al. (2007) zu den über Importtextilien in das häusliche Abwasser eingetragenen NPEO-Mengen (500 t NPEO für Deutschland insgesamt).

40 Mittlerer Wert aus den Abschätzungen zur Verbrauchsmenge von LANUV (2007), Tennhardt (2004) und Landesumweltamt Brandenburg (2002).

ches Regen- bzw. Pflegewasser (s. Angaben in Tabelle 6-5). Deshalb ist es erforderlich, den Härtegrad des jeweils eingesetzten Wassers bei der Modellierung zu berücksichtigen. Dabei kann auf die Ergebnisse des Forschungsvorhabens "Zentrale Enthärtung von Trinkwasser – eine ökologische und ökonomische Bewertung" (Hillenbrand et al., 2004) zurückgegriffen werden, in dem detailliert der Einfluss des Härtegrads bei der Trinkwassernutzung in Haushalten untersucht wurde. Die wesentlichen Ergebnisse dieser Untersuchungen sind im Folgenden wiedergegeben.

Tabelle 6-5: Angaben zur Wasserhärte für Trink- und Pflegewasser im Untersuchungsgebiet

Parameter		Trinkwasser ⁴¹	Regen-/Pflgewasser ⁴²
Gesamthärte	[°dH]	18,50	2,00
Gesamthärte	[mol/m ³]	3,30	0,36
Karbonathärte	[°dH]	16,40	1,50
Säurekapazität bis pH 4,3		5,86	0,54
Basekapazität bis pH 8,2		0,80	0,10

a) Waschmittelverbrauch:

Hinsichtlich des Waschmittelverbrauchs wird als Standardfall von einer Dosierung entsprechend den Verpackungsangaben, normaler Verschmutzung und von 82 Waschgängen pro Person und Jahr⁴³ ausgegangen (s. Tabelle A.5-11). Für weitergehende Untersuchungen können in Anlehnung an die Arbeiten von Grießhammer et al. (1997) drei Modellhaushalte - Cleverle, Wischiwaschi, Weißkragen – abgebildet werden, die hinsichtlich ihres Waschverhaltens mögliche Extreme (sehr hohe bzw. geringe Dosierungen, hoher oder geringer Wäscheanfall) abdecken.⁴⁴ Grundsätzlich wird nur der im Vergleich zum Härtebereich 1 zusätzlich notwendige Waschmittelverbrauch modelliert.

⁴¹ Chemische Analyse Trinkwasser Knittlingen.

⁴² Abschätzung auf Basis von Qualitätsuntersuchungen des Wassers aus Kunststoff – und Beton-zisternen. Pers. Mitteilung PD Dr. Holländer, Institut für Allgemeine Hygiene, Krankenhaushygiene und Umwelthygiene, Bremen.

⁴³ Nach VDI (2000) liegt die durchschnittliche Nutzungsfrequenz einer Waschmaschine bei 0,15-0,3 pro Person und Tag, mit 0,225 ergibt sich eine jährliche Anzahl von 82 Waschgängen. Eberle/Grießhammer (2000, S. 14) geben durchschnittlich 83 Waschgänge an.

⁴⁴ Der Modellhaushalt Cleverle wäscht nach Grießhammer et al. (1997) mit einem Baukastensystem, dosiert sein Waschmittel für den Verschmutzungsgrad leicht verschmutzt und wäscht 94-mal pro Jahr entsprechend 42 Waschgängen pro Person und Jahr. Im Modellhaushalt Wischiwaschi wird Kompaktvollwaschmittel benutzt, 182 mal im Jahr gewaschen (das entspricht 81 Waschgängen pro Person und Jahr) und bei 77,5 % der Waschgänge wird das Waschmittel für den Verschmutzungsgrad normal und bei 22,5 % für den Verschmutzungsgrad stark dosiert. Der Modellhaushalt Weißkragen benutzt herkömmliches Vollwaschmittel, wäscht 286-mal pro Jahr (das entspricht 127 Waschgängen pro Person und Jahr) und dosiert sein Waschmittel für den Verschmutzungsgrad stark verschmutzt.

Der jährliche Waschmittelverbrauch je Waschmitteltyp ergibt sich aus dem Marktanteil des Waschmitteltyps, der empfohlenen Dosierung, dem Verschmutzungsgrad der Wäsche und der Anzahl der Waschgänge in einem Jahr (siehe Anhang Tabelle A.5-11). Die Marktanteile der verschiedenen Waschmitteltypen - herkömmliches Vollwaschmittel, Kompakt-Vollwaschmittel, Kompakt-Colorwaschmittel, Flüssigwaschmittel, Baukastensysteme und Enthärter (siehe Anhang Tabelle A.5-10) - werden unter Berücksichtigung der Daten aus Grießhammer et al. (1997, S. 70), Merkel (1998, S. 344ff), Eberle/Grießhammer (2000, S. 19) sowie Rohmann et al. (2000b, S. 47) geschätzt.⁴⁵ Die Zusammensetzung von Vollwaschmittel und Kompaktwaschmittel wird Eberle/Grießhammer (2000) entnommen, die restlichen Waschmittelrezepturen stammen aus Grießhammer et al. (1997).⁴⁶ Zusätzlich wird die Waschmittelkonfektionierung (vgl. Franke et al., 1995) sowie die Verpackungsmenge (vgl. Grießhammer et al., 1996) bilanziert.

b) Verbrauch an Regeneriersalz:

In Geschirrspülmaschinen wird das Wasser über den integrierten Ionenaustauscher auf ca. 4°dH enthärtet. Zur Regenerierung benötigt die Spülmaschine in etwa die fünffache stöchiometrische Menge an Natriumchlorid. In Deutschland besitzen im Durchschnitt 51,3 % aller Haushalte eine Geschirrspülmaschine (vgl. Statistisches Bundesamt, 2003, S.544). Für ein Neubaugebiet mit überwiegend Einfamilienhäusern, wie es den Untersuchungen zugrunde gelegt wird, ist der Anteil deutlich höher, für die Berechnungen wird von 90% ausgegangen.

c) Verbrauch an Reinigungsmitteln, Entkalkern und Körperpflegemitteln:

Aufgrund stärkerer Kalkablagerungen wird bei härterem Wasser häufiger Reinigungsmittel eingesetzt. Es wird davon ausgegangen, dass im Härtebereich drei und vier pro Person und Monat eine Reinigung (mit 30 g Reinigungsmittel) mehr durchgeführt wird als in Härtebereich 1 oder 2, bei einem Durchschnittshaushalt von 2,2 Personen entsprechend eine Zusatzreinigung in zwei Wochen.⁴⁷ Entkalker werden insbesondere im Warmwasserbereich bei Duschköpfen und Perlatoren eingesetzt. Es wird angenommen, dass sich die benötigte Menge Entkalker proportional zur Karbonathärte des Trinkwassers verhält.⁴⁸ Wie bei Merkel (1998) wird davon ausgegangen, dass sich bei regelmäßiger Entkalkung die Lebensdauer der Geräte nicht verändert. Bei der Körperpflege werden überwiegend härteunempfindliche Tensidkombinationen eingesetzt (vgl. Merkel, 1998), bilanziert wird deshalb nur der Seifen-Mehrverbrauch. Seifen bilden zusammen mit Erdalkali-Ionen Kalkseifen, die nicht zur Reinigungswirkung beitragen (zur Berechnung s. Angaben in Tabelle A.5-12).

⁴⁵ Baukastengrundwaschmittel und -bleichmittel werden nicht bilanziert, da sie unabhängig vom Härtebereich dosiert werden.

⁴⁶ Die Literatur- und Datenbankquellen für die Inhaltsstoffe der einzelnen Waschmitteltypen sind im Anhang A.4 aufgeführt.

⁴⁷ Im Modell wird ein Durchschnittsreinigungsmittel aus 94,77 % Wasser, 4 % Zitronensäure, 1 % LAS und 0,23 % Verdickungsmittel (vgl. IKW, 2002) berücksichtigt.

⁴⁸ Dabei wird von etwa 15 g Entkalker pro Entkalkung und 8 Entkalkungen pro Jahr und Person ausgegangen. Als Entkalkungsmittel wird im Modell Zitronensäure eingesetzt.

d) Energieverbrauch zur Warmwasserbereitung im Haushalt

Harte Wässer können bei der Warmwasserbereitung aufgrund entstehender Kalkablagerungen bspw. bei Durchlauferhitzern einen höheren Energieverbrauch verursachen (vgl. Dopsch, 1980; Merkel, 1998). Je nach Art der Geräte und der eingesetzten Technik (z. B. direkt bzw. indirekt beheizte Durchlauferhitzer) sind die Einflüsse unterschiedlich. Nach Hillenbrand et al. (2004) kann unterschieden werden zwischen:

- Energieverlusten bei befeuerten Warmwasserbereitungsanlagen durch höhere Abgas-temperaturen (Abgasverluste)⁴⁹ sowie
- Energieverlusten durch längere Aufwärmzeiten bei Durchlauferhitzern (DLE)⁵⁰.

Im Modell wird die Struktur der Warmwasserversorgung nach Statistisches Bundesamt (2002) zugrunde gelegt (siehe Tabelle A.5-13) und angenommen, dass ca. 30 % der Gasgeräte und ca. 40 % der Stromgeräte Durchlauferhitzer sind (nach Kolmetz/Rouvel, 1995). Der zusätzliche Bedarf an Nutzwärme wird über die entsprechenden Ecoinvent-Module (Nutzwärme, Erdgas, ab Heizkessel atm. nicht-mod. <100kW [RER]; Nutzwärme, Heizöl EL, ab Heizkessel 10kW, nicht-modulierend [CH]) modelliert.

e) Korrosionsprodukte der Hausinstallation:

Durch Korrosionsprozesse können aus den bei der Wasseraufbereitung und -verteilung verwendeten Materialien (Rohrmaterialien, Rohrverbindungen und Armaturen im Leitungsnetz und in der Hausinstallation) Metallfrachten ins Trinkwasser gelangen. Besondere Bedeutung besitzen dabei die Materialien in der Hausinstallation: Eingesetzt werden hier unterschiedlichste Materialien wie z. B. schmelztauchverzinkte Eisenwerkstoffe (früher feuerverzinkter Stahl), nichtrostender Stahl, Kupfer, innenverzinnertes Kupfer und in den letzten Jahren vermehrt auch Kunststoffe. Bei der Korrosion von metallischen Oberflächen bildet sich zunächst eine Deckschicht. Das Korrosionsverhalten der metallischen Werkstoffe wird dabei von vielen Faktoren beeinflusst. Besondere Bedeutung besitzen die chemischen und physikalischen Eigenschaften des Wassers (pH-Wert, Säure-/Basekapazität als Maß für den Gehalt an freier Kohlensäure). Hohe Gehalte an Kohlensäure können zu einer vergleichsweise schnellen Auflösung der Deckschicht und damit zu einer erhöhten Freisetzung von Metallionen in das Leitungswasser führen (Becker et al., 1996; Werner et al., 1994). Weitere Einflussfaktoren sind der Härtegrad des Wassers, der Gehalt an organischen Stoffen und Neutralsalzen, die Temperatur und das Alter der Leitungen. Besondere Bedeutung spielt dabei der Härtegrad des Wassers: Bspw. können durch eine Enthärtung des Wassers und die damit verbundene Änderung des pH-Wertes und der Säure-/Basekapazität bspw. die Korrosionsprozesse in der Trinkwasserinstallation und die damit verbundenen Emissionen deutlich beein-

⁴⁹ Für befeuerte Warmwasserbereitungsanlagen werden die zusätzlichen Energieverluste auf 5 % je mol/m³ Karbonathärte abgeschätzt.

⁵⁰ Es wird von einem zusätzlichen Warmwasserbedarf von 0,65 Liter pro Tag je mol/m³ Karbonathärte ausgegangen. Bei einer Differenz der Karbonathärte von 2 mol/m³ würde dieser Mehrverbrauch einer um 5 Sekunden verlängerten Öffnungszeit bei einem Waschbecken (Durchfluss etwa 4 Liter/min) bzw. 2,5 Sekunden bei einer Dusche (Durchfluss von 8 Liter/min) entsprechen.

flusst werden. Bislang ist es allerdings noch nicht gelungen, die Metallkonzentrationen – relevant sind hier vor allem die Kupfer- und Zinkkonzentrationen – anhand von Modellberechnungen bei gegebenen Randbedingungen zu bestimmen (Merkel et al., 2003; Dartmann et al., 2003). Es wird deshalb von folgendem vereinfachten Ansatz ausgegangen (berücksichtigt werden dabei nur Flächenkorrosionseffekte, da hinsichtlich des Auftretens von Lochkorrosion andere Einflussparameter einen wesentlich größeren Einfluss besitzen):

- Der durch den Härtegrad beeinflusste Parameter Basekapazität hat großen Einfluss auf die Korrosionsprozesse, aus den Daten des Umwelt-Surveys des Umweltbundesamts (Becker et al., 1997) ist eine direkte Abhängigkeit der Kupferkonzentration von der Basekapazität zu erkennen. Die daraus abzuleitenden Kupferkonzentrationen bei harten Wässern liegen bei mindestens 0,5 mg/l. Bei weichen Wässern liegen die Konzentrationen von Kupfer dagegen deutlich niedriger.
- Der Anteil von Kupfer bei den Trinkwasserinstallationen in den deutschen Haushalten liegt bei etwa 50 % (vgl. Krause, 2001; Becker et al., 1997), bei Neuinstallationen aufgrund der Konkurrenzprodukte aus Kunststoff eher geringer. Befragungen im Untersuchungsgebiet ergaben, dass bei etwa 30% der Gebäude Kupfer zumindest teilweise bei der Trinkwasserinstallation verwendet wurde. Zink wird dagegen bei Neubauten nur noch sehr selten eingesetzt.
- Im Modell wird somit bei Wässern ab Härtebereich 3 unter Berücksichtigung des Anteils an Gebäuden mit Kupferinstallationen mit einer Konzentration von 0,5 mg/l gerechnet, ansonsten wird der Wert nach Tabelle 6-3 verwendet.

• **Gartenbewässerung**

Die zur Gartenbewässerung eingesetzte Wassermenge gelangt in den Boden. Die darin enthaltenen Stofffrachten werden entsprechend als Bodenemission bilanziert.

• **Anfall und Entsorgung von Biomüll**

Teil des DEUS 21-Konzepts ist der Einsatz von Bioabfallzerkleinerern zur Entsorgung der Küchenbioabfälle. Mit einem Aufwand von etwa 1,5 kWh Strom pro Einwohner und Jahr (nach Wendler, 2005, S. 110) und 3 Litern Wasser pro Einwohner und Tag werden die Abfälle zerkleinert und über das Vakuumsystem abgeleitet⁵¹. Für die Modellierung des Strombedarfs wird das Ecoinvent-Modul "Strom, Niederspannung, ab Netz [DE]" genutzt. Zu den anfallenden Bioabfallmengen wurden von Schmidt/Pahl-Wostl (2007) die Einflussfaktoren wie z.B. das Abfallsammelsystem oder die Bebauungsstruktur (Ein-/Mehrfamilienhäuser, mit/ohne Garten, etc.) untersucht. Dabei wurde unterschieden zwischen den Bioabfällen aus der Küche und aus dem Garten: die potenziell aus der Küche anfallende Menge liegt danach bei etwa 75 kg pro Person und Jahr bzw. bei 206 g/(E*d), die aus dem Garten anfallende

⁵¹ Nach den vorliegenden Untersuchungen liegt der spezifische Wasserverbrauch von Küchenabfallzerkleinerern zwischen 1 und 5 l pro Person und Tag (vgl. Übersicht bei Wendler, 2005 bzw. Wendler/Rosenwinkel, 2003). Wendler selbst schätzt den Verbrauch bei einem 3 Personenhaushalt auf 4 l/(E*d). Zusätzlich ist zu berücksichtigen, dass durch die Nutzung eines Zerkleinerers das Entsorgen von Essensresten über die Toilette vermieden wird. Insgesamt wird hier deshalb von einem Wasserverbrauch von 3 l/(E*d) ausgegangen.

Menge schwankt dagegen sehr stark in Abhängigkeit der Randbedingungen. Zum Vergleich: derzeit werden in Deutschland 73 kg/(E*a) an Bio- und Grünabfällen gesammelt, davon 52% Bioabfälle und 48% Grünabfälle (Knappe et al., 2007). Grün- und Bioabfälle werden allerdings nur in 77% der entsorgungspflichtigen Körperschaften separat erfasst und es bestehen erhebliche Unterschiede in den Sammelquoten sowohl zwischen den Bundesländern als auch innerhalb der Bundesländer. Über die Küchenabfallzerkleinerer wird nur die Bioabfallmenge aus der Küche erfasst. Für die Modellierung wird davon ausgegangen, dass die überwiegende Menge der potentiellen Bioabfallmenge aus der Küche in das Vakuumsystem gegeben wird (90% bzw. 67,5 kg/(E*a)), ein geringer Teil wird über den sonstigen Hausmüll entsorgt. Die zusätzlichen Inhaltsstoffe im Bioabfall wurden berechnet nach Ergebnissen der Untersuchungen von Vogt et al. (2002) (s. Tabelle 6-6, für die Nährstoff- und Schadstoffgehalte ist zusätzlich der Maximalwert aufgeführt, der die großen Spannweiten bei den Schwermetallmengen deutlich macht)⁵². Für die konventionelle Entsorgung der Küchenabfälle wird im Modell eine Verwertung über eine Kompostierungsanlage berücksichtigt (s. Kap. 6.1.2.5).

Tabelle 6-6: Zusammensetzung des Bioabfalls

Parameter		Mittelwert	Maximalwert	Quelle
Bioabfall (Küche)	kg/(E*a)	75		Schmidt, Pahl-Wostl (2007)
Trockensubstanz	kg/(E*a)	30		Vogt et al. (2002)
Nges	g/(E*a)	500	810	Vogt et al. (2002)
Pges	g/(E*a)	120	180	Vogt et al. (2002)
K	g/(E*a)	260	400	Vogt et al. (2002)
Cu	g/(E*a)	0,28	1,7	Vogt et al. (2002)
Zn	g/(E*a)	0,92	4,7	Vogt et al. (2002)
Cd	g/(E*a)	0,003	0,009	Vogt et al. (2002)
Ni	g/(E*a)	0,04	0,24	Vogt et al. (2002)

6.1.2.3.4 Abwasserableitung und -behandlung

- **konventionelle Abwasserableitung**

Häusliches Abwasser wird konventionell entweder im Trenn- oder im Mischsystem über eine Freispiegelkanalisation abgeleitet. Bei der Ableitung im Mischsystem kann bei Starkregenereignissen eine Überschreitung der Kapazität der Kanalisation auftreten, so dass ein Teil des Mischwassers (weitgehend) ungeklärt in ein Gewässer abgeleitet wird. Da neu errichtete Wohngebiete in Deutschland inzwischen üblicherweise über ein Trennsystem entwässert werden (vgl. Kap. 5.2), wird bei den hier untersuchten konventionellen Systemvarianten von diesem System ausgegangen. Bei der Auslegung konventioneller Kanalnetze wird versucht, das Abwasser im freien Gefälle abzutransportieren, teilweise ist jedoch - je nach den lokalen

⁵² Vgl. auch Otterpohl, 1999 in Peters, 2002, S. A1-9.

Gegebenheiten - der Einsatz von Pumpen notwendig. Nach repräsentativen Untersuchungen in Rheinland-Pfalz liegt der durchschnittliche Energieverbrauch für die Abwasserableitung bei 5,8 kWh/(E*a) bzw. - bei einem Gesamtabwasseranfall von 88m³/(EW*a) - bei 0,07 kWh/m³ (Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz, 2007; Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz, 2006).

Über konventionelle Kanalsysteme wird zusätzlich zu dem bestimmungsgemäß abzuleitenden Ab- und Niederschlagswasser auch in erheblichem Umfang Fremdwasser⁵³ erfasst. Fremdwasser besteht nach DIN 4045 aus in die Kanalisation eindringendem Grundwasser, unerlaubt über Fehllanschlüsse eingeleitetem Wasser oder auch aus Oberflächenwasser, das in einen Schmutzwasserkanal gelangt. Nach der offiziellen Statistik lag in 2004 die Fremdwassermenge bei 34,8% der Schmutzwassermenge (Statistisches Bundesamt, 2006a): Dabei ist zu bedenken, dass dieser Wert je nach den jeweiligen lokalen Randbedingungen (u.a. Zustand des Kanalnetzes, Höhe des Grundwasserspiegels) sehr stark schwanken kann und auch saisonal sehr stark variiert (vgl. ATV-DVWK, 2003a). Im Modell wurde mit einer Erhöhung der Abwassermenge um diesen mittleren Wert gerechnet.

- **Abwasserableitung im DEUS 21-Konzept (Vakuumkanalisation)**

Im DEUS 21-Konzept wird das häusliche Abwasser über eine Vakuumkanalisation abgeleitet. Ausgehend von den ersten Erfahrungswerten bei der Umsetzung im Neubaugebiet in Knittlingen sowie den vorliegenden Erfahrungen aus anderen, über eine Vakuumkanalisation entsorgten Gebieten, liegt der Energieverbrauch eines solchen Systems bei ca. 0,3 kWh/m³. Bei einem Anschluss von Vakuumtoiletten ist dieser Wert um etwa 20% zu erhöhen. Probleme mit Fremdwasser treten bei einer Vakuumkanalisation in der Regel nicht auf, da sie technisch bedingt ein geschlossenes System darstellt, bei dem Undichtigkeiten aufgrund des erhöhten Aufwands zur Aufrechterhaltung des Unterdrucks sofort festgestellt werden können.

- **konventionelle Abwasserbehandlung**

Entsprechend der Beschreibung in Kap. 5.2 und 5.3 werden als konventioneller Vergleichsfall Belebtschlammanlagen mit Nährstoffelimination herangezogen mit den Varianten große, städtische Anlage mit anaerober Klärschlammbehandlung sowie kleinere Anlage von 5.000 EW bzw. 400 EW mit aerober Schlammstabilisierung. Nach ATV-DVWK (2000) ist für diese Anlagentypen von einem Schlammalter von etwa 15 d bzw. von 25 d auszugehen. Die Grundlagen zur Berechnung der Emissionen der Anlagen sind in Tabelle 6-7 zusammengefasst. Für Stickstoff wird von einer weitgehenden Nitrifikation ausgegangen (mittlere NH₄-N-Ablaufkonzentration: 2 mg/l) und einer insgesamt 75%igen Reduktion des Stickstoffs im Zulauf der Anlagen. Bei der Stickstoffelimination entsteht in geringen Mengen auch das Treibhausgas N₂O (Pinnekamp et al., 2008; Jekel et al., 2006; Doka, 2003). Nach verschiedenen Untersuchungen schwanken die entstehenden Mengen u.a. in Abhängigkeit von den

⁵³ Definition nach DIN EN 752: unerwünschter Abfluss in einem Entwässerungssystem.

Sauerstoffkonzentrationen in der Belebung, der zugeführten Menge an schnell abbaubaren Substanzen oder auch von starken Belastungsschwankungen (ATV-DVWK KA-14, 2004; Wicht/Beier, 1995; Körner et al., 1993). Für die Berechnungen wird ein mittlerer Wert von 0,3 % der Stickstoffzulaufkraft verwendet.

Hinsichtlich der Phosphoremissionen werden in modernen kommunalen Kläranlagen P-Eliminationsraten von 93 bis 97% erreicht, als mittlere P-Ablaufkonzentration wird ein Wert von 0,8 mg/l verwendet. Zur Phosphor-Elimination werden in Deutschland überwiegend chemische Fällmittel eingesetzt, teilweise wird auch die verstärkte biologische P-Elimination genutzt. Im Modell wird von einer chemischen Phosphor-Fällung mit Eisen(III)chlorid als Fällmittel ausgegangen. Um eine ausreichende Fällung des Phosphors sicherzustellen, ist ein Überschuss an Fällmittel notwendig. Dieser sogenannte β -Wert liegt bei mindestens 1,2, bei weitergehenden Anforderungen teilweise bei bis zu 2,5. Im Mittel kann mit einem Wert von 1,5 gerechnet werden (ATV-DVWK, 2000). Er bezieht sich auf die über die Fällung zu entfernende P-Menge. Der bereits über den Schlamm biologisch entfernte Anteil liegt bei ca. 20%. Der eliminierte P-Anteil gelangt vollständig in den Klärschlamm. Durch das Fällmittel werden zusätzliche Begleitstoffe in das Abwasser mit eingetragen (s. ATV-DVWK, 2004).⁵⁴ Für den Transport des Fällmittels werden die Ecoinvent-Standardwerte für Chemikalien verwendet. Hinsichtlich der Schwermetall-Elimination werden die Auswertungen von Fuchs et al. (2002) für kommunale Kläranlagen genutzt. Zur Elimination organischer Mikroschadstoffe werden für die ausgewählten Beispielverbindungen Nonylphenol und EE2 die Untersuchungen von Ivashechkin (2006) ausgewertet, der basierend auf Ergebnisse von Laboranalysen und Literaturlauswertungen über Modellrechnungen Bilanzen für diese Stoffe für unterschiedliche Abwasserbehandlungsanlagen (u.a. Belebungsanlage mit getrennter anaerober Schlammbehandlung sowie mit simultaner aerober Schlammstabilisierung) erstellt hat. Großer Vorteil dieser Untersuchungen ist die gute Vergleichbarkeit der Ergebnisse sowohl für unterschiedliche Schadstoffe als auch unterschiedliche Behandlungsverfahren. Im Rahmen anderer Untersuchungen wurden teilweise allerdings auch deutlich andere Eliminationsraten für die ausgewählten organischen Schadstoffe erzielt: EE2 wird bspw. vom Landesumwelt Brandenburg (2002) in die Stoffe mit einer Elimination < 30% eingestuft, nach Andersen et al. (2003) ergibt sich dagegen für eine untersuchte Anlage eine Elimination von 90% und bei Abschätzungen für die Ruhr (LANUV, 2007) wurde mit einer niedrigsten, einer mittleren und einer höchsten Eliminationsrate von 22%, 77% bzw. 94% gerechnet. Die mit den Ergebnissen von Ivashechkin (2006) ermittelten Ergebnisse können daher zwar wichtige Hinweise für die Bewertung der Eliminationsleistungen geben, die damit verbundenen Unsicherheiten müssen jedoch berücksichtigt werden (vgl. Kap. 6.2.6).

Pinnekamp et al. (2008) berechnen für die konventionelle Abwasserreinigung zusätzliche Methanemissionen, die aufgrund von Fäulnisvorgängen im Kanalnetz (Kanalnetzablagerun-

⁵⁴ Durchschnittliche Schwermetallgehalte in Fe(III)-Salze in mg/kg WS: 2,3 Cd; 52,3 Cr; 100,3 Cu; 0,4 Hg; 129 Ni; 12 Pb; 128,8 Zn (Hillenbrand et al., 1999).

gen), in den Schlammspeicherräumen von Absetzbecken (insbesondere Vorklärbecken) oder auch in den Eindick- und Speicherbehältern bei der Schlammbehandlung entstehen können. Für den Anteil, der über diese Wege unkontrolliert vergoren wird, wird pauschal ein Wert von 5 % der täglichen organischen Fracht angenommen, gleichzeitig wird jedoch der Bedarf für zusätzliche Untersuchungen betont. Aufgrund der bestehenden hohen Unsicherheit wird für die Berechnungen von keinem zusätzlichen Methananfall ausgegangen.

Tabelle 6-7: Reinigungsleistung der konventionellen Abwasserbehandlung

Parameter	Reinigungsleistung	Anmerkungen
CSB- / BSB ₅ -Elimination	<ul style="list-style-type: none"> CSB-Elimination: 94,6% BSB₅-Elimination: 97% 	<ul style="list-style-type: none"> vgl. Umweltministerium Baden-Württemberg (2007)
N-Elimination	<ul style="list-style-type: none"> durchschnittliche N-Elimination 75 % (Ablaufkonzentrationen: ca. 2 mg/l organisch gebundener Stickstoff; ca. 2 mg/l NH₄-N; sonstige N-Menge als NO₃-N; N₂O-Emissionen: 0,3% der N-Zulaufkraft ca. 25% der N-Zulaufkraft wird im Schlamm gebunden (vgl. Jekel et al., 2006) 	<ul style="list-style-type: none"> vgl. Lageberichte der Bundesländer "Kommunales Abwasser", z.B. Umweltministerium Baden-Württemberg (2007); ATV-DVWK (2000) zu N₂O-Emissionen: vgl. Pinnekamp et al. (2008), Jekel et al. (2006), ATV-DVWK KA-14 (2004), Wicht/Beier (1995), Doka (2003)
P-Elimination	<ul style="list-style-type: none"> P_{ges}-Ablaufkonzentration: 0,8 mg/l (Fällung mit FeCl₃ als Fällmittel; β-Wert: 1,5) eliminierte Anteile verbleiben im Klärschlamm 	<ul style="list-style-type: none"> vgl. ATV-DVWK (2004)
Elimination Schwermetalle	<ul style="list-style-type: none"> mittlere Eliminationsraten von Anlagen mit P-Elimination: z.B. Kupfer: 88%; Zink: 79 %; Cadmium: 73 %; Nickel: 63 % eliminierte Anteile verbleiben im Klärschlamm 	<ul style="list-style-type: none"> nach Fuchs et al. (2002): Anlage mit P-Elimination
Elimination organischer Mikro-schadstoffe	<ul style="list-style-type: none"> Nonylphenol: vollständige Umwandlung des Nonylphenoethoxylats in Nonylphenol, Eliminationsrate: 95,7% bzw. 98,2% (bei anaerober bzw. aerober Schlammstabilisierung); davon verbleiben 16% bzw. 0,7% im Klärschlamm sowie jeweils etwa 10% in den Reststoffen der mechanischen Vorreinigungsstufe EE2-Eliminationsrate: 60% bzw. 81%, (4,4% bzw. 1,2% in den Klärschlamm, etwa 7% in die Reststoffe mechanische Vorreinigung) 	<ul style="list-style-type: none"> nach Untersuchungsergebnissen von Ivashechkin (2006)

Zum Energieverbrauch kommunaler Kläranlagen liegen detaillierte Untersuchungen vor. Wichtige Einflussfaktoren sind das angewendete Reinigungsverfahren, die CSB- und Stickstoff-Zulaufkraft und die Abwassermenge, die örtlichen Verhältnisse sowie insbesondere die Größe der Anlage. Die von Haberkern (2007a) durchgeführten deutschlandweiten Auswertungen kamen zu einem mittleren Strombedarf von 35 kWh/(EW*a), der jedoch in Ab-

hängigkeit der Größenklasse (GK) der Kläranlage bei 75 kWh/(E*a) für GK1, bei 55 kWh/(E*a) für GK2, bei 44 kWh/(E*a) für GK3, bei 34 kWh/(E*a) für GK4 und bei 32 kWh/(E*a) für GK5 liegt. Untersuchungen in Rheinland-Pfalz im Rahmen eines Benchmarking-Projekts, die 57% der Abwassermenge und 63% der Landesfläche abdeckten, ergaben einen Durchschnittswert von 36,4 kWh/(E*a) bei 41,9 kWh/(E*a) für kleinere (<15.000 EW), 38,3 kWh/(E*a) bei mittelgroßen (15.000 bis 30.000 EW) und 29 kWh/(E*a) bei großen Entsorgern (>30.000 EW) (Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz, 2007). Auch von Agis (2002) wurde der große Einfluss der Größe der Anlage anhand von Untersuchungen in Österreich aufgezeigt. Für die Anlagen des Ruhrverbandes ergab sich für die Anlagen mit Stickstoff-Elimination ein Wert von 35 kWh/(EW*a), für simultan aerobe Stabilisierungsanlagen lag der Verbrauch dagegen mit 45 kWh/(EW*a) deutlich höher (Grünebaum/Evers, 1999). Der Großteil des Strombedarfs wird dabei mit 70-90% für die biologische Stufe (Belüftung) benötigt, ca. 20% gehen in die Schlammbehandlung mit Stabilisierung und maschineller Entwässerung. In Vorbereitung künftiger Vorgaben für den Energieverbrauch bei der Abwasserbehandlung wurden von Hölle (2004) Toleranzwerte erarbeitet, die für Stabilisierungsanlagen mit Nitrifikation und Denitrifikation bei 76 (GK1), 50 (GK2) und 39 kWh/(E*a) (GK3) liegen, für Belebungsanlagen mit Nitrifikation und Denitrifikation bei 65 (GK1), 48 (GK2), 38 (GK3), 32 (GK4) und 27 kWh/(E*a) (GK5). Als Ergebnis der Literaturlauswertungen wird im Modell für die Belebungsanlage mit Nährstoffelimination und anaerober Schlammbehandlung mit 40 kWh/(E*a), für die Anlage mit Nährstoffelimination und aerober Schlammstabilisierung mit 55 kWh/(E*a) gerechnet.

Der zusätzliche Öl- und Gasverbrauch einer Kläranlage zur Deckung des Wärmebedarfs hängt im Wesentlichen von der Art der Schlammbehandlung ab: Bei Anlagen mit anaerober Behandlung und Nutzung des entstehenden Biogases kann der Wärmebedarf weitgehend über die dabei anfallenden Wärmemengen gedeckt werden (Grünebaum/Evers, 1999). Nach Agis (2002) tritt jedoch sowohl bei Anlagen mit oder ohne Faulung ein Zusatzenergiebedarf zwischen 0 bis 15 kWh/(EW*a) auf. Bei Doka (2003) wird bei einer Anlage mit Faulung ein Zusatzbedarf von 7,9 kWh/E*a Öl und 10,5 kWh/E*a Gas berücksichtigt. Bei den Berechnungen wird für die Anlage mit anaerober Schlammbehandlung und Biogasnutzung ein Bedarf von 5 kWh/(E*a), für die Anlage mit aerober Schlammstabilisierung ein Bedarf von 15 kWh/(E*a) kalkuliert.

Für die Berechnung des Rohschlammanfalls werden die Angaben von ATV-DVWK (2003b) bzw. DWA/Uni Weimar (2006) verwendet, nach denen sich für eine Anlage mit 15 d Schlammalter und einer Durchflusszeit in der Vorklärung von 1 h ein Schlammanfall von 69,8 g/(E*d) ergibt, für eine Anlage mit 25 d Schlammalter ohne Vorklärung dagegen 56,2 g/(E*d). Zusätzlich sind noch der Schlamm aus der P-Fällung (2,5 g/g Fe³⁺) sowie der Rechengutanfall (31 g/m³; Doka, 2003) zu berücksichtigen.

- **Anaerobe Schlammbehandlung im konventionellen Konzept**

Bei der anaeroben Schlammbehandlung wird die Schlammmenge um etwa 35% reduziert (vgl. Doka, 2003). Nach den Auswertungen von Haberkern (2007b) kann dabei im Mittel von

einem Faulgasanfall von $7,2 \text{ m}^3/(\text{EW} \cdot \text{a})$ ausgegangen werden bei einer Schwankungsbreite von $6,2$ bis $11,5 \text{ m}^3/(\text{EW} \cdot \text{a})$. Im Stoffstrommodell wird in Anlehnung an MUNLV (2001) davon ausgegangen, dass der ausgefaulte Schlamm über eine Strecke von 20 km transportiert und anschließend unter Zugabe von 70 kg/t FeCl_3 als Konditionierungsmittel entwässert wird. Der resultierende Schlamm weist einen TS-Gehalt von etwa 30% auf (vgl. Doka, 2003; DWA/Uni Weimar, 2006). Der Strombedarf zur Entwässerung liegt bei etwa $0,01 \text{ kWh je kg Schlamm}$ (MUNLV, 2001). Die am bzw. im Schlamm gebundenen Stoffe (Phosphor, Schwermetalle⁵⁵, organisch gebundener Stickstoff) verbleiben dabei überwiegend in der Schlammphase (nach ISA/MUNLV, 2006, wird hier von 95% ausgegangen), gut wasserlösliche Stoffe wie Ammonium als anorganische Stickstoffverbindung verbleiben dagegen entsprechend dem Anteil der abgetrennten Wassermenge zu 90% im Filtrat.

Bei der Nutzung des Biogases in einem BHKW können nach Haberkern (2007b) im Durchschnitt $1,86 \text{ kWh pro m}^3$ Biogas gewonnen werden. Bei der Biogasnutzung sind mögliche Verluste durch Lecks und Störungen (ca. 0,75%) sowie durch Abfackeln (ca. 5%) zu berücksichtigen (nach Ronchetti et al., 2002). Die sonstigen Emissionsfaktoren sind im Anhang in Tabelle A.5-14 aufgelistet (im Modell wird von einer Anlage mit Oxidationskatalysator ausgegangen).

- **Schlamm Entsorgung im konventionellen Konzept**

- a) Klärschlamm Trocknung und -verbrennung:

Hinsichtlich der Schlamm Trocknung und -verbrennung werden weitgehend die Angaben aus ISA/MUNLV (2006) und MUNLV (2001) übernommen: Danach wird der entwässerte Schlamm über eine Entfernung von 50 km zur Trocknungs- und Verbrennungsanlage transportiert, von 30% auf 45% TS getrocknet und verbrannt. Der zur Trocknung notwendige Dampf stammt aus der Schlammverbrennung, insgesamt wird über Trocknung und Verbrennung hinweg ein Nettoüberschuss von $0,067 \text{ kWh/kg TS}$ erzielt. Grundsätzlich werden in Deutschland verschiedene Verfahren zur Klärschlammverbrennung eingesetzt: eine Klärschlamm-Monoverbrennung oder die Mitverbrennung zusammen mit Restabfall in einer MVA, in einem Kohlekraftwerk oder in einem Zementwerk. Die Klärschlamm-Monoverbrennung, von der im Modell ausgegangen wird, bewirkt im Vergleich zu den anderen Verfahren die niedrigsten Emissionen (s. Anhang Tabelle A.5-15), ist allerdings energetisch etwas ungünstiger zu bewerten (vgl. Fehrenbach/Knappe, 2007). Für alle übrigen, mit der Verbrennung verbundenen Aufwendungen wurden die Angaben aus dem Ecoinvent-Modul "Kommunale Müllverbrennungsanlage" verwendet.

- b) Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung:

Die nach der Stabilisierung und Entwässerung zusätzlich notwendigen Aufwendungen für eine landwirtschaftliche Verwertung beschränken sich auf den Transport des Schlammes zum landwirtschaftlichen Betrieb. Dafür wird nach ISA/MUNLV (2006) eine mittlere Entfernung

⁵⁵ Zu berücksichtigen sind dabei die über das Konditionierungsmittel zusätzlich eingetragenen Schwermetallmengen.

von 20 km angenommen. Die über den Klärschlamm ausgebrachten Stickstoff- und Phosphor-Mengen ersetzen entsprechende Mineraldünger und sind deshalb im Produktkorb zu berücksichtigen (hinsichtlich der Verfügbarkeit der im Klärschlamm enthaltenen Nährstoffmengen s. Kap. 6.1.2.5).

- **Abwasserbehandlung mit Biogas- und Nährstoffrückgewinnung im DEUS 21-Konzept**

Im DEUS 21-Konzept wird das Abwasser über eine anaerobe Behandlungsstufe mit Membranfiltration gereinigt. Anschließend werden die Nährstoffe Stickstoff und Phosphor abgetrennt und aufbereitet, so dass diese in der Landwirtschaft als Düngemittel eingesetzt werden können. Das bei der Anaerobbehandlung anfallende Biogas kann energetisch genutzt werden.⁵⁶ Die im Modell berücksichtigten Eliminationsleistungen der Abwasserbehandlung im DEUS 21-Konzept sind in Tabelle 6-8 dargestellt. Für die zu erwartenden Schwermetall-eliminationsraten wird als Referenz auf die Eliminationsraten einer Kläranlage mit weitergehender Reinigung zurückgegriffen. Da durch die in die Abwasserbehandlung integrierte Membranfiltration sichergestellt wird, dass alle Feststoffe einschließlich der daran angelagerten Schadstoffe zurückgehalten werden, wird für die Schwermetalle von einer zusätzlichen Reduktion der im Abwasser verbleibenden Fracht um 1/3 ausgegangen. Für die organischen Spurenschadstoffe liegen bislang ebenfalls noch keine Untersuchungswerte vor, deshalb werden ausgehend von den Bilanzergebnissen von Ivashechkin (2006) die zu erwartenden Eliminationsleistungen abgeschätzt. Verwendet werden dazu seine Teilbilanzen zur anaeroben Schlammbehandlung. Die für das DEUS 21-Konzept zu erwartende, verbesserte Reinigungsleistung aufgrund der eingesetzten Membranfiltration und der damit verbundenen vollständigen Abtrennung von Partikeln einschließlich der daran gebundenen Mikroschadstoffe wurde dabei nicht zusätzlich berücksichtigt. Unter diesem Aspekt stellen die verwendeten Werte eine eher vorsichtige, konservative Abschätzung dar.

Der Energieverbrauch der Abwasserreinigungsanlage liegt nach ersten Untersuchungsergebnissen und Abschätzungen für die künftige Auslastung der Anlage hauptsächlich durch die Membranfiltration bedingt deutlich höher als bei einer konventionellen Behandlung. Die Menge des bei der anaeroben Abwasserbehandlung anfallenden Schlammes kann mit etwa 20% der bei einer aeroben Behandlung anfallenden Menge abgeschätzt werden und liegt damit bei ca. 11 g/(E*d). Im Modell wird davon ausgegangen, dass der Schlamm über eine Klärschlammverbrennungsanlage entsorgt wird.

Nach der anaeroben Behandlung werden über nachgeschaltete Behandlungsstufen die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff aus dem Abwasser abgetrennt. Zur Phosphat-Elimination wird eine MAP-Fällung durchgeführt, für die eine Zugabe von MgO notwendig ist. Nach den

⁵⁶ Da einzelne Anlagenkomponenten wie z.B. die Nährstoffrückgewinnung im großtechnischen Maßstab bislang noch nicht in Betrieb genommen wurden, muss teilweise auf Ergebnisse von Voruntersuchungen oder Abschätzungen zurückgegriffen werden. Bei der Bewertung der Ergebnisse muss die damit verbundene höhere Unsicherheit berücksichtigt werden.

Ergebnissen der Voruntersuchungen ist für eine weitgehende P-Elimination eine im Vergleich zum stöchiometrischen Bedarf doppelt so hohe Dosierung erforderlich entsprechend 2,6 g MgO pro g Phosphor. Zur Stickstoff-Elimination wird über einen Zeolith-Ionenaustauscher das im Abwasser enthaltene Ammonium abgetrennt. Ist die Aufnahmekapazität des Austauschermaterials erschöpft, findet eine Regeneration mit NaCl statt. Nach den Ergebnissen von Laborversuchen liegt die anfallende Regeneratmenge bei ca. 10% der Abwassermenge, die benötigte NaCl-Menge bei ca. 2,2 kg/m³ Regenerat. Aus der vorliegenden, konzentrierten Lösung wird der Stickstoff über eine Luftstrippung abgetrennt und in eine schwefelsaure Lösung überführt. Der dazu notwendige Strombedarf liegt nach ersten Abschätzungen bei ca. 3 kWh/m³ Regenerat, die notwendige thermische Energie von etwa 7 kWh/m³ Regenerat wird über die Biogasverwertung erzeugt. Das erzeugte Ammoniumsulfat ist als Düngerprodukt einzusetzen. Der Transportaufwand für die benötigten Chemikalien wird nach den Standard-Werten von Ecoinvent kalkuliert.

Tabelle 6-8: Reinigungsleistung der Abwasserbehandlung im DEUS 21-Konzept

Parameter	Reinigungsleistung	Anmerkungen
CSB- / BSB ₅ -Elimination	<ul style="list-style-type: none"> • CSB-Elimination: 90% • BSB₅-Elimination: 95% 	<ul style="list-style-type: none"> • Ergebnisse Voruntersuchungen Fraunhofer IGB
N-Elimination	<ul style="list-style-type: none"> • 95 % (Restfracht im Abwasser als Ammonium) 	<ul style="list-style-type: none"> • Ergebnisse Voruntersuchungen Fraunhofer IGB
P-Elimination	<ul style="list-style-type: none"> • 90 % 	<ul style="list-style-type: none"> • Ergebnisse Voruntersuchungen Fraunhofer IGB
Schwermetall-Elimination	<ul style="list-style-type: none"> • mittlere Eliminationsraten von Anlagen mit P-Elimination: z.B. Kupfer: 92%; Zink: 86 %; Cadmium: 82 %; Nickel: 75 % • eliminierte Anteile zu etwa 20 % in Nährstoffprodukten, Restmenge im Klärschlamm 	<ul style="list-style-type: none"> • Abschätzung nach Fuchs et al. (2002) mit zusätzlicher Eliminationswirkung der Mikrofiltration
organische Mikroschadstoffe	<ul style="list-style-type: none"> • Nonylphenol: vollständige Umwandlung des Nonylphenoethoxylats in NP, NP-Eliminationsrate: 88%; eliminiertes Anteil geht vollständig in Klärschlamm • EE2-Eliminationsrate: 81%, eliminiertes Anteil geht vollständig in Klärschlamm 	<ul style="list-style-type: none"> • nach Untersuchungen von Ivashechkin (2006): abgeleitet aus den Teilbilanzen zur anaeroben Schlammbehandlung

Bei der anaeroben Abwasserbehandlung entsteht aus den organischen Bestandteilen, die aus dem häuslichen Abwasser und den Küchenabfällen stammen, Biogas. Die anfallende Biogasmenge kann für das häusliche Abwasser über den CSB-Gehalt berechnet werden (nach den Ergebnissen der Voruntersuchungen ca. 0,4 m³ Biogas/kg CSB; vgl. auch Agis, 2002), für die Küchenabfälle über die zugeführte organische Feststoffmenge (nach Vogt et al., 2002: 0,39 m³ Biogas/kg oTS_{zugeführt}). Als mittlerer Methangehalt wird mit einem Wert von

62 % gerechnet.⁵⁷ Für die Nutzung des Biogases stehen verschiedene technische Möglichkeiten zur Verfügung. Die Nutzung über ein BHKW ist eine Möglichkeit, für die bereits umfangreiche Erfahrungswerte aufgrund der Anwendung bei der konventionellen Abwasserbehandlung vorliegen (s.o.). Die dort aufgeführten Angaben werden entsprechend übernommen. Bei der Biogasentstehung können geringe Mengen der im Schlamm bzw. im Abwasser enthaltenen Schwermetalle mit in das Biogas übergehen und zu Schwermetallemissionen bei der Biogasverbrennung führen. Als elektrischer Wirkungsgrad wird ein Wert von 32%, thermisch ein Wert von 57% eingesetzt (vgl. Ronchetti et al., 2002; Vogt et al., 2002; Jekel et al., 2006).

Die mittels des Biogas-BHKW erzeugte Energie sowie die Nährstoffe, die in dem in der Abwasserreinigungsanlage anfallenden Schlamm enthalten sind, werden als Korbprodukt erfasst. Im DEUS 21-Konzept liegen die Nährstoffe in den erzeugten Düngerprodukten als MAP (Magnesiumammoniumphosphat) bzw. Ammoniumsulfat vor und weisen damit eine hohe Verfügbarkeit auf (vgl. nähere Erläuterungen in Kap. 6.1.2.5). Im Modell wird mit einer Verfügbarkeit von 90% gerechnet. Als Transportaufwand wird die von Frischknecht et al. (2004) angegebene Standarddistanz für Klärschlamm und Kompost in der Schweiz von 15 km verwendet.

6.1.2.3.5 Bioabfallbehandlung

Entsprechend Kap. 6.1.2.3.3 ist von einer potentiellen Bioabfallmenge aus der Küche von 75 kg/(E*a) auszugehen. Für die Modellberechnungen wird davon ausgegangen, dass 90% dieser Menge erfasst werden: Im DEUS 21-Konzept entsprechend dem Anteil der Haushalte mit Küchenabfallzerkleinerer über das Vakuumnetz, in den anderen Konzepten über eine getrennte Biomüllsammlung. Für die getrennte Sammlung des Bioabfalls wird dabei ein Transportaufwand von 7,5 km mit einem LKW im Stop-and-go Modus sowie ein anschließender Transport über 30 km zur Behandlungsanlage modelliert (vgl. Jekel et al, 2006, S. 53).

In Deutschland werden etwa 90 % der anfallenden Bioabfälle kompostiert, 10% werden in Biogasanlagen vergoren.⁵⁸ Im Stoffflussmodell ist entsprechend eine Kompostierung der Bioabfälle modelliert. Dazu werden die Angaben des Moduls „Bioabfallkompostierung, high-tech“ der UMBERTO-Datenbank eingesetzt. Der anfallende Kompost wird zur Düngung ein-

⁵⁷ Untersuchungen von Grundestam/Hellström (2007) zur anaeroben Behandlung von häuslichem Abwasser ergaben, dass sich ein Teil (nach groben Schätzungen etwa 20%) des gebildeten Methans im Abwasser löst und damit nicht zur energetischen Verwertung zur Verfügung steht. Inwieweit auch im DEUS 21-Konzept ein Teil des Methans gelöst im Abwasser in den Ablauf gelangen kann, hängt letztlich von der Anlagenkonfiguration und den Randbedingungen (z.B. Vermischung) ab. Im Rahmen von ersten Untersuchungen wurde kein gelöstes Methan im Abwasser festgestellt.

⁵⁸ Angaben für 2002, nach <http://www.umweltbundesamt.de/abfallwirtschaft/entsorgung/index.htm> (abgerufen am 14.03.2008).

gesetzt und ist entsprechend im Produktkorb zu berücksichtigen. Die im Kompost enthaltenen Schwermetalle sind als Emission in den Boden zu bilanzieren (zu den Inhaltsstoffen im Bioabfall s. Tabelle 6-6, bzgl. des Stickstoffs gehen bei der Kompostierung ca. 30% verloren, die Phosphor- und Schwermetallmengen werden dagegen kaum beeinflusst – vgl. Knappe et al., 2007).

6.1.2.4 Entsorgungsphase

In der Entsorgungsphase sind die Aufwendungen für die Entsorgung mit Abriss, Demontage sowie Entsorgung bzw. Recycling für die in der Bauphase errichteten Anlagen der urbanen Wasserinfrastruktur zu quantifizieren. Grundsätzlich kann bei der Entsorgungsphase von Baumaterialien unterschieden werden zwischen:

- **Direktes Recycling:** Die Abfälle bzw. anfallenden Stoffe werden direkt auf der Baustelle demontiert und getrennt, die Produkte können direkt einer Weiterverarbeitung zugeführt werden. Nach Doka (2003) werden in diesem Fall nur der bei der Demontage anfallende Energieverbrauch sowie die dabei entstehenden (Staub-) Emissionen berechnet. Der danach folgende Abtransport wird nicht mehr berücksichtigt sondern zählt bereits für das (Recycling-)Produkt.
- **Sortierung mit anschließender Entsorgung oder Recycling:** In diesem Fall werden die demontierten Materialien zu einer Sortieranlage transportiert und danach zum Teil recycelt. Zu bilanzieren sind dabei die Demontage und der Transport, die Sortierung sowie die Entsorgung der nicht recycelten Fraktion.
- **Endgültige Entsorgung ohne Recycling:** In diesem Fall werden alle demontierten Materialien entsorgt.

In der Ecoinvent-Datenbank sind für die Entsorgung der relevanten Baumaterialien wie Beton, Stahl, Elektrokabel oder PE-Produkte Sachbilanzmodule verfügbar. Darin sind die Prozesse entsprechend der zum Zeitpunkt der Erstellung der Module (Stand etwa für das Jahr 2000) aktuellen Technik bilanziert. Aufgrund der langen Nutzungsdauern der hier betrachteten Komponenten von bis über 50 Jahren ist mit deutlichen technischen Fortschritten bis zum Zeitpunkt der Demontage dieser Komponenten zu rechnen. Um dies soweit als möglich zu berücksichtigen wird davon ausgegangen, dass zum Zeitpunkt der Entsorgung die vorhandenen Techniken soweit fortgeschritten sind, dass jeweils ein Recycling für die Materialien möglich ist. Es wird deshalb nur der Aufwand für das direkte Recycling berücksichtigt.⁵⁹

6.1.2.5 Module zur Systemerweiterung (Produktkorb)

Die im Abwasser enthaltenen Nährstoffe werden in den Konzepten mit landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung sowie im DEUS 21-Konzept verwertet und dienen damit als Substitut für mineralische Düngemittel. Um eine Nutzengleichheit zwischen allen betrachteten Systemen zu erreichen, ist der maximal zurückgeführte Düngewert bei den anderen Konzepten

⁵⁹ Entsprechend der Ecoinvent-Methodik wird für das recycelte Material kein Bonus berechnet.

über mineralische Düngemittel bereit zu stellen. Des Weiteren müssen die Energieerträge, die sich aus der energetischen Verwertung der anfallenden Biogasmengen ergeben, mit bilanziert werden.

- **Energiebereitstellung**

Da in den betrachteten Systemen unterschiedliche Mengen an thermischer und elektrischer Energie aus der Biogasverbrennung gewonnen werden, ist ein Ausgleich zwischen den Alternativen notwendig, um die Nutzengleichheit der Systeme wieder herzustellen. Über die Ecoinvent-Module "Nutzwärme, Erdgas, >100kW" und "Strom, Niederspannung, ab Netz Deutschland" (s. Kap. 0) wird genau so viel an thermischer bzw. elektrischer Energie produziert, dass zusammen mit der Biogasnutzung in allen Alternativen die gleichen Mengen an Energie bereitgestellt werden.

- **Mineraldüngerersatz**

Hinsichtlich der zurückgeführten Nährstoffe ist zusätzlich zu berücksichtigen, dass diese in den verschiedenen Produkten in unterschiedlich gebundener Form vorliegen. Dies führt zu Unterschieden in der Pflanzenverfügbarkeit, damit sind die jeweiligen Nährstoffmengen in Bezug auf ihren Düngewert nicht direkt vergleichbar. Die in mineralischen Düngemitteln enthaltenen Nährstoffe stehen normalerweise kurzfristig und vollständig den Pflanzen zur Verfügung. Bei Sekundärdüngern wie z.B. Klärschlamm oder Kompost ergibt sich dagegen eine andere Situation. Untersuchungen zur Pflanzenverfügbarkeit insbesondere für unterschiedliche Phosphor-Verbindungen wurden bspw. von Goldbach et al., (2007), Römer (2006), Suntheim (2001), FAL (2001) und Rheinbaben (2000) durchgeführt. Für die P-Verfügbarkeit bei Klärschlämmen ist danach die wichtigste Einflussgröße das Verhältnis von Phosphor zu Eisen: Ein hoher Überschuss an Eisen kann zwar die Reinigungswirkung bei der Abwasserbehandlung verbessern, die Phosphor-Verfügbarkeit im resultierenden Schlamm wird dadurch jedoch gemindert. Suntheim (2001) gibt eine Verfügbarkeit von maximal 20% bei einer chemischen Fällung an, FAL (2001) von bis zu 80% bei einer biologischen P-Elimination.

Hinsichtlich Stickstoff wird bei ISA/MUNLV (2006) in Anlehnung an ATV (1996) unterschieden zwischen organisch gebundenem Stickstoff (zu 25% pflanzenverfügbar) und mineralisiertem, gelöst vorliegendem Stickstoff (zu 90% pflanzenverfügbar). Für Kompost liegen unterschiedliche Ergebnisse zur Verfügbarkeit der Nährstoffe vor: Für Stickstoff werden dabei niedrigere, für Phosphor deutlich höhere Werte als bei Klärschlamm angegeben. Für Struvit (MAP: Magnesiumammoniumphosphat), das im DEUS 21-Konzept als P-Dünger erhalten wird, zeigt Römer (2006), dass die Verfügbarkeit sehr hoch ist, auch wenn er deutlich macht, dass insgesamt noch Untersuchungsbedarf besteht. Auch für Ammoniumsulfat als das zweite Produkt im DEUS 21-Konzept kann von einer hohen Pflanzenverfügbarkeit für den enthaltenen Stickstoff ausgegangen werden.⁶⁰

⁶⁰ Ammoniumsulfat wird auch als mineralischer Stickstoffdünger angeboten.

Anhand der in Tabelle 6-9 zusammengefassten Angaben werden die Nährstoffmengen in den verschiedenen Produkten in Mineraldüngeräquivalente umgerechnet. Die ggf. durch den Einsatz von Düngern verursachten Nährstoffbelastungen von Böden, Grundwasser oder Oberflächengewässer werden nicht näher betrachtet, da davon ausgegangen wird, dass bei einem sachgemäßen Einsatz kein direkter Zusammenhang zwischen möglichen Umweltbelastungen und den unterschiedlichen Düngeprodukten in den verschiedenen Konzepten besteht.

Tabelle 6-9: Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe in verschiedenen Düngern

Produkt	Stickstoff	Phosphor	Literatur
Klärschlamm	90% (mineralisch gebundener N) 25 % (organisch gebundener N)	20 %	Goldbach et al., 2007; ISA/MUNLV, 2006; Suntheim, 2001; ATV, 1996; FAL, 2001
Kompost	10%	70 %	Jekel et al., 2007; Rheinbaben, 2000; FAL, 2001; MUNLV, 2003
Produkte im DEUS 21-Konzept (MAP, Ammoniumsulfat)	90 %	90 %	Römer, 2006 (bzgl. MAP); Ammoniumsulfat entsprechend Mineraldünger
Mineraldünger	100%	100%	Jekel et al., 2007

Ähnlich wie bei den Energiekorbprodukten werden den Stoffstrommodellen der betrachteten Systeme die erforderlichen Düngermengen hinzugefügt. Als Dünger wurden dazu für Stickstoff Kalkammonsalpeter (Calciumammoniumnitrat) als der am häufigsten in Deutschland eingesetzte Stickstoff-Dünger ausgewählt, für Phosphor Triple-Superphosphat, das nach den NPK-Düngern den höchsten Marktanteil aufweist (s. MUNLV, 2003, S. 59). Für die Herstellung dieser Produkte wurden entsprechende Ecoinvent-Module verwendet. Mittels dieser Module werden die Modelle derart miteinander abgeglichen, dass sich zusammen mit den jeweiligen Nährstoffmengen, die in den Aufbereitungsrückständen enthalten sind, für alle drei Systeme die gleichen Mengen an pflanzenwirksamen Nährstoffen bzw. Düngemitteln ergeben. In den Modulen sind der Transport der Rohmaterialien, die Produktion der Düngemittel, der Transport der Produkte zu Regionallagern sowie die notwendige Infrastruktur abgebildet. Der Transport von den Regionallagern zum Nutzer ist zusätzlich zu berücksichtigen. Nach Frischknecht et al. (2004) liegen für die Schweiz die Transportdistanzen bei Stickstoff- und Phosphordünger jeweils bei 100 km Zug, bei 100 km LKW und bei 900 bzw. 400 bzw. 100 km Schiff. Diese Angaben werden für die Berechnungen verwendet. In den Düngemitteln können neben den gewünschten Nährstoffen zusätzliche Begleitstoffe enthalten, die in der Bilanzierung ebenfalls zu berücksichtigen sind. Für die mineralischen Dünger werden insbesondere die Schwermetallgehalte diskutiert, die beispielsweise bei Cadmium im Vergleich zu Gehalten in kommunalen Klärschlämmen eine erhebliche Bedeutung besitzen. In Tabelle 6-10 sind die Schwermetallgehalte unterschiedlicher mineralischer Dünger aufgeführt, zum

einen bezogen auf die Trockenmasse, zum anderen auf die Gehalte an Stickstoff bzw. Phosphor. Die Werte zeigen die vergleichsweise hohen Belastungen bei den P-Düngern Triplesuperphosphat (Cadmium, Zink) und Thomasphosphat (Chrom, Blei).

Tabelle 6-10: Schadstoffgehalte mineralischer Düngemittel (Auswertung unterschiedlicher Literaturquellen)

	Cd	Hg	Zn	Cu	Cr	Ni	Pb	As	
N-Dünger (in mg/kg Trockenmasse):									
CAN (Kalkammonsalpeter)	0,3	0,02	38,3	4,0	8,7	3,8	21,4		UMK-AMK 2000
	0,17	0,01	32,3	4,0	2,9	2,3	16,0	0,31	Kördel, 2007, S. 63
UAN (Ammonium-Nitrat-Harnstoff)	0,03		2,3	6,3	1,3	0,3	0,2		UMK-AMK 2000
Harnstoff	0,01	0,005	1,9	0,5	0,5	0,7	0,6		UMK-AMK 2000
	0,03	0,07	1,7	0,4	0,33	0,26	0,09	0,35	Kördel, 2007
P-Dünger (in mg/kg Trockenmasse):									
Triphosphat	26,8	0,04	489	27,3	288	36,3	12		UMK-AMK 2000
	14,4	0,09	159	5,2	131	17,6	10,1	10,7	Kördel, 2007
Thomasphosphat	0,3	0,04	67	33	1759	13	13	1,6	Boysen, 1992; UBA, 1999a
ANP (Ammoniumnitratphosphat)	4,6	0,009	27,3	2,5	30,1	7,6	0,6	1,5	LUFA Hameln, 1994
MAP (Monoammoniumphosphat)	9,6	0,02	57	5,2	63	16	1,3	3,2	LUFA Hameln, 1994
Angaben in mg/kg N									
CAN (Kalkammonsalpeter)	0,6	0,04	119,4	14,9	10,8	8,6	59,7	1,2	nach Kördel, 2007
UAN	0,1		8,2	22,5	4,6	1,1	0,7		
Harnstoff	0,06	0,15	3,64	0,86	0,71	0,56	0,19	0,75	
ANP	20,9	0,04	124,1	11,4	136,8	34,5	2,7	6,8	
MAP	87,3	0,18	518,2	47,3	572,7	145,5	11,8	29,1	
Angaben in mg/kg P									
Triphosphat	70,0	0,5	795,0	26,0	655,0	85,0	50,0	50,0	nach Kördel, 2007
Thomasphosphat	4,3	0,57	957,1	471,4	25129	185,7	185,7	22,9	
ANP	47,4	0,09	281,4	25,8	310,3	78,4	6,2	15,5	
MAP	40,3	0,08	239,5	21,8	264,7	67,2	5,5	13,4	

mit: CAN (Kalkammonsalpeter): mit 26,8% N
UAN (Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung): mit 28% N
Harnstoff: 46,7% N
Triphosphat: 20% P
Thomasphosphat: 7% P
ANP (Ammoniumnitratphosphat): 22% N, 9,7% P
MAP (Monoammoniumphosphat): 11% N, 23,8% P

6.1.3 Stoffstrommodell Wasser

Im "DEUS 21"-Konzept sowie im konventionellen Konzept mit Regenwassernutzung spielt die Nutzung des aufgefangenen und zwischengespeicherten Regenwassers eine wesentliche Rolle für die Berechnung des Stoffstroms Wasser. Die Verfügbarkeit des Regenwassers ist abhängig von der Niederschlagsmenge und -verteilung – Größen, die sich durch den Kli-

mawandel deutlich verändern können - sowie von der Speichergröße und dem Füllstand des Speichers. Der Speicherfüllstand wiederum ist abhängig vom Verhältnis der Nutzung zur Niederschlagsmenge in den zurückliegenden Zeitabschnitten. Es ergibt sich damit ein dynamisches System mit Rückkopplungsschleifen, das anhand einer Betrachtung von Jahresdurchschnittswerten nicht erfasst werden kann. Vielmehr ist eine dynamische Modellierung unter Berücksichtigung der verschiedenen Teilprozesse notwendig, anhand derer als Ergebnis die Wasser-Stoffströme, unterschieden nach den verschiedenen Wasserquellen (Trinkwasser, dezentral gespeichertes Regenwasser, semidezentral gespeichertes und aufbereitetes Pflegewasser) für den Betrachtungszeitraum eines Jahres berechnet werden können. Unter Berücksichtigung der erforderlichen Genauigkeit und des Rechenaufwands wurde für dieses im Folgenden beschriebene Modell als Zeitschritt ein Tag gewählt.

Als Modellierungskonzept wurde die System Dynamics-Methode ausgewählt, die in verschiedensten Bereichen der Wirtschaft, der Unternehmensführung, aber auch der Technik und der Umwelt eingesetzt wird, um das dynamische Verhalten von Systemen mit internen Rückkopplungen zu analysieren.⁶¹ Die Systeme sind dazu mit Hilfe von Stock-and-Flow-Diagrammen bzw. Flussdiagrammen zu beschreiben. Vorab ist das Untersuchungsfeld und das Umfeld zu analysieren, die wesentlichen Einflussgrößen sind zu identifizieren und die Beziehungen und Zusammenhänge zwischen allen Größen sind zu erfassen (Kausalmodell). Anhand dieser Informationen sind für das Stock-and-Flow-Diagramm die Modellgleichungen zu erarbeiten, um anschließend die Modellsimulation durchführen zu können. Besondere Vorteile des System Dynamics-Ansatzes sind die systematische Strukturierung des zu untersuchenden Systems, die Transparenz hinsichtlich der bestehenden Abhängigkeiten und Einflussfaktoren und die mögliche Analyse sowohl einzelner Prozesse als auch von Prozessgruppen. Grundsätzlich können auch qualitative Prozesse integriert werden.

Als Software wird das Programm VENSIM®, Version 5.6 verwendet, über das auch eine grafische Umsetzung von Modellen in Form von Flussdiagrammen möglich ist. Bei der Charakterisierung der Größen wird grundsätzlich unterschieden in:

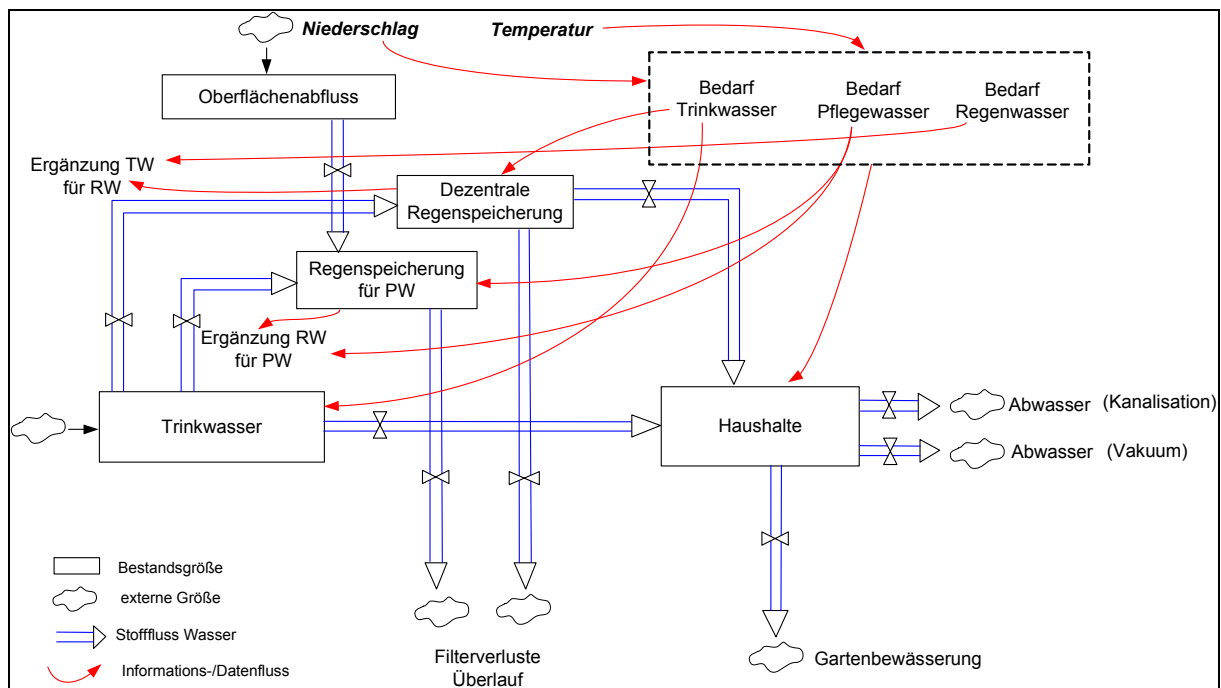
- Bestandsgrößen (Level bzw. Stock; mit einem Rechteck gekennzeichnet): Sie stellen den Zustand des Systems dar. Ein Bestandwert ergibt sich aus dem vorzugebenden Anfangswert zuzüglich der Zuflüsse und abzüglich der Abflüsse.
- Flussgrößen (Rate; dargestellt über ein Ventilsymbol auf einem Doppelpfeil): Flussgrößen sind die Zu- und Abflüsse je Zeiteinheit. Sind Zu- und Abflüsse stetig, so kann die Flussgröße als Änderungsrate der Bestandsgröße entsprechend der ersten Ableitung interpretiert werden.
- Hilfsgröße (Auxillary/Constant; über Pfeile mit den relevanten Größen verbunden): Hilfsgrößen können sowohl Konstanten als auch Zwischenwerte für Rechnungen sein.

⁶¹ Das System Dynamics-Konzept wurde von Jay W. Forrester Ende der 1950er Jahre am Massachusetts Institute of Technology entwickelt.

6.1.3.1 Grundstruktur des Stoffstrommodells Wasser

Die wichtigsten Bestandsgrößen im Modell sind die Speicher für Regenwasser (RW) – je nach Konzept als semidezentraler Speicher für das gesamte Siedlungsgebiet oder als dezentrale Speicher für die einzelnen Häuser – und für Trinkwasser (TW), aus denen der Wasserbedarf gedeckt wird sowie die aufsummierten Trink-, Pflege- und Regenwassermengen, die sich aus jeweiligen Tagesbedarfsmengen über den Betrachtungszeitraum hinweg ergeben. Die Niederschlags- sowie die Verbrauchsdaten werden in das Modell als Tagesdaten eingelesen. Dabei ist die Möglichkeit vorgesehen, zwischen verschiedenen Haustypen, die sich hinsichtlich ihres Wasserbedarfs aufgrund unterschiedlicher technischer Ausstattungen, Lebensstile oder Bewohnerzahlen unterscheiden, zu differenzieren. Im Modell wird für jeden Zeitschritt geprüft, inwieweit die erforderlichen Regen- oder Pflegewassermengen über die Regenwasserspeicher bereitgestellt werden können. Diese Bilanzierung erfolgt für den semidezentralen Speicher auf Ebene des Siedlungsgebiets, für die dezentralen Speicher dagegen auf Ebene der einzelnen Häuser. Bei leeren Speichern wird der Bedarf über die Trinkwasserversorgung gedeckt. Berechnet werden sowohl die für die unterschiedlichen Qualitäten angeforderten als auch die aus den unterschiedlichen Rohwasserquellen tatsächlich bereitgestellten Wassermengen. Zusätzlich werden die Regenwassermengen bestimmt, die aufgrund gefüllter Speicher nicht genutzt werden können und abgeleitet werden müssen. Abbildung 6-2 zeigt die Struktur des Modells.

Abbildung 6-2: Struktur des System-Dynamics Modells zur Berechnung des Stoffstroms Wasser



6.1.3.2 Datenquellen

Für die Modellierung des Wasserverbrauchs in den Haushalten in den unterschiedlichen Konzepten ist eine Unterscheidung zwischen den verschiedenen Wassernutzungen im Haushalt notwendig, da je nach Konzept unterschiedliche Wasserqualitäten eingesetzt werden. Dazu konnte teilweise auf Ergebnisse von Böhm et al. (2002) zurückgegriffen werden, die für die verschiedenen Nutzungen im Haushalt den spezifischen Wasserverbrauch analysierten und abschätzten, in welchem Umfang durch die Verwendung moderner Haus- und Gerätetechnik Wassereinsparungen möglich sind. Ausgehend von technikspezifischen Verbrauchs- und Durchflussangaben wurden anhand von Modellrechnungen die jeweiligen Nutzungshäufigkeiten abgeschätzt. Für den aktuellen Stand der Technik bei Wasch- und Geschirrspülmaschinen wurden zusätzlich die Auswertungen von Rüdener et al. (2004) und Grießhammer et al. (2004) sowie der aktuelle Stand im Rahmen des EcoTopTen-Projekts⁶² herangezogen.⁶³ Die daraus abgeleiteten Daten sind in Tabelle 6-11 zusammengefasst. Es wurde dabei unterschieden zwischen einem hohen Wasserverbrauch insbesondere aufgrund des Einsatzes veralteter Technik, die zwar noch im Bestand eingesetzt wird, aber kaum mehr auf dem Markt verfügbar ist. Daneben ist ein für aktuelle Verhältnisse durchschnittlicher Wasserverbrauch aufgeführt, basierend auf gut verfügbaren und als Standardvarianten derzeit eingesetzten Spartechniken und einem durchschnittlichen Verhalten bei der Wassernutzung. Zusätzlich sind Verbrauchsmengen aufgeführt, die erreicht werden können durch eine weitergehende Spartechnik, die mit einem weiter verringerten Wasserverbrauch, aber im Allgemeinen auch mit höheren Kosten verbunden ist und deshalb derzeit noch nicht als Standard eingesetzt wird. Teilweise können diese Werte auch durch ein stärker Wasser sparendes Verhalten erreicht werden. In der Summe ergibt sich für die im Bestand noch eingesetzte Technik ein spezifischer Wasserverbrauch von 153 l/(E*d) und für den inzwischen bei Neubauten oder Sanierungen zu erwartenden Standard ein Verbrauch von 96 l/(E*d) bei einem zusätzlichen Einsparpotenzial durch noch effizientere Techniken bzw. durch ein stärker Wasser sparendes Verhalten von 24 l/(E*d). Zum Vergleich dazu lag der durchschnittliche Wasserverbrauch der Haushalte in Deutschland in 2006 nach Angaben des BDEW (2008) bei 115 l/(E*d).⁶⁴ Dieser Wert ergibt sich als Durchschnitt aus den unterschiedlichen technischen Ausstattungen und den unterschiedlichen Verbrauchsgewohnheiten in den Haushalten. Die prozentuale Aufteilung dieses Wasserverbrauchs auf die verschiedenen Nutzungen, wie sie in Abbildung 6-3 dargestellt ist, entspricht der sich aus Tabelle 6-11 ergebenden Aufteilung.

⁶² Abzurufen unter <http://www.ecotopten.de/start.php> (Stand 08.04.2008).

⁶³ Danach besteht eine erhebliche Spannbreite der Geräte hinsichtlich ihrer Wassereffizienz: Bei Waschmaschinen liegt der Wasserverbrauch bei einfachen Geräten über 12 Liter pro kg Nennfüllung und Waschgang, die effizientesten Geräte liegen dagegen bei 7 Liter. Für Geschirrspülmaschinen liegen die Werte bei über 19 bzw. bei 10 Liter pro Spülgang.

⁶⁴ BDEW (2008) gibt einen Verbrauch von 126 l/(E*d) an einschließlich eines Anteils für Kleingewerbe von 11 l/(E*d).

Ausgehend von den in Tabelle 6-11 dargestellten Wasserverbrauchsangaben wird in den Untersuchungsszenarien mit folgenden Werten gerechnet:

- Für die konventionellen Szenarien und die Szenarien mit dezentraler Regenwassernutzung wird von den mittleren Wasserverbrauchsmengen ausgegangen. Regenwasser wird dabei für die Gartenbewässerung und die Toilettenspülung eingesetzt.
- Für das DEUS 21-Konzept ist statt dem Wasserverbrauch konventioneller Toiletten der Verbrauch von Vakuumtoiletten einzurechnen (ca. 1 Liter pro Spülgang). Außerdem ist der Wasserverbrauch des Küchenabfallzerkleinerers einzukalkulieren. Dazu liegen verschiedene Untersuchungen vor, nach denen der damit verbundene Wasserverbrauch zwischen 1 und 8 l/(E*d) liegt (vgl. Übersicht bei Wendler/Rosenwinkel, 2003, sowie Wendler, 2005). Wendler (2005) kommt bei seinen Untersuchungen zu einem durchschnittlichen Wasserbedarf von 4 l/(E*d) bei einem 3-Personenhaushalt. Dabei ist zusätzlich zu berücksichtigen, dass bei Vorhandensein eines Zerkleinerers der Wasserverbrauch für die Toilettenspülung reduziert wird, da keine Essensreste mehr über die Toilette weggespült werden. Für die Untersuchungen wird deshalb von einem Wasserverbrauch von 3 l/(E*d) ausgegangen.
- Im DEUS 21-Konzept wird zusätzlich davon ausgegangen, dass die Nutzer verstärkt auf eine effiziente Nutzung von Wasser achten und sich deshalb Wasser sparend verhalten oder/und effizientere Techniken einsetzen. Als Durchschnittsverbrauch wird deshalb der mittlere Wert zwischen "normalem" und "sparsamen" Verbrauch verwendet.
- In den Zukunftsszenarien wird ein weiter zurückgehender spezifischer Wasserverbrauch zugrunde gelegt. In den konventionellen Konzepten werden demzufolge Mittelwerte zwischen "normalem" und "sparsamen" Verbrauch, für das DEUS 21-Konzept die "spar"-Werte eingesetzt.

Abbildung 6-3: Aufteilung des spezifischen Wasserverbrauchs in Haushalten in 2006 (in Liter pro Tag; ohne Kleingewerbeanteil; nach BDEW, 2008)

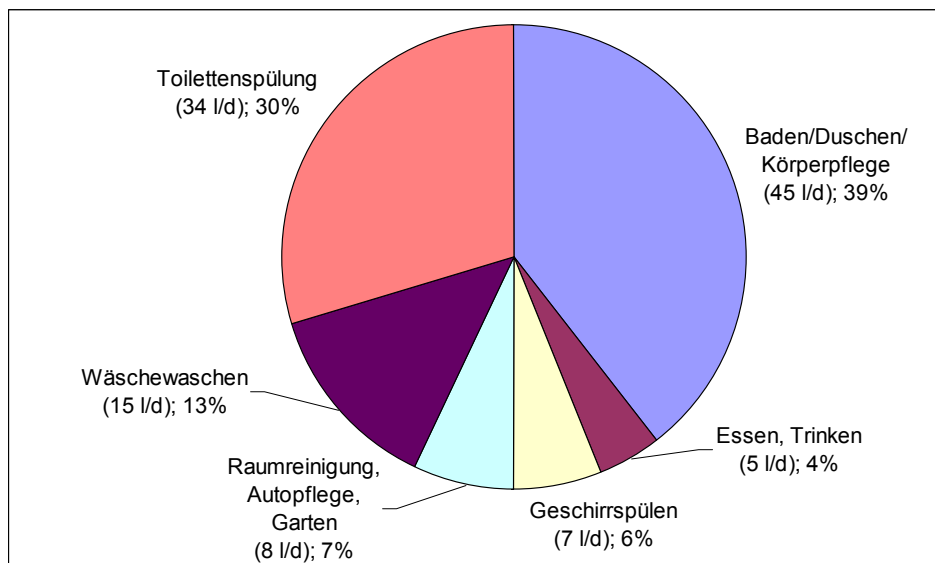


Tabelle 6-11: Aufteilung des spezifischen Wasserverbrauchs in Haushalten (in Anlehnung an Böhm et al., 2002)

	Einheit	spez. Wasserbedarf			"Häufigkeit"
		hoch	normal	spar	
WC, voll	l/Spülung	10	7	5	1 Spülung pro Person und Tag
	l/E/d	10	7	5	
WC, reduziert	l/Spülung	8	4	3	5 Spülungen pro Person und Tag
	l/E/d	40	20	15	
Putzen/Reinigung	l/E/d	7	6	5	
Waschmaschine	l/E/d	17	12	8	
Geschirrspülen	l/E/d	10	7	4	
Waschtisch	l/min	14	7	6	1,4 Minuten pro Person und Tag
	l/E/d	19,0	9,5	8,2	
Kochen/Trinken	l/E/d	5	5	5	
Duschen/Baden	l/min	20	12	9	2 Minuten pro Person und Tag
	l/E/d	40	24	18	
Garten	l/E/d	6	5	4	
Summe Tagesverbrauch	(l/E/d)	153	96	72	
Vakuumtoilette	l/Spülung		1	0,7	6 Spülungen pro Person und Tag
	l/E/d		6	4,2	
Bioabfallzerkleinerer	l/E/d		3	2	

6.2 Ergebnisse der ökologischen Bewertung

In den folgenden Kapiteln werden zuerst ausgewählte Ergebnisse des Stoffstrommodells Wasser sowie der Sachbilanz dargestellt, anschließend werden Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für derzeitige und zukünftige Bedingungen beschrieben. Im Anschluss an Sensitivitätsanalysen, an die Beschreibung zusätzlicher Aspekte, die im Rahmen des Ökobilanz-Ansatzes nicht berücksichtigt werden konnten, und an eine Fehlerbetrachtung erfolgt abschließend eine Diskussion der Ergebnisse.

6.2.1 Ausgewählte Ergebnisse des Stoffstrommodells Wasser

Anhand des Stoffstrommodells Wasser werden die Wasserströme im Untersuchungsgebiet auf Basis von Tageswerten berechnet (s. Abbildung 6-4). In Abbildung 6-5 sind als Ergebnis der Berechnungen die auf einen Einwohner bezogenen Werte für den Wasserverbrauch, als Gesamtverbrauch sowie unterschieden nach den verschiedenen Qualitäten (Trinkwasser TW, Pflegewasser PW und Regenwasser RW) dargestellt. Der Wasserverbrauch liegt dabei im DEUS 21-Konzept aufgrund der eingesetzten Vakuumtoiletten deutlich niedriger als in den anderen Konzepten. Nach Abbildung 6-6 wird über 80% des Wasserbedarfs im DEUS

21-Konzept über Pflegewasser gedeckt. Für 6% des Bedarfs, für den ebenfalls Pflegewasser eingesetzt werden könnte, muss Trinkwasser eingesetzt werden, da aufgrund längerer Trockenphasen kein Regenwasser zur Aufbereitung zur Verfügung steht. Der Einfluss der Niederschlagsmenge ist in Abbildung 6-7 zu erkennen: In einem trockenen Jahr (2003) erhöht sich der Bedarf an Trinkwasser für fehlendes Pflegewasser auf 16%, in einem niederschlagsreichen Jahr (2002) reduziert er sich auf 2%. Durch einen um 100 m³ größeren Speicher könnte der Zusatztrinkwasserbedarf in einem trockenen Jahr von 16% auf 12% gesenkt werden.

Beim Konzept mit dezentraler Regenwassernutzung wird der Wasserbedarf zu 34% mit Regenwasser gedeckt (Toilettenspülung, Waschmaschine, Garten). Hier sind die dezentralen Speicher so ausreichend bemessen, dass für das zugrunde gelegte Untersuchungsjahr (mit durchschnittlicher Niederschlagsmenge) fast der gesamte Regenwasserbedarf gedeckt werden kann. Die Trinkwassermenge, die zum Auffüllen des Regentanks benötigt wird, liegt bei nur 1% des Gesamtwasserbedarfs. Im Fall des Trockenjahrs erhöht sich dieser Anteil auf 10,6%.

Abbildung 6-4: Jahrgang im Stoffstrommodell Wasser, beispielhaft für das DEUS 21-Konzept für den Füllstand im Regenspeicher, den Überlauf und den Trinkwasserergänzungsbedarf im Untersuchungsjahr mit durchschnittlicher Niederschlagsmenge

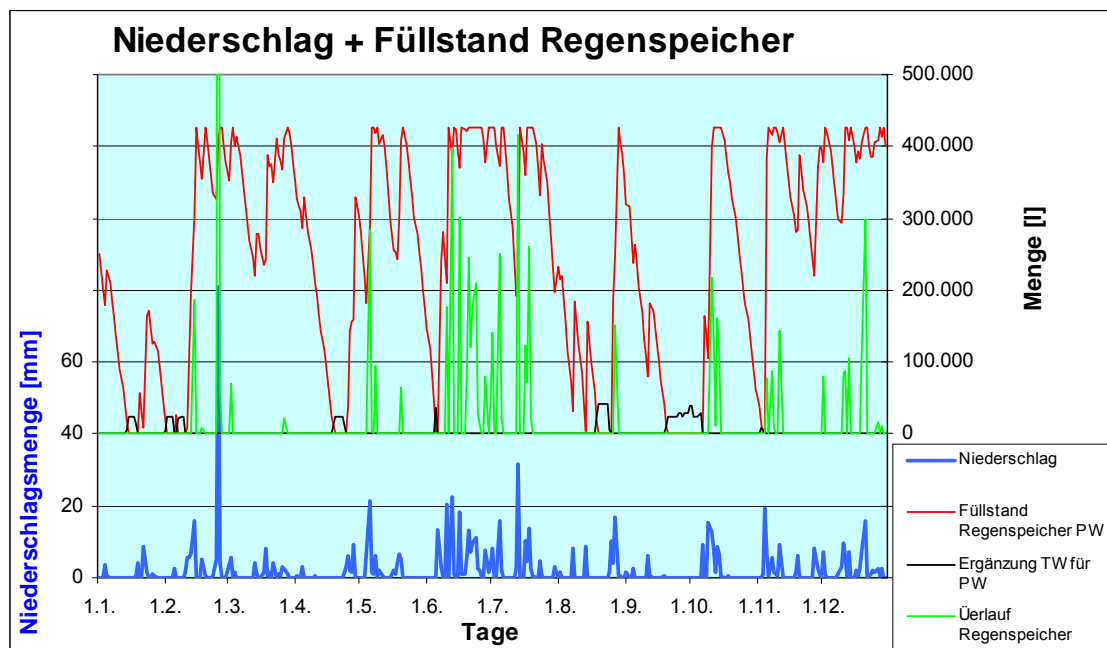


Abbildung 6-5: Ergebnisse des Stoffstrommodells Wasser zum spezifischen natürlichen Wasserangebot und zum spezifischen Wasserbedarf im Untersuchungsgebiet

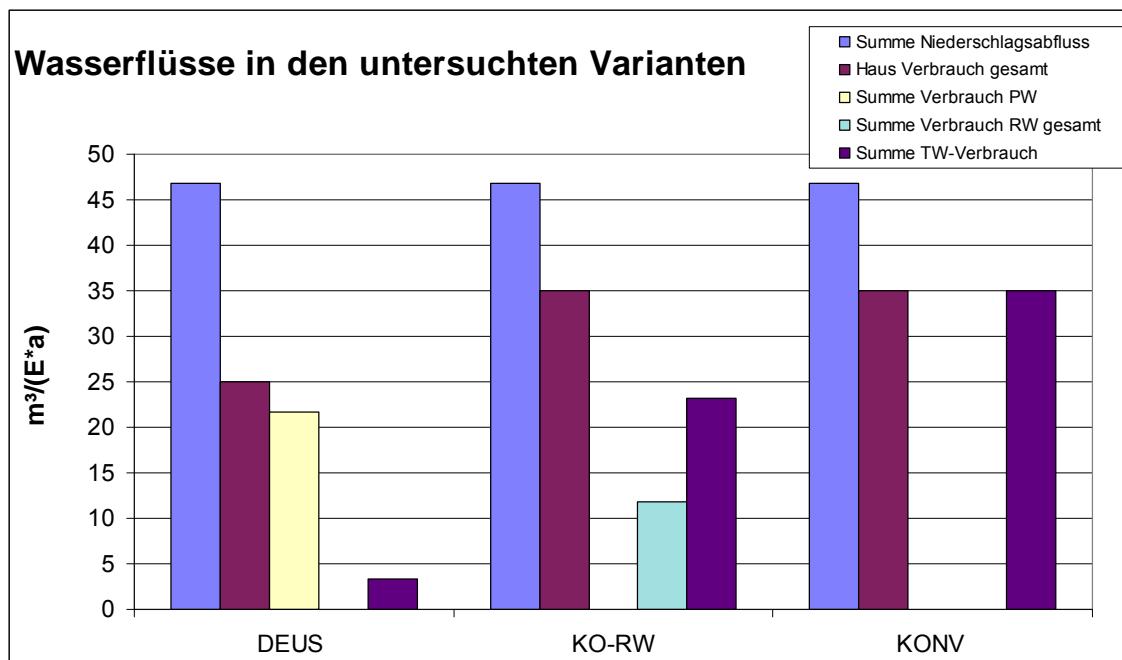


Abbildung 6-6: Ergebnisse des Stoffstrommodells Wasser zur Aufteilung des Wasserverbrauchs in den Haushalten auf die verschiedenen Wasserqualitäten

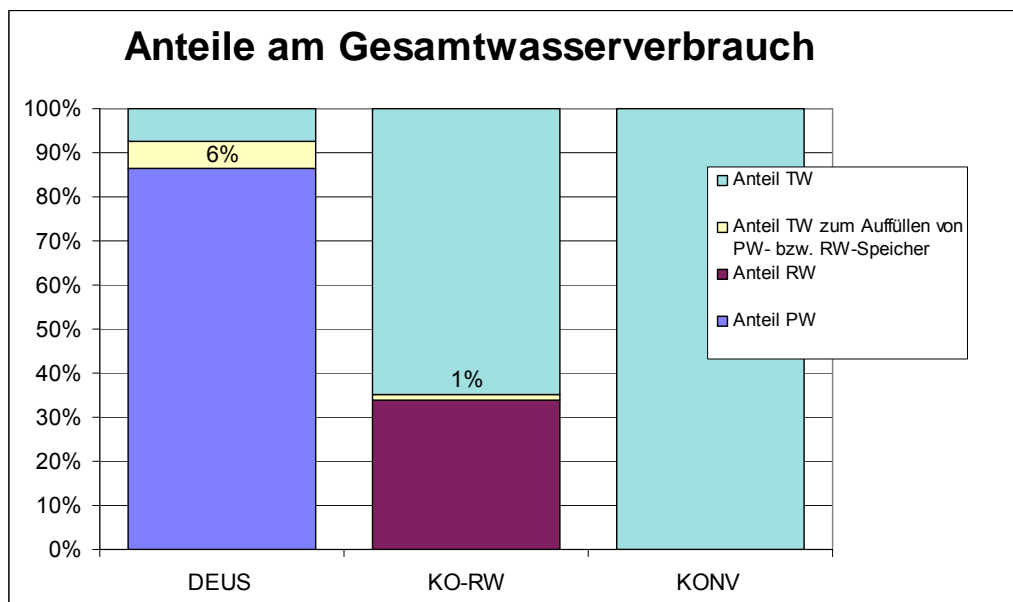
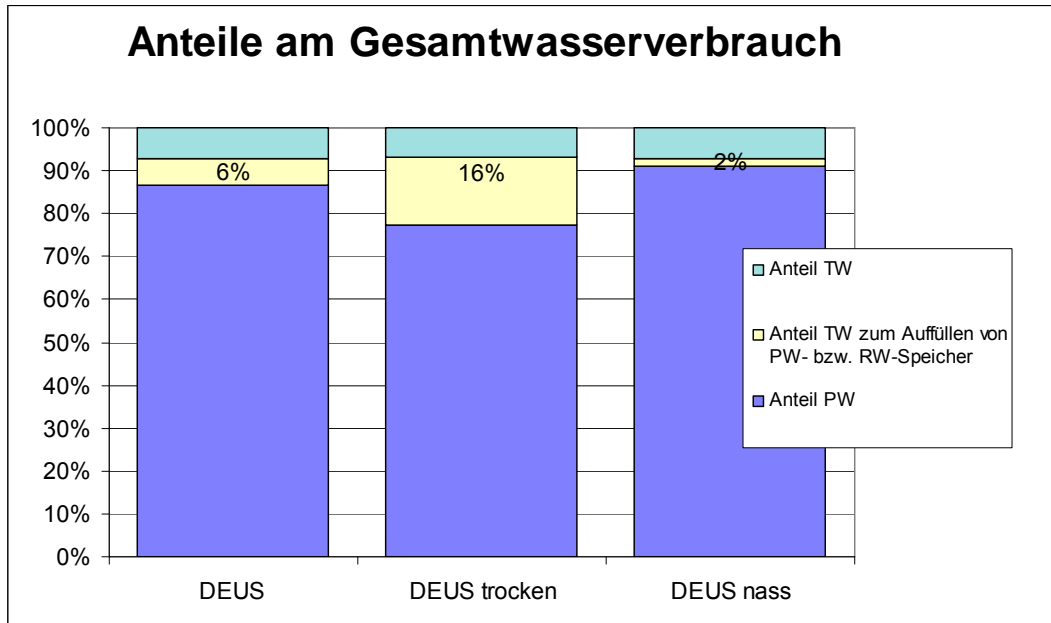


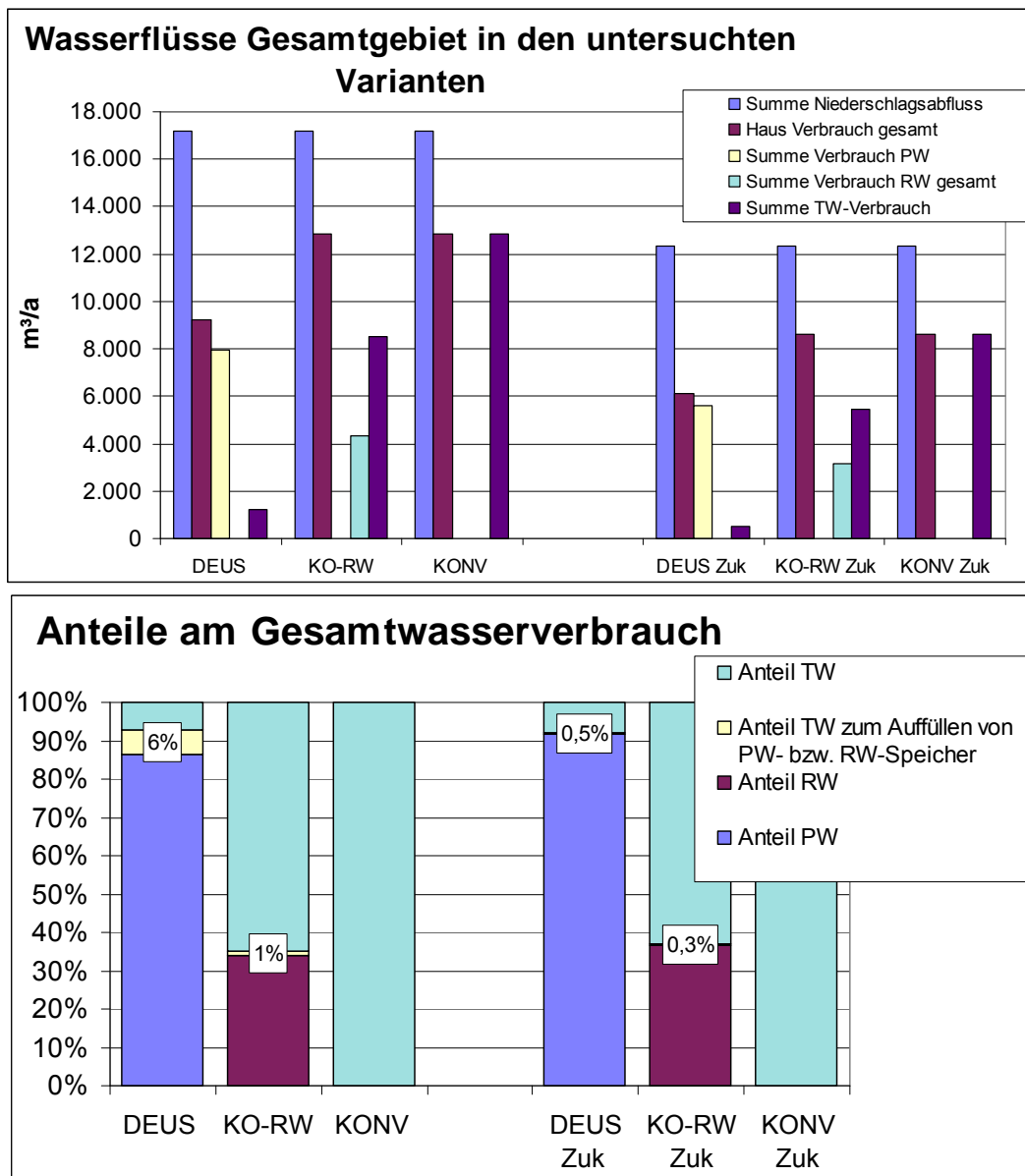
Abbildung 6-7: Anteile der verschiedenen Wasserqualitäten am Gesamtwasserbedarf im DEUS 21-Konzept bei unterschiedlichen Niederschlagsmengen



Ergebnisse unter zukünftigen Randbedingungen

Unter den oben beschriebenen zukünftigen Randbedingungen verändern sich die Ergebnisse entsprechend Abbildung 6-8 (zum besseren Vergleich sind in der Abbildung die Ergebnisse für derzeitige Randbedingungen ebenfalls mit dargestellt). Trotz des angenommenen starken Rückgangs des natürlichen Wasserdargebots ergibt sich ein günstigeres Verhältnis zwischen Niederschlagsmenge und Wasserbedarf für Pflege- bzw. Regenwasser als unter derzeitigen durchschnittlichen Verhältnissen, da durch den effizienteren Umgang mit Wasser und den Rückgang der Bewohnerzahl der Gesamtwasserbedarf und damit auch der Bedarf an Pflegewasser (im DEUS 21-Konzept) bzw. Regenwasser (im Konzept mit dezentraler Regenwassernutzung) noch stärker zurückgeht. Der Bedarf an Trinkwasser zum Füllen der Regenwasserspeicher sinkt deshalb in beiden Konzepten auf unter 1%. Das obere Bild, in dem die Gesamtwasserflüsse im Untersuchungsgebiet dargestellt sind, zeigt aber auch, dass das Wasserdargebot unter diesen für die Zukunft angenommenen, trockeneren Verhältnissen in etwa dem ursprünglichen Gesamtwasserverbrauch der Haushalte entspricht, d.h. unter diesen Bedingungen kann nur durch einen effizienten Umgang mit Wasser, wie im DEUS 21-Konzept vorgesehen, ein günstiges Verhältnis zwischen Dargebot und Bedarf erreicht werden.

Abbildung 6-8: Ergebnisse des Stoffstrommodells Wasser unter zukünftigen Randbedingungen



6.2.2 Ausgewählte Ergebnisse der Sachbilanz

Ergebnis der Sachbilanz sind die einzelstoffbezogenen Input- und Outputströme. Aufgrund der Komplexität der betrachteten Systeme und der Vielzahl der zu berücksichtigenden Stoffe ergeben sich sehr große Datentabellen. In Tabelle A.6-1 im Anhang sind beispielhaft für das DEUS 21 – Konzept die mengenmäßig wichtigsten Stoff- und Energieströme aufgelistet. Diese Stoffdaten dienen als Ausgangspunkt für die Wirkungsbilanzierung.

Ergebnis der Sachbilanz sind außerdem die über den Produktkorb zu ergänzenden Produktmengen: Im DEUS 21-Konzept entstehen bei der Abwasserbehandlung Düngemittel

sowie Biogas, die in der Landwirtschaft bzw. zur Energieerzeugung genutzt werden können. Um eine Vergleichbarkeit zwischen den zu vergleichenden Konzepten sicherzustellen, müssen diese Sekundärprodukte in den anderen Konzepten ebenfalls bereitgestellt werden, d.h. es erfolgt wie in Kap. 3.1.1 beschrieben eine Systemerweiterung um diese zusätzlichen Produkte. Die sich daraus ergebenden Komplementärgüter für die verschiedenen Konzepte zur Erreichung eines einheitlichen Produktkorbs sind in Tabelle 6-12 aufgeführt. Hinsichtlich der Verwertung des Biogases im DEUS 21-Konzept wird nur die erzeugte Strommenge berücksichtigt, da die entstehende Wärme zu einem großen Anteil intern bei der Abwasserbehandlung und Nährstoffrückgewinnung verwendet wird und die verbleibende Menge für eine sinnvolle externe Nutzung zu gering ist.

Tabelle 6-12: Komplementärgüter der Produktkörbe (Angaben für Stickstoff und Phosphor in Mineraldüngeräquivalenten MDÄ)

	Einheit	KONV, s KO-RW, s	KONV, I KO-RW, I
Stickstoff	kg MDÄ N/(E*a)	4,29	4,11
Phosphor	kg MDÄ P/(E*a)	0,54	0,26
Energie_{el}	kWh/(E*a)	40,5	55,2

Die Ergebnisse in Tabelle 6-12 zeigen deutlich, dass durch die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung in den konventionellen ländlichen Konzepten zwar eine deutliche Menge an Phosphor verwertet werden kann (die Komplementärmenge an P-Dünger liegt bei etwa 50% des Wertes der städtischen Konzepten), hinsichtlich Stickstoff sind die Unterschiede dagegen gering. Ursache dafür ist der deutlich geringere Anteil an Stickstoff, der bei der Abwasserreinigung über den Schlamm abgetrennt wird und die schlechtere Bioverfügbarkeit des organisch gebundenen Stickstoff-Anteils. Die Komplementärmengen an elektrischer Energie verdeutlichen, dass die erzeugte Energiemenge im DEUS 21-Konzept aufgrund der Anaerobbehandlung von Abwasser und Küchenabfällen deutlich über den bei einer anaeroben Klärschlammbehandlung zu gewinnenden Mengen liegen.

Zusätzlich sind in Tabelle 6-13 die Ergebnisse der Sachbilanz zu den notwendigen spezifischen Baumaterialmengen (berechnet unter Berücksichtigung der jeweiligen Nutzungsdauern der Anlagenkomponenten) für die verschiedenen Konzepte zusammengefasst.

Tabelle 6-13: Sachbilanzergebnisse zum Bedarf an den wichtigsten Baumaterialien in den verschiedenen Konzepten (in kg pro Einwohner und Jahr)

	DEUS	KONV, land	KONV, stadt	KO-RW, land	KO-RW, stadt
Aluminium, Produktionsmix, Gusslegierung	< 0,01	0,1	0,1	0,1	0,1
Armierungsstahl	3,9	8,9	6,4	8,9	6,4
Beton	43,6	288,2	210,4	288,2	210,4
Chromstahl 18/8	1,0	0,6	0,4	0,6	0,4
Gusseisen / Gusseisenrohr	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
HDPE-Rohr	0,2	-	-	< 0,01	< 0,01
Kalkstein, gebrochen, gewaschen	-	2,2	1,4	2,2	1,4
Kies gebrochen	93,2	150,9	131,5	151,1	131,7
Kupfer	< 0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
LDPE-Rohr	0,9	0,6	0,6	0,6	0,6
PP-Rohr	0,5	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Polyethylen-Granulat, LLDPE	-	0,2	0,2	0,3	0,2
Sand	44,0	71,3	62,1	71,4	62,2
Steinzeugrohr	-	6,0	4,6	6,0	4,6

6.2.3 Ergebnisse der Wirkungsabschätzung

6.2.3.1 Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien

Ressourcenbezogene Wirkungskategorien

Die Ergebnisse zu den ressourcenbezogenen Wirkungskategorien "Rohöläquivalente", "Kumulierter Energieaufwand", "Phosphor-Bedarf" und "Wasser-Bedarf" sind in Abbildung 6-9 bis Abbildung 6-12 dargestellt. Hinsichtlich des Verbrauchs an fossilen Ressourcen sind die Unterschiede zwischen den verschiedenen Konzepten gering: am höchsten liegt das DEUS 21-Konzept mit knapp über 35 kg Rohöläquivalenten pro Einwohner und Jahr, am niedrigsten das Konzept mit dezentraler Regenwassernutzung mit 29,1 kg/(E*a). Während die Entsorgungsphase für alle untersuchten Konzepte eine untergeordnete Rolle spielt (Anteil bei maximal 3,3%), ist die Bauphase bei allen Konzepten und der durch den Produktkorb verursachte Anteil bei den konventionellen sowie bei den Konzepten mit Regenwassernutzung von Bedeutung (maximaler Anteil der Bauphase bei 27,7%, maximaler Anteil des Produktkorbs bei 27,8%). Sehr ähnlich sind die Ergebnisse hinsichtlich des kumulierten Energieaufwands. Allerdings ist hier der Unterschied zwischen dem DEUS 21-Konzept und den Alternativen größer, der KEA der konventionellen Ansätze liegt bei etwa 2/3 des Wertes für das DEUS 21-Konzept. Ursache für den höheren Bedarf an fossilen Ressourcen bzw. den höheren kumulierten Energieaufwand sind jeweils die erhöhten Werte in der Nutzungsphase, die

überwiegend durch den vergleichsweise hohen Energiebedarf bei der Abwasserbehandlung bestimmt werden. Für die als Prototyp in Knittlingen eingesetzte Technik besteht allerdings erhebliches Optimierungspotenzial. Deshalb wird im Rahmen der Sensitivitätsanalysen der Einfluss einer hinsichtlich des Energieverbrauchs verbesserten Behandlungstechnik untersucht (vgl. Kap. 6.2.3.3).

Ein deutlich anderes Bild ergibt sich hinsichtlich des Bedarfs an dem mineralischen Rohstoff Phosphor. Der Bedarf in den konventionellen Konzepten ergibt sich aufgrund der Rückgewinnung von Phosphor im DEUS 21-Konzept, der durch den Produktkorb ausgeglichen werden muss. Bei den Konzepten mit landwirtschaftlicher Klärschlammnutzung findet eine Teilnutzung des Phosphors statt, entsprechend liegt hier der P-Bedarf bei knapp 0,3 kg pro Einwohner und Jahr, in den Konzepten mit Klärschlammverbrennung liegt der Wert bei etwa 0,6 kg/(E*a).

Der Wasserbedarf, bei dem der Bedarf an Kühlwasser nicht eingerechnet wurde (s. Beschreibung der Wirkungskategorien in Kapitel 3.1.5.2) wird dagegen ganz überwiegend durch den Bedarf während der Nutzungsphase bestimmt. Für das DEUS 21-Konzept liegt der Bedarf mit etwa 13 m³/(E*a) erheblich niedriger als der Bedarf in den Konzepten mit dezentraler Regenwassernutzung (38 m³/(E*a)) und den konventionellen Konzepten (51 m³/(E*a)). Da bei der Ressource Wasser der regionale Bedarf eine besonders große Rolle spielen kann, ist in Abbildung 6-12 zusätzlich der Bedarf für die Trinkwassergewinnung vor Ort separat dargestellt. Das Ergebnis zeigt, dass die Unterschiede beim Wasserbedarf durch den unterschiedlichen Bedarf für die Trinkwassergewinnung verursacht werden, der Zusatzbedarf für die sonstigen Prozesse liegt bei den verschiedenen Konzepten in einer ähnlichen Größenordnung. Im DEUS 21-Konzept liegt diese zusätzliche Menge bei dem 2,5 fachen des Wasserbedarfs zur Trinkwassergewinnung. Dieser Bedarf entsteht überwiegend durch die Herstellung der bei der Abwasserbehandlung benötigten Chemikalien.

Abbildung 6-9: Darstellung des spezifischen Ressourcenbedarfs an fossilen Ressourcen in Rohöläquivalenten für die unterschiedlichen Konzepte

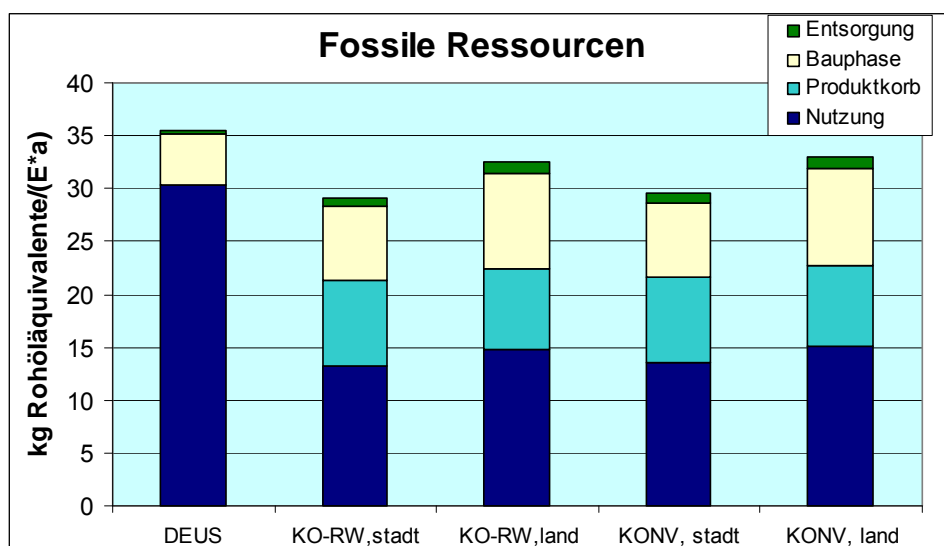


Abbildung 6-10: Darstellung des spezifischen kumulierten Energiebedarfs für die unterschiedlichen Konzepte

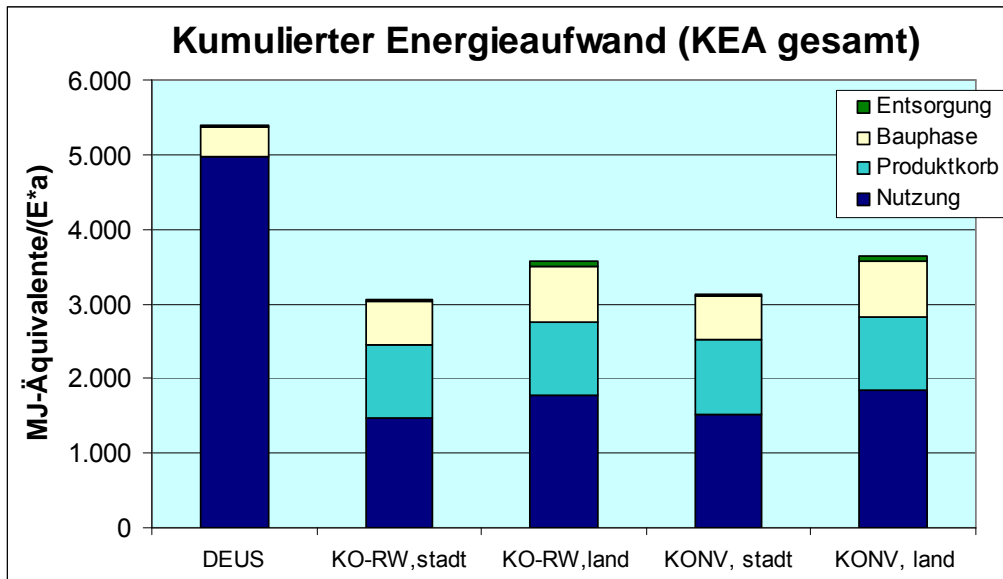


Abbildung 6-11: Darstellung des spezifischen Phosphorbedarfs der unterschiedlichen Konzepte

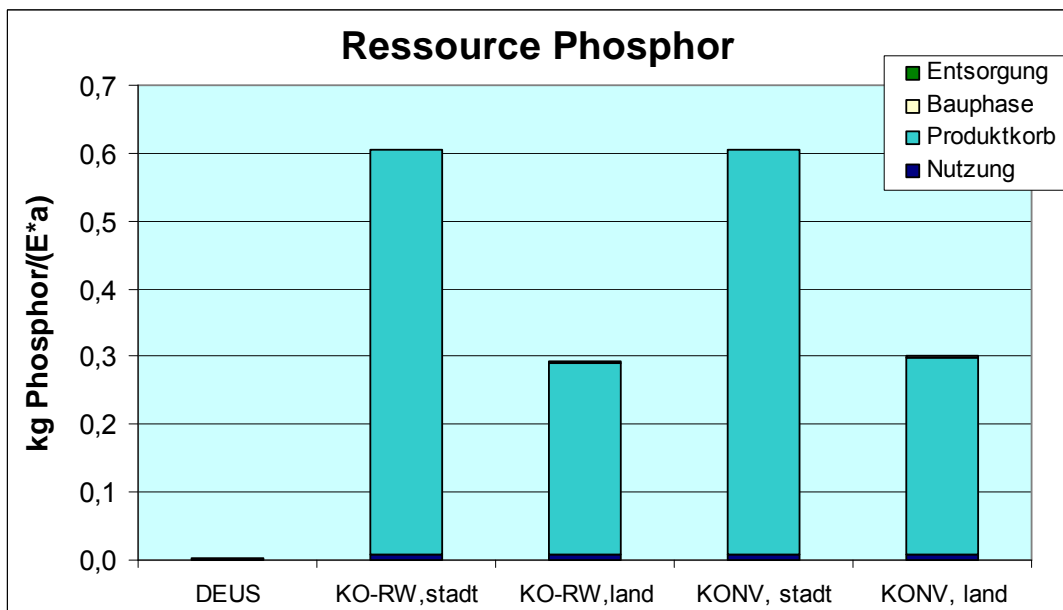
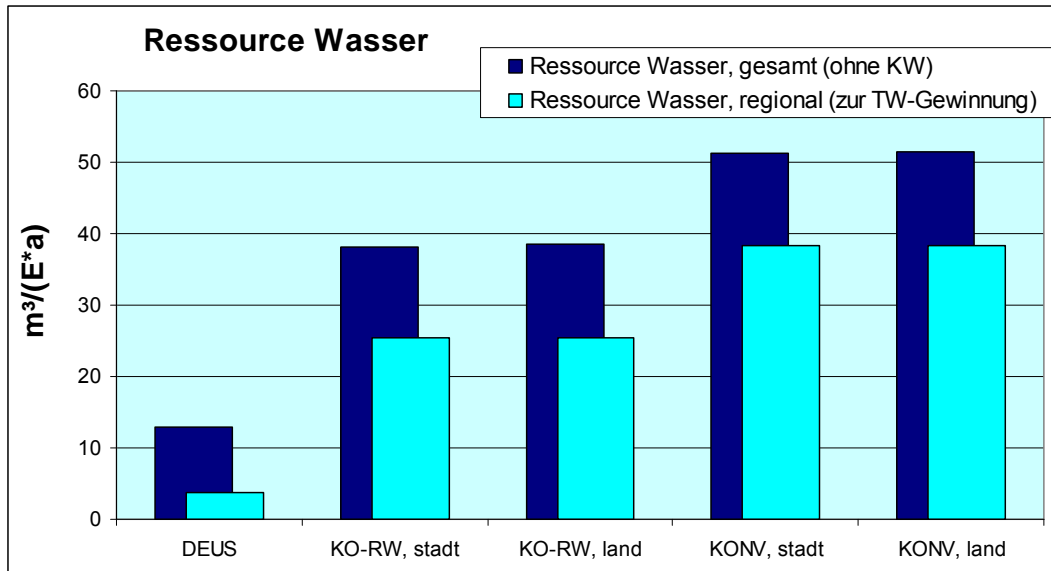
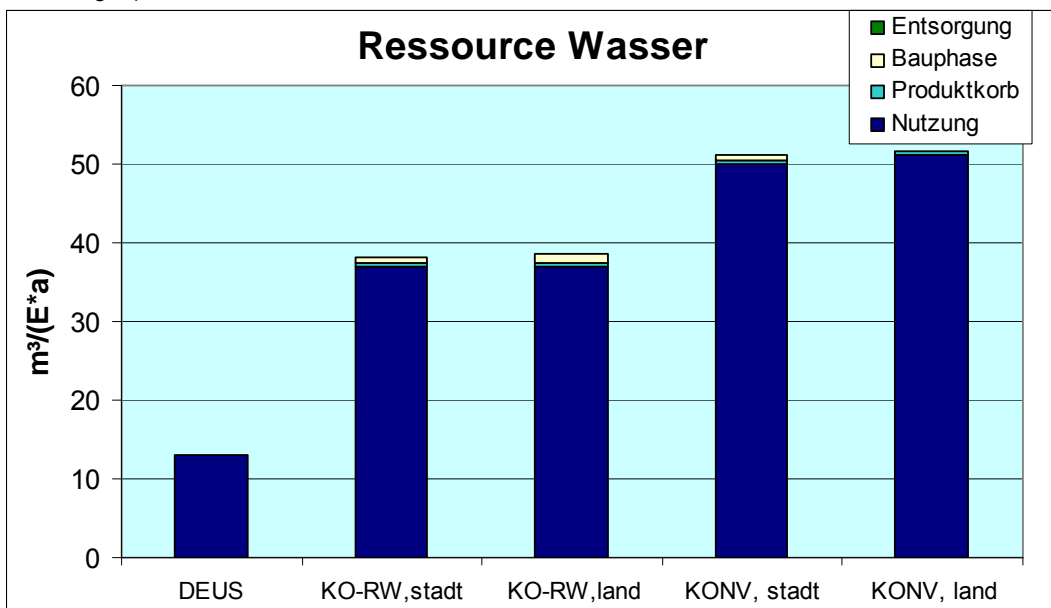


Abbildung 6-12: Darstellung des spezifischen Wasserbedarfs der unterschiedlichen Konzepte (ohne Kühlwasser), unterschieden nach Gesamtbedarf und regionalem Bedarf zur Wasserversorgung im Untersuchungsgebiet sowie nach den verschiedenen Lebenszyklusphasen



(spezifischer Wasserbedarf ohne Berücksichtigung der in den DEUS 21- und KO-RW-Konzepten genutzten Regenwassermengen)

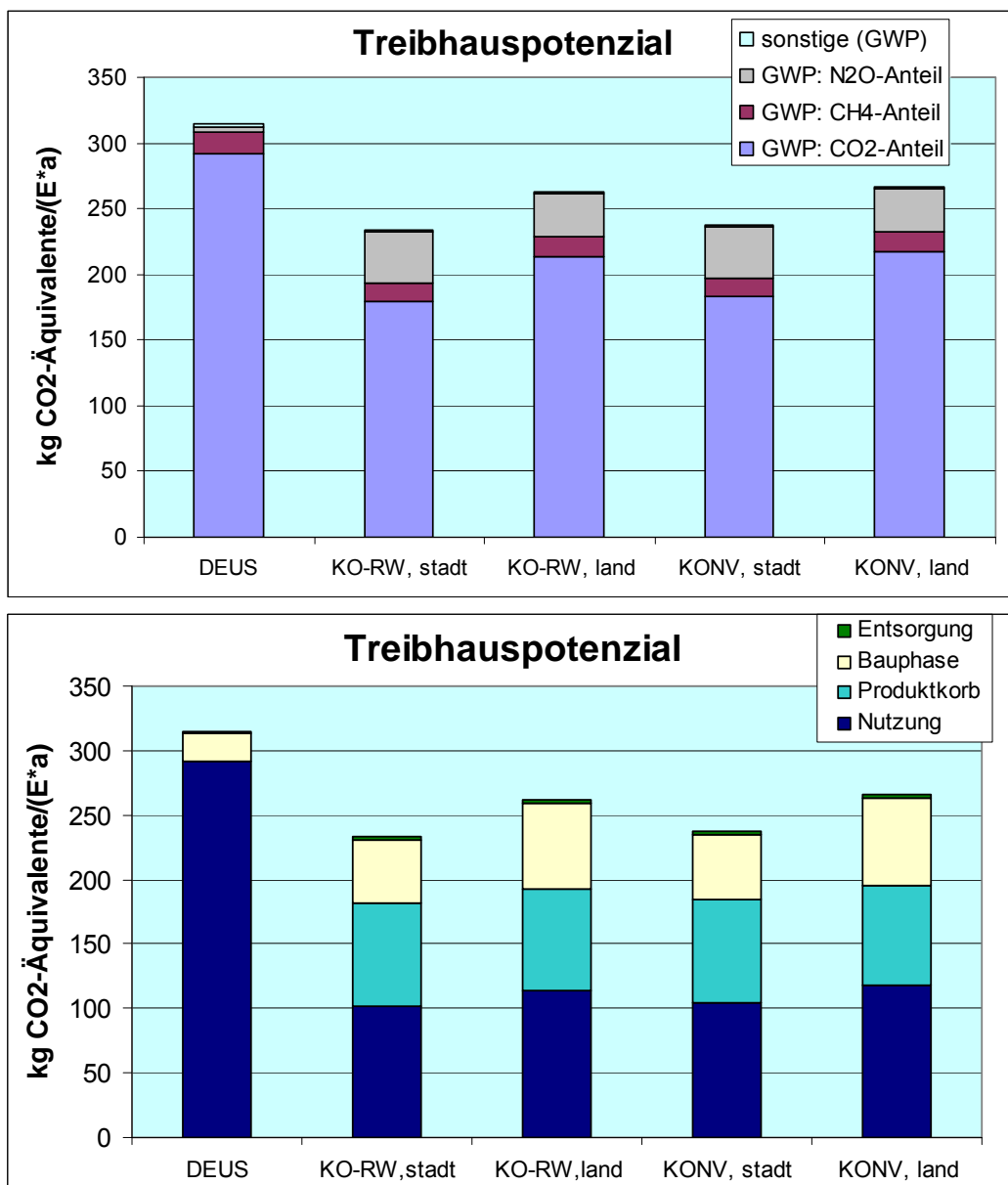


Wirkungskategorie Treibhauspotenzial

Die in Abbildung 6-13 dargestellten Ergebnisse zum Treibhauspotenzial zeigen, dass das DEUS 21-Konzept unter den zugrunde gelegten Randbedingungen höhere Emissionen aufweist als die konventionellen Konzepte (um etwa 50 kg CO₂-Äquivalente/(E*a) gegenüber den städtischen bzw. 80 kg CO₂-Äquivalente/(E*a) gegenüber den ländlichen Varianten). Die Emissionen werden überwiegend durch CO₂ verursacht, die zu einem großen Anteil aus der Stromerzeugung stammen (zu über 40 % bei den konventionellen Konzepten, im DEUS 21-Konzept zu etwa 65%). N₂O-Emissionen treten in nennenswertem Umfang nur in den

konventionellen Konzepten auf: Sie entstehen bei der Abwasserbehandlung sowie bei der Herstellung von Stickstoff-Dünger. Mit einem Anteil zwischen 13 bis 17 % an den gesamten Treibhausgas-Emissionen spielen sie allerdings auch dort nur eine untergeordnete Bedeutung. Methan trägt nur zu etwa 6 % zu den Treibhausgas-Emissionen bei. Während die Treibhausgase im DEUS 21-Konzept ganz überwiegend in der Nutzungsphase emittiert werden, der Anteil der Bauphase liegt bei unter 7%, spielen Bauphase und Produktkorb in den konventionellen Konzept mit Anteilen von 21 bis 25% bzw. 30 bis 35% eine wichtige Rolle. Der Anteil der Emissionen der Entsorgungsphase liegt dagegen bei allen Varianten unter 1,5%.

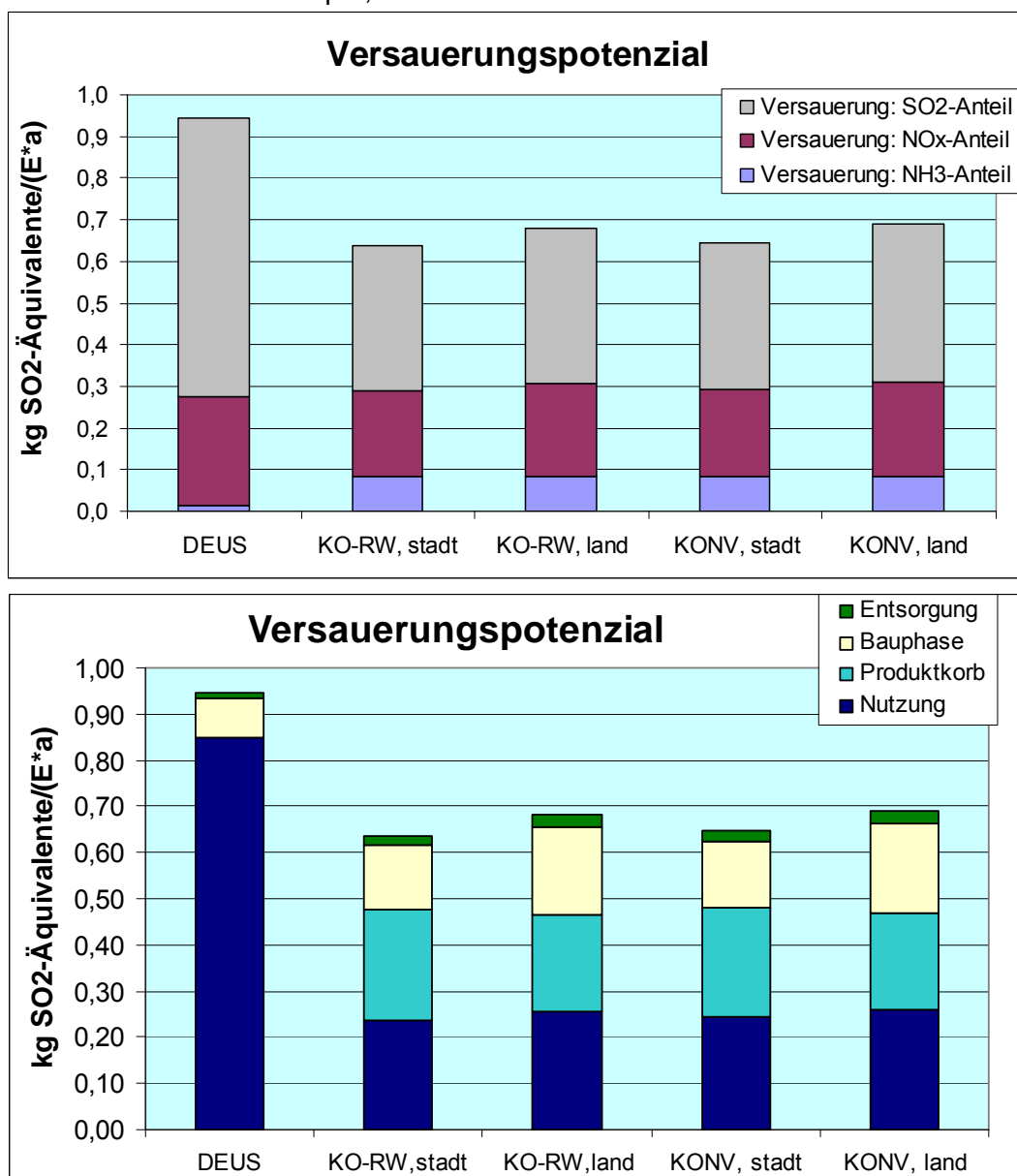
Abbildung 6-13: Darstellung des spezifischen Treibhauspotenzials der unterschiedlichen Konzepte, unterschieden nach den Anteilen der wichtigsten Treibhausgase



Wirkungskategorie Versauerungspotenzial

In Abbildung 6-14 sind die Ergebnisse zur Wirkungskategorie Versauerungspotenzial dargestellt. Aufgrund deutlich höherer SO_2 -Emissionen schneidet hier das DEUS 21-Konzept am ungünstigsten ab. Diese höheren Emissionen werden verursacht durch den Chemikalienbedarf für die Abwasserbehandlung, insbesondere durch die Natronlauge- und Schwefelsäurebereitstellung, die über 50% der SO_2 -Emissionen verursachen. Die sonstigen Verursacher für die hinsichtlich des Versauerungspotenzials relevanten Emissionen sind die Stromerzeugung und der Transport. Die Bauphase macht im DEUS 21-Konzept knapp 10% der Emissionen aus, in den konventionellen Konzepten liegt dieser Anteil zwischen 22 und 28%. Der Anteil des Produktkorbs liegt bei den konventionellen Konzepten bei etwa einem Drittel der Gesamtemissionen.

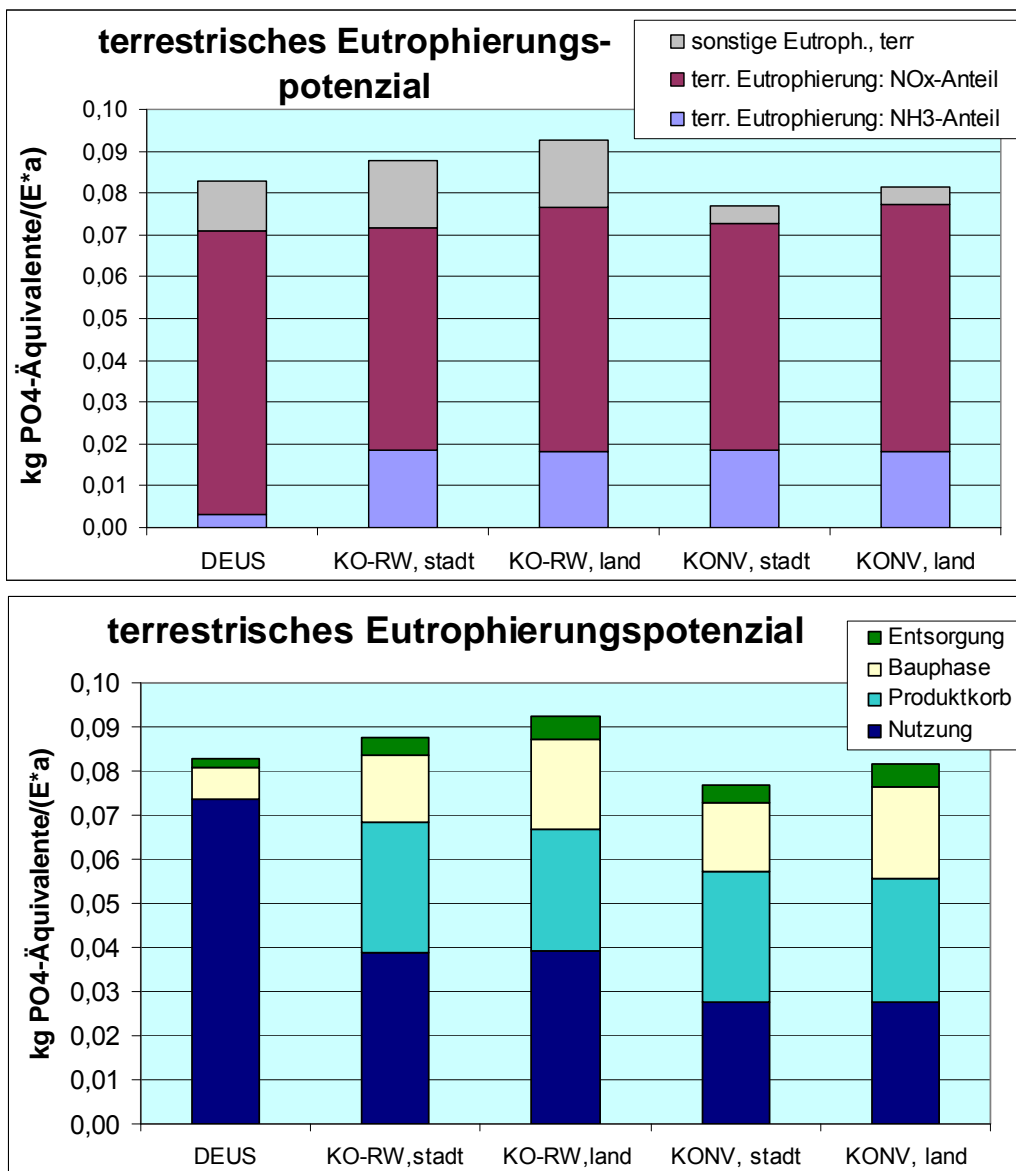
Abbildung 6-14: Darstellung des spezifischen Versauerungspotenzials der unterschiedlichen Konzepte, unterschieden nach den relevanten Schadstoffen



Wirkungskategorie Eutrophierungspotenzial

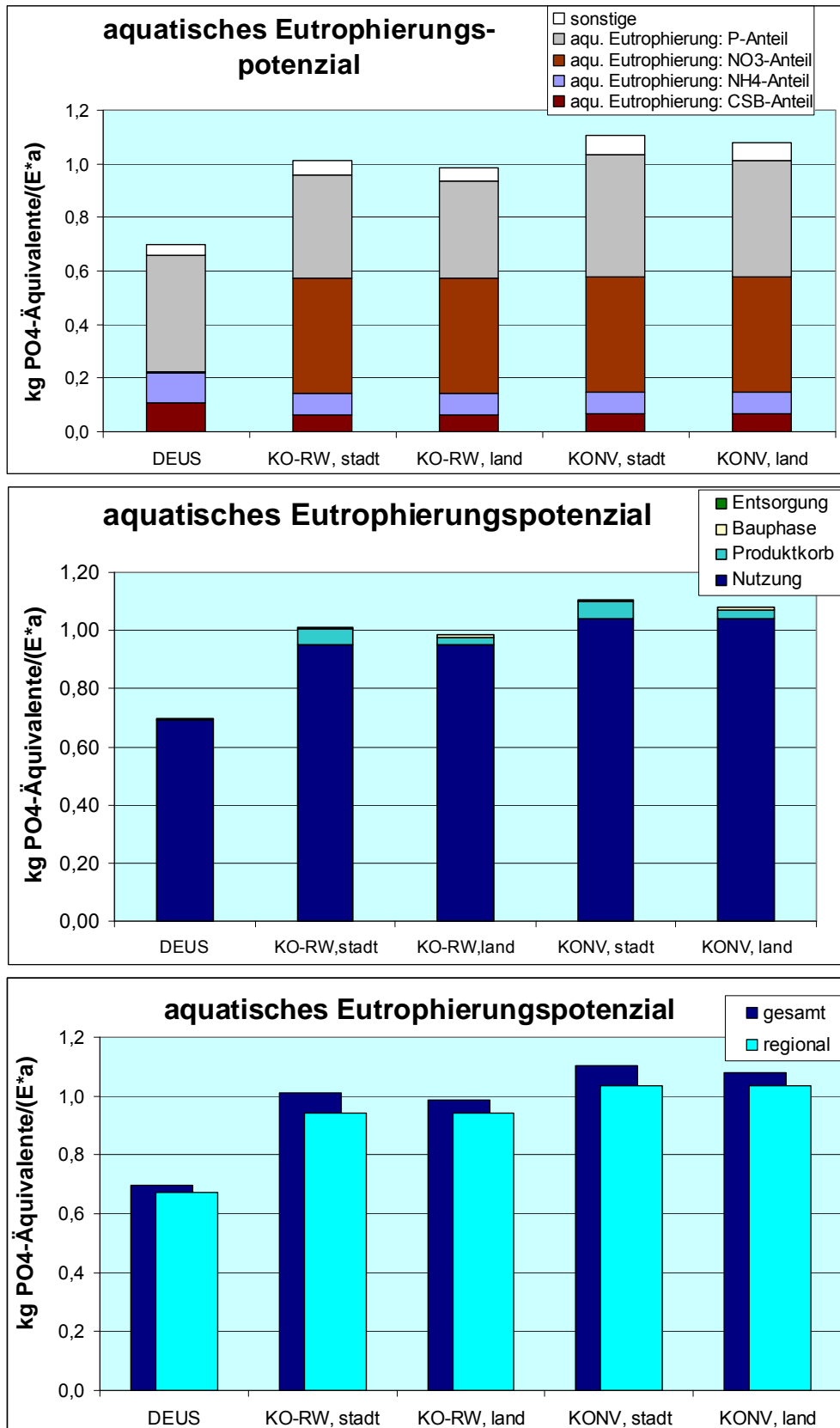
Für das terrestrische Eutrophierungspotenzial sind die Unterschiede zwischen den verschiedenen Konzepten gering (s. Abbildung 6-15). Es wird überwiegend durch die NO_x-Emissionen bestimmt. Wichtiger Unterschied zwischen dem DEUS 21-Konzept und den sonstigen Konzepten sind die deutlich geringeren NH₃-Emissionen, die in den konventionellen Konzepten bei der Bereitstellung des für den Produktkorb benötigten Düngers sowie bei der Bioabfall-Kompostierung entstehen. Der Anteil der Nutzungsphase liegt beim DEUS 21-Konzept bei knapp 90%, für die anderen Konzepte dagegen nur zwischen 34 bis 44% aufgrund der größeren Bedeutung der Bauphase und der mit dem Produktkorb verbundenen Emissionen. Der Anteil der Entsorgungsphase liegt mit bis zu 6% etwas höher als bei den anderen Wirkungskategorien.

Abbildung 6-15: Darstellung des spezifischen terrestrischen Eutrophierungspotenzials der unterschiedlichen Konzepte, unterschieden nach den wichtigsten relevanten Schadstoffen



Eine deutlich andere Situation zeigt Abbildung 6-16 für das aquatische Eutrophierungspotenzial: Mit deutlichem Abstand die geringsten Emissionen ergeben sich für das DEUS 21-Konzept, die Abstände zwischen den verschiedenen konventionellen Konzepten sind dagegen gering. In allen Konzepten werden dabei die Emissionen ganz überwiegend durch die Nutzungsphase bestimmt. Die Emissionen fallen zu etwa 95% im Untersuchungsgebiet an, sie stammen aus der Abwasserbehandlung sowie aus der Ableitung des Niederschlagsabflusses.

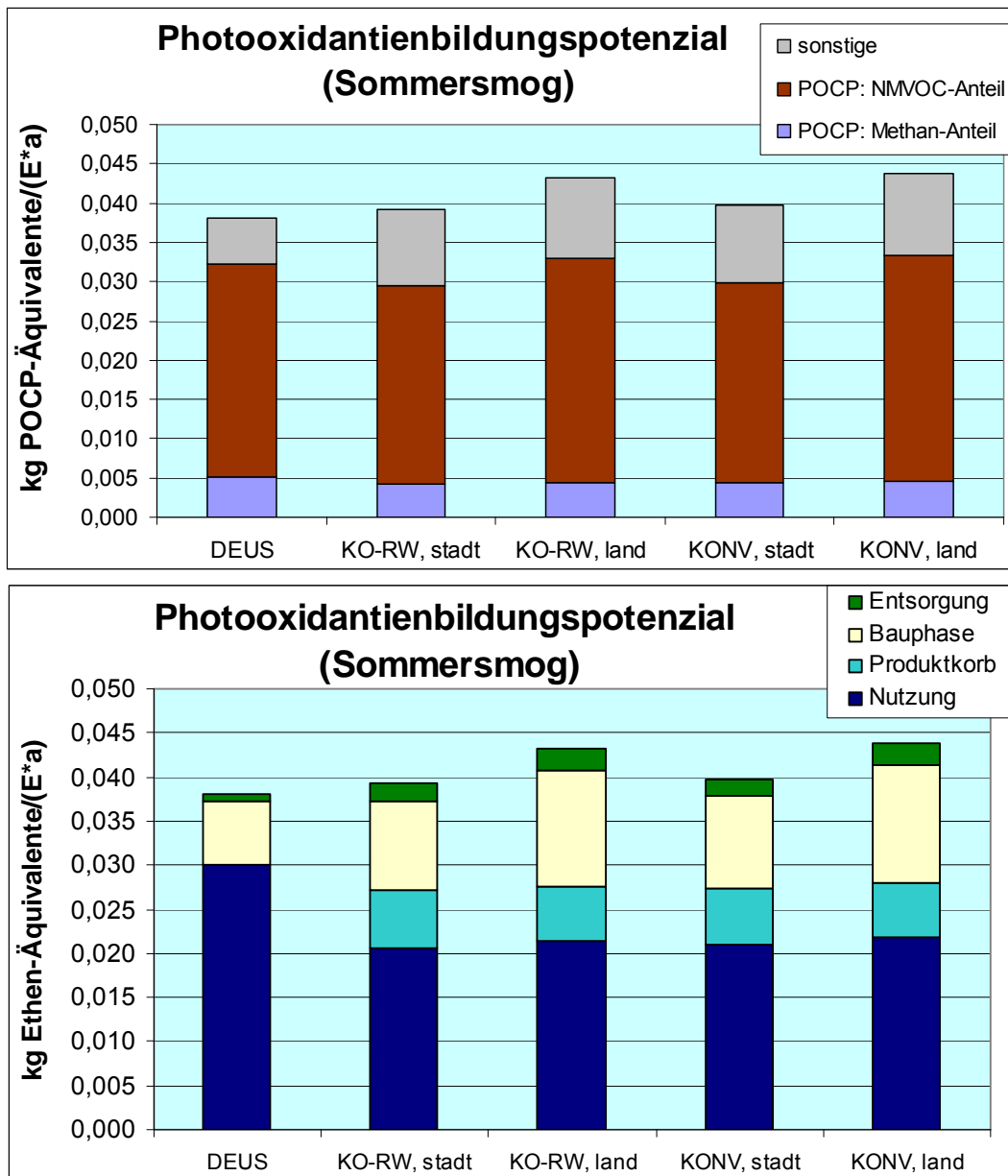
Abbildung 6-16: Darstellung des spezifischen aquatischen Eutrophierungspotenzials der unterschiedlichen Konzepte, unterschieden nach den wichtigsten relevanten Schadstoffen



Wirkungskategorie Photooxidantienbildungspotenzial (Sommersmog)

In dieser Kategorie, die überwiegend durch nicht methanhaltige, flüchtige organische Verbindungen bestimmt wird, sind die Unterschiede nur gering (s. Abbildung 6-17): Das DEUS 21-Konzept liegt etwas günstiger, die ländlichen Varianten der konventionellen Konzepte nochmals etwas ungünstiger als die städtischen. Bei den konventionellen Konzepten wird fast 50 % der Emissionen durch Bau- und Entsorgungsphase sowie Produktkorb verursacht, im DEUS 21-Konzept liegt der Anteil der Nutzungsphase dagegen bei knapp 80%.

Abbildung 6-17: Darstellung des spezifischen Photooxidantienbildungspotenzials der unterschiedlichen Konzepte



Wirkungskategorie Human- und Ökotoxizität

Wie in Kapitel 3.1.5.2 beschrieben, werden zur Bewertung der Human- und Ökotoxizität verschiedene Einzelindikatoren herangezogen, die exemplarisch die relevanten Emissionen darstellen sollen. In Abbildung 6-18 sind für die Kupfer-Emissionen Wasser die Ergebnisse dargestellt, die zeigen, dass im DEUS 21-Konzept die mit Abstand geringsten Emissionen entstehen, gefolgt von den Konzepten mit lokaler Regenwassernutzung, die durch die geringere abgeschlagene Niederschlagsmenge und die niedrigeren Kupfer-Konzentrationen im genutzten Regenwasser im Vergleich zum Leitungswasser etwas niedrigere Emissionen aufweisen als die Konzepte ohne Regenwassernutzung. Die nach dem Anfallort und den verschiedenen Lebenszyklusphasen differenzierten Ergebnisse in Abbildung 6-18 verdeutlichen außerdem, dass die Emissionen überwiegend in der Nähe des umgesetzten Konzeptes anfallen – durch die Emissionen bei der Abwasserbehandlung sowie durch die Ableitung des anfallenden Oberflächenabflusses. Entsprechend spielt auch nur die Nutzungsphase eine Rolle, die Emissionen der Bau- und Entsorgungsphase sowie des Produktkorbs sind dagegen zu vernachlässigen. Dies trifft auch für die anderen Einzelindikatoren zu, auf eine detaillierte Darstellung wird deshalb verzichtet. Die dominierende Bedeutung der Nutzungsphase trifft auch für die Bodenemissionen zu, beispielhaft sind die Ergebnisse für Kupfer in Abbildung 6-18 mit dargestellt. Für die Gesamtemissionen ergibt sich allerdings ein deutlich anderes Bild als bei den Wasseremissionen: In den Konzepten mit landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung werden deutlich höhere Kupferemissionen in den Boden verursacht. Die Emissionen für DEUS 21 liegen in der Größenordnung wie die Emissionen bei den Konzepten mit Klärschlammverbrennung.

Abbildung 6-19 zeigt für die anderen ausgewählten Einzelindikatoren im Wasserbereich die Ergebnisse. Für Zink und Nickel ergeben sich dabei vergleichbare Ergebnisse wie bei Kupfer, bei Cadmium schneiden dagegen die Konzepte ohne landwirtschaftliche Klärschlammverwertung ungünstiger ab, da bei der Herstellung von Mineraldünger Cadmium-Emissionen auftreten, die ungefähr ein Drittel der Emissionen ausmachen. Das DEUS 21-Konzept schneidet im Vergleich zu den anderen Schwermetallen etwas ungünstiger ab, da bei der Magnesiumoxid-Herstellung ebenfalls relevante Cadmium-Emissionen anfallen. Die Nonylphenol-Emissionen entstehen bei der Abwasserbehandlung: Hier schneidet das DEUS 21-Konzept deutlich schlechter ab aufgrund der in der Literatur beschriebenen, geringeren Abbaubarkeit von Nonylphenol und Nonylphenoethoxylat unter anaeroben Bedingungen (vgl. Ausführungen in Tabelle 6-8). Die Ergebnisse für das Östrogen 17α -Ethinylestradiol (EE2) zeigen günstigere Emissionswerte für die konventionellen Konzepten mit aerober Schlammstabilisierung, da in diesen Fällen ein höherer Abbau bei der Abwasserbehandlung erreicht wird.

Die weiteren Ergebnisse für die Emissionen in den Boden zeigt Abbildung 6-20. Die Situation entspricht in etwa den Ergebnissen bei Kupfer, d.h. deutlich höhere Emissionen bei den Konzepten mit landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung. Bei Cadmium treten allerdings auch bei den Konzepten mit Klärschlammverbrennung erhöhte Bodenbelastungen auf.

Grund sind die Cadmium-Belastungen der Mineraldünger, die für den Produktkorb eingesetzt werden.

Abbildung 6-18: Darstellung der Ergebnisse für den Einzelindikator "Kupfer-Emissionen Wasser" und "Kupfer-Emissionen Boden" zur Toxizitätsbewertung

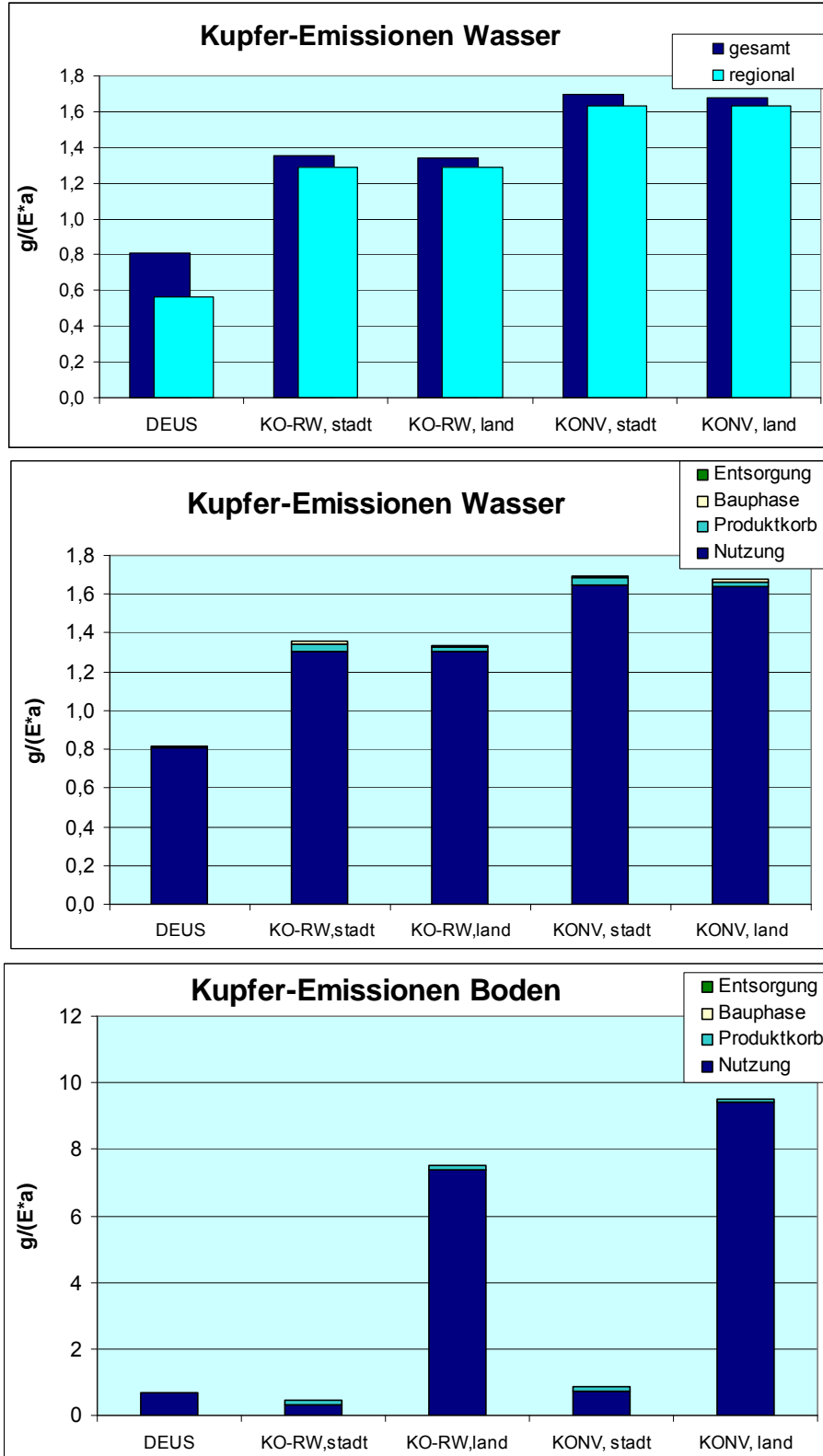


Abbildung 6-19: Darstellung der Ergebnisse für die weiteren Einzelindikatoren Wasser zur Ökotoxizitätsbewertung

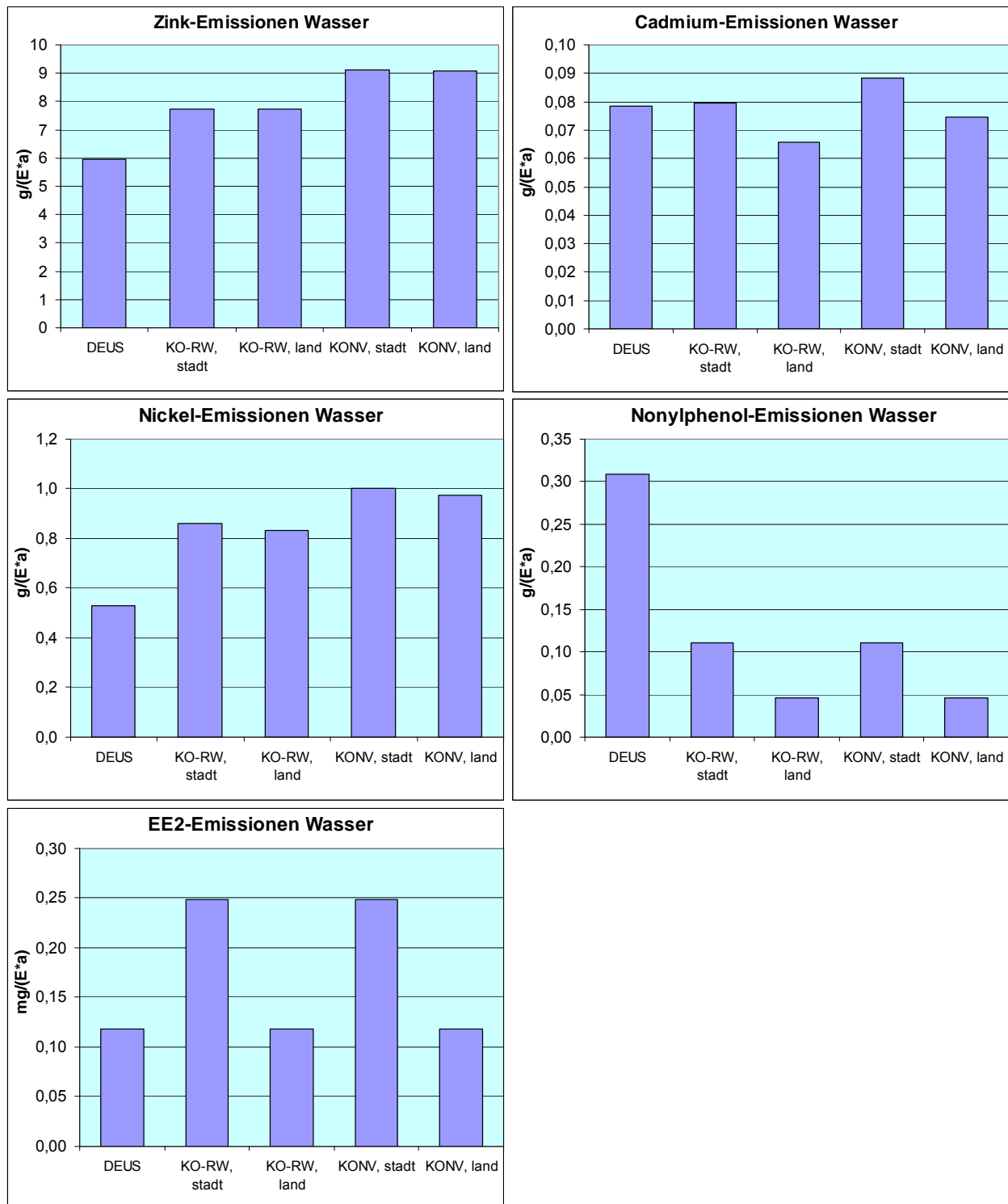
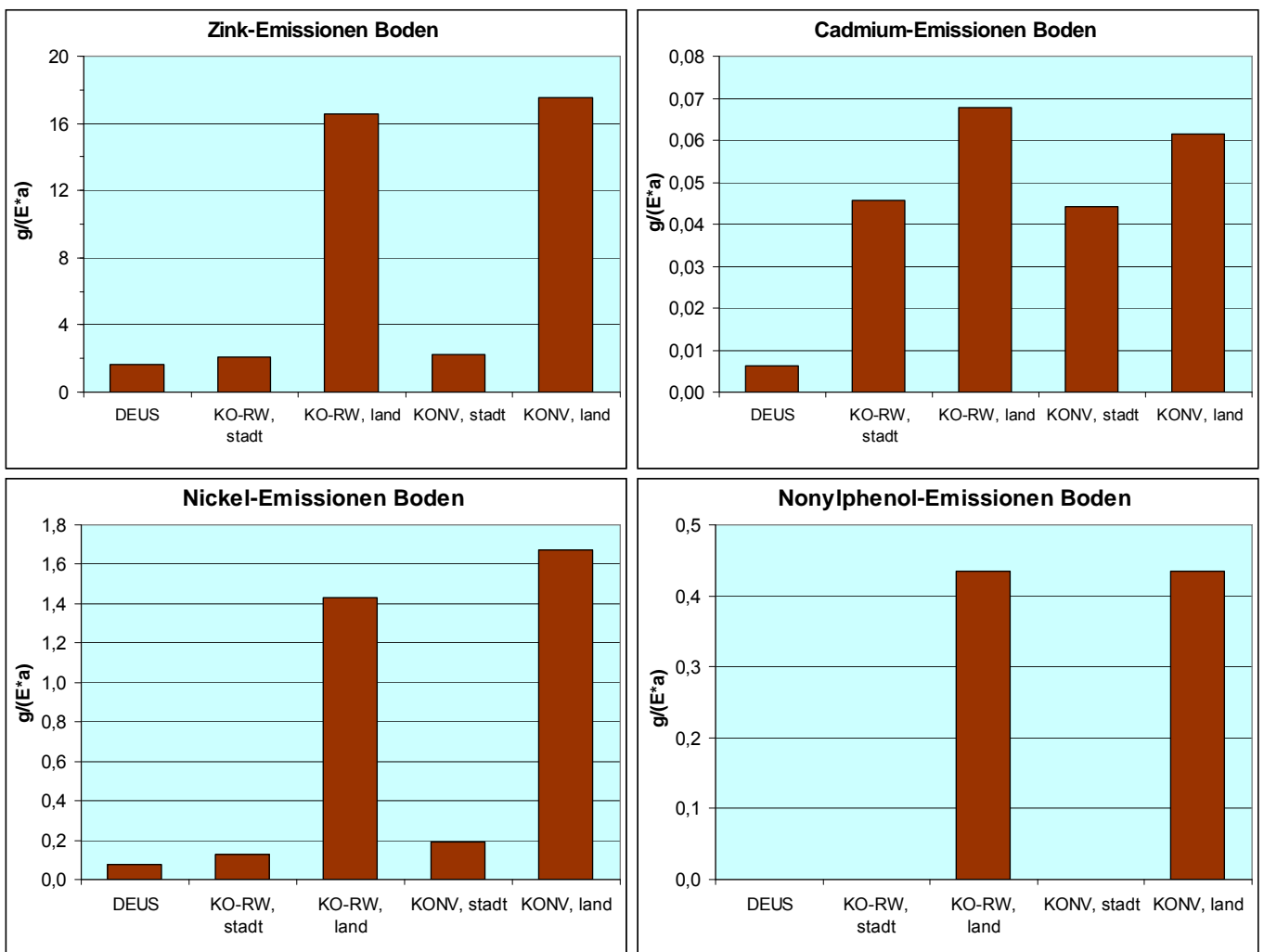
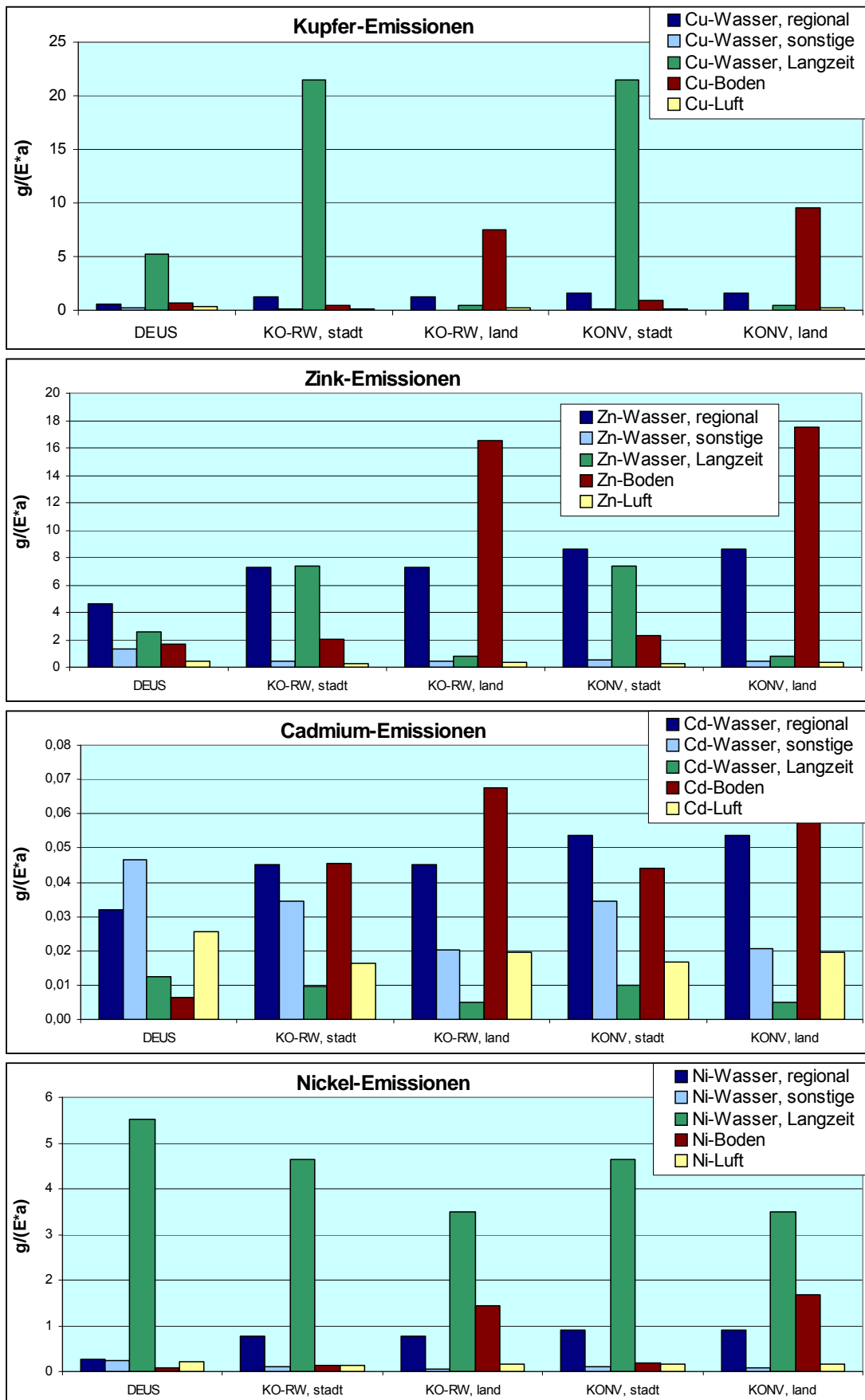


Abbildung 6-20: Darstellung der Ergebnisse für die weiteren Einzelindikatoren Boden zur Ökotoxizitätsbewertung



Entsprechend den Ausführungen in 3.1.5.2 können bei der Deponierung von Stoffen Langzeitemissionen entstehen, die im Rahmen des Ecoinvent-Projekts für die einbezogenen Schwermetalle mit abgeschätzt wurden und separat ausgewiesen sind (Doka/Hischier, 2005). Aufgrund der mit diesen Angaben verbundenen und in 3.1.5.2 beschriebenen Unsicherheiten werden diese Emissionen jedoch nicht in die Bewertung miteinbezogen, sondern werden separat dargestellt, um die mögliche Bedeutung dieses Emissionspfads deutlich zu machen. Zur besseren Übersicht sind in Abbildung 6-21 für die betrachteten Schwermetalle die verschiedenen Emissionspfade (Wasser - regional, sonstige, Langzeit - sowie Boden und Luft) dargestellt. Die Ergebnisse zeigen ein sehr unterschiedliches Bild für die verschiedenen Metalle: Während bei Nickel und teilweise auch bei Kupfer die Langzeitemissionen deutlich höher liegen als die sonstigen Frachten, liegen sie bei Zink in der Höhe der sonstigen Emissionen, bei Cadmium spielen sie dagegen nur eine untergeordnete Rolle. Diese hohen Langzeit-Emissionen für Kupfer und Nickel stammen dabei überwiegend aus der Klärschlammverbrennung mit anschließender Deponierung der Verbrennungsrückstände.

Abbildung 6-21: Schwermetallemissionen der verschiedenen Konzepte, getrennt nach regionalen, sonstigen und Langzeitemissionen Wasser sowie Bodenemissionen und Luftemissionen



Gut zu erkennen ist außerdem, dass bei den Konzepten mit landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung die Emissionen in den Boden wesentlich höher liegen als in den anderen Fällen. Die Emissionen in die Luft sind jeweils zu vernachlässigen mit Ausnahme von Cadmium: hier sind jedoch die Unterschiede zwischen den verschiedenen Konzepten nur gering.

6.2.3.2 Ergebnisse der Normierung und Ordnung

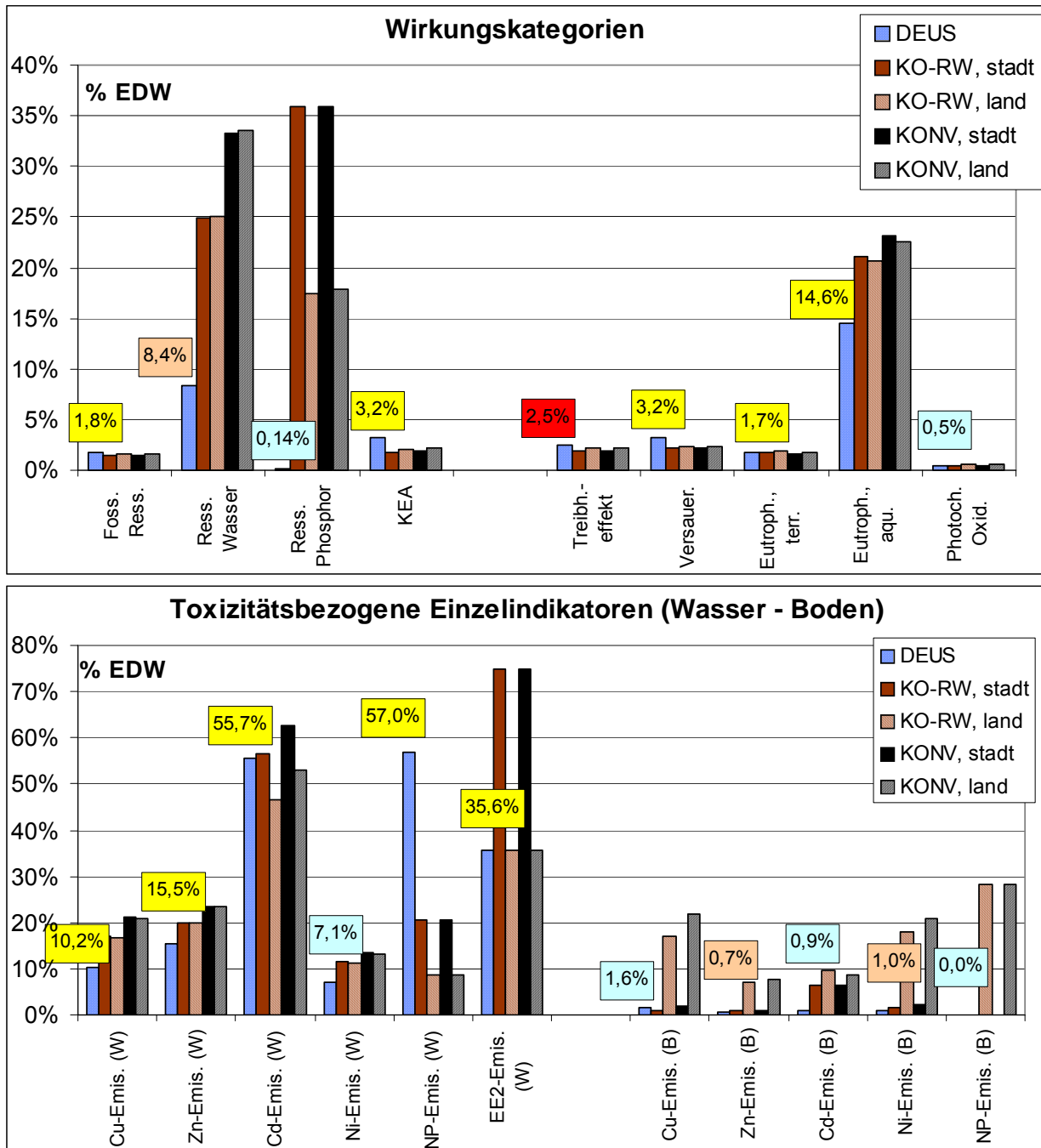
Um eine bessere Einordnung und Bewertung der erzielten Ergebnisse vornehmen zu können, erfolgt nun wie in Kap. 3.1.5.3 beschrieben eine Normierung und Einordnung. Als Bezugssystem für die Normierung wird die von einem durchschnittlichen Einwohner in Deutschland ausgehende Belastung (als Ressourcenverbrauch oder Emission) herangezogen. Grundlage der Einordnung der Wirkungskategorien sind die Angaben der Tabelle 3-6. Die Ergebnisse der Normierung sind in Abbildung 6-22 und für die regionalbezogenen Kategorien in Abbildung 6-23 dargestellt. Die dargestellten Ergebnisse sind wie folgt zu lesen: Der für die erste Wirkungskategorie "Fossile Ressourcen" abgebildete Wert für das DEUS 21-Konzept bedeutet, dass der insgesamt durch dieses Konzept verursachte Bedarf an fossilen Ressourcen 1,8% des Gesamtbedarfs eines Einwohners in Deutschland ausmacht. Dabei bedeutet die im Zahlenkästchen verwendete gelbe Hintergrundfarbe, dass die Wirkungskategorie "Fossile Ressourcen" als Kategorie mit "großer" ökologischen Bedeutung eingestuft wurde (Einstufung nach dem Abstand zum Umweltziel und nach der ökologischen Gefährdung: s. Tabelle 3-6). Zur besseren Anschaulichkeit wurden außerdem beispielhaft die Differenzen der normierten Ergebnisse der Konzepte "DEUS 21" und "KONV, stadt" als direkter Vergleich beider Konzepte ermittelt (d.h., der für die Wirkungskategorie "Fossile Ressourcen" dargestellte Wert bedeutet, dass das DEUS 21-Konzept in dieser Kategorie einen um 0,3%-Punkte höheren Verbrauch aufweist als das Konzept "KONV, stadt", während der Verbrauch bei der Ressource Wasser um 24,9%-Punkte niedriger liegt; s. Abbildung 6-24).

Die wichtigsten Ergebnisse sind:

- Es bestehen für die verschiedenen Wirkungskategorien sehr große Unterschiede hinsichtlich des Anteils der Umweltauswirkungen an den durch einen Einwohner insgesamt verursachten Belastungen: Die größte Relevanz haben einige der ökotoxizitätsbezogenen Einzelindikatoren, bei denen der Anteil an den Gesamtbelastungen bei teilweise über 50% liegt, sowie die ressourcenbezogenen Indikatoren Wasser und Phosphor sowie die aquatische Eutrophierung.
- Für den Treibhauseffekt als Wirkungskategorie mit der höchsten ökologischen Bedeutung liegt der Anteil der durch die betrachteten Konzepte verursachten Emissionen zwischen 1,9% bis 2,5% der durchschnittlichen Gesamtemissionen eines Einwohners in Deutschland. Das DEUS 21-Konzept schneidet hier um 0,6%-Punkte schlechter ab als das Konzept KONV, stadt.
- Die größten Vorteile für das DEUS 21-Konzept gegenüber dem Konzept KONV, stadt ergeben sich bei den ressourcenbezogenen Kategorien Wasser (um 25%-Punkte) und

Phosphor (36%-Punkte), bei der aquatischen Eutrophierung (8,5%-Punkte) sowie bei verschiedenen ökotoxikologischen Einzelindikatoren (Schwermetalle Wasser sowie EE2-Emissionen Wasser). Außerdem ergeben sich geringfügige Vorteile bei den ausgewählten ökotoxikologischen Einzelindikatoren für den Bodenbereich.

Abbildung 6-22: Normierte Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien und Einzelindikatoren



Anmerkung: Die Zahlenwerte stellen jeweils den Wert für das DEUS 21-Konzept dar. Die jeweils verwendete Hintergrundfarbe im Zahlenkästchen symbolisiert die ökologische Bedeutung der Kategorie wie folgt (siehe auch Tabelle 3-6):

- A: "sehr große"
- B: "große"
- C: "mittlere"
- D: "geringe"

- Ungünstigere Werte ergeben sich für das DEUS 21-Konzept hinsichtlich des Treibhauspotenzials (s.o.), dem Bedarf an fossilen Ressourcen (um 0,3%-Punkte), dem kumulierten Energiebedarf (1,3%-Punkte) sowie dem Versauerungspotenzial (1%-Punkt). Besonders gravierend sind außerdem die Ergebnisse zu den resultierenden Nonylphenol-Emissionen in Wasser: Auf Grundlage der vorliegenden Informationen ergibt sich ein sehr deutlicher Vorteil aufgrund der besseren Abbaubarkeit bei aeroben Abwasserverfahren von 37%-Punkten.
- Die Wirkungskategorie photochemisches Oxidantienpotenzial spielt insgesamt eine zu vernachlässigende Rolle, da der Anteil an den Gesamtemissionen bei 0,5% liegt bzw. die Unterschiede zwischen den Konzepten bei unter 0,1%.
- Die separate Auswertung der regional wirksamen Umweltbelastungen zeigt für alle Kategorien bzw. Einzelindikatoren Vorteile für das DEUS 21-Konzept mit Ausnahme der Nonylphenol-Emissionen Wasser. Der Anteil der regional wirksamen Effekte an den Gesamteffekten schwankt zwischen knapp 30% beim Wasserverbrauch bis zu 100% bei den Emissionen an organischen Mikroschadstoffen.

Abbildung 6-23: Normierte Ergebnisse der regionalbezogenen Wirkungskategorien und Einzelindikatoren

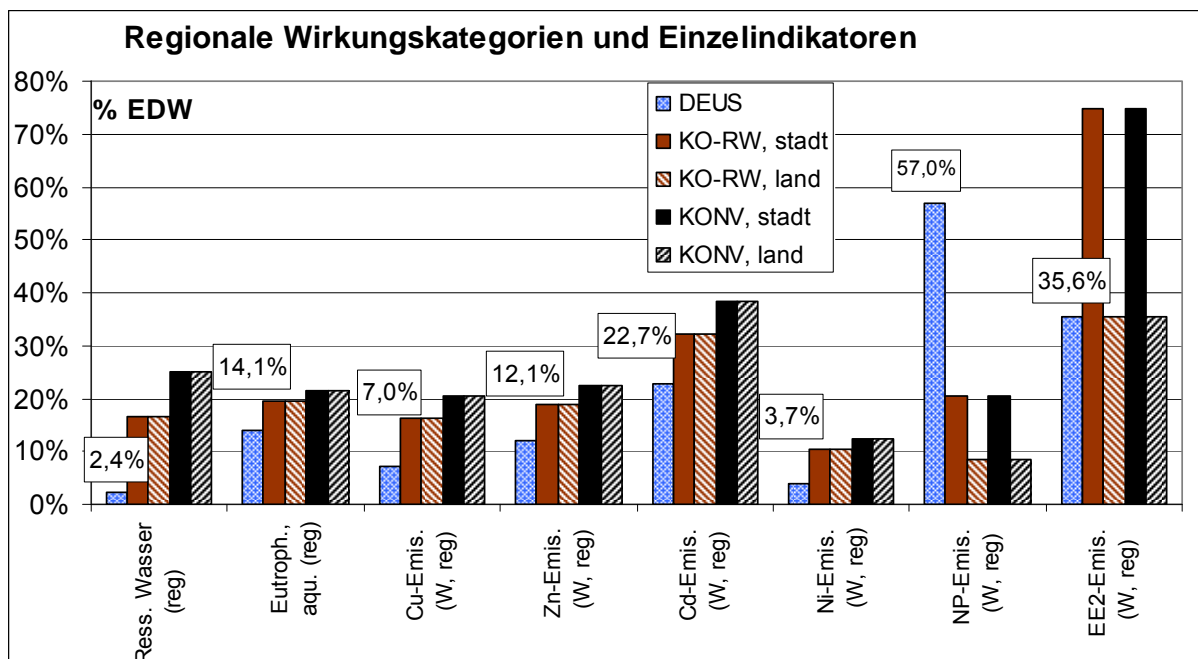
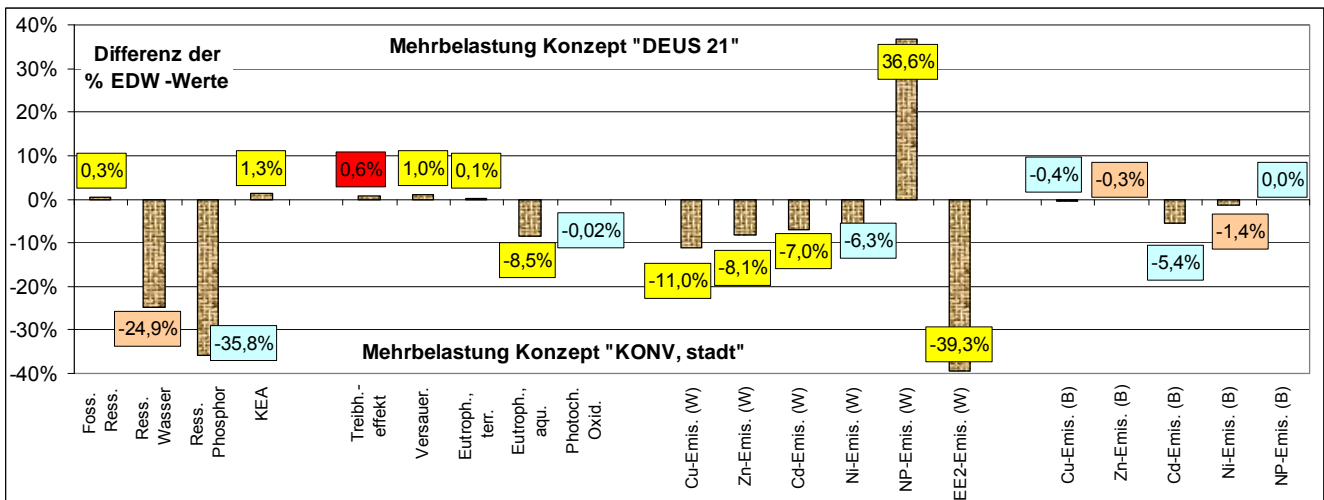
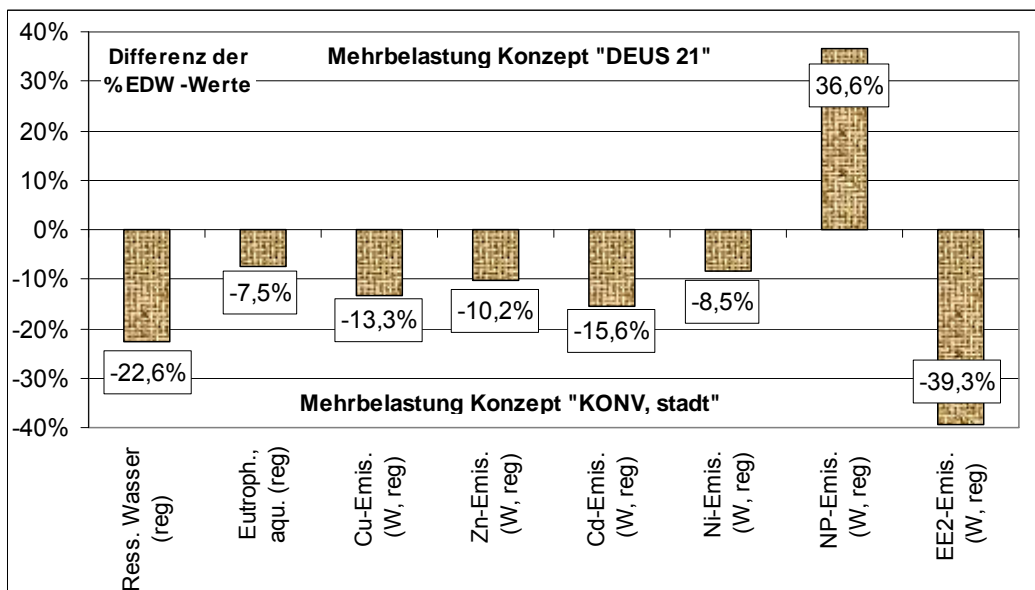


Abbildung 6-24: Ergebnisdarstellung als Differenzwerte zwischen den Konzepten "DEUS 21" und "KONV, stadt" (positive Werte: höhere Belastungen "DEUS 21"-Konzept, negative Werte: höhere Belastungen "KONV, stadt"-Konzept; unteres Bild: Bilanzierung der regionalen Belastungen)



Anmerkung: Die Zahlenwerte stellen jeweils den Wert für das DEUS 21-Konzept dar. Die jeweils verwendete Hintergrundfarbe im Zahlenkästchen symbolisiert die ökologische Bedeutung der Kategorie wie folgt (siehe auch Tabelle 3-6):

- A: "sehr große"
- B: "große"
- C: "mittlere"
- D: "geringe"



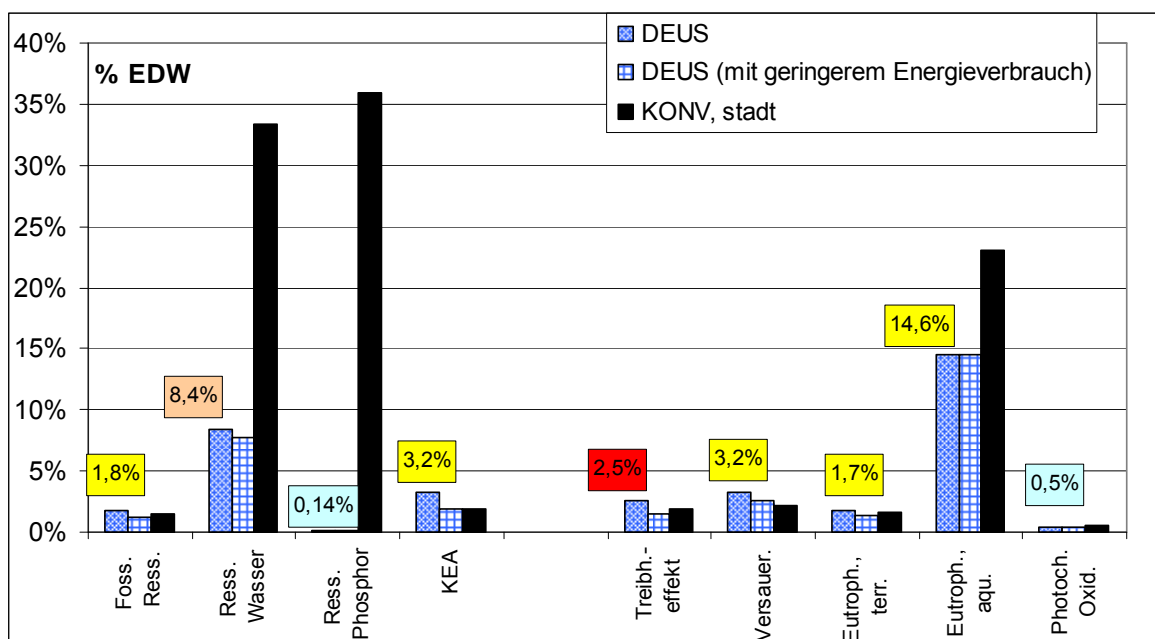
6.2.3.3 Sensitivitätsanalysen

Energieverbrauch bei der Wasser- und Abwasseraufbereitung im DEUS 21-Konzept

Wie in Kapitel 5.1 beschrieben, werden im DEUS 21-Konzept bei der Aufbereitung der Regenwassers zu Pflegewassers sowie bei der Abwasserreinigung Rotationsscheibenfilter mit Keramikmembranen eingesetzt. Die eingesetzten Aggregate stellen erste Prototypen dar, die insbesondere hinsichtlich des Energieverbrauchs noch nicht optimiert sind. Um den Einfluss

des Energieverbrauchs auf die Gesamtbilanz zu untersuchen, wurde als Vergleichswert der spezifische Energiebedarf anderer, im Abwasserbereich eingesetzter Membrananlagen herangezogen. Für Großanlagen liegen typische Energieverbrauchswerte einer Membranbelebungsanlage zwischen 0,8 und 1,4 kWh/m³ (Haber Kern et al., 2008, S. 64/65; Pinnekamp/Friedrich, 2006, S. 92; Krause, 2005), bei Kleinkläranlagen mit Membrantechnik werden von Geisler et al. (2008) Praxiswerte von 25 kWh/Monat (4 EW-Anlage) bzw. 40 kWh/Monat (8 EW-Anlage) genannt, die einen spezifischen Verbrauch der Gesamtanlage von 1,6 bis 2,0 kWh/m³ ergeben. Grundestam/Hellström (2007) geben für einen anaeroben Membranreaktor zur Abwasserbehandlung einen Verbrauch von 0,7 bis 1,9 kWh/m³ an. Beim Einsatz der Membrantechnik zur Trinkwasseraufbereitung liegen die spezifischen Energieverbrauchswerte deutlich niedriger (vgl. Lipp et al., 2005: für Ultrafiltrationsanlagen zwischen 0,05 und 0,2 kWh/m³). Für die Sensitivitätsuntersuchungen wird deshalb von einem Verbrauch von 2 kWh/m³ bei der Abwasser- und einem Verbrauch von 1,5 kWh/m³ bei der Pflégewasseraufbereitung ausgegangen. Die sich daraus ergebenden Ergebnisse zeigt Abbildung 6-25, in der das DEUS 21-Konzept, das DEUS 21-Konzept mit verringertem Energieverbrauch sowie zum Vergleich das Konzept KONV, Stadt im Vergleich dargestellt sind (auf die Darstellung der Ökotoxizitätsparameter wurde verzichtet, da sich in diesem Bereich keine wesentlichen Veränderungen ergeben). Eine Verbesserung wurde vor allem bei den Kategorien Treibhauseffekt, fossile Ressourcen und terrestrische Eutrophierung erreicht, in denen das DEUS 21-Konzept nun niedrigere Umweltbelastungen aufweist als das Konzept "KONV, Stadt", beim KEA liegen beide Konzepte gleichauf. Damit würde nur noch die Wirkungskategorie Versauerung mit etwas schlechterem Ergebnis für das DEUS 21-Konzept (um 0,4%-Punkte gegenüber 1,0%-Punkten bei höherem Energieverbrauch) verbleiben.

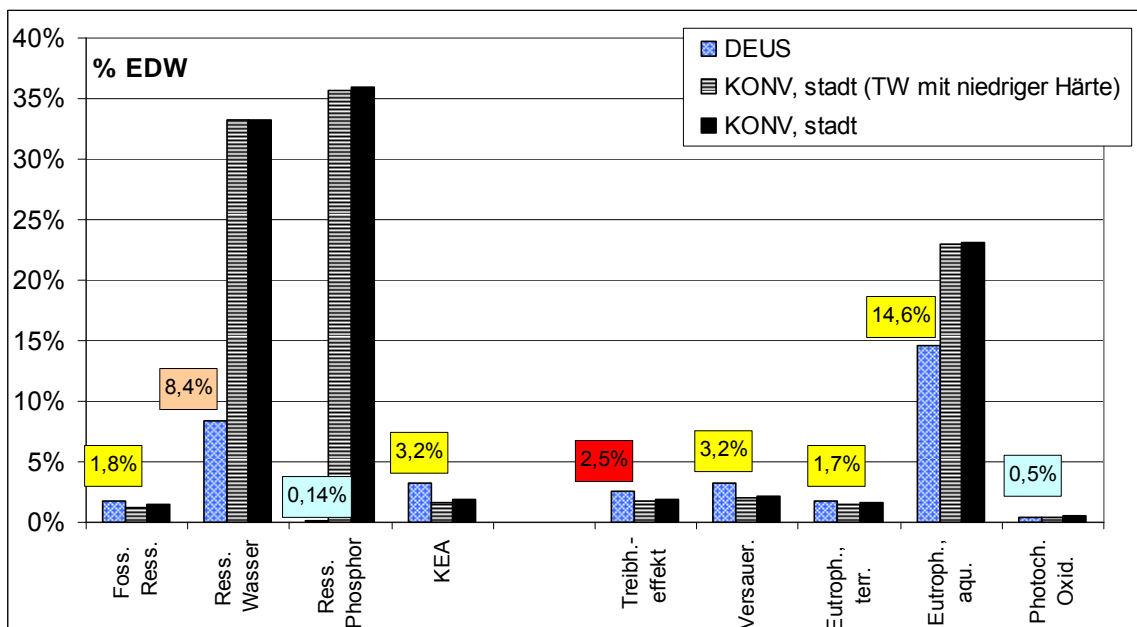
Abbildung 6-25: Ergebnisse der ökologischen Bewertung für das DEUS 21-Konzept mit verringertem Energieverbrauch bei der Wasser- und Abwasseraufbereitung



Härtegrad des Wassers

Der Härtegrad des für die Haushalte zur Verfügung gestellten Wassers spielt bei der Nutzung eine wichtige Rolle spielen: hohe Härtegrade bedingen einen höheren Bedarf an Wasch- und Reinigungsmitteln und verursachen Verkrustungen und damit einen geringeren Wärmeübergang in Geräten zur Warmwassererzeugung (s. detailliertere Beschreibung in Kap. 6.1.2.3.3). Entsprechend den Randbedingungen im Untersuchungsgebiet in Knittlingen wurde in den Untersuchungen von einem hohen Härtegrad des Trinkwassers ausgegangen (18,5 °dH). Um den Einfluss dieser Größe zu untersuchen, wurde die Modellierung auch für ein Trinkwasser im Härtebereich 2 durchgeführt. Auf die Ergebnisse für das DEUS 21-Konzept hat diese Änderung allerdings keinen Einfluss, da in diesem Konzept davon ausgegangen wird, dass für alle relevanten Wassernutzungen das weiche Pflegewasser eingesetzt wird. Der Einfluss auf die konventionellen Konzepte ist beispielhaft für "KONV, stadt" in Abbildung 6-26 gezeigt. Die sich ergebenden Veränderungen sind gering: es ergeben sich etwas niedrigere Umweltbelastungen u.a. beim Treibhaus- und Eutrophierungspotenzial (um 0,1%-Punkte), beim Versauerungspotenzial und KEA (um 0,2%-Punkte) sowie um 0,3%-Punkte bei den fossilen Ressourcen. Bei den ökotoxikologischen Indikatoren ergeben sich nur Auswirkungen bei den Kupfer-Emissionen aufgrund der geringeren Kupferabträge aus Kupfer-Trinkwasserleitungen bei weniger hartem Wasser (vgl. Hillenbrand et al., 2004).

Abbildung 6-26: Ergebnisse der ökologischen Bewertung bei Trinkwasser im Härtebereich 2

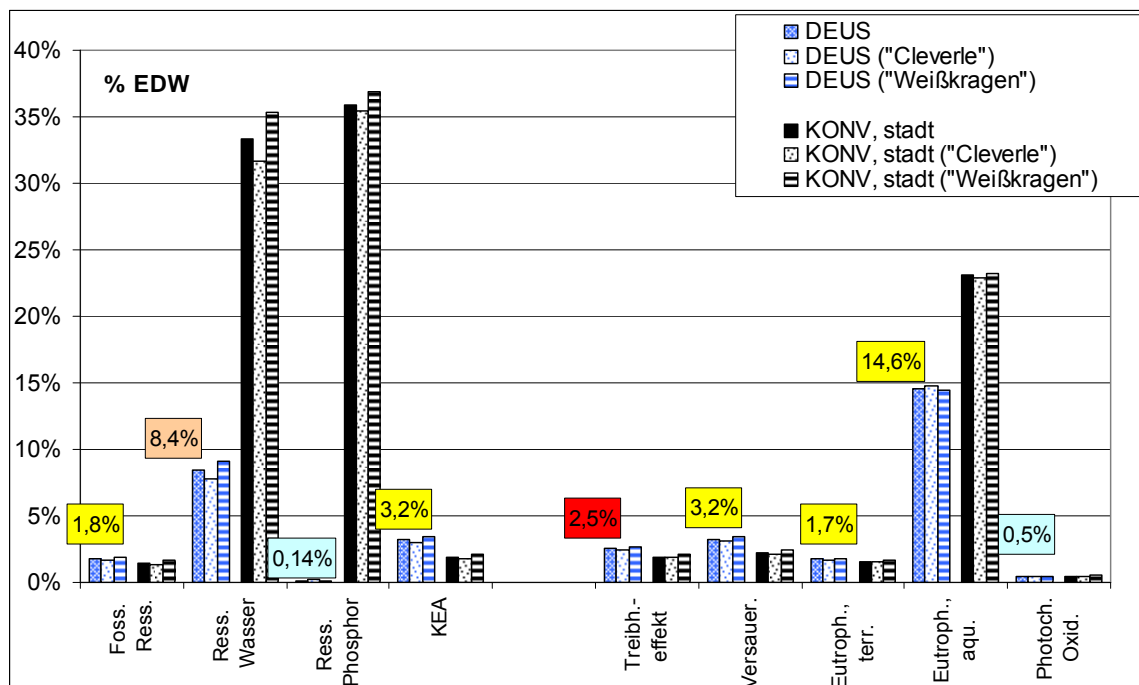


Waschverhalten der Haushalte

In Kap. 6.1.2.3.3 werden unterschiedliche Haushaltstypen beschrieben, die sich hinsichtlich ihres Waschverhaltens deutlich unterscheiden: der Typ "Cleverle" mit nur 42 Waschgängen pro Person und Jahr, der mit einem Baukastensystem wäscht (Verschmutzungsgrad leicht verschmutzt), der Haushaltstyp "Wischiwaschi", der hinsichtlich der Zahl der Waschgänge in

etwa dem deutschen Durchschnittshaushalt entspricht sowie Haushaltstyp "Weißkragen", der herkömmliches Vollwaschmittel benutzt (Verschmutzungsgrad stark verschmutzt) und 127 Waschgängen pro Person und Jahr aufweist. Der Einfluss dieser Unterschiede auf die Ergebnisse der ökologischen Bewertung ist in Abbildung 6-27 beispielhaft für die Konzepte DEUS 21 und KONV, Stadt dargestellt. Die größten Unterschiede ergeben sich erwartungsgemäß hinsichtlich der Ressource Wasser mit einer Verringerung des Verbrauchs um 1,6%-Punkte ("Cleverle") bzw. Erhöhung um 2%-Punkte ("Weißkragen"). Beim Treibhauseffekt ergeben sich für den Haushaltstyp "Cleverle" eine Verbesserung um 0,1%-Punkte, für Typ "Weißkragen" eine Verschlechterung um 0,2%-Punkte. Die Unterschiede beim Treibhauseffekt wie auch bei den meisten anderen Kategorien sind für beide Konzepte gleich.

Abbildung 6-27: Ergebnisse der ökologischen Bewertung bei unterschiedlichem Waschverhalten in den Haushalten



6.2.4 Ergebnisse unter zukünftigen Bedingungen

Aufgrund der langen Nutzungsdauern wesentlicher Komponenten von urbanen Wasserinfrastruktursystemen ist es nicht sinnvoll, bei einer Bewertung solcher Systeme nur von aktuellen Randbedingungen auszugehen. Welchen Einfluss die sich verändernden Bedingungen auf die ökologische Bewertung haben können, soll im Folgenden aufgezeigt werden. Zeithorizont für die angenommenen veränderten Daten ist die Nutzung in etwa 20 bis 30 Jahren als mittlerer Zeitpunkt einer Gesamtnutzungsdauer von konventionellen Wasserinfrastruktursystemen von über 50 Jahren. Bezugnehmend auf die bereits in Kap. 5.4 beschriebenen Faktoren werden im Einzelnen folgende Parameter für die Untersuchungen verändert:

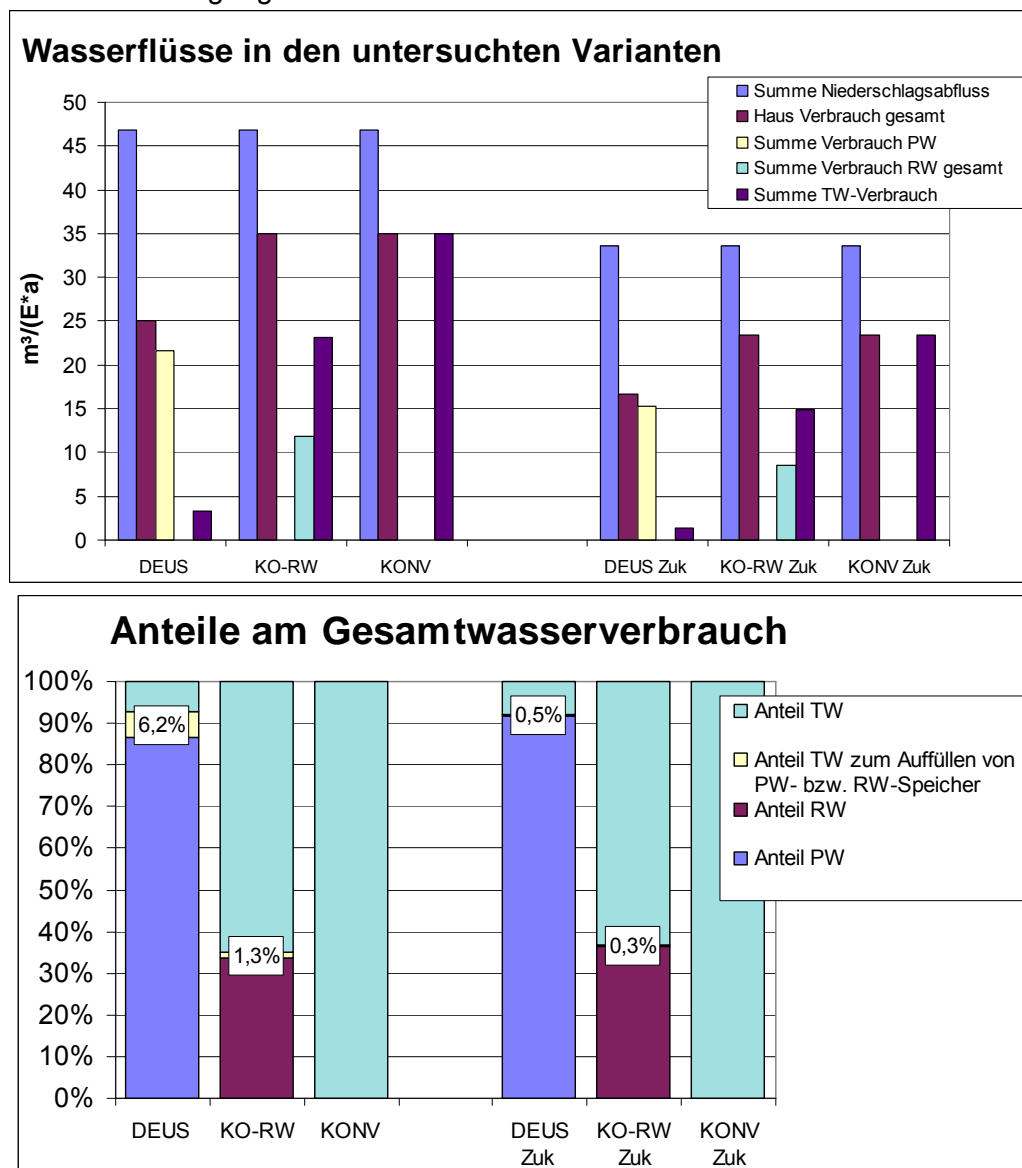
- Klimatische Bedingungen: Zur Abschätzung der Auswirkungen des Klimawandels werden Daten aus dem extremen Trockenjahr 2003 verwendet (Jahresniederschlagsmenge in Karlsruhe: 566 mm gegenüber 788 mm in dem als Durchschnitt verwendeten Jahr 1997).
- Deutliche Verringerung der durchschnittlichen Zahl der Einwohner pro Haus von 3,5 auf 2,5.
- Durch technischen Fortschritt bedingter Rückgang des spezifischen Wasserverbrauchs: In den Modellierungen werden ausgehend von den in Tabelle 6-11 aufgeführten spezifischen Wasserverbrauchsangaben für die konventionellen Szenarien mittlere Werte zwischen "normalem" und "sparsamem" Verbrauch und für das DEUS 21-Konzept die "spar"-Werte eingesetzt. Nur hinsichtlich des Wasserverbrauchs für Trinken/Kochen und Garten wird nicht mit einer Verringerung des Bedarfs gerechnet. Trotz des Wasserverbrauchs-rückgangs aufgrund zurückgehender Einwohnerzahlen und höherer Effizienz bei der Wassernutzung wurde jedoch nicht davon ausgegangen, dass zur Aufrechterhaltung des Betriebs der konventionellen Trinkwasserleitungs- und Abwasserkanalnetze ein Zusatzverbrauch an Wasser oder Chemikalien (für zusätzliches Spülen von Leitungen bzw. Kanälen und Desinfektionsmaßnahmen) in relevanter Menge entstehen würde.
- Wie die Sensitivitätsanalysen in 6.2.3.3 bereits gezeigt haben, spielt der spezifische Energieverbrauch der Membranfiltration über Rotationsscheiben bei der Pflegewasser-aufbereitung und der Abwasserbehandlung im DEUS 21-Konzept für die Gesamtbewertung eine wichtige Rolle. Aufgrund des technischen Fortschritts ist insbesondere bei einer so neuen und erst als Prototyp eingesetzten Technik zukünftig mit deutlichen Effizienz-verbesserungen zu rechnen. Im Modell wird deshalb von einer Verringerung des spezifischen Energieverbrauchs auf Werte, wie sie bei vergleichbaren Membrananlagen benötigt werden und bei den Sensitivitätsanalysen bereits beschrieben sind, ausgegangen.

In den folgenden Abbildungen sind die Ergebnisse der Modellierungen für zukünftige Randbedingungen dargestellt. Die Ergebnisse des Stoffstrommodells Wasser zeigen, dass trotz des deutlich niedrigeren Niederschlagsabflusses die zur Verfügung stehenden Regenmengen für den Bedarf an Pflegewasser (DEUS 21) bzw. Regenwasser (KO-RW) ausreichen. Die Ergebnisse unter zukünftigen Randbedingungen zeigen sogar, dass der Bedarf, der aufgrund leerer Speicher durch Nutzung von Trinkwasser gedeckt werden muss, von 6% (DEUS 21) bzw. 1% (KO-RW) auf 0,5 % bzw. 0,3 % abnimmt (s. Abbildung 6-28). Dabei spielen sowohl der Rückgang der Nutzerzahlen im Untersuchungsgebiet als auch der niedrigere spezifische Wasserverbrauch (am Rückgang von "Haus Verbrauch gesamt" zu erkennen) eine wichtige Rolle.

Bei den in Abbildung 6-29 und Abbildung 6-30 dargestellten Ergebnissen der ökologischen Bewertung ergeben sich für die Wirkungskategorien Treibhauseffekt und Versauerung sowie für die ressourcenbezogenen Indikatoren fossile Ressourcen, KEA und Wasserverbrauch die größten Veränderungen. Die durch das DEUS 21-Konzept verursachten Belastungen liegen deutlich niedriger als in den ursprünglichen Ergebnissen (s. Abbildung 6-22), die durch die konventionellen Konzepte verursachten Emissionen und Ressourcenverbräuche verringern sich dagegen nur in geringem Umfang. Nur beim Wasserverbrauch sind die Rückgänge vergleichbar. Diese unterschiedlichen Veränderungen bedeuten, dass das DEUS 21-Konzept in

diesen Kategorien eine geringere Umweltbelastung aufweist als die konventionellen Konzepte, auch wenn die Unterschiede teilweise sehr gering ausfallen. Einzige Ausnahme ist die Kategorie Versauerung, in der das DEUS 21-Konzept eine um 0,1 bis 0,2%-Punkte höhere Umweltbelastung verursacht.

Abbildung 6-28: Ergebnisse des Stoffstrommodells Wasser für die verschiedenen Konzepte unter derzeitigen und zukünftigen (mit "Zuk" gekennzeichnet) Randbedingungen



Fast keine Veränderungen ergeben sich dagegen bei den ökotoxizitätsbezogenen Einzelindikatoren. Damit bleibt als einziger Indikator, für den das DEUS 21-Konzept deutlich schlechter abschneidet als die konventionellen Konzepte, die Nonylphenol (NP)-Emission in die Gewässer. Ursache ist hier die deutlich schlechtere Abbaubarkeit von NP bzw. NPEO in anaerobem Milieu.

Hinsichtlich der über die kommunale Abwasserentsorgung emittierten Mikroschadstoffe wurde in zahlreichen Untersuchungen gezeigt, dass diese Stoffe ökotoxikologisch relevant sind. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf Arzneimittel und deren Abbauprodukte gelegt (vgl. Kap. 3.1.4). Mit unterschiedlichen Verfahrenstechniken wurde versucht, eine weitergehende Elimination dieser Schadstoffe zu erreichen. Besonders erfolgreich waren dabei Ansätze zur Ozonung des Abwassers oder die Zugabe von Aktivkohle (Baumgarten et al., 2007; Metzger et al., 2005; Bahr et al., 2007; Ivashechkin, 2006; Schröder, 2006; Joss, 2005; Schullerer et al., 2002). Weitergehende Anforderungen für die kommunale Abwasserreinigung werden teilweise bereits diskutiert (SRU, 2007; Thaler/DWA-AG KA-8.1, 2007; Merkel et al., 2007). Hinsichtlich der zukünftig zu erwartenden Randbedingungen für die Abwasserwirtschaft sind deshalb auch mögliche weitergehende Anforderungen zur Reduktion von Mikroschadstoffen zu berücksichtigen. Um die Auswirkungen solcher Anforderungen für die ökologische Bewertung abschätzen zu können, werden im Folgenden die wichtigsten, damit verbundenen Konsequenzen aufgezeigt. Für die Zugabe von Aktivkohle liegen bereits detaillierte Untersuchungen vor, anhand derer die wichtigsten Parameter für die ökologische Bewertung abgeleitet werden können. Ausgehend von den in der Literatur mit diesem Verfahren beschriebenen Erfahrungen wird eine Erweiterung der konventionellen Konzepte um eine Aktivkohlebehandlungsstufe untersucht. Die Untersuchungen zeigen, dass für die meisten Stoffgruppen eine sehr weitgehende Elimination erreicht werden kann (Dammann/Fromm, 2007; Kapp, 2006). Dazu ist die Zugabe einer auf die zu reinigende Abwassermenge bezogenen, spezifischen Aktivkohlemenge in einer der Biologie nachgeschalteten Stufe erforderlich, in der sich die im Abwasser noch enthaltenen Schadstoffe in erheblichem Umfang an die Aktivkohle anlagern und damit abgetrennt werden können (Adsorptionsstufe).⁶⁵ Die Aktivkohle verbleibt dann mit den angelagerten Schadstoffen im Klärschlamm.⁶⁶ Bzgl. der Eliminationsrate von EE2 werden Ergebnisse von zwei Kläranlagen mit Aktivkohlebehandlung genutzt, deren Abwasser zu einem großen Teil aus Textilbetrieben stammt (Schullerer et al., 2002). Für die Verbesserung der Elimination von Nonylphenol durch eine Aktivkohlezugabe liegen dagegen nur Laboruntersuchungen vor (Friedrich/Ries, 2005).⁶⁷ Zum Mehranfall an Klärschlamm liegen unterschiedliche Angaben vor: Nach Siegrist/Joss (2006; zitiert in Moltmann et al., 2007) ist mit einer zusätzlichen Schlammproduktion von 20 g TS pro m³ Abwasser, d.h. mit einer um etwa 15-20% erhöhte Schlammmenge zu rechnen. Dagegen zeigen die von Dammann/Fromm (2007) berichteten Ergebnisse der Untersuchungen im Ulmer Klärwerk, dass nur entsprechend der zugegebenen Aktivkohlemenge und der adsorbierten Stoffe zusätzli-

⁶⁵ Auch eine Zugabe in der Belebungsstufe ist möglich, bedeutet jedoch eine wesentlich höhere Einsatzmenge an Aktivkohle (vgl. Schrader et al., 2006).

⁶⁶ Dieser Ansatz ist deshalb auch nur dann sinnvoll, wenn dieser mit den zusätzlichen Schadstoffen belastete Klärschlamm verbrannt wird. In den Untersuchungen wird demzufolge nur auf die Variante mit Klärschlammverbrennung eingegangen.

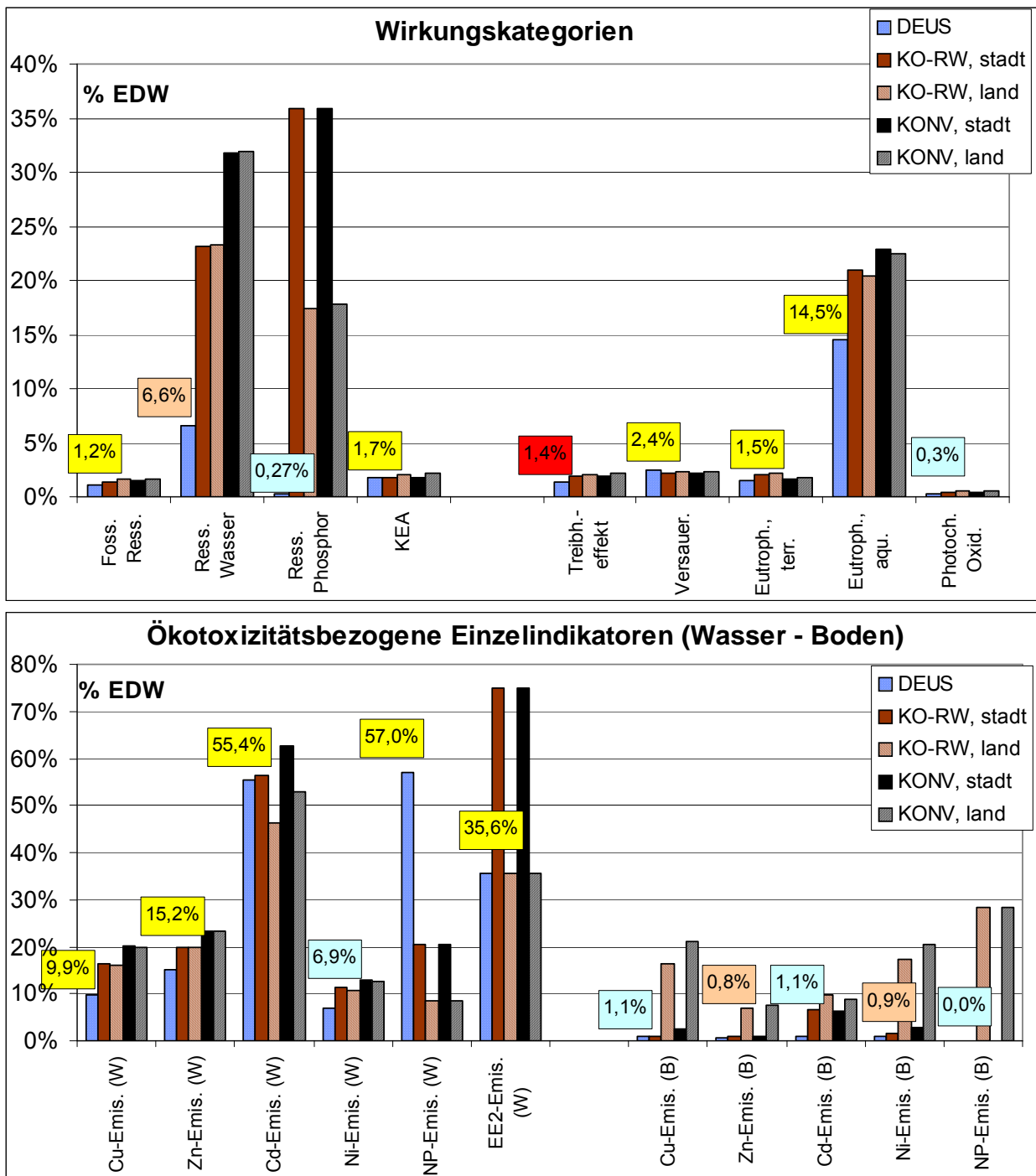
⁶⁷ Von Schrader et al. (2006) wurden zwar detailliertere Untersuchungen zu Nonylphenol beschrieben, es erfolgte jedoch keine umfassende Bilanzierung einschließlich der für den Nonylphenol-Stofffluss wichtigen Ausgangssubstanz Nonylphenolethoxylat.

cher Schlamm entsteht. Für die Bereitstellung der Aktivkohle können Sachbilanzdaten aus der PROBAS-Datenbank des Umweltbundesamtes verwendet werden, die nach Rücksprache mit einem Aktivkohle-Hersteller hinsichtlich des notwendigen Aufwands an Steinkohle korrigiert wurden. Tabelle 6-14 gibt einen Überblick über die bei der Modellierung verwendeten, zusätzlichen Ausgangsdaten.

Abbildung 6-31 zeigt die Ergebnisse der ökologischen Bewertung der Aktivkohlezugabe für das konventionelle, städtische Konzept unter zukünftigen Bedingungen. Dargestellt sind dabei die Veränderungen durch die Differenzwerte zwischen beiden Varianten. Bei den nicht dargestellten Kategorien ergaben sich (fast) keine Unterschiede. Die mit der Aktivkohle verbundenen Aufwendungen bewirken eine Zunahme des Treibhauspotenzials um 9,8 kg CO₂-Äquivalente pro Jahr. Dies entspricht einer Zunahme der durch einen Einwohner durchschnittlichen verursachten Umweltbelastung um 0,1%-Punkte. Dem stehen deutliche Verbesserungen bei der aquatischen Eutrophierung um 2,6%-Punkte sowie bei den ökotoxikologischen Einzelindikatoren für den Wasserbereich (zwischen 2,9 und 6,8%-Punkte) gegenüber. Bei Nonylphenol und dem Arzneimittel EE2 als Beispiele für organische Mikroverunreinigungen ist die Verbesserung mit 19%- bzw. 63%-Punkten am größten. Hinsichtlich der Auswirkungen auf die Elimination von Mikroschadstoffen ist allerdings zu berücksichtigen, dass die angegebenen Werte auf Ergebnisse von halbtechnischen oder Laboruntersuchungen beruhen und deshalb nur grobe Abschätzungen darstellen können.

Der Einfluss einer Aktivkohlezugabe bei der Abwasserbehandlung konnte nur für das konventionelle Konzept untersucht werden, da für das DEUS 21-Konzept weder für die technische Ausgestaltung noch für die dadurch möglichen Eliminationswirkungen Analysen vorliegen. Davon ausgehend, dass die Aktivkohle in Abhängigkeit von der Abwassermenge zugegeben wird, würde dies für das DEUS 21-Konzept bedeuten, dass aufgrund der um ca. ein Drittel geringeren Abwassermenge auch eine entsprechend geringere Aktivkohlemenge benötigt würde und somit die mit der Aktivkohlezugabe verbundenen, erhöhten Treibhausgasemissionen reduziert würden.

Abbildung 6-29: Normierte Ergebnisse für die einzelnen Wirkungskategorien und Einzelindikatoren unter zukünftigen Bedingungen



Anmerkung: Die Zahlenwerte stellen jeweils den Wert für das DEUS 21-Konzept dar. Die jeweils verwendete Hintergrundfarbe im Zahlenkästchen symbolisiert die ökologische Bedeutung der Kategorie wie folgt (siehe auch Tabelle 3-6):

- A: "sehr große"
- B: "große"
- C: "mittlere"
- D: "geringe"

Abbildung 6-30: Ergebnisse unter künftigen Bedingungen als Differenzwerte zwischen den Konzepten "DEUS 21" und "KONV, stadt" (positive Werte: höhere Belastungen "DEUS 21"-Konzept, negative Werte: höhere Belastungen "KONV, stadt"-Konzept)

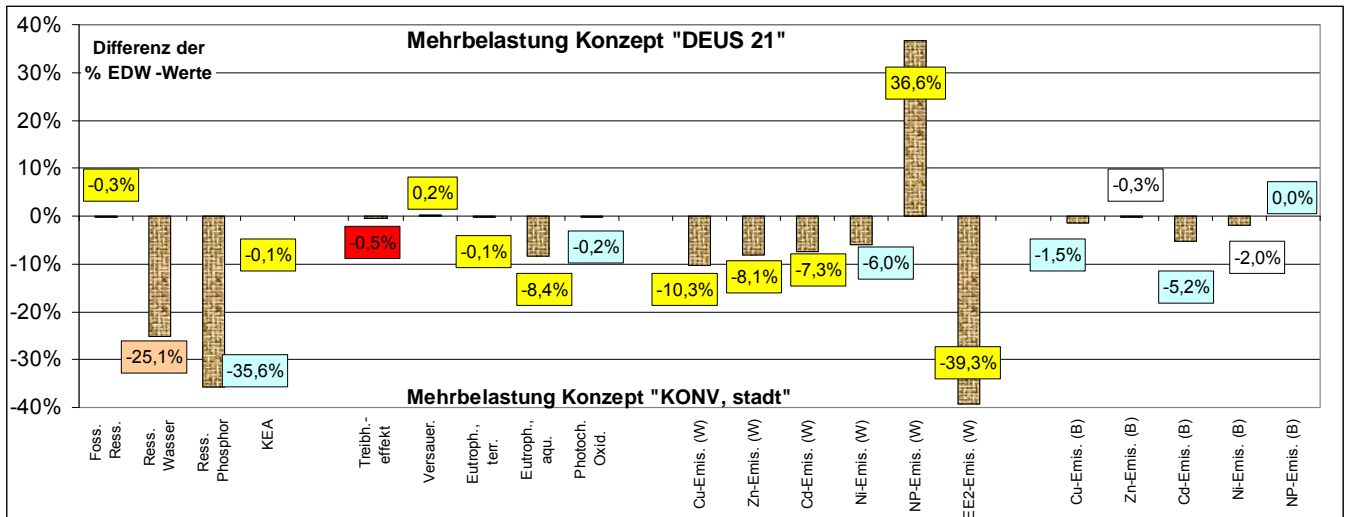
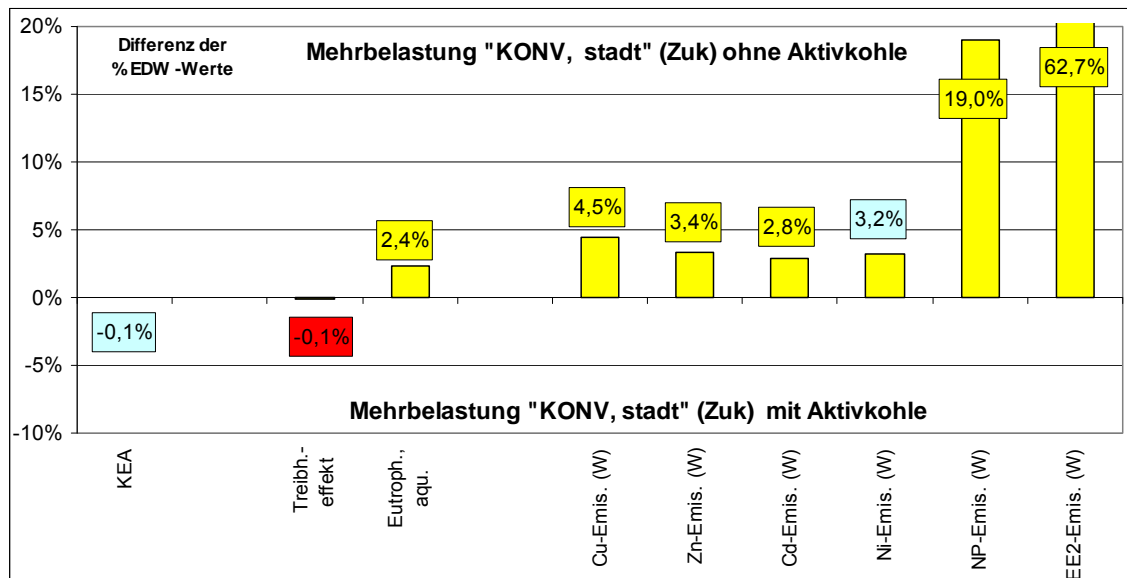


Tabelle 6-14: Sensitivitätsanalyse zur Zugabe von Aktivkohle bei der Abwasserbehandlung im Konzept "KONV, stadt" – Ausgangsdaten zur Modellierung

Parameter	Modellierung	Quelle
Sachbilanzdaten Aktivkohleherstellung	Daten nach PROBAS-Datenbank des Umweltbundesamts; spezifischer Verbrauch Steinkohle: Angaben eines Aktivkohleherstellers	unter "www.probas.umweltbundesamt.de/ "
Dosierungsmenge Aktivkohle	20 mg/l (Zugabe in Adsorptionsstufe nach der biologischen Reinigungsstufe)	Kapp (2006)
Erhöhung der Klärschlammmenge	entsprechend der eingesetzten Aktivkohlemenge	Damann/Fromm (2007)
Verbesserung der Eliminationsleistung	<ul style="list-style-type: none"> CSB/BSB: Verringerung der organischen Restverschmutzung um 60 bis 70 % Phosphor: Ablaufkonzentration 0,1 mg/l P_{ges} Schwermetalle: durch verbesserten Rückhalt von Feststoffen erhöhte Elimination entsprechend einer Membranfiltration EE2: Verbesserung der Eliminationsrate auf 93,5% NP: zusätzliche Elimination um 93% 	nach Kapp (2006); Damann/Fromm (2007), Schrader et al. (2006); Friedrich/Ries (2005); Schullerer et al. (2002);

Abbildung 6-31: Ergebnisse der ökologischen Bewertung bei Zugabe von Aktivkohle zur Entfernung von Mikroschadstoffen im Konzept "KONV, stadt" unter künftigen Bedingungen als Differenzwerte



Anmerkung: Dargestellt sind nur Kategorien und Indikatoren mit Differenzwerten > 0,1%-Punkten.

6.2.5 Zusatzaspekte bei der ökologischen Bewertung

Im Rahmen der ökologischen Bewertung wurde versucht, alle relevanten Umwelteffekte der Wasserinfrastruktursysteme von Wohngebieten zu berücksichtigen (vgl. Kap. 3.1.4). Hinsichtlich der ökotoxikologischen Effekte, deren Bewertung sich im Rahmen bisheriger ökobilanzieller Betrachtungen als besonders schwierig herausgestellt hat, wurden beispielhaft wichtige Einzelindikatoren ausgewählt. Die Vielzahl der relevanten Schadstoffe und die bislang fehlenden Methoden, die damit verbundenen Wirkungen zu einer Wirkungskategorie zusammenzufassen, machen es aber unmöglich, eine vollständige ökotoxikologische Bewertung zu erreichen. Inwieweit bei der Betrachtung weiterer Schadstoffgruppen oder Einzelstoffen Veränderungen in der Bewertung für die betrachteten Konzepte resultieren würden, ist in allgemeiner Form nicht zu beantworten. Die unterschiedlichen Ansätze bei der Abwasserreinigung (DEUS 21-Konzept mit anaerobem Reinigungsverfahren und Membranfiltration, konventionelle Konzepte mit aerobem Verfahren mit Nachklärbecken zur Abscheidung von Feststoffen) können zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen führen, wie die Untersuchungen an den zwei beispielhaft ausgewählten organischen Spurenschadstoffen Nonylphenol und 17 α -Ethinylestradiol (EE2) gezeigt haben.

Weitere, sehr wichtige und in der ökologischen Bewertung bislang nicht berücksichtigte Aspekte stehen in Zusammenhang mit den im gereinigten Abwasser noch verbleibenden hygienischen Belastungen. Auch wenn eine konventionelle biologische Abwasserreinigung die Belastungen um mehrere Zehnerpotenzen verringert, können die verbleibenden Organismen

die Nutzung des als Vorfluter dienenden Gewässers stark beeinträchtigen. Soll eine Nutzung der Gewässer bspw. für Freizeitaktivitäten ermöglicht werden, ist eine weitergehende Abwasserreinigung, d.h. eine gezielte Abtrennung bzw. Abtötung der Mikroorganismen z.B. über eine UV-Desinfektion oder eine Membranfiltration notwendig. Im DEUS 21-Konzept wird das Abwasser dagegen über eine Mikrofiltration gereinigt, durch die auch eine sehr weitgehende hygienische Reinigung gewährleistet wird.

Mit den hygienischen Belastungen verbunden ist die Gefahr der Verbreitung von Antibiotika-Resistenzen durch die Ableitung von kommunalem Abwasser. Nach Stieber et al. (2006, S. 112) werden bei einem Klärwerk mit 30.000 m³/d Abwasserdurchsatz pro Tag ca. $4,5 \times 10^{13}$ antibiotikaresistente Mikroorganismen freigesetzt. Welche Rolle diese über die Abwasserab- leitung freigesetzten Organismen hinsichtlich der zunehmenden Verbreitung von Antibiotika-Resistenzen spielen und ob daraus Konsequenzen für die Abwasserbehandlung abzuleiten sind, ist bislang noch ungeklärt. Der Vorteil des DEUS 21-Ansatzes, über eine Membranfiltra- tion Mikroorganismen weitgehend abzutrennen, könnte in diesem Zusammenhang auch eine Rolle spielen, der sich bislang nicht in der ökologischen Bewertung widerspiegelt.

Ein weiterer Aspekt, der in die Bewertung nicht eingeflossen ist, sind die möglichen Gefähr- dungen durch undichte Kanäle, die zu Beeinträchtigungen der Grundwasserqualität führen können. Ob es zu solchen Gefährdungen kommt, ist jedoch sehr stark von den lokalen Be- dingungen abhängig (z.B. Bodenbeschaffenheit, Abstand zwischen Grundwasser und Ka- nalnetz) sowie von der Qualität und Häufigkeit der notwendigen betrieblichen Maßnahmen (Kanalinspektion, Dichtigkeitsprüfungen, ggf. Instandhaltungs- und Sanierungsmaßnahmen). Eine allgemeine Abschätzung der dadurch möglicherweise verursachten Umwelteffekte ist deshalb nicht möglich. Grundsätzlich gilt jedoch, dass im DEUS 21-Konzept aufgrund der Verwendung einer Vakuumkanalisation durch die damit verbundene, systemimmanente Dichtheitskontrolle die Gefahr von Leckagen minimiert ist.

6.2.6 Fehlerbetrachtung

Die betrachteten urbanen Wasserinfrastruktursysteme sind komplexe Systeme mit einer großen Zahl an relevanten Einzelprozessen und Verknüpfungen wie z.B. der Trinkwasserbe- reitstellung, den Wassernutzungsprozessen in den Haushalten, der Abwasserableitung, - behandlung und Reststoffverwertung, der Bereitstellung der Betriebsmittel wie Strom und Chemikalien oder auch den damit verbundenen Transportvorgängen. Für die modellbasierte Darstellung der damit verbundenen Stoffströme und der Aufarbeitung entsprechend der Ökobilanzmethodik sind eine Vielzahl an Daten erforderlich, die aus unterschiedlichen Quel- len stammen und die mit einer unterschiedlichen Qualität verbunden sind. In Tabelle 6-15 sind für die wichtigsten Module die Datenquelle und deren Qualität beschrieben, unter- schieden jeweils für das DEUS 21-Konzept sowie die konventionellen Konzept.

Grundsätzlich wurde versucht, möglichst konsistente Datenquellen zu verwenden. Als um- fassendste und konsistente Quelle stehen die im Rahmen des Ecoinvent-Projektes erarbeite-

ten und zum Ende 2007 aktualisierten Module zur Verfügung, die deshalb soweit möglich verwendet wurde (s. auch Ausführungen zu Datenquellen in Kap. 6.1.1). Für die Kernprozesse der untersuchten Konzepte – die Wasseraufbereitung, die Nutzung in den Haushalten sowie die anschließende Abwasserableitung und -aufbereitung mit Klärschlamm Entsorgung bzw. Nährstoffrückgewinnung – wurden eigene Erhebungen durchgeführt, die sich für die konventionellen Konzepte auf umfangreiche Literaturlauswertungen stützt. Diese Daten geben die durchschnittliche Situation in Deutschland wieder. Eine andere Situation ergibt sich für das DEUS 21-Konzept, das derzeit im Rahmen von Forschungs- und Entwicklungsarbeiten erprobt und weiterentwickelt wird. Soweit Daten aus der ersten Pilotanlage im Untersuchungsgebiet Knittlingen bereits vorlagen (dies betrifft insbesondere Daten zur Bauphase und zu einer ersten Betriebsphase, in der allerdings die Pflegewasseraufbereitung sowie die Nährstoffrückgewinnung und Biogasnutzung noch nicht in Betrieb waren), wurden diese verwendet. Ansonsten musste auf Ergebnisse von Voruntersuchungen oder auf Abschätzungen auf Basis vergleichbarer Literaturergebnisse zurückgegriffen werden. Hinsichtlich des notwendigen Betriebsaufwands ist außerdem zu berücksichtigen, dass die erbaute Anlage einen ersten Prototyp darstellt, der bspw. hinsichtlich des Energiebedarfs noch ein erhebliches Optimierungspotenzial aufweist. Besonders hohe Unsicherheiten treten dabei hinsichtlich des Verbleibs von Mikroschadstoffen auf (s. Kap. 6.1.2.3.4), für die allerdings auch bei den konventionellen Konzepten erst vergleichsweise wenige Untersuchungen vorliegen. Die auf die Sachbilanzierung aufbauende Wirkungsabschätzung weist hinsichtlich der Standardkategorien wie Treibhauseffekt oder Eutrophierung und der dafür benötigten Wirkungsfaktoren und den aktuell erhobenen Normierungsfaktoren eine hohe Datenqualität auf. Für die Kategorien Human- und Ökotoxizität gelten allerdings die in Kap. 3.1.5.2 bereits beschriebenen Unsicherheiten. Insgesamt ergibt sich damit für das DEUS 21-Konzept eine wesentlich geringere Datenqualität. Bei der Bewertung und Interpretation der Ergebnisse ist dies zu berücksichtigen.

Tabelle 6-15: Angaben zur Datenqualität der ökologischen Bewertung (+: hoch; o: mittel; -: niedrig)

Bereich	DEUS 21 – Konzept	Konventionelle Konzepte
Sachbilanz:		
Bauphase (allgemein)	+ Erhebungen im Untersuchungsgebiet, Baustoffmodule aus Ecoinvent	+ Bauaufwand aus Literaturauswertungen, Baustoffmodule aus Ecoinvent
Nutzungsphase:		
• Trinkwasseraufbereitung und –verteilung	+ eigene Erhebungen anhand von Literaturauswertungen: Durchschnittswerte für Deutschland	
• Pflegewasseraufbereitung	- Daten aus Voruntersuchungen sowie eigene Abschätzungen	

Bereich	DEUS 21 – Konzept	Konventionelle Konzepte
• Wassernutzung im Haushalt	o Wasserverbrauch, anfallende Stofffrachten sowie Einfluss des Härtegrads nach Literaturoauswertung; Waschmittel nach Ecoinvent-Modulen und ergänzender Literatur	
• Abwasserableitung und -behandlung (Reinigungsleistung, Betriebsaufwand)	- Ergebnisse aus Versuchsanlage in Knittlingen sowie aus halbtechnischen Voruntersuchungen; bzgl. Mikroschadstoffe Abschätzungen	+ eigene Erhebungen anhand von Literaturoauswertungen: Durchschnittswerte für Deutschland; o bzgl. Mikroschadstoffe: Abschätzungen auf Basis halbtechnischer Untersuchungen
• Biomüllkompostierung		+ nach Literaturoauswertungen
• Düngemittelbereitstellung		+ Standardmodule Ecoinvent
• Betriebsmittel: Chemikalien zur Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung, Strom- /Wärmeerzeugung	+ Standardmodule Ecoinvent	
Transportprozesse	+ Standardmodule Ecoinvent	
Entsorgungsphase (allgemein)	o Standardmodule Ecoinvent, aber Unsicherheiten aufgrund der großen Zeitspanne bis Entsorgungsphase beginnt	
Wirkungsabschätzung		
Standard-Wirkungskategorien	+ überwiegend breit anerkannte Verfahren, Wirkungsfaktoren und aktuelle Normierungsfaktoren für Deutschland verfügbar; bei Kategorie "Photochemische Oxidantienbildung" allerdings noch offene methodische Fragen	
Wirkungskategorie Human- und Ökotoxizität	o noch keine breit anerkannte Verfahren verfügbar, deshalb Verwendung von Einzelindikatoren; Daten für die Einzelindikatoren zur Normierung z.T. nur als Abschätzung verfügbar	

6.2.7 Diskussion der Ergebnisse zur ökologischen Bewertung

Zur Bewertung der ökologischen Auswirkungen von urbanen Wasserinfrastruktursystemen wurde ein Vorgehen in Anlehnung an die Ökobilanz-Methodik gewählt. Um die dabei zu betrachtenden Wirkungskategorien und Wirkungsindikatoren festlegen zu können, waren die für Deutschland verfügbaren Daten zur ökologischen Relevanz der Systeme auszuwerten. Trotz der in der Vergangenheit durch die erheblichen Aufwendungen im Bereich der kommunalen Abwasserbehandlung erzielten Erfolge spielen die durch die Abwasserentsorgung bedingten Nährstoff- und Schwermetalleinträge weiterhin eine wichtige Rolle für die deutschen

Gewässer. Noch größer, wenngleich auch teilweise nicht eindeutig quantifizierbar, sind jedoch die verursachten Belastungen durch organische Mikroschadstoffe wie z.B. Arzneimittelrückstände. Es ist deshalb unabdingbar, neben den üblicherweise im Rahmen von Ökobilanzen verwendeten Wirkungskategorien wie Treibhauseffekt, Ressourcenbedarf oder Versauerung auch Indikatoren für die Human- und Ökotoxizität einzubeziehen. Da die Belastungssituationen der Gewässer bzw. des Wasserhaushalts regional sehr unterschiedlich sein können, ist es zusätzlich erforderlich, bei einer Bilanzierung zwischen den regional auftretenden und den insgesamt festzustellenden Belastungspotenzialen (Schadstoffe, Wasserressourcen) zu unterscheiden.

Als Anwendungsfall für den abgeleiteten methodischen Ansatz zur ökologischen Bewertung dient der Vergleich des DEUS 21-Konzepts, das im Rahmen eines Forschungs- und Demonstrationsprojekts für ein kleines Neubaugebiet von etwa 100 Grundstücken umgesetzt wird, mit konventionellen Konzepten (unterschieden in ländliche und städtische Variante sowie in Konzepte mit und ohne dezentrale Regenwassernutzung). Zur notwendigen Bilanzierung der Stoffströme dient das erarbeitete Stoffstrommodell "SurWis", in dem sowohl die Wasserversorgung, die Wassernutzung in den Haushalten als auch die Abwasserentsorgung einschließlich aller Vorketten (u.a. Bereitstellung von Energie und Chemikalien, Transportprozesse) sowohl für die Bauphase als auch für die Betriebs- und Entsorgungsphase abgebildet werden. Der Stofffluss des Wassers wird in einem separaten Teilmodell berechnet und dient als Inputgröße für das Stoffstrommodell, dessen Ergebnisse als Sachbilanz die Grundlage der Wirkungsabschätzung und der weiteren Auswertung entsprechend der Ökobilanz-Methodik darstellt.

Die Ergebnisse der Auswertung zeigen, dass für die verschiedenen Wirkungskategorien die mit dem urbanen Wasserinfrastruktursystem verbundenen Umweltbelastungen – bezogen auf die durch einen Einwohner durchschnittlich verursachten Effekte – stark schwanken: Für das als wichtigste Umweltkategorie eingestufte Treibhauspotenzial liegen die Anteile zwischen 1,9 bis 2,5%, beim Photooxidantienbildungspotenzial dagegen mit 0,4 bis 0,6% am niedrigsten. Bei der Ressource Phosphor sind sie dagegen mit 0,1 bis 36% deutlich höher und zwischen den verschiedenen Konzepten sehr stark schwankend. Noch höhere Werte ergeben sich für die zur Beschreibung der Human- und Ökotoxizität beispielhaft ausgewählten Einzelindikatoren wie z.B. die Wasseremissionen an Cadmium, Nonylphenol oder das als Arzneimittel eingesetzte Hormon EE2. Soweit von den derzeitigen Randbedingungen und für das DEUS 21-Konzept von den technischen Charakteristika der Pilotanwendung ausgegangen wird, ergeben sich für dieses Konzept aufgrund des höheren Energieaufwands bei den Membranbehandlungsstufen zur Pflegewasseraufbereitung und bei der anaeroben Abwasserbehandlung höhere Umweltbelastungen bei den durch die Energiebereitstellung stärker beeinflussten Wirkungskategorien wie Treibhauseffekt, fossiler Ressourcenverbrauch und Versauerung. Die Unterschiede liegen hier zwischen 0,6%-Punkten beim Treibhauseffekt, 0,3%-Punkten beim fossilen Ressourcenverbrauch und 1%-Punkt bei der Versauerung. Deutliche Vorteile weist das Konzept dagegen bei den Ressourcenindikatoren Phosphor

(Verbesserung um 36%-Punkte gegenüber dem konventionellen Konzept mit Klärschlammverbrennung bzw. um 18%-Punkte bei landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung) und Wasser (25%-Punkte Differenz) auf, sowie bei der aquatischen Eutrophierung (Verbesserung um 9%-Punkte) und den meisten toxizitätsbezogenen Einzelindikatoren. Wichtige Ausnahme bildet hier Nonylphenol bzw. das als Vorläufersubstanz in der Regel eingesetzte Nonylphenolethoxylat: Diese Stoffgruppe ist anaerob sehr schlecht abbaubar, beim anaeroben Abbauprozess im DEUS 21-Konzept wird sie deshalb nur über Adsorptionsprozesse eliminiert. Im Vergleich zu den konventionellen Konzepten, bei denen eine aerobe Abwasserbehandlung stattfindet, kommt es deshalb zu höheren Emissionen. Dieses Ergebnis macht die grundsätzlichen Unterschiede der Konzepte hinsichtlich der Elimination von Spurenschadstoffen aus dem Abwasser deutlich: im DEUS 21-Konzept können anaerob abbaubare Schadstoffe sowie Schadstoffe, die sich gut adsorbieren lassen, aufgrund der hohen Schlammkonzentrationen im Anaerobreaktor und des vollständigen Schlammrückhalts durch die Membranfiltration sehr gut eliminiert werden. Trifft beides nicht zu, ist mit einer höheren Elimination in konventionellen Konzepten zu rechnen. Vorteil des DEUS 21-Konzeptes ist allerdings die deutlich geringere Abwassermenge und die sich daraus ergebenden höheren Konzentrationen, wodurch sich grundsätzlich bessere Voraussetzungen für einen weitgehenden Abbau von Schadstoffen ergeben. In welchem Umfang bspw. durch eine Behandlung mit Aktivkohle oder durch eine Ozonung - Verfahren, die derzeit für das konventionelle Konzept in verschiedenen Forschungsvorhaben erprobt werden – deutliche Steigerungen der Eliminationsraten möglich sind, wäre in künftigen Forschungsarbeiten zu untersuchen.

Bei der Bewertung der unterschiedlichen Konzepte spielt eine wichtige Rolle, ob von den aktuellen Bedingungen oder von über die gesamte Nutzungszeit betrachteten mittleren Verhältnissen ausgegangen wird. In weitergehenden Untersuchungen wurden deshalb Änderungen der klimatischen Bedingungen (verwendet wurden Daten des Trockenjahrs 2003 anstatt des Durchschnittsjahrs 1997), Veränderungen der Nutzerzahlen (Verringerung der Einwohnerzahl von 3,5 auf 2,5 pro Wohneinheit) sowie Veränderungen durch technischen Fortschritt (Verringerung des spezifischen Wasserverbrauchs sowie des Energieverbrauchs der Membrananlagen zur Pflegewasser- und zur Abwasserbehandlung) abgebildet. Vor allem durch den geringeren Energieverbrauch ergeben sich dadurch deutliche Verbesserungen bei den ökologischen Auswirkungen des DEUS 21-Konzeptes, so dass das Konzept auch bei den stärker durch den Energieverbrauch bestimmten Kategorien (Treibhauseffekt, fossile Ressourcen, KEA) besser als die konventionellen Konzepte abschneidet. Das semidezentrale DEUS 21-Konzept würde damit insgesamt deutliche ökologische Vorteile aufweisen. Diese Analysen sollen zeigen, welche Auswirkungen die sich möglicherweise über die Nutzungsdauer hinweg ergebenden Veränderungen auf die Bewertung haben können. Hinsichtlich der tatsächlich eintretenden Veränderungen bleiben jedoch Unsicherheiten, bspw. auch zu möglichen Verbesserungen der Schadstoffelimination in den konventionellen Konzepten durch zusätzliche Abwasserbehandlungsstufen und den damit dann verbundenen Aufwendungen.

Wie die Angaben zur Datenqualität zeigen, bestehen bei der Bewertung des DEUS 21-Konzepts insgesamt noch größere Unsicherheiten als bei den konventionellen Konzepten. Dies gilt vor allem für die eingesetzten Daten zur Elimination von Mikroschadstoffen, da dazu noch keine Untersuchungen vorliegen und verschiedene Abschätzungen vorgenommen werden mussten. Allerdings ist bei den organischen Mikroverunreinigungen die Datenlage auch bei den konventionellen Konzepten noch unzureichend. Nach der vollständigen Umsetzung des DEUS 21-Konzepts im Untersuchungsgebiet sind die Daten zum Nährstoffrecycling und zur Energiegewinnung, die anhand der Ergebnisse der Voruntersuchungen abgeschätzt wurden, zu verifizieren. Außerdem steht noch die energetische Optimierung der Anlagentechnik des DEUS 21-Konzepts aus, die aufgrund des bislang vergleichsweise hohen Energieaufwands (s. o.) von großer Bedeutung für die Gesamtbewertung ist.

Hinsichtlich der Vollständigkeit der in die ökologische Bewertung eingeflossenen Aspekte und Kriterien ist zu beachten, dass trotz des umfassenden Ansatzes nach der Ökobilanz-Methode einzelne Punkte nicht berücksichtigt werden konnten. Zu nennen sind hier:

- Hygienische Restbelastungen im behandelten Abwasser, die je nach den lokalen Bedingungen und den Nutzungen des als Vorfluter genutzten Gewässers von toxikologischer Relevanz sein können. Aufgrund der verwendeten Membrantechnik werden diese im DEUS 21-Konzept sehr weitgehend reduziert.
- Die Gefahr der Verbreitung von Antibiotika-Resistenzen (vgl. 3.1.4). In welchem Umfang die kommunale Abwasserentsorgung zu diesem Problem beiträgt, ist bislang allerdings noch nicht geklärt.
- Der Eintrag weiterer, öko- oder humantoxikologisch relevanter Einzelstoffe. Eine vollständige human- und ökotoxikologische Bewertung ist aufgrund der Vielzahl der relevanten Schadstoffe und der fehlenden Methoden, die damit verbundenen Wirkungen einheitlich zu erfassen, bislang nicht möglich.
- Mögliche Umweltbelastungen durch undichte Kanäle. Je nach den lokalen Bedingungen und des Kanalzustands können in den konventionellen Konzepten Belastungen des Bodens und des Grundwassers verursacht werden. Da im DEUS 21-Konzept die Abwasserableitung über eine Vakuumkanalisation erfolgt, sind entsprechende Schädigungen ausgeschlossen.

Diese Aspekte können bei einer ökologischen Bewertung unterschiedlicher urbaner Wasserinfrastruktursysteme eine relevante Rolle spielen und die abschließende Beurteilung deutlich beeinflussen. Sie sind jedoch stark von der lokalen Situation abhängig.

7 Ökonomische Bewertung

Ziel der ökonomischen Bewertung ist die Berechnung und Bewertung der mit den verschiedenen urbanen Wasserinfrastruktursystemen verbundenen Kosten. Der methodische Untersuchungsansatz zur ökonomischen Bewertung ist in Kap. 3.2.3 beschrieben. Die wichtigsten Aspekte sind nochmals in Tabelle 7-1 zusammengefasst.

Im Folgenden werden die verwendeten Kostenangaben beschrieben. Entsprechend dem Vorgehen bei der ökologischen Bewertung wird dabei unterschieden zwischen der Bau- und der Betriebsphase. Daran im Anschluss werden in Kap. 7.2 die Ergebnisse der ökonomischen Bewertung dargestellt.

Tabelle 7-1: Wichtige Parameter und Rahmenbedingungen der ökonomischen Bewertung

Parameter	Vorgehen	Bemerkung
Verfahren zur Wirtschaftlichkeitsuntersuchung	dynamisch (Kapitalwertverfahren)	Langlebigkeit wasserwirtschaftlicher Infrastrukturmaßnahmen (vgl. LAWA, 2005)
Kalkulationszinsfuß	3% pro Jahr als Standardwert	vgl. LAWA (2005)
Betrachtungszeitraum	60 Jahre	entsprechend der längsten Nutzungsdauer der betrachteten Anlagenkomponenten
Systemgrenzen	Wasserversorgung, Wassernutzung in Haushalten, Abwasserentsorgung	einschließlich der bei der Abwasserentsorgung ggf. entstehenden Sekundärprodukte
Nutzungsdauer der Anlagen	nach Literaturangaben (abgeleitet aus Erfahrungswerten)	für wasserbauliche Anlagen nach LAWA (2005)
Sichtweise	gesamtwirtschaftlich	Detailanalysen zur Kostenverteilung zwischen öffentlichem und privatem Bereich; keine Berücksichtigung von Steuern und Subventionen
Umgang mit sich ändernden Randbedingungen	Sensitivitätsuntersuchungen	Besonderheit urbaner Wasserinfrastruktursysteme: hohe "Sunk Costs", geringe Flexibilität
Kosten neuer Techniken	Sensitivitätsuntersuchungen anhand des Erfahrungskurvenansatzes	zu erwartende Kostendegression bei neuen Techniken (vgl. Kap. 3.2.1.4)
Datenquellen	<ul style="list-style-type: none"> • Kostenangaben aus der Umsetzung des DEUS 21-Konzepts • Literaturdaten 	teilweise große Bandbreiten der Literaturangaben
Preisbasis	reale Kosten	Preisjahr 2005/2006

7.1 Datengrundlagen

7.1.1 Bauphase

Hinsichtlich der Kosten für die Verlegung des Trink- und Pfliegwassernetzes sowie der Abwasserkanäle im Siedlungsgebiet konnte auf die Daten des "DEUS 21"-Demonstrationsvorhabens in Knittlingen zurückgegriffen werden. Für das konventionelle Konzept sowie das Konzept mit dezentraler Regenwassernutzung konnten die Werte der konventionell erschlossenen Teilbaugebiete verwendet werden. Diese Daten lagen im Bereich der in der Literatur angegebenen Richtwerte. Bezüglich der Investitionen für die Abwasserbehandlung wurde für die Konzepte "KONV" und "KO-RW" auf Literaturangaben zurückgegriffen entsprechend den jeweils unterschiedenen Varianten. Einbezogen wurden dabei die Auswertungen von Günthert/Reicherter (2001), von Sander (2003) sowie die Abschätzungen von Prager (2002). Sehr aktuelle und umfassende Auswertungen liegen für die Schweiz vor (Herlyn/Maurer, 2007; VSA/FES, 2006; BUWAL, 2003): Danach liegen die spezifischen Investitionskosten der Abwasserbehandlung bei kleinen Kläranlagen unter 1.000 EW bei etwa 2.100 €/EW (nach VSA/FES, 2006, S.26), bei Anlagen zwischen 1.000 bis 10.000 EW bei 1.000 €/EW und bei Anlagen >50.000 EW bei 450 €/EW. Die Angaben von Sander (2003), angegeben zum Preisstand 2002, liegen dagegen deutlich niedriger: für kleine Anlagen bei bis zu 1.200 €/EW, für Anlagen von 5.000 EW bei 500 €/EW und für große Anlagen (45.000 EW) bei 230 €/EW. Entsprechend der Steigerung des Preisindizes für Wohngebäude (Statistisches Bundesamt, 2007a) sind diese Kostenangaben um 4,5 % zu erhöhen, um den Preisstand für 2006 zu erreichen.⁶⁸ Vom Institut für Abwasserwirtschaft Halbach (2003) wurden Kostendaten insbesondere aus den Neuen Bundesländern ausgewertet, aus denen Kostenrichtwerte ("Normativkosten") abgeleitet wurden und die unterdurchschnittliche, unter normalen Bedingungen erreichbare Kostenangaben darstellen sollen. Diese Angaben liegen nochmals leicht unter den Werten von Sander (2003). Für die Berechnungen werden Werte in Anlehnung an Sander (2003) verwendet, aufgrund der großen Bandbreiten werden zusätzliche Untersuchungen mit den aktuellen Werten nach VSA/FES (2006) durchgeführt. Die verwendeten Daten sind im Anhang in Tabelle A.7-1 zusammengefasst. Dabei ist zu beachten, dass für die städtische Variante angenommen wird, dass der Weitertransport des im Siedlungsgebiet gesammelten Abwassers bis zur Kläranlage ohne zusätzliche Aufwendungen bzw. Erweiterungen über ein bestehendes Kanalnetz möglich ist.

Die im DEUS 21-Konzept anfallenden Investitionen sind im Anhang in Tabelle A.7-2 zusammengefasst. Die Kostenangaben stammen aus dem Demonstrationsprojekt in Knittlingen. Dabei ist zu beachten, dass die installierten (Ab-)Wasserbehandlungsanlagen Prototypen

⁶⁸ Da von Seiten des Statistischen Bundesamts der Preisindex für Kläranlagen ab 2002 nicht mehr weitergeführt wurde, empfiehlt Sander (2003), anstatt dessen den Preisindex für Wohngebäude zu verwenden, da sich in der Vergangenheit beide Preisindizes sehr ähnlich entwickelten.

darstellen und aufgrund ihres Charakters als Erstinstallation bspw. hinsichtlich Planung und Pilotierung mit vergleichsweise hohen Kosten verbunden sind. Auf diese Problematik wird insbesondere in Kap. 7.2.2 näher eingegangen.

Zusätzlich waren die Kosten für die zentrale Trinkwassergewinnung und -aufbereitung einschließlich der Verteilung bis zum Siedlungsgebiet abzuschätzen. Trinkwasser wird – wenn auch in unterschiedlichen Mengen – in allen untersuchten Systemen eingesetzt. Im Fall des Demonstrationsvorhabens in Knittlingen konnten dazu die Kapazitäten des vorhandenen Trinkwassernetzes genutzt werden, aktuelle Kostendaten konnten deshalb nicht erhoben werden. Es wurden deshalb anhand der erhobenen Wasserpreise in Knittlingen die Investitions- und Betriebskosten abgeschätzt. Dazu wurde von einer im Bereich der Wasserversorgung üblichen Aufteilung von 80% Investitionen und 20% Betriebskosten ausgegangen. Der Wasserpreis in Knittlingen betrug in 2007 1,28 €/m³ und damit im bundesdeutschen Vergleich sehr niedrig. Zur besseren Vergleichbarkeit wird deshalb zusätzlich auch mit dem bundesdeutschen Mittelwert von 1,81 €/m³ (ATT et al., 2005) gerechnet.

Die im privaten Bereich notwendigen Investitionen für die verschiedenen Konzepte sind in Tabelle A.7-3 (Anhang) aufgelistet. Im DEUS 21-Konzept werden dabei im Haus jeweils 2 Vakuumtoiletten sowie ein Bioabfallzerkleinerer vorgesehen. Aufgrund der geringen Stückzahlen, in denen diese Produkte bislang produziert werden, liegen die Investitionskosten vergleichsweise hoch. Für das konventionelle Konzept mit Regenwassernutzung wird bei der Regenwassernutzungsanlage aufgrund der unterschiedlichen Nutzungsdauern zwischen dem baulichen und dem maschinellen Anteil unterschieden.

Neben den Kostendaten spielt für die ökonomische Bewertung eine wichtige Rolle, über welchen Zeitraum hinweg eine Anlage oder Anlagenkomponenten genutzt werden können bzw. wann eine Neuinvestition einzukalkulieren ist. Dabei ist zu unterscheiden zwischen der geschätzten Nutzungsdauer, die die geplante Dauer der Nutzung angibt und bspw. bei Wirtschaftlichkeitsberechnungen verwendet werden muss, sowie der tatsächlichen Nutzungsdauer, die erst nach Ende der Nutzung feststeht. Grundlage für die geschätzte Nutzungsdauer sind Erfahrungswerte, wie sie bspw. von der LAWA (2005) für Anlagenkomponenten im Bereich der Wasserwirtschaft ausgewertet und veröffentlicht wurden. Diese Angaben müssen nicht die aus rein technischen Gesichtspunkten möglichen und nur durch den Verschleiß begrenzten Zeiträume der Nutzung von Anlagen darstellen (technische Nutzungsdauer bzw. Lebensdauer): Wirtschaftlich sinnvoll sind in der Regel kürzere Nutzungsdauern, da am Ende des technisch möglichen Nutzungszeitraums mit einem deutlichen Anstieg der Betriebskosten aufgrund verstärkt anfallender Reparaturmaßnahmen in Verbindung mit zunehmenden Ausfallzeiten zu rechnen ist. Die in die Berechnungen einbezogenen Nutzungsdauern sind im Anhang in Tabelle A.7-4 zusammengefasst und wurden soweit möglich in Anlehnung an die Angaben der LAWA (2005) festgelegt. Für die Komponenten im privaten Bereich wurden vergleichbare Festlegungen getroffen wie im öffentlichen Bereich, d.h. für die Leitungen eine Nutzungsdauer von 60 Jahren und für die dezentralen Regenspeicher 30

(baulicher Teil) bzw. 15 Jahre (maschineller Teil). Für Toiletten und Bioabfallzerkleinerer wurde unter Berücksichtigung von Herstellerangaben mit 30 bzw. 15 Jahren gerechnet.

7.1.2 Betriebsphase

Für die Berechnung der Betriebskosten zur Abwasserableitung und –behandlung im konventionellen Konzept und im Konzept mit Regenwassernutzung wurde auf die Auswertungen des Instituts für Abwasserwirtschaft Halbach (2003) zurückgegriffen, die eine Staffelung in Abhängigkeit von der Größe des Einzugsgebiets vorsehen (s. Angaben im Anhang in Tabelle A.7-5). Die Angaben zur Abwasserableitung entsprechen etwa der von Sander (2003) unter Bezug auf Angaben von Pecher (1992) angegebenen Bandbreite von 20 bis zu 45 €/E*a). Hinsichtlich der Abwasserbehandlung wird von Prager (2002) als Durchschnittswert 50 €/E*a) verwendet. Für die Schweiz werden von Herlyn (2007) Durchschnittswerte für eine Anlage > 100.000 EW von 15 und für eine Anlage mit 500 EW von 60 €/E*a) angegeben. Bei der Abwasserableitung werden zusätzlich Betriebskosten für die erforderlichen Anschlusskanäle und Verbindungen an das bestehende Kanalnetz bzw. in der kleinräumigen Variante bis zur Kläranlage berechnet (1 % der Investitionskosten). Für die städtische Variante wurden bei der Abwasserbehandlung Zusatzkosten für die Klärschlammverbrennung einkalkuliert (200 €/t Klärschlamm; Institut für Abwasserwirtschaft Halbach, 2003).

Die Betriebskosten des DEUS 21-Konzepts sind im Anhang in Tabelle A.7-6 aufgeführt. Die Angaben beruhen teilweise auf ersten Messergebnissen des Demonstrationsvorhabens, teilweise auf Abschätzungen anhand der Ergebnisse von Vorversuchen. Die Trinkwasserbereitstellung erfolgt im Fall des Demonstrationsvorhabens in Knittlingen über die vorhandene Trinkwasserversorgung. Wie bereits in Kapitel 7.1.1 beschrieben, werden deshalb die damit verbundenen Kosten über den Wasserpreis in Knittlingen (in 2007: 1,28 €/m³) berechnet: Für die Betriebskosten wird von einem Anteil von 20 % ausgegangen.

Im privaten Bereich sind im konventionellen Konzept als Betriebskosten nur die Aufwendungen für die Entsorgung des Biomülls zu berücksichtigen, die entsprechend der Kosten im Gebiet des Demonstrationsprojekt berechnet werden (Jahresbetrag von 18,00 €/Haus sowie von 1,10 € pro Abfuhr; Angabe für das Jahr 2006). Im konventionellen Konzept mit Regenwassernutzung sind zusätzlich die Betriebskosten der Regenwassernutzung zu berücksichtigen, die nach Böhm et al. (1999) pro Anlage bei etwa 40 €/a (Energie- und Wartungskosten) liegen. Im DEUS 21-Konzept sind im privaten Bereich die Energiekosten für den Küchenabfallzerkleinerer zu berücksichtigen, die anhand des Stromverbrauchs von etwa 1,5 kWh/(E*a) (vgl. Wendler, 2005) zu berechnen sind. Besonderer Vorteil des DEUS 21-Konzeptes im privaten Bereich ist die Bereitstellung von weicherem Wasser insbesondere für Wasch- und Geschirrspülmaschine. Wenn wie im Fall des Demonstrationsvorhabens in Knittlingen das zentral vorgehaltene Trinkwasser einen sehr hohen Härtegrad besitzt (18,5 °dH), können über die Nutzung des weicheren Wassers Einsparungen erzielt werden, die in der Bilanzierung zu berücksichtigen sind. Im Rahmen einer detaillierten Studie zur Bewertung der Enthärtung von Trinkwasser wurden von Hillenbrand et al. (2004) die Auswirkungen unter-

sucht und Einsparungen in Höhe etwa 27 € pro Einwohner und Jahr berechnet. Dieser Wert ergibt sich insbesondere aus Einsparungen beim Wasch- und Reinigungsmittelverbrauch, niedrigeren Energie- und Wartungskosten aufgrund geringeren Kalkablagerungen bei der Warmwasserbereitung. Für das DEUS 21-Konzept wurde mit Einsparungen von 20 € pro Einwohner und Jahr gerechnet, da für einige Anwendungen weiterhin das härtere Trinkwasser eingesetzt wird (z.B. Kaffeemaschine, Wasserkocher) und deshalb nur ein Teil der Einsparungen realisiert werden können.

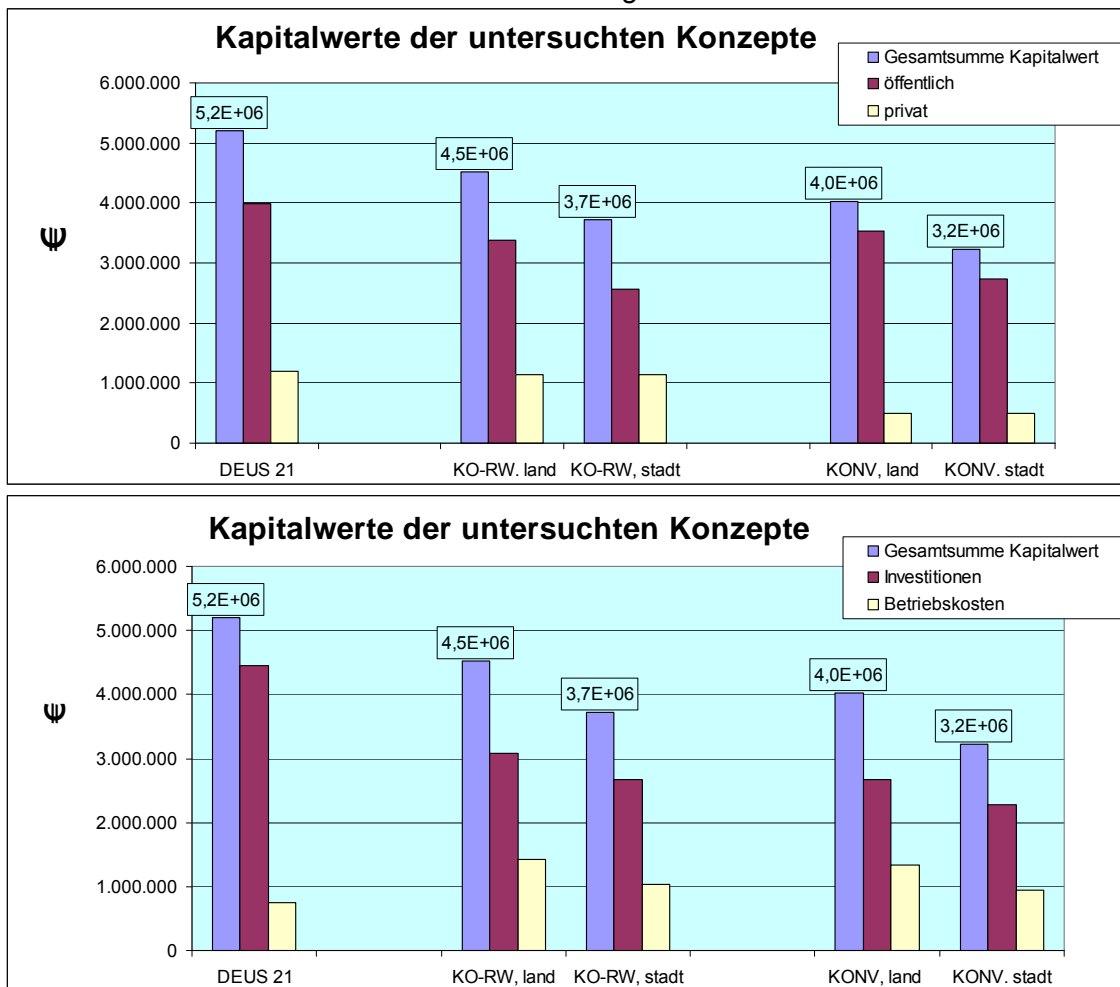
7.2 Ergebnisse

7.2.1 Ergebnisse mit konventionellem Berechnungsansatz

Entsprechend der Beschreibung in Kap. 3.2.3 werden zur ökonomischen Bewertung die Kapitalwertmethode als dynamisches Kostenvergleichsverfahren eingesetzt. Betrachtungszeitraum sind 60 Jahre, einbezogen werden die Zahlungsströme sowohl bei der Wasserver- und Abwasserentsorgung als auch im privaten Bereich, soweit sie durch die unterschiedlichen Wasserinfrastrukturkonzepte bedingt sind.

Für die in Abbildung 7-1 dargestellten Ergebnisse wurde mit den beschriebenen mittleren Kostendaten gerechnet, ohne dass die über den Betrachtungszeitraum hinweg zu erwartenden Veränderungen berücksichtigt wurden. Danach schneidet das DEUS 21-Konzept am ungünstigsten ab: die Kosten für das Konzept mit dezentraler Regenwassernutzung liegen um 13 % (ländliche Variante) bzw. 28 % (städtische Variante), die des konventionellen Konzepts um 23 % bzw. 38 % niedriger. Dabei liegen die Betriebskosten für das DEUS 21-Konzept niedriger als in den Vergleichskonzepten, die notwendigen Investitionen liegen dagegen erheblich höher. Hier spiegeln sich die hohen Kosten der als Prototyp erstellten Anlagen zur Pflegewasseraufbereitung und Abwasserbehandlung wider. Die Kosten im privaten Bereich entsprechen in etwa den Kosten des Konzepts mit dezentraler Regenwassernutzung, sind jedoch im Vergleich zum konventionellen Konzept etwa doppelt so hoch.

Abbildung 7-1: Ergebnisse der ökonomischen Bewertung für die untersuchten Konzepte mit konventionellem Berechnungsansatz



7.2.2 Ergebnisse mit integriertem Ansatz zur Berücksichtigung zukünftiger Veränderungen

Besonderes Kennzeichen urbaner Wasserinfrastruktursysteme sind die sehr langen Nutzungsdauern wichtiger technischer Komponenten. Werden diese langen Nutzungsdauern den Wirtschaftlichkeitsberechnungen zugrunde gelegt, so können in diesem Zeitraum stattfindende Änderungen einen erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse haben. Dies betrifft zum einen die in diesem Zeitraum anfallenden Reinvestitionen, für die sich bspw. aufgrund des technischen Fortschritts Konsequenzen ergeben können, aber auch mögliche Änderungen von Randbedingungen, die Auswirkungen auf die Betriebskosten haben.

Konsequenzen auf die Reinvestitionen sind vor allem dann abzuschätzen und in die Wirtschaftlichkeitsberechnungen zu implementieren, wenn es sich um neue Techniken handelt, für die sich zukünftig entsprechend den Ausführungen in Kap. 3.2.1.4 deutlich niedrigere Kosten aufgrund von Erfahrungskurveneffekten ergeben können. Innerhalb des DEUS 21-Konzepts betrifft dies verschiedene Komponenten wie z.B. die Rotations Scheibenfilter, die zur Pflégewasseraufbereitung und Abwasserbehandlung eingesetzt werden, die anaerobe

Abwasserbehandlungsstufe oder auch die Vakuumtoiletten und Bioabfallzerkleinerer mit Vakuumanschluss in den Haushalten. Die hier eingesetzten Produkte und Anlagen stellen teilweise Erstanwendungen dar, so dass keine Daten zur Abschätzung von Erfahrungskurven zur Verfügung stehen. Im Folgenden wird deshalb versucht, anhand von theoretischen Überlegungen die möglichen Kosteneinsparungen abzuschätzen. Dazu wird unterschieden,

- in welchem Umfang diese Produkte derzeit bereits eingesetzt werden,
- wie groß das Anwendungspotenzial ist (zukünftige Marktentwicklung) und
- wie hoch die Lernrate liegt.

Für die Lernrate wird nach den in der Literatur aufgeführten Werten mit einem Bereich zwischen 10% und 30% gerechnet (vgl. Kap. 3.2.1.4). In Abbildung 7-2 sind beispielhaft Erfahrungskurven mit diesen Lernraten dargestellt, anhand derer die möglichen Kosteneinsparungen abgeschätzt werden. Dazu wird für den Fall, dass die eingesetzten Produkte Erstanwendungen sind und mit einem breiten künftigen Anwendungspotenzial zu rechnen ist (dabei sind die vorliegenden langen Zeitspannen entsprechend der Nutzungsdauern der relevanten Produkte von 15 bis 30 Jahren zu berücksichtigen), die Kostenreduktion für den Anstieg der kumulierten Produktionsmenge von 10 auf 1.000 berechnet, bei einem geringen Anwendungspotenzial von 10 auf 200. Für Produkte, die bereits in Nischenmärkten eingesetzt werden, werden die Einsparungen, die sich bei einem Anstieg der kumulierten Produktionsmenge von 200 auf 2.000 bzw. auf 500 ergeben, verwendet. Die Ergebnisse der Berechnungen sind Tabelle 7-2 zusammengefasst. Zur Übertragung dieser Ergebnisse sind in Tabelle 7-3 die verschiedenen Produkte bzw. Komponenten des DEUS 21-Konzepts aufgeführt, für die aufgrund von Erfahrungskurveneffekten deutliche Kostenreduktionen zu erwarten sind, da sie bislang erst in geringen Stückzahlen produziert werden. Die sich daraus ergebenden, zu erwartenden Kosteneinsparungen können bei den Kostenvergleichsrechnungen bei den notwendigen Reinvestitionen verwendet werden. Entsprechend dem Vorgehen bei der ökologischen Bewertung wird für die Neuanlage auch eine energieeffizientere Technik vorausgesetzt (vgl. Kap. 6.2.4). In den konventionellen Konzepten werden dagegen keine vergleichbaren neuartigen, aus Technikbereichen mit hohen Innovationsdynamik stammenden Komponenten eingesetzt (vgl. Kap. 4.1), so dass auch keine gegenüber der allgemeinen Entwicklung heraus fallenden Kostenreduktionseffekte zu erwarten sind.

Hinsichtlich der zu erwartenden Veränderungen der Randbedingungen ist die Entwicklung der Zahl der Nutzer von besonderer Bedeutung. Wie auch bei der ökologischen Bewertung wird davon ausgegangen, dass die Nutzerzahl in einem Neubaugebiet durch den Wegzug über den Betrachtungszeitraum hinweg deutlich von 3,5 auf 2,5 Nutzer pro Haushalt abnimmt.⁶⁹ Bei den Reinvestitionen, für die die Zahl der Nutzer eine Rolle spielt (Größe der Abwasserbehandlung im DEUS 21- als auch in den konventionellen Konzepten), wird diese

⁶⁹ In den Berechnungen wird für die ersten 10 Jahre von einer konstanten Bewohnerzahl ausgegangen, danach erfolgt über einen Zeitraum von 20 Jahre der Rückgang der Nutzerzahl.

Veränderung berücksichtigt. Davon unabhängig sind jedoch die Reinvestitionen in den Haushalten (Toiletten und Bioabfallzerkleinerer).

Abbildung 7-2: Beispielhafte Darstellung von zwei Erfahrungskurven mit Lernraten von 10% bzw. 30%

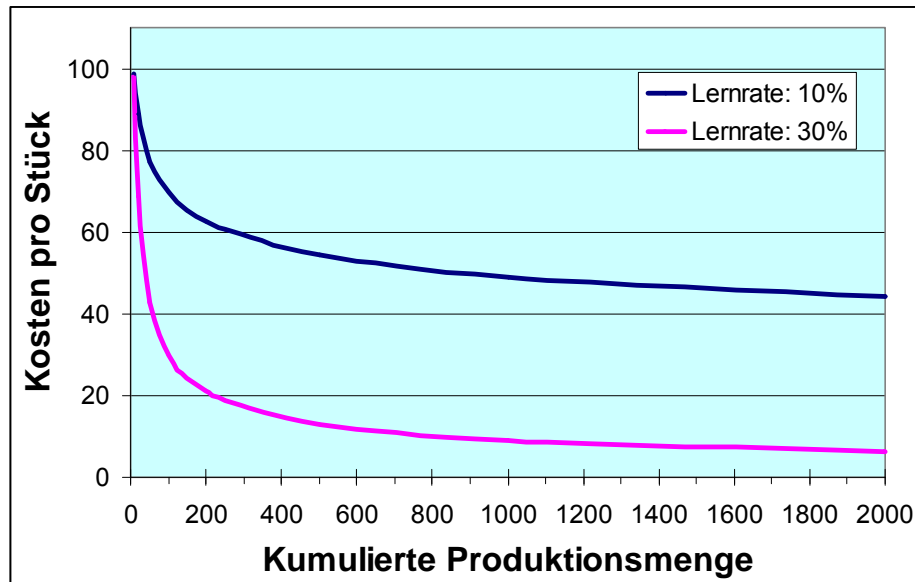


Tabelle 7-2: Theoretische Ableitung möglicher Kosteneinsparungen aufgrund von Erfahrungskurveneffekten in Abhängigkeit unterschiedlicher Randbedingungen

aktuelle Anwendungsbreite	künftiges Anwendungspotenzial	Lernrate	zu erwartende Kostenreduktion
erste Anwendungen	breites Anwendungspotenzial	10%	50%
		30%	90%
	geringes Anwendungspotenzial	10%	40%
		30%	80%
Anwendungen in Nischenmärkten	breites Anwendungspotenzial	10%	30%
		30%	70%
	geringes Anwendungspotenzial	10%	15%
		30%	40%

Außerdem wurde für den als Betriebsmittel eingesetzten Strom aufgrund der aktuellen Entwicklungen auf dem Energiemarkt von einer realen Preissteigerungsrate von 1,0% pro Jahr ausgegangen. Auch für den Wasserpreis, der als Grundlage für die Berechnung der Investitionen und Betriebskosten bei der Wasserversorgung dient, wurde eine reale Preissteigerungsrate von 1,0 % pro Jahr eingesetzt. Wie bei der ökologischen Bewertung unter zukünftigen Bedingungen werden Veränderungen im Wasserbedarf aufgrund des Einsatzes effizienterer Techniken bei der Wassernutzung sowie durch veränderte klimatische Bedingungen berücksichtigt.

Tabelle 7-3: Abschätzung der zu erwartenden Erfahrungskurveneffekte für Technikkomponenten des DEUS 21-Konzepts

Technikkomponente	Nutzungsdauer	aktuelle Anwendungsbereiche	künftige Anwendungsbereiche	zu erwartende Kosteneinsparung
Vakuumtoiletten	30 Jahre	Nischenmärkte (Forschungs- und Demonstrationsvorhaben, bei Schiffen, Zügen und Flugzeugen teilweise in veränderter Ausführung)	neuartige Sanitärsysteme, zunehmende Anwendung international	30% bis 70%
Bioabfallzerkleinerer mit Vakuumanschluss	15 Jahre	bzgl. Vakuumanchluss im DEUS 21-Konzept erste Anwendung	im Rahmen neuartiger Sanitärsysteme bei Kopplung mit Bioabfallsammlung	40% bis 80% ⁷⁰
Rotationsscheibenfilter	20 Jahre	Nischenanwendungen z.B. im Bereich Schlammbehandlung	breite Anwendungen im Bereich Wasser-, Abwasser- und Schlammbehandlung	30% bis 70%
anaerobe Abwasserbehandlungsstufe	20 Jahre	Erstanwendung	im Rahmen neuer, semidezentraler Wasserinfrastruktursysteme	40% bis 80% ⁷¹
Nährstoffrückgewinnung	20 Jahre	Erstanwendung	im Rahmen neuer, semidezentraler Wasserinfrastruktursysteme	40% bis 80% ⁷²

Die Veränderungen der unterschiedlichen Berechnungsansätze sind in Tabelle 7-4 zusammengefasst. Abbildung 7-3 zeigt die Ergebnisse, wenn für die Erfahrungskurveneffekte jeweils ein mittlerer Wert eingesetzt wird: Danach werden die Kostendifferenzen zwischen den verschiedenen Konzepten deutlich kleiner. Bei diesem Ansatz ist das konventionelle ländliche Konzept etwa 10% günstiger als das DEUS 21-Konzept, das konventionelle städtische Konzept 28%. Das konventionelle Konzept mit dezentraler Regenwassernutzung ist in der ländlichen Variante etwa gleich teuer, die städtische Variante um 18% günstiger als das DEUS 21-Konzept. Dabei sind die Betriebskosten des DEUS 21-Konzepts deutlich niedriger als die der konventionellen Konzepte, die Investitionen jedoch höher. Ursache sind vor allem die niedrigeren Investitionen im öffentlichen Bereich, bei den Betriebskosten und den Investitionen im privaten Bereich sind die Veränderungen deutlich geringer.

⁷⁰ Nur bzgl. des Kostenanteils für den Vakuumanschluss.

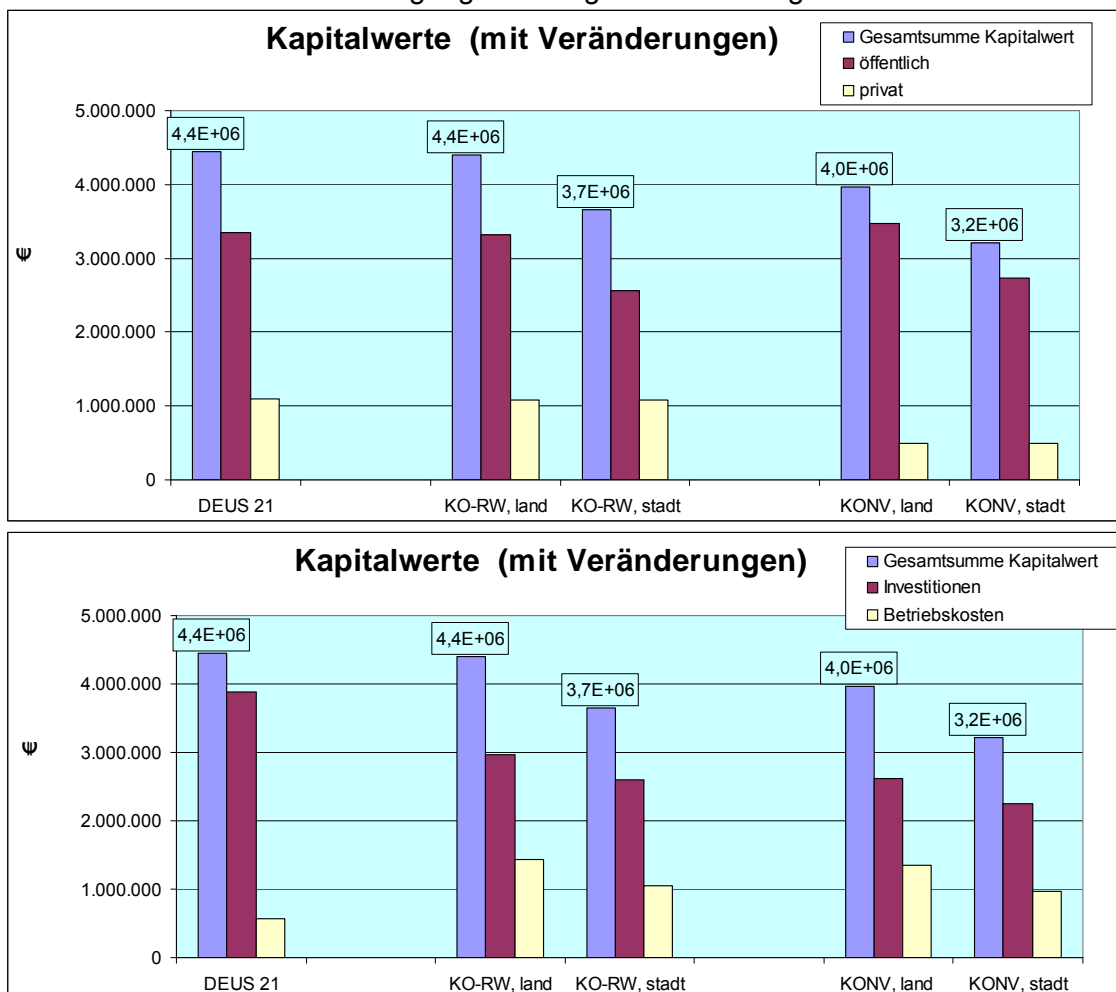
⁷¹ Ausgenommen der Kosten für Behälter und Verrohrung, für die keine entsprechenden Einsparungen zu erwarten sind (35% der Kosten).

⁷² Ausgenommen der Kosten für Behälter und Verrohrung (s.o.).

Tabelle 7-4: Vergleich der Berechnungsansätze zur ökonomischen Bewertung

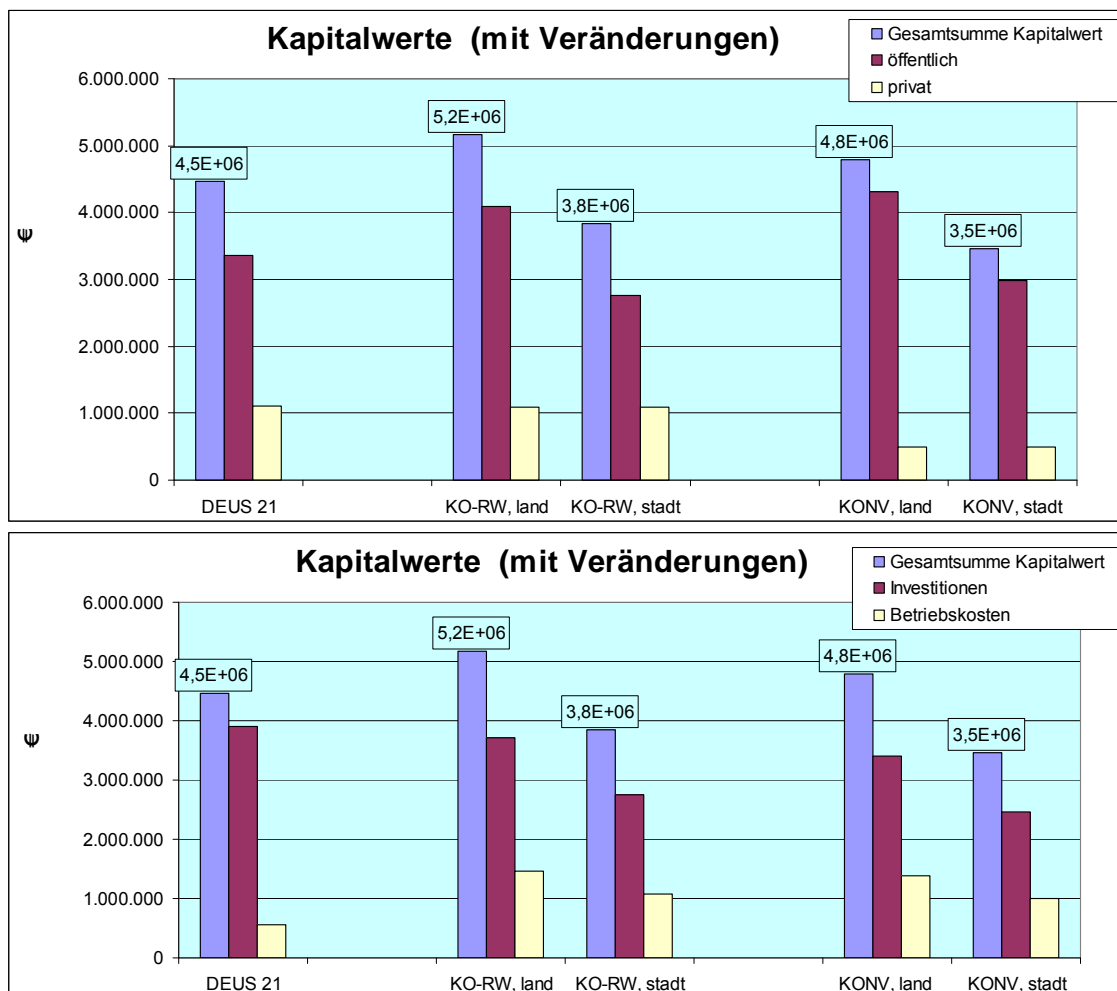
	konventioneller Ansatz	integrierter Ansatz zur Berücksichtigung zukünftiger Veränderungen
Methode	Kapitalwertmethode	Kapitalwertmethode
Betrachtungszeitraum	60 Jahre	60 Jahre
Reinvestitionen	aktuelle Kostendaten	Kostendaten unter Berücksichtigung von Erfahrungskurveneffekten
Randbedingungen:		
• Zahl der Nutzer	• konstant	• Abschätzung der künftigen Entwicklung
• Strompreis	• konstant	• reale Preissteigerungsrate von 1% pro Jahr
• Wasserbedarf	• konstant	• Berücksichtigung technischer/ klimatischer Veränderungen

Abbildung 7-3: Ergebnisse zur ökonomischen Bewertung mit integriertem Ansatz zur Berücksichtigung zukünftiger Veränderungen



Für die Kostenabschätzungen wurden für die Trinkwasserbereitstellung die vergleichsweise niedrigen Trinkwasserpreise im Untersuchungsgebiet verwendet sowie für die Abwasserbehandlung Daten in Anlehnung an die Auswertungen von Sander (2003), die sich vor allem auf Daten von Günthert/Reicherter (2001) beziehen. Hier liegen mit VSA/FES (2006) wesentlich aktuellere Angaben vor, die allerdings in der Schweiz erhoben wurden. Zum Vergleich wurden deshalb zusätzliche Berechnungen durchgeführt mit den Durchschnittspreisen für Trinkwasser in Deutschland sowie mittleren Kosten nach VSA/FES (2006; nähere Details s. Kap. 7.1). Diese veränderten Kostendaten führen zu einem deutlich veränderten Ergebnis mit geringeren Kosten des DEUS 21-Konzepts im Vergleich zu den ländlichen konventionellen Varianten (s. Abbildung 7-4). Die städtischen Varianten der konzeptionellen Konzepte bleiben dagegen günstiger (um 14% bzw. 22%).

Abbildung 7-4: Ergebnisse der ökonomischen Bewertung mit integriertem Ansatz zur Berücksichtigung zukünftiger Veränderungen und mittleren Kostendaten für die konventionellen Konzepte



Die Zusammensetzung der in Abbildung 7-3 dargestellten Gesamtkosten ist in Abbildung 7-5 und Abbildung 7-6 näher aufgeschlüsselt, jeweils unterschieden in die bei der Implementierung der Konzepte anfallenden Investitionen sowie die Betriebskosten, wie sie im ersten

Nutzungszeitraum zu erwarten sind. Bei den Investitionskosten zeigt sich im DEUS 21-Konzept die große Bedeutung der Kosten für die Abwasserbehandlung, die deutlich höher als in den konventionellen Konzepten liegen und auch nicht durch den Kostenvorteil bei der Erschließung ausgeglichen werden können. Auch bei den Betriebskosten sind im DEUS 21-Konzept die Aufwendungen für die Abwasserbehandlung dominierend bei vergleichsweise geringen Einnahmen durch die Biogas- und Düngererzeugung. Die dargestellten Einsparungen im privaten Bereich werden durch das weichere Pflegewasser und die damit verbundenen geringeren Wasch- und Reinigungsmittelmengen sowie geringere Energieverluste verursacht.

Abbildung 7-5: Aufschlüsselung der Anfangsinvestitionen sowie der jährlichen Betriebskosten im DEUS 21-Konzept

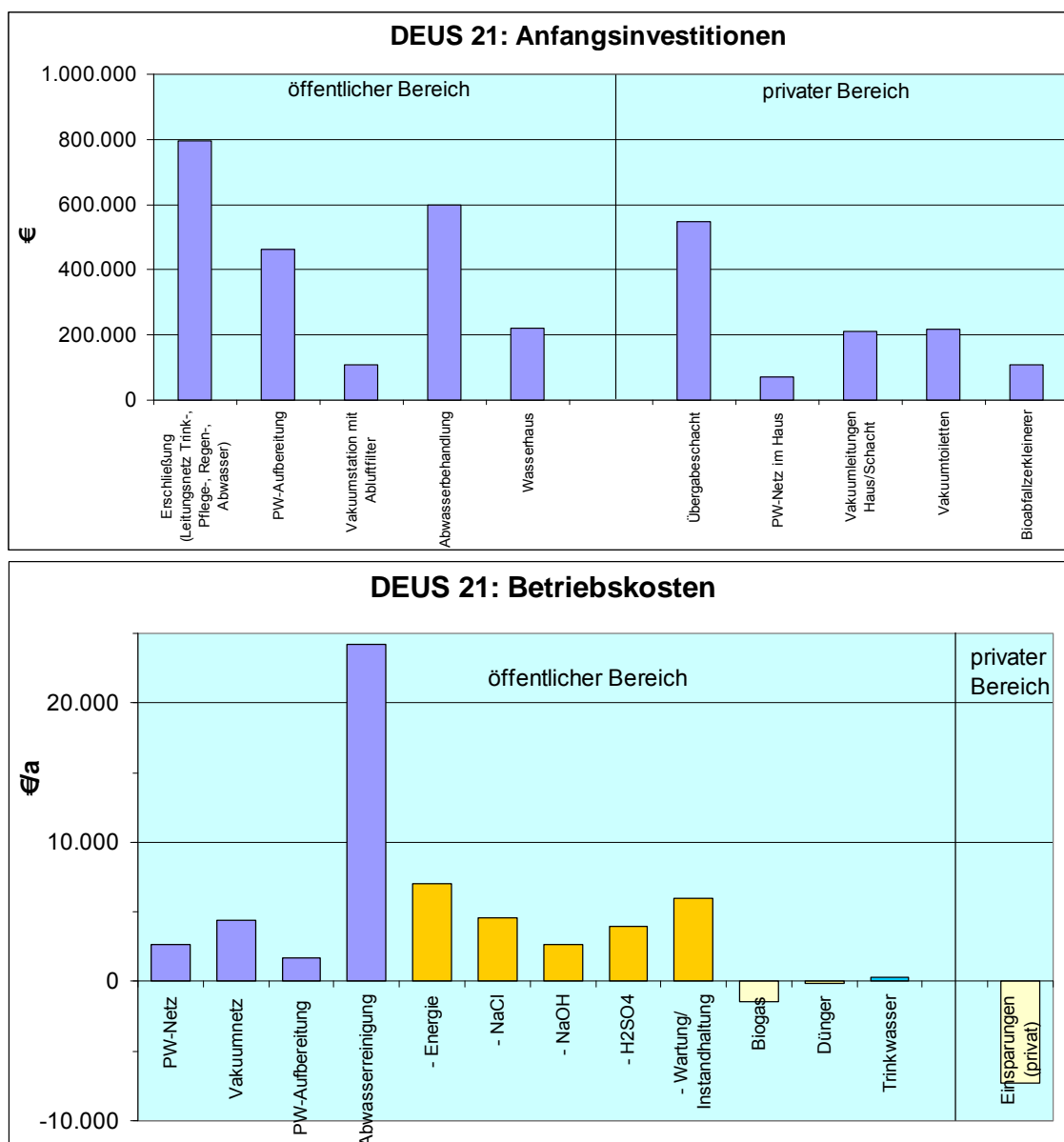
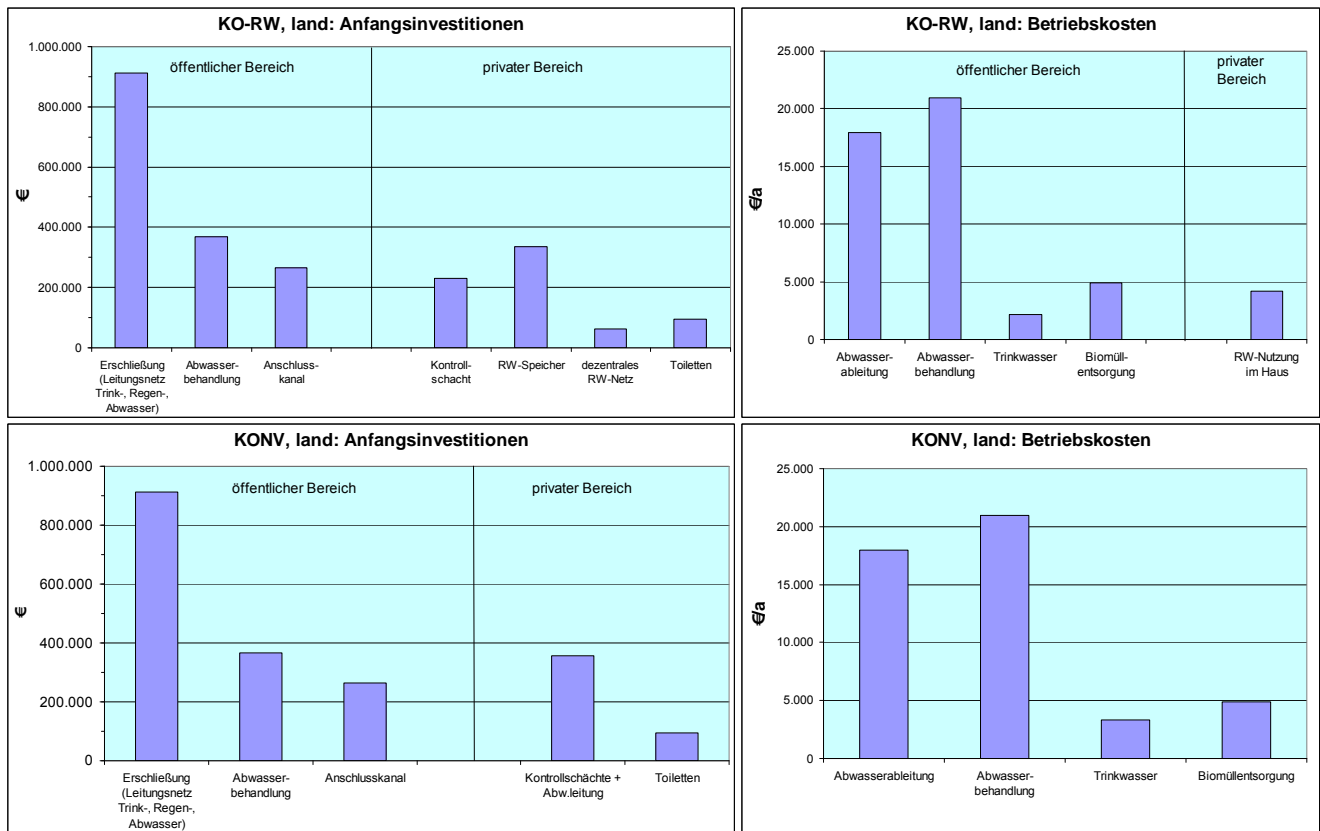


Abbildung 7-6: Aufschlüsselung der Anfangsinvestitionen sowie der jährlichen Betriebskosten in den konventionellen Varianten



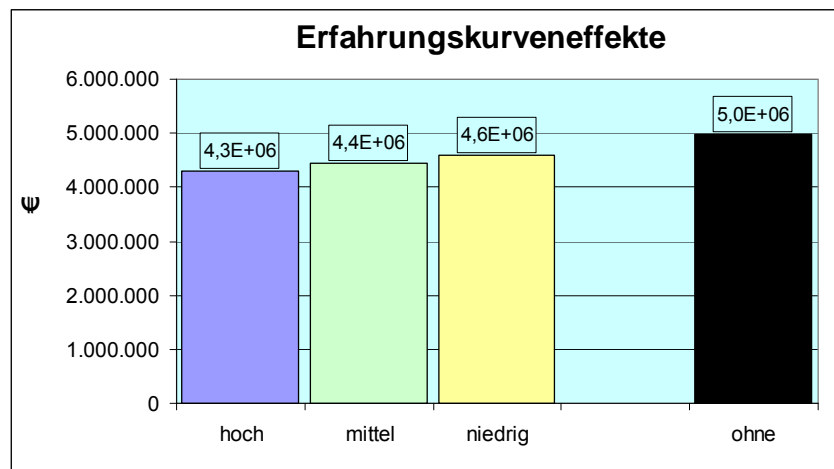
7.2.3 Sensitivitätsanalysen zur ökonomischen Bewertung

Ausgehend von den Ergebnissen mit dem vorausschauenden Berechnungsverfahren werden im Folgenden verschiedene Einflussfaktoren auf ihren Einfluss hin untersucht.

- **Einfluss der Erfahrungskurveneffekte**

Entsprechend der in Tabelle 7-3 abgeschätzten Bandbreiten für den zu erwartenden Einfluss der Erfahrungskurveneffekte auf die relevanten Komponenten des DEUS 21-Konzepts sind in Abbildung 7-7 die Ergebnisse für hohe, mittlere und niedrige Effekte im Vergleich zur Berechnung ohne Effekte dargestellt. Durch die Berücksichtigung dieser Effekte ergibt sich eine Reduktion des Kapitalwerts um 8% bis 14%.

Abbildung 7-7: Einfluss unterschiedlich hoher Erfahrungskurveneffekte auf den Kapitalwert des DEUS 21-Konzepts

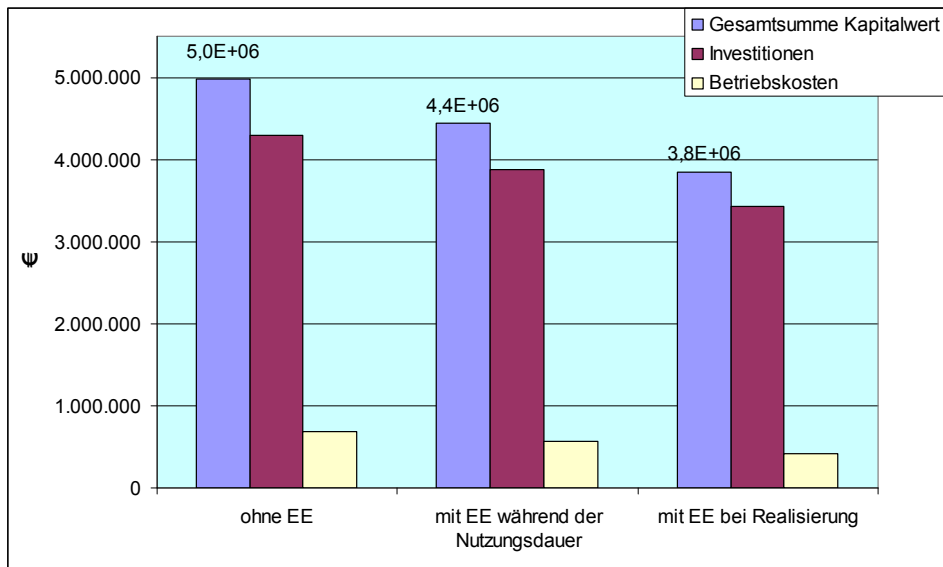


- **Kostenvergleich für künftige Anwendungen nach Vorliegen erster Erfahrungskurveneffekte**

Die bisherigen Berechnungen gehen für die Erstinvestition von den hohen, prototypbedingten Kosten entsprechend der Umsetzung im Untersuchungsgebiet des DEUS 21-Forschungsvorhabens aus. Eine deutlich andere Konstellation ergibt sich, wenn auch bereits bei der Anfangsinvestition Erfahrungskurveneffekte berücksichtigt werden, d.h. wenn die Umsetzung nach Vorliegen weiterer Erfahrungen aus Demonstrationsprojekten und ersten Nischenanwendungen erfolgen würde. Um das dabei erzielbare Einsparpotenzial zu verdeutlichen, wurde beispielhaft eine Berechnung durchgeführt, in der für die Anfangsinvestition der innovativen Komponenten mit einer Kostenreduktion bei niedrigen Erfahrungskurveneffekten gerechnet wird.⁷³ Für die Reinvestitionen werden dann nochmals Erfahrungskurveneffekte im unteren Bereich einbezogen. Die Ergebnisse in Abbildung 7-8 zeigen, dass sich dadurch eine weitere deutliche Verringerung des Kapitalwerts um 14% ergeben würde.

⁷³ Es wird von niedrigen Erfahrungskurveneffekten ausgegangen, da die Umsetzung innerhalb eines vergleichsweise kurzen Zeitraums erfolgen soll, so dass auch erst mit geringeren Kostenreduktionseffekten zu rechnen ist.

Abbildung 7-8: Kapitalwert des DEUS 21-Konzepts in Abhängigkeit von der Berücksichtigung von Erfahrungskurveneffekten (EE)



- **Auswirkungen durch Unterauslastungen von Netzen zur Trinkwasserver- und Abwasserentsorgung**

Bei einer zurückgehenden Zahl von Nutzern und einem zurückgehenden Wasserverbrauch kann es zu einer deutlichen Unterauslastung der Trinkwasserleitungs- und Abwasserkanalnetze kommen. Wie bereits in Kap. 1 beschrieben, werden in der Literatur betriebliche Probleme bei Unterauslastungen wie z.B. zu hohe Stagnationszeiten bei der Trinkwasserverteilung oder ungenügender Abtransport von Feststoffen in den Kanälen angegeben. Von Siedentop et al. (2006) werden die dadurch verursachten Mehrkosten in Abhängigkeit vom Grad der Unterauslastung abgeschätzt. In Anlehnung an diese Abschätzungen wurden erhöhte Betriebskosten bei der Trinkwasserverteilung und Abwasserableitung abgeleitet (s. Tabelle 7-5). Die in Abbildung 7-9 gezeigten Ergebnisse verdeutlichen, dass die dadurch insgesamt verursachten Mehrkosten im Vergleich zu den Gesamtkosten von geringer Bedeutung sind.

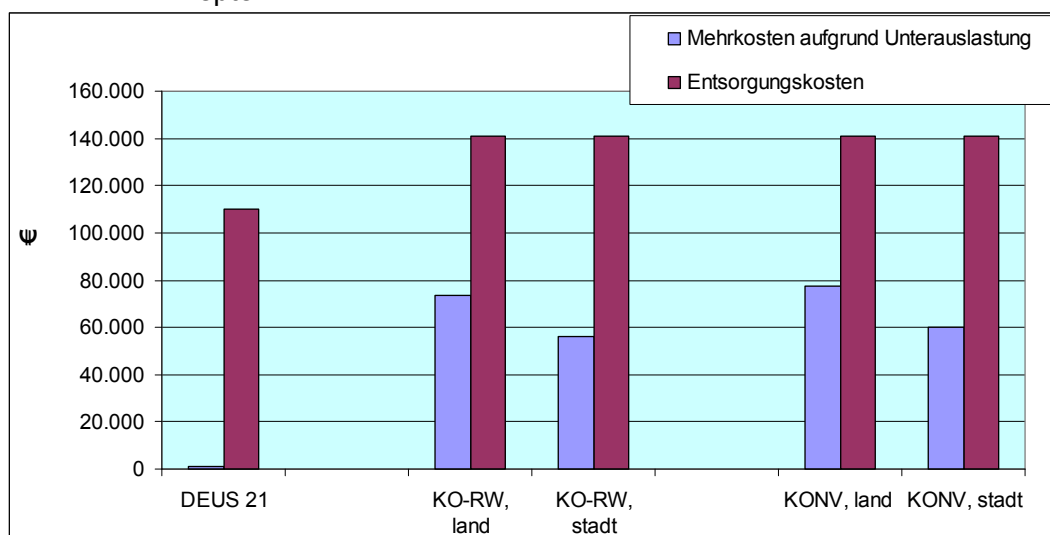
Tabelle 7-5: Erhöhte Betriebskosten bei Unterauslastung konventioneller Anlagen zur Trinkwasserverteilung und Abwasserableitung

nach Siedentop et al. (2006)		verwendeter Ansatz:	
Einwohner-rückgang	prozentualer Aufschlag auf die jährlichen Betriebskosten bei der Abwasserentsorgung	Rückgang der Wasser- / Abwassermenge	prozentualer Aufschlag auf die jährlichen Betriebskosten bei Abwasserableitung und Trinkwasserverteilung
0 %	0 %	0 %	0 %
10 %	4 %	10 %	0 %
20 %	10 %	20 %	10 %
30 %	20 %	30 %	20 %
40 %	30 %	40 %	30 %
50 %	35 %	50 %	35 %

• Entsorgungsphase

Vergleichbar zur ökologischen Bewertung ist auch der mögliche Einfluss der bei der Entsorgung anfallenden Kosten zu untersuchen. Von Siedentop et al. (2006) wurden die mit einem Abbau von Anlagen verbundenen Kosten abgeschätzt: Für die Trinkwasserver- und Schmutzwasserentsorgung wird von 100 €, für die Regenwasserentsorgung von 120 € pro Meter Leitung ausgegangen. Für den Rückbau von Kläranlagen liegen dagegen keine Kostenabschätzungen vor.⁷⁴ Anhand dieser Zahlen kann die Größenordnung der Entsorgungskosten abgeschätzt werden. Dabei wird davon ausgegangen, dass im DEUS 21-Konzept im Aufwand für den Rückbau der Regenkanäle auch der Rückbau der Vakuumkanalisation mit enthalten ist. Die sich ergebenden Kosten für den Rückbau der Netze sind in Abbildung 7-9 mit dargestellt. Im Vergleich zu den Gesamtkosten ist ihr Anteil mit 3 bis 4% gering.

Abbildung 7-9: Mehrkosten aufgrund von Unterauslastung sowie durch Abbau und Entsorgung von Trinkwasser- und Kanalnetzen in den verschiedenen Konzepten



• Einfluss des Härtegrads des Trinkwassers

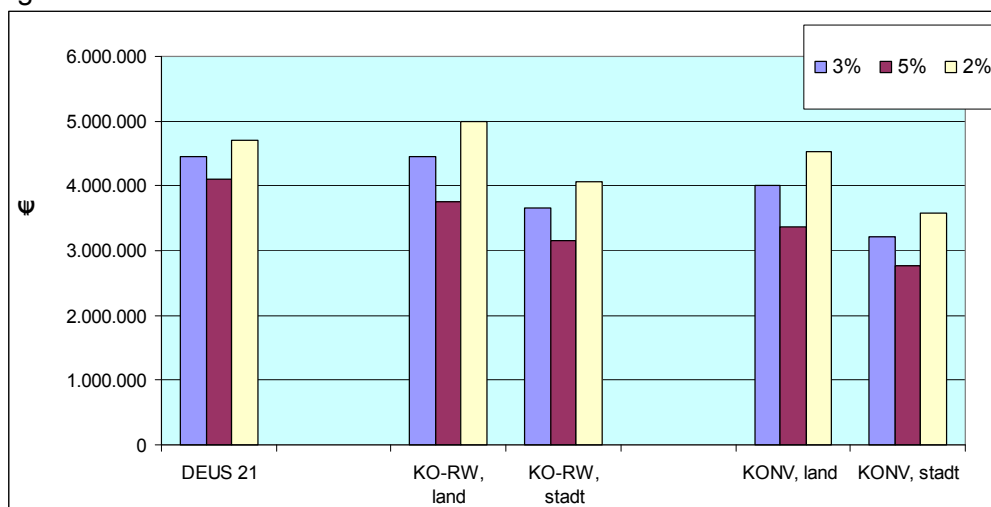
Im DEUS 21-Konzept können durch die Nutzung von weichem Regenwasser als Pflegewasser unabhängig vom Härtegrad des Trinkwassers die Vorteile eines weicheren Wassers genutzt werden (s. Kap. 6.1.2.3.3). Der Einfluss dieser Randbedingung auf das Gesamtergebnis der Kostenberechnungen ist allerdings nur gering: Die durch das zur Verfügung gestellte weichere Pflegewasser zu erzielenden Einsparungen liegen in einer Größenordnung von 4 % der Gesamtkosten.

⁷⁴ Während bei konventionellen Kläranlagen überwiegend Betonbecken abzubauen wären, werden für das DEUS 21-Konzept Edelstahlbehälter eingesetzt, deren Material auch nach der Nutzung wiederverwertet werden können. Es sind deshalb für den Rückbau einer konventionellen Abwasserbehandlungsanlage deutlich höhere Kosten zu erwarten.

• Einfluss des Kalkulationszinsfußes

Von LAWA (2005) wird empfohlen, Sensitivitätsanalysen zum Einfluss des Kalkulationszinsfußes durchzuführen. Dabei werden als Bandbreite Werte zwischen 2 und 5% angegeben. Abbildung 7-10 zeigt die Ergebnisse für diese maximalen Werte sowie für den in den bisherigen Berechnungen verwendeten Wert von 3%. Aufgrund des hohen Anteils der Erstinvestitionen beim DEUS 21-Konzept bedeutet dabei ein höherer Kalkulationszinsfuß ein im Vergleich ungünstigeres Ergebnis: bei 5% schneidet das DEUS 21-Konzept entsprechend am ungünstigsten ab. Bei einem Zinsfuß von 2% liegt der Kapitalwert des DEUS 21-Konzepts dagegen deutlich unter dem Wert des ländlichen Konzepts mit Regenwassernutzung und in der Höhe des konventionellen ländlichen Konzepts.

Abbildung 7-10: Einfluss des Kalkulationszinsfußes



7.2.4 Fehlerbetrachtung

Grundlage der ökonomischen Bewertung waren die Erhebungen zur Bau- und ersten Betriebsphase im Rahmen des Forschungs- und Demonstrationsvorhabens zum DEUS 21-Konzept in Knittlingen. Da ein Teil des Neubaugebiets konventionell erschlossen wurde, lagen auch dafür Kostendaten vor. Verschiedene Einschränkungen sind allerdings zu berücksichtigen: Die zur Umsetzung des DEUS 21-Konzepts erstellten Anlagen zur Pflegewasserebereitstellung und Abwasserbehandlung sind Prototyp-Anlagen, die aufgrund der Neuartigkeit der Anlagen und des Demonstrationscharakters des Gesamtprojekts mit erhöhten Aufwendungen verbunden waren. Diese Daten sind deshalb nur bedingt übertragbar. Im Rahmen der Untersuchungen zum Einfluss der Erfahrungskurveneffekte wurde versucht, die entsprechenden zukünftigen Kostendaten abzuleiten (s. Kap. 7.2.2). Es ist außerdem zu berücksichtigen, dass sich die Inbetriebnahme der DEUS 21-Anlage zur Nährstoffrückgewinnung verzögerte, so dass für die Betriebskosten mit den Erfahrungswerten aus den Voruntersuchungen gerechnet werden musste. Für die untersuchten konventionellen Konzepte wurden die vorliegenden Daten aus der Literatur ausgewertet, die allerdings teilweise deutliche Bandbreiten aufweisen. Diese sind zum einen bedingt durch den großen Einfluss der lokalen Randbedingungen, zum anderen aber auch durch den Einfluss der Baukonjunktur.

Allein aufgrund unterschiedlicher, konjunkturell bedingter Auslastungen der (lokalen oder regionalen) Bauunternehmen können Ausschreibungen zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen führen. Diese Unsicherheiten sind bei allen Auswertungen der Kostendaten zu berücksichtigen. In Tabelle 7-6 sind die Angaben zu den Datenquellen und die Einstufung der jeweiligen Datenqualität aufgelistet.

Tabelle 7-6: Angaben zur Qualität der Daten zur ökonomischen Bewertung (+: hoch; o: mittel; -: niedrig)

Bereich	DEUS 21-Konzept	Konventionelle Konzepte
Investitionen		
Wasserversorgung (Trinkwasser, Pflegewasser)	o Erhebungen im Untersuchungsgebiet; für Pflegewasserwasser-aufbereitung nur Kostendaten einer Pilotanlage verfügbar	+ Erhebungen im Untersuchungsgebiet ⁷⁵ , ergänzt durch allgemeine Daten zur Kostenstruktur in Deutschland
Wassernutzung im Haushalt (Sanitärmöbel, Toiletten, Regenwasser-/ Pflegewassernutzung)	+ Erhebungen im Untersuchungsgebiet	+ Erhebungen im Untersuchungsgebiet
Abwasserableitung und -behandlung	o Erhebungen im Untersuchungsgebiet (Pilotanlage); Abschätzungen zur Übertragbarkeit der Daten für künftige Umsetzungsprojekte	+ zur Abwasserableitung Erhebungen im Untersuchungsgebiet; zur Abwasserbehandlung Auswertung von Literaturdaten für Deutschland, differenziert für unterschiedliche Randbedingungen
Betriebskosten		
Wasserversorgung (Trinkwasser, Pflegewasser)	o (s. o. Angaben zu Investitionen)	+ (s. o. Angaben zu Investitionen)
Wassernutzung im Haushalt (Sanitärmöbel, Toiletten, Regenwasser-/ Pflegewassernutzung)	+ Erhebungen im Untersuchungsgebiet	+ zum Einfluss der Wasserhärte Auswertung von Literaturdaten
Abwasserableitung und -behandlung	o Erhebungen im Untersuchungsgebiet (Pilotanlage) und Ergebnisse von Voruntersuchungen; Abschätzungen zur Übertragbarkeit der Daten für künftige Umsetzungsprojekte	+ Auswertung von Literaturdaten für Deutschland, differenziert für unterschiedliche Randbedingungen
Entsorgungskosten		
übergreifend	- grobe Abschätzungen	- grobe Abschätzungen

⁷⁵ Neben dem Teil des Untersuchungsgebiets, in dem das DEUS 21-Konzept umgesetzt wird, ist ein Teil des Neubaugebiets in der Stadt Knittlingen mit konventioneller Wasserinfrastruktur ausgestattet, über das entsprechende Kostendaten zur Verfügung standen.

7.2.5 Diskussion der Ergebnisse der ökonomischen Bewertung

Die Besonderheiten urbaner Wasserinfrastruktursysteme mit sehr langen Nutzungsdauern wichtiger Teilkomponenten müssen wie bei der ökologischen Bewertung auch bei den ökonomischen Betrachtungen Berücksichtigung finden. Bei der aus den verschiedenen dynamischen Investitionsrechnungsverfahren ausgewählten Kapitalwertmethode werden über den Betrachtungszeitraum hinweg alle Ein- und Auszahlungen auf einen Zeitpunkt hin diskontiert, d.h. anders als bei der ökologischen Bewertung, bei der die Betrachtung nur für ein bestimmtes Jahr erfolgt, umfasst der zu berechnenden Kapitalwert bereits den gesamten, zu Grunde gelegten Zeitraum. Umso wichtiger ist es, in dieser Zeitspanne sich verändernde Bedingungen zu berücksichtigen. Der umfassende Ansatz des DEUS 21-Konzepts bedingt, dass bei den Auswertungen sowohl die Wasserversorgung, die Wassernutzung in den Haushalten als auch die Abwasserentsorgung einzubeziehen waren. Es wurde dabei ein gesamtwirtschaftlicher Ansatz verfolgt, mit dem eine Bewertung für das Gesamtsystem durchgeführt wurde.

Die unter den derzeitigen Bedingungen sich ergebenden Ergebnisse zeigen deutliche Kostenvorteile der konventionellen Konzepte gegenüber dem DEUS 21-Konzept. Diese Vorteile sind vor allem bedingt durch die sehr hohen Anfangsinvestitionen, während die Betriebskosten beim DEUS 21-Konzept niedriger liegen als die der konventionellen Konzepte. Ein deutlich anderes Ergebnis ergibt sich, wenn die über den Betrachtungszeitraum hinweg zu erwartenden Veränderungen Berücksichtigung finden: Änderungen der klimatischen Bedingungen (verwendet wurden Daten des Trockenjahrs 2003), Veränderungen der Nutzerzahlen (Verringerung der Einwohnerzahl von 3,5 auf 2,5 pro Wohneinheit) sowie Veränderungen durch technischen Fortschritt. Zur Abschätzung der durch den technischen Fortschritt bedingten Kosteneinsparungen bei neuen Techniken bietet das Erfahrungskurvenkonzept einen geeigneten Ansatz. Bei Techniken mit noch geringem Reifegrad und gleichzeitig hoher Innovationsdynamik im relevanten Techniksektor (dies betrifft hier insbesondere die im DEUS 21-Konzept eingesetzte Membrantechnik) kann anhand von bereits vorliegenden Daten aus diesem Sektor oder durch die Übertragung von Daten aus vergleichbaren Bereichen die Lernrate abgeschätzt werden. Da für die hier relevanten Techniken noch keine Daten vorliegen, wurde die mögliche Bandbreite abgeschätzt und mit hohen, mittleren bzw. niedrigen Effekten gerechnet. Unter Berücksichtigung dieser Veränderungen und ausgehend von mittleren Effekten liegen die Kosten für das DEUS 21-Konzept in der Größenordnung der ländlichen Variante mit dezentraler Regenwassernutzung, das konventionelle ländliche Konzept liegt etwa 10% niedriger. Die konventionellen städtischen Konzepte bleiben dagegen günstiger. Diese Auswertungen zeigen, dass trotz der ursprünglichen sehr großen Kostenunterschiede zwischen den Konzepten durch die Berücksichtigung der möglichen Veränderungen im Betrachtungszeitraum die Prioritäten zwischen den untersuchten Varianten beeinflusst werden können.

Bei den Kostenbetrachtungen ist dabei grundsätzlich zu berücksichtigen, dass die tatsächlichen Ergebnisse für einen konkreten Anwendungsfall immer sehr stark von lokalen bzw. regionalen Bedingungen (z.B. Baukonjunktur, Bodenverhältnisse, topographische Bedingun-

gen) abhängen. Der Einfluss dieser Bedingungen kann auch an den Bandbreiten der in der Literatur veröffentlichten Kosten für den Bereich Siedlungswasserwirtschaft abgelesen werden. Werden bspw. bei den Berechnungen die aktuellsten, in der Schweiz sehr detailliert erhobenen Daten zu Grunde gelegt und für den Trinkwasserpreis der Durchschnittspreis in Deutschland anstatt des deutlich niedrigeren Preises im Untersuchungsgebiet eingesetzt, ergibt sich für die konventionellen Konzepte ein deutlich ungünstigeres Ergebnis.

Einen großen Einfluss hat außerdem der gewählte Kalkulationszinsfuß, soweit für die verschiedenen Konzepte der Anteil der Investitionskosten an den Gesamtkosten deutlich unterschiedlich ist (wie es im vorliegenden Vergleich der Fall ist). Dagegen spielt eine mögliche Begrenzung der Nutzungsdauern für die hier untersuchten Konzepte keine Rolle. Dies könnte allerdings dann der Fall sein, wenn Konzepte miteinander verglichen werden, in denen deutliche Unterschiede bzgl. des Einsatzes von Komponenten mit langen Nutzungsdauern auftreten. Beispiel wäre der Vergleich eines konventionellen Konzepts mit einem völlig dezentralen Konzept, bei denen auf den Bau von Kanalnetzen verzichtet werden kann.

8 Schlussfolgerungen

Unsere urbanen Wasserinfrastruktursysteme zur Wasserversorgung und Abwasserentsorgung zeichnen sich aus durch sehr lange Nutzungsdauern einer Vielzahl von Systemkomponenten sowie durch geringe Flexibilitäten. Diese Systeme sind leitungsgebunden und die zum Aufbau dieser Leitungs- bzw. Kanalnetze notwendigen Aufwendungen, die die Kosten der Gesamtsysteme wesentlich bestimmen, können nicht zurückgeholt werden ("Sunk Costs"). Gleichzeitig sind Veränderungen wesentlicher Randbedingungen bei der Nutzung dieser Systeme abzusehen, die für die bestehenden Systeme einen deutlichen Anpassungs- bzw. Weiterentwicklungsbedarf bedeuten können. Zu nennen sind hier bspw. die wasserwirtschaftlichen Auswirkungen des Klimawandels, der Rückgang der Nutzerzahlen und der Trinkwasser- und häuslichen Abwassermengen aufgrund des demographischen Wandels oder auch neue ökologische Herausforderungen wie die Elimination von Mikroschadstoffen oder die Rückgewinnung von Nährstoffen aus dem Abwasser. In der Vergangenheit bestand der Anpassungsbedarf für die Wasserver- und Abwasserentsorgung im Allgemeinen in der Erweiterung und dem Ausbau der bestehenden Netze sowie in der Vergrößerung oder Ergänzung der Behandlungsanlagen (z.B. Erhöhung des Anschlussgrads, Ausbau der Abwasserbehandlung zur Elimination von Nährstoffen über zusätzliche Beckenvolumina bei der Stickstoffelimination bzw. ergänzende Vorrichtungen zur Phosphatfällung), der damit additiv zu den bestehenden Anlagen umgesetzt werden konnte. Hingegen ist mit den künftigen Herausforderungen ein deutlich weitergehender Umstellungs- und Anpassungsbedarf verbunden, so dass auch strukturelle Veränderungen notwendig werden können (z.B. Betrieb bei deutlich geringeren Wassermengen, Ableitung bzw. Bewirtschaftung von zunehmenden Starkniederschlägen, geringere Einwohnerdichten für die Leitungs- und Kanalnetze). Auf der anderen Seite ergeben sich aufgrund unterschiedlicher technischer Entwicklungen neue Möglichkeiten zur Wasserver- und Abwasserentsorgung, so dass in den letzten Jahren innovative Konzepte für die urbane Wasserinfrastruktur entwickelt und in ersten Demonstrationsvorhaben erprobt werden konnten. Vor diesem Hintergrund ist eine Weiterentwicklung bisheriger Ansätze zur ökologischen und ökonomischen Bewertung dieser unterschiedlichen Konzepte erforderlich, um sicherzustellen, dass bei einer umfassenden, systematischen Bewertung auch die möglichen Veränderungen über die langen Nutzungs- bzw. Betrachtungszeiträume hinweg einbezogen werden können.

Zur ökonomischen Bewertung ist dabei durch die LAWA-Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (LAWA, 2005) ein in der Wasserwirtschaft breit akzeptiertes Grundgerüst vorhanden, das über die empfohlenen dynamischen Berechnungsverfahren eine Aufsummierung der Zahlungsströme über einen sehr langen, in Abhängigkeit von den Nutzungsdauern festzulegenden Betrachtungszeitraum ermöglicht. Um die genannten Aspekte einzubringen ist es somit entscheidend, dass die zu erwartenden Veränderungen (z.B. Klimawandel, Veränderungen aufgrund der demographischen Entwicklung, technischer Fortschritt) in den Berechnungen berücksichtigt werden. Die Quantifizierung dieser Veränderungen ist naturgemäß mit Unsicherheiten verbunden. Die Alternative, ein Rechnen mit den

zum Zeitpunkt der Planung gegebenen Ausgangsdaten über den gesamten Nutzungszeitraum hinweg, wäre jedoch nicht zielführend. Für die ökonomische Bewertung spielt dabei eine wichtige Rolle, in welchem Umfang für die eingesetzten Techniken mit Erfahrungskurveneffekten zu rechnen ist, so dass sich bei notwendigen Reinvestitionen die anzusetzenden Kostensätze reduzieren würden. Die Erfahrungen in unterschiedlichen Technikbereichen (einschließlich der Techniken zur Wasser- und Abwasserbehandlung wie z.B. Membrantechnik) zeigen, dass insbesondere bei Techniken mit heute noch geringem Reifegrad mit deutlichen Effekten zu rechnen ist. Die für die unterschiedlichen Technikbereiche vorliegenden Untersuchungen verdeutlichen die typischen Bandbreiten der erreichbaren Lernraten und können auf die im Untersuchungsfeld "Wasserinfrastruktursysteme" relevanten Techniken übertragen werden.

Für die ökologische Bewertung steht mit der Ökobilanz-Methodik ebenfalls ein anerkannter und teilweise bereits normierter methodischer Ansatz zur Verfügung. Üblicherweise wird für die dazu zu erstellende Sachbilanz der Stoffströme (Materialien und Emissionen) von (Jahres-) Durchschnittsdaten ausgegangen, die die aktuelle Situation des zu untersuchenden Systems oder Produkts darstellen. Im Gegensatz zur dynamischen Kostenvergleichsrechnung findet somit keine Aufsummierung über den gesamten Betrachtungszeitraum statt. Um eine Bewertung auch unter zukünftigen Bedingungen zu erzielen, ist deshalb eine zusätzliche Sachbilanzierung und Bewertung bei geänderten Bedingungen notwendig. Auch hier können zu erwartende technische Weiterentwicklungen bei neuen Techniken bspw. hinsichtlich möglicher Effizienzverbesserungen eine Rolle spielen. Zusätzlich bestehen im Rahmen des Ökobilanzansatzes methodische Probleme bei der Einbindung aller ökologisch relevanten Auswirkungen von urbanen Wasserinfrastruktursystemen. Zu nennen sind hier vor allem die hinsichtlich der Wirkungskategorie Ökotoxizität relevanten Emissionen in die Gewässer wie z.B. die Einträge von Schwermetallen, von Arzneimittelrückständen oder von endokrinen Stoffen, die über im Haushalt eingesetzte Produkte eingetragen werden. Aufgrund der grundsätzlichen Probleme bei der Zusammenfassung der unterschiedlichen ökotoxikologischen Wirkungen der verschiedenen Schadstoffe, wurden im Rahmen dieser Arbeit verschiedene Einzelstoffe ausgewählt, die exemplarisch als Einzelindikatoren die Relevanz insgesamt und die Unterschiede zwischen den verschiedenen Wasserinfrastruktursystemen verdeutlichen sollen. Für eine konkrete, umsetzungsbezogene Bewertung ist es dabei zusätzlich erforderlich, die lokal zu erwartenden Umweltbelastungen bei einer Umsetzung getrennt ausweisen zu können, so dass bei der Bewertung auch die lokale/regionale Situation (z.B. Grad der Vorbelastungen) berücksichtigt werden kann. Dies betrifft auch den Verbrauch der Ressource Wasser (lokaler Wasserbedarf und Wasserverfügbarkeit). Bei diesen Indikatoren ist deshalb jeweils zu unterscheiden zwischen den Gesamtbelastungen und den Belastungen in der Umgebung des Untersuchungsgebiets. Weitere ökologische Auswirkungen, die aufgrund fehlender methodischer Ansätze nicht direkt im Rahmen der ökobilanziellen Betrachtung einbezogen werden können, sind die verursachten hygienischen Restbelastungen, die Gefährdungen durch die mögliche Verbreitung von Antibiotikaresistenzen sowie mögliche

Belastungen von Boden und Grundwasser durch undichte Kanäle. Diese Aspekte konnten deshalb nur qualitativ als Ergänzung aufgenommen werden.

Zur Anwendung der weiterentwickelten methodischen Ansätze wurde ein neues, semidezentrales Konzept ausgewählt, das im Rahmen eines Forschungs- und Demonstrationsvorhabens für ein kleines Neubaugebiet von etwa 100 Grundstücken umgesetzt wird ("DEUS 21"-Konzept). Für den Vergleich mit konventionellen Konzepten (unterschieden in ländliche und städtische Variante sowie in ein Konzept mit und ohne dezentrale Regenwassernutzung) wurden über das Stoffstrommodell "SurWis" (einschließlich eines separaten Teilmodells zur Abbildung des Wasser-Stoffflusses) die Material- und Stoffflüsse der Wasserversorgung, der Wassernutzung in den Haushalten und der Abwasserentsorgung einschließlich aller Vorketten (u. a. Bereitstellung von Energie und Chemikalien, Transportprozesse) sowohl für die Bauphase als auch für die Betriebs- und Entsorgungsphase berechnet. Den Berechnungen wurden die Randbedingungen der Pilotanwendung des DEUS 21-Konzepts zu Grunde gelegt.

Die ökologische Bewertung zeigt, dass das DEUS 21-Konzept deutliche Vorteile bei den meisten wasserrelevanten Wirkungskategorien aufweist: Dies gilt für das aquatische Eutrophierungspotenzial, für die meisten ökotoxikologischen Einzelindikatoren mit Ausnahme der Nonylphenol-Emissionen Wasser als Beispiel für anaerob schlecht abbaubare Schadstoffe sowie für den Wasserbedarf. Erhebliche Vorteile besitzt das DEUS 21-Konzept außerdem hinsichtlich der Ressource Phosphor. Nachteilig sind das vor allem durch den Chemikalienbedarf verursachte höhere Versauerungspotenzial sowie der hohe Energiebedarf der (Ab-)Wasserbehandlung mit den dadurch bedingten höheren Treibhausgasemissionen und dem höheren Bedarf an fossilen Ressourcen. Während die bei der Wasserver- und Abwasserentsorgung einer Person verursachten Mehrbelastungen durch die konventionellen Konzepte bei den wasserrelevanten Wirkungskategorien teilweise bis zu einem Drittel der durch einen deutschen Durchschnittsbürger verursachten Belastungen ausmachen, liegt der Unterschied bei der Wirkungskategorie Treibhauseffekt mit 0,6% jedoch deutlich niedriger. Werden die Belastungen unter zukünftigen Randbedingungen betrachtet (einschließlich einer deutlichen Verbesserung der Energieeffizienz bei den im DEUS 21-Konzept eingesetzten Behandlungsverfahren), ergeben sich dagegen auch bei den stark energieverbrauchsbezogenen Kategorien (Treibhauseffekt, fossile Ressourcen) Vorteile für das DEUS 21-Konzept.

Nach den anhand der Kapitalwertmethode ermittelten Ergebnissen der ökonomischen Bewertung ergeben sich Kostenvorteile für die konventionellen Konzepte, die je nach Variante deutlich unter den Kosten des DEUS 21-Konzepts liegen. Bei Berücksichtigung der zu erwartenden Kostenveränderungen im Betrachtungszeitraum ergibt sich jedoch ein anderes Bild, bei dem sich die Unterschiede zwischen den konventionellen Konzepten und dem DEUS 21-Konzept deutlich verringern bzw. für die ländlichen Varianten sich sogar umkehren. Dabei wurde zur Abschätzung der durch den technischen Fortschritt bedingten Kosteneinsparungen bei neuen Techniken mit noch geringem Reifegrad und gleichzeitig hoher Innovationsdynamik im relevanten Techniksektor (dies betrifft hier insbesondere die im DEUS 21-

Konzept eingesetzte Membrantechnik) das Erfahrungskurvenkonzept verwendet. Die Sensitivitätsuntersuchungen zeigen außerdem den großen Einfluss der für wichtige Komponenten bestehenden Kostenbandbreiten.

Neben ökologischen und ökonomischen Kriterien können für die Bewertung von urbanen Wasserinfrastruktursystemen allerdings noch weitere Faktoren eine wichtige Rolle spielen. Im Rahmen von Arbeiten einer Arbeitsgruppe der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) wurde eine Kriterienliste zur Bewertung von Sanitärsystemen erstellt und anhand von Befragungen von Abwasserexperten hinsichtlich ihrer Bedeutung heute sowie in 20 Jahren geordnet (DWA, 2008). Danach besitzt der Endnutzerkomfort zusammen mit der Belastung des Trinkwassers die höchste Bedeutung, gefolgt von verschiedenen ökologischen Kriterien, den betriebswirtschaftlichen Kosten sowie der Prozessstabilität als wichtigstes, technisches Kriterium. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, insbesondere im Rahmen von Demonstrationsprojekten die Fragen des für die Endnutzer erreichbaren Komforts bzw. übergeordnet der Akzeptanz insgesamt zu untersuchen. Eine fehlende Akzeptanz für neue Konzepte kann sicherlich nicht durch ökonomische und ökologische Vorteile ausgeglichen werden – umgekehrt können jedoch solche Vorteile, soweit sie den Nutzern entsprechend dargestellt und erklärt werden, zu einer besseren Akzeptanz beitragen. Ein zusätzliches Kriterium ist das internationale Marktpotenzial und die damit verbundenen Chancen zur Schaffung neuer Arbeitsplätze. Inwieweit neue Wasserinfrastrukturkonzepte ein gegenüber konventionellen Konzepten verbessertes Marktpotenzial aufweisen und sich dadurch ggf. zusätzliche positive Aspekte für eine Gesamtbewertung ergeben, kann zumindest hinsichtlich des DEUS 21-Konzepts erst nach Vorliegen weiterer praktischer Erfahrungen beantwortet werden.⁷⁶

Aus den für das DEUS 21-Konzept erzielten Ergebnissen ist zu erkennen, dass dieses Konzept ein erhebliches Potenzial zur Verbesserung der durch die Wasserver- und Abwasserentsorgung verursachten Umweltbelastungen besitzt. Dabei bietet dieses Konzept aus technischer Sicht die Möglichkeit, auch nachträglich im Bestand bspw. im Rahmen der Modernisierung der Wasserinfrastruktur in einem Wohngebiet bzw. in einer Siedlung umgesetzt zu werden, da die Veränderungen innerhalb und außerhalb der Gebäude unabhängig voneinander durchgeführt werden können (Veränderungen außerhalb der Gebäude mit Verlegung der Vakuumkanalisation bis zu den Übergabeschächten bspw. im Rahmen von Kanalsanierungsmaßnahmen; anschließend Veränderungen innerhalb der Gebäude ausgehend von den Übergabeschächten). Die wichtigsten noch offenen Fragen hinsichtlich der ökologischen Bewertung sind dabei die Elimination und Relevanz von anaerob schlecht abbaubaren Mik-

⁷⁶ Vor dem Hintergrund der Millennium Development Goals im Bereich Trinkwasserver- und Abwasserentsorgung (MDG 7, Teilziel 10: bis 2015 Halbierung des Anteils der Menschen, die keinen nachhaltigen Zugang zu einwandfreiem Trinkwasser oder zu sanitären Anlagen haben) und der bislang erst erzielten Fortschritte (im Jahr 2006 waren noch immer 1,1 Milliarden Menschen ohne Zugang zu sauberem Trinkwasser, 2,6 Milliarden Menschen hatten keinen Zugang zu sanitären Einrichtungen (WHO/UNICEF, 2006) besteht grundsätzlich ein sehr hohes Marktpotenzial für flexible, an unterschiedliche Randbedingungen gut adaptierbare Wasserinfrastrukturkonzepte.

roschadstoffen, der mit der Pflegewasserbereitstellung dauerhaft verbundene Aufwand, die Verifizierung der teilweise aus Voruntersuchungen abgeleiteten Daten zur Nährstoffrückgewinnung und Biogasverwertung sowie die Realisierung der bei einer breiteren Umsetzung erwartenden Verbesserung der Energieeffizienz. Einer breiteren Umsetzung des Konzepts stehen allerdings derzeit noch die mit diesem Konzept verbundenen, höheren Kosten entgegen. Diese Kostendaten mussten von einer im Rahmen eines Forschungsprojekts realisierten Pilotanlage abgeleitet werden. Durch die Unterstützung der Weiterentwicklung und der weiteren Umsetzung des Konzepts über Demonstrationsprojekte oder/und finanziellen Anreizen könnte vergleichbar zum Vorgehen in anderen umweltsensiblen Bereichen (z.B. der Energieversorgung) dieses Dilemma – keine breitere Umsetzung aufgrund höherer Kosten und Rückgang der Kosten aufgrund von Erfahrungskurveneffekte nur bei breiterer Umsetzung – gelöst werden. Die Kostenberechnungen zeigen, dass sich für die Umsetzung zuerst Anwendungen unter für das semidezentrale Konzept günstigen Rahmenbedingungen (ländliche Regionen, hohe Trinkwasserpreise) anbieten würden. Um möglichst hohe Innovationseffekte und Kostenreduktionen zu erreichen, wird es dabei darauf ankommen, das Innovationssystem im Bereich der Wasserwirtschaft gezielt zu nutzen bzw. zu verbessern. Dazu zählt vor allem eine Verknüpfung der F&E-Politik mit der Umweltpolitik, um sowohl angebots- als auch nachfrageseitig Anreize zur Umsetzung und Weiterentwicklung neuer nachhaltiger Konzepte zu schaffen.

Die sich aus diesen Aspekten ergebenden wichtigsten Schlussfolgerungen können damit wie folgt zusammengefasst werden:

- Zur umfassenden ökologischen und ökonomischen Bewertung sind Erweiterungen der zur Verfügung stehenden, standardmäßig eingesetzten Methoden notwendig.
- Aufgrund der sehr langen Nutzungsdauern wichtiger Teilkomponenten urbaner Wasserinfrastruktursysteme sind sowohl bei der ökologischen als auch der ökonomischen Bewertung wichtige, sich verändernde Bedingungen wie z.B. der technische Fortschritt, der Klima- oder auch der demografischen Wandel zu berücksichtigen.
- Das beispielhaft untersuchte innovative "DEUS 21"-Konzept bietet die Möglichkeit, die ökologische Bilanz urbaner Wasserinfrastruktursystemen deutlich zu verbessern.
- Für die ökonomische Bewertung spielen die durch den technischen Fortschritt erzielbaren Kosteneffizienzverbesserungen (Erfahrungskurveneffekte) eine wesentliche Rolle zu deren Realisierung allerdings eine breitere Umsetzung der jeweiligen Technik/Technikkomponente Voraussetzung ist.

9 Literaturverzeichnis

- Adensam, H.; Ganglberger, E.; Gupfinger, H.; Wenisch, A. (2000): Wieviel Umwelt braucht ein Produkt? Studie zur Nutzbarkeit von Ökobilanzen für Prozess- und Produktvergleiche. Umweltbundesamt, Wien,
In: <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/daten/produkte/gemis/oekobil.pdf> (Stand: 29.01.2008)
- Agis H. (2002): Energieoptimierung von Kläranlagen. Wiener Mitteilungen. Bd. 176, S. 133 ff.
- Althaus H.-J.; Hischer, R.; Osses, M. (2004): Life Cycle Inventories of Chemicals. Ecoinvent Report No. 8, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH
- Andersen, H.; Siegrist, H.; Halling-Sorensen, B.; Ternes, T. (2003): Fate of estrogens in a municipal sewage treatment plant. Environmental Science & Technology, Nr. 37, S. 4021-4026
- Arpke, A.; Hutzler, N. (2006): Domestic Water Use in the United States – A Life-Cycle Approach. Journal of Industrial Ecology, Vol. 10, N. 1-2, P. 169-184
- ATT/BGW/DBVW/DVWG/DWA/MKU (Hrsg.; 2005): Branchenbild der deutschen Wasserwirtschaft 2005. Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn
- ATV (1996): ATV-Handbuch Klärschlamm. 4. Auflage, Ernst & Sohn, Berlin
- ATV-DVWK-Arbeitsgruppe GB-5.1 (2002): Überlegungen zu einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft. ATV-DVWK-Arbeitsbericht, GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik, Hennef, 39 S.
- ATV-DVWK-Fachausschuss KA-14 (2004): Gasförmige Emissionen aus kommunalen Abwasseranlagen. ATV-DVWK-Arbeitsbericht GFA - Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik, Hennef, 24 S.
- ATV-DVWK (2003a): Fremdwassersituation in Deutschland. KA Abwasser Abfall, Jg.: 50, Nr.1, S. 70-81.
- ATV-DVWK (2003b): Merkblatt M 368 "Biologische Stabilisierung von Klärschlamm", Hennef
- ATV-DVWK (2003c): Phosphorrückgewinnung. Arbeitsbericht der ATV-DVWK-Arbeitsgruppe "Phosphorrückgewinnung", KA, H. 6
- ATV-DVWK (2004): Arbeitsblatt A 202 "Chemisch-physikalische Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser", Hennef
- ATV-DVWK (2000): Arbeitsblatt A 131 "Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen", Hennef
- Baccini, P., P. H. Brunner (1991): Metabolism of the Anthroposphere. Springer, Berlin/ Heidelberg/ New York
- Bardossy, A.; S. Pakosch (2005): Wahrscheinlichkeiten extremer Hochwasser unter sich ändernden Klimaverhältnissen. WaWi, 7-8/2005, S. 58-62
- Bare, J. C. et al. (2000): Life Cycle Impact Assessment Workshop Summary: Midpoints vs. Endpoints - The Sacrifices and Benefits. In: International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 5, Nr. 6, S. 319-327
- Bahr, C.; Ernst, M.; Heinzmann, B.; Jekel, M.; Luck, F.; Ried, A. (2007): Ozonung von gereinigtem Abwasser zur Spurenstoffentfernung und Desinfektion. KA Abwasser Abfall, 54 (9), S. 902-908
- Balkema, A.J., Preisig, H.A., Otterpohl, R., Lambert, A.J.D. (2002). Indicators for the sustainability assessment of wastewater treatment system. Urban Water, 4, p. 153-162.
- Baumann, A.; Londong, J. (2003): Vergleich der Umweltwirkungen von Verfahren und Anlagen der Abwasserbehandlung. 5. GVC-Abwasser-Kongress, VDI, Düsseldorf, S. 313-320
- Baumgarten, S.; Schröder, H. Fr.; Charwath, C.; Lange, M.; Beier, S.; Pinnekamp, J. (2007): Evaluation of Advanced Treatment Technologies for the Elimination of Pharmaceutical Compounds. Water science and technology 56 (5), pp. 1-8

- BDEW (Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V.; 2008): Trinkwasserverwendung im Haushalt 2006.
In: [http://www.bdew.de/bdew.nsf/id/DE_Druckvorlage_Trinkwasserverwendung_im_Haushalt/\\$file/Trinkwasserverwendung%20im%20Haushalt%202006.pdf](http://www.bdew.de/bdew.nsf/id/DE_Druckvorlage_Trinkwasserverwendung_im_Haushalt/$file/Trinkwasserverwendung%20im%20Haushalt%202006.pdf) (Stand: 06.09.2008)
- Becker, K. et al. (1997): Umwelt-Survey 1990/92 Band V: Trinkwasser. WaBoLu Reihe Bd. 5/97
- Becker, A.; Kruse, C.-L.; Patzelt, T.; Overath, H. (1996): Wasserseitige Möglichkeiten zur Reduzierung der Kupferabgabe aus Hausinstallationen in das Trinkwasser. In: *Materials and corrosion* 47, S. 89 - 95
- Behrendt, H.; Bach, M.; Opitz, D.; Pagenkopf, W.-G.; Scholz, G.; Wendland, F. (2003): Internationale Harmonisierung der Quantifizierung von Nährstoffeinträgen aus diffusen und punktuellen Quellen in die Oberflächengewässer Deutschlands. UBA-Texte Nr. 82/2003, Umweltbundesamt Dessau
- Bengtsson, M.; Lundin, M.; Molander, S. (1997): Life cycle assessment of wastewater systems. Chambers University of Technology, Göteborg.
- Benkard, C. L. (2000): Learning and Forgetting: The Dynamics of Aircraft Production. *American Economic Review*. v90 (4. Sep), S. 1034-1054
- Berglund, C.; Söderholm, P. (2006): Modeling technical change in energy system analysis: analyzing the introduction of learning-by-doing in bottom-up energy models. In: *Energy Policy*, Vol. 34, 1344-1356.
- BGR (2007): Reserven, Ressourcen und Verfügbarkeit von Energierohstoffen 2006 -Jahresbericht 2006. BGR, Hannover.
In: http://www.bgr.bund.de/cln_006/nn_322848/DE/Themen/Energie/Downloads/Energiestudie_Kurzf_2006,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/Energiestudie_Kurzf_2006.pdf (Stand: 25.01.2008)
- BGW (Bundesverband der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft; 2007): Trinkwasserverwendung im Haushalt. Pressearchiv.
In: <http://bgw-archiv.bdew.de/files/trinkwasserverwendung-im-haushalt.zip> (Stand: 20.03.2008)
- BLAC (Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit; 2003): Arzneimittel in der Umwelt. Auswertung der Untersuchungsergebnisse. Bericht an die 61. Umweltministerkonferenz.
In: <http://blak-uis.server.de/servlet/is/2146/P-2c.pdf> (Stand: 20.03.2008)
- BMVBW/BBR (Hrsg.; 2005): Öffentliche Daseinsvorsorge und demographischer Wandel. Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen, Bundesamt für Bauwesen und Raumordnung, Berlin/Bonn
- BMWi (Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie, 2008): Energiedaten - nationale und internationale Entwicklung.
In: <http://www.bmwi.de/BMWi/Navigation/Energie/energiestatistiken.html> (Stand: 08.08.2008)
- BMU/UBA (Hrsg., 2006): Umweltpolitik – Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2 – Gewässergüte. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin
- BMU/UBA (Hrsg., 2005): Umweltpolitik – Die Wasserrahmenrichtlinie - Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin
- Böhm, E.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Schempp, C.; Fuchs, S.; Scherer, U. (2001): Bilanzierung des Eintrags prioritärer Schwermetalle in Gewässer. UBA-Texte 29/01, Umweltbundesamt Berlin, 2001, 130 S.
- Böhm, E.; Hiessl, H.; Hillenbrand, T. (2002): Auswirkungen der Wassertechnologie-Entwicklungen auf Wasserbedarf und Gewässeremissionen im deutschen Teil des Elbegebietes. Karlsruhe, Fraunhofer ISI, 86 S.
- Böhm, E.; Hiessl, H.; Hillenbrand, T. (1999): Auswahl und Bewertung von Techniken zum nachhaltigen Umgang mit Wasser in Neubaugebieten. Karlsruhe, ISI, 1999, 81 S.
In: <http://www.isi.fhg.de/publ/downloads/isi99b80/neubaugebiete.pdf> (Stand: 07.03.2008)

- Bohn, T. (1993): Wirtschaftlichkeit und Kostenplanung von kommunalen Abwasserreinigungsanlagen. Schriftenreihe des Instituts für Betriebslehre der Universität Stuttgart, Expert-Verlag
- Borchardt, D.; Fischer, J.; Mauch, E. (1998): Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern: Ökologische und wasserwirtschaftliche Folgerungen. Wasser/Abwasser 139, S. 418 – 423.
- Boysen, P. (1992): Schwermetalle und andere Schadstoffe in Düngemitteln - Literaturlauswertung und Analysen. UBA-Texte 55/92, Umweltbundesamt, Berlin
- Brand, G., A. Scheidegger, O. Schwank, A. Braunschweig, "Bewertung in Ökobilanzen mit der Methode der ökologischen Knappheit – Ökofaktoren 1997", Schriftenreihe Umwelt 297. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, 1998.
- BUWAL (2003): Kosten der Abwasserentsorgung. Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 42. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern
- Christ, O. (2003): Stoffstromorientierte Abwasserbehandlung. wwt, 10-11, S. 26-32
- Crettaz, P. (2000): From Toxic releases to damage on human health: a method for Life Cycle Impact Assessment, with a case study on domestic rainwater use. PhD thesis EPFL, Lausanne.
In: http://biblion.epfl.ch/EPFL/theses/2000/2212/EPFL_TH2212.pdf (Stand: 07.09.2008)
- Dammann, E.; J. Fromm (2007): Aktivkohle zur besseren Abwasserreinigung. KA Abwasser Abfall 54 (12), S. 1213-1217
- Dartmann, J.; Alex, T.; Dorsch, T.; Johannsen, K. (2003): Untersuchungen nach DIN 50931-1 zum Einfluss einer Entcarbonisierung und einer Phosphatdosierung auf die Kupferkorrosion in Trinkwasserleitungen. Jahrestagung GDCh, Tagungsband
- de Feber, M.A.P.C.; Schaeffer, G.J.; Seebregts, A.J.; Smekens, K.E.L. (2003): Enhancements of endogenous technology learning in the western European MARKAL model: Contributions to the EU SAPIENT project. (Rep. No. ECN-C--03-032). Energieonderzoek Centrum Nederland (ECN) [Energy research Centre of the Netherlands]
- Deilmann, C.; K. Gruhler, R. Böhm (2005): Stadtumbau und Leerstandsentwicklung aus ökologischer Sicht. oekom Verlag, München
- den Boer, Emilia (2007): A Novel Approach for Integrating Heavy Metals Emissions from Landfills into Life Cycle Assessment. WAR-Schriftenreihe Band 182, Darmstadt
- DIW/ISI/Berger (2007): Wirtschaftsfaktor Umweltschutz. Vertiefende Analyse zu Umweltschutz und Innovation; BMU/UBA Schriftenreihe Umwelt, Innovation, Beschäftigung 01/07, Berlin/Dessau
- Dockhorn, T. (2007): Stoffstrommanagement und Ressourcenökonomie in der kommunalen Abwasserwirtschaft. In: Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der TU Braunschweig, Heft 74, 126 S.
- Doka, G. (2006): Vergleichende Ökobilanz für das Recycling und Versenden von Altglas Doka Ökobilanzen, Studie im Auftrag von VetroSwiss, Glattbrugg. Download 05.01.2008:
In: http://www.staedteverband.ch/FES/aktuell/pdf/oekobilanz_altglas06.pdf
- Doka, G. (2003): Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Final report ecoinvent 2000 No. 13, EMPA St. Gallen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Duebendorf, CH
- Doka, G.; Hischier, R. (2005): Waste treatment and Assessment of Long-Term Emissions. Int. J. LCA, 10 (1), p. 77-84
- Dopschlaff, J. (1980): Wasser- und feuerungsseitig vermeidbare Energieverluste bei der Warmwasserbereitung und in Warmwasserheizungsanlagen. In: sbz 35, Heft 11, S. 1073 - 1076
- Dutton, J. M.; Thomas, A. (1984): Treating Progress Functions as a Managerial Opportunity. In: The Academy of Management Review, Vol. 9, 235-247.
- DWA (2008): Neuartige Sanitärsysteme. DWA-Themen, DWA, Hennef
- DWA (2005): Ergebnisse der DWA-Klärschlammhebung 2003. DWA, Hennef
- DWA-Arbeitsgruppe KA-8.1 (2008): Anthropogene Spurenstoffe im Wasserkreislauf - Arzneistoffe. DWA-Themen, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef

- DWA/Uni Weimar (2006): Abwasserbehandlung - Gewässerbelastung, Bemessungsgrundlagen, Mechanische Verfahren, Biologische Verfahren, Reststoffe aus der Abwasserbehandlung, Kleinkläranlagen. Weiterbildendes Studium Wasser und Umwelt (Hrsg.), Universitätsverlag Weimar
- Eberle, U.; Griebhammer, R. (2000): Ökobilanz und Stoffstromanalyse Waschen und Waschmittel. In: Ökobilanzierung zu Wasch- und Reinigungsmittelrohstoffen und deren Anwendung in der gewerblichen Wäscherei, UBA-Texte 43/01, Berlin, 2001
- Eltges, M.; Koziol, M.; Veit, A.; Walther, J. (2006): Stadtumbau Ost - Anpassung der technischen Infrastruktur - Erkenntnisstand, Bewertung und offene Fragen. BMVBS (Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung); BBR (Bundesamt für Bauwesen und Raumwesen), Werkstatt: Praxis Heft 41, Bonn
- European Commission (2003) Technical Guidance Document on Risk Assessment. European Chemicals Bureau. Ispra. In: <http://ecb.jrc.it/tgdoc/> (Stand: 22.01.2008)
- Fahlenkamp, H., T. Nöthe, C. B. Hannich (2005): Organische Spurenstoffe – Bilanz moderner Kläranlagen unter Berücksichtigung des Wasser- und Schlammwegs.. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.) (2005): 38. Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, GWA Band 198. Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, Aachen
- FAL (Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau; 2001): Risikoanalyse zur Abfalldüngerverwertung in der Landwirtschaft. Zürich
- Fehrenbach et al. (2007): Behandlungsalternativen für klimarelevante Stoffströme. UBA-Texte 39/07, Umweltbundesamt, Dessau
- Fehrenbach, Knappe (2007): Ökobilanzielle Bewertung von Klärschlammverwertungsverfahren. Vortrag beim Fachgespräch Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen, 29.01.2007
- Fent, K. (2006): Ökotoxikologische Wirkungen von Pharmazeutikarückständen auf aquatische Organismen. In: Frimmel/Müller (Hrsg.): Heil-Lasten: Arzneimittelrückstände in Gewässern. Springer, Berlin, Heidelberg, S. 125-154
- Ferreira, A.L.G., Loureiro, S., Soares, A.M.V.M. (2008). Toxicity prediction of binary combinations of cadmium, carbendazim and low dissolved oxygen on *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*. 89: 28-39
- Feuerpfeil, I.; López-Pila, J.; Schmidt, R.; Szewzyk, R. (1999): Antibiotikaresistente Bakterien und Antibiotika in der Umwelt. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz* 42, 37 - 50
- Finkbeiner, M.; Inaba, A.; Tan, R.B.H.; Christiansen, K.; Klüppel, H.-J. (2006): The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *Int J LCA* 11 (2) 2006, S. 80-85
- Franke, M.; Klüppel, H.; Kirchert, K.; Olschewski, P. (1995): Ökobilanzierung – Sachbilanz für die Waschmittel-Konfektionierung. In: *Tenside Surfactants Detergents* 32, Heft 6, S. 508 - 514
- Friedrich, H.; Ries, T. (2005) Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen. Begleitbuch zur 6. Aachener Tagung Siedlungswasserwirtschaft und Verfahrenstechnik: Membrantechnik in der Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung, Oktober 2005
- Frischknecht R., Jungbluth, N., Althaus H.-J., Doka, G., Dones, R., Heck T., Hellweg, S., Hirschler, R., Nemecek, T., Rebitzer, G., Spielmann, M., Wernet, G. (2007a): Overview and Methodology. *Ecoinvent Report No. 1, v2.0*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH
- Frischknecht R., Jungbluth, N., Althaus H.-J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Hellweg, S., Hirschler, R., Humbert, S., Köllner, T., Loerincik, Y., Margni, M., Nemecek, T. (2007b): Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. *Ecoinvent Report No. 3, v2.0*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH
- Frischknecht R., Tuchschnid M., Faist Emmenegger M., Bauer C., Dones R. (2007c): Strommix. In: *Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz* (ed. Dones R.). *Ecoinvent Report No. 6, v2.0*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH

- Frischknecht R., Althaus H.-J., Doka, G., Dones, R., Heck T., Hellweg, S., Hirschier, R., Jungbluth N., Nemecek, T., Rebitzer, G., Spielmann, M. (2004): Overview and Methodology. Final reportecoinvent 2000 No. 1, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH
- Frischknecht, R., Bollens, U., Bosshart, S., Ciot, M., Ciseri, L., Doka, G., Dones, R., Gantner, U., Hirschier, R., Martin, A. (1996): Ökoinventare von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. Auflage No. 3, Gruppe Energie - Stoffe - Umwelt (ESU), Eidgenössische Technische Hochschule Zürich und Sektion Ganzheitliche Systemanalysen, Paul Scherrer Institut, Villigen, Bundesamt für Energie (Hrsg.), Bern, CH
- Frischknecht, R., Faist Emmenegger, M. (2003): Strommix und Stromnetz. In: Dones, R. et al. (Hrsg.): Sachbilanzen von Energiesystemen. Report Ecoinvent 2000 No. 6-XVI. Dübendorf, CH
- Frischknecht, R., R. Steiner, A. Braunschweig, N. Egli, G. Hildesheimer (2006): Swiss Ecological Scarcity Method: The New Version 2006. ESU-services.
In: <http://www.esu-services.ch/download/Frischknecht-2006-EcologicalScarcity-Paper.pdf>
(Stand: 15.01.2008)
- Fuchs, S. (1997): Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer – aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung. Dissertation Universität Karlsruhe, Oldenbourg Verlag, München
- Fuchs, S.; Scherer, U.; Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Behrendt, H.; Opitz, D. (2002): Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands. Texte 54/02, Umweltbundesamt, Berlin, 166 S.
- Furrer, R. (2004): The BMBF programme "decentralized (alternative) water systems" – international projects. In: Ecosan – closing the loop, proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, GTZ, Eschborn, S. 59-64
- Gallert, C.; Winter, J. (2006): Gefährdungspotential von Abwasser aus undichten Kanälen für Boden und Grundwasser. In: Undichte Kanäle - (k)ein Risiko? Tagungsband, S. 20-27; DWA, Hennef
- Geisler, S.; Hetschel, M.; Freund, M. (2008): Verband übernimmt Wartung und Betrieb - "Rundum-Sorglos-Paket" für Hauseigentümer. wwt Wasserwirtschaft Wassertechnik (6), S. 10-13
- Goedkoop, M.; Müller-Wenk, R.; Mettier, T.; Hungerbühler, K.; Braunschweig, A., Klaus, T. (2000): Eco-indicator 99 - eine schadensorientierte Bewertungsmethode. 12. Diskussionsforum Ökobilanzen, ETH Zürich.
In: <http://www.lcainfo.ch/DF/DF%201%20bis%2012/DF12.pdf> (Stand: 20.03.2008)
- Goedkoop M. J., Spriensma R., Müller-Wenk R., Hofstetter P., Köllner T., Mettier T., Braunschweig A., Frischknecht R., van de Meent D., Rikken M., Breure T., Heijungs R., Lindeijer E., Sas H., Effting S. (2001): The Eco-indicator 99, Methodology report, A damage oriented LCIA Method; Third Edition. In: http://www.pre.nl/download/EI99_methodology_v3.pdf (Stand: 05.01.2008)
- Götsch, E. (2005): Kombination von Betriebs- und Löschwasserversorgungsanlagen. In: Betriebs- und Regenwassernutzung – Bestandsaufnahme und Zukunftsvision. Schriftenreihe fbr 10, Darmstadt, S. 97 - 106
- Goldbach et al. (2007): Nährstoffgehalte und -wirkungen verschiedener Klärschlämme – Auswirkungen langjähriger Klärschlammdeponierung auf die Bodenfruchtbarkeit. In: KTBL-Schrift 453, Darmstadt
- Grießhammer, R.; Bunke, D.; Eberle, U.; Gensch, C.-O.; Graulich, K.; Möller, M.; Quack, D.; Rüdener I. (2004): EcoTopTen – Innovationen für einen nachhaltigen Konsum. Freiburg, Öko-Institut. In: <http://oeko-institut.org/oekodoc/255/2004-034-de.pdf> (Stand: 20.03.2008)
- Grießhammer, R.; Bunke, D.; Gensch, C.-O. (1997): Produktlinienanalyse Waschen und Waschmittel. Umweltbundesamt, UBA-Texte 1/97, Berlin
- Grießhammer, R.; Bunke, D.; Gensch, C.-O. (1996): Anlagenband zur „Produktlinienanalyse Waschen und Waschmittel“. Umweltbundesamt, Öko-Institut, Freiburg
- Grünebaum T.; Evers P. (1999): Vergleichende Betrachtungen über den Energieverbrauch auf Kläranlagen. KA Abwasser Abfall, 12, S. 1890 ff.

- Grundestam, J.; D. Hellström (2007): Wastewater Treatment with Anaerobic Membrane Bioreactor and Reverse Osmosis. GWA Bd. 206, 38/1 – 38/8
- Grupp, H. (1997): Messung und Erklärung des Technischen Wandels - Grundzüge einer empirischen Innovationsökonomik, Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- GTZ (Ed.; 2003): "ecosan – closing the loop" - Proceedings of the 2nd International Symposium on ecological sanitation, 07-11 April 2003. GTZ, Eschborn
- Günthert, F.; Reicherter, E. (2001): Investitionskosten der Abwasserentsorgung. Oldenbourg-Industrieverlag, München, 191 S.
- Guinée, J. B., Gorree, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Wegener Sleeswijk, A., Udo de Haes, H. A., Bruijn, d., J.A., Duin, v., R., Huijbregts, M. A. J., Lindeijer, E., Roorda, A. A. H., Ven, v. d., B.L., Weidema, B. P. (2002): Handbook on Life Cycle Assessment - Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer. Dordrecht, Boston, London.
- Haberkern, B.; Maier, W.; Schneider, U. (2008): Steigerung der Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen. Texte Band 11/08, Umweltbundesamt, Dessau
- Haberkern (2007a): Steigerung der Energieeffizienz bei der Abwasserbehandlung. Vortrag beim Fachgespräch Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen, 29.01.2007
In: <http://www.umweltbundesamt.de/wasser-und-gewaesserschutz/dokumente/Energieeffizienz-Abwasser.pdf> (Stand: 14.04.08)
- Haberkern (2007b): Neue Techniken der Faulgasverwertung. Vortrag beim Fachgespräch Energieeffizienz auf kommunalen Kläranlagen, 29.01.2007. In: <http://www.umweltbundesamt.de/wasser-und-gewaesserschutz/dokumente/Faulgasverwertung.pdf> (Stand: 14.04.08)
- Heijungs, R.; Guinée, J.B.; Huppes, G.; Lankreijer, R.M.; Udo de Haes, H.A.; Wegener Sleeswijk, A.; Ansems, A.M.M.; Eggels, P.G.; van Diun, R.; de Goede, H.P. (1992): Environmental life cycle assessment of products, Backgrounds & Guide. LCA Centrum voor Milieukunde, Leiden, Niederlande
- Hellström, D.; Baky, A.; Palm, O.; Jeppsson, U.; Palmquist, H. (2004): Comparison of Resource Efficiency of Systems for Management of Toilet Waste and Organic Household Waste. In: Ecosan – closing the loop, proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, GTZ, Eschborn, S. 759-766
- Herlyn, A.; Maurer, M. (2007): Status quo der Schweizer Abwasserentsorgung. Kosten, Zustand und Investitionsbedarf. gwa 03/2007, S. 171-176
- Hertwich, E./Hammit, J. (2001): A Decision-Analytic Framework for Impact Assessment - Part 2: Mid-points, Endpoints, and Criteria for Method Development, in: International Journal of Life Cycle Assessment, Vol. 6, Nr. 5, S. 265-272.
- Hiessl, H.; Toussaint, D. Becker, M.; Dyrbusch, A.; Geisler, S.; Herbst, H.; Prager, J. (2003): Alternativen der kommunalen Wasserversorgung und Abwasserentsorgung - AKWA 2100. Heidelberg: Physica-Verl., 206 S.
- Hillenbrand, T.; Böhm, E. (2004): Kosten-Wirksamkeit von Maßnahmen im Bereich der Regenwasserbehandlung und –bewirtschaftung. KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall 51, 8, S. 837-843
- Hillenbrand, T.; Böhm, E.; Bartl, J. (1999): Bewertung des erweiterten Phostrip-Verfahrens und Vergleich mit anderen Verfahren zur Phosphorelimination. In: gwf Wasser Abwasser 140, Nr.2, S.86-92
- Hillenbrand, T.; Böhm, E.; Kotz, C.; Schikorra, V.; Schleich, J.; Hesse, S.; Baldauf, G. (2004): Zentrale Enthärtung von Trinkwasser - Eine ökologische und ökonomische Bewertung. Fraunhofer IRB Verlag, Stuttgart, 2004, 165 S.
- Hillenbrand, T.; Hiessl, H. (2006): Sich ändernde Planungsgrundlagen für Wasserinfrastruktursysteme. Teil 1: Klimawandel, demographischer Wandel, neue ökologische Anforderungen. KA - Abwasser, Abfall (53), Nr. 12, S. 1265-1271
- Hillenbrand, T.; Hiessl, H. (2007): Sich ändernde Planungsgrundlagen für Wasserinfrastruktursysteme. Teil 2: Technologischer Fortschritt und sonstige Veränderungen. KA - Abwasser, Abfall (54), Nr. 1, S. 47-53

- Hillenbrand, T.; Toussaint, D.; Böhm, E.; Fuchs, S.; Scherer, U.; Rudolphi, A.; Hoffmann, M. (2005): Einträge von Kupfer, Zink und Blei in Gewässer und Böden - Analyse der Emissionspfade und möglicher Emissionsminderungsmaßnahmen. Texte 19/05, Umweltbundesamt, Dessau
- Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Strauch, M.; Heitmann, K.; Schaffrin, D. (2007): Emissionsminderung für prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie – Stoffdatenblätter. UBA-TEXTE 29/07, Umweltbundesamt, Dessau
In: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3312.pdf> (Stand: 07.03.2008)
- Hinze, S.; Schmoch, U. (2004): Opening the Black Box. Analytical approaches and their impact on the outcome of statistical patent analyses - Handbook of Qualitative Science and Technology Research. The Use of Publication and Patent Statistics in Studies of S&T Systems, Moed, H.F.; Glänzel, W.; Schmoch, U. (Hrsg.), Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, S. 215-235.
- Hoffmeister, J.; Tettinger, S.; Staben, N. (2008): Demografische und wirtschaftliche Entwicklung in Deutschland – Konsequenzen für die wasserwirtschaftliche Infrastruktur. Wasser und Abfall, H.6, S. 10 - 16
- Hölle, J. (2004): Minimierung des Energieeinsatzes auf Kläranlagen. In: Neue Anforderungen an Abwassereinleitungen unter Berücksichtigung integrierter medienübergreifender Aspekte. Workshop UBA/BMU, 28./29. September 2004, Berichtsband
- Höller (2006): Pro und Contra der Antibiotikagabe in der Krankenhaushygiene. In: Frimmel/Müller (Hrsg.): Heil-Lasten: Arzneimittelrückstände in Gewässern. Springer, Berlin, Heidelberg
- Hospido, A.; Moreira, M.A.; Feijoo G. (2007): A Comparison of Municipal Wastewater Treatment Plants for Big Centres of Population in Galicia (Spain). Int J. LCA, Vol. 13, No.1, p. 57-64
- Hua, J. (2007): Transport- und Umsatzprozesse bei der Abwasserversickerung aus undichten Kanälen. Karlsruher Berichte zur Ingenieurbiologie, Heft 43, Universitätsverlag Karlsruhe
In: <http://digbib.ubka.uni-karlsruhe.de/volltexte/documents/2599> (Abruf: 14.04.08)
- Huber, H.; P. Wilderer; S. Paris (Ed., 2007): Water Supply and Sanitation for All. International Symposium, 27.-28.09.2007, Berching
- Hügel, K. (2000): Ökobilanzen in der Siedlungswasserwirtschaft. Dissertation, ETH Zürich, Nr. 13913
- Huijbregts, M.; Thissen, U.; Guinée, J.; Jager, T.; Kalf, D.; van de Meent, D.; Ragas, A.; Sleeswijk, A.; Reijnders, L. (2000): Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potenzials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA. Chemosphere 41, p. 541 – 573
- Huber, S. (2006): Abwasserdesinfektion mit UV-Strahlen. Das Gesundheitswesen 68 (03)
- HWW (2007): EMAS-Umwelterklärung 2006. Hamburger Wasserwerke, Hamburg.
In: http://www.hamburgwasser.de/html/img/pool/emas_umwelterklaerung_hww_2006.pdf
(Stand: 14.04.08)
- IEA / OECD (International Energy Agency & Organisation for Economic Co-Operation and Development) (2000): Experience Curves for Energy Technology Policy. Paris
- IKW (Industrieverband Körperpflege und Waschmittel e.V., 2002a): Haushalt und Pflege – Putz und Pflegemittel für Reinheit, Hygiene und Werterhalt. Broschüre
- IMS Health AG (2002): Chemical Country Profile Germany 2000 – 2001.
- Institut für Wasserwirtschaft Halbach (Hrsg., 2003): Kommunale Abwasserbeseitigung: Normative Kosten und Risikoabbau. Institut für Wasserwirtschaft Halbach, Werdau
- IPCC (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 [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- Irmer, U. (2005): Welche Qualitätsanforderungen für organische Spurenstoffe in Gewässern sind zukünftig zu erwarten? In: Pinnekamp, J. (Hrsg.) (2005): 38. Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, GWA Band 198, Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft RWTH Aachen, Aachen

- ISA/MUNLV (2006): Klärschlamm Entsorgung: Eine Bestandsaufnahme. Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft Nordrhein-Westfalen, Band 3, FIW Verlag, Aachen
- ISET (Institut für Solare Energieversorgungstechnik; 2006): Windenergie Report Deutschland 2006: Jahresauswertung des WMEP: Wissenschaftliches Mess- und Evaluierungsprogramm (WMEP) zum Breitentest "250 MW Wind". Institut für Solare Energieversorgungstechnik, Kassel
- ISO/TR 14047 (2003): Environmental management – Life cycle impact assessment – Examples of application of ISO 14042. ISO, Genf
- Ivashechkin, P. (2006): Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser. GWA Bd. 205, RWTH Aachen, Aachen
- Jacob, D.; Göttel, H.; Kotlarski, S.; Lorenz, P.; Sieck, K. (2008): Klimaauswirkungen und Anpassung in Deutschland - Phase 1: Erstellung regionaler Klimaszenarien für Deutschland. Climate Change 11/08. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau
- Jekel, M.; Remy, C.; Ruhland, A. (2006): Ecological assessment of alternative sanitation concepts with Life Cycle Assessment. Technische Universität Berlin;
In: http://kompetenz-wasser.de/fileadmin/user_upload/pdf/forschung/scst/SCST_LCA_Final_Report_Task_5__TUB__Remy_22.8.2007_.pdf (Stand: 17.03.2008)
- Jeschar, R.; Specht, E.; Steinbrück, A. (1996): Umweltbeeinflussung bei der Herstellung von Abwasserrohren aus verschiedenen Werkstoffen. Korrespondenz Abwasser 43, H. 1, S. 61-70
- Jeschar, R.; Specht, E.; Steinbrück, A. (1995): Energieverbrauch und CO₂-Emission bei der Herstellung und Entsorgung von Abwasserrohren aus verschiedenen Werkstoffen. Korrespondenz Abwasser 42, H. 4, S. 537-549
- Johansson, M.; Jönsson, H.; Gruvberger, C.; Dalemo, M.; Sonesson, U. (2001): Urine separation – closing the nutrient cycle. Stockholm Water Company. Stockholm, Sweden.
- Jolliet, O.; Brugger-Bronchi, V.; Crettaz, P.; Lopes, P.-M. (2002): Ökobilanz von Trinkwasserversorgung und Regenwassernutzung, BUWAL (Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), Bern. Umwelt-Materialien N°147, SRU-147-D, pp. 76
- Jolliet O., Margni M., Charles R., Humbert S., Payet J., Rebitzer G., Rosenbaum R. (2003): IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. Int J LCA 8 (6), p. 324 – 330
- Jolliet, O.; Crettaz, P. (1997): Critical Surface Time 95. A Life Cycle Impact Assessment Methodology including Fate and Exposure. Ecole Polytechnique Federale de Lausanne, Lausanne
- Jonas, M.; T. Staeger, C.-D. Schönwiese (2005): Berechnung der Wahrscheinlichkeiten für das Eintreten von Extremereignissen durch Klimaänderungen – Schwerpunkt Deutschland. Forschungsvorhaben 201 41 254, Umweltbundesamt, Dessau
- Joss, A. (2005): EU Projekt POSEIDON, 5. Rahmenprogramm – Projekt Nr. EVK1-CT-2000-00047 - Beurteilung von Technologien zur Abwasserbehandlung und Trinkwasseraufbereitung in Bezug auf die Eliminierung von Pharmaka und kosmetischen Inhaltsstoffen, mit dem Ziel der Verbesserung der indirekten trinkwasserrelevanten Wiederverwendung von Abwasser. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.) (2005): 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, GWA Band 198. Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, Aachen
- Junginger, M.; de Visser, E.; Hjort-Gregersen, K.; Koornneef, J.; Raven, R.; Faaji, A.; Turkenburg, W. (2006): Technological Learning in Bioenergy Systems. Energy Policy, Volume 34, Issue 18, p. 4024-4041
- Kapp, H. (2006): Abwasserreinigung mit nachgeschalteter Aktivkohle-Behandlung - Konzept für die Kläranlage Neu-Ulm. 39. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft GWA Band 202. Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, Aachen
- Kempmann, J. (2008): Anpassung der Wasserversorgungsinfrastruktur in Magdeburg. In: Demografischer Wandel – Herausforderungen und Chancen für die Deutsche Wasserwirtschaft. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, Hennef
- Kipfer, R.; Livingstone, D.M. (2008): Wasserressourcen und Klimawandel. Eawag News 65d, S. 8-11

- KLIWA (2006): Langzeitverhalten der Starkniederschläge in Baden-Württemberg und Bayern. KLIWA-Berichte 8, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, Deutscher Wetterdienst, 93 S.
- Knappe et al. (2007): Stoffstrommanagement von Biomasseabfällen mit dem Ziel der Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. UBA-Texte 04/07, Umweltbundesamt, Dessau
- Knopp, A. (2004): Marktentwicklungen und ökonomische Randbedingungen alternativer Technikbausteine im Bereich der Wasserver- und Abwasserentsorgung. Diplomarbeit, angefertigt am Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung, Karlsruhe
- Kördel et al. (2007): Begrenzung von Schadstoffeinträgen bei Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft bei Düngung und Abfallverwertung. UBA-Texte 30/07, Umweltbundesamt, Dessau
- Körner, R.; Benckiser, G.; Ottow, J.C.G. (1993): Quantifizierung der (N₂O)-Freisetzung aus Kläranlagen unterschiedlicher Verfahrensführung. Korrespondenz Abwasser Nr. 40, S. 515 - 525
- Köster, S. (2008): Die deutsche Trinkwasserversorgung im (Klima-)Wandel. GWF Wasser Abwasser, Nr.3, S. 200-2006
- Kolmetz, S.; Rouvel, L. (1995): Energieverbrauchsstrukturen im Sektor Haushalte. IKARUS Abschlußbericht Teilprojekt 5 „Haushalte und Kleinverbraucher“, Sektor „Haushalte“. Monographien des Forschungszentrums Jülich, Bd. 17, Jülich
- Kotz, C.; Hillenbrand, T.; Sartorius, C. (2005): Technische Entwicklung und Diffusionsfaktoren in den Anwendungsfeldern Kleinkläranlagen und kommunale Membrankläranlagen. Ergebnisse einer Patentrecherche sowie einer Umfrage. Arbeitspapier. Fraunhofer ISI, Karlsruhe, 19 S.
- Koziol, M.; Veit, A.; Walther, J. (2006): Stehen wir vor einem Systemwechsel in der Wasserver- und Abwasserentsorgung?. Sektorale Randbedingungen und Optionen im stadttechnischen Transformationsprozess. Forschungsverbund netWorks (Hrsg.): netWorks-Papers, Heft 22, Berlin
- Krause, C. (2001): Umwelt-Survey (1998), Trinkwasser: Elementgehalte in Stagnationsproben des häuslichen Trinkwassers der Bevölkerung in Deutschland. WaBoLu Hefte (4), Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Umweltbundesamtes, Berlin
- Krause, S. (2005): Untersuchungen zum Energiebedarf von Membranbelebungsanlagen. Schriftenreihe WAR 166, Darmstadt
- Kümmerer, K. (2004): Resistance in the environment. Journal of Antimicrobial Chemotherapy, 54, 311-320
- Kümmerer, K. (2005): Verhalten von Antibiotika in Testsystemen und Kläranlagen. In: Arzneimittel in der Umwelt – Zu Risiken und Nebenwirkungen fragen Sie das Umweltbundesamt. S. 153-163, UBA –Texte 29/05, Dessau
- Lahmer (2004): Hydrologische Auswirkungen sich ändernder Klimabedingungen im Land Brandenburg. GWF Wasser-Abwasser 145, Nr. 6, Oldenbourg Industrieverlag München, S. 400 - 412.
- Landesumweltamt Brandenburg (2002): Ökotoxikologische Bewertung von Humanarzneimitteln in aquatischen Ökosystemen. Studien und Tagungsbände, Bd. 39
- LANUV (2007): Eintag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt – Literaturstudie. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV), Düsseldorf
- Lassaux et al., (2007): Life Cycle Assessment of Water from the Pumping Station to the Wastewater Treatment Plant. Int J LCA 12 (2), P. 118-126
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 2005): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). 7. Auflage, Berlin
- Lechner, M.; Langergraber, G. (2004): Cost comparison of conventional and modern sanitation solutions. In: Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, GTZ (Ed.): ecosan - closing the loop: Proceedings of the 2nd International Symposium on ecological sanitation, 07-11. April 2003, Lübeck, Germany, pp. 211-218

- Leuchs, W.; Bergmann, S. (2008): Auswirkungen des Klimawandels auf Grundwasserhaushalt und Wasserversorgung. Band 211, Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, RWTH Aachen
- Lieberman, Marvin B. (1984): The Learning Curve and Pricing in the Chemical Processing Industries. *Rand Journal of Economics*, Vol. 15, No. 2, 1984.
- Lienert, J., Larsen, T. A. (2007) Soft paths in wastewater management – the pros and cons of urine source separation. *GAIA* 16(4): 280-288.
- Lipp, P.; Baldauf, G.; Kühn, W. (2005): Membranfiltrationsverfahren in der Trinkwasseraufbereitung – Leistung und Grenzen. *GWF Wasser Abwasser*, H. 13, S. 50 – 61
- LUFA - Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Hameln (1994): Empfehlungen für die Gründüngung mit Kalk, Phosphor, Kalium, Magnesium und Spurenelementen aufgrund von Bodenuntersuchungen. Hameln, Hannover
- Londong, J. (2000): Strategien für die Siedlungsentwässerung. *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall*, (47) Nr. 10, S. 1434-1443
- Lundin, M. A.; Morrison, G. (2002): A life cycle assessment based procedure for development of environmental sustainability indicators for urban water systems. *Urban Water*, 4(2002), pp 145-152
- Luther, W.; Bachmann, G.; Grimm, V.; Marscheider-Weidemann, F.; Schug, H.; Zweck, A. (2007): Zukunftsmarkt Nachhaltige Wasserwirtschaft und Nanotechnologie. *Umwelt, Innovation, Beschäftigung*, Nr. 12/2007. Umweltbundesamt, Dessau
- Machado, A.P.; Urbano, L.; Brito, A.G.; Janknecht, P.; Salas, J.J.; Nogueira, R. (2007): Life cycle assessment of wastewater treatment options for small and decentralized communities. *Water Science & Technology*, Vol. 56, No 3, pp 15-22
- McDonald, Al.; Schrattenholzer, L. (2000): Learning Rates for Energy Technologies. *Energy Policy*. 29 (4), p. 255-261
- Merkel, W. (1998): Zentrale Enthärtung von Trinkwasser - Wirtschaftliche Gesichtspunkte aus der Sicht der Verbraucher, in: *IWW 1998 (a.a.O.)*, S. 339 - 358
- Merkel, W., Zullei-Seibert, N.; Hein, D. (2007): Fachübergreifende Minimierungsstrategie für Arzneistoffe im Wasserkreislauf. *GWF Wasser Abwasser*, 148 (1), S. 71-74
- Metzger, S.; Kapp, H.; Seitz, W.; Weber, W. H.; Hiller, G.; Süßmuth, W. (2005): Entfernung von iodierten Röntgenkontrastmitteln bei der kommunalen Abwasserbehandlung durch den Einsatz von Pulveraktivkohle. *GWF Wasser Abwasser*, 146 (9), S. 638-645
- Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz (Hrsg., 2007): Steigerung der Energieeffizienz von Abwasseranlagen. Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz, Mainz
- Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz (Hrsg., 2006): Benchmarking Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz. Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz, Mainz
- Mithraratne, N., R. Vale (2007): Conventional and alternative water supply systems: a life cycle study. *Int. J. Environment and Sustainable Development*, Vol. 6, No.2, p. 136-145
- MLUR (Hrsg., 2003): Abwasserentsorgung in Brandenburg: Orientierungswerte Jahr 2003: Aufwand für die Abwasserableitung und Abwasserbehandlung. Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (MLUR), Potsdam
- Moltmann, J. F.; Liebig, M.; Knacker, T.; Keller, M.; Scheurer, M.; Ternes, T. (2007) : Gewässerrelevanz endokriner Stoffe und Arzneimittel. Abschlussbericht. Umweltbundesamt, Dessau. In: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3324.pdf> (Stand: 07.09.2008)
- Müller, B.; Giegrich, J. (2005): Beitrag der Abfallwirtschaft zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland: Fallbeispiel Elektro- und Elektronikaltgeräte. IFEU, Heidelberg
- MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Hrsg., 2006): Klärschlamm Entsorgung: Eine Bestandsaufnahme Schriftenreihe "Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft Nordrhein-Westfalen", Band 3. FiW-Verlag, Aachen

- MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Hrsg., 2004): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Hrsg.; 2003): Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen. Teil C: Vergleichende Bewertung der Umwelterheblichkeit der Verwertung von Sekundärrohstoffdüngern. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Hrsg.; 2001): Abfälle aus Kläranlagen in Nordrhein-Westfalen. Berichte zur Umwelt, Bereich Abfall, Band 5, Düsseldorf
- NASA (2008): Learning Curve Calculator, In: <http://cost.jsc.nasa.gov/learn.html> (Abruf am 05.02.2008)
- Neji, L.; Andersen, P. D.; Durstewitz, M.; Helby, P.; Hoppe-Kilpper, M.; Morthorst, P.E. (2003): Experience Curves: A Tool for Energy Policy Assessment. IMES/EESS Report No. 40, Department of Technology and Society, Lund University, Sweden
- Oldenburg, M.; Albold, A.; Wendland, C.; Otterpohl, R.(2008): Erfahrungen aus dem Betrieb eines neuen Sanitärsystems über einen Zeitraum von acht Jahren. Korrespondenz Abwasser Abfall, Nr.10 S.1100-1106
- Oldenburg, M.; Peter-Fröhlich, A.; Dlabacs, C.; Pawlowski, L.; Bonhomme, A. (2007): EU demonstration project for separate discharge and treatment of urine, faeces and greywater – Part II: Cost comparison of different sanitation systems. Water Science & Technology, Vol 56, No 5, pp 251–257
- Oldenburg, M.; Bastian, A.; Londong, J.; Niederste-Hollenberg, J. (2003): Neue Abwassertechnik am Beispiel der "Lambertsmühle". GWF Wasser Abwasser, 144, Nr. 10, S. 660-665
- Otterpohl, R. (2004): New technological development in ecological sanitation. In: Ecosan – closing the loop, proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, GTZ, Eschborn, S. 455-462
- Otterpohl, R., Oldenburg, M., Büttner, S. (1999): Alternative Entwässerungskonzepte zum Stoffstrommanagement. Korrespondenz Abwasser 46 (2), S. 204-212
- Palme, U.; Lundin, M.; Tillman A. M.; Molander, S. (2005): Sustainable development indicators for wastewater systems – researchers and indicator users in a co-operative case study. Resources, Conservation and Recycling, Volume 43, Issue 3, February 2005, p. 293-311
- Pecher, R. (1992): Abwassergebühr - Quo vadis, Korrespondenz Abwasser 39 (5), S. 638 ff
- Peter-Fröhlich, A.; Pawlowski, L.; Bonhomme, A.; Oldenburg, M. (2008): Separate Erfassung und Behandlung von Urin, Braun- und Grauwasser. Erfahrungen aus einem EU-Demonstrationsprojekt. Korrespondenz Abwasser Abfall (10), S. 1106-1112
- Peters, C. (2002): Technischer und wirtschaftlicher Vergleich innovativer Abwasser- und Energiekonzepte am Beispiel Lübeck Flintenbreite und Freiburg Vauban. Diplomarbeit, Technische Universität Hamburg-Harburg
- Pinnekamp, J.; Friedrich, H. (Hrsg., 2006): Membrantechnik für die Abwasserreinigung. Siedlungswasser- und Siedlungsabfallwirtschaft Nordrhein-Westfalen. FiW-Verlag, 2. aktualisierte Auflage, 347 S., Aachen
- Pinnekamp, J.; Itokawa, H.; Tiemig, C. (2006): Membrantechnik in Europa. GWA Band 202, 39. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der RWTH Aachen.
- Pinnekamp, J.; Montag, D.; Gethke, K.; Goebel, S.; Herbst, H. (2007): Rückgewinnung eines schadstofffreien, mineralischen Kombinationsdüngers „Magnesium-Ammonium-Phosphat – MAP“ aus Abwasser und Klärschlamm. UBA-Texte 25/07, Umweltbundesamt, Dessau
- Pinnekamp, J.; Köster, S.; Siekmann, M.; Stauffer P. (2008): Klimawandel und Siedlungswasserwirtschaft. GWA (Gewässerschutz – Wasser – Abwasser), Band 211, RWTH Aachen

- Poponi, D. (2003): Analysis of diffusion paths for photovoltaic technology based on experience curves. In: Solar Energy, Vol. 74, 331-340.
- Popp, W.; Huber, S.; Kexel, S. (2004): Abwasserdesinfektion zur Verbesserung der Badegewässerqualität an der Oberen Isar. Wasser und Abfall, H. 5, S. 14- 18
- Prager (2002): Nachhaltige Umgestaltung der kommunalen Abwasserentsorgung. Eine ökonomische Analyse innovativer Entsorgungskonzepte. ISL-Verlag, Hagen, 518 S. (Ruhr-Forschungsinstitut für Innovations- und Strukturpolitik e.V. ; 2002, Nr. 3)
- Raach, C.; Wiggering, H. (2000): Stoffflussszenario Abwasser – ein Skizze zukünftiger Abwassersubstanzflüsse. Vom Wasser, 95, S. 57 - 86
- Raach, C.; Wiggering, H.; Bringezu, S. (1999): Stoffflussanalyse Abwasser – eine Abschätzung der Substanzflüsse deutscher Kläranlagen. Vom Wasser, 92, S. 11- S. 35
- Raluy, G.; Serra, L., Uche, J. (2005): Life cycle assessment of water production technologies - Part 1: Life cycle assessment of different commercial desalination technologies (MSF, MED, RO). Int J LCA 10 (4), S. 285-293
- Rechenberg, B. (2006): Umweltsicherheit von Pharmaka im Rahmen der Sicherheitsprüfung beim Menschen und der Umwelt. In: Arzneimittel-Spurenschadstoffe im Wasserkreislauf und Boden. Dokumentation zum Kongress am 17. Mai 2006, Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart; S. 54 – 63
- Reckerzügl, T. (1997): Vergleichende Materialintensitätsanalyse zur Frage der zentralen oder dezentralen Abwasserbehandlung anhand unterschiedlicher Anlagenkonzepte. Diplomarbeit Universität-GH-Paderborn, Abt. Höxter, Fachbereich Technischer Umweltschutz
- Reinhold, J. (2004): Neubewertung von Kompostqualitäten. UBA-Texte 15/04, Umweltbundesamt Berlin
- Remy, C.; Ruhland, A. (2007): Ecological assessment of alternative sanitation concepts with Life Cycle Assessment: Final report for subtask 5 of the demonstration project "Sanitation Concepts for Separate Treatment of Urine, Faeces and Greywater".
In: http://www.kompetenz-wasser.de/fileadmin/user_upload/pdf/forschung/scst/SCST_LCA_Final_Report_Task_5__TUB__Remy_22.8.2007_.pdf (Stand: 07.02.2008)
- Renner, I.; Klöpffer, W. (2005): Untersuchung der Anpassung von Ökobilanzen an spezifische Erfordernisse biotechnischer Prozesse und Produkte. Texte 02/05, Umweltbundesamt, Berlin
- Rheinhaben, W. (2000): Wirkung von Komposten auf das Bodenleben, in: Hösel/Schenkel/Schnurer (Hrsg.): Müllhandbuch, Nr.6684, Lieferung 1/100
- Rohmann, U.; Lipp, P.; Rödelberger, M.; Sturm, S. (2000): Möglichkeiten zur Verteilung weichen Trinkwassers im Gebiet des Wasserversorgungsverbandes (WVV) Tuniberggruppe (Teil 2). DVGW-Studie, Technologie Zentrum Wasser, Karlsruhe
- Roloff, N. (2004): Ökobilanzierung im Bereich von Wasserinfrastruktursystemen. Diplomarbeit, TU Clausthal, Fraunhofer ISI, Karlsruhe
- Römer, W. (2006): Vergleichende Untersuchung der Phosphatverfügbarkeit von Produkten des P-Recyclings und bekannter Phosphatdünger. KA - Abwasser, Abfall (53), Nr. 5, S. 483- 489
- Ronchetti, C.; Bienz, P.; Pridal, R. (2002): Ökobilanz Klärgasverstromung. Bundesamt für Energie BFE, Bern
- Rubin, E.S.; Yeh, S.; Hounshell, D.A.; Taylor, M.R. (2004): Experience Curves for Power Plant Emission Control Technologies, International Journal Energy Technology and Policy. Vol. 2, No.1/2, p.52-68
- Rudolph, K.-U.; Schäfer, D. (2002): Alternative Wassersysteme (AWS) mit Beispielen aus Japan. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, (49) Nr. 12, S. 1667-1673
- Rüdenauer, I.; Grießhammer, R.; Götz, K.; Birzle-Harder, B. (2004): PROSA Waschmaschinen - Produkt-Nachhaltigkeitsanalyse von Waschmaschinen und Waschprozessen. Freiburg, Dezember 2004. In: <http://www.oeko.de/oekodoc/257/2004-036-de.pdf> (abgerufen am 20.03.2008)

- Ruhland (2004): Entscheidungsunterstützung zur Auswahl von Verfahren der Trinkwasseraufbereitung an den Beispielen Arsenentfernung und zentrale Enthärtung. Dissertation, TU Berlin.
In: http://edocs.tu-berlin.de/diss/2004/ruhland_alexander.pdf (Stand: 07.03.2008)
- RWW (2007): Umwelterklärung 2007. RWW Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft mbH, Mülheim. In: http://www.rww.de/11pdf/umwelterklaerung_2007.pdf (abgerufen am 14.04.2008)
- Sander, T. (2003): Ökonomie der Abwasserbeseitigung: Wirtschaftlicher Betrieb von kommunalen Abwasseranlagen. 320 S., Springer, Berlin
- Sartorius, C. (2007): Zukunftsmarkt Dezentrale Wasseraufbereitung und Regenwassermanagement. Fallstudie im Auftrag des Umweltbundesamtes im Rahmen des Forschungsprojektes Innovative Umweltpolitik in wichtigen Handlungsfeldern. Umwelt, Innovation, Beschäftigung Nr. 11/2007. Umweltbundesamt, Dessau
- Sartorius, C.; Hillenbrand, T. (2008): Abwasserentsorgungstechnologie im Elbegebiet - Bestand und Entwicklung. KA: Abwasser, Abfall 55 (2008), 4, S. 381-386
- Schaeffer, G.J. (ed.) (2004): Photovoltaic Experiences: Synthesis report of the Photex-project. Petten
- Schanhorst, W. (2004): Progress in Modern Life Cycle Assessment: Practice and Research. Int. J. of Life Cycle Assessment, Vol. 9, No.3, p. 143-151
- Schierenbeck, H. (2003): Grundzüge der Betriebswirtschaftslehre. 16. Aufl., Oldenbourg Verlag, München
- Schmidt, G. (2000): Identifizierung gewässerökologischer Schäden durch Mischwassereinleitungen. KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall (47), Nr. 6, S. 882 – 889.
- Schmidt, S.; Pahl-Wostl, C. (2007): Modeling Biowaste Flows for Life-Cycle Assessment. Journal of Industrial Ecology, Vol. 11, N. 1; P. 181-199
- Schmidt-Bleek, F. (1998): Das MIPS Konzept. Weniger Naturverbrauch, mehr Lebensqualität durch Faktor 10. Droemer Knauer, München, 320 S.
- Schmitt, M. (2008): Organische Stoffspuren im Rohwasser – eine Einordnung. GWA Band 211, RWTH Aachen, 17/1 – 17/7
- Schmitz, S.; I. Paulini (1999): Bewertung in Ökobilanzen: Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. UBA-Texte 92/99, Berlin
- Schmoch, U. (1990): Wettbewerbsvorsprung durch Patentinformation, Grupp, H. (Hrsg.), Schriftenreihe Zukunft der Technik, Köln: TÜV Rheinland
- Schneidmadl, J.; Fuchs, S.; Hillenbrand, T. (2000): Vergleichende Ökobilanz unterschiedlicher Abwasserkonzepte. KA- Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, 47. Jg., Heft Nr. 5, 2000, S. 681 – 696.
- Schneidmadl, J.; Hillenbrand, T.; Böhm, E.; Lange, J. (1999): Vergleich der Stoffflüsse von Abwasserkonzepten mit und ohne Teilstrombehandlung. Wasser&Boden, 51. Jg., Heft 11, S. 14-20
- Schön, M.; Angerer, G.; Hillenbrand, T.; Kalb, H.; Paoli, M.; Reichert, J. (1995): Anthropogene N₂O- und CH₄-Emissionen in Deutschland - Phase II. Forschungsbereich 104 01 108/02, FhG-ISI, Karlsruhe
- Schonlau, H.; Rakelmann, U.; Li, Z.; Giese, T.; Werner, T.; Augustin, K.; Günner, C. (2008): Pilotprojekt für ein ganzheitliches Entwässerungskonzept in Städten. Korrespondenz Abwasser Abfall, Nr.10, S.1095-1099
- Schrader, C.; Krampe, J.; Rott, U.; Kuch, B.; Metzger, J. W. (2006): Untersuchungen und Optimierung der Abwasserreinigung zur Eliminierung von organischen Spurenstoffen unter verfahrenstechnischen und ökonomischen Aspekten (Modul 3 und Modul 4). Universität Stuttgart, Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft.
In: http://www.iswa.uni-stuttgart.de/awt/files/Schlussbericht_M3_M4.pdf (Stand: 26.08.2008)

- Schröder, H. Fr. (2006): The elimination of the endocrine disrupters 4-nonylphenol and bisphenol A during wastewater treatment – Comparison of conventional and membraneassisted biological wastewater treatment followed by an ozone treatment. *Water Practice & Technology* Vol. 1, No 3
- Schubert J. (2006): Aussagefähigkeiten von Ökobilanzen- Sensitivitätsanalyse der Wirkungsabschätzung im Rahmen der ökologischen Bewertung an Beispielen der Klärschlamm Entsorgung in Nordrhein-Westfalen. *Forum Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft* Universität Essen, Dissertation, Heft 27, Shaker Verlag, Aachen
- Schudoma, D.; Irmer, U.; Markard, C.; Stix, E. (1994): Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. *UBA-Texte 52/94*, Umweltbundesamt, Berlin
- Schullerer, S.; Spengler, P.; Metzger, J. W. (2002): Einfluss unterschiedlicher Reinigungstechniken in der Abwasserbehandlung auf die Konzentration von Estrogenen im Abwasser. *Vom Wasser* 98, S. 65-80
- Schulz, N., C. Karpf, P. Krebs (2005): Einfluss undichter Kanäle auf die Gewässerbelastung. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): 38. Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, *GWA Band 198*, S. 26/1-26/15. Gesellschaft zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen, Aachen
- Schulz, W.; Schulz, E. (1991): Zur umweltpolitischen Relevanz von Nutzen-Kosten-Analysen in der Bundesrepublik Deutschland. *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht*, 3/91, S. 299-337
- Schwätter, F.; Hannich, C. B.; Nöthe, T.; Oehlmann, J.; Fahlenkamp, H. (2007): Risk Assessment for Organic Trace Compounds in Wastewater – Comparison of Conventional and Advanced Treatment. *GWA Bd. 206*, RWTH Aachen, 2/1 – 2/6
- Schwartz, T.; Kohnen, W. (2007): Antibiotikaresistenzen in Abwasser. *GWF Wasser Abwasser*, 148, Nr. 12., S. 886-891
- Siegrist, H.; Joss, A. (2007): Die Leistungen der Abwasserreinigung. *wwt*, 6/2007, S. 46-50
- Siegrist, H.; Joss A. (2006): Leistung der heutigen Abwasserreinigung und innovative Ansätze für das zukünftige Design. *DWA Tagung "Elimination organischer Spurenstoffe und Mikroorganismen"*, Koblenz, 9 S.
- Sieker, F., Grottker, M., Hagendorf, U., Hahn, J., Sieker, H., Sommer, H., Wassmann, H. (2004): Anforderungen und Zielgrößen für eine zeitgemäße Regenwasserbewirtschaftung. *GWF Wasser Abwasser* 145 (12), S. 874-880
- Sieker, F., Zweynert, U.; Sieker, H. (2006): "Zielgrößen und Anforderungen an zukünftige Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in Neubau-, Erweiterungs- und Sanierungsgebieten Teil I: Die Jahreswasserbilanz als maßgebendes Planungskriterium" *GWF - Wasser/ Abwasser*, 147. Jahrgang, (Heft 10), S. 658-667
- Spekat, A., Enke, W., Kreienkamp, F. (2006): Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarien mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG 2005 auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI – OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES – Szenarien B1, A1B und A2. Projektbericht im Rahmen des F+E-Vorhabens 204 41 138 „Klimaauswirkungen und Anpassung in Deutschland – Phase 1: Erstellung regionaler Klimaszenarien für Deutschland“, 94 S.
- Spielmann, M.; Bauer, C.; Dones, R.; Jungbluth, N. (2004): Life Cycle Inventories of Transport Services. Final report ecoinvent 2000 No. 14, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Schweiz
- SRU (2007): Arzneimittel in der Umwelt – Stellungnahme. Nr. 12. Sachverständigenrat für Umweltfragen, Berlin.
In: http://www.umweltrat.de/03stellung/download03/stellung/Stellung_Arzneimittel_in_der_Umwelt_2007.pdf (Stand: 25.01.2008)

- SRU (2004): Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Sondergutachten. Sachverständigenrat für Umweltfragen, Berlin.
In: http://www.umweltrat.de/02gutach/downlo02/sonderg/SG_Meeresschutz_2004.pdf (Stand: 25.01.2008)
- Statistisches Bundesamt (2007a): Statistisches Jahrbuch 2007 – Für die Bundesrepublik Deutschland. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- Statistisches Bundesamt (2007b): Düngemittelversorgung. Fachserie 4 Reihe 8.2. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- Statistisches Bundesamt (2006a): Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, Fachserie 19, Reihe 2.1 – 2004, Wiesbaden
- Statistisches Bundesamt (Hrsg., 2006b): Umweltnutzung und Wirtschaft - Bericht zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen 2006. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.; 2006c): Bevölkerung Deutschlands bis 2050 – 11. koordinierte Bevölkerungsvorausberechnung. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- Statistisches Bundesamt (2003): Statistisches Jahrbuch 2003. Metzler Poeschel, Stuttgart
- Statistisches Bundesamt (2002): Fachserie 5 / Heft 1: Bautätigkeit und Wohnungen – Mikrozensus – Zusatzserhebung 2002 – Bestand und Struktur der Wohneinheiten – Wohnsituation der Haushalte. Metzler-Poeschel, Stuttgart
- Steen, B. (1995): Valuation of environmental impacts from depletion of metal and fossil mineral reserves and from emission of CO₂. AFR-Report, AFR (Swedish Waste Research Council), Stockholm
- Stern, R. (1997): Bewertung des Beitrags von Produkten zur Photooxidantienbildung im Rahmen von Ökobilanzen auf der Basis photochemischer Modellrechnungen. Karlsruhe, 1997. In: Ökologischer Vergleich graphischer Papiere. Umweltbundesamt, FKZ 103 50 120, Berlin, 1998
- Stieber, M., Böckle, K., Köhler, C., Hamsch, B., Tiehm, A. (2006): Antibiotikaresistenzen in der Umwelt – Ursachen, Nachweis, Verbreitung. Veröffentlichungen aus dem Technologiezentrum Wasser Karlsruhe, Band 29, S. 97 – 161
- Stock, M. (2004): Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserwirtschaft. In: ATV-DVWK-Bundestagung 2004, S. 65 – 81, ATV-DVWK, Hennef
- Stock, M. (2003): Klimafolgenforschung – Mögliche Auswirkungen von Klimaänderungen auf die Gesellschaft. Beitrag 1: Problemstellung und Grundlagen, UWSF 15 (4), S. 251–261, Beitrag 2: Fallstudien, UWSF 16 (2) S. 115-124 (2004)
- Suntheim, L. (2001): Zur Phosphorverfügbarkeit von Klärschlamm. In: K.J. Thome-Kozmiensky (Hrsg.): Verantwortungsbewusste Klärschlammverwertung. Neuruppin, S.329-342
- Swanson, R. M. (2006): A Vision for Crystalline Silicon Photovoltaics. In: Progress in Photovoltaics: Research and Applications, Vol. 14, 443-453.
- Tennhardt, L. (2004): Potential technischer Abwasser- und Klärschlammbehandlungsverfahren zur Elimination endokrin aktiver Substanzen. Band 33, Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten, Technische Universität Dresden
- Ternes, T.; Siegrist, H.; Joss, A. (2006): Vorkommen und Herkunft von Arzneistoffen in Fließgewässern. In: Frimmel/Müller (Hrsg.): Heil-Lasten: Arzneimittlrückstände in Gewässern, S. 89-104. Springer, Berlin, Heidelberg
- Thaler, S.; DWA-AG KA-8.1 (2007): Anthropogene Spurenstoffe im Wasser. KA Korrespondenz Abwasser, Nr. 3
- UBA (Umweltbundesamt, 2008): Wasser, Trinkwasser und Gewässerschutz - Schwermetalle. In: http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/oberflaechengewaesser/ow_s4_4.htm (Stand: 01.09.2008)
- UBA (Umweltbundesamt, 2005): Daten zur Umwelt - Der Zustand der Umwelt in Deutschland. Ausgabe 2005 (8. Ausg.). Erich Schmidt Verl., Berlin, S.27

- UBA (Umweltbundesamt, 2000a): Ökologische Bilanzierung von Altöl-Verwertungswegen - Ökologischer Vergleich von vier wichtigen Altölverwertungsverfahren. Texte 20/00, Umweltbundesamt, Berlin, 213 S.
- UBA (Umweltbundesamt, 2000b): Ökobilanz für Getränkeverpackungen II – Hauptteil. Texte 37/00, Umweltbundesamt, Berlin, 354 S.
- UBA (Umweltbundesamt, 1999a): Bewertung in Ökobilanzen – Methode des Umweltbundesamtes zur Normierung von Wirkungsindikatoren, Ordnung (Rangbildung) von Wirkungskategorien und zur Auswertung nach ISO 14042 und 14043. Version '99. Texte 92/99, Umweltbundesamt, Berlin
- UBA (Umweltbundesamt, 1999b): Bundesweite Erhebung von mineralischen Abfällen und Nebenprodukten nach Art, Menge und Zusammensetzung, die pflanzenbaulich (vor allem in der Landwirtschaft) verwendet werden. UBA-Texte 84/99, Umweltbundesamt, Berlin
- UBA (Umweltbundesamt, 1995): Ökobilanz für Getränkeverpackungen. Teil A: Methode zur Berechnung und Bewertung von Ökobilanzen für Verpackungen, Teil B: Vergleichende Untersuchung der durch Verpackungssysteme für Frischmilch und Bier hervorgerufenen Umweltbeeinflussungen. Texte 52/95, Umweltbundesamt, Berlin
- Udo de Haes, H. A.; Finnveden, G.; Goedkoop, M.; Hauschild, M.; Hertwich, E. G.; Hofstetter, P.; Joliet, O.; Klöpffer, W.; Krewitt, W.; Lindeijer, E. W.; Müller-Wenk, R.; Olson, S. I.; Pennington, D. W.; Potting, J.; Steen, B. (2002): Life Cycle Impact Assessment: Striving Towards Best Practice. SETAC Europe, Brussels
- UMK-AMK (2000): Cadmiumanreicherung in Böden, Einheitliche Bewertung von Düngemitteln. Bericht für die 26.Amtschefkonferenz der Umweltministerkonferenz am 11./12.10.2000
- Umweltministerium Baden-Württemberg (2007): Kommunales Abwasser: Lagebericht Abwasser 2006. Umweltministerium Baden-Württemberg.
In: <http://www.um.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/3212/> (Stand: 16.01.2008)
- VDI (2000): VDI-Richtlinie 2067-12 - Wirtschaftlichkeit Gebäudetechnischer Anlagen – Nutzenergiebedarf für die Trinkwassererwärmung. Beuth Verlag, Berlin
- VDI (1997): VDI-Richtlinie 4600 „Kumulierter Energieaufwand“, VDI Gesellschaft Energietechnik, Düsseldorf
- VDI (1996): VDI-Richtlinie 6025 - Betriebswirtschaftliche Berechnungen für Investitionsgüter und Anlagen. Beuth, Berlin, Wien, Zürich
- Vleuten-Balkema, A. (2003): Sustainable Wastewater Treatment - developing a methodology and selecting promising systems. Diss. TU Eindhoven, Eindhoven University Press
- Vogt, R.; Knappe, F.; Giegrich, J.; Detzel, A. (Hrsg.; 2002): Ökobilanz Bioabfallverwertung - Untersuchungen zur Umweltverträglichkeit von Systemen zur Verwertung von biologisch-organischen Abfällen. Erich Schmidt Verlag GmbH & Co., Berlin 2002
- VSA/FES (Hrsg.; 2006): Kosten der Abwasserentsorgung. Verband Schweizer Abwasser- und Gewässerschutzfachleute, Zürich; Fachorganisation für Entsorgung und Strassenunterhalt des schweizerischen Städteverbandes, Bern
- Wagner, M. (2005): Rohphosphat – Verfügbarkeit und Verbrauch. 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft 2005 in Aachen. In: Schriftenreihe Gewässerschutz-Wasser-Abwasser Nr. 198, Aachen.
- Welker, A. (2005): Schadstoffströme im urbanen Wasserkreislauf: Aufkommen und Verteilung, insbesondere in den Abwasserentsorgungssystemen. Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Technischen Universität Kaiserslautern, Band 20
- Wendler, D. (2005): Erfassung und Behandlung ausgewählter Stoffströme in der Siedlungswasserwirtschaft. ISAH Universität Hannover, Heft 131
- Wendler, D.; Rosenwinkel, K.H. (2003): Einflüsse von Küchenabfallzerkleinerern auf Kanalisation, Abwasserreinigung und anaerobe Schlammbehandlung. KA Abwasser Abfall, Jg. 50, Nr. 5, S. 596-606

- Werner, C.; Klingel, F.; Mang, H.-P.; Panesar, A. (2005): Bieten neue Sanitärkonzepte verbesserte Exportchancen für die deutsche Wirtschaft? KA-Abwasser, Abfall, 52 (2), S. 146-152
- Werner, W.; Groß, H.-J.; Gerlach, M.; Hovarth, D.; Sontheimer, H. (1994): Untersuchungen zur Flächenkorrosion in Trinkwasserleitungen aus Kupfer. GWF Wasser Abwasser 135 (2), S. 92 - 103
- WHO/UNICEF (2006): Meeting the MDG Drinking Water and Sanitation Target: The Urban and Rural Challenge of the Decade. http://www.wssinfo.org/pdf/JMP_06.pdf. (Stand 9.8.2008).
- Wicht, H.; Beier M. (1995): N₂O-Emissionen aus nitrifizierenden und denitrifizierenden Kläranlagen. Korrespondenz Abwasser, Nr. 42, S. 404-413
- Wietschel, M. (2002): Stoffstrommanagement. Peter-Lang-Verlag, Frankfurt
- Willmitzer, H. (2007): Wasserqualität und Klimawandel. wwt, Nr. 9, S. 59-62
- Wöhe, G. (2000): Einführung in die Allgemeine Betriebswirtschaftslehre, 20. Auflage, Vahlen Verlag, München
- Wright, T. P. (1936): Factors affecting the cost of airplanes. J. Aeronautical Sci., Vol. 3, S. 122-128.
- Yeh, S.; Rubin, E.S.; Taylor, M.R.; Hounshell, D.A. (2005): Technology Innovations and Experience Curves for Nitrogen Oxides Control Technologies. J Air Waste Manag Assoc.; 55 (12), p. 1827-1838
- Zhou, Y.; Tol, R. S. J. (2005): Evaluating the costs of desalination and water transport, Water Resour. Res., 41
- Zuccato et al. (2006): Pharmaceuticals in the Environment in Italy: Causes, Occurrence, Effects and Control. ESPR, 13 (1)

Anhang

A.1 Beschreibung der ausgewählten Substanzen zur Bewertung von Öko- und Humantoxizität

4-Nonylphenol:

4-Nonylphenol (NP) ist eine toxische, bioakkumulierende und anaerob schwer abbaubare Verbindung, die im Rahmen der WRRL als prioritär gefährlich eingestuft wurde. In Wasserorganismen reichert sich NP mit teilweise hohen Biokonzentrationsfaktoren an. In zahlreichen Untersuchungen wurde die endokrine Wirkung von NP nachgewiesen. NP wird in Deutschland in großen Mengen produziert und überwiegend zur Herstellung von Phenolharzen als auch zur Synthese von Nonylphenoethoxylaten (NPEO) verwendet. NPEO werden als nichtionische Tenside und Detergentien eingesetzt. In der Umwelt werden NPEO leicht zu NP abgebaut und sind deshalb Hauptursache der Umweltbelastungen mit NP. Besonders emissionsrelevante Anwendungen von NPEO wurden durch die EU-Richtlinie 2003/53/EG eingeschränkt bzw. verboten (z. B. Reinigungsmittel, Textil- und Lederhilfsstoff, Formulierungshilfsstoff für Pestizide), nachdem es in Deutschland bereits seit 1986 einen freiwilligen Verzicht auf den Einsatz von NPEO in Wasch- und Reinigungsmittel durch die großen Hersteller gab. Dadurch konnte eine Reduktion der NP-Umweltbelastungen erreicht werden. Weiterhin wichtige Anwendungen sind die Emulsionspolymerisation und die Verwendung in der Bauchemie. Wichtiger Eintragspfad in die Gewässer sind kommunale Kläranlagen. In das häusliche Abwasser gelangen die Stoffe insbesondere über Importtextilien, da ein Großteil der in Deutschland importierten Textilien in Ländern hergestellt wird, in denen keine Verwendungsbeschränkungen für NP bzw. NPEO bestehen. Die bislang vorliegenden Monitoring-Daten zur Belastungssituation der deutschen Oberflächengewässer zeigen teilweise eine hohe Relevanz für diesen Stoff. Moltmann et al. (2007, S. 94) geben bspw. als Ergebnis der Auswertung von LAWA-Messdaten an, dass der Umweltqualitätsnormvorschlag von 3,3 ng/l an mehr als 25% der Messstellen überschritten wird.

17 α -Ethinylestradiol (EE2)

17 α -Ethinylestradiol ist ein synthetisch hergestelltes Estrogen, das zur Empfängnisverhütung, bei Menstruationsstörungen oder auch zur Therapie von Wechseljahresbeschwerden eingesetzt wird. Als Hormon ist es bereits in sehr geringen Konzentrationen biologisch wirksam. Im Vergleich zum chemisch verwandten, natürlichen Estrogen 17 β -Estradiol ist es durch die Einführung einer zusätzlichen Ethinylgruppe stabiler und stärker wirksam. Untersuchungen zeigen, dass EE2 in kommunalen Kläranlagen deutlich schlechter abbaubar ist als natürliche Estrogene (Schullerer et al., 2002). Für EE2 wurde nachgewiesen, dass es bereits bei sehr niedrigen Wirkungsschwellen zu schädlichen Auswirkungen bei aquatischen Organismen führen kann. Als Effekte werden bspw. eine Verweiblichung von männlichen Fischen und Fortpflanzungsstörungen genannt (vgl. SRU, 2007). EE2 ist gering wasserlöslich und besitzt einen hohen Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten $\log K_{OW}$ von etwa 4 (vgl. Auswertungen von Tennhardt, 2004, und LANUV, 2007). Als lipophiler Stoff weist er ein hohes Bioakkumulationspotenzial auf. Der Verbrauch in Deutschland wird nach IMS HEALTH AG,

2002 (zitiert in LANUV, 2007) mit 47,5 kg/a und von Tennhardt (2004) mit etwa 57 kg/a angegeben. Nach dem bestimmungsgemäßen Verbrauch wird ein Teil der eingenommenen Stoffmenge wieder ausgeschieden und gelangt, teilweise in konjugierter Form, ins Abwasser. EE2 wurde im Rahmen unterschiedlicher Untersuchungen im Ablauf kommunaler Kläranlagen sowie in Oberflächengewässer sowohl in der Wasserphase als auch in den Sedimenten nachgewiesen (vgl. Übersicht bei Tennhardt, 2004). Im Rahmen der Studien des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV, 2007) sowie des Landesumweltamts Brandenburg (2002) wurde EE2 als Wirkstoff mit hoher Umweltrelevanz eingestuft.

Kupfer

Das Schwermetall Kupfer (Cu) ist ein essentielles Spurenelement, das für den Menschen erst in höheren Mengen toxisch wirken kann. Besonders für Organismen im aquatischen Bereich wurde schon in geringen Konzentrationen eine Toxizität nachgewiesen (Schudoma et al., 1994). Kupfer wird in großen Mengen in Deutschland produziert und eingesetzt. Die Hauptanwendungsgebiete sind die Elektroindustrie aufgrund der guten Leitfähigkeit von Kupfer sowie der Baubereich, wo es in großen Mengen auch umweltoffen eingesetzt wird (z.B. als Regenrinnen, Fallrohre oder Fassadenelemente). Für die Umwelt von besonderer Bedeutung ist daneben die Verwendung von Kupfer in Bremsbelägen. Die wichtigsten Emissionspfade sind deshalb auch die urbanen Flächen und die kommunalen Kläranlagen, außerdem gelangt Kupfer in größeren Mengen durch Erosion und Drainage von landwirtschaftlichen Flächen in die Gewässer. Aufgrund des teilweise zunehmenden Einsatzes von Kupfer in umweltoffenen Anwendungen gab es bei Kupfer im Gegensatz zur Entwicklung bei anderen Schwermetallen in den letzten Jahren keine Verringerung der Umweltbelastungen. Die LAWA-Zielvorgabe in Oberflächengewässern wurde 2004 an 62 % der Messstellen nicht eingehalten.

Zink

Ähnlich wie Kupfer ist Zink (Zn) ein essentielles Spurenelement, das jedoch bei aquatischen Organismen bereits in niedrigen Konzentrationen toxisch wirkt (Schudoma et al., 1994). Zink wird in sehr großen Mengen hergestellt und in vielen Anwendungsbereichen bspw. zur Verzinkung, zur Messingherstellung oder als Titanzink eingesetzt. Die wichtigsten Gebiete in Deutschland sind die Automobilindustrie und der Baubereich, wo es ähnlich wie Kupfer umweltoffen eingesetzt wird. Die Belastungen der Gewässer werden vor allem durch die Ableitungen von urbanen Flächen und kommunale Kläranlagen sowie durch Erosion, Oberflächenabfluss und Drainage von landwirtschaftlichen Flächen verursacht. In 2004 wurde der Zielwert an 85% der Messstellen des LAWA-Messstellennetzes in Deutschland nicht eingehalten.

Cadmium

Cadmium (Cd) ist ein bioakkumulierendes Schwermetall, das stark toxisch ist und im Rahmen der WRRL als prioritär gefährlich eingestuft wurde. Die Wirkungsschwelle liegt für die empfindlichsten Organismen bereits im Bereich der natürlichen Hintergrundkonzentration der

Oberflächengewässer. Deutschland ist der zweitgrößte Cd-Produzent Europas, die in Deutschland eingesetzten Mengen sind allerdings rückläufig. Die wichtigste aktuelle Verwendung ist der Einsatz in Batterien. Neben Produktion und Verwendung sind die Cadmiumgehalte von Brennstoffen, von Eisenerzen, von Phosphaterzen, die zur Gewinnung von Düngemitteln eingesetzt werden, und von Rohstoffen der Steine- und Erdenindustrie weitere Quellen für Cadmiumbelastungen der Umwelt. Die Emissionen sind seit 1985 deutlich zurückgegangen. Besonders relevante Emissionspfade sind die urbanen Flächen, Erosion und Drainage von landwirtschaftlichen Flächen sowie die kommunalen Kläranlagen. Die LAWA-Zielvorgabe für Cadmium in Oberflächengewässern wurde 2004 an 59 % der Messstellen nicht eingehalten.

Nickel

Nickel (Ni) ist ein toxisches Schwermetall, das im Rahmen der WRRL als prioritär eingestuft wurde. Verschiedene Nickelverbindungen können sich in aquatischen Organismen anreichern. In Deutschland wird kein primäres Ni produziert, über das Recycling von Edstahlschrott und nickelhaltigen Legierungen werden jedoch große Mengen zurück gewonnen. Die in Deutschland eingesetzten Mengen von Nickel steigen. Die wichtigsten aktuellen Verwendungen sind die Stahlveredelung, Batterien und Pigmente. Die Emissionen sind seit 1985 deutlich zurückgegangen. Die wichtigsten anthropogen bedingten Gewässereinträge stammen aus den Bereichen landwirtschaftliche Flächen (Erosion, Drainage), kommunale Kläranlagen und urbane Flächen (Ableitung von Regenwasser). Die LAWA-Zielvorgabe für Nickel in Oberflächengewässern wurde 2004 an 36 % der Messstellen nicht eingehalten.

A.2 Überblick über statische Verfahren zur ökonomischen Bewertung

• Kostenvergleichsrechnung

Über die (statische) Kostenvergleichsrechnung können verschiedene Investitionsalternativen anhand der mit ihnen verbundenen Kosten verglichen werden. Es werden dazu die Kosten je Periode oder je Einheit errechnet, mögliche Einzahlungen werden vernachlässigt. In die Berechnung fließen die fixen Kosten sowie die variablen Kosten ein. Zudem werden die kalkulatorischen Abschreibungen und die kalkulatorischen Zinsen mit einbezogen. Im Ergebnis ist die Alternative mit den geringsten Gesamtkosten je Periode bzw. den niedrigsten Stückkosten zu bevorzugen.

• Gewinnvergleichsrechnung

Die Gewinnvergleichsrechnung erweitert die Kostenvergleichsrechnung um die Erlöse pro Periode für die zu vergleichenden Investitionsalternativen. Der Gewinn jeder Alternative wird ermittelt, er ergibt sich aus den durchschnittlichen Erlösen abzüglich der Kosten. Je nach Aufgabenstellung ergibt sich damit ein absoluter Vorteil, wenn sich für die betrachtete Alternative insgesamt ein Gewinn größer Null ergibt, oder ein relativer Vorteil für diejenige Alter-

native, die im Vergleich aller zur Wahl stehenden Alternativen den höchsten Gewinn aufweist.

- **Rentabilitätsvergleichsrechnung**

Eine erweiterte Form der Gewinnvergleichsrechnung ist die Rentabilitätsrechnung. Zielgröße ist hier die "Rentabilität", die aus dem Verhältnis von Gewinn zu Kapitaleinsatz berechnet wird und die durchschnittliche Verzinsung des eingesetzten Kapitals pro Periode angibt. Für beide Parameter - Gewinn beziehungsweise Kapitaleinsatz – stehen unterschiedlich definierte Größen zur Verfügung. Zu achten ist dabei vor allem auf die Berücksichtigung der kalkulatorischen Zinsen: Sofern diese bereits bei der Berechnung des Kapitaleinsatzes einbezogen wurden, ist als Gewinngröße der durchschnittliche, durch die Investition verursachte Gewinn einzusetzen (ohne Abzug der kalkulatorischen Zinsen). Die für eine mögliche Investition sich ergebende Rentabilität kann mit der geforderten Rentabilität verglichen werden bzw. für den Fall mehrerer zur Auswahl stehender Alternativen ist die mit der höchsten Rentabilität zu bevorzugen. Um dabei aber vergleichbare Werte zu erhalten, dürfen die Investitionen nicht sehr stark voneinander abweichen. Sie sollten ähnliche Nutzungsdauern, Anschaffungskosten usw. aufweisen.

- **Amortisationsrechnung**

Die (statische) Amortisationsrechnung (zur dynamischen Amortisationsrechnung s. folgendes Kapitel) berechnet die Zeitspanne, die bis zur Amortisation der Anschaffungsauszahlung durch Einzahlungsüberschüsse benötigt wird. Als statisches Verfahren wird allerdings auch hier – trotz der Betrachtung über einen gewissen Zeitraum hinweg - auf eine Auf- oder Abzinsung der Zahlungen verzichtet. Die Amortisationsdauer stellt einen Maßstab für das mit einer Investition verbundene Risiko dar, d.h. je kürzer die Zeitspanne bis zu ihrer Amortisation ist, umso günstiger ist die Investition zu bewerten. Allerdings werden dabei Zahlungsströme nach Ablauf der Amortisationsdauer, die ggf. mit weiteren Erlösen verbunden sein können, nicht berücksichtigt. Damit verbunden ist bspw. die systematische Benachteiligung langfristiger Investitionen.

Wie erwähnt besteht das grundsätzliche Defizit der statischen Verfahren in der fehlenden bzw. unzureichenden Berücksichtigung der effektiven Zahlungsströme im Zeitablauf. Vorteile sind die einfache Anwendbarkeit und der geringere Datenbedarf. Die statischen Verfahren eignen sich damit am ehesten für kurzfristige Betrachtungen und überschlägige Abschätzungen, sofern die erforderlichen Daten (Durchschnittswerte oder Angaben für eine repräsentative Periode) verfügbar sind. Sie können auch eingesetzt werden, wenn die Alternativen besonders hinsichtlich der Kapitalbindung gleichartig und die Zahlungsströme über die für die Investition relevanten Zeiträume möglichst konstant sind.

A.3 Datengrundlagen zur ökologischen Bewertung für die einbezogenen Wirkungskategorien

Tabelle A.3-1: Einbezogene Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und berücksichtigte Sachbilanzparameter mit Wirkungsfaktoren

Wirkungskategorie	Wirkungsindikator	Sachbilanz-Parameter	Wirkungsfaktor
Ressourcenbeanspruchung: <ul style="list-style-type: none"> • fossile Ressourcen • Phosphor • Wasser 	<ul style="list-style-type: none"> • Rohöläquivalente • kumulierter Energieaufwand (KEA) • Ressource Phosphor • Ressource Wasser 	<ul style="list-style-type: none"> • Ressourcenverbrauch fossiler Energieträger • Summe Primärenergieaufwand • Ressourcenverbrauch Phosphor • Ressourcenverbrauch Wasser 	<ul style="list-style-type: none"> • s. Rohöläquivalenzfaktor in Tabelle 3-3 • s. Angaben in Kap. 3.1.5.2 (u.a. Tabelle 3-3) • Phosphor: 1 • Wasser: 1
Treibhauseffekt	CO ₂ -Äquivalente	CO ₂ fossil CH ₄ N ₂ O (weitere Stoffe)	1 kg CO ₂ -Äq/kg 23 kg CO ₂ -Äq/kg 296 kg CO ₂ -Äq/kg
fotochemische Oxidantienbildung/ Sommer-smog	Ethen-Äquivalente	Ethen Methan Benzol Toluol Formaldehyd Xylol-ortho Xylol-meta Xylol-Isomerengemisch Alkane Alkene NMVOC (Durchschnitt) VOC (Durchschnitt)	1 kg Ethen-Äq/kg 0,007 kg Ethen-Äq/kg 0,189 kg Ethen-Äq/kg 0,563 kg Ethen-Äq/kg 0,421 kg Ethen-Äq/kg 0,666 kg Ethen-Äq/kg 0,993 kg Ethen-Äq/kg 0,888 kg Ethen-Äq/kg 0,398 kg Ethen-Äq/kg 0,906 kg Ethen-Äq/kg 0,416 kg Ethen-Äq/kg 0,377 kg Ethen-Äq/kg
Eutrophierung, terrestrisch Eutrophierung, aquatisch (regional/ gesamt)	PO ₄ -Äquivalente PO ₄ -Äquivalente	<i>Luft:</i> NO _x NH ₃ <i>Wasser:</i> N-Verbindungen als N N-Verbindungen als NO ₃ N-Verbindungen als NH ₄ P-Verbindungen als P CSB	0,13 kg PO ₄ ³⁻ -Äq/kg 0,35 kg PO ₄ ³⁻ -Äq/kg 0,42 kg PO ₄ ³⁻ -Äq/kg 0,1 kg PO ₄ ³⁻ -Äq/kg 0,33 kg PO ₄ ³⁻ -Äq/kg 3,06 kg PO ₄ ³⁻ -Äq/kg 0,022 kg PO ₄ ³⁻ -Äq/kg
Versauerung	SO ₂ -Äquivalente	SO ₂ NO _x NH ₃	1,2 kg SO ₂ -Äq/kg 0,5 kg SO ₂ -Äq/kg 1,6 kg SO ₂ -Äq/kg

Wirkungskategorie	Wirkungsindikator	Sachbilanz-Parameter	Wirkungsfaktor
Human- /Ökotoxizität	<i>Einzelindikatoren:</i> <ul style="list-style-type: none"> • Schwermetall-Emissionen (Wasser, Boden) • NP-Emissionen (Wasser, Boden) • EE2-Emissionen (Wasser, Boden) 	<ul style="list-style-type: none"> • Summe der jeweiligen Schadstoffemissionen 	1 77

Datenquellen: Guinée, 2002; UBA, 2000a; UBA, 2000b

Tabelle A.3-2: Gesamtemissionen und –verbräuche in Deutschland und daraus resultierende spezifische Belastungen pro Einwohner als Grundlage der Normierung

ausgewählte Kategorie	Gesamtemissionen / -verbräuche für Deutschland	spezifische Belastung pro Einwohner	Anmerkung
Ressourcenbeanspruchung: <ul style="list-style-type: none"> • fossile Ressourcen • Kumulierter Energieaufwand (KEA) • Phosphor • Wasser 	166.702 kt ROE- Äq/a 13.878 PJ/a 0,32 Mio t P/a 12,7 Mrd. m ³ /a	2.020 kg ROE- Äq/(E*a) 168 GJ/(E*a) 1,69 kg P/(E*a) 153,9 m ³ /(E*a)	berechnet nach Angaben in BMWI (2008), Angabe für 2007 nach BMWI (2008), Angabe für 2007 0,27 Mio t P-Düngermenge im Wirtschaftsjahr 2005/2006 (Statistisches Bundesamt, 2007b) zuzüglich zusätzlichem nicht-landwirtschaftlichem P-Verbrauch von 15% nach Pinnekamp et al. (2007) Wasserentnahme aus der Natur ohne Kühlwasser nach Statistisches Bundesamt, 2006b
Treibhauseffekt	1.017,5 Mio. t CO ₂ Äq/a	12,3 t CO ₂ Äq/(E*a)	nach UBA (2005), Angabe für 2003
fotochemische Oxidantienbildung/ Sommer-smog	683 kt Ethen-Äq/a	8,3 kg Ethen-Äq/(E*a)	berechnet aus CH ₄ -, Benzol- und NMVOC-Emissionsdaten nach UBA (2005) für 2003 bzw. UBA (2000b)
Eutrophierung <ul style="list-style-type: none"> • terrestrisch • aquatisch 	<ul style="list-style-type: none"> • 396 kt PO₄-Äq/a • 395 kt PO₄-Äq/a 	<ul style="list-style-type: none"> • 4,80 kg PO₄-Äq/(E*a) • 4,78 kg PO₄- 	berechnet aus NO _x - und NH ₃ -Emissionsdaten (Luft) sowie P-, N- und CSB-Emissionsdaten (Wasser) nach UBA (2005) und

77 Für diese Parameter ist keine Umrechnung erforderlich, da sie jeweils Einzelindikatoren darstellen.

ausgewählte Kategorie	Gesamtemissionen / -verbräuche für Deutschland	spezifische Belastung pro Einwohner	Anmerkung
		Äq/(E*a)	Behrendt et al. (2003)
Versauerung	2.415 kt SO ₂ -Äq/a	29,3 kg SO ₂ Äq/(E*a)	berechnet aus SO ₂ -, NH ₃ - und NO _x -Emissionsdaten nach UBA (2005), Angaben für 2003
Human- / Ökotoxizität <i>Einzelindikatoren Wasser:</i> <ul style="list-style-type: none"> • Cu-Emissionen • Zn-Emissionen • Cd-Emissionen • Ni-Emissionen • NP-Emissionen • EE2-Emissionen 	<ul style="list-style-type: none"> • 660 t/a • 3.187 t/a • 12 t/a • 614 t/a • 45 t/a⁷⁸ • 27 kg/a⁷⁹ 	<ul style="list-style-type: none"> • 8,0 g/(E*a) • 38,6 g/(E*a) • 0,14 g/(E*a) • 7,4 g/(E*a) • 0,54 g/(E*a) • 0,33 mg/(E*a) 	<p>Angaben für Schwermetalle nach Fuchs et al. (2002) sowie Hillenbrand et al. (2005), Angaben für 2000</p> <p>Angaben für NP nach eigenen Berechnungen, ausgehend von Daten nach Hillenbrand et al. (2007), Angaben für 2005</p>
<i>Einzelindikatoren Boden:</i> <ul style="list-style-type: none"> • Cu-Emissionen • Zn-Emissionen • Cd-Emissionen • Ni-Emissionen • NP-Emissionen • EE2-Emissionen 	<ul style="list-style-type: none"> • 3.613 t/a • 19.031 t/a • 58 t/a • 661 t/a • 127 t/a⁸⁰ • k.A. 	<ul style="list-style-type: none"> • 0,044 kg/(E*a) • 0,231 kg/(E*a) • 0,0007 kg/(E*a) • 0,008 kg/(E*a) • 1,5 g/(E*a) • k.A. 	<p>Angaben für EE2 nach eigenen Berechnungen und Auswertung der Angaben von Tennhardt (2004)</p>

⁷⁸ Berechnung der Emissionen über die nach den Einschränkungen durch die EU-Richtlinie 2003/53/EG noch verbliebenen umweltoffenen Anwendungen und die Einträge über Importtextilien (nach Hillenbrand et al., 2007).

⁷⁹ Berechnung über mittlere Konzentration im gereinigten kommunalen Abwasser (5,3 ng/l) nach Auswertungen neuerer Untersuchungen (s. Tennhardt, 2004) und der Schmutzwassermenge in Deutschland.

⁸⁰ Berechnung der Emissionen über Einträge durch nasse Deposition, Verwendung in der Agrarchemie und landwirtschaftlich verwerteter Klärschlamm nach Angaben in Hillenbrand et al. (2007).

A.4 Übersicht über verwendete Sachbilanz-Module der Ecoinvent-Datenbank

Material	Ecoinvent-Modul	Anmerkungen
Baustoffe		
Beton	Beton, hohe Anforderungen, ab Werk	
Betonfertigteil	Beton, Bodenplatten und Fundamente, ab Werk [CH]	z.B. Schachtbauwerke
Kies	Kies gebrochen, ab Abbau	
Sand	Sand, ab Abbau	
Kalkstein	Kalkstein, gebrochen, gewaschen [CH]	
Gusseisen	Gusseisen, ab Werk	Grauguss bzw. Gusseisen (35% Schrott, 65% Roheisen)
Aluminium	Aluminium, Produktionsmix, Gusslegierung, ab Werk [RER]	
Kupfer	Kupfer, ab Regionallager	
Zink	Zink für Verzinkung, ab Regionallager	
Stahl	Armierungsstahl, ab Werk [RER]	
Edelstahl	Chromstahl 18/8	Chromstahl (aus 63% Blasstahl, 37% Elektrostahl)
Acrylonitril-Butadien-Styrol Copolymer	Acrylonitril-Butadien-Styrol Copolymer, ABS	
HDPE-Rohr	Polyethylen-Granulat, HDPE	
PVC	Polyvinylchlorid, ab Regionallager	
LDPE	LDPE	
LLDPE	Polyethylen-Granulat, LLDPE	
Gummi	Gummi EPDM, ab Werk [RER]	
Bitumen	Bitumen, ab Raffinerie [RER]	
PP-Rohr	Polypropylen-Granulat, ab Werk [RER]	
Ziegel	Backstein, ab Werk	
Stein-/Glaswolle	Steinwolle, verpackt, ab Werk	
Glasfaser	Glasfaser, ab Werk [RER]	
Holz	Industrieholz, Nadelholz, Festkubikmeter, ab Waldstrasse	Bauholz, etc.
Diesel	Diesel, in Baumaschine	Diesel für Bauprozesse (Aushub etc.)
Betriebsmittel		
Magnesiumoxid	Magnesiumoxid, ab Werk	Fällmittel für P-Recycling
Zeolith	Zeolith A, Pulver, ab Werk	Nährstoffrückgewinnung

Material	Ecoinvent-Modul	Anmerkungen
NaCl	Natriumchlorid, Pulver, ab Werk	Regenerierung Ionenaustauscher (N-Rückgewinnung)
NaOH	Natriumhydroxid, 50% in H ₂ O, Produktionsmix, ab Werk	Nährstoffrückgewinnung
H ₂ SO ₄	Schwefelsäure, flüssig, ab Werk	Nährstoffrückgewinnung
Hypochlorit	Natriumhypochlorit, 15% in H ₂ O, ab Werk	Reinigung Membranfilter
N-Dünger	Calciumammoniumnitrat, als N, ab Regionallager	Produktkorb
P-Dünger	Triple-Superphosphat, als P ₂ O ₅ , ab Regionallager	Produktkorb
Transport		
LKW	Transport, Lkw 32t [RER]	
Zug	Transport, Fracht, Schiene [RER]	
Schiff	Transport, Frachter, Binnengewässer [RER]	
Sammlung Bioabfall	Transport, Kommunalsammlung Siedlungsabfälle, Lkw 21t [CH]	Sammlung von Biomüll
Energie		
Strom	Strom, Niederspannung, ab Netz [DE] Strom, Mittelspannung, ab Netz [DE]	Haushalte Industrie
Wärme	Nutzwärme, Erdgas, ab Heizkessel atm. nicht-mod. <100kW Nutzwärme, Heizöl EL, ab Heizkessel 10kW, nicht-modulierend	

Beschreibungen der einzelnen Module sind folgenden Literaturstellen zu entnehmen:

- Kellenberger D., Althaus H.-J., Künniger, T., Lehmann M., Jungbluth N. and Thalmann P. (2007): Life Cycle Inventories of Building Products. Final report ecoinvent v2.0 No. 7, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Schweiz
- Althaus H.-J., Chudacoff M., Hellweg S., Hirschler R., Jungbluth N., Primas A. and Osses M. (2007) Life Cycle Inventories of Chemicals. Final report ecoinvent v2.0 No. 8, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Schweiz
- Classen M., Althaus H.-J., Blaser S., Scharnhorst W., Tuchschnid M. and Jungbluth N. (2007) Life Cycle Inventories of Metals. Final report ecoinvent v2.0 No. 10, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Schweiz
- Hirschler R. (2007), Life Cycle Inventories of Packaging and Graphical Paper. Final report ecoinvent v2.0 No. 11, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Schweiz
- Doka G. (2007), Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Final report ecoinvent v2.0 No. 13, EMPA St. Gallen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Schweiz
- Dones R., Faist M., Frischknecht R., Heck T. and Jungbluth N. (2007), Life Cycle Inventories of Energy Systems: Results for Current Systems in Switzerland and other UCTE Countries. Final report ecoinvent v2.0 No. 5, Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Schweiz

A.5 Einzeldaten zur ökologischen Bewertung (Bau- und Betriebsphase)

Tabelle A.5-1: Standardwerte für den Transport unterschiedlicher Produkte (nach Frischknecht et al., 2004)

Material	Transportstrecke LKW	Transportstrecke Zug	Transportstrecke Schiff
Stahl, Kupfer, Gusseisen, Chemikalien, Glas	50 km	600 km	-
anorganische und organische Basischemikalien	100 km	600 km	-
Aluminium, Kunststoffe	50 km	200 km	-
Zement	20 km	100 km	-
Beton, Kies	20 km	-	-
Sand	50 km	-	-
Klärschlamm, Kompost	15 km ⁸¹	-	-
N-Dünger	100 km	100 km	900 km
P-Dünger	100 km	100 km	400 km

Tabelle A.5-2: Spezifische Kenngrößen verschiedener Bauprodukte

Bauprodukt	Material	Kenngröße	Einheit
Steinzeug	Steinzeugrohr, DN 300 ⁸²	67	kg/m
	Steinzeugrohr, DN 150	24	kg/m
Stahlbeton	Stahlbetonrohr, DN 300	217	kg/m
	Stahlbetonrohr, DN 400	300	kg/m
	Stahlbetonrohr, DN 700	593	kg/m
Polypropylen	PP-Rohr, DN 160	2	kg/m
PEHD	PEHD-Rohr, da90	0,9	kg/m
	PEHD-Rohr, da110	1,4	kg/m
	PEHD-Rohr, da120	1,8	kg/m
	PEHD-Rohr, da140	2,3	kg/m
LDPE	LDPE-Rohr, da50	0,74	kg/m

⁸¹ Bei der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung wird nach ISA/MUNLV (2006) eine mittlere Entfernung von 20 km angenommen.

⁸² Da für Steinzeug kein Ecoinvent-Sachbilanz-Modul zur Verfügung stand, wurden die damit verbundenen Stoffströme (insbesondere Energieverbrauch und Luftemissionen) basierend auf den Angaben von Jeschar et al. (1996) und Jeschar et al. (1995) erfasst.

Bauprodukt	Material	KenngroÙe	Einheit
Guss	Gussrohr, DN 200	36,5	kg/m
Schacht (Hausanschluss, Kanalinspektion; DN 1000)	Beton	3050	kg/Stück
	Gusseisen	35	kg/Stück
Aushub	Dieserverbrauch	3,83	MJ/m³
bei Rohre/Leitungen: 2% höherer Materialinput aufgrund Überlappungen Datenquellen: Produktbeschreibungen, Jekel et al., 2007			

Tabelle A.5-3: Wichtige Materialaufwendungen in der Bauphase bei der Trinkwasseraufbereitung (nach Althaus et al., 2004)

Material	Gesamtmenge		spez. Menge ⁸³	
Guss-/Roheisen	18.710	kg	0,00022	kg/m³
Aluminium	11,2	kg	1,33E-07	kg/m³
Stahl	106.600	kg	0,0013	kg/m³
Kupfer	2.750	kg	3,27E-05	kg/m³
Zink	1.020	kg	1,21E-05	kg/m³
PVC	2.560	kg	3,05E-05	kg/m³
Ziegel	13.500	kg	0,00016	kg/m³
Sand	20.900	kg	0,00025	kg/m³
Zement	11.700	kg	0,00014	kg/m³
<i>Transportaufwand:</i>				
Bahn	2.620.000	tkm	0,031	tkm/m³
LKW, 32t	15.700.000	tkm	0,187	tkm/m³

Tabelle A.5-4: Länge der Leitungs- und Kanalisationsnetze der verschiedenen Konzepte

			DEUS 21	KONV, s (KONV, I)	KO-RW, s (KO-RW, I)
Trinkwassernetz	Gussrohr, DN 200	m	370	370	370
	PE-Rohr, da 125	m	700	700	700
	PE-LD-Rohr, da 50	m	2.500	2.500	2.500
Pflegewassernetz	PE, da125	m	250		
	PE, da90	m	950		
	LDPE, da50	m	2.500		

⁸³ Wasserwerkskapazität: 1,2 Mio m³/a; Nutzungsdauer: 70 Jahre

			DEUS 21	KONV, s (KONV, I)	KO-RW, s (KO-RW, I)
Kanalisation	Steinzeug, DN300	m		1.250	1.250
	Steinzeug, DN150	m		525	525
	Steinzeug, DN300, Verbindungsleitung	m		250 (500)	250 (500)
Vakuumnetz	PEHD, da90	m	1.500		
	PEHD, da110	m	110		
	PEHD, da120	m	120		
	PEHD, da140	m	45		
Schachtbauwerke	Schachtbauwerke, Kanalnetz	Stück	32	67 (69)	67 (69)
	Schachtbauwerke, Hausanschluss	Stück	105	105	105
Regenwasserkanal	Stahlbeton, DN300	m	1.400	1.400	1.400
	Stahlbeton, DN400	m	260	260	260
	Stahlbeton, DN700	m	215	215	215
	PP, DN160	m	400	400	400

Tabelle A.5-5: Materialaufwand für Leitungs- und Kanalisationsnetze der verschiedenen Konzepte

			DEUS 21	KONV, s (KONV, I)	KO-RW, s (KO-RW, I)
Wasserversorgungs- netz	Gussrohr	kg	13.775	13.775	13.775
	PE-Rohr	kg	3.172	3.172	3.172
Pflegewassernetz	PE-Rohr	kg	5.204		
Abwasserkanal	Steinzeugrohr	kg		115.362 (132.447)	115.362 (132.447)
	PEHD-Rohr	kg	1.860		
	Aushub	m ³	6.923	10.530 (11.830)	10.530 (11.830)
Schachtbauwerke	Beton	kg	417.850	524.600 (530.700)	524.600 (530.700)
	Gusseisen	kg	3.675	6.020 (6.090)	6.020 (6.090)
	Aushub	m ³	1.498	1.988 (2.016)	1.988 (2.016)
Regenwasserkanal	Stahlbetonrohr	kg	519.481	519.481	519.481
	PP-Rohr	kg	816	816	816
	zusätzlicher Aushub	m ³	2.276	2.276	2.276

Tabelle A.5-6: Materialaufwand für Abwasseranlagen in den konventionellen Konzepten (nach Angaben von Doka, 2003, Ronchetti, 2002 und Jekel et al., 2006)

		Kläranlage mit anaerober Schlammbehandlung (KONV, s / KO-RW, s)	Kläranlage mit aerober Schlammstabilisierung (KONV, I / KO-RW, I)
Chromstahl	kg/(E*a)	0,42	0,63
Armierungsstahl	kg/(E*a)	5,38	7,83
Beton	m³/(E*a)	0,07	0,10
Kalkstein	kg/(E*a)	1,44	2,16
Gusseisen	kg/(E*a)	0,01	
Kupfer	kg/(E*a)	0,06	0,09
HDPE	kg/(E*a)	0,17	0,25
Glasfaser	kg/(E*a)	0,13	0,20
Aluminium	kg/(E*a)	0,06	0,09
Steinwolle	kg/(E*a)	0,06	0,09
Gummi	kg/(E*a)	0,06	0,09
anorg. Chemikalien	kg/(E*a)	0,03	0,05
org. Chemikalien	kg/(E*a)	0,27	0,41
Bitumen	kg/(E*a)	0,03	0,05
Aushub: Diesel	MJ/(E*a)	0,90	1,3

Tabelle A.5-7: Materialaufwand für Abwasser- und Regenwasserbehandlungsanlagen im DEUS 21-Konzept

		Abwasseranlage mit Gebäude	Vakuumsstation	Regentank mit Vorlagebehälter
Edelstahl	kg/(E*a)	0,75	0,1	0,009
Stahl	kg/(E*a)	0,041		2,15
Beton	kg/(E*a)	1,122		0,79
Kupfer	kg/(E*a)	0,002	0,015	
Gusseisen	kg/(E*a)		0,007	
PE	kg/(E*a)		0,003	
Holz	kg/(E*a)	0,762		
Aushub: Diesel	MJ/(E*a)	0,005		0,07

Tabelle A.5-8: Materialaufwand für die dezentralen Regenwassernutzungsanlagen im konventionellen Konzept mit Regenwassernutzung

Edelstahl	kg/(E*a)	0,0008
Grauguss	kg/(E*a)	0,0005
Kupfer	kg/(E*a)	0,0004
LLDPE	kg/(E*a)	0,015
Acrylonitril-Butadien-Styrol Copolymer, ABS	kg/(E*a)	0,0004
PEHD-Rohr	kg/(E*a)	0,0013
PEHD	kg/(E*a)	0,0005
Aushub: Diesel	MJ/(E*a)	0,004

Tabelle A.5-9: Zusätzlicher Material-Aufwand im DEUS 21-Konzept in den Haushalten

Pflegewasser-Leitung im Haus (ca. 20 m)	LDPE-Rohr	kg/(E*a)	0,012
Vakuum-Leitung im/zum Haus (ca. 10 + 5 m)	PE-Rohr	kg/(E*a)	0,054
Vakuumübergabeeinheit (Einbauteile)	PE-Rohr	kg/(E*a)	0,095
	Kupfer	kg/(E*a)	0,002
Zerkleinerer	Edelstahl	kg/(E*a)	0,29
	Kupfer	kg/(E*a)	0,010

Tabelle A.5-10: Marktanteile und Dosierung von Waschmitteln des Durchschnittshaushalts in Abhängigkeit vom Härtebereich (HB1 bis HB4)⁸⁴

Waschmittel	Marktanteil (%)	Dosierung HB1 (g)	Dosierung HB2 (g)	Dosierung HB3 (g)	Dosierung HB4 (g)
herkömmliches Vollwaschmittel	35%	91	121,5	151	151
Kompaktwaschmittel	40%	56	75	94	94
Color-Kompaktwaschmittel	10%	56	75	94	94
Flüssigwaschmittel	10%	83	83	104	104
Baukastensystem mit Dosierung Enthärter	5%	0	7	14	21
Enthärter	17%	0	10	20	30

⁸⁴ Verwendet wird die Härtebereichseinteilung, die in Deutschland bis Mitte 2007 gültig war, da bei der neuen Regelung durch die Aufteilung in nur noch 3 Bereiche eine geringere Differenzierung möglich ist.

Tabelle A.5-11: Übersicht über die bzgl. ihres Waschverhaltens unterschiedenen Haushaltstypen

Haushaltstyp	Zahl der Waschgänge (pro Person und Jahr)	Waschmitteltyp	Dosierung
Durchschnitt	82	nach Marktanteil	nach Härtebereich wie empfohlen
"Cleverle"	42	Baukasten	nach Härtebereich, leicht verschmutzt
"Wischiwaschi"	81	Kompaktwaschmittel	nach Härtebereich, normal bzw. stark verschmutzt (22,5%)
"Weißkragen"	127	Vollwaschmittel	nach Härtebereich, stark verschmutzt

Tabelle A.5-12: Parameter zur Berechnung des härteabhängigen Seifenverbrauchs (vgl. Merkel, 1998)

Molverhältnis Seife zu Erdalkali-Ionen bei der Bildung von Kalkseifen	2:1
Molmasse handelsüblicher Feinseife	300 g/mol
Wassermenge zur Handreinigung	1 Liter/Tag u. Person
Marktanteil Seife an Körperpflegemitteln	22 %

Tabelle A.5-13: Wohngebäude nach Art der Warmwasserversorgung (Statistisches Bundesamt, 2002)

Gas	Heizöl	Strom	Fernwärme	Kohle und sonstige ⁸⁵
41,9 %	35,8 %	18,0 %	1,3 %	3,0 %

⁸⁵ "Kohle und sonstige" wird bei der Berechnung dem Anteil "Heizöl" zugeschlagen.

Tabelle A.5-14: Emissionsfaktoren eines BHKW zur Biogasnutzung

Parameter	Einheit	Emissionsfaktor (nach Ronchetti et al., 2002)	Emissionsfaktor - Anlage mit Oxidationskatalysator (nach Vogt et al., 2002)
CO ₂ (biogen)	kg/m ³	1,87	k.A.
CH ₄	g/m ³	0,057	0,015
CO	g/m ³	1,17	0,16
NO _x (als NO ₂)	g/m ³	0,87	0,25
N ₂ O	g/m ³	0,037	0,010
SO _x (als SO ₂)	g/m ³	0,69	0,015
NM VOC	g/m ³	0,057	0,015
Staub	g/m ³	0,037	0,005
Chlorwasserstoff	g/m ³	k. A.	0,0015
Fluorwasserstoff	g/m ³	k. A.	0,0009

Tabelle A.5-15: Emissionsfaktoren der Klärschlamm-Monoverbrennung (berechnet nach ISA/MUNLV, 2006 und MUNLV, 2001)

Parameter	Einheit	Emissionsfaktor
SO ₂	mg/kg	29,9
Staub	mg/kg	0,67
Chlorwasserstoff	mg/kg	0,028
Fluorwasserstoff	mg/kg	0,304
TOC	mg/kg	14,0
CO	mg/kg	233,7
NO ₂	mg/kg	314,0
Ammoniak	mg/kg	15,9
N ₂ O	mg/kg	808,0
Quecksilber	mg/kg	0,010
Cadmium	mg/kg	0,0025
Arsen	mg/kg	0,0044
Blei	mg/kg	0,045
Chrom	mg/kg	0,018
Kupfer	mg/kg	0,036
Nickel	mg/kg	0,0085
Zink	mg/kg	0,150
PCDD, PCDF	ng/kg	0,022
Benzo(a)pyren	ng/kg	8,98
PCB	ng/kg	1,36
fossiles CO ₂	g/kg	36,7

A.6 Ergebnisse der ökologischen Bewertung

Tabelle A.6-1: Wichtigste Ergebnisse der Sachbilanz am Beispiel des DEUS 21-Konzepts
(nur Werte > 0,1 kg bzw. 0,1 MJ bzw. 0,1 Nm³)

Stoff- /Energiestrom	Wert	
Input		
Ressource		
Energie, Brennwert, in Biomasse [Ressource/biogen]	95,2	MJ
im Boden		
Aluminium, 24% in Bauxit, 11% in Roherz, im Boden [Ressource/im Boden]	0,3	kg
Barit, 15% in Roherz, im Boden [Ressource/im Boden]	0,2	kg
Chrom, 25.5% in Chromit, 11.6% in Roherz, im Boden [Ressource/im Boden]	0,3	kg
Eisen, 46% in Erz, 25% in Roherz, im Boden [Ressource/im Boden]	8,6	kg
Gas, Erd-, im Boden [Ressource/im Boden]	17,8	Nm ³
Gas, Gruben-, als Ressource [Ressource/im Boden]	0,8	Nm ³
Kalkstein, im Boden [Ressource/im Boden]	14,3	kg
Kies, im Boden [Ressource/im Boden]	211,9	kg
Kohle, Braun-, im Boden [Ressource/im Boden]	118,2	kg
Kohle, Stein-, im Boden [Ressource/im Boden]	66,4	kg
Kupfer, 2.19% in Sulfid, Cu 1.83% und Mo 8.2E-3% in Roherz, im Boden [Ressource/im Boden]	0,1	kg
Magnesit, 60% in Roherz, im Boden [Ressource/im Boden]	5,3	kg
Nickel, 1.98% in Silikaten, 1.04% in Roherz, im Boden [Ressource/im Boden]	0,8	kg
Rohöl, im Boden [Ressource/im Boden]	13,4	kg
Steinsalz, im Boden [Ressource/im Boden]	86,2	kg
Ton, allgemein, im Boden [Ressource/im Boden]	5,4	kg
Ton, Bentonit, im Boden [Ressource/im Boden]	0,1	kg
im Wasser		
Energie, potentiell (im Staubecken), umgewandelt [Ressource/im Wasser]	133,6	MJ
Energie, Wasser, potentiell [Ressource/im Wasser]	0,2	MJ
Volumennutzung, Speichersee [Ressource/im Wasser]	2,2	m ³
Wasser, allgemein [Ressource/im Wasser]	7,2	m ³
Wasser, Fluss- [Ressource/im Wasser]	1,6	m ³
Wasser, Grund- [Ressource/im Wasser]	0,5	m ³
Wasser, Kühl-, allgemein [Ressource/im Wasser]	11,2	m ³
Wasser, Turbinier-, allgemein [Ressource/im Wasser]	1214,4	m ³
Wasser, zur Trinkwassergewinnung	3,7	m ³
in Luft		
Energie, kinetisch (Wind), umgewandelt [Ressource/in Luft]	60,9	MJ
Energie, Sonne, umgewandelt [Ressource/in Luft]	1,2	MJ
Kohlendioxid, in Luft [Ressource/in Luft]	10,0	kg
Output		
Boden		
Abwärme [Boden/allgemein]	75,3	MJ
Luft		
Abwärme [Luft/allgemein]	403,9	MJ
Kohlendioxid, biogen [Luft/allgemein]	49,5	kg
Kohlendioxid, fossil [Luft/allgemein]	26,8	kg
Kohlenmonoxid, fossil [Luft/allgemein]	0,3	kg
Methan, biogen [Luft/allgemein]	0,2	kg

Stoff- /Energiestrom	Wert	
Stickoxide [Luft/allgemein]	0,2	kg
Abwärme [Luft/Land]	2253,2	MJ
Kohlendioxid, biogen [Luft/Land]	1,5	kg
Kohlendioxid, fossil [Luft/Land]	201,9	kg
Methan, fossil [Luft/Land]	0,6	kg
Partikel, > 10 um [Luft/Land]	0,2	kg
Schwefeldioxid [Luft/Land]	0,4	kg
Stickoxide [Luft/Land]	0,2	kg
Abwärme [Luft/Stadt]	1231,8	MJ
Kohlendioxid, biogen [Luft/Stadt]	9,5	kg
Kohlendioxid, fossil [Luft/Stadt]	68,1	kg
Schwefeldioxid [Luft/Stadt]	0,2	kg
Stickoxide [Luft/Stadt]	0,2	kg
Sulfat [Luft/Stadt]	0,5	kg
Wasser		
Ammonium, Ion [Wasser/allgemein]	0,3	kg
BSB5, Biologischer Sauerstoff Bedarf [Wasser/allgemein]	0,4	kg
Chloride [Wasser/allgemein]	0,2	kg
CSB, Chemischer Sauerstoff Bedarf [Wasser/allgemein]	2,2	kg
Abwärme [Wasser/Fluss-]	398,8	MJ
BSB5, Biologischer Sauerstoff Bedarf [Wasser/Fluss-]	0,1	kg
Calcium, Ion [Wasser/Fluss-]	0,1	kg
Chloride [Wasser/Fluss-]	0,9	kg
CSB, Chemischer Sauerstoff Bedarf [Wasser/Fluss-]	0,2	kg
gelöste Stoffe [Wasser/Fluss-]	0,1	kg
Natrium, Ion [Wasser/Fluss-]	0,2	kg
Schwebstoffe [Wasser/Fluss-]	0,1	kg
Sulfate [Wasser/Fluss-]	0,4	kg
Chloride [Wasser/Grund-]	0,6	kg
Eisen, Ion [Wasser/Grund-]	0,2	kg
Stoffe, Salze [Wasser/Grund-]	0,4	kg
Sulfate [Wasser/Grund-]	0,7	kg
Abwärme [Wasser/Grund-, Langzeitemission]	2,0	MJ
Aluminium [Wasser/Grund-, Langzeitemission]	0,4	kg
Calcium, Ion [Wasser/Grund-, Langzeitemission]	1,3	kg
CSB, Chemischer Sauerstoff Bedarf [Wasser/Grund-, Langzeitemission]	0,2	kg
Eisen, Ion [Wasser/Grund-, Langzeitemission]	0,3	kg
Magnesium [Wasser/Grund-, Langzeitemission]	0,2	kg
Silizium [Wasser/Grund-, Langzeitemission]	3,4	kg
Sulfate [Wasser/Grund-, Langzeitemission]	0,8	kg
Chloride [Wasser/Ozean-]	0,1	kg

A.7 Einzeldaten zur ökonomischen Bewertung

Tabelle A.7-1: Investitionen im konventionellen Konzept und im konventionellen Konzept mit Regenwassernutzung für den öffentlichen Bereich

Leitungsnetze Trink-, Ab- und Regenwasser	spez. Preis	Menge	in T€
Leitungsmaterial Abwasser/Regenwasser (DN 300, DN 150)	100 €/m	1775 m	177,5
Erdarbeiten Abwasser/Regenwasser	226 €/m	1775 m	400,3
Schachtbauwerke	1627 €/Stück	32 Stück	104,2
Erdarbeiten + Leitungsmaterial Trinkwasser	55 €/m	3570 m	196,4
Trinkwasser-Hydranten	1500 €/Stück	24 Stück	36,0
Städtische Variante: Anschluss an Kläranlage mit 50.000 EW			
Großkläranlage mit anaerober Schlammbehandlung (baulicher Teil: 60 %; maschineller Teil: 40 %)	350 €/EW (450 €/EW) ⁸⁶	367,5 E	128,6
Verbindungskanal bis zum städtischen Netz mit Anschluss (mindestens DN 300)	530 €/m	500 m	265,0
Ländliche Variante: eigenes Netz mit Kläranlage 400 EW			
Kläranlage mit Nährstoffelimination	1.000 €/EW (2.100 €/EW) ⁸⁷	367,5 E	367,5
Abwasserkanal zur Kläranlage (mindestens DN 300)	530 €/m	500 m	265,0

Tabelle A.7-2: Investitionen im DEUS 21-Konzept für den öffentlichen Bereich

Leitungsnetze Trink-, Brauch-, Ab- und Regenwasser	spez. Preis	Menge	in T€
Leitungsmaterial Abwasser/Regenwasser (DN 300, DN 150)	62 €/m	1775 m	110,1
Erdarbeiten Abwasser/Regenwasser	155 €/m	1775 m	275,1
Schachtbauwerke	3670 €/Stück	32 Stück	117,4
Zusatzarbeiten Brauchwasser	5 €/m	3700 m	18,5
Brauchwasser-Leitungsmaterial	9 €/m	3700 m	33,3
Trinkwasser-Hydranten	1850 €/Stück	24 Stück	44,4
Erdarbeiten + Leitungsmaterial Trinkwasser	55 €/m	3570 m	196,4
Pflegewasser und Abwasserbehandlung (Gesamtkosten Zisternen, Vakuumstation, Behandlungsanlagen, Wasserhaus)			1393,9

⁸⁶ Mittlerer Wert nach VSA (2006) für zusätzliche Vergleichsrechnung.

⁸⁷ Mittlerer Wert nach VSA (2006) für zusätzliche Vergleichsrechnung.

Tabelle A.7-3: Investitionen im privaten Bereich

konventionelles Konzept	spez. Preis	Menge	in T€ pro Haus
Kontrollschacht Regenwasser	1200 €/Stück	1 pro Haus	1,2
Kontrollschacht Abwasser, Verbindungsleitung Haus - Schacht	2200 €/Stück	1 pro Haus	2,2
Toiletten (konventionell; 2 pro Haus)	450 €/Stück	2 pro Haus	0,9
konventionelles Konzept mit Regenwassernutzung			
Kontrollschacht Abwasser, Verbindungsleitung Haus - Schacht	2200 €/Stück	1 pro Haus	2,2
dezentrale Regenwassernutzungsanlage (mit Retention), Bauanteil	3200 €/Stück	1 pro Haus	3,2
dezentrale Regenwassernutzungsanlage (mit Retention), Maschinenanteil	500 €/Stück	1 pro Haus	0,5
Regenwassernetz im Haus (ca. 20m)	600 €/Haus	1 pro Haus	0,6
Toiletten (konventionell; 2 pro Haus)	450 €/Stück	2 pro Haus	0,9
DEUS 21-Konzept (mit Vakuumtoiletten und Bioabfallzerkleinerer)			
Übergabeschacht Vakuum (Beton) mit Kontrollschacht für Regenwasser	5.220 €/Stück	1 pro Haus	5,2
Pflegewasser-Netz im Haus (ca. 20 m)	690 €/Haus	1 pro Haus	0,7
Vakuum-Netz im Haus (ca. 10 m)	700 €/Haus	1 pro Haus	0,7
Verbindungsleitung (Vakuum und Abwasser) Haus - Schacht (ca. 5 m)	1.300 €/Haus	1 pro Haus	1,3
Vakuum-Toiletten	1.100 €/Stück	2 pro Haus	2,2
Bioabfallzerkleinerer	1.030 €/Stück	1 pro Haus	1,0

Tabelle A.7-4: Nutzungsdauern der wichtigsten Systemkomponenten mit Vergleichswerten nach LAWA (2005)

		verwendete Nutzungsdauer	Vergleichswerte LAWA (2005)
Wasser-/ Abwasser-netze	Trink- und Pflegewasserleitungsmaterial	60	40-60
	Abwasserleitungsmaterial	60	50-80
	Schachtbauwerke	60	50-80
	Pumpen	20	15-20
	Vakuumpumpen	20	8-20
Wasser-/ Abwasser-behandlung	Wasserspeicher, -behälter	60 ⁸⁸	50
	Kläranlagen, baulicher Teil	30	(25) 30-40
	Kläranlagen, maschineller Teil	15	10-20
Haushalte:	Regenwasser-/Pflegewassernetz im Haus	60	k. A.
	Vakuundleitungen im Haus	60	k. A.
	Toiletten	30	k. A.
	Bioabfallzerkleinerer	15	k. A.
	Dezentrale Regenspeicher, baulicher Teil	30	k. A.
	Dezentrale Regenspeicher, maschineller Teil	15	k. A.

Tabelle A.7-5: Betriebskosten im konventionellen Konzept und im konventionellen Konzept mit Regenwassernutzung für den öffentlichen Bereich

	spez. Kosten	in T€a
Städtische Variante: Anschluss an Kläranlage mit 50.000 EW		
Abwasserableitung	29 €/(E*a)	11,9
Abwasserbehandlung	29 €/(E*a)	11,9
Ländliche Variante: eigenes Netz mit Kläranlage 400 EW		
Abwasserableitung	42 €/(E*a)	17,9
Abwasserbehandlung	57 €/(E*a)	20,9

⁸⁸ Aufgrund der Bauweise wurde vergleichbar zu den Schachtbauwerken im Kanalnetz mit 60 Jahren gerechnet.

Tabelle A.7-6: Betriebskosten des DEUS 21-Konzepts

Komponente DEUS 21-Konzept	spez. Kosten	Anmerkungen
Pflegewasseraufbereitung und –verteilung:		
spezifischer Energieverbrauch	0,3 €/m ³	Abschätzung anhand erster Messungen
Aufbereitung: Wartung und Instandhaltung	1 % der Investitionen	pauschal
Abwasserableitung		
spezifischer Energieverbrauch Vakuumkanalisation	0,3 kWh/m ³	Erfahrungswert Fa. Roediger
zusätzlicher Energieverbrauch Vakuumtoiletten	Erhöhung um 20%	Erfahrungswert Fa. Roediger
Wartung Vakuumnetz (Wartung + Verschleißteile)	4.100 €/a	Wartungsvertrag
Abwasserbehandlung und Nährstoffrückgewinnung		
Wartung und Instandhaltung	1 % der Investitionen	pauschal
spezifischer Energieverbrauch	0,8 €/m ³	Abschätzung anhand von Versuchsergebnissen und ersten Messungen
Chemikalien zur Nährstoffrückgewinnung (MgO, NaCl, NaOH, H ₂ SO ₄)	29,8 €/(E*a)	Abschätzung anhand von Versuchsergebnissen und aktuellen Marktpreisen
Reinigungsmittel	1.200 €/a	Abschätzung
Schlamm Entsorgung	0,6 €/(E*a)	mit 260 €/t TS berechnet
Einnahmen aus Biogas- und Nährstoffverwertung	4,3 €/(E*a)	Abschätzung anhand von Versuchsergebnissen mit 7,67 ct/kWh ⁸⁹ und 0,06 €/kg MAP

⁸⁹ Vergütung für Klärgas nach §7 des Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG).

Schriftenreihe SWW - Karlsruhe

Bisher aus der Arbeit am Institut erschienen

- [1] KARPE, H.-J.: Zur Wirtschaftlichkeit bei der Planung von Fernwasserversorgungen. Karlsruhe 1969 (Eigenverlag des Verfassers).
- [2] PÖPEL, J.: Schwankungen von Kläranlagenabläufen und ihre Folgen für Grenzwerte und Gewässerschutz. GWF, Schriftenreihe Wasser - Abwasser, 16. Oldenbourg Verlag, München 1971.
- [3] MEIER, P.M.: Möglichkeiten zur technischen und wirtschaftlichen Optimierung von Zweckverbänden. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 4. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1972.
- [4] ABENDT, R.; AHRENS, W.; CEMBROWICZ, R.G.; HAHN, H.H.; KNOBLAUCH, A.; ORTH, H.: Operations Research und seine Anwendung in der Siedlungswasserwirtschaft I. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 5. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1972.
- [5] NOLL, K.: Untersuchungen zur Grundwasserentnahme aus den pleistozänen Sedimenten des Rheintalgrabens im Rhein-Neckar-Raum. Karlsruhe 1972 (Eigenverlag des Verfassers).
- [6] NEIS, U.: Experimentelle Bestimmung der Stabilität anorganischer Schwebstoffe in natürlichen Gewässern. Karlsruhe 1974 (Eigenverlag des Verfassers).
- [7] AHRENS, W.: Optimierungsverfahren zur Lösung nichtlinearer Investitionsprobleme - angewandt auf das Problem der Planung regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Quantitative Methoden der Unternehmensplanung, Bd. 4. Verlag Meisenheim/Glahn 1975.
- [8] ORTH, H.: Verfahren zur Planung kostenminimaler regionaler Abwasserentsorgungssysteme. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 9. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1975.
- [9] MOSEBACH, K.G.: Phosphatrücklösung bei der Ausfällung von Simultanschlamm. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 11. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1975.
- [10] AHRENS, W.; CEMBROWICZ, R.G.; DEHNERT, G.; HEISS, H.-J.; HAHN, H.H.; HENSELEIT, H.J.; ORTH, H.; SENG, H.J.: Operations Research und seine Anwendung in der Siedlungswasserwirtschaft II. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 12. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [11] DEHNERT, G.: Regionale Planung der Standorte für Abwasserbehandlungsanlagen mit Hilfe graphentheoretischer Algorithmen. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 1. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [12] HAHN, H.H. (Hrsg.): Umweltschutz im Bereich des Wasserbaus. Wasser und Abwasser in Forschung und Praxis, Bd. 14. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1976.
- [13] JØRGENSEN, S.E.: Reinigung häuslicher Abwässer durch Kombination eines chemischen Fällungs- und Ionenaustauschverfahrens. Karlsruhe 1976 (Eigenverlags des Verfassers).

- [14] RUF, J.: Gewässergütesimulation unter Berücksichtigung meteorologischer Einflüsse. Prognostisches Modell Neckar, Bericht 16. Dornier System. Friedrichshafen 1977.
- [15] AHRENS, W.; DEHNERT, G.; DURST, F.; GERBER, J.; HAHN, H.H.; PAESSENS, H.; WEUTHEN, H.K.: Tourenplanung bei der Abfallbeseitigung. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 3. Erich Schmidt Verlag, Bielefeld 1977.
- [16] KLUTE, R.: Adsorption von Polymeren an Silikaoberflächen bei unterschiedlichen Strömungsbedingungen. Karlsruhe 1977 (Eigenverlag des Verfassers).
- [17] KNOBLAUCH, A.: Mathematische Simulation des Phosphorkreislaufs in einem gestauten Gewässer. GWF, Schriftenreihe Wasser- Abwasser, Bd. 17. Oldenbourg Verlag, München 1978.
- [18] ABENDT, R.: Aussagefähigkeit von Sauerstoffhaushaltsrechnungen. Hochschulsammlung Ingenieurwissenschaft, Wasserwirtschaft, Bd. 1. Hochschulverlag, Stuttgart 1978.
- [19] SENG, H.J.: Systematische Beurteilung der Umweltverträglichkeit bei Abfalldeponiestandorten. Hochschulsammlung Ingenieurwissenschaft, Abfallwirtschaft, Bd. 2. Hochschulverlag, Stuttgart 1979.
- [20] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Fortschritte bei der Anwendung von Flockungsverfahren in der Abwassertechnologie. 2. Verfahrenstechnisches Seminar. Karlsruhe 1979 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [21] HAHN, H.H. (Hrsg.): Von der Abfallbeseitigung zur Abfallwirtschaft, Fachkolloquium zu Ehren von Prof. Dr.-Ing. Hans Straub, Karlsruhe 1980 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [22] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Planung und Organisation von Einzelkläranlagen und Gruppenkläranlagen, 6. Planungstechnisches Seminar. Karlsruhe 1980 (Eigenverlag des Instituts).
- [23] KÄSER, F.: Transport suspendierter Feststoffe in Fließgewässern. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [24] EPPLER, B.: Aggregation von Mikroorganismen. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [25] INSTITUT FÜR SIEDLUNGSWASSERWIRTSCHAFT: Fortschritte bei der Anwendung des Flotationsverfahrens in der kommunalen Abwasserreinigung, 3. Verfahrenstechnisches Seminar. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts).
- [26] PAESSENS, H.: Tourenplanung bei der regionalen Hausmüllentsorgung. Karlsruhe 1981 (Eigenverlag des Instituts).
- [27] KIEFHABER, K.P.: Versuchsanlagen zur Entspannungsflotation von Abwasser - Vergleich von Versuchsergebnissen. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [28] HAHN, H.H.; SENG, H.J. (Hrsg.): Wirtschaftlichkeit in der Abfallwirtschaft. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [29] HAHN, H.H.; PAESSENS, H. (Hrsg.): Tourenplanung in der Abfallwirtschaft II. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [30] DICKGIESSER, G.: Betriebssichere und wirtschaftliche Klärschlamm Entsorgung. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).

- [31] HAHN, H.H. (Hrsg.): Wasserversorgung und Abwasserbehandlung in Entwicklungsländern. Karlsruhe 1982 (Eigenverlag des Instituts).
- [32] HAHN, H.H. (Hrsg.): Schlämme aus der Abwasserfällung/-flockung. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [33] v. FALKENHAUSEN, K.: Planung eines Entsorgungssystems für die Klärschlammbehandlung. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [34] HEISS, H.-J.: Stabilität kostenminimaler Lösungen bei der Planung von Abwasserentsorgungssystemen. Karlsruhe 1983 (Eigenverlag des Instituts).
- [35] HAHN, H.H. (Hrsg.): Planung im Gewässerschutz unter besonderer Berücksichtigung von Flussgebietsmodellen. Karlsruhe 1984 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [36] BANTZ, I.: Ein Rechenverfahren zur Darstellung der Auswirkungen von Stoßbelastungen auf die Qualität von Fließgewässern. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [37] LÖHR, J.: Einfluss der Tiefendurchmischung auf die Entwicklung von Phytoplankton - dargestellt am Beispiel des Maines. Karlsruhe 1984 (Eigenverlag des Instituts).
- [38] TROUBOUNIS, G.: Strukturorientierte Simulation des Kohlenstoff, Stickstoff-, Phosphor- und Sauerstoffhaushaltes flacher Gewässer. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [39] DITTRICH, A.: Transport und Sedimentation organischer Stoffe in Abwasserteichen. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [40] GROHMANN, A.; HAHN, H.H.; KLUTE, R. (Hrsg.): Chemical Water and Wastewater Treatment. Practical Experience and New Concepts. Proceedings from the 1st Gothenburg Symposium, 1984. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 1985 (vergriffen).
- [41] HAHN, H.H.; NEIS, U. (Hrsg.): Belastungsschwankungen auf Kläranlagen: Auswirkungen und Möglichkeiten zur Reduktion, insbesondere durch Chemikalieneinsatz. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts).
- [42] SCHMITT, T.G.: Der instationäre Kanalabfluss in der Schmutzfrachtmodellierung. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [43] IOSSIFIDIS, V.: Die Rolle der Ablagerungen bei der Schmutzfrachtberechnung in Kanalisationsnetzen. Karlsruhe 1985 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [44] SCHMITT, T.G.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schmutzfrachtberechnung für Kanalisationsnetze. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [45] DÖLL, B.: Die Kompensation der Oberflächenladung kolloidaler Silika-Suspensionen durch die Adsorption kationischer Polymere in turbulent durchströmten Rohrreaktoren. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts).
- [46] MERTSCH, V.: Sedimentation, Eindickung und Entwässerung von Fällungs-/Flockungsschlämmen. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [47] KORDES, B.: Berechnung der Energiebilanz von Kläranlagen unter Berücksichtigung zeitlicher Schwankungen. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [48] GEPPERT, B.: Tourenplanung bei der innenstädtischen Hausmüllentsorgung. Karlsruhe 1987 (Eigenverlag des Instituts).

- [49] GUTEKUNST, B.: Sielhautuntersuchungen zur Einkreisung schwermetallhaltiger Einleitungen. Karlsruhe 1988 (Eigenverlag des Instituts).
- [50] HAHN, H.H.; KLUTE, R.; BALMER, P. (Hrsg.): Recycling in Chemical Water and Wastewater Treatment. Proceedings from the 2nd international Gothenburg Symposium. Karlsruhe 1986 (Eigenverlag des Instituts).
- [51] HAHN, H.H.; PFEIFER, R.; (Hrsg.): Abwasserreinigung in Entwicklungsländern mit besonderer Berücksichtigung der Industrie. Karlsruhe 1987 (Eigenverlags des Instituts).
- [52] HOFFMANN, E.: Strömungsstrukturen in Flockungsreaktoren. (in Vorbereitung).
- [53] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Fällung/Flockung - Erfahrungen aus Labor und Praxis. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [54] KRÜGER, E.M.: Stabilität mineralischer Basisabdichtungen von Hausmülldeponien bezüglich des Ausbreitungsverhaltens anorganischer Schadstoffe. Karlsruhe 1989 (Eigenverlag des Instituts).
- [55] SISKOS, D.: Kläranlagenauslegung für stehende Vorfluter. Karlsruhe 1989 (Eigenverlag des Instituts).
- [56] HOU, R.: Kontrollstrategien für Fällung und Flockung auf Kläranlagen mit einem Vorhersagemodell der Zu- und Ablauffracht. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [57] XANTHOPOULOS, C.: Methode für die Entwicklung von Modellregenspektren für die Schmutzfrachtberechnung. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [58] HAHN, H.H.; XANTHOPOULOS, C. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss aus städtischen Gebieten - Präsentation eines BMFT - Verbundprojektes. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [59] LEE, C.-M.: Tone zur physikalisch-chemischen Abwasserreinigung. Karlsruhe 1990 (Eigenverlag des Instituts).
- [60] HARTMANN, K.-H.: Anaerobe Behandlung von Sickerwässern aus Hausmülldeponien. Karlsruhe 1991 (Eigenverlag des Instituts).
- [61] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Vor-, Simultan- oder Nachfällung? – Entscheidungskriterien für Planung, Entwurf und Betrieb. Karlsruhe 1991 (Eigenverlag des Instituts).
- [62] LEONHARD, D.: Eindickung und Entwässerung als Konsolidierungsvorgang. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts).
- [63] WEISSER, M.: Untersuchungen zur Belastung kommunaler Klärschlämme durch organische Schadstoffe - Abschlußbericht zum BMFT-Forschungsvorhaben 02 WS 464/8. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [64] HAHN, H.H.; XANTHOPOULOS, C. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss II. Präsentation des BMFT-Verbundprojektes. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts, 2. Auflage).
- [65] HAHN, H.H.; PFEIFER, R. (Hrsg.): Sanierung von Kläranlagen. Karlsruhe 1992 (Eigenverlag des Instituts).

- [66] DÜRETH-JONECK, S.: Entwicklung eines naturnahen, praxisorientierten. Mobilitätstests für Schwermetalle und Arsen in kontaminierten Böden. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts).
- [67] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Fällungs-/Flockungchemikalien. Anforderungen, Angebot, Auswahl und Qualität. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts, vergriffen).
- [68] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Wechselwirkungen der biologischen und chemischen Phosphorelimination. Karlsruhe 1993 (Eigenverlag des Instituts).
- [69] LANGER, S.J.: Struktur und Entwässerungsverhalten polymergeflockter Klärschlämme. Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [70] MÜLLER, N.: Gewässergütemodellierung von Fließgewässern unter Berücksichtigung qualitativer, quantitativer, flächenhafter und sozioökonomischer Informationen. Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [71] HAHN; H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Klärschlamm - Ressource oder kostenintensiver Abfall? Karlsruhe 1994 (Eigenverlag des Instituts).
- [72] MIHOPULOS, J.: Wechselwirkung Flockenbildung - Flockenabtrennung unter Berücksichtigung der Durchströmungsmuster in Sedimentations- und Flotationsbecken. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [73] XANTHOPOULOS, C.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schadstoffe im Regenabfluss III. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [74] HAHN, H.H.; TRAUTH, R. (Hrsg.): Wirtschaftlichkeitsfragen in der Abwasserreinigung. München 1995 (Oldenbourg Verlag).
- [75] SCHMID, K.: Tensidunterstützte und biologische Sanierung der Feinkornfraktion aus der Bodenwäsche bei kohlenwasserstoffhaltigen Altlasten. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [76] HÖLZER, D.: EDV-gestützte Planung von Belebtschlammanlagen unter Berücksichtigung betrieblicher Aspekte. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [77] HARITOPOULOU, T.: Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe und Schwermetalle in urbanen Entwässerungssystemen - Aufkommen, Transport und Verbleib. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [78] HAHN, H.H.; TRAUTH, R.: Wechselwirkung zwischen Einzugsgebiet und Kläranlage. München 1996 (Oldenbourg Verlag).
- [79] FUCHS, S.: Wasserwirtschaftliche Konzepte und ihre Bedeutung für die Ökologie kleiner Fließgewässer - Aufgezeigt am Beispiel der Mischwasserbehandlung. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [80] BEUDERT, G.: Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [81] WITT, P.CH.: Untersuchungen und Modellierungen der biologischen Phosphatelimination in Kläranlagen. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [82] PSCHERA, S.: Abwasserbehandlung mit Ozon: Klassifizierung von Abwasser zur optimierten Verfahrensgestaltung in der Kreislaufwirtschaft. München 1997 (Oldenbourg Verlag).

- [83] TRAUTH, R.: Lokalisierung von Grundwasserschadstoffquellen in urbanen Räumen. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [84] JAKOBS, J.: Quantifizierung der Wirkung von Kanalnetzbewirtschaftungsmaßnahmen mit Hilfe des detailliert hydrodynamischen Schmutzfrachtmodells HAuSS. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [85] XANTHOPOULOS, C.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 1 – Oberfläche. München 1998 (Oldenbourg-Verlag).
- [86] SCHMITT, T.G.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 2 - Kanalisaton. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [87] SEYFRIED, C.F.: Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 3 – Kläranlage. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [88] HAHN, H.H.; SCHÄFER, M. (Hrsg.): Stoffströme in der Urbanhydrologie Teil 4 - Emission/Immission. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [89] HAHN, H.H.; WILHELMI, M.: Abwasserreinigung - Reststoffproblem oder Sekundärrohstoffquelle. München 1997 (Oldenbourg Verlag).
- [90] SCHULZ, ST.: Der Kanal als Reaktor: Neubildung von AOX durch Wirkstoffe in Reinigungsmitteln. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [91] WOLTER, CH.: Steuer- und Regelkonzepte der Vorklärung unter Einbeziehung der Vorfällung/Flockung und Schlammhydrolyse. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [92] PFEIFER, R.: Schmutzstoffrückhalt durch chemisch/physikalische Regenwasserbehandlung im Trennsystem. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [93] LIN, L.Q.: Entstabilisierung und Aggregation von Silika und Huminsäure mit Aluminiumsalzen in turbulenten Rohrströmungen. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [94] HAHN, H.H.; WILHELMI, M. (Hrsg.): Abwasserfällung- und Flockung. München 1998 (Oldenbourg Verlag).
- [95] HUPPERT, N.: Elimination von Ibuprofen und NBBS in kommunalen Kläranlagen analysiert mittels Festphasenmikroextraktion. München 1999 (Oldenbourg Verlag).
- [96] FUCHS, S.; HAHN, H.H. (Hrsg.): Schadstoffstoffe im Regenabfluss IV. Abschlusspräsentation des BMBF-Verbundprojektes NIEDERSCHLAG. München 1999 (Oldenbourg Verlag).
- [97] SCHÄFER, M.: Regionalisierte Stoffstrombilanzen in städtischen Einzugsgebieten - Möglichkeiten, Probleme und Schlussfolgerungen.
- [98] HAHN, H.H.; KRAUS, J. (Hrsg.): Technologische Aspekte der Wasser-, Abwasser- und Schlammbehandlung. Karlsruhe 1999 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [99] KISHI, R.T.: Einzugsgebietseigenschaften und Fließgewässergüte (Modellierung stofflicher Parameter mit Hilfe raumbezogener Daten). Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [100] NAUDASCHER, I.: Kompostierung menschlicher Ausscheidungen durch Verwendung biologischer Trockentoiletten - mit besonderer Berücksichtigung des Kleingartenbereichs. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).

- [101] ANDERS, G.: Der Einsatz von Scheibentauchkörpern zur Güllebehandlung mit dem Ziel der weitergehenden Nährstoffreduktion. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [102] WITTLAND, C.: Angepasste Verfahren zur Industrieabwasserreinigung - Modell zur Verfahrensauswahl. Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [103] HAHN, H.H.; KRAUS, J. (Hrsg.): Projektmanagement, Maschinentechnik und gesetzliche Vorgaben. Karlsruhe 2000 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [104] SCHMID-SCHMIEDER, V.: Vergleich der Leistungsfähigkeit von Biofilmverfahren bei Sanierungen bzw. Erweiterungen von kommunalen Kläranlagen. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [105] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Geruchsemissionen. Karlsruhe 2001 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [106] ANTUSCH, E.: Lokalisierung organischer Schadstoffemissionen durch Sielhautuntersuchungen. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [107] OBERACKER, F.E.: Verwendung und Entsorgung arsenhaltiger Wasserwerksschlämme. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [108] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Bläh- und Schwimmschlamm. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [109] HITZLER, A.: Beurteilung und Optimierung von Sandwaschanlagen auf Kläranlagen. Karlsruhe 2002 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [110] KLINGEL, M.: Prozess-Simulation in der Abwasser- und Abfallbehandlung. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [111] SONG, Y.: Precipitation Chemistry of Calcium Phosphate for Phosphorous Recovery. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [112] KRAUS, J.: Herstellung von Leichtzuschlagstoffen aus Klärschlamm. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [113] ZHANG, P.: Herstellung und Charakterisierung und Wirksamkeit polymerer anorganischer Flockungsmittel. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [114] HAHN, H.H.; KRAUS, J.: Wertschöpfung durch Betriebsoptimierung. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [115] LUCAS, S.: Auftreten, Ursachen und Auswirkungen hoher Fremdwasserabflüsse – eine zeitliche und räumliche Analyse. Karlsruhe 2003 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [116] SCHWARZ, M.: Mikrobielle Kolmation von abwasserdurchsickerten Bodenkörpern: Nucleinsäuren zum Nachweis von Biomasse und Bioaktivität. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).

- [117] HOLZ, A.: Immissionsorientierte Bilanzierung punktueller und diffuser Schwermetallfrachten. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [118] HAHN, H.H.; KEGEBEIN, J.: Auf dem Weg zur Kläranlage von morgen. Karlsruhe 2004 (Universität Karlsruhe - Institutsverlag Siedlungswasserwirtschaft).
- [119] BUTZ, J.: Stoffstrombilanzen für Phosphor und sechs Schwermetalle am Beispiel des oberen Kraichbachs. Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [120] MAHMUTSPAHC, Z.: Projektfinanzierung – ein PPP Modell für internationale siedlungswasserwirtschaftliche Projekte. Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [121] HAHN, H.H.; FRIEDRICH, K.: Chemikalien in der Abwasserbehandlung – was haben wir dazugelernt? Karlsruhe 2005 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [122] KEGEBEIN, J.: Die Verwendung von Küchenabfallzerkleinerern (KAZ) aus abwasser- und abfallwirtschaftlicher Sicht. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [123] HAHN, H.H., HOFFMANN, E., BLANK, A.: Abwasserproblemstoffe – Erfahrungen mit neuen Produkten und Technologien. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [124] KPONGBENGA, K.: Wasserver- und Entsorgung in der Stadt Lomé/Togo: Analysen, Beiträge und Konzepte. Karlsruhe 2006 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [125] BEKKER, M.: Charakterisierung der anaeroben Abbaubarkeit von spezifischen organischen Stoffen. Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [126] DUTTA, S.: Mathematical Modeling of Rotating Biological Contactor for Process Optimisation in Wastewater Treatment. Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [127] HAHN, H.H., HOFFMANN, E., BLANK, A.: Die optimierte Kläranlage – Vision oder Realität? Karlsruhe 2007 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [128] FUCH,S.; FACH, S.; HAHN, H.H.: Stoffströme in Flussgebieten – Von der Bilanzierung zur Bewirtschaftung. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [129] SCHERER, U.: Prozessbasierte Modellierung der Bodenerosion in einer Lösslandschaft. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [130] BECHTEL, A.: Abschätzung regionaler Nitrateinträge in das Grundwasser unter Verwendung von N_{min} -Daten. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [131] SCHEER, M.: Ermittlung und Bewertung der Wirkung der Abflusssteuerung für Kanalisationssysteme. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [132] LITTY, K.: User-Oriented Wastewater Treatment Technology in Developing and Newly Industrialising Countries. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).
- [133] HOFFMANN, E., BLANK, A.: Nachhaltigkeit in der Abwasserreinigung – Der Weg ist das Ziel. Karlsruhe 2008 (Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe).

Bestellanschrift:

Universität Karlsruhe (TH)

Institut für Wasser und Gewässerentwicklung

Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütewirtschaft

BIBLIOTHEK, Abteilung: Schriftenreihe

Adenauerring 20

76131 Karlsruhe

Tel.: 0721/608-2457, Fax: 0721/607151, e-mail: kaupa@iwg.uka.de