Lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien

Am Beispiel eines Projekts zum Integrierten Wasserressourcenmanagement

vorgelegt von

Dipl.-Ing. Annekatrin Lehmann

Fakultät III Prozesswissenschaften
der Technischen Universität Berlin

zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor der Ingenieurwissenschaften
– Dr.-Ing. –

Genehmigte Dissertation

Promotionsausschuss:

Vorsitzender: Prof. Dr. rer. nat. Wolfgang Rotard
Gutachter: Prof. Dr. rer. nat. Matthias Finkbeiner
Prof. Dr. rer. nat. Armin Grunwald

Tag der wissenschaftlichen Aussprache: 04.04.2013

Berlin 2013

D 83

DANKSAGUNG

Ich bedanke mich sehr herzlich bei Herrn Prof. Matthias Finkbeiner für sein Engagement und seine konstruktive Betreuung bei der Entstehung dieser Arbeit sowie für die Motivation, mit der ich jede unserer Besprechungen verließ. Mein herzlicher Dank gilt auch Herrn Prof. Armin Grunwald für die Betreuung meiner Arbeit und die konstruktiven Vorschläge bei den Doktorandenkolloquien. Mein besonderer Dank gilt Herrn Dr. Lehn und Herrn Kopfmüller, die als meine direkten Betreuer im Zusammenhang mit dem IWRM-Indonesien Projekt ganz wesentlich am Entstehen dieser Arbeit beteiligt waren. Ich danke ebenfalls dem Fachgebiet Sustainable Engineering (SEE, TU Berlin), insbesondere Herrn Dr. Robert Ackermann, der den Anstoß zum Beginn dieser Dissertation gegeben hat, Markus Berger für seinen konstruktiven Input nach dem Lesen der Erstfassung sowie meinen acht verschiedenen Bürokollegen der letzten vier Jahre. Aus Karlsruhe danke ich dem ITAS sowie den einzelnen Teilprojekten des IWRM-Indonesien Projekts für ihre Unterstützung bei der Datenerhebung. Für die Zeit in Karlsruhe neben der Arbeit danke ich besonders Elisabeth Eiche und Nico Hassel. Dank gilt auch dem Karlsruhe House of Young Scientists (KHYS) für die Förderung meines Auslandsaufenthaltes in Barcelona von September bis Dezember 2010 und dem gesamten Team des UNESCO Chair in Life Cycle and Climate Change (ESCI-UPF) rund um Dr. Pere Fullana-i-Palmer für den wissenschaftlichen Austausch und die Herzlichkeit, mit der ich dort willkommen geheißen wurde.

Ein ganz besonderer Dank geht an: Andreas Jørgensen, Anna Wolff, Antje Zehm, Florian Groß, Jacob Kragh-Andersen, Jan Siegmeier, Julia Martínez Blanco, Karolina Kapsa, Ludi, Marianne Bigum, die Ostsee, Silver, Til Bolland, Yvonne Schmedemann und besonders Helen Geisler und ganz besonders Sabine Höft – an dieser Stelle vor allem für die regelmäßigen, mit korrigierten Seiten und motivierenden Randnotizen gefüllten Briefe in der Endphase dieser Arbeit.

Der größte Dank gilt meiner Familie: meiner Schwester Jana und meinem Bruder Uwe, besonders für die richtigen Worte zur richtigen Zeit und natürlich meinen Eltern, für ihre Geduld, ihr Vertrauen und ihre Unterstützung! Die meisten Danksagungen, die ich kenne, enden mit diesen Worten…jetzt, da diese Arbeit vor mir liegt, kann ich umso mehr verstehen warum.

Berlin, Februar 2013

KURZFASSUNG

ZIEL: Eine Bewertung von Technologien unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten erfordert die Betrachtung verschiedener Dimensionen und verschiedener Betrachtungsebenen. Das Ziel dieser Arbeit ist es, eine Antwort auf die Forschungsfrage zu geben, wie eine *lebenszyklusbasierte,* produktbezogene *und vergleichende Nachhaltigkeitsanalyse* von Technologien umgesetzt werden kann. Die Erörterung erfolgt sowohl theoretisch als auch praktisch am Beispiel einer Fallstudie zur Analyse alternativer Technologien im Rahmen eines Projekts zum Integrierten Wasserressourcen-management (IWRM) in Indonesien.

FORSCHUNGSANSATZ: Zur Bearbeitung der Forschungsfrage werden das Konzept des Life Cycle Sustainability Assessments (LCSA) und das Integrative Nachhaltigkeitskonzept der Helmholtz-Gemeinschaft hinsichtlich ihrer Anwendung für vergleichende Technologieanalysen untersucht – insbesondere in Zusammenhang mit Entscheidungsunterstützung in Projekten mit Entwicklungs-kontext. Ein Forschungsbedarf wurde identifiziert. Diese Arbeit liefert neue Erkenntnisse bezüglich der Forschungsfrage durch die Bearbeitung folgender Teilziele: 1) die Konkretisierung der Anwendung der Methoden der LCSA, d.h. des Life Cycle Assessments (LCA), des Life Cycle Costings (LCC) und des Social Life Cycle Assessments (SLCA) im Rahmen des Helmholtz-Konzepts, 2) die Analyse der Eignung der SLCA und der Datenbank Social Hotspot Database (SHDB) für eine vergleichende, lebenszyklusbezogene Technologieanalyse, 3) die Diskussion der Definition der funktionellen Einheit vor dem Hintergrund der Nutzung von Synergien im LCSA- und im Helmholtz-Konzept sowie in Hinblick auf die Wahl geeigneter Technologiealternativen, 4) die Entwicklung eines *Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse* sowie 5) die Analyse alternativer Technologie-optionen der Wasserversorgung, -aufbereitung und Abwasserentsorgung und die Beschreibung ökologischer, ökonomischer und sozialer Aspekte der betrachteten Technologien in der IWRM-Fallstudie basierend auf dem LCSA-Ansatz. Eine Nachhaltigkeitsanalyse nach dem Helmholtz-Konzept ist nicht Ziel dieser Arbeit. Jedoch wird dieses – mehrere Betrachtungsebenen (z.B. Technologien, Gesamtgesellschaft) umspannende – Konzept bei der Entwicklung des *Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse* berücksichtigt. Da in der Fallstudie Elemente dieses Ansatzes verwendet werden, stellt sie gleichzeitig ein entsprechendes Anwendungsbeispiel dar.

ERGEBNISSE: Der *Integrierte Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse* nutzt die Synergien des LCSA- und des Helmholtz-Konzepts. Auf theoretischer Ebene wird ein Bezug zwischen den Methoden der LCSA und den Helmholtz-Regeln hergestellt. In Hinblick auf die SLCA werden aus den SLCA guidelines (ein seit 2009 verfügbares Rahmenwerk zur SLCA) für eine vergleichende Technologie-analyse geeignete soziale Indikatoren identifiziert; vorrangig sind dies solche, die Arbeitsbedingungen

adressieren. Eine Erhebung dieser Indikatoren mit spezifischen Daten erfolgte in der Fallstudie nicht. Die Analyse sozialer Aspekte der betrachteten Technologien, basierend auf generischen Daten der SHDB (d.h. auf Länder- und Sektorebene) und unter Berücksichtigung des Lebenszyklus, zeigt ein mittleres bis hohes Risiko für das Auftreten negativer sozialer Aspekte (z.B. der Missachtung von Arbeitskonventionen). Zur Erweiterung der SLCA-Methode werden unter Beachtung des Helmholtz-Konzepts zusätzliche Indikatoren zur Beschreibung von Aspekten in Zusammenhang mit einer Technologieimplementierung zur Integration in die SLCA vorgeschlagen (z.B. Akzeptanz von Technologien oder ihre Abhängigkeit von Institutionen). Die Ausprägung dieser Indikatoren wird im IWRM-Fallbeispiel beschrieben. Bei der Definition der funktionellen Einheit (für die LCSA) können aus den Helmholtz-Regeln abgeleitete Kriterien einer nachhaltigen Entwicklung in diese integriert werden. In der IWRM-Fallstudie erfolgt das am Beispiel der Abwasserbehandlung. Dadurch zeigt die vorliegende Arbeit zudem eine Möglichkeit auf, wie verschiedene Analysemethoden (z.B. LCSA und sozio-ökonomische Analysen) im Rahmen einer Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien komplementär genutzt werden können. Die quantitative Analyse ökologischer und ökonomischer Aspekte der Technologien mit der LCA und LCC identifizierte die Energieversorgung der betrachteten Technologien als den Prozess mit dem größten Beitrag zu potentiellen Umweltwirkungen und Kosten für Nutzer der Technologien. Als Technologien mit den tendenziell geringsten potentiellen Umweltwirkungen im Vergleich zu den Alternativen wurden in der Fallstudie unter den getroffenen Annahmen folgende identifiziert: das unterirdische Sperrwerk mit Kleinwasserkraftanlage zur Förderung von Wasser aus Karsthöhlen (Wasserversorgung), UV-Desinfektion sowie Chlorung (Hygienisierung) und ein von fünf Haushalten gemeinsam genutzter Septic tank (Abwasserbehandlung). Auch aus ökonomischer Sicht können diese Technologien, verglichen mit den betrachteten Alternativen, tendenziell als die günstigsten betrachtet werden. Da das Sperrwerk beispielsweise mit hohen Errichtungskosten verbunden ist und sich diese schätzungsweise nach 22 Jahren amortisieren, gilt diese Einschätzung aber nur dann, wenn die Technologie entsprechend lange genutzt wird. Trifft diese Voraussetzung zu, besteht bei der integrierten Betrachtung der LCA- und LCC-Ergebnisse in dieser Fallstudie kein Zielkonflikt.

DISKUSSION: Der *Integrierte Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse* wurde u.a. basierend auf der IWRM-Fallstudie entwickelt und wird in dieser angewendet, ist jedoch prinzipiell für eine lebenszyklusbezogene Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien auch über den Entwicklungskontext hinaus anwendbar. In Bezug auf solche Analysen besteht ein Forschungsbedarf derzeit sowohl hinsichtlich der Methodik und Anwendbarkeit einzelner Methoden (z.B. SLCA), als auch hinsichtlich der Frage, wie komplementäre Methoden der Nachhaltigkeitsanalyse gemeinsam genutzt werden können. Der vorgestellte *Integrierte Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse* ist hierfür relevant, weil er

zum einen Vorschläge zur Erweiterung bestehender Methoden (SLCA) macht und zum anderen aufzeigt, wie Lebenszyklusanalysen gemeinsam mit komplementären Methoden bzw. im Rahmen existierender Nachhaltigkeitskonzepte wie dem Helmholtz-Konzept genutzt werden können. Herausforderungen in Bezug auf die IWRM-Fallstudie ergeben sich methodisch vorrangig aufgrund der Tatsache, dass die Methoden der LCSA bislang noch nicht zur Technologieanalyse im Entwicklungskontext angewendet wurden. Praktische Herausforderungen bestehen insbesondere hinsichtlich der Verfügbarkeit spezifischer Daten für das Untersuchungsgebiet. So enthalten LCA-Datenbanken beispielsweise derzeit keine spezifischen Daten für Indonesien, weshalb hier auf europäische Daten zurückgegriffen wird. Die LCA- ebenso wie die LCC-Ergebnisse dienen daher eher für einen relativen Vergleich der Technologien und zum Aufzeigen von Tendenzen, nicht von absoluten Werten. In Hinblick auf die SLCA ist eine Berücksichtigung des gesamten Lebenswegs derzeit aufgrund der Datenverfügbarkeit fraglich. Die existierende Datenbank SHDB liefert zwar relevante Informationen zur Beschreibung sozialer Aspekte in Zusammenhang mit Technologien, für eine vergleichende Analyse sind diese jedoch – zumindest in der IWRM-Fallstudie – als nicht geeignet einzuschätzen.

Die vorliegende Arbeit liefert Antworten zur Umsetzung einer lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeits-analyse von Technologien. Basierend auf dem Konzept des Life Cycle Sustainability Assessments wird unter Berücksichtigung des Integrativen Nachhaltigkeitskonzepts der Helmholtz-Gemeinschaft ein *Integrierter Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse* vorgeschlagen und dieser am Beispiel eines Projekts zum Integrierten Wasserressourcenmanagement angewendet.

ABSTRACT

GOAL: A comprehensive sustainability analysis of technologies requires the consideration of different dimensions and levels. The goal of this work is to provide an answer of how a *life cycle based, pro-duct related and comparative technology analysis* can be realised. The research question is discussed both from a theoretical and from a practical perspective taking the example of a case study which aims at analysing alternative technologies within an Integrated Water Resources Management project (IWRM) in Indonesia.

RESEARCH APPROACH: To answer the research question, the concept of Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) and the Integrative Sustainability Concept of the Helmholtz-Association are analysed regarding their applicability for comparative technology analyses. A particular focus is given on the decision support process for projects with a development background. The present work identified a gap in the current scientific knowledge. This research provides new insights to the research question by presenting: 1) a concretisation of applying the methods of LCSA, namely Life Cycle Assessment (LCA), Life Cycle Costing (LCC) and Social Life Cycle Assessment (SLCA), within the Helmholtz-concept, 2) examination of the usability of SLCA and the Social Hotspot Database (SHDB) for a life cycle based, comparative technology analysis, 3) discussion of the definition of the functional unit regarding the use of synergies between the LCA- and the Helmholtz-concept as well as regarding the choice of appropriate technology options, 4) Development of an *Integrated approach for a comparative technology analysis,* 5) Analysis and description of alternative technologies for water supply, water treatment and sanitation and description of related environmental, economical and social aspects in the IWRM case study based on the product related LCSA approach for the IWRM case study.

Although a sustainability analysis based of the Helmholtz-concept (which covers different levels, e.g. technologies, society) is not purpose of this thesis, this concept was considered when developing the *Integrated approach for a comparative technology analysis.* The IWRM-case study represents an example of this approach as it applies elements of it for analysing alternative technology options.

RESULTS: The *Integrative approach for a comparative technology analysis* uses synergies of the LCSA- and the Helmholtz-concept. On a theoretical level, relations between the methods of LCSA and the Helmholtz-rules are demonstrated. Regarding SLCA, suitable indicators for a comparative technology analysis are identified from the SLCA guidelines (a framework for SLCA, available since 2009) – these are indicators that are mainly addressing working conditions. A site specific assessment of these indicators was not conducted within the IWRM-case study. The analysis of social aspects, based on

generic data provided by the SHDB (i.e. on country- and on sector level) identified medium to high risks that negative social aspects occur (e.g. potential of not adopting labour conventions). In consideration of the Helmholtz-concept, additional social indicators are proposed to be integrated in the SLCA method, namely indicators which describe aspects related to technology implementation (e.g. acceptance of technologies or institutional dependencies). These indicators are described in the IWRM-case study. When defining the functional unit (for LCSA), criteria for a sustainable development, that are derived e.g. from the Helmholtz-rules, could be considered and integrated. In the case study, this is done exemplarily for the alternative sanitation technologies. Thus, this thesis also develops new possibilities how different methods (e.g. LCSA and socio-economic assessments) could be used complementarily within a sustainability analysis of technologies. The quantitative analysis of environmental and economical aspects of technologies using LCA and LCC reveals that the technologies´ energy supply is the process contributing most to potential environmental impacts and to costs for technology users. The technologies showing the least potential environmental impacts compared to its alternatives (and based on the assumptions taken in the case studies) are: the underground dam and hydro power plant for water supply from carst caves (water supply), UV-disinfection and Chlorination (hygienisation) and a septic tank shared by five households (sanitation). The analysis from an economical perspective argues that these technologies can also be considered as being the most cost-effective ones, compared to its alternatives. Due to the high initial costs of the hydropower plant, and an estimated amortisation time of approximately 22 years, this is only valid, if the technology is operated over this respective time. Applying this assumption, the integrated interpretation of the LCA- and LCC-results does not lead to trade-offs.

DISCUSSION: The *Integrative approach for a comparative technology analysis* was developed based on the IWRM-case study (and is tested within this study). However, it can be used for sustainability analysis of technologies in different contexts as well. Despite of the extensive research performed, additional research is required for sustainability analyses of technologies, both regarding methodological challenges and applicability of certain methods (e.g. SLCA) and regarding the question how different methods for sustainability analysis can be complementarily used. The proposed *Integrative approach* is relevant, as it suggests a possibility for a further development of the SLCA method and because it shows an example, how life cycle analyses could be used together with frameworks of existing sustainability concepts, such as the Helmholtz-concept. Regarding the IWRM case study, methodological challenges mainly derive from the fact, that the methods of LCSA have not yet been used for technology analyses in a developing context. Practical challenges occur mainly regarding the data availability. Since existing LCA databases for example do not (yet) provide specific data for Indonesia, mostly European average data is used in this work. Consequently, the LCA- and

LCC-results are rather suitable for a relative comparison of technologies and for revealing tendencies than for providing absolute values. Regarding SLCA, so far, the possibilities to consider the whole life cycle are limited due the lack of data. Though the existing database SHDB provides relevant data on social aspects related to technologies, these information cannot be considered appropriately for a comparative technology analysis – at least not for the IWRM-case study.

The present work provides answers on how a *life cycle based sustainability analysis of technologies* can be realised. Based on the Concept of Life Cycle Sustainability Assessment and considering the Integrative Sustainability Concept of the Helmholtz-Association, an *Integrated approach for a comparative technology analysis* is proposed and applied to a case study within an Integrated Water Resources Management project.

.

INHALTSVERZEICHNIS

DANKSAGUNG ..... **III**

KURZFASSUNG ..... **V**

ABSTRACT..... **IX**

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS ..... **XVII**

1 EINLEITUNG **1**

1.1 Zielstellung 3

1.2 Gliederung der Arbeit 4

2 THEORETISCHER HINTERGRUND – NACHHALTIGKEIT UND NACHHALTIGE ENTWICKLUNG . 5

2.1 Überblick – Definitionen, Konzepte, Analysemethoden und Indikatoren 6

2.1.1 Indikatoren und Indikatorensysteme 9

2.1.2 Anforderungen an Indikatoren 11

2.2 Integratives Nachhaltigkeitskonzept der Helmholtz-Gemeinschaft 12

2.3 Life Cycle Sustainability Assessment 15

2.3.1 Life Cycle Assessment – LCA 18

2.3.2 Life Cycle Costing – LCC 20

2.3.3 Social Life Cycle Assessment – SLCA 22

2.3.3.1 UNEP/ SETAC guidelines for SLCA *24*

2.3.3.2 SLCA – Existierende Fallstudien *27*

2.3.3.3 Social Hotspot Database (SHDB) *28*

2.4 Beitrag von Technologien zu nachhaltiger Entwicklung 30

2.5 Integriertes Wasserressourcenmanagement (IWRM) 32

3 NACHHALTIGKEITSANALYSE VON TECHNOLOGIEN – ANALYSESCHRITT ZUR UMSETZUNG IM LCSA- UND IM HELMHOLTZ-KONZEPT 34

3.1 Technologieanalyse im Helmholtz-Konzept – Einbindung von Lebenszyklusanalysen 35

3.2 Technologieanalyse im LCSA-Konzept und speziell im IWRM-Kontext 38

3.2.1 LCA-Fallstudien im Wassersektor und im Entwicklungskontext *39*

3.2.2 LCC-Fallstudien im Wassersektor und im Entwicklungskontext *40*

3.2.3 SLCA-Fallstudien mit Bezug zu Technologien, Wassersektor und Entwicklungskontext..... *41*

3.3 Komplementarität der Ansätze von Helmholtz- und LCSA-Konzept und Forschungsbedarf 42

4 DEFINITION DER TEILZIELE 45

5 ENTWICKLUNG EINES INTEGRIERTEN ANSATZES ZUR VERGLEICHENDEN TECHNOLOGIEANALYSE 50

5.1 Konkretisierung der Anwendung von LCSA im Helmholtz-Konzept 50

5.2 SLCA zur vergleichenden Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien 58

5.2.1 Definition und Konkretisierung des Ziels der Anwendung der SLCA zur Technologieanalyse 58

5.2.2 Anwendbarkeit der SLCA guidelines zur Technologieanalyse 61

5.3 Identifizierung zusätzlicher sozialer Indikatoren 65

5.4 Funktionelle Einheit und Wahl von Technologiealternativen 68

5.5 Zusammenfassung – Integrierter Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse 72

6 FALLSTUDIE: TECHNOLOGIEANALYSE IM RAHMEN EINES IWRM PROJEKTS MIT LCSA UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DES INTEGRIERTEN ANSATZES 74

6.1 IWRM in Gunung Kidul, Java, Indonesien 75

6.1.1 Verständnis des Nachhaltigkeitsbegriffs im IWRM-Indonesien Projekt 78

6.1.2 Nachhaltigkeitsanalyse im IWRM-Indonesien Projekt 79

6.2 Elemente des Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse 81

6.3 Ziel und Untersuchungsrahmen 82

6.3.1 Ziel 82

6.3.2 Untersuchungsrahmen 82

6.3.2.1 Untersuchungsgebiet 82

6.3.2.2 Funktionelle Einheit 83

6.3.2.3 Technologieoptionen im Wassersektor 86

6.3.2.3.1 Wassergewinnung 86

6.3.2.3.2 Wasserverteilung 88

6.3.2.3.3 Wasseraufbereitung 88

6.3.2.3.4 Abwasserbehandlung und -entsorgung 91

6.3.2.4 Systemgrenzen, Annahmen und Einschränkungen 91

6.3.2.5 Modellierung und Berechnung 92

6.3.2.6 Indikatoren und Wirkungskategorien 92

6.3.2.6.1 LCA-Wirkungskategorien 93

6.3.2.6.2 LCC-Indikatoren 93

6.3.2.6.3 SLCA-subcategories und Indikatoren 94

6.4 Modellierung der Sachbilanz 95
6.4.1 Daten – Erfassung und Qualität 95
6.4.2 Modellierung des Elektrizitätsmixes 98
6.4.3 Wasserversorgung – Gewinnung und Verteilung 102
6.4.3.1 Wassergewinnung – Wasserkraftanlage Bribin- Sindon 102
6.4.3.2 Wassergewinnung – Wasserkraftanlage Bribin (altes System) 104
6.4.3.3 Wasserverteilung 105
6.4.4 Wasseraufbereitung 106
6.4.4.1 Zentrale Wasseraufbereitung 106
6.4.4.2 Hygienisierung – Pilotanlage 107
6.4.5 Abwasserbehandlung und -entsorgung 109
6.4.6 Wasserkette 110
6.5 Ergebnisse – LCA und LCC 112
6.5.1 Wasserversorgung – Gewinnung und Verteilung 112
6.5.1.1 Wasserkraftanlage Bribin-Sindon – Wassergewinnung 112
6.5.1.2 Wasserkraftanlage Bribin – Wassergewinnung 114
6.5.1.3 Wasserverteilung 115
6.5.1.4 Vergleich Bribin-Sindon und Bribin 116
6.5.2 Wasseraufbereitung 119
6.5.2.1 Zentrale Wasseraufbereitung – Vorfiltration 119
6.5.2.2 Hygienisierung – Pilotanlage 120
6.5.3 Abwasserbehandlung und -entsorgung 125
6.5.4 Wasserkette 128
6.5.5 Vollständigkeits- und Konsistenzprüfung für die LCA 129
6.6 Ergebnisse – SLCA 130
6.6.1 Social Hotspot Database (SHDB) – Generische Analyse sozialer Aspekte 130
6.6.2 Soziale Aspekte in Zusammenhang mit Energiesystemen 132
6.6.2.1 SHDB – Soziale Risiken im Erdölsektor 133
6.6.2.2 Gesundheitsrisiken in verschiedenen Energiesystemen 134
6.6.3 Soziale Aspekte und Risiken in der Nutzungsphase am Beispiel der Wasseraufbereitungstechnologien 135
6.6.4 Beschreibung der zusätzlichen sozialen Indikatoren in der IWRM-Fallstudie 136

7 ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE UND DISKUSSION 138

7.1 Integrierter Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse 139
7.1.1 Anwendung der LCSA im Helmholtz-Konzept 139

7.1.2 LCSA – Anwendung der SLCA für eine vergleichende Technologieanalyse im Entwicklungskontext 142

7.2 IWRM-Fallbeispiel – Anwendung der LCSA und des Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse 145

7.2.1 Methodische und praktische Herausforderungen 145

7.2.2 Ergebnisse – Empfehlungen und Übertragbarkeit 147

7.2.3 Nutzen und Übertragbarkeit der Ergebnisse der Fallstudie 149

8 AUSBLICK 150

9 GLOSSAR 154

10 ABBILDUNGSVERZEICHNIS 162

11 TABELLENVERZEICHNIS 164

12 LITERATURVERZEICHNIS 166

ANHÄNGE 181

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

ADP	Abiotic depletion potential (Abiotisches Ressourcenverbrauchspotential)
ALCA	Attributional LCA (attributive LCA)*
AM	Adaptives Management
AoP	Area of Protection (Schutzgut)*
AP	Acidification potential (Versauerungspotential)
BIP	Bruttoinlandsprodukt
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
ca.	circa
CLCA	Consequential LCA (prospektive LCA)*
CN	China
CPC	Central Product Classification
CSD	Commission on Sustainable Development
CSR	Corporate Social Responsibility
DALY	Disabled adjusted life year (behinderungsbereinigtes Lebensjahr)*
DE	Deutschland
d.h.	das heißt
DN	Nennweite von Rohren
e.g.	Exempli gratia (zum Beispiel)
EIA	Environmental Impact Assessment
EIOLCA	Environmental Input-Output-LCA*
EMAS	Eco-Management and Audit Scheme
EMC	Environmentally weighted material consumption indicator (Umweltbelasteter Materialverbrauch)
E-Mix	Elektrizitätsmix
ENTSO-E	European Network of Transmission System Operators for Electricity
EP	Eutrophication potential (Eutrophierungspotential)
EPI	Environmental Performance Index
Eq	equivalent (Äquivalente)
ESI	Environmental Sustainability Indicator
F&E	Forschung und Entwicklung
FAETP	Fresh water aquatic ecotoxity potential (Aquatisches Süßwassertoxizitätspotential)
f.E.	Funktionelle Einheit*
ggf.	gegebenenfalls
GIS	Geoinformationssystem
GPI	Genuine Progress Index
GRI	Global Reporting Initiative
GTAP	Global Trade Analysis Project
GUS	Gemeinschaft unabhängiger Staaten
GWP	Global warming potential (Treibhauseffektpotential)
GWP	Global Water Partnerships

* Eine Definition dieser Begriffe findet sich im Glossar (Kapitel 9).

HDI	Human Development Index
HH	Haushalt
HIA	Health Impact Assessment
HRIA	Human Rights Impact Assessment
HTP	Human toxicity potential (Humantoxizitätspotential)
HRIA	Human Rights Impact Assessment
ID	Indonesien
i.d.R.	in der Regel
IDR	Indonesische Rupie
i.e.	id est (das heißt)
ILO	International Labour Organization
ind.	indonesisch
ISIC	International Standard Industry Classification (Internationale Systematik der Wirtschaftszweige)
ISO	International Organization of Standardization
IWRM	Integriertes Wasserressourcenmanagement*
k.D.	keine Daten
kWh	Kilowattstunde
LCA	Life Cycle Assessment*
LCC	Life Cycle Costing*
LCSA	Life Cycle Sustainability Assessment*/ Life Cycle Sustainability Analysis*
LCSD	Life Cycle Sustainability Dashboard
Lpcd	Litre per capita and day (Liter pro Person und Tag)
MAETP	Marine aquatic ecotoxicity potential (Marines Toxizitätspotential)
MFA	Materialflussanalyse*
Mill.	Million
MIPS	Materialinput pro Serviceeinheit
MJ	Megajoule
NGO	Non Governmental Organisation (Nichtregierungsorganisation)
ÖRA	Ökologische Risikoanalyse
n.d.	no data
n.e.	nicht eindeutig zuordbar
ODP	Ozone layer depletion potential (Stratosphärisches Ozonschichtabbaupotential)
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD)
PAT	Pump as turbine (rückwärtsdrehende, als Turbinen wirkende Pumpen)
PE	Polyethylen
POFP	Photochemical oxidation potential (Photooxidantienbildungspotential)
PROSA	Product Sustainability Assessment
ql	qualitativ
qn	quantitativ
RHM	Risk Habitat Megacity
SA	Sustainability Appraisal
SEA	Strategic Environmental Assessment
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SHDB	Social Hotspot Database*

SIA	Social Impact Assessment*
SLCA	Social Life Cycle Assessment*
Sq	semi-quantitativ*
TA	Technikfolgenabschätzung
TEFP	Terrestrial ecotoxicity potential (Terrestrisches Ökotoxizitätspotential)
TOC	Total Ownership Costs
TWh.	Terrawattstunde
u	undefiniert
u.a.	unter anderem
UCTC	Union for the Coordination of Transmission of Electricity
UN/ UNO	United Nations/ United Nations Organisation (Organisation der Vereinten Nationen)
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation (Organisation der Vereinten Nationen für Erziehung, Wissenschaft und Kultur*)*
UNFCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
v.a.	vor allem
vgl.	vergleiche
WBCSD	World Business Council for Sustainable Development
WHO	World Health Organisation
YLL	Years life lost (verlorene Lebensjahre)
z.B.	zum Beispiel
z.T.	zum Teil

1 EINLEITUNG

Nachhaltigkeit und *nachhaltige Entwicklung* sind als Ziele in Politik, Wissenschaft und Wirtschaft, in Entwicklungsprogrammen und in Projektanträgen nicht mehr wegzudenken und haben längst Einzug in den Sprachgebrauch des Alltags genommen. Eine universelle Definition für Nachhaltigkeit gibt es nicht. In der Regel wird der Brundtland-Bericht zitiert, nach dem eine nachhaltige Entwicklung eine Entwicklung ist, die „den Bedürfnissen der heutigen Generation entspricht, ohne die Möglichkeiten künftiger Generationen zu gefährden, ihre eigenen Bedürfnisse zu befriedigen und ihren Lebensstil zu wählen" (Hauff 1987, S.46).

Technologien können einerseits zu einer nachhaltigen Entwicklung beitragen und andererseits Nachhaltigkeitsprobleme verursachen (Fleischer&Grunwald 2002). Ein prominentes Beispiel sind Wassermanagementprojekte in Entwicklungsländern, in denen Technologien zur Wasserversorgung und Abwasserentsorgung entwickelt und implementiert werden. Ziel ist die Verbesserung der Lebensbedingungen und damit der Beitrag zu einer nachhaltigen Entwicklung in der Region. Gleichzeitig können mit diesen Technologien Nachhaltigkeitsprobleme einhergehen, durch Energie- und Ressourcenverbrauch bei ihrer Herstellung, Nutzung und Entsorgung der Technologien. Auch bedeutet die Erhöhung der verfügbaren Wassermenge eine Erhöhung des Abwassers, für dessen Behandlung/ Entsorgung entsprechend gesorgt werden muss. Nachhaltigkeitsanalysen von Technologien – z.B. im Rahmen solcher Projekte – müssen folglich diese zwei Aspekte betrachten und untersuchen: 1) welche Technologien sind geeignet, um identifizierte Nachhaltigkeitsdefizite (z.B. eine unzureichende Wasserversorgung) zu beheben und was ist erforderlich, um diese Behebung langfristig zu sichern und 2) welche von möglichen Technologiealternativen ist die „nachhaltigere", d.h. welche weist die potentiell geringsten ökologischen, ökonomischen oder sozialen Belastungen entlang ihres Lebenswegs auf. Die Lebenszyklusperspektive ist hierbei essentiell, um – entsprechend dem globalen Nachhaltigkeitsleitbild – eine Problemverlagerung in andere Bereiche des Lebenswegs, andere Regionen und auf zukünftige Generationen zu vermeiden.

Ebenso wenig, wie es eine universelle Definition von Nachhaltigkeit gibt, ist ein universelles Konzept oder eine universelle Methode zu deren Messung vorhanden. Das Integrative Nachhaltigkeitskonzept der Helmholtz-Gemeinschaft (Kopfmüller et al. 2001) versteht sich als „konsistentes und praktikables Konzept für die Operationalisierung des Nachhaltigkeitsleitbilds und für Nachhaltigkeitsanalysen" (Kopfmüller 2006, S. 25). Es basiert auf drei Nachhaltigkeitszielen, die durch substantielle Nachhaltigkeitsregeln konkretisiert sind. Bislang wurde dieses Konzept u.a. zur Analyse und Beurteilung nationaler oder regionaler Nachhaltigkeitssituationen oder in Hinblick auf Technologien für die Entwicklung von Kriterienrastern zur Technologiebewertung angewendet (Kopfmüller 2006).

Lebenszyklusanalysen wie Life Cycle Assessment (LCA), Life Cycle Costing (LCC) oder Social Life Cycle Assessment (SLCA) gelten als wesentliche Methoden zur Technologieanalyse im Rahmen des Helmholtz-Konzepts. Bislang werden diese Analysen jedoch unabhängig vom Helmholtz-Konzept durchgeführt[1], und bei den wenigen existierenden LCA-Studien, die im Rahmen von Nachhaltigkeitsanalysen nach dem Helmholtz-Konzept erfolgen, fehlt bisher ein eindeutiger und systematischer Zusammenhang bzw. ein Bezug zum Konzept. Das Konzept des Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) beschreibt die Kombination der Methoden LCA, LCC und SLCA zur Nachhaltigkeitsanalyse von Produkten, d.h. es umfasst die Analyse von potentiellen ökologischen, ökonomischen und sozialen Aspekten entlang des Produktlebensweges (UNEP/ SETAC 2011). LCA ist eine standardisierte (ISO 14040 2006; ISO 14044 2006) und in der Praxis verbreitete und erprobte Methode zur ökologischen Bewertung. Für die Methoden LCC und SLCA existieren zwar ein Code of Practice/ Handbook (Swarr et al. 2011) bzw. entsprechende guidelines (UNEP/ SETAC 2009), jedoch kaum Fallstudien.

Das Helmholtz- und das LCSA-Konzept werden in dieser Arbeit als komplementäre und sich ergänzende Ansätze verstanden. Die Anwendung von Lebenszyklusanalysen im Rahmen des Helmholtz-Konzepts wird konkretisiert und es werden zusätzliche soziale Aspekte zur Integration in die SLCA vorgeschlagen. Die Analyse beider Konzepte und die darauf basierende Ableitung eines *Integrierten Ansat*zes zur Technologieanalyse erfolgt sowohl kontextunabhängig als auch am Beispiel der Technologieanalyse im Rahmen eines Integrierten Wasserressourcenmanagement (IWRM) Vorhabens in Indonesien. Alternative Technologien der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung werden nach dem LCSA-Ansatz analysiert. Ökologische und ökonomische Aspekte werden quantifiziert. Zur Integration sozialer Aspekte bei der Technologieanalyse (SLCA) werden basierend auf den SLCA guidelines und unter Berücksichtigung des Helmholtz-Konzepts für eine vergleichende Technologieanalyse als relevant identifizierte Indikatoren (als ein Element des Integrierten Ansatzes) vorgeschlagen. Für einige dieser Indikatoren werden Daten erhoben. Neben Informationen, die im Rahmen der Entscheidungsunterstützung innerhalb des IWRM-Indonesien Projekts sowie hinsichtlich eines potentiellen Technologietransfers genutzt werden können, liefert diese Arbeit ein Beispiel zur Anwendung zweier Konzepte zur Nachhaltigkeitsanalyse in einem neuen Kontext (Technologieanalyse zur Entscheidungsunterstützung und in Projekten im Entwicklungskontext). Des Weiteren werden Vorschläge zur methodischen Weiterentwicklung beider Konzepte gegeben (und erprobt) und die Herausforderungen und der Nutzen von LCSA zur Technologieanalyse diskutiert. Eine genaue Beschreibung der Ziele und des Aufbaus der Arbeit findet sich in Kapitel 1.1 und 1.2.

[1] In der (internationalen) wissenschaftlichen LCA Community ist das Helmholtz-Konzept weitgehend unbekannt.

1.1 Zielstellung

Ziel dieser Arbeit ist die Durchführung einer vergleichenden, lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien im Rahmen der Entscheidungsunterstützung. Eine umfassende Nachhaltigkeitsbetrachtung von Technologien umfasst verschiedene Betrachtungsebenen und Untersuchungsbereiche (Produkt, Anlage, Anlagenstandort, Projekt, Gesellschaft) und verschiedene Dimensionen (ökologische, ökonomische, soziale und politisch/ institutionelle). Eine umfassende Analyse erfordert damit die Anwendung verschiedener Methoden.

Forschungsbedarf besteht sowohl hinsichtlich der Wahl geeigneter Methoden, der integrierten Betrachtung der erhaltenen Ergebnisse auf den verschiedenen Ebenen und der Einordnung der Ergebnisse in (übergeordnete) bestehende Nachhaltigkeitskonzepte (z.B. Anwendung der LCSA im Rahmen des Helmholtz-Konzepts) sowie hinsichtlich der einzelnen Methoden selbst (z.B. Anwendung der produktbezogenen LCSA Methoden zur Technologieanalyse, insbesondere hinsichtlich der SLCA).

Daraus ergeben sich folgende drei Schwerpunkte für die Arbeit:

1) Analyse zweier Konzepte – des Integrativen Nachhaltigkeitskonzepts der Helmholtz-Gemeinschaft und der LCSA – in Hinblick auf ihre Anwendung zur Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien und speziell zur Entscheidungsunterstützung in Projekten mit Entwicklungskontext *(methodischer Ansatz).*
2) Entwicklung eines Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse basierend auf der Nutzung beider Konzepte in einem komplementären Ansatz. Es umfasst die Konkretisierung der Nutzung von Lebenszyklusanalysen im Rahmen des Helmholtz-Konzepts sowie die Integration von Elementen des Helmholtz-Konzepts in den LCSA-Ansatz, mit dem Fokus auf soziale Aspekte *(methodischer Ansatz).*
3) Durchführung einer lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeitsanalyse nach dem LCSA-Ansatz unter Berücksichtigung von Elementen des Integrierten Ansatzes, am Beispiel von alternativen Technologien im Rahmen eines IWRM Projekts *(methodischer und praktischer Ansatz)*.

Neben diesen drei Schwerpunkten bzw. Zielen ergeben sich weitere Teilziele. Diese werden in Kapitel 4 nach einer Einführung in den theoretischen Hintergrund des Themas Nachhaltigkeit (Kapitel 2) und nach dem Analyseschritt (entsprechend Punkt 1)) und der Identifizierung des erforderlichen Forschungsbedarfs (Kapitel 3) spezifiziert. Eine detaillierte Gliederung der Arbeit wird im folgenden Kapitel 1.2 vorgestellt.

1.2 Gliederung der Arbeit

Der Aufbau dieser Arbeit orientiert sich an den in Kapitel 1.1 aufgeführten Zielen und ist in Abbildung 1 veranschaulicht dargestellt. Der Einleitung mit Zielstellung und einer Übersicht zur Gliederung der Arbeit folgt die Darstellung des für das Verständnis der Arbeit erforderlichen theoretischen Hintergrunds. Im anschließenden Analyseschritt werden das Helmholtz- und das LCSA-Konzept hinsichtlich ihrer Anwendung zur Technologieanalyse untersucht, der Forschungsbedarf identifiziert und Teilziele für die Arbeit definiert. Die Bearbeitung dieser Teilziele führt zu der Entwicklung des *Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse*. Die Durchführung einer LCSA-Fallstudie am Beispiel eines IWRM Projekts erfolgt unter Einbeziehung neuer Aspekte dieses Ansatzes. Wesentliche Fragestellungen und Hauptaussagen einzelner Kapitel werden in Textfeldern hervorgehoben. Ein Glossar am Ende der Arbeit definiert relevante Begriffe.

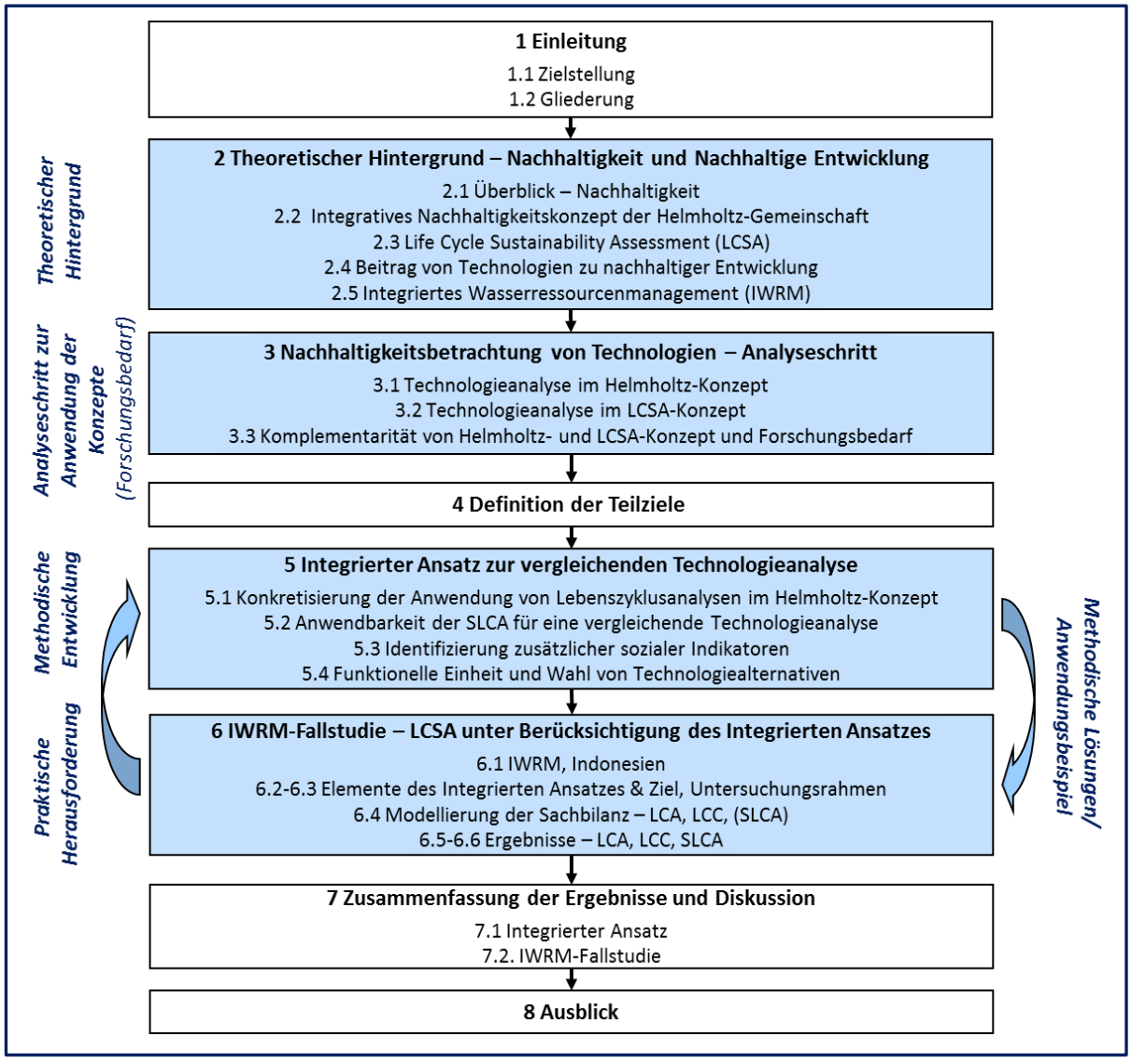


Abbildung 1 Gliederung der Arbeit zur lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien

2 THEORETISCHER HINTERGRUND – NACHHALTIGKEIT UND NACHHALTIGE ENTWICKLUNG

Im Folgenden wird der theoretische Hintergrund zum Thema Nachhaltigkeit und „nachhaltige“ Technologien beschrieben und zusammengefasst. Zu Beginn erfolgt in Kapitel 2.1 eine allgemeine Einführung in das Thema mit einem Überblick zu Definitionen, Konzepten, Analysemethoden sowie zu Indikatoren und Indikatorensystemen. Im Anschluss werden das Helmholtz-Konzept (Kapitel 2.2) und das LCSA-Konzept (Kapitel 2.3) vorgestellt. Vor dem Hintergrund des Ziels dieser Arbeit – einer Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien – wird in Kapitel 2.4 näher auf den potentiellen Beitrag von Technologien zu einer nachhaltigen Entwicklung eingegangen. Kapitel 2.5 stellt schließlich das Konzept des Integrierten Wasserressourcenmanagements vor, welches im Allgemeinen als nachhaltiges Wassermanagement verstanden wird.

Der Begriff „Nachhaltigkeit“ ist nicht mehr wegzudenken aus dem täglichen Sprachgebrauch und eine „nachhaltige Entwicklung“ ist erklärtes Ziel in Wissenschaft, Politik und Wirtschaft. Die Vereinten Nationen haben 1992 in Rio de Janeiro (UN 2000) sowie 2002 in Johannesburg (UN 2002) die Nachhaltigkeit zum Leitbild des 21. Jahrhunderts deklariert und die Stärkung von sozialer und ökonomischer Entwicklung und Umweltschutz auf regionaler und globaler Ebene als gemeinschaftliche Verantwortung bezeichnet (UN 2002). Uneinigkeit herrscht jedoch hinsichtlich konkreter Ziele, Strategien oder Handlungsprioritäten (Kopfmüller et al. 2001). Eine universelle Definition von „Nachhaltigkeit“ existiert zwar nicht, jedoch wird generell unter dem Leitbild nachhaltiger Entwicklung die Definition des Brundtland-Berichts verstanden, nach der eine *nachhaltige Entwicklung* „eine Entwicklung [ist], die die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren, dass künftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können“ (Hauff 1987). Eine universelle Methode zur Analyse von Nachhaltigkeit existiert ebenfalls nicht, bedingt durch die Adressierung unterschiedlicher Untersuchungsgegenstände (Projekte, Produkte), unterschiedlicher Perspektiven und Zielstellungen und verschiedener Dimensionen. Zudem fehlt ein Konsens darüber, welche Nachhaltigkeitsdimensionen betrachtet werden und wie diese zueinander stehen (Kopfmüller et al. 2001).

2.1 Überblick – Definitionen, Konzepte, Analysemethoden und Indikatoren

Es existiert vielfache Literatur zum Thema Nachhaltigkeit. Eine Zusammenstellung derzeit existierender Nachhaltigkeitsdefinitionen und -konzepte findet sich z.B. in Kopfmüller et al. (2001), Grambow (2008), Klöpffer&Grahl (2009) oder Grunwald&Kopfmüller (2012). Die Geschichte der Nachhaltigkeitsdebatte sowie Hintergrund, Elemente und Randbedingungen, Kontroversen nachhaltiger Entwicklungen, gesellschaftliche Handlungsfelder oder politische Umsetzungsebenen werden z.B. in Kopfmüller et al. (2001) adressiert und in Grunwald&Kopfmüller (2012) ausführlich beschrieben.

Der Begriff *Nachhaltigkeit* wurde erstmals 1713 von Carlowitz in Zusammenhang mit einer nachhaltigen Forstwirtschaft genannt (vgl. z.B. Peters 1984; Schanz 1996). Er war in den folgenden zwei Jahrhunderten vorrangig begrenzt auf Forst- und Fischereiwirtschaft und beschreibt das Bestreben, Forst- und Fischereigründe derart zu bewirtschaften, dass ihre Produktivität erhalten bleibt. In den 1970er und 1980er Jahren gewann die ökologische Dimension – u.a. durch den Bericht „Die Grenzen des Wachstums“ des Club of Rome (Meadows et al. 1972) und durch zunehmende Umweltbelastungen (Ressourcen- und Senkenproblematik) – an Bedeutung und stellte lange die dominierende Dimension in der Nachhaltigkeitsdebatte dar. In den folgenden Jahren verdichteten sich zudem Vorschläge zur Integration der sozialen und der ökonomischen Dimension von Nachhaltigkeit. Die UN-Kommission für Umwelt und Entwicklung (Brundtland-Kommission), aus der später die wohl bekannteste Definition einer nachhaltigen Entwicklung hervorging, wurde 1983 gegründet, um Entwicklungsperspektiven vor dem Hintergrund wachsender ökologischer, ökonomischer und sozialer Probleme aufzuzeigen. Nach Kopfmüller et al. (2001) finden sich drei Grundprinzipien in dieser Definition zu nachhaltiger Entwicklung wieder: 1) die globale Perspektive, 2) die untrennbare Verknüpfung zwischen Umwelt- und Entwicklungsaspekten und 3) die Realisierung von Gerechtigkeit. Durch den Brundtland-Bericht wurde der Begriff der nachhaltigen Entwicklung (sustainable development) einer breiten Öffentlichkeit zugänglich, auch wenn wesentliche Konkretisierungen und Handlungsempfehlungen zur Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung fehlen. Diese waren Gegenstand folgender Konferenzen wie Rio 1992 oder Johannesburg 2002, auf denen die Nachhaltigkeit zum Leitbild erklärt wurde und Dokumente zur weiteren Konkretisierung des Leitbilds verfasst wurden (UN 1992, 2002). Zudem wurde die Commission on Sustainable Development (CSD) als Institution zur „Einleitung und Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung in den einzelnen Staaten errichtet“ (CSD 2012). Derzeit werden in der theoretischen Nachhaltigkeitsdebatte vor allem folgende Themen kontrovers diskutiert (z.B. Kopfmüller et al. 2001):

- die Art und Anzahl der betrachteten Nachhaltigkeitsdimensionen (Ein- und Mehrsäulenkonzepte),
- das Verhältnis der Dimensionen zueinander und die Frage der Integration der Dimensionen sowie
- die Inhalte und die Nachhaltigkeitsrelevanz der Dimensionen.

Das derzeit wohl bekannteste Modell ist das Drei-Säulen-Modell aus Ökologie, Ökonomie und Gesellschaft. In anderen Konzepten, beispielsweise im Integrativen Nachhaltigkeitskonzept der Helmholtz-Gemeinschaft (Kopfmüller et al. 2001) – beschrieben in Kapitel 2.2 – oder im „Leitbild Nachhaltigkeit: eine normative Konzeption und ihre Umsetzung“ von Renn et al. (2007) werden diese drei Dimensionen durch eine kulturelle oder institutionelle Dimension ergänzt.

Die Enquete Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des 13. Deutschen Bundestags (Bundestag 1998)[2] bezieht sich auf das Drei-Säulen-Modell und fordert die Gleichbehandlung der drei Dimensionen (Bundestag 1998). Das bedeutet nach Majer (2004, S. 27), dass „bei allen Handlungen gleichzeitig die Ziele der Wirtschaftlichkeit, Umweltverträglichkeit und Sozialverträglichkeit zu verfolgen“ seien. Im Rahmen der Drei-Säulen-Konzepte[3] existieren zahlreiche Rahmenwerke und Methoden zur Analyse von Nachhaltigkeit bzw. von Nachhaltigkeitsaspekten, ausgerichtet auf verschiedene Untersuchungsgegenstände und Ebenen, wie Politik, Projekt-, Prozess- oder Produktebene. Im Folgenden wird hierzu ein kurzer Überblick gegeben. Eine ausführliche Zusammenstellung findet sich beispielsweise in Kopfmüller et al. (2001), CALCAS (2009), oder Grunwald&Kopfmüller (2012).

Zu den Methoden der Bewertung ökologischer Aspekte, d.h. der Bewertung von Aktivitäten mit potentiellem Einfluss auf die Umwelt, zählen u.a. die Ökologische Risikoanalyse (ÖRA), meist Teil der Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) (Storm&Bunge 2007) oder die Ökobilanz (Life Cycle Assessment) (ISO 14044 2006). Die Methode des Life Cycle Assessments (Kapitel 2.3.1) stellt in Hinblick auf die Nachhaltigkeitsdimension Ökologie als derzeit einziges standardisiertes Verfahren den Stand der Wissenschaft und Technik dar (Finkbeiner 2009). Der Fokus liegt auf der Bewertung der Umweltverträglichkeit von Produkten, Prozessen und Dienstleistungen unter Berücksichtigung des gesamten Lebenszyklus, wodurch die Erfassung des „Untersuchungsgegenstandes und der Umweltaspekte als Gesamtheit“ ermöglicht wird (Finkbeiner 2009, S. 5).

[2] Die soziale Dimension orientiert sich hier an aktuellen Problemlagen der Bundesrepublik. Von der vorangegangenen Enquete Kommission des 12. Bundestags werden unter dem Titel „Soziale Schutz- und Gestaltungsmöglichkeiten“ folgende drei Ziele definiert: Sicherung der Gesundheit, Sicherung der sozialen Stabilität und Sicherung der Entwicklungs- und Funktionsfähigkeit einer Gesellschaft“ (Kopfmüller et al. 2001), mit der Sicherung der Gesundheit als höchster Priorität.

[3] Tabelle A-1 (Anhang) fasst die einzelnen Dimensionen der Nachhaltigkeit zusammen.

Die Analyse und Bewertung ökonomischer Aspekte erfolgt zumeist in Verbindung mit gesellschaftlichen/ sozialen Aspekten. Beispiele hierfür sind die Kosten-Nutzen-Analyse (z.B. Nas 1996), die Kosten-Wirksamkeitsanalyse (z.B. Zangemeister&Nolting 1999), die Nutzwertanalyse (z.B. Zangemeister 1976) oder auch die verbalargumentative und multikriterielle Entscheidungsanalyse. Eine ausschließlich ökonomische Betrachtung erfolgt beispielsweise durch das Life Cycle Costing (vgl. Kapitel 2.3.2), für das seit 2011 ein *Code of Practice on LCC* (Swarr et al. 2011) verfügbar ist.

Zur Analyse sozialer Aspekte bzw. der sozialen Dimension der Nachhaltigkeit von Produkten oder Prozessen werden derzeit verschiedene Methoden herangezogen, beispielsweise das Social Impact Assessment (SIA) (Burdge 1998), das Health Impact Assessment (HIA) (z.B. Kemm&Parry 2004) oder das Social Life Cycle Assessment (SLCA). Ein Überblick zu den Methoden, ihren Zielen und Anwendungsebenen findet sich in den guidelines for Social Life Cycle Assessment (UNEP/ SETAC 2009). Für die Bewertung werden Standards, z.B. Fairtrade- und Qualitätsstandards und Zertifizierungen (z.B. SA 8000)[4] sowie Richtlinien (z.B. ISO, SIGMA, OECD)[5] und Rahmenwerke (z.B. CSR-tools)[6] oder auch die lokalen Agenden 21 herangezogen (UNEP/ SETAC 2009). Während der Untersuchungsgegenstand bzw. -rahmen beim SIA vorrangig die Untersuchungsregion ist (ähnlich der UVP hinsichtlich der ökologischen Dimension) und bei den CSR-Methoden die Unternehmensebene, geht es beim Social Life Cycle Assessment um den Produktlebenszyklus (analog der LCA, vgl. Kapitel 2.3.3).

Alle diese Methoden stehen nicht in Konkurrenz, sondern sind als Ergänzung zueinander zu sehen, da sie verschiedene Bereiche oder Ebenen (z.B. Produkt- oder regionale bzw. gesamtgesellschaftliche Ebene) abdecken und verschiedene Aspekte (oder Dimensionen) beleuchten. Je nach Untersuchungsgegenstand ist eine Kombination dieser Methoden erforderlich und wird in verschiedenen Konzepten bereits in unterschiedlicher Detailtiefe verfolgt, beispielsweise im Strategic Environmental Assessment (SEA) (z.B. Fischer 2007), Product-Oriented Environmental Management Systems (POEMS) (z.B. EC 2001), Sustainability Assessment (SA) (z.B. Jones 2008), Life Cycle Analysis (z.B. CALCAS 2009) oder im Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) (z.B. UNEP/ SETAC 2011) und Helmholtz-Konzept (z.B. Kopfmüller et al. 2001).

Hinsichtlich der globalen Perspektive und insbesondere in Verbindung mit Nachhaltigkeit von Produkten, Prozessen oder Dienstleistungen gewann der „Lebenszyklusgedanke“ verstärkt an Bedeutung; in Europa u.a. mit der Bekanntmachung des LCA-Aktionsplans der EU Kommission 2008 zur Unterstützung der Gesellschaft bei der Förderung von mehr Nachhaltigkeit in Konsum und

[4] SA8000: internationaler Standard, der Social Accountability International zur Verbesserung der Arbeitsbedingungen, basierend auf den Konventionen der International Labour Organization (ILO)

[5] ISO 26000: Guidance on Social Responsibility (www.iso.org); SIGMA: Sustainability Integrated Guidelines for Management (www.projectsigma.co.uk); OECD guidelines for Multinational enterprises, BS 8900, ISAE (www.oecd.org)

[6] EPQM-Framework for Corporate Social Responsibility (CSR)

Produktion (Klöpffer&Heinrich 2009). Bei Lebenszyklusanalysen wie dem Life Cycle Assessment (LCA), dem Life Cycle Costing (LCC), dem Social Life Cycle Assessment (SLCA) bzw. dem – als Kombination dieser drei Methoden verstandenen – Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) (erstmalig vorgeschlagen von Klöpffer (2008) und näher beschrieben in Kapitel 2.3) werden die mit Produkten, Prozessen oder Dienstleistungen entlang ihres Lebensweges (Herstellung, Betrieb, Entsorgung) auftretenden ökologischen, ökonomischen oder sozialen Aspekte betrachtet. Ein Rahmenwerk für LCSA ist seit 2011 verfügbar (UNEP/ SETAC 2011).

Ebenfalls mit der Abkürzung LCSA versehen, jedoch mit einem im Vergleich zum Life Cycle Assessment erweiterten Untersuchungsrahmen, ist die *Life Cycle Sustainability Analysis* (CALCAS 2009; Heijungs et al. 2009; Patel 2009; Guinée et al. 2010; Guinée&Heijungs 2011). Zusätzlich zur Produktebene (Mikroebene) werden in diesem Konzept auch die Ebenen der Sektoren und der Volkswirtschaft (Meso- und Makroebene) adressiert. Neben den Methoden der LCA, LCC und SLCA (also des Life Cycle Sustainability Assessments), die hier als Teil der übergeordneten Life Cycle Sustainability Analysis verstanden werden, sind Methoden wie z.B. die Materialflussanalyse (z.B. Brunner&Rechberger 2004) Bestandteile dieses Konzepts. Fallstudien existieren bislang nicht und zur Operationalisierung dieses Konzepts ist weitere Forschung erforderlich (Heijungs et al. 2009; Zamagni et al. 2009; Zamagni 2012).

2.1.1 Indikatoren und Indikatorensysteme

Indikatoren sind Grundlage jeder Nachhaltigkeitsanalyse. Im Helmholtz-Konzept werden Indikatoren kontextspezifisch ermittelt. In der LCSA existiert zumindest für LCA und bedingt für LCC ein in der Praxis erprobtes und vielfach angewendetes Indikatorenset. Für die SLCA wird eine Vielzahl an Indikatoren vorgeschlagen, ein in der Praxis anwendbares Set ist jedoch derzeit nicht verfügbar. Vor diesem Hintergrund wird im Folgenden ein kurzer Überblick zu Aufgaben und Anforderungen sowie zu existierenden Indikatorensystemen gegeben.

Nach SRU (1998) sind Indikatoren Kenn- oder Hilfsgrößen, die zur Abbildung (Messung und Bewertung) eines Sachverhalts dienen. Soziale Indikatoren beschreibt Zapf (1977, S. 236) als „all die Daten, die Kenntnis über Strukturen, Prozesse, Ziele und Ergebnisse, Werte und Meinungen liefern“. Ein Überblick zu bestehenden Indikatorenmodellen, Indikatorensystemen und Indikatortypen findet sich z.B. in Kopfmüller et al. (2001) und Grunwald&Kopfmüller (2012). Nach einer Zusammenfassung von Grunwald&Kopfmüller (2012) lassen sich vier Kernfunktionen von Nachhaltigkeitsindikatoren beschreiben:

1) Informationsfunktion: Darstellung komplexer Betrachtungsgegenstände, um deren Messung, Analyse und Bewertung zu ermöglichen,
2) Orientierungsfunktion: Unterstützung von Zustands- und Trenddiagnosen und zeitlichen und räumlichen Vergleichen, Identifikation von Problemen und Handlungsbedarf sowie Analyse bestehender oder potentieller Zielkonflikte,
3) Steuerungsfunktion: Messung und Bewertung der Wirksamkeit von Maßnahmen zur Erreichung definierter Ziele und
4) Kommunikationsfunktion: angemessene vereinfachte Darstellung und Vermittlung komplexer Sachverhalte und Zusammenhänge für unterschiedliche Adressaten[7].

Wie im vorherigen Kapitel beschrieben, existieren derzeit keine allgemein gültigen Methoden oder Werkzeuge zur Bewertung von Nachhaltigkeit (bzw. ihrer drei Dimensionen). Für Unternehmen und Staaten wurden verschiedene regionale, nationale und internationale Indikatorensets/ -systeme vorgeschlagen. Das heißt, spezifische Indikatoren zur Beschreibung eines Systems oder Zustands werden ausgewählt, gemessen und mit regional, national oder international definierten Zielwerten verglichen. Damit kann der „Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung“ beobachtet (und gesteuert) werden. Zu den geläufigsten dieser Indikatoren(systeme) (auf Makroebene) zählen Indikatoren der Global Reporting Initiative (GRI 2002) und Indikatoren der Commission on Sustainable Development (CSD)[8] (CSD 2001, 2008) sowie – mit Fokus auf die ökologische Dimension – der *Environmental Sustainability Index* (ESI)[9] (ESI 2005), der *Environmental Performance Index* (EPI) (Neßhoefer et al. 2007), der *MIPS-Indikator* (Materialinput pro Serviceeinheit) (Schmidt-Bleek 1998), der *Ecological footprint* (z.B. Wackernagel&Rees 1997) oder der Indikator *Umweltbelasteter Materialverbrauch* (EMC) (z.B. Bringezu&Schütz 2010). Beispiele für ausschließlich ökonomische Indikatoren sind das *Bruttoinlandsprodukt* (BIP) oder der *Genuine Progress Index* (GPI)[10]. Ein Beispiel für ein dimensionsübergreifendes, aggregiertes Indikatorensystem ist der *Human Development Index* (HDI)[11]. Einen Überblick zu Indikatorensystemen geben z.B. IISD (2002), Parris&Kates (2003) oder Hák et al. (2007).

[7] Eine detailliertere Spezifizierung findet sich in Kopfmüller et al. (2001).

[8] Die Commission on Sustainable Development hat 1995 ein mehrjähriges internationales Arbeitsprogramm zu Nachhaltigkeitsindikatoren verabschiedet. Kernelement ist eine Indikatorenliste mit 134 Einzelindikatoren für die Kapitel der Agenda 21, die in vier Kategorien „ökonomisch“, „sozial“, „ökologisch“ und „institutionell“ eingeteilt sind.

[9] Der ESI wurde zwischen 1999 und 2005 vom Yale University's Center for Environmental Law and Policy in Zusammenarbeit mit dem Columbia University's Center for International Earth Science Information Network (CIESIN) und dem Weltwirtschaftsforum entwickelt

[10] Der GPI Wirtschaftsindikator ist aus dem früheren Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW) hervorgegangen und soll das Bruttoinlandsprodukt (BIP) ersetzen und an dessen Stelle durch Berücksichtigung externer Kosten eine "echtere" Einschätzung der Leistung von Volkswirtschaften erlauben.

[11] Der HDI wird seit 1990 jährlich vom United Nations Development Programme (UNDP) veröffentlicht und ist zusammengesetzt aus Lebenserwartung, Bildung und BIP.

Nach Grunwald&Kopfmüller (2012) lassen sich Indikatoren und Indikatorensysteme nach folgenden drei wesentlichen Gesichtspunkten typisieren:

1) der Pressure-State-Response Logik (Grundidee nach OECD (1998)),
2) dem Grad der räumlichen Aggregation (global/ international ausgerichtete Systeme (z.B. UNCSD 1996; EUROSTAT 2009), national ausgerichtete Systeme (z.B. Kopfmüller et al. 2001), regional ausgerichtete Systeme (z.B. im Rahmen der „lokalen Agenda 21 Prozesse“) und nach dem Grad der thematischen Aggregation (z.B. auf Umweltdimension begrenzte Systeme oder dimensionsübergreifende Systeme, siehe obige Beschreibung) sowie
3) der Perspektive der Datenerhebung („objektive“ Indikatoren zur Beschreibung von objektiven Sachverhalten (z.B. Arbeitslosenquote) und „subjektive“ Indikatoren zur Beschreibung der Einschätzung eines Sachverhalts durch die Bevölkerung (z.B. Zufriedenheit, Einschätzung der Umweltsituation)).

Für weitere Informationen zu Indikatoren, Indikatorensystemen sowie beispielsweise zu den Grenzen von aggregierten Indikatorensystemen und zu Herausforderungen bei der Arbeit mit Indikatoren sei auf die Literatur verwiesen (z.B. Grunwald&Kopfmüller 2012).

2.1.2 Anforderungen an Indikatoren

Anforderungen an Indikatoren sind in Kopfmüller et al. (2001) zusammengefasst und beschrieben; unterschieden wird zwischen:

- wissenschaftlichen Anforderungen (z.B. Repräsentativität, Transparenz),
- funktionalen Anforderungen (z.B. Sensitivität gegenüber ökonomischen, ökologischen und sozialen Indikatoren),
- Anforderungen aus Sicht der Nutzer (z.B. Zielfähigkeit, Richtungssicherheit, Verständlichkeit) sowie
- praktischen Anforderungen (z.B. Datenverfügbarkeit, vertretbarer Aufwand zur Datenbeschaffung).

Die Anforderungen an Indikatoren ebenso wie die im vorangegangenen Kapitel beschriebenen Aufgaben und Funktionen werden im Rahmen dieser Arbeit in Kapitel 5.3 bei der Diskussion der SLCA-Indikatoren aufgegriffen. In Hinblick auf die LCSA – insbesondere die SLCA – betont Finkbeiner (2009, S. 4) das Fehlen „operativ anwendbarer, quantitativer, produkt- und produktionsbezogener Indikatoren und Methoden, (…) obwohl gerade der stärkere Produktbezug einen wesentlichen Trend der Umwelt- und Nachhaltigkeitspolitik darstellt“ (vgl. EU 2003).

2.2 Integratives Nachhaltigkeitskonzept der Helmholtz-Gemeinschaft

Das Integrative Konzept der Nachhaltigkeit wurde im Rahmen des 1999 gestarteten Verbundprojekts der Helmholtz-Gemeinschaft „Global zukunftsfähige Entwicklung – Perspektiven für Deutschland" entwickelt. Die Ergebnisse dieser Forschungstätigkeit sind in der gleichnamigen Buchreihe festgehalten[12] und auf die Situation in Deutschland angewendet.

Das Integrative Konzept der Nachhaltigkeit geht von Gerechtigkeitsüberlegungen im Verhältnis aufeinander folgender und gleichzeitig lebender Generationen aus (Kopfmüller et al. 2001). Ausgangspunkt des Konzepts ist die Forderung, dass für Nachhaltigkeit ökologische, ökonomische, soziale und politisch-institutionelle Belange in ihrer gegenseitigen Abhängigkeit behandelt werden müssen. Nach Kopfmüller et al. (2001, S. 49) „geht es bei der institutionellen Dimension um die Frage, *wie* eine nachhaltige Entwicklung umgesetzt werden könnte", bei den Dimensionen der Drei-Säulen-Konzepte dagegen um die Frage „*was* nachhaltige Entwicklung aus ökologischer, ökonomischer, sozialer und kultureller Sicht inhaltlich bedeutet"[13].

Die Struktur des Helmholtz-Konzepts ist in Tabelle 1 dargestellt: Kern des Konzepts sind 15 *substantielle Nachhaltigkeitsregeln*, die die Mindestbedingungen einer nachhaltigen Entwicklung und zur Erreichung folgender drei genereller Nachhaltigkeitsziele beschreiben: 1) *Sicherung der menschlichen Existenz*, 2) *Erhaltung des gesellschaftlichen Produktionspotentials* und 3) *Bewahrung der Entwicklungs- und Handlungsmöglichkeiten*. Diese Ziele spiegeln den anthropozentrischen und intra- und intergenerationellen Ansatz des Helmholtz-Konzepts wider. Ergänzend zu den substantiellen Regeln benennen die *instrumentellen* Nachhaltigkeitsregeln die Anforderungen an institutionell-politische Rahmenbedingungen. Konkretisiert werden die Helmholtz-Regeln (substantielle und instrumentelle Regeln) anhand von Indikatoren. Startpunkt zur Definition der Nachhaltigkeitsziele und der Entwicklung der Helmholtz-Regeln sowie der Indikatorensets waren u.a. der Brundtland-Bericht (Hauff 1987), die Agenda 21, die Rio-Deklaration (UN 1992) und die Reflexion nationaler und internationaler Debatten zum Thema Nachhaltigkeit. Im Rahmen des Verbundprojekts der Helmholtz-Gemeinschaft wurden Indikatorensets, sowohl für die gesamtgesellschaftliche Ebene Deutschlands als auch für die Ebene der Aktivitätsfelder (z.B. Mobilität/ Verkehr, Wohnen/ Bauen, Ernährung/ Landwirtschaft) vorgeschlagen. Explorative Szenarien wurden als Methoden zur Abbildung und zur Modellierung

[12] edition sigma, Berlin. Derzeit sind 16 Bände veröffentlicht (Stand: August 2012).

[13] Hier sollte ergänzt werden, dass die Frage *wie* eine nachhaltige Entwicklung umgesetzt werden kann, auch wesentlicher Teil der Drei-Dimensionen-Modelle ist; LCSA folgt dem Drei-Dimensionen-Ansatz, analysiert ökologische, ökonomische und soziale Aspekte entlang des Lebenswegs und identifiziert so Optimierungspotentiale und liefert Informationen zur Entscheidungsunterstützung bei der Wahl zwischen alternativen Produkten; beides trägt entscheidend zur Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung bei.

möglicher zukünftiger Entwicklungen herangezogen und angepasste Maßnahmenkataloge zur Erreichung der Nachhaltigkeitsziele ausgearbeitet.

Tabelle 1 Integratives Nachhaltigkeitskonzept der Helmholtz-Gemeinschaft (Helmholtz-Konzept) – Struktur: Nachhaltigkeitsziele, substantielle Nachhaltigkeitsregeln und instrumentelle Regeln (nach Kopfmüller et al. 2001)

ZIELE	1. Sicherung der menschlichen Existenz	2. Erhaltung des gesellschaftlichen Produktionspotentials	3. Bewahrung der Entwicklungs- und Handlungsmöglichkeiten
Substantielle Regeln	(1) Schutz der menschlichen Gesundheit	(1) Nachhaltige Nutzung erneuerbarer Ressourcen	(1) Chancengleichheit in Hinblick auf Bildung, Beruf, Information
	(2) Gewährleistung der Grundversorgung	(2) Nachhaltige Nutzung nicht-erneuerbarer Ressourcen	(2) Partizipation an gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen
	(3) Selbständige Existenzsicherung	(3) Nachhaltige Nutzung der Umwelt als Senke	(3) Erhaltung des kulturellen Erbes und der kulturellen Vielfalt
	(4) Gerechte Verteilung der Umweltnutzungsmöglichkeiten	(4) Vermeidung unvertretbarer technischer Risiken	(4) Erhaltung der kulturellen Funktion der Natur
	(5) Ausgleich extremer Einkommens- und Vermögensunterschiede	(5) Nachhaltige Entwicklung des Sach-, Human- und Wissenskapitals	(5) Erhaltung der „sozialen Ressourcen“
Instrumentelle Regeln	(1) Internalisierung externer sozialer und ökologischer Kosten (2) Angemessene Diskontierung (3) Verschuldung (4) Faire weltwirtschaftliche Rahmenbedingungen (5) Förderung der internationalen Zusammenarbeit (6) Resonanzfähigkeit der Gesellschaft (7) Reflexivität der Gesellschaft (8) Steuerungsfähigkeit (9) Selbstorganisation (10) Machtausgleich		

Ein standardisiertes Indikatorenset existiert im Helmholtz-Konzept nicht. Zur Anwendung dieses Konzepts für Nachhaltigkeitsanalysen kann das in Kopfmüller et al. (2001) vorgeschlagene Indikatorensystem zur Beschreibung der substantiellen und instrumentellen Regeln als „Fundus“ herangezogen werden. Die Auswahl des eigentlichen Indikatorensets für den speziellen Anwendungsfall muss jedoch kontextspezifisch erfolgen – als Kombination aus einem top-down-Ansatz (ausgehend von bestehenden Konzepten oder existierenden Indikatorensystemen wie z.B. dem CSR-Indikatorensystem) und einem bottom-up-Ansatz, der die spezifischen Gegebenheiten und Stakeholder-Sichtweisen vor Ort berücksichtigt. Gleichermaßen, d.h. unter Berücksichtigung von internationalen, nationalen oder regionalen Nachhaltigkeitszielen, erfolgt die Definition von Kriterien[14]. Die Helmholtz-Regeln dienen damit sowohl als Leitorientierung für eine nachhaltige Entwicklung als auch als „Prüfkriterien (...), mit deren Hilfe Zustände oder Entwicklungen auf ihre Nachhaltigkeit bewertet werden können“ (Fleischer&Grunwald 2002, S. 125).

[14] Beispiel: Generelles Nachhaltigkeitsziel: *Sicherung der menschlichen Existenz*; substantielle Regel: *Gewährleistung der Grundversorgung*; Kriterium: *Zugang zum Trinkwasser*; Indikator: z.B. *Anteil der Bevölkerung mit Zugang zu 50 L Trinkwasser pro Tag an 365 Tagen im Jahr*.

Das Helmholtz-Konzept versteht sich als „theoretisch fundiertes, konsistentes und praktikables Konzept zur Operationalisierung des Nachhaltigkeitsleitbildes und für Nachhaltigkeitsanalysen“ (Kopfmüller 2006, S. 25) und wird – zumindest auf nationaler Ebene – bereits vielfach angewendet. Anwendungsbeispiele des Helmholtz-Konzepts in der Praxis sind in Kopfmüller (2006) zusammengestellt. Genutzt wurde das Konzept bislang beispielsweise zur Beurteilung der Nachhaltigkeitssituation Deutschlands und zur Erarbeitung handlungsstrategischer Vorschläge zur Lösung von Nachhaltigkeitsproblemen. Im Rahmen von kommunalen Nachhaltigkeitsberichtserstattungen wurde es außerdem als Grundlage für ein Bewertungskonzept oder zur Entwicklung eines Kriterienrasters zur Beurteilung einer neuen im Pilotstadium befindlichen Technologie sowie im Rahmen von Überlegungen zur Umsetzung im Bereich des Ressourcen- und Abfallmanagements und der Abfallwirtschaft angewendet. International ist der Bekanntheitsgrad des Konzepts bisher noch gering. In international ausgerichteten Projekten wurde und wird das Helmholtz-Konzept zur Nachhaltigkeitsanalyse im deutsch-chilenischen Verbundprojekt „Risk Habitat Megacity“ (RHM) (2006-2012) und im Projekt „Klimaanpassungsstrategie für die Metropolregion Santiago de Chile und regionales Lernnetzwerk in Megastädten Lateinamerikas“ (2009-2012) sowie im seit 2008 laufenden Projekt „Integriertes Wasserressourcenmanagement (IWRM) in Gunung Kidul, Java, Indonesien“ (vgl. Kapitel 6.1) angewendet.

2.3 Life Cycle Sustainability Assessment

Nachhaltigkeitsbetrachtungen von Produkten erfordern eine Lebenszyklusperspektive, da ökologische, ökonomische und soziale Wirkungen nicht nur bei der Nutzung des Produkts, sondern auch – und oft in stärkerem Maße – während der Produktion oder Entsorgung auftreten. Die Betrachtung des gesamten Lebenswegs von der Ressourcengewinnung über die Produktion, hin zur Entsorgung trägt dazu bei, bei der Bewertung von Produkten Problemverlagerungen zu vermeiden.

Vor diesem Hintergrund begann vor mehr als 30 Jahren die Entwicklung des Life Cycle Assessments (LCA), im deutschen Sprachraum auch bekannt als Ökobilanz. Diese Methode ist noch immer die einzige standardisierte Methode zur Bewertung von ökologischen Aspekten. Life Cycle Costing (LCC) zur Analyse ökonomischer Aspekte ist noch älter als LCA und ein Instrument zur Entscheidungsunterstützung in Unternehmen, mit dem Fokus auf die privaten Kosten (UNEP/ SETAC 2011). Seit Beginn dieses Jahrtausends und vor dem Hintergrund des stärker werdenden Nachhaltigkeitsgedankens und der Ausrichtung auf weitere als nur die ökologische (und ökonomische) Dimension wurde das Social Life Cycle Assessment (SLCA) vorgeschlagen.

Ein Vorschlag zu einer integrierten Analyse ökologischer, sozialer und ökonomischer Aspekte entlang der Produktlinie erfolgte bereits 1987 vom Öko-Institut (Öko-Institut 1987). Die Methode ist heute unter dem Namen Product Sustainability Assessment (PROSA) bekannt (Grießhammer et al. 2007).

Das Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) wurde erstmalig von Klöpffer (2007) vorgeschlagen, als Methode für eine umfassendere Nachhaltigkeitsanalyse auf Produktebene durch Erweiterung des Untersuchungsrahmens der LCA von der ökologischen Dimension hin zur ökonomischen und sozialen Dimension (Klöpffer 2008; Klöpffer&Grahl 2009; Finkbeiner et al. 2010). Der Ansatz basiert auf einer gemeinsamen Anwendung der drei Lebenszyklusanalysen entsprechend der Formel[15]:

LCSA = LCA + LCC + SLCA

mit:

LCSA: Life Cycle Sustainability Assessment

LCA: Life Cycle Assessment

LCC: Life Cycle Costing

SLCA: Social Life Cycle Assessment

[15] Das „+“ ist hier nicht im mathematischen Sinne, sondern als Ausdruck einer Verbindung und gemeinsamer Anwendung der drei Methoden gedacht.

Initiiert und ausgearbeitet von der UNEP/ SETAC Life Cycle Initiative ist seit 2011 mit „Towards a Life Cycle Sustainability Assessment – Making informed Choices on Products" ein Rahmenwerk für die LCSA verfügbar (UNEP/ SETAC 2011). Neben einer Konkretisierung des LCSA-Konzepts ist das Ziel, das Bewusstsein von Entscheidungsträgern zur Berücksichtigung von Nachhaltigkeitsaspekten entlang des Produktlebenswegs zu schärfen.

Bislang existieren kaum Studien zur LCSA: Traverso&Finkbeiner (2009) untersuchten ökologische, ökonomische und soziale Aspekten in Zusammenhang mit verschieden Fußbodenbelägen, Capitano et al. (2011) betrachteten verschiedene Marmorplatten, Peri et al. (2011) analysierten begrünte Dächer („green roofs"), Lu (2009) untersuchte den Chinesischen Elektronikabfallsektor und Saling et al. (2012) entwickelten mit *SusAg* aus verschiedenen ökologischen, ökonomischen und sozialen Indikatoren einen Nachhaltigkeitswert[16].

Einige Autoren schlagen vor, auf die Methode der LCC in einer auf der Brundtland-Definition basierenden Nachhaltigkeitsanalyse zu verzichten (Jørgensen et al. 2010). Sie argumentieren damit, dass eine Nachhaltigkeitsanalyse in Hinblick auf die Brundtland-Definition und die Kapitalien bzw. Schutzgüter[17] als Analyse zur Abschätzung des Beitrags zur Änderung dieser Kapitalien verstanden werden kann. Auf globaler Ebene sei dieser Beitrag bestimmbar mit der LCA (Berücksichtigung von Veränderungen des natürlichen Kapitals) und (zumindest teilweise) mit der SLCA (Berücksichtigung von Veränderungen des sozialen, menschlichen und produzierten/ physischen Kapitals). Die in der LCC adressierten Kosten eines Produktes dagegen spiegeln eher die individuellen als die (hinsichtlich des „Schutzgutes" relevanten) globalen Kosten wider und würden damit vielmehr Aussagen zur „Nachhaltigkeit eines Unternehmens" liefern (Jørgensen et al. 2010).

Da es in der vorliegenden Arbeit um eine Technologieanalyse unter Nachhaltigkeitsaspekten in Hinblick auf Entscheidungsunterstützung geht und (individuelle) ökonomische Aspekte hierfür von wesentlicher Bedeutung sind, wird an der Methode der LCC festgehalten. Als „beste" oder „nachhaltigere" Technologie kann dann die Technologie verstanden werden, die mit den wenigsten ökolo-

[16] Indikator für landwirtschaftliche Produkte: mit fünf Kategorien (Landwirt, Konsument, lokale und internationale Gemeinschaft und zukünftige Generationen). Erhebung von über 61 Indikatoren und Aggregation zu Kategorien und Dimensionen. Das Ergebnis ist ein aggregierter Nachhaltigkeitswert für Entscheidungsträger.

[17] Ein wesentlicher Begriff des Life Cycle Impact Assessments (LCIA) (siehe Kapitel 2.3.1), d.h. der Beurteilung der ökologischen Aspekte, ist *Area of protection* (AoP) oder auch *Kapital* oder *Schutzgut*. Hierzu zählen nach de Haes et al. (1999) die *menschliche Gesundheit*, die *biotische Umwelt*, *natürliche Ressourcen* sowie die *anthropogene Umwelt*, oder – fasst man nach Weidema (2006) die zwei letzteren zusammen – die *abiotische Umwelt*. Weidema (2006) betont den Zusammenhang zwischen diesen AoPs und den drei Dimensionen der Nachhaltigkeit. Eine ausführlichere Beschreibung der Begriffe der ökologischen, ökonomischen und sozialen Nachhaltigkeit bzw. der adressierten Schutzgüter gibt Tabelle A-1.

gischen Beeinträchtigungen, den geringsten Kosten sowie dem größten sozialen Nutzen bzw. den geringsten sozialen Beeinträchtigungen einher geht[18].

Ein Rahmen zur praktischen Ausführung einer LCSA wird in UNEP/ SETAC (2011) vorgeschlagen. Die vier Phasen einer LCA (ISO 14044 2006), dargestellt in Abbildung 2, Kapitel 2.3.1 sollten generell auch als Rahmen für SLCA und LCC und damit für die LCSA gelten:

1) Ziel und Untersuchungsrahmen (u.a. Darstellung des gemeinsamen Ziels der drei Studien, Zielgruppe, Festlegung der Systemgrenzen[19], Definition der funktionellen Einheit, Festlegung der Wirkungskategorien),
2) Sachbilanz,
3) Wirkungsabschätzung und
4) Auswertung und Interpretation.

Eine der Hauptherausforderungen in der LCSA ist die kombinierte/ integrierte Interpretation der Ergebnisse aus LCA, LCC und SLCA zur Entscheidungsunterstützung (UNEP/ SETAC 2011). Die Ergebnisse sollen helfen, Zielkonflikte zwischen ökologischen, ökonomischen und sozialen Aspekten zu identifizieren. Zur Darstellung der LCSA-Ergebnisse werden in der Literatur das Life Cycle Sustainability Dashboard (LCSD), eine Adaption des Dashboard of Sustainability (IISD 2012)[20], das Nachhaltigkeitsdreieck (Finkbeiner et al. 2010) oder eine Variation des Sustainability Index für LCSA (Vinyes et al. 2011) vorgeschlagen. Tatsächlich in praktischen Fallstudien angewendet, wurde bislang nur das LCSD (Traverso&Finkbeiner 2009; Traverso et al. 2012; Martínez Blanco et al. 2013). Im LCSD werden LCA-, LCC- und SLCA-Indikatoren in die entsprechende Software eingetragen und Produktalternativen anhand dieser Indikatoren verglichen. Das Ergebnis wird mit Hilfe einer Farbskala dargestellt (grün: beste Alternative, rot: schlechteste Alternative). Eine Herausforderung ist dabei die Festlegung der Kriterien, anhand welcher dieser Vergleich erfolgt; ein Konsens hierfür existiert noch nicht.

Generell besteht nach Grunwald (2006, S. 53) bei multikriteriellen Bewertungen die Gefahr, dass eine „Scheingenauigkeit [erzeugt wird], die der Komplexität der Bewertungsaufgabe nicht gerecht wird. Hierfür bleibt in der Regel nur der Weg, qualitativ möglichst transparent zu argumentieren und

[18] In diesem Zusammenhang interessant ist die Auffassung von Endres&Bartram (2004), wonach die Brundtland-Kommission vom „Prinzip Hoffnung“ geleitet sei, indem geglaubt werde, es sei möglich, die technologische und soziale Entwicklung zu einem Zustand zu steuern, der eine „neue Ära“ von ökologisch und sozial verträglichem Wachstum bringe. Vielmehr würden jedoch nach Auffassung beider Autoren Gesellschaften, die nach gesellschaftlicher Wohlfahrt streben, immer die Gebote der Nachhaltigkeit in Hinblick auf lebenswichtige Ressourcen wie Wasser, Luft und Biosphäre verletzen.

[19] Bei einer einzelnen Anwendung der drei Methoden sind die Systemgrenzen unterschiedlich. Erstrebenswert in einer LCSA ist es, die Systemgrenzen so zu setzen, dass sie alle Prozesse enthält, die zumindest für eine der Methoden von Relevanz sind. Der Ausschluss von Prozessen aus den Systemgrenzen muss begründet werden (UNEP/ SETAC 2011).

[20] Das Sustainability Dashboard wurde vom Joint Research Centre (JRC) in Ispra, Italien zur Analyse der Nachhaltigkeitsperformance in Gemeinden entwickelt und wird derzeit vom International Institute for Sustainable Development (IISD 2012)weiter entwickelt.

abzuwägen“[21]. Transparenz ist obligatorisch in der LCA-Methode (und der LCSA); die Auswertung und Interpretation umfasst auch qualitative Argumentationen bzw. kann diese umfassen.

Die Anwendung der LCSA zur Technologieanalyse wird in Kapitel 3.2 und im Rahmen des IWRM-Fallbeispiels in Kapitel 6 diskutiert. Vorher wird in den folgenden drei Kapiteln (2.3.1 – 2.3.3) ein Überblick zu den einzelnen Methoden LCA, LCC und SLCA gegeben. Aufgrund der relativen Neuheit der SLCA-Methode wird diese ausführlicher dargestellt: In Unterkapiteln werden der SLCA-Ansatz der SLCA guidelines, existierende Fallstudien sowie die Datenbank Social Hotspot Database (SHDB) beschrieben.

2.3.1 Life Cycle Assessment – LCA

Das Life Cycle Assessment (Lebenszyklusanalyse, Ökobilanz) ist die derzeit einzige international genormte Methode zur umweltorientierten Analyse von Produkten, Prozessen oder Dienstleistungen. Wesentliche Besonderheiten im Vergleich zu anderen Bewertungsmethoden sind die Betrachtung des Lebensweges („von der Wiege bis zur Bahre“) und der Bezug auf eine sogenannte funktionelle Einheit (f.E.). In den 1980er Jahren stieg das Bewusstsein der Wichtigkeit, den gesamten Lebenszyklus von Produkten bei der Bewertung von Umweltaspekten einzubeziehen. Definiert wurde die LCA-Methode von der Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), der US Environmental Protection Agency (EPA) (Vigon et al. 1993) und der International Organization for Standardization (ISO) (ISO 1997; SETAC 2003; ISO 14044 2006). Mittlerweile ist sie ein Kernelement in der Umweltpolitik und in Aktivitäten der Europäischen Union, den USA, Kanada, Japan, Korea, Australien und vermehrt in Indien und China (Guinée et al. 2010). Seit Beginn ihrer Entwicklung hat sich die Methode der LCA stetig weiterentwickelt, sowohl in Bezug auf ihre Anwendungsfelder, die Anzahl der Wirkungskategorien, ihren Untersuchungsrahmen, als auch in Hinblick auf eine Integration von sozialen und ökonomischen Aspekten. Die Entwicklung und Erweiterung von LCA in den folgenden Jahren wird nach Guinée et al. (2010) u.a. die Entwicklung regionalisierter Datenbanken, die Entwicklung neuer Wirkungskategorien und die Methoden der Sensibilitätsanalyse betreffen. Mittlerweile existieren verschiedene Ansätze und Spezifikationen von LCA, z.B. Prozess-LCA, Hybrid-LCA, Input-Output-LCA, attributive LCA (ALCA) oder consequential LCA (CLCA), deren Einzelheiten hier nicht näher erläutert werden sollen. Einen Überblick dazu geben beispielsweise CALCAS (2009), Finnveden et al. (2009) oder Guinée et al. (2010).

[21] „Da die Nachhaltigkeitsbewertungen generell mit großen Unsicherheiten verbunden sind, muss Technikgestaltung (...) nicht als ein Planen auf ein festgelegtes Ziel hin, sondern nur als ein ständiger Prozess unter Einsatz von gesellschaftlichen Dialogen und Lernprozessen verstanden werden“ (Grunwald 2006, S. 54).

Die Ökobilanzierung liefert wesentliche Informationen zum Verständnis von Umweltwirkungen von Produkten und Prozessen, zeigt Optimierungspotentiale entlang des Lebenswegs auf und liefert Informationen zur Entscheidungsunterstützung, welche nach Wenzel et al. (2009) der leitende Aspekt einer LCA sei.

Eine LCA besteht aus vier Phasen (vgl. Abbildung 2): Im Ziel und Untersuchungsrahmen werden u.a. die Systemgrenzen für das „Produktsystem" sowie die funktionelle Einheit (f.E.), d.h. der „quantifizierte Nutzen" des Systems (Vergleichsbasis) festgelegt (ISO 14044 2006). Die funktionelle Einheit bestimmt damit, welche Eigenschaften Technologien haben müssen, um als relevante Alternativen zu gelten. Weidema (2003) bezeichnet diese als *obligatorische Eigenschaften*[22]. Zu Produkteigenschaften, die die bereitgestellte Leistung für den Nutzer charakterisieren, zählt er die *Funktionalität* sowie die *Ästhetik* und das *Image*. Eigenschaften zur Gewährleistung der Leistung umfassen die *technische Qualität* (Dauerhaftigkeit, Wartungsaufwand) und die zusätzlich erforderlichen *Aufwendungen bei Betrieb und Entsorgung*[23]. Weitere Produkteigenschaften sind *Kosten* und *spezifische Umweltleistungen* (Weidema 2003).

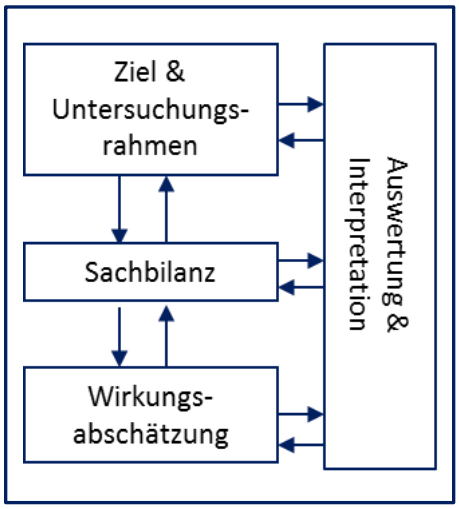


Abbildung 2 Phasen einer LCA (nach ISO 14044 2006)

Auch wenn die meisten Produkte dazu tendieren, eine Hauptfunktion zu haben, können sie generell mehrere Funktionen erfüllen (Multifunktionalität)[24]. Zu betonen ist hier, dass die funktionelle Einheit nie die gesamte Wirklichkeit abbilden kann (Fleischer&Grunwald 2002; Cooper 2003; Hischier&Reichart 2003; Reap et al. 2008)[25] und unterschiedliche funktionelle Einheiten im selben Produktsystem zu unterschiedlichen Ergebnissen führen können. In der Sachbilanz werden die Input- und Outputströme des „Produktsystems" nach den definierten Systemgrenzen und der funktionellen Einheit bilanziert. Das Ergebnis der Sachbilanz sind quantitative Aussagen zu Emissionen (z.B. x kg CO_2/ f.E.) und zu Ressourcenverbräuchen. Die Sachbilanz erfolgt für sämtliche Prozesse des Lebensweges sowie für sämtliche betroffene Produkte und Dienstleistungen innerhalb der definierten Systemgrenzen. In der

[22] Neben *obligatorischen Eigenschaften* nennt Weidema zwei weitere Gruppen von Eigenschaften: *Wünschenswerte Eigenschaften* sind Eigenschaften, von denen es „schön wäre, sie zu haben"; *Marktirrelevante Eigenschaften* sind Eigenschaften, die keine Rolle hinsichtlich der Kundenpräferenz spielen.

[23] Nicht weiter spezifiziert in Weidema (2003); es können ökonomische, materielle, personelle Aufwendungen sein, wobei die ökonomischen in den Kosten abgedeckt sind und die personellen in den sozialen Aufwendungen.

[24] Beispiel: Ein Auto hat die Hauptfunktion Personen von einem Ort A zu einem Ort B zu transportieren. Ein Sportwagen hat zudem die Funktion dies schneller zu tun (Reap et al. 2008).

[25] In Zusammenhang mit dem *Integrierten Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse* wird die funktionelle Einheit in Kapitel 5.4 ausführlicher diskutiert.

Wirkungsabschätzung werden die Sachbilanzergebnisse den – im Rahmen des Ziels und Untersuchungsrahmen der Studie definierten – Wirkungskategorien zugeordnet bzw. klassifiziert (Klassifizierung). Die Wirkungsindikatorergebnisse werden über Charakterisierungsmodelle berechnet, d.h. es wird der Beitrag zur Wirkungskategorie im Verhältnis zu einer Referenzeinheit bestimmt (Charakterisierung)[26]. In der Auswertung der Ökobilanz werden die Ergebnisse der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung mit dem Untersuchungsrahmen und der Zielstellung herangezogen, um Schlussfolgerungen und Empfehlungen (aus ökologischer Sicht) beispielsweise für Entscheidungsträger zu geben. Obligatorischer Bestandteil der Auswertung ist die Signifikanzanalyse zur Identifizierung der die Ergebnisse bestimmenden Parameter. Für die signifikanten Parameter erfolgen zudem eine Vollständigkeits- und Konsistenzprüfung sowie eine Sensitivitätsanalyse, in der der Einfluss getroffener Annahmen auf das Resultat, d.h. die wahrscheinliche Bandbreite der Resultate, analysiert wird. Eine LCA ist ein iterativer Prozess, d.h. dass z.B. Ziel und Untersuchungsrahmen im Verlauf der Studie immer wieder betrachtet und gegebenenfalls angepasst werden.

2.3.2 Life Cycle Costing – LCC

Für Lebenszykluskostenanalysen bzw. Life Cycle Costing Analysen existieren aufgrund der verschiedenen Perspektiven und Interessen, die eingenommen bzw. verfolgt werden können, eine Vielzahl unterschiedlicher Ansätze (Finkbeiner 2009; Finkbeiner et al. 2010). Generell kann bei Kostenbetrachtungen zwischen 1) den Herstellungskosten (aus Unternehmensperspektive) und 2) den Lebenszykluskosten (aus Kundenperspektive) unterschieden werden. Lebenszykluskosten, oder auch Gesamtkosten oder „total life costs“, beschreiben die Kosten, die über einen definierten Lebensweg erzeugt werden. Rebitzer&Hunkeler (2003) unterscheiden beim Begriff der Lebenszykluskosten außerdem zwischen dem physikalischen Lebenszyklus, wie er in der LCA (ISO 14044 2006) verstanden wird und dem ökonomischen Lebenszyklus (Markteinführung, Wachstums- und Sättigungsphase).

Nach Rebitzer&Hunkeler (2003) kann die LCC als Kostenmanagementmethode mit dem Ziel der Abschätzung der mit der Existenz eines Produkts verbundenen Kosten bezeichnet werden. Nach Rikhardsson et al. (2005) und Schaltegger et al. (2008) ist die LCC klar von der konventionellen Umweltkostenrechnung zu unterscheiden. Mit Fragen zur Harmonisierung und Standardisierung der LCC befasste sich von 2002 bis 2007 eine SETAC Arbeitsgruppe. Als Ergebnis wurde 2008 eine LCC-Methode vorgestellt, die in Anlehnung an die LCA gemäß (ISO 14044 2006) den gesamten Lebenszyk-

[26] Beispiel: Emissionen, die wie z.B. Kohlenstoffdioxid (CO_2) und Methan (CH_4) zum Treibhauseffekt beitragen, werden der Wirkungskategorie *Treibhauseffekt* zugeordnet (Klassifizierung). Die Referenzeinheit für die Wirkungskategorie Treibhauseffekt sind die *CO_2-Äquivalente* (CO_2 eq). Durch diese können die unterschiedlich hohen Beiträge der einzelnen Emissionen zum Treibhauseffekt berücksichtigt werden: das Treibhausgas Methan hat ein 23 mal höheres Treibhauseffektpotential als CO_2, der Charakterisierungsfaktor beträgt damit 23 (IPPC 2001).

lus eines Produkts umfasst (inklusive Gebrauchs-/ Nachnutzungsphase) (Hunkeler et al. 2008). Basierend darauf erschien 2011 das *Handbook for LCC* (Swarr et al. 2011), in dem auch die Notwendigkeit von Fallstudien betont wird. Bislang existieren wenige veröffentlichte Fallstudien zur Anwendung der LCC im Rahmen einer LCSA. Eines der wenigen Beispiele ist die Fallstudie zur Analyse von Automobilgeneratoren von Schau et al. (2011).

Die Methode der LCC folgt der der LCA (ISO 14040 2006): Nach Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen (inklusive Definition der funktionellen Einheit, Systemgrenzen, Discountraten etc.) folgt Phase zwei, die Sachbilanz, in diesem Fall, die Erhebung von Kosten auf Prozessebene. Wesentlich in Phase eins ist die Definition der Perspektive, d.h. aus welcher Sicht des Lebenszyklusakteurs (z.B. Zulieferer, Hersteller, Nutzer) die Kosten analysiert werden. In Phase drei – Wirkungsabschätzung in der LCA – erfolgt die Aggregierung der Kosten zu Kostenkategorien und schließlich in Phase vier die Interpretation der Ergebnisse, d.h. der Kosten.

Relevante Fragestellungen, die bei der Durchführung einer LCC nach Huppes (2004) und Rebitzer&Seuring (2004) zu beachten sind, lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Kosten *wovon* (z.B. Errichtung und Betrieb von Technologien),
- *welche* Kosten/ Kostenkategorien (z.B. Material- Energie- und Transportkosten, Personalkosten, Forschungs- und Entwicklungskosten),
- *wessen* Kosten/ Kostenträger[27] (z.B. Haushalte, Institutionen) und
- Kostenmessungen (z.B. Abschätzung, Abzinsung)[28].

Die Sachbilanz der LCA bietet nach Rebitzer&Hunkeler (2003) eine hervorragende Basis zur Identifikation und Zuordnung aller auftretenden Kosten“. In der LCC werden reale Geldflüsse betrachtet und wie in der LCA ebenfalls eine funktionelle Einheit definiert sowie möglichst gleiche Systemgrenzen gewählt. Das Ergebnis der Sachbilanz sind (positive/ negative) Kosten, bezogen auf eine funktionelle Einheit in einer bestimmten Währung. Im Rahmen von vergleichenden Technologieanalysen ermöglicht dies die Identifizierung kostengünstigerer Lösungen. Klöpffer&Grahl (2009) sehen die LCC damit als sinnvolle Ergänzung zur LCA-Analyse im Rahmen von Nachhaltigkeitsanalysen, weil nachhaltigere Produkte (Technologien) auch profitabel und erschwinglich sein sollen.

[27] Die Frage, *wessen Kosten* ist nach Rebitzer&Hunkeler (2003) eine vieldiskutierte Frage in der LCC. Das liegt daran, dass die Kosten für einen Akteur auch immer die Umsätze eines anderen Akteurs bedeuten.

[28] Die Abschätzung und Abzinsung zukünftiger Kosten/ Gewinne sowie die Berücksichtigung von Steuern, Subventionen und Abzinsungsraten stellen im Allgemeinen ein Problem in der Kostenanalyse dar (Schmidt et al. 2004; Huppes 2004, Kopfmüller et al. 2001). Häufig wird eine sich an den Marktzinsen orientierende Abzinsungsrate verwendet; in der LCC wird meist mit einem Prozentsatz von 5 % gerechnet (Huppes 2004). Die Höhe der Abzinsungsrate hat einen entscheidenden Einfluss, darauf, ob Investitionen (z.B. Umweltinvestitionen), deren Nutzen erst in der Zukunft auftritt, als lohnenswert angesehen werden.

2.3.3 Social Life Cycle Assessment – SLCA

In Zusammenhang mit Nachhaltigkeitsbetrachtungen beschäftigen sich viele Autoren mit der Frage, ob und wie soziale Aspekte in Lebenszyklusanalysen berücksichtigt werden können, schlagen methodische Rahmenwerke vor, diskutieren die Indikatorenwahl sowie die Verlässlichkeit und Validität sozialer Indikatoren, hinterfragen den Nutzen von SLCA aus Unternehmensperspektive und diskutieren die Effekte von SLCA (Berger-Schmitt&Noll 2000; Spillemaeckers et al. 2004; Dreyer et al. 2006, 2010a,b; Hunkeler 2006; Labuschagne&Brent 2006; Nazarkina&le Bocq 2006; Norris 2006; Weidema 2006a,b; Jørgensen et al. 2008, 2009, 2012a,b,c; UNEP/ SETAC 2009, Macombe et al. 2010; Parent et al. 2010; Traverso et al. 2010; Benoît-Norris et al. 2011, Bozhilova-Kisheva 2012).

Eine Standardisierung oder ein *Code of Practice* zur Erfassung der sozialen Dimension aus Lebenszyklusperspektive oder ein standardisiertes Set an sozialen Aspekten und Indikatoren existiert derzeit noch nicht. Ein Review zur gegenwärtigen SLCA-Literatur und zu betrachteten sozialen Indikatoren geben Jørgensen et al. (2008). Eine Zusammenfassung des Stands der Forschung bis 2009 ist in den von der UNEP/ SETAC herausgegebenen „Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products“ (SETAC, 2009) dargestellt. Hiernach ist SLCA „eine Analysemethode zur Erfassung (realer und potentieller) sozialer und sozioökonomischer Aspekte von Produkten und deren positive und negative Wirkungen entlang ihres Lebenswegs, von der Extraktion und Verarbeitung der Rohstoffe, Produktion, Verteilung, Nutzung, Weiternutzung, Wartung bis hin zu Recycling und Entsorgung“ (UNEP/ SETAC 2009, S. 100).

Ziel der SLCA ist der Beitrag zu einer Verbesserung der sozialen Bedingungen von Stakeholdern entlang des Lebenszyklus von Produkten. Ob die SLCA-Methode tatsächlich dazu beiträgt, wird in Jørgensen et al. (2012c) diskutiert und aufgrund methodischer Herausforderungen und praktischer Probleme bei der Anwendung in Frage gestellt[29].

Wesentliche methodische Herausforderungen der SLCA-Methode betreffen das Ziel und den Untersuchungsrahmen der Studie sowie die Wirkungsabschätzung. In Hinblick auf Ziel und Untersuchungsrahmen bezieht sich das insbesondere auf Fragen wie:

[29] Jørgensen et al. (2012c) unterscheiden drei sich teilweise überlappende SLCA-Ansätze: die *consequential SLCA*, die *educative SLCA* und die *lead firm SLCA* und betonen, dass der SLCA-Ansatz der SLCA guidelines (je nach Ziel und Untersuchungsrahmen) jeden dieser Ansätze repräsentieren kann. *Consequential SLCA* folgt dem gleichen Ansatz wie consequential LCA: Bestimmt werden soziale Aspekte einer Situation, in der ein Produkt produziert wird und der Situation, dass das Produkt nicht produziert wird. Ein positiver Effekt entsteht durch die Wahl des Produkts mit den positivsten Konsequenzen (= Unterschied zwischen zwei Situationen). Die *educative SLCA* untersucht die Frage, wie sich die Alternativen A und B in Bezug auf ein bestimmtes Kriterium verhalten. Ein positiver Effekt entsteht dadurch, dass das soziale Kriterium als Grundlage der Entscheidung kommuniziert wird und so zu einem Wettbewerbsvorteil für Unternehmen werden kann. Die *lead firm SLCA* identifiziert Verbesserungspotentiale auf Unternehmensebene mit Auswirkungen auf andere Unternehmen der Versorgungskette.

- welche sozialen Aspekte sollen berücksichtigt und welche Wirkungskategorien sollen betrachtet werden sowie
- welche sozialen Indikatoren sind zur Beschreibung dieser Aspekte geeignet?

Menschliches Wohlergehen, was als Ziel der (sozialen) Nachhaltigkeitsbetrachtung verstanden werden kann, umfasst in der Literatur beispielsweise menschliche Gesundheit, Lebensqualität, Lebens- und Arbeitsbedingungen, Gerechtigkeit oder den Beitrag zu sozialem Wohlstand. Eine Vielzahl an sozialen Indikatoren zur Beschreibung dieser Aspekte findet sich in der Literatur, weshalb die Herausforderung weniger darin besteht, neue Indikatoren zu entwickeln, sondern darin, Geeignete zu finden (Meadows 1998; Bauler 2007; Carrera&Mack 2010). Soziale Aspekte und Indikatoren, die in den SLCA guidelines berücksichtigt sind, werden im folgenden Kapitel 2.3.3.1 vorgestellt.

Methodische Herausforderungen in Hinblick auf die Wirkungsabschätzung in der SLCA betreffen Fragen wie: Welche Beziehungen, d.h. welche Wirkungspfade bestehen zwischen dem zu analysierenden Produkt oder dem Prozess, dem sozialen Indikator und dem sozialen Aspekt bzw. der sozialen Wirkung, und wie werden die Ergebnisse interpretiert bzw. wie können sie interpretiert werden. In der SLCA-Literatur (z.B. Jørgensen et al. 2008) wird unterschieden zwischen 1) sozialen Aspekten/ Wirkungen, für die ein kausaler Zusammenhang zum Produkt/ Prozess besteht (Schmidt et al. 2004) und 2) sozialen Aspekten/ Wirkungen, die aus dem Verhalten von Unternehmen herrühren (Spillemaeckers et al. 2004; Dreyer et al. 2006). Letztere überwiegen, was bedeutet, dass z.B. die Herstellung des gleichen Produkts – je nach involvierten Unternehmen – unterschiedliche soziale Wirkungen haben kann. Studien zur Unterscheidung zwischen diesen beiden Arten der sozialen Wirkungen existieren derzeit nicht. Die Unterscheidung erfolgt damit derzeit auf Grundlage des „gesunden Menschenverstands“ und von Argumenten (Jørgensen et al. 2008). Eine Analyse sozialer Aspekte entsprechend der Methode der LCA erfordert nach Schmidt et al. (2004) jedoch den Fokus auf Prozesse[30].

Ebenso wenig wie ein Set an standardisierten sozialen Aspekten und Indikatoren, existiert eine definierte Wirkungsabschätzung. Parent et al. (2010) identifizieren zwei verschiedene – in den SLCA guidelines adressierte – Ansätze zur Wirkungsabschätzung: Im ersten Ansatz – dem *quantitativen Ansatz* – werden die Indikatorergebnisse auf eine funktionelle Einheit bezogen und die Wirkungen über Wirkungspfade modelliert (entsprechend den Charakterisierungsmodellen in der LCA-Methode). Weidema (2006) schlägt QUALI-Indikatoren (Quality adjusted life years) als gemeinsames Maß für menschliche Gesundheit und menschliches Wohlergehen vor. Hunkeler (2006) sieht in Hin-

[30] Dieser Ansatz wird in der vorliegenden Arbeit aufgegriffen, wenn es darum geht SLCA gemeinsam mit LCA und LCC im Rahmen einer LCSA zu betrachten.

blick auf die funktionelle Einheit z.B. vor, die anteilige Arbeitszeit zur Produktion des Zielproduktes zur Quantifizierung zu nutzen. Der zweite Ansatz der Wirkungsabschätzung – von Parent et al. (2010) *als Taskforce-Ansatz* bezeichnet – verzichtet auf Charakterisierungsmodelle und gewichtet die Indikatorergebnisse entsprechend ihrer relativen Bedeutung. Hierzu werden beispielsweise internationale Vereinbarungen zum Verständnis minimaler Anforderungen, z.B. in Bezug auf faire Löhne, herangezogen, die zum Verständnis der Signifikanz des betrachteten Indikatorergebnisses beitragen und so eine Überführung qualitativer Indikatoren in semi-quantitative Indikatoren erlauben[31]. Ansätze zur Wirkungsabschätzung bzw. der Darstellung der Ergebnisse in der SLCA Praxis werden in Kapitel 2.3.3.2 vorgestellt.

Praktische Herausforderungen bei der SLCA ergeben sich insbesondere in Hinblick auf die Anwendbarkeit sozialer Indikatoren aus der oft unzureichenden Verfügbarkeit der Daten und deren Qualität (Jørgensen et al. 2008). Datenbanken, wie für LCA, existieren derzeit kaum. Ein Beispiel ist die Social Hotspot Database (Kapitel 2.3.3.3). Die Datensammlung, insbesondere eine standortspezifische zur Erfassung von unternehmensspezifischen Daten, ist zeitaufwändig und im Rahmen von SLCA-Studien nicht immer möglich (Jørgensen et al. 2008; Klöpffer 2008; Finkbeiner et al. 2010; Franze&Ciroth 2011; Swarr et al. 2011). Finkbeiner (2009) nennt eine einfache Datenverfügbarkeit und die Umsetzbarkeit der sozialen Ziele als Bedingungen für ein anwendungsorientiertes Indikatorenset.

2.3.3.1 UNEP/ SETAC guidelines for SLCA

Der SLCA-Ansatz[32] der SLCA guidelines, 2009 veröffentlicht von der UNEP/ SETAC Life Cycle Initiative (UNEP/ SETAC 2009), folgt dem ISO Standard für LCA (ISO 14044 2006). Er besteht aus den vier Phasen: Ziele und Untersuchungsrahmen, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Interpretation und analysiert (positive und negative) soziale und sozioökonomische Aspekte und Wirkungen[33] entlang

[31] Dies kann mit einem Wichtungssystem bestehend aus den Werten 1 und 0 erfolgen, z.B. zur Darstellung, ob definierte internationale Vereinbarungen oder Vorgaben erfüllt sind: Wert 1 bedeutet, sie sind erfüllt und Wert 0, sie sind nicht erfüllt.

[32] Die SLCA guidelines nutzen den Begriff der Methodik für LCA, LCC und SLCA; für SLCA zusätzlich den Begriff Technik. Methoden sind nach den guidelines Methoden/ Verfahren im Rahmen einer Technik. In der vorliegenden Arbeit wird der Begriff Methode für beides (d.h. synonym) verwendet.

[33] *Social impacts* werden in den SLCA guidelines als „Konsequenzen sozialer Beziehungen (Interaktionen) im Kontext einer Aktivität (Produktion, Nutzung, Entsorgung)“ oder „bedingt durch eine Aktivität oder das Verhalten von Stakeholdern“ (z.B. Arbeitsschutzbedingungen in einem Unternehmen) verstanden. Der Begriff *impact* (= Wirkung) umfasst damit *Effekte, Konsequenzen*, *soziale Veränderungsprozesse* und *soziale Aspekte*. In der vorliegenden Arbeit wird eine Unterscheidung der Begriffe bevorzugt (entsprechend dem Konzept von Vanclay (2002): Der Begriff Wirkung wird demnach nur verwendet, wenn tatsächlich eine *Wirkung* beschrieben wird, d.h. etwas, das von Menschen *erfahren* werden kann (z.B. Unfälle). Andernfalls wird der Begriff des *sozialen Aspekts* bevorzugt (z.B. verfügbare Wassermenge pro Person und Tag). Ändern sich soziale Aspekte (z.B. Erhöhung der verfügbaren Wassermenge), kann dies zu sozialen *Wirkungen* führen (z.B. Verbesserung der Gesundheit der Bevölkerung).

des Lebenswegs von Produkten mit dem Ziel, soziale Bedingungen der Stakeholder und die Performance von Unternehmen entlang des Lebenswegs zu verbessern und Entscheidungen zu unterstützen. Es geht nicht darum, Informationen zu liefern, ob ein Produkt produziert werden soll oder nicht[34] (UNEP/ SETAC 2009).

Ausgangspunkt der Analyse sozialer Aspekte nach den SLCA guidelines sind die sogenannten *subcategories*[35] – sozial relevante Themen. Diese können zu folgenden Stakeholderkategorien (= Stakeholderansatz) oder Wirkungskategorien klassifiziert werden:

- Stakeholderkategorien: Arbeiter, Konsumenten, Gesellschaft, lokale Gemeinschaft und Akteure der Wertschöpfungskette;
- Wirkungskategorien: Menschenrechte, Arbeitsbedingungen, Gesundheit und Sicherheit, kulturelles Erbe, Regierung/ Steuerung sowie Sozioökonomische Auswirkungen/ Rückwirkungen.

Für die Analyse der derzeit 31 *subcategories* und damit zur Unterstützung der praktischen Anwendung der SLCA existieren für jede der fünf Haupt-Stakeholderkategorien sogenannte *methodological sheets*[36] (LCI 2010; Benoît-Norris et al. 2011). Sie definieren die *subcategory*, stellen einen Bezug dieser sozialen Aspekte zu internationalen Instrumenten her (Konventionen, Vereinbarungen, Ziele), beschreiben ihre politische Relevanz (z.B. ihren Bezug bzw. Beitrag zu einer nachhaltigen Entwicklung), schlagen soziale Indikatoren (generische und standortspezifische) vor und geben Hinweise zur Datenerfassung (potentielle Datenquellen). Eine Übersicht zu den existierenden *subcategories* zeigt Tabelle A-3 (Anhang). Ein Auszug des in den SLCA guidelines vorgeschlagenen Analyse- und Klassifizierungssystems ist in Tabelle 2 dargestellt.

[34] Übertragen auf die Analyse von Technologien zur Wasserversorgung in der Fallstudie kann das so verstanden werden, dass es nicht darum geht, zu entscheiden/ zu bewerten, ob eine Technologie (z.B. zur Förderung der Wasserversorgung) implementiert werden soll oder nicht (vgl. Kapitel 5.2).

[35] Auf eine deutsche Übersetzung der *subcategories* der SLCA guidelines wurde hier verzichtet. Der Begriff *subcategory* wird hier spezifisch entsprechend der Definition der SLCA guidelines (UNEO/SETAC 2009, vgl. Kapitel 2.3.3.1) verwendet und wird daher in dieser Arbeit kursiv geschrieben

[36] Die *methodological sheets* befinden sich derzeit in der Überarbeitung (Stand Dezember 2012).

Tabelle 2 Auszug des Analyse- und Klassifizierungssystems der SLCA guidelines – von Kategorien bis zur Messeinheit (Sachbilanzdaten) am Beispiel der Stakeholderkategorie Arbeiter bzw. der Wirkungskategorie Arbeitsbedingungen (nach UNEP/ SETAC 2009)

Stakeholder Kategorien	Wirkungskategorien	Sozial relevante Themen (*subcategories*)	Indikatoren	Sachbilanzdaten
Arbeiter	Arbeitsbedingungen	Fairer Lohn	Mindestlohn (länderspezifisch)	_____
		Kinderarbeit	Kinderarbeit (%)	_____

Auf dem SLCA Workshop 2012 in Berlin (SLCA 2012) betonte Prakash (2012b), dass die SLCA guidelines nicht als *blueprint* zu verstehen sind und flexibel hinsichtlich der Indikatorenwahl verwendet werden sollen. Idealerweise sollten zwar alle *subcategories* betrachtet werden, praktisch gesehen, wird jedoch der Fokus auf die *Hotspots* empfohlen. Zur Einschränkung des Untersuchungsrahmens zählt auch die klare Definition der Systemgrenzen, die Definition von Abschneidekriterien. Bei allen Einschränkungen und Auslassungen (z.B. bestimmter *subcategories*) ist dies entsprechend zu begründen. In Hinblick auf Wirkungsabschätzung empfiehlt Prakash (2012b) eine Auswertung auf Ebene der *subcategories*. Zum einen, weil die Aggregation zu Wirkungskategorien einen Informationsverlust hinsichtlich der Charakteristika und des Kontexts sozialer Aspekte[37] sowie das Risiko der Relativierung sozialer Risiken birgt und zum anderen, weil eine handlungsorientierte Entscheidungsunterstützung Hauptziel der SLCA sei und Aktionen auf Ebene der *subcategories* erfolgen.

Weitere, zum Teil bereits in der Einleitung genannte, soziale Analysemethoden sind Social Impact Assessment (SIA), Health Impact Assessment (HIA), Strategic Environmental Assessment (SEA), Human Rights Impact Assessment (HRIA) or Sustainability Appraisal (SA), Value Chain Assessment, Social Footprint. Der wesentliche Unterschied dieser Methoden zur SLCA besteht darin, dass bei der SLCA der *Lebenszyklus* betrachtet wird. Außerdem liegt der SLCA Fokus auf der Analyse von Produkten und nicht von Projekten oder Organisationen, wie beispielsweise beim SIA oder Value Chain Assessment. Ein ausführlicher Überblick zu Gemeinsamkeiten und Unterschieden sozialer Analysemethoden findet sich in den SLCA guidelines (UNEP/ SETAC 2009). Eine Zusammenfassung der Methoden SLCA und SIA[38] gibt Tabelle 3.

.

[37] Die SLCA guidelines fordern, dass bei einer Aggregation der Indikatoren/ Daten im Rahmen der Wirkungsabschätzung Informationen zu sozialen Aspekten nicht verloren gehen dürfen (UNEP/ SETAC 2009). Wie dies praktisch umgesetzt werden kann, ist jedoch unklar.

[38] SIA wird hier als Methode ausführlicher dargestellt, da sie aufgrund ihres Fokusses, nämlich soziale Wirkungen infolge von Projekten, als eine relevante und geeignete Methode zur Analyse sozialer Aspekte in der IWRM-Fallstudie (vgl. Kapitel 6) angesehen werden kann.

Tabelle 3 Überblick – Social Impact Assessment (SIA) und Social Life Cycle Assessment (SLCA), nach Burdge et al. (1994) und UNEP/ SETAC (2009) (angepasst nach Lehmann et al. 2011c)

	SIA	SLCA
Ziel	"analysiert und schätzt soziale Konsequenzen ab, infolge von speziellen Handlungen (z.B. Programmen, Strategien, neuer politischer Konzepte)"	„eine Analysemethode zur Analyse von sozialen und sozioökonomischen Aspekten von Produkten (…) entlang ihres Lebenszyklus"
Untersuchungsrahmen	Wirkungen, die in Verbindung mit einzelnen Prozessen oder einer Anlage auftreten	Soziale Aspekte und Wirkungen, die über den gesamten Lebensweg auftreten.
Analyse	Vorschlag verschiedener Kategorien/ SIA-Variablen, z.B. zur Erfassung von Bevölkerungscharakteristiken, kommunalen/ institutionellen Strukturen, politischen/ sozialen Ressourcen, Veränderungen in Hinblick auf Individuen, Familien, Kommunen; Die Variablen werden in Bezug gesetzt zu verschiedenen Projektphasen	Vorschlag relevanter sozialer Aspekte (*subcategories*) und Indikatoren in den SLCA guidelines und den *methodological sheets*; *Subcategories* können klassifiziert werden zu Stakeholder- und/ oder Wirkungskategorien; Auswahl und Analyse sozialer Aspekte unter Berücksichtigung der Stakeholder

2.3.3.2 SLCA – Existierende Fallstudien

Die zunehmende Bedeutung der Berücksichtigung sozialer Aspekte in Lebenszyklusanalysen spiegelt sich in einer steigenden Anzahl an SLCA-Studien wider. Fallstudien zur Integration sozialer Aspekte in Lebenszyklusanalysen existieren beispielsweise für Reinigungsmittel (Hunkeler 2006), Lachsproduktion (Kruse et al. 2009), landwirtschaftliche Produkte (Hospido et al. 2009; Saling 2012) oder im Bereich der Abfallwirtschaft (Hutchins&Sutherland 2008; Lehmann et al. 2011c). Fallstudien speziell basierend auf dem SLCA guidelines Ansatz adressieren soziale Aspekte in Zusammenhang mit Rosenproduktion (Franze&Ciroth 2011; Polonia-Giese 2012) oder Notebooks (Franze&Ciroth 2010; Prakash 2012a; Ekener Petersen&Finnveden 2013) und verwenden vorrangig generische Länder- und Sektordaten. Standortspezifische oder unternehmensbezogene Daten werden z.B. von Ugaya (2012) für eine SLCA für Kakaoseife verwendet. Sofern eine Wirkungsabschätzung in den Fallstudien vorgenommen wird, erfolgt diese vorrangig mit einer intuitiven Farbskala (grüne Schattierungen bedeuten gute/ bessere Performance, rote Schattierungen schlechte(re) Performance) und zeigt entweder Hotspots/ soziale Risiken oder – im Vergleich mit Alternativen – die bessere bzw. schlechtere Option auf. Zur Bewertung werden (Performance) Referenzwerte verwendet, d.h. es wird z.B. dargestellt, ob grundlegende Anforderungen – bezogen auf den regionalen, nationalen oder internationalen Standard – erreicht wurden (z.B. Polonia-Giese 2012; Ugaya 2012)[39].

Festzuhalten ist, dass trotz existierender SLCA guidelines, die entwickelt wurden, um eine Vereinheitlichung der existierenden SLCA-Methoden zu erreichen, derzeit jeder SLCA Anwender seinen eigenen Ansatz verfolgt. In Hinblick auf die Lebenszyklusperspektive, die in den SLCA guidelines als wesentliches Unterscheidungsmerkmal der SLCA gegenüber anderen sozialen Analysemethoden

[39] Nach Jørgensen et al. (2012c) sind die meisten der existierenden Studien dem *educative SLCA-Ansatz* zuzuordnen. Will man die SLCA im Rahmen dieser Arbeit einem dieser drei Ansätze zuordnen, so würde am ehesten ebenfalls dieser *educative Ansatz* passen, ggf. auch der *consequential Ansatz* (vgl. auch Fußnote 29 und Kapitel 5.2.1).

genannt wird, ist festzustellen, dass sich die meisten der derzeitigen Studien auf eine Phase des Lebensweges, z.B. Abbau von Gold (Valesco 2012) oder auf eine (oder wenige) Stakeholdergruppen, zumeist Arbeiter (z.B. Ugaya 2012) beziehen. Aus Lebenszyklusperspektive relevante Prozesse, wie Energiebereitstellung oder Transportprozesse werden derzeit nur in der Studie von Martínez Blanco et al. (2013) zur SLCA von verschiedenen Düngemitteln berücksichtigt.

2.3.3.3 Social Hotspot Database (SHDB)

Die Social Hotspot Database ist seit 2010 online verfügbar und sammelt und analysiert quantitative und qualitative generische soziale Daten aus öffentlich verfügbaren internationalen und sekundären Quellen (ILO, World Bank, OECD, WHO etc.). Die Datenbank ist untergliedert in soziale Kategorien, soziale Themen, soziale Aspekte und soziale Indikatoren[40]. Derzeit sind in der SHDB vier soziale Kategorien berücksichtigt: *Arbeitsrechte* und *menschenwürdige Arbeitsbedingungen*, *Menschenrechte*, *Regierung/ Steuerung* und *Zugang zu kommunalen Dienstleistungen*, die mit einem oder mehreren sozialen Themen charakterisiert werden (derzeit insgesamt 17). Diese sind wiederum mit einem oder mehreren Aspekten spezifiziert (insgesamt 28) und werden mit je einem Indikator beschrieben (zusammengefasst in Tabelle A-4, Anhang). Die Daten für die Indikatoren sind, gegliedert nach Ländern, Regionen und Sektoren, in Tabellen zusammengestellt[41].

Entsprechend der Beschreibung auf der Homepage (SHDB 2012) ermöglicht die SHDB einen Einblick in die Versorgungskette, da sie eine Modellierung von Produktlebenszyklen durch länderspezifische Sektordaten ermöglicht und die potentiellen Risiken und Chancen, dass eine soziale Wirkung auf Länder- und auf Sektorebene existiert, aufführt. Die Risiken (und Chancen) sind in den Tabellen der SHDB für die einzelnen Indikatoren mit einem unterschiedlichen Level charakterisiert: niedrig, mittel, hoch und sehr hoch. Die Kriterien/ Bewertungsmethoden sind entsprechend beschrieben, detaillierte Daten finden sich in Benoît et al. (2010). Die Analyse mit der SHDB identifiziert potentielle Hotspots, d.h. zeigt auf, wo Initiativen zur Verbesserung der sozialen Lage erforderlich sein könnten und wo der Fokus der SLCA liegen sollte, d.h. für welche Teile der Wertschöpfungskette ausführlichere Untersuchungen folgen sollten. Sie dient damit also einer Priorisierung im Rahmen von SLCA-Studien (und ggf. einer Erleichterung, durch Reduzierung des Untersuchungsumfangs)[42]. Außerdem ermöglicht die SHDB eine quantitative Aussage zum Anteil der Versorgungskette, für den soziale Hotspots gefunden

[40] *Social categories* (Kategorien), *social themes (*Themen), *social issues (*Aspekte), *social indicators* (Indikatoren)

[41] Die Gliederung entspricht der des Input-Output Modells, das im Rahmen des Global Trade Analysis Project (GTAP) (GTAP 2013) entwickelt wurde. Berücksichtigt werden 57 Sektoren, die basierend auf der Central Product Classification (CPC) (UN 1991) und International Standard Industry Classification (ISIC) (UN 1990) definiert wurden (GTAP 2013).

[42] Die SHDB kann ebenfalls im Rahmen von *Supply chain risk assessment* im Rahmen eines *Sustainability reporting (GRI), Social compliance (Global Social Compliance Programme) oder Labour standards (SAI-IFC handbook)* verwendet werden (SHDB 2012).

wurden (Benoît et al. 2010). Auf der SHDB Homepage werden drei Fallstudien zur Anwendung der Datenbank geliefert (Stand: 2012). Betrachtet werden die Produkte Laptop, Orangensaft und Joghurt. Martínez Blanco et al. (2013) nutzen die SHDB im Rahmen einer SLCA-Studie für verschiedene Düngemittel. Die in der SHDB adressierten sozialen Aspekte finden sich in der SLCA guidelines wieder – wenn auch teilweise mit leicht unterschiedlichen Bezeichnungen; die adressierten Stakeholder in der SHDB entsprechen den Stakeholdergruppen Arbeiter, lokale Gemeinschaft und Gesellschaft.

Die SHDB wird im Rahmen der IWRM-Fallstudie (Kapitel 6.6.1) angewendet und ihre Eignung für eine vergleichende Technologieanalyse diskutiert.

2.4 Beitrag von Technologien zu nachhaltiger Entwicklung

Die Fragen, was „nachhaltige“ Technologie bedeutet und welchen Beitrag Technologien zu einer nachhaltigen Entwicklung leisten, stellen sich unweigerlich bei einer Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien. Sie sind zudem Grundlage für den in Kapitel 3 behandelten Analyseschritt zur Untersuchung der Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien im Helmholtz-Konzept und im LCSA-Konzept sowie zur Identifizierung des Forschungsbedarfs.

Das Verhältnis von Technologien und Nachhaltigkeit wird von Fleischer&Grunwald (2002) und Grunwald (2006) als ambivalent bezeichnet, weil es zum einen Initiator von Nachhaltigkeitsproblemen sein kann (z.B. durch Emissionen) und zum anderen eine Lösung von Nachhaltigkeitsproblemen darstellen kann[43]. Beispielsweise kann technische Entwicklung zu mehr Wohlstand führen, Krankheiten bekämpfen oder z.B. durch eine „funktionsäquivalente Ersetzung vorhandener Technik durch eine innovative“ (Fleischer&Grunwald 2002, S. 128) zur Verringerung von Emissionen beitragen.

Bei der Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien bzw. einer technischen Entwicklung z.B. im Rahmen eines Projekts und ggf. im Rahmen von Entscheidungsprozessen, kann damit zwischen zwei Perspektiven unterschieden werden: der *Produktperspektive* und der *Projektperspektive*. *Projektperspektive* kann so verstanden werden, dass der Beitrag einer Technologie zu einer nachhaltigen Entwicklung bzw. die Überwindung von Nachhaltigkeitsdefiziten (bzw. die hierfür erforderlichen Bedingungen) in einer bestimmten Region oder einem bestimmten Aktivitätsfeld analysiert wird. Bei der *Produktperspektive* werden Nachhaltigkeitsaspekte entlang des Lebenswegs der Technologie bestimmt. Die Ergebnisse können die Wahl der im Vergleich zu ihren Alternativen nachhaltigeren Technologie unterstützen. Beide Perspektiven sind eng miteinander verknüpft. Die Differenzierung ist jedoch hilfreich zur Identifizierung geeigneter Analysemethoden und wird bei der Gegenüberstellung des Helmholtz-Konzepts und des LCSA-Konzepts in Kapitel 3.3 aufgegriffen und erläutert.

Eine Literaturrecherche zum Verständnis von „nachhaltiger“ und „geeigneter“ (bzw. angepasster) Technologie im Zusammenhang mit Entwicklungsländern bzw. mit Technologietransfer im Rahmen von Entwicklungsprojekten zeigte, dass die Begriffe „nachhaltig“ und „geeignet“ oft unterschiedlich verstanden werden. „Nachhaltig“ wird beispielsweise oft mit umweltverträglich (environmental sound) gleichgesetzt (Tébar Less&McMillan 2005)“ und z.B. soziale Aspekte in der Betrachtung vernachlässigt. Außerdem, muss beispielsweise eine Technologie, die zwar *geeignet* ist, um zu einer nachhaltigen Entwicklung in einer bestimmten Region beizutragen, nicht zwangsläufig auch

[43] Basierend auf diesem Verständnis, wird der Begriff „nachhaltig“ in Zusammenhang mit Technologien mit Anführungsstrichen versehen.

eine „nachhaltige“ Technologie aus Lebenszyklusperspektive sein[44]. So kann beispielsweise durch die Einführung einer Technologie ein Nachhaltigkeitsdefizit behoben werden, jedoch können gleichzeitig neue Defizite hervorgerufen werden. Auch reicht bei einer Beurteilung der „Nachhaltigkeit“ die *Produktperspektive* nicht aus: In Faulkner&Albertson (1986), UN (1992) oder Tébar Less&McMillan (2005) wird beispielsweise betont, dass „nachhaltige“ Technologien nicht nur die individuellen Technologien betreffen, sondern das gesamte System, d.h. auch das Know-How, Prozerede, Güter und Dienstleistungen, Ausrüstung sowie Organisations- und Managementstrukturen umfassen[45]. Aus diesem Grund – und weil in eine Nachhaltigkeitsbetrachtung von Technologien in dieser Arbeit Aspekte und Kriterien umfasst, die in der Literatur in Zusammenhang mit sowohl „nachhaltigen“ als auch „geeigneten“ Technologien genannt werden – sind diese in Tabelle 4 gemeinsam dargestellt.

Tabelle 4 Relevante Kriterien und Eigenschaften für eine Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien. Zusammenstellung basierend auf einer Literaturrecherche zum Verständnis „nachhaltiger“ und „geeigneter“ Technologien (Fokus: Technologien zur Nutzung in Entwicklungsländern) (nach Faulkner&Albertson 1986; UN 1992; Hazeltine&Bull 2003; Tébar Less&McMillan 2005; Grunwald 2006). Bestehende Bezüge zu existierenden LCSA-Indikatoren sind in Fußnoten dargestellt

Kriterien „nachhaltiger“ und „geeigneter“ Technologien
▪ Berücksichtigen die Bedürfnisse der Menschen in Entwicklungsländern (ökologische, ethische, kulturelle, soziale, politische und ökonomische Aspekte der Gemeinschaft)[a]
▪ Benötigen wenig Kapital[b] und sind finanziell tragbar für Familien oder kleinere Familienverbände[a,b]
▪ Können von lokaler Bevölkerung, gebaut, betrieben, gewartet werden (ohne dass ein hohes Maß an spezifischem Training erforderlich ist)[c]
▪ Sind ggf. arbeitskraftintensiver, aber produktiver oder günstiger als viele traditionelle Technologien[a,c]
▪ Sind nicht zwingend gleichzusetzen mit „einfacher“ Technologie
▪ Nutzen lokal verfügbare Materialien[c]
▪ Sind flexibel, können an verschiedene Orte und an veränderte Bedingungen angepasst werden[c]
▪ Bieten der lokalen Bevölkerung die Möglichkeit, sich in Modifizierungs- und Innovationsprozesse einzubringen[c]
▪ die Technologien verursachen keine Beeinträchtigung der Umwelt bzw. verursachen weniger negative Umweltwirkungen als konventionelle Technologien[d]
▪ Natürliche Ressourcen[d] werden nicht ausgebeutet, seltene Ressourcen[d] in geringerem Maße verbraucht
▪ Die Technologien verursachen keine direkte oder indirekte Verschmutzung der Umwelt[d]
▪ Produzieren wenig oder keine Abfälle[d]
▪ Sind nach Ende der Nutzungsphase für ein Recycling geeignet[d], umfassen Technologien zur Aufbereitung möglicher entstandener Verschmutzung
▪ Sind Technologien, die die lokale Bevölkerung für den eigenen Nutzen und den Nutzen der Gemeinschaft nutzen können, ohne sich von einem System abhängig zu machen, über welches sie keine Kontrolle haben[c]

[a] Erfordert die Analyse z.B. von sozioökonomischen, institutionellen Rahmenbedingungen, Status Quo-Analyse und Identifizierung von Nachhaltigkeitsdefiziten und -zielen

[b] LCC (aus Nutzerperspektive) liefert Informationen zu Anschaffungs- und Betriebskosten. Eine Auswertung/ Einschätzung der finanziellen Tragbarkeit kann mit Hilfe von Informationen aus Fußnote [a] erfolgen.

[c] ggf. SLCA, zusätzliche Indikatoren

[d] LCA

[44] *Umweltverträgliche* Technologien werden häufig mit „nachhaltigen“ Technologien gleichgesetzt. Allerdings können sie ggf. mit höheren Kosten für Anschaffung, Betrieb und Wartung verbunden sein, die sie unter Umständen zu *ungeeigneten* Technologien machen (und damit nicht zu „nachhaltigen“ Technologien).

[45] Die United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) beschäftigt eine Expertengruppe zum Thema Technologietransfer, die eine Liste mit Performance-Indikatoren entwickelt hat, um die Effektivität von Technologietransfer, d.h. den Erfolg von Projekten zu beobachten und auszuwerten UNFCCC (2009). Indikatoren werden in sogenannten *methodological sheets* vorgeschlagen und umfassen Themen wie z.B. “Analyse der Anforderungen an Technologien”, oder “Technologieinformation”. Indikatoren sind z.B. das *Vorhandensein von Workshops* oder von *Richtlinien zur Umsetzung der Technologien von der Forschungstheorie hin zur Kommerzialisierung*.

2.5 Integriertes Wasserressourcenmanagement (IWRM)

Das Management von natürlichen Ressourcen wie Wasser ist charakterisiert durch die Komplexität des Systems; eine Vielzahl an ökosystemaren Eigenschaften ist zu berücksichtigen, ebenso die verschiedenen Stakeholder (z.B. Institutionen, Bevölkerung), Aspekte der Wasserqualität und Wasserquantität sowie kulturelle und politische Rahmenbedingungen.

Im Wassersektor existieren verschiedene Rahmenwerke, die sich mit der Zielstellung und Durchführung eines effektiven Ressourcenmanagements befassen. Als die beiden bedeutendsten Ansätze gelten das „Adaptive Management (AM)“ und das „Integrierte Wasserressourcenmanagement (IWRM)“. Einen Überblick und Vergleich beider Ansätze geben Jeffrey et al. (2008). Der Begriff IWRM wurde erstmalig 1977 bei der UNESCO International Conference on Water (UNESCO 1977) erwähnt, eine allgemein gültige Definition für IWRM existiert derzeit nicht. Die wohl geläufigste ist die der Global Water Partnerships (GWP), in der IWRM als „Prozess zur Unterstützung eines koordinierten Managements von Wasserressourcen zur Maximierung der ökonomischen und gesellschaftlichen Wohlfahrt, ohne dabei ökologische Beeinträchtigungen hervorzurufen“ bezeichnet wird (GWP 2000, S. 22). Eine Übersicht zu weiteren Definitionen von IWRM findet sich in Jeffrey et al. (2008). Das IWRM-Konzept folgt den Prinzipien der Dublin Erklärungen (UNO 1992), der Agenda 21, Kapitel 18 (UN 1992), den Millenium-Entwicklungszielen (UN 2000) sowie der Johannesburg-Erklärung (UN 2002). Die Berücksichtigung sämtlicher Stakeholder und deren Ziele und Ansichten wird nach Grigg (1999) als Hauptunterschied zu anderen Managementpraktiken und nach Radif (1999) als „vitales Element“ des IWRM gesehen. Fast allen Definitionen zum IWRM gemein sind die Begriffe „sustainability“ (Nachhaltigkeit) und „water resources sustainability“. Letzterer wird z.B. von Smith&Lant (2004) näher ausgeführt. Viele internationale und nationale Organisationen haben IWRM als viel versprechende Managementstrategie vorangetrieben, so dass man, wenn man heutzutage von Wasserprojekten spricht, i.d.R. IWRM (oder auch Adaptives Management) meint (Grambow 2008). Eine Analyse der Effektivität sowie kritische Reviews von IWRM Projekten erfolgten z.B. durch Geldof (1997), Jewitt (2002) und Jeffrey&Geary (2006). Bisher konnte die Effektivität von IWRM-Konzepten noch nicht nachgewiesen werden und einige Autoren wie z.B. Jønch-Clausen&Fugl (2001) bezeichnen IWRM als „buzzword with different meanings”. Als Hauptprobleme der Umsetzung von IWRM-Konzepten gelten 1) fehlende definierte Prinzipien zur Umsetzung (Odendaal 2002), (Jeffrey et al. 2008), 2) die Übertragung von der Theorie in die Praxis (Jeffrey&Gearey 2006) sowie 3) Schwierigkeiten bei der institutionellen und organisatorischen Integration (Biswas 2004). Da die Umsetzung eines IWRM-Konzepts stark abhängig von institutionellen und politischen Rahmenbedingungen ist, erfolgt diese in jedem Land oder jeder Region unterschiedlich. Diese Abhängigkeit von lokalen Gegebenhei-

ten kann nach Jeffrey et al. (2008) jedoch auch leicht als Erklärung für mögliche Misserfolge genutzt werden. Fehlende Beweise eines Erfolgs seien trotzdem noch keine Indikatoren eines Versagens, da die oft erst während eines Projekts erlangten Erkenntnisse aus institutions- und sektorübergreifenden Analysen und Planungen in IWRM Projekten einen Schritt auf dem Weg von der Übertragung des Konzepts von der Theorie in die Praxis bedeuten können (Jeffrey et al. 2008).

Trotz der oben aufgeführten Kritikpunkte am IWRM-Konzept nimmt die Bedeutung von IWRM Projekten zu. In Deutschland stellen sie beispielsweise einen Förderschwerpunkt des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) dar. Gegenwärtig werden sieben IWRM Projekte in Asien, Afrika und im Nahen Osten gefördert (BMBF 2012). Seit 2009 existiert außerdem ein Vernetzungsprojekts des BMBF mit dem Ziel, die Akteure der vom BMBF geförderten IWRM Projekte zu vernetzen, die IWRM Förderaktivität inhaltlich und organisatorisch zu begleiten sowie durch eine Präsentation der Ergebnisse in der Fachwelt und im politischen Raum zu einer direkten Verwertung der Forschungs- und Entwicklungsergebnisse beitragen (UFZ 2013).

Eine im Rahmen von IWRM Projekten expliziert aufgeführte, d.h. z.B. im Rahmen eines eigenen Teilprojekts integrierte, Nachhaltigkeitsbetrachtung erfolgt bislang (Stand 2012) in nur einem dieser BMBF Projekte, dem IWRM-Indonesien Projekt[46]. Dieses wird im Rahmen der vorliegenden Arbeit als Fallstudie zur lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien herangezogen (Kapitel 6). Die Nutzung von Lebenszyklusanalysen in Zusammenhang mit IWRM Projekten generell wird in Kapitel 3.2 im Rahmen der Analyse der LCSA zur Technologieanalyse diskutiert.

[46] Als eigene Teilprojekte in den anderen vom BMBF geförderten IWRM Projekten, die sich z.T. mit Nachhaltigkeitsanalysen befassen, sind i.d.R. „sozioökonomische Analysen“ vertreten.

3 NACHHALTIGKEITSANALYSE VON TECHNOLOGIEN – ANALYSESCHRITT ZUR UMSETZUNG IM LCSA- UND IM HELMHOLTZ-KONZEPT

Dieses Kapitel untersucht zwei Nachhaltigkeitskonzepte und die Frage, wie Nachhaltigkeitsanalysen von Technologien – speziell vergleichende Analysen – in den Konzepten umgesetzt werden[47]. Betrachtet werden das Helmholtz-Konzept (Kapitel 3.1) und das LCSA-Konzept (Kapitel 3.2).

LCSA wird aus der Sicht des Helmholtz-Konzepts als ein nachhaltigkeitsbezogenes Analyseinstrumentarium des Helmholtz-Konzepts verstanden. Da die meisten LCA-Studien und alle (der wenigen existierenden) LCSA-Studien jedoch bislang ohne Bezug zum Helmholtz-Konzept durchgeführt wurden, können das Helmholtz- und das LCSA-Konzept derzeit eher als zwei (komplementäre) Konzepte zur Nachhaltigkeitsanalyse betrachtet werden (vgl. Abbildung 3).

Ein Schwerpunkt bei der Analyse des Helmholtz-Konzepts in Kapitel 3.1 ist daher auch die Frage, wie Lebenszyklusanalysen derzeit im Helmholtz-Konzept eingebunden sind und angewendet werden, und welche Rolle LCSA-Indikatoren für eine vergleichende Technologieanalyse spielen.

In Hinblick auf die LCSA kann die vergleichende Analyse von Technologien als ein generelles Ziel betrachtet werden. Die Analyse des LCSA-Konzepts erfolgt daher auf einer anderen Ebene: Vor dem Hintergrund des Ziels der Durchführung einer lebenszyklusbezogenen Nachhaltigkeitsanalyse am Beispiel eines Projekts zum Integrierten Wasserressourcenmanagement wird in den Kapiteln 3.2.1–3.2.3 der gegenwärtige Stand zu existierenden LCA-, LCC- und SLCA-Studien mit Bezug zu IWRM, Wasserversorgung und Abwasserentsorgung sowie Entwicklungsländern betrachtet.

In Kapitel 3.3 werden beide Konzepte gegenübergestellt, die Komplementarität betrachtet und der Forschungsbedarf identifiziert.

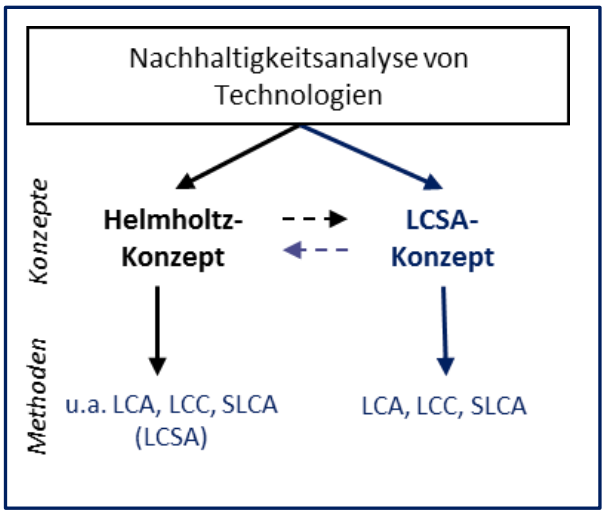


Abbildung 3 Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien: ***links:*** **Betrachtung des LCSA-Konzepts als Methode des Helmholtz-Konzepts,** ***rechts:*** **Betrachtung des Helmholtz- und des LCSA Konzepts als zwei individuelle Konzepte, die komplementär genutzt werden können** (gestrichelte Pfeile)

[47] Dieses Kapitel stellt damit eine Mischung aus (bzw. Verbindung von) Literaturauswertung und eigener Analyse dar.

3.1 Technologieanalyse im Helmholtz-Konzept – Einbindung von Lebenszyklusanalysen

Das Helmholtz-Konzept versteht sich als normative Orientierung für Technikgestaltung (Kopfmüller et al. 2001), „ohne im Detail die Technik zu determinieren." (Fleischer&Grunwald 2002, S. 130). Es wurde „nicht eigens als Instrument der Technikbewertung entwickelt, [sondern] bezieht sich vielmehr auf die gesamtgesellschaftliche Entwicklung in der globalen Perspektive" (Grunwald 2006, S. 42). Von den insgesamt 25 substantiellen und instrumentellen Regeln des Helmholtz-Konzepts zur Beschreibung der Bedingungen für eine nachhaltige Entwicklung (vgl. Kapitel 2.2 und Tabelle 1) können nach Grunwald (2006) und Kopfmüller (2006) acht substantielle und eine instrumentelle Regel als einschlägig für eine Technikbewertung gelten, zeigen also einen direkten Technologiebezug (Grunwald 2006; Kopfmüller 2006). Von den substantiellen Regeln zur Beschreibung des ersten Nachhaltigkeitsziels *Erhalt der menschlichen Gesundheit* zählen hierzu:

- Schutz der menschlichen Gesundheit und
- Gewährleistung der Grundversorgung;

zur Beschreibung des zweiten Nachhaltigkeitsziels *Erhaltung des gesellschaftlichen Produktionspotentials*:

- Nachhaltige Nutzung erneuerbarer Ressourcen,
- Nachhaltige Nutzung nicht-erneuerbarer Ressourcen,
- Nachhaltige Nutzung der Umwelt als Senke sowie
- Vermeidung technischer Großrisiken und

zur Beschreibung des dritten Nachhaltigkeitsziels *Bewahrung der Entwicklungs- und Handlungsmöglichkeiten:*

- Chancengleichheit und
- Partizipation an gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen.

Als instrumentelle Regel mit direktem Technologiebezug wird

- Reflexivität der Gesellschaft genannt.

Neben diesen neun genannten Regeln können prinzipiell auch die anderen Helmholtz-Regeln einen Technologiebezug haben. So kann beispielsweise die Berücksichtigung externer Kosten (adressiert durch die instrumentelle Regel *Internalisierung externer ökologischer und sozialer Kosten*) eine entscheidende Rolle bei der Bewertung von Technologien spielen (z.B. im Elektrizitäts- oder im Verkehrssektor).

Die Nachhaltigkeitsregeln beziehen sich nach Fleischer&Grunwald (2002, S. 127) „auf Aspekte der gesellschaftlichen Wirtschaftsweise, in der die Technik (…) eine Rolle (…) spielt“. Standardisierte Indikatorensets zur Technologieanalyse mit Bezug zu den Helmholtz-Regeln werden im Helmholtz-Konzept nicht vorgeschlagen, sondern müssen kontextspezifisch ermittelt werden. Dies erfolgt z.B. in Hinblick auf die Aspekte, für die dringender Handlungsbedarf besteht und beinhaltet sowohl globale Umweltprobleme als auch spezifische Situationen im jeweiligen Untersuchungsgebiet (vgl. Kopfmüller et al. 2001). Hinsichtlich der Analysemethoden greift das Konzept auf Methoden der Technikfolgenabschätzung zurück, zu denen auch Lebenszyklusanalysen gezählt werden (Grunwald 2010). Die LCA-Methode wurde im Rahmen des Konzepts bereits zur Technologieanalyse herangezogen, z.B. zur Analyse von Brennstoffzellen (Oertel&Fleischer 2001). Ein konkreter Bezug bzw. eine Reflexion von LCA-Indikatorergebnissen zu den Helmholtz-Nachhaltigkeitsregeln fehlt jedoch. LCC und SLCA wurden bislang als Methoden zur Technologiebewertung im Helmholtz-Konzept nicht angewendet.

Fleischer&Grunwald (2002) betonen, dass die Regeln des Nachhaltigkeitskonzepts den Bewertungsrahmen für die durch Technikfolgenabschätzung analysierten sozialen, ökonomischen und ökologischen Nachhaltigkeitsaspekte präzisieren und so die Voraussetzung für „Kriterien der vergleichenden Bewertung technischer Entwicklungen in Bezug auf konkrete Ziele“ schaffen (Fleischer&Grunwald 2002, S. 121). Gleichzeitig betonen sie die hierbei hohen methodischen Herausforderungen bei der Analyse, sowohl in Bezug auf existierende Technologien, als auch auf sich in der Entwicklung befindende Technologien[48]. Übertragen auf die Nutzung von LCSA im Rahmen des Helmholtz-Konzepts, kann dies so verstanden werden, dass die LCSA-Indikatorergebnisse (d.h. soziale, ökonomische und ökologische Nachhaltigkeitsaspekte) für die analysierten Technologien anhand von Kriterien, die aus den Helmholtz-Regeln abgeleitet wurden, bewertet werden können. Für die substantielle Regel *Gewährleistung der Grundversorgung* könnte ein Kriterium sein: *Versorgung der Menschen mit einer von der Weltgesundheitsorganisation (WHO) vorgeschlagenen, zur Erfüllung der grundlegenden Bedürfnisse erforderlichen, Wassermenge von etwa 50 Liter pro Person und Tag (Lpcd)* (Howard&Bartram 2003)[49](Gleick 1996). Für die substantielle Regel *Nachhaltige Nutzung nicht-erneuerbarer Ressourcen* z.B.: *Verbrauch von weniger als X kWh Energie (aus nicht erneuerbaren Ressourcen) pro Kubikmeter bereitgestelltem Wasser* oder auch die *Wahl der Technologiealternative mit dem geringsten Verbrauch an nicht erneuerbaren Ressourcen entlang ihres Lebenswegs*. Für

[48] „Übersetzungs- und „Ermittlungsschritte“ sind erforderlich „auf dem Weg von der normativen Orientierung zur konkreten Technikgestaltung“ (Fleischer&Grunwald 2002, S. 121).

[49] Nach Howard&Bartram 2003 (WHO) sind durch eine durchschnittliche Wassermenge (für Haushalte) von 50 Lpcd (Litre per capita and per day) die Mindestbedingungen hinsichtlich Ernährung und Hygiene gesichert und das Gesundheitsrisiko damit als gering einstufbar (ab 100 Lpcd wird das Gesundheitsrisiko als sehr gering eingestuft).

das zweite Beispiel ist ein Bezug zwischen LCSA- bzw. LCA-Indikatorergebnis und der Helmholtz-Regel deutlich und die Helmholtz-Regel kann den „Bewertungsrahmen“ präzisieren. Beim ersten Beispiel jedoch kann das genannte Kriterium auch als Teil der funktionellen Einheit der LCA angesehen werden und ist insofern dann Bewertungsinstrument zur Auswahl der zu analysierenden Technologiealternativen, aber nicht Bewertungsinstrument für die Indikatorergebnisse. Der Zusammenhang zwischen LCSA-Ergebnissen, Helmholtz-Regeln und der funktionellen Einheit, d.h. der Nutzung der LCSA aus der Perspektive des Helmholtz-Konzepts sowie die Nutzung des Helmholtz-Konzepts und dessen Regeln aus LCSA-Perspektive, wird in Kapitel 5 zum *Integrierten Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse* diskutiert[50].

Fleischer&Grunwald (2002, S. 127f) betonen weiter, dass sich die Nachhaltigkeitsregeln „auf keinen Fall (…) direkt in Vorgaben für Technikgestaltung oder gar in Leistungsmerkmale für Technik übersetzen [lassen]“, und dass eine Übertragung der Nachhaltigkeitsregeln nur für die „funktionsäquivalente Ersetzung vorhandener Technologien durch innovative Technologien“ möglich sei. Aus LCSA-Perspektive ist die *Funktionsäquivalenz* Voraussetzung für den Vergleich von Produkten und Technologien. Eine vergleichende Analyse von Technologien erfolgt anhand bestimmter Leistungsmerkmale wie Emissionsverhalten, Ressourcenproduktivität (Grunwald 2006, S. 50) unter ceteris paribus Bedingungen; aus Lebenszyklusperspektive damit anhand der LCSA-Methode.

Ein Herausstellungsmerkmal des Integrativen Nachhaltigkeitskonzepts der Helmholtz-Gemeinschaft ist, dass die Dimensionen nachhaltiger Entwicklung integriert und gleichrangig betrachtet werden, d.h. dass Bewertungsergebnisse nach den zugehörigen Regeln sortiert und so ohne Umweg über Dimensionen integriert werden (Grunwald 2006). In Bezug auf die praktische Anwendung der LCSA als Analyseinstrument im Rahmen des Helmholtz-Konzepts ist die Umsetzung dieses Ansatzes jedoch derzeit noch unklar: Der Helmholtz-Ansatz ist dimensionslos, während der LCSA-Ansatz Nachhaltigkeitsaspekte für drei Dimensionen (ökologische, ökonomische und soziale) analysiert. Sollen beide Ansätze zusammengebracht werden, muss mit diesen verschiedenen Logiken umgegangen werden. Generell ist eine gleichrangige Betrachtung der Dimensionen bei der Auswertung im LCSA-Konzept möglich. Eine integrative Betrachtung entsprechend dem Helmholtz-Konzept könnte z.B. bedeuten, die LCSA-Ergebnisse den Helmholtz-Regeln zuzuordnen (vgl. Kapitel 5.1). Weitere offene Fragestellungen und Aspekte der Komplementarität von Helmholtz-Konzept und LCSA-Konzept werden in Kapitel 3.3 und in Kapitel 4 beschrieben.

[50] Dargestellt wird 1) inwieweit die Indikatoren aus der LCA, LCC und SLCA zur Beschreibung der Regeln herangezogen werden können, 2) welchen Input das Helmholtz-Konzept der LCSA geben kann und 3) wie das Helmholtz-Konzept in Zusammenhang mit der Definition funktionellen Einheit für die LCA- und LCC-Analyse genutzt werden kann.

3.2 Technologieanalyse im LCSA-Konzept und speziell im IWRM-Kontext

Ziel der LCSA ist die Analyse von Produkten bzw. Technologien[51] unter ökologischen, ökonomischen und sozialen Aspekten. Im Folgenden wird dargestellt, inwieweit die Methoden der LCSA derzeit im IWRM-Kontext berücksichtigt werden. Die Kapitel 3.2.1–3.2.3 geben einen Überblick zum gegenwärtigen Stand der Anwendung von LCA, LCC und SLCA speziell im Wassersektor und/ oder in Projekten mit Entwicklungskontext.

In der Praxis wurde die Methode der LCSA in Zusammenhang mit IWRM Projekten mit Ausnahme des IWRM-Indonesien Projekts bislang noch nicht angewendet. Zumindest der Begriff LCA kommt jedoch (wenn auch selten) in der Literatur im IWRM-Kontext vor: Bayer et al. (2009) betonen, dass eine Methode allein nicht ausreicht, um im Rahmen von IWRM Projekten auftretende ökologische Effekte zu beschreiben. So werden in gegenwärtigen LCA-Methoden z.B. hydrologische Aspekte (z.B. Grundwasserreserven), die im Wasserressourcenmanagement eine entscheidende Rolle spielen, kaum betrachtet. Inwieweit natürliche Wasserressourcen in der Wirkungsabschätzung der LCA prinzipiell berücksichtigt werden können und eine derart erweiterte LCA-Methode durch die Lebenszyklusperspektive eine Ergänzung zum IWRM darstellen kann, wird in Bayer et al. (2009) und Pfister (2009) untersucht. Ein weiteres Beispiel bzw. die Ankündigung einer Verknüpfung von IWRM und LCA findet sich in einem IWRM Entwurf von 2007 der IWRM Forschungsgruppe der Universität Kebangsaan, Malaysia (UKM 2007). Libra (2010) diskutiert den *Water footprint* in Zusammenhang mit einem Integrierten Wasserressourcenmanagement. *Water footprinting* beschreibt die Gesamtmenge an Wasser, die für die Produktion von Gütern und Dienstleistungen verbraucht wird und deren Wirkung – von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung (Berger&Finkbeiner 2010). Dieser *Wasserverbrauch* kann als Wirkungskategorie Teil einer LCA sein. Libra (2010) betont, dass die regionale Wasserbilanz Teil eines IWRM ist und weist gleichzeitig darauf hin, dass die Anforderungen für LCA und IWRM aufgrund unterschiedlicher betrachteter Systeme und Ziele unterschiedlich sind. Diese Auffassung mag ein Grund sein, warum LCA bislang kaum im Kontext mit IWRM auftritt. Da allerdings die Entwicklung und Implementierung von Technologien i.d.R. wesentliche Bestandteile von IWRM Projekten sind und Nachhaltigkeitsanalysen von Technologien die Berücksichtigung der Lebenszyklusperspektive erfordern, sollten sie als Methoden zur Nachhaltigkeitsanalyse im Rahmen von IWRM Projekten herangezogen werden (vgl. Lehmann et al. 2010). Dies erfolgt im IWRM-Indonesien Projekt und wird in Kapitel 6 ausgeführt.

[51] Nach ISO 14044 (2006) umfasst der Begriff *Produkt* Waren (*goods*) und Dienstleistungen. Ausgehend von der Klassifizierung von Gütern (Backhaus&Voeth 2007) können Technologien als *Gut* und damit als Produkt verstanden werden (vgl. Tabelle A-2, Anhang).

3.2.1 LCA-Fallstudien im Wassersektor und im Entwicklungskontext

Einen Überblick zu bisherigen LCA-Studien im Wassersektor geben beispielsweise Lassaux et al. (2007). In den meisten Studien werden Technologien der Abwasserbehandlung und -entsorgung untersucht (z.B. Tillmann et al. 1998; Hospido et al. 2004, 2008; Meneses et al. 2010). Ebenfalls existieren Studien zur Klärschlammbehandlung (z.B. Balkema et al. 2001; Suh&Rousseaux 2002; Houillon&Jolliet 2005). Im Bereich der Wasserversorgung sind LCA-Studien zu verschiedenen Entsalzungstechnologien und zur Umkehrosmose (z.B. Raluy et al. 2005a,b) sowie zu verschiedenen Wasserquellen, z.B. aufbereitetes Regenwasser oder importiertes Wasser (z.B. Stokes&Horvath 2006, 2009), vorhanden. Im Bereich der Wasseraufbereitung vergleicht beispielsweise Friedrich (2002) konventionelle Filtration mit Membranfiltration (Vorfiltration, Membranfiltration und Chlorung). Vince et al. (2008) untersuchen die Verfahren Nano-Ultrafiltration, Entsalzung und Grundwasseraufbereitung. Die gesamte Wasserkette von der Wasserversorgung bis hin zur Abwasserentsorgung wird nur in wenigen Studien betrachtet (z.B. Balkema et al. 2001; Lundin&Morrison 2002; Lassaux et al. 2007). In der LCA-Studie von Lassaux et al. (2007) werden die Umweltwirkungen der Nutzung von 1 m^3 Wasser in einer Region in Belgien ausgehend von den Pumpstationen bis zur Abwasserentsorgung untersucht. Der Untersuchungsrahmen dieser Studie ähnelt damit dem der Fallstudie im Rahmen des IWRM-Indonesien Projekts (vgl. Kapitel 6). Allerdings ist zu betonen, dass jeweils unterschiedliche Technologien betrachtet und unterschiedliche regionale Gegebenheiten berücksichtigt werden müssen.

Die meisten der LCA-Studien zu Trinkwasserversorgung und Abwasserentsorgung befassen sich mit urbanen Systemen in Europa (z.B. Spanien, Belgien), Australien, den USA (z.B. Kalifornien) oder Südafrika. Für Technologien zum Einsatz in Entwicklungsländern oder Schwellenländern existieren derzeit keine vergleichbaren Studien. Soziale oder ökonomische Aspekte sind entsprechend dem Untersuchungsrahmen nicht Teil der LCA-Studien. Die Notwendigkeit der Berücksichtigung dieser Aspekte im Rahmen von Nachhaltigkeitsanalysen wird jedoch in einigen dieser Studien betont (vgl. Tabelle 5). Die in den LCA-Studien verwendeten Daten stammen sowohl aus LCA-Datenbanken, als auch aus eigenen Erhebungen. Als funktionelle Einheit für LCA-Studien im Bereich der Wasserversorgung und -aufbereitung wurde vorrangig ein Kubikmeter Wasser gewählt. Die Fallstudien wurden bei der Definition von Ziel und Untersuchungsrahmen für die LCSA-Fallstudie in dieser Arbeit (vgl. Kapitel 6.3) berücksichtigt. Vor diesem Hintergrund wird in Tabelle 5 zusätzlich dargestellt, ob die Studien in Zusammenhang mit Entscheidungsunterstützung und/ oder Management stehen und ob in diesen Studien neben den ökologischen Aspekten auch soziale oder ökonomische Aspekte bzw. Nachhaltigkeit generell adressiert werden.

Tabelle 5 LCA-Fallstudien im Wassersektor – Analyse in Hinblick auf ihre Nutzung in Zusammenhang mit Entscheidungsunterstützung und Management sowie in Hinblick auf eine mögliche Berücksichtigung weiterer Nachhaltigkeitsdimensionen (x: wird berücksichtigt/ angewandt, (x): wird erwähnt)

Studien	Entscheidungs-unterstützung	Management	Nachhaltigkeit	Soziale Dimension	Ökonomische Dimension
Wasserkette*					
Lassaux et al. (2007)	x	x			
Lundin (2002)	x	x	x	(x)	(x)
Balkema et al. (2001)	x		x	x	x
Wasserversorgung					
Stokes&Horvath (2009)	x	x	x	(x)	
Stokes&Horvath (2006)	x	x		(x)	(x)
Landu&Brent (2006)	x	x			
Raluy et al. (2005a,b)		x		(x)	(x)
Wasseraufbereitung					
Vince et al. (Vince et al. 2008)					
Friedrich (2002)	x	x			
Abwasserbehandlung					
Meneses et al. (2010)	x		x		(x)
Hospido et al. (2008)		x	x		
Hospido et al. (2004)	x	x			
Tillmann et al. (1998)	x		x		
Schlammbehandlung					
Houillon&Jolliet 2005	x				
Suh&Rousseaux 2002	x	x	x		(x)
Strauss&Wiedemann (2000)				(x)	(x)

* Die Wasserkette umfasst hier die Wassergewinnung, -verteilung, -aufbereitung und Abwasserbehandlung/ -entsorgung.

3.2.2 LCC-Fallstudien im Wassersektor und im Entwicklungskontext

Studien zur Anwendung des Life Cycle Costings im Wassersektor existieren kaum. Barriosa et al. (2008) analysieren die ökologischen und ökonomischen Auswirkungen einer Trinkwasseraufbereitungsanlage in einer Region in den Niederlanden[52]. Ghimire et al. (2012) vergleichen die Lebenszykluskosten und Gewinne einer Regenwassersammlungsanlage zur Bereitstellung von Wasser zur Toilettenspülung in einem Industriegebiet mit einem konventionellen System. Grant&Hallmann (2003) untersuchen zwei unterschiedliche Regenwasserspeicher zur Gartenbewässerung mit einer teilweise möglichen Nutzung zur Toilettenspülung (Untersuchungsgebiet: Australien). Ambrose et al. (2008) analysieren ökonomische Aspekte von Wasserverteilungsnetzen. Sie betonen die Notwendigkeit der Betrachtung des Lebenszyklus, d.h. die Berücksichtigung der initialen Kosten zur Errichtung des Netzes (inklusive Consultant-Arbeit, Design- und Konstruktionskosten), der Kosten für Betrieb, Wartung sowie der Entsorgung[53]. Wesentlich hierbei ist die Bestimmung der Lebenszeit der Rohre, der zu erwartenden Defekte und der möglichen erforderlichen Reparaturarbeiten und Ersatzteile.

[52] Berücksichtigte Kosten: Material- und Energieverbräuche und weitere direkte Kosten der Produktion, wie Wartungskosten und direkte Arbeitskosten, angegeben in €/m^3.

[53] Ambrose et al. (2008) bezeichnen diese Lebenszykluskosten auch als *total ownership costs* (TOC), d.h. als Gesamtbetriebskosten.

Signifikante Kosten entstehen durch Wasserverluste (hervorgerufen durch Undichtigkeiten an Rohrleitungen sowie durch Rohrbrüche). Ambrose et al. (2008) stellen das computerbasierte Modell LICAN (LIfe Cycle cost Analysis of Networks) vor, womit potentiell entstehende Lebenszykluskosten verschiedener Rohrleitungssysteme, unter Berücksichtigung verschiedener Materialien und Größen der Rohre, berechnet werden können. Nach Ambrose et al. (2008) weisen Wasserverteilungsnetze mit Rohrleitungen aus Polyethylen (PE) die geringsten Kosten auf. Die höchsten Kosten treten bei Netzen mit gusseisernen Rohrleitungen auf, infolge höherer Wasserverluste und Ausfallraten[54] (Ambrose et al. 2008).

3.2.3 SLCA-Fallstudien mit Bezug zu Technologien, Wassersektor und Entwicklungskontext

SLCA-Studien im Bereich der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung oder Studien mit geografischem Schwerpunkt Indonesien existieren derzeit nicht. Generell sind dem Autor auch keine SLCA-Studien bekannt, die sich speziell mit der Analyse von Technologien befassen, folglich auch keine Studien in Zusammenhang mit einer Technologieanalyse im Rahmen von Projekten mit Entwicklungskontext[55]. SLCA im Kontext dieser Arbeit betritt damit auf verschiedenen Ebenen Neuland. Relevante Fragestellungen und Teilziele im Rahmen dieser Arbeit werden in Kapitel 4 vorgestellt und in Kapitel 5 in Zusammenhang mit dem *Integrierten Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse* diskutiert.

[54] Dieses Ergebnis basiert auf einer Simulation für ein theoretisches Wasserverteilungsnetz zur Versorgung von 100.000 Menschen, unter der Annahme einer Lebenszeit des Netzes von 100 Jahren und unter Vernachlässigung der Errichtungskosten (Ambrose et al. 2008).

[55] Einen Überblick zu existierenden SLCA Fallstudien generell gibt Kapitel 2.3.3.2.

3.3 Komplementarität der Ansätze von Helmholtz- und LCSA-Konzept und Forschungsbedarf

Wie zu Beginn des Kapitels 3 aufgeführt, wird die LCSA aus der Perspektive des Helmholtz-Konzepts als ein Analyseinstrumentarium bzw. als eine Methode im Rahmen seiner Anwendung gesehen. Bislang erfolgt die Verwendung von LCSA-Konzept und Helmholtz-Konzept jedoch weitgehend unabhängig voneinander. Daher werden sie im Rahmen dieser Arbeit und in Hinblick auf die Zielstellung – Technologieanalyse – auch als komplementäre Konzepte betrachtet. Eine Beschreibung beider Konzepte erfolgte in den Kapiteln 2.2 und 2.3. Abbildung 4 fasst die Untersuchungsgegenstände und die Methoden der Nachhaltigkeitsanalyse in beiden Konzepten zusammen. Eine ausführlichere Gegenüberstellung beider Konzepte in Hinblick auf Untersuchungsgegenstand, Methoden und Struktur findet sich in Tabelle A-10 (Anhang).

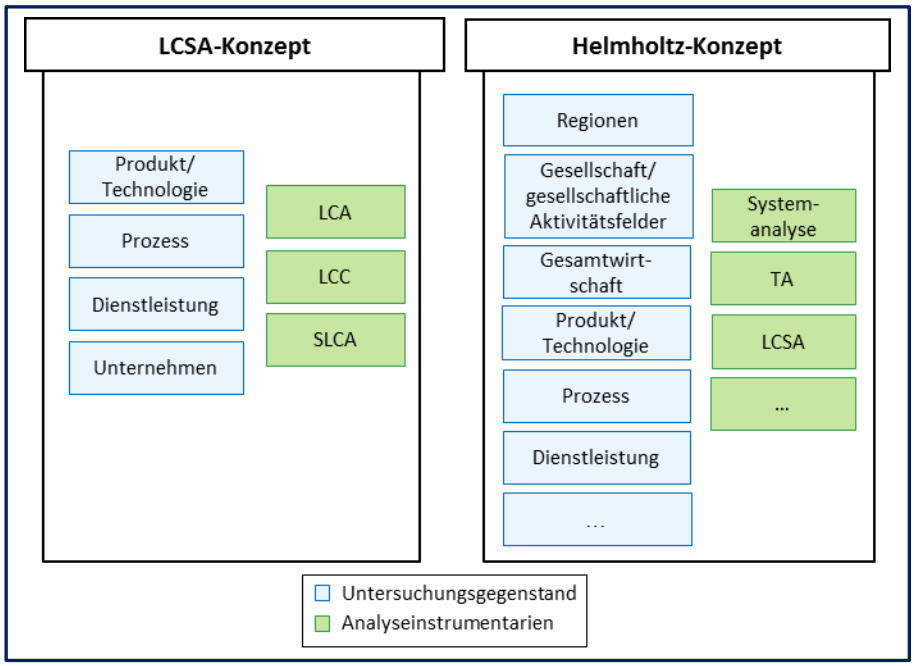


Abbildung 4 LCSA-Konzept und Helmholtz-Konzept – Untersuchungsgegenstände und Methoden (Analyseinstrumentarien) der Nachhaltigkeitsanalyse

Das Helmholtz-Konzept ist ein umfassendes Konzept, das verschiedene Nachhaltigkeitsdimensionen und unterschiedliche Ebenen (z.B. Produktebene, Gesamtwirtschaft) adressiert und die Prinzipien einer nachhaltigen Entwicklung konkretisiert. Zur Nachhaltigkeitsanalyse wird hierbei auf eine Vielzahl an Analyseinstrumentarien zurückgegriffen (vgl. Abbildung 4). Die Systemanalyse, Nachhaltigkeitsdefizitanalyse sowie die Definition von Nachhaltigkeitszielen dienen dabei beispielsweise als Basis für eine Auswertung und Interpretation des Beitrags von Aktivitäten oder Maßnahmen (z.B. Projekte zur Entwicklung und Einführung einer (neuen) Technologie) zu einer nachhaltigen Entwick-

lung in einer bestimmten Region *(Projektperspektive).* Im LCSA-Konzept liegt der Fokus auf der Nachhaltigkeitsanalyse von Produkten, Prozessen und Dienstleistungen und der Beschreibung ökologischer, ökonomischer und sozialer Aspekte entlang des Lebenswegs mit den Methoden LCA, LCC und SLCA *(Produktperspektive*). In der SLCA ist hierbei die Analyse sozialer Aspekte von Produkten eng verknüpft mit sozialen Aspekten in Zusammenhang mit Unternehmen. Die komplementären Perspektiven bei der Analyse von Technologien hinsichtlich ihres Beitrags zu einer nachhaltigen Entwicklung sind in Abbildung 5 verdeutlicht. Die Implementierung und Nutzung von Technologien kann zu einer Überwindung von Nachhaltigkeitsdefiziten in einer bestimmten Region führen. Technologien, beispielsweise der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung, haben damit ein „Nachhaltigkeitspotential"56, weil sie (infolge einer verbesserten Wasserversorgung und Abwasserentsorgung) zu einer Verbesserung der lokalen Lebensbedingungen beitragen können (vgl. Abbildung 5, links). Voraussetzung hierfür ist, dass die Technologien ihre vorgesehene Funktion erfüllen (hier mit *Kernfunktion* bezeichnet), dass die Rahmenbedingungen gegeben sind oder geschaffen werden, um dies zu gewährleisten und dass diese Technologien möglichst wenig „unerwünschte Nebenwirkungen" haben. Basierend auf dem Helmholtz-Konzept (bzw. den Helmholtz-Regeln) mit seiner gesamtgesellschaftlichen Perspektive können hierfür geeignete Indikatoren entwickelt werden. Die Funktion einer Technologie bzw. die Definition einer funktionellen Einheit ist Ausgangspunkt der LCA, da sie als Referenzeinheit den Vergleich alternativer (funktionsgleicher) Technologien ermöglicht. Das aus dieser Funktion hervorgehende Nachhaltigkeitspotential[57] ist damit für die betrachteten Technologiealternativen gleich, die „Nebenwirkungen" können aber unterschiedlich sein. Bei der Einführung einer neuen Technologie sind zur Gewährleistung der Erfüllung dieser Funktion soziale und ökonomische Aspekte zu betrachten. Die Identifizierung (und Wahl) der „nachhaltigsten" Technologie, d.h. der Technologie, die verglichen mit ihren Alternativen die beste ökologische, ökonomische und soziale Performance entlang ihres Lebensweges aufweist, leistet aus *Produktperspektive* einen Beitrag zu einer nachhaltigen Entwicklung (vgl. Abbildung 5, rechts). Die Methoden der LCSA liefern hierfür (zumindest eine Auswahl geeigneter) Indikatoren. Für eine umfassende Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien sind beide Perspektiven – *Produkt*- und *Projektperspektive* – erforderlich. Der Fokus dieser Arbeit liegt auf einer vergleichenden Analyse von Technologien. In Hinblick auf diese in Kapitel 1.1 formulierte generelle Zielstellung wurden in den vorangegangenen zwei Kapiteln 3.1 und 3.2 das Helmholtz- und das LCSA-Konzept betrachtet; das Helmholtz-Konzept insbesondere unter der Frage, wie (vergleichende) Technologieanalysen im Rahmen dieses Konzepts erfolgen und wie LCSA

[56] Nach Grunwald (2006, S. 51) haben Inventionen „Nachhaltigkeitspotentiale, über deren Realisierung in Innovationsprozessen entschieden wird".

[57] Da es prinzipiell (noch) nicht eindeutig feststeht bzw. absehbar ist, ob diese Funktion tatsächlich erfüllt wird, wird hier ebenfalls von „Nachhaltigkeitspotentialen" gesprochen.

bzw. die einzelnen Methoden angewendet und integriert werden bzw. integriert werden können. Das LCSA-Konzept wurde vor allem in Hinblick auf die bisherige praktische Anwendung der Methoden LCA, LCC und SLCA speziell im IWRM- und im Entwicklungskontext betrachtet.

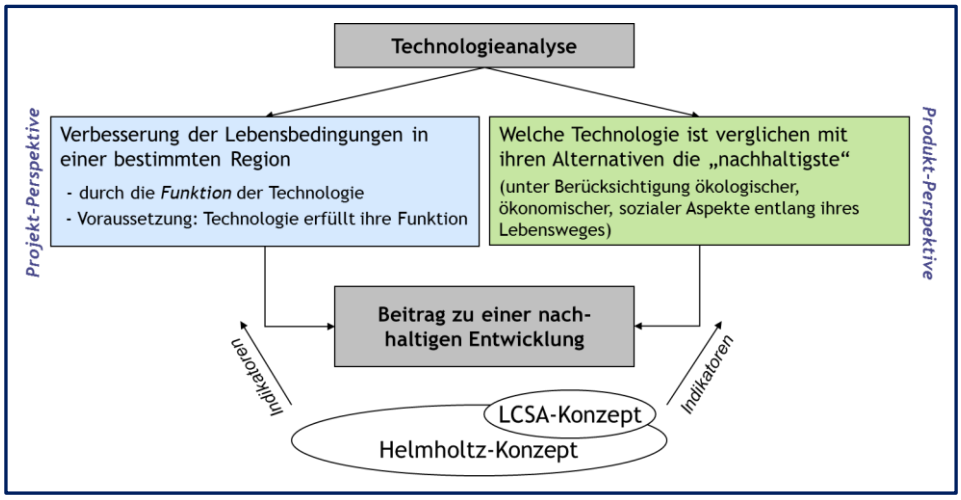


Abbildung 5 Beitrag von Technologien zu einer nachhaltigen Entwicklung aus *Projekt*- (blau) und aus *Produktperspektive* (grün) und Möglichkeiten der Anwendung des Helmholtz- und des LCSA-Konzepts zur Technologieanalyse (nach Lehmann et al. 2011a)

Forschungsbedarf besteht sowohl hinsichtlich der komplementären Nutzung der beiden Konzepte in der Praxis (bzw. aus Sicht des Helmholtz-Konzepts hinsichtlich der Nutzung des LCSA-Konzepts *im Rahmen* dessen) als auch hinsichtlich der Anwendung der einzelnen Methoden des LCSA-Konzepts selbst. Offene Fragestellungen und der daraus resultierende Forschungsbedarf sind in Tabelle 6 zusammengefasst. Hieraus wurden Teilziele für diese Arbeit abgeleitet, die im folgenden Kapitel 4 vorgestellt werden.

Tabelle 6 Forschungsbedarf im Helmholtz- und im LCSA-Konzept in Hinblick auf Technologieanalysen – generell und speziell in Bezug auf die IWRM-Fallstudie

	Helmholtz-Konzept	LCSA-Konzept
Generell	▪ Kaum Anwendung des Konzepts in Zusammenhang mit Entwicklungsländern/-projekten ▪ Kaum Anwendung in Zusammenhang mit einer vergleichenden Technologieanalyse ▪ LCC- und SLCA-Studien existieren bislang nicht ▪ Anwendung der LCSA in Bezug zum Helmholtz-Konzept bzw. zu den Helmholtz-Regeln ist unklar ▪ Welchen Input kann das LCSA-Konzept liefern (bzgl. Technologieanalyse, Indikatorenwahl)[58]? ▪ Wie wird das Helmholtz-Konzept konkret als Bewertungsrahmen (z.B. zur Interpretation von LCSA-Ergebnissen) für Technologien genutzt?	▪ Kaum LCC-Studien in Zusammenhang mit LCSA ▪ Kaum SLCA-Studien; keine in Zusammenhang mit Technologieanalyse ▪ Kaum Anwendung in Zusammenhang mit Entwicklungsländern/ -projekten ▪ Kaum Anwendung in Zusammenhang mit (vergleichender) Technologieanalysen ▪ Werden Aspekte mit Bezug zur Gewährleistung der Funktion der Technologien adressiert bzw. wie können sie berücksichtigt werden? ▪ Welchen Input kann das Helmholtz-Konzept für das LCSA-Konzept liefern?[58]
IWRM-Fallstudie	▪ Erstmalige Anwendung der LCSA in Zusammenhang mit IWRM bzw. Wasserver- und Abwasserentsorgung in einem Projekt mit Entwicklungskontext	▪ Erstmalige Anwendung der SLCA (und des LCSA-Konzepts) für eine (vergleichende) Technologieanalyse ▪ Erstmalige Anwendung der LCSA in Zusammenhang mit IWRM und Projekten mit Entwicklungskontext

[58] Voraussetzung für diese Fragestellungen ist die Annahme, dass das Helmholtz- und das LCSA-Konzept als zwei Konzepte zur Nachhaltigkeitsanalyse betrachtet werden.

4 DEFINITION DER TEILZIELE

Basierend auf dem theoretischen Hintergrund und dem Analyseschritt zur Untersuchung der Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien im Helmholtz-Konzept und im LCSA-Konzept (und deren praktische Anwendbarkeit) sowie auf der Identifizierung des Forschungsbedarfs werden im Folgenden gleichwertige Teilziele zum übergeordneten Ziel der lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien aufgeführt. Die Teilziele sind zum einen auf methodische Fragestellungen im Zusammenhang mit einer Technologieanalyse in den beiden Konzepten generell ausgerichtet und zum anderen auf Fragestellungen speziell im Zusammenhang mit der in Kapitel 6 behandelten IWRM-Fallstudie. Drei Teilziele werden betrachtet:

1) Analyse und Nutzung der Komplementarität beider Ansätze, d.h. wie können sich beide Ansätze in Hinblick auf eine Technologieanalyse ergänzen?
2) Analyse und Bearbeitung von Untersuchungsschwerpunkten zu speziellen (vorrangig) methodischen Fragestellungen im Zusammenhang mit dem LCSA-Konzept (vgl. Abbildung 6). Dies umfasst:
    - eine Konkretisierung der Anwendung der LCSA im Helmholtz-Konzept,
    - eine Analyse zur Nutzung der SLCA (als Teil der LCSA) zur vergleichenden Technologieanalyse (Anwendbarkeit der SLCA guidelines und der Social Hotspot Database, Identifizierung geeigneter Indikatoren),
    - die Definition der funktionellen Einheit sowie
    - die Anwendung der LCSA zur Technologieanalyse im Rahmen von Projekten mit/ im Entwicklungskontext.
3) IWRM-Fallstudie (Kapitel 6)
    - Durchführung einer LCSA-Fallstudie und
    - Anwendung von Elementen des *Integrierten Ans*atzes *zur vergleichenden Technologieanalyse*, der basierend auf den Teilzielen 1) und 2) entwickelt wurde.

Die Analyse der Konzepte und die *Identifizierung* ihrer Komplementarität in Hinblick auf eine Technologieanalyse erfolgte in Kapitel 3. Die Analyse zur *eigentlichen Nutzung* der Komplementarität ist eng gekoppelt an das zweite und dritte Teilziel und wird im *Integrierten Ansatz* (Kapitel 5) beschrieben. In Bezug auf das Helmholtz-Konzept, das LCSA neben anderen Analysemethoden als Operationalisierungsinstrument versteht, bedeutet dies vor allem die Konkretisierung des Konzepts durch eine Identifizierung geeigneter Indikatoren bzw. durch eine Zuordnung von LCSA-Indikatoren zu den Helmholtz-Nachhaltigkeitsregeln (Kapitel 5.1). In Bezug auf das LCSA-Konzept und unter Berücksichtigung des

Helmholtz-Konzepts wird untersucht, welche sozialen Aspekte für Nachhaltigkeitsanalysen erforderlich sind, derzeit jedoch nicht im SLCA-Ansatz der SLCA guidelines berücksichtigt werden. Im Rahmen des *Integrierten Ansatzes* wird daher eine methodische Weiterentwicklung der SLCA diskutiert[59] (Kapitel 5.2). In Kapitel 6 wird schließlich dargestellt, wie beide Konzepte zur Nachhaltigkeitsanalyse in einer Fallstudie angewendet werden, d.h. wie ihre Komplementarität genutzt wird.

In Bezug auf die SLCA wird die Frage behandelt, inwieweit die SLCA guidelines generell für eine vergleichende Technologieanalyse anwendbar sind und welche Indikatoren herangezogen werden können. Da diese Analyse erforderlich ist, um das oben genannte Teilziel – die Ergänzung der SLCA mit Elementen aus dem Helmholtz-Konzept – verfolgen zu können, wird dies als Teil des Kapitels zum *Integrierten Ansatz* behandelt (Kapitel 5.1). Die Fragestellung, wie existierende Datenbanken (SHDB) für die SLCA genutzt werden können, wird am Beispiel der Fallstudie in Kapitel 6 diskutiert. Als dritte methodische Fragestellung wird die Definition der funktionellen Einheit betrachtet (Kapitel 5.4). Dies ist sowohl relevant hinsichtlich der Analyse einer komplementären Nutzung des Helmholtz- und des LCSA-Konzepts, als auch hinsichtlich der Nutzung der SLCA zur vergleichenden Technologiebetrachtung und der LCSA-Anwendung im Entwicklungskontext. In der IWRM-Fallstudie werden über die funktionelle Einheit die alternativen, mit LCSA zu analysierenden Technologien festgelegt. Die vierte Fragestellung des zweiten Teilziels betrifft die Anwendung von LCSA im Entwicklungskontext und wird bei der SLCA-Betrachtung (Kapitel 5.2 und Kapitel 5.3) sowie bei der Durchführung der IWRM-Fallstudie berücksichtigt.

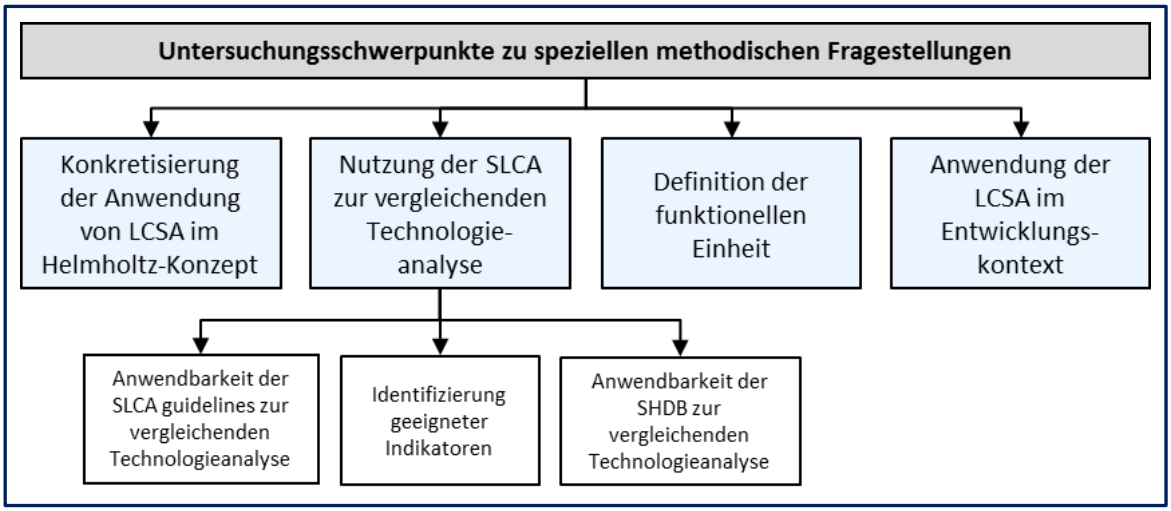


Abbildung 6 Überblick – Untersuchungsschwerpunkte zu speziellen methodischen Fragestellungen in Zusammenhang mit dem LCSA-Konzept

[59] Prinzipiell kann das Helmholtz-Konzept auch zur Erweiterung der LCA und der LCC herangezogen werden. Da es im Gegensatz zur SLCA hierfür jedoch bereits standardisierte bzw. in der Praxis angewendete Indikatorensets gibt, wurde der Fokus in dieser Arbeit auf die SLCA gelegt.

Das dritte Teilziel betrifft die Fallstudie, d.h. die Anwendung des LCSA-Konzepts am Beispiel eines IWRM Projekts (Kapitel 6). Wie in Kapitel 3.2 beschrieben, wurden die Methoden LCA, LCC und SLCA bislang noch nicht im Rahmen von IWRM Projekten angewendet. Eine Nutzung zur Entscheidungsunterstützung in Projekten im Entwicklungskontext ist ebenso wenig bekannt. In dieser Arbeit werden mit LCA und LCC quantitative Indikatoren zur Beschreibung ökologischer und ökonomischer Aspekte bestimmt und die Integration sozialer Aspekte durch die Anwendung des SLCA-Ansatzes diskutiert. Der in Kapitel 5 vorgestellte *Integrierte Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse* wird in der Fallstudie berücksichtigt und angewendet. Außerdem erfolgt eine kritische Betrachtung der Herausforderungen und des Nutzens von LCSA zur Entscheidungsunterstützung in IWRM Projekten (Kapitel 7.2).

Tabelle 7 fasst die Teilziele zusammen. Zusätzlich wird zwischen den methodischen und praktischen Ansätzen (Anwendung) differenziert. Neue Aspekte und damit der wissenschaftliche Nutzen dieser Arbeit werden verdeutlicht.

Tabelle 7 Übersicht – Teilziele (und bearbeitende Kapitel) sowie Darstellung der neuen Aspekte und des Nutzens der Arbeit

Kapitel der Arbeit		Teilziele	Ansatz/ neue Aspekte und Nutzen der Arbeit
3.	Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien – Analyseschritt zur Umsetzung im LCSA- und im Helmholtz-Konzept	**1) Analyse der Komplementarität von LCSA- und Helmholtz-Konzept**	*Analyseschritt, methodisch; basiert auf einer Literaturrecherche und auf eigener Forschung* ▪ Schafft die Grundlage für einen Vorschlag zur Nutzung der komplementären Konzepte
5.	Entwicklung eines *Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse*[a]	**2) Untersuchungsschwerpunkte zu speziellen methodischen Fragestellungen**	
		▪ Konkretisierung der Anwendung von LCSA im Helmholtz-Konzept	*Methodische Weiterentwicklung zur praktischen Anwendung von LCSA im Rahmen des Helmholtz-Konzepts* ▪ Bereitstellung von Indikatoren (aus LCA, LCC und SLCA) zur Analyse von Technologien ▪ Zuordnung der Indikatoren aus der LCSA zu den Helmholtz-Regeln
		▪ SLCA:[b] - Anwendbarkeit und Nutzung der SLCA für vergleichende Technologieanalysen - Identifizierung zusätzlicher sozialer Indikatoren	*Analyseschritt zur praktischen Anwendbarkeit der SLCA und methodische Weiterentwicklung der SLCA* ▪ Analyse der Anwendbarkeit der SLCA guidelines zur vergleichenden Technologieanalyse, Entwicklung einer Indikatorenliste ▪ Identifizierung zusätzlicher sozialer Aspekte zur Berücksichtigung von Bedingungen zur Technologieimplementierung
		▪ Diskussion der Definition der funktionellen Einheit	*Methodische Weiterentwicklung* ▪ Verdeutlichung einer möglichen komplementären Nutzung von Helmholtz- und LCSA-Konzept: Berücksichtigung von Ergebnissen aus Analysen im Rahmen des Helmholtz-Konzepts zur Identifizierung alternativer Technologieoptionen
6.	Fallstudie: Technologieanalyse im Rahmen eines IWRM Projekts mit LCSA[c] unter Berücksichtigung des *Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse*[a]	**3) IWRM-Fallstudie und Anwendungstest des *Integrierten Ansatzes***	*Anwendung (praktischer Ansatz)*
		▪ Anwendung von Elementen des *Integrierten Ansatzes*	▪ Im Rahmen des Helmholtz-Konzepts erfolgte Analysen (z.B. Ist-Analyse) wurden teilweise zur Identifizierung geeigneter Technologieoptionen genutzt ▪ Interpretation der identifizierten zusätzlichen sozialen Indikatoren in der Fallstudie
		▪ LCA für alternative Technologien[d]	▪ Anwendung in einem Projekt mit Entwicklungskontext ▪ Modellierung des Elektrizitätsmixes für Indonesien
		▪ LCC für alternative Technologien[e]	▪ Anwendung in einem Projekt mit Entwicklungskontext ▪ LCC Fallstudie im Rahmen eines LCSA
		▪ SLCA-Ansatz für alternative Technologien[f]	▪ Anwendung der SHDB zur Identifizierung sozialer Risiken und Aspekte in Zusammenhang mit alternativen Technologien und alternativen Energieversorgungsoptionen

[a] Die Fragestellung zur Anwendung der LCSA im Entwicklungskontext wird bei der Betrachtung der drei aufgeführten Untersuchungsschwerpunkte des zweiten Teilziels sowie im Rahmen der IWRM-Fallstudie berücksichtigt.
[b] Da die methodische Fragestellung zwei Schwerpunkte zeigt, werden diese in zwei gleichrangigen Unterkapiteln behandelt.
[c] vgl. Finkbeiner et al. 2010
[d] Lehmann et al. 2010, 2011a,b, 2012a
[e] vgl. Schau et al. 2011; Lehmann et al. 2012b
[f] vgl. Lehmann et al. 2011c,d, 2013; Martínez Blanco et al. 2013

Insbesondere im Verlauf der Analyse der SLCA hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit zur Technologieanalyse sind neue methodische und praktische Fragestellungen aufgetreten. Aus diesem Grund wurden für die SLCA-Betrachtung zusätzlich spezifische Teilziele definiert. Diese Teilziele sowie die zugrundeliegenden (und/ oder resultierenden) Fragestellungen und das Vorgehen bei der Bearbeitung der Ziele sind in Tabelle 8 dargestellt. Zusätzlich werden Verweise zu den entsprechenden Kapiteln angegeben.

Tabelle 8 Teilziele in Hinblick auf die Anwendung der SLCA für Technologieanalysen. Fragestellungen und Vorgehen bei der Analyse

SLCA – Teilziele	Fragestellungen und Vorgehen bei der Analyse	Kapitel
Nutzung der SLCA im Rahmen einer LCSA zur vergleichenden Technologieanalyse – Methodische Überlegungen (z.T. am Beispiel der IWRM-Fallstudie)		
Gemeinsame Anwendung mit LCA und LCC im Rahmen einer LCSA	▪ Wahl der gleichen funktionellen Einheit ▪ Welche sozialen Aspekte werden untersucht?	Kapitel 5.2.1
Anwendbarkeit der SLCA guidelines und der SHDB sowie Analyse ihrer Eignung für eine vergleichende Technologieanalyse	▪ Wahl geeigneter Indikatoren (Kriterium: Anwendbarkeit zur Entscheidungsunterstützung in Projekten mit Entwicklungskontext, speziell am Beispiel des IWRM-Indonesien Projekts) ▪ Wie kann der Lebensweg berücksichtigt werden im praktischen Beispiel des IWRM-Indonesien Projekts?	Kapitel 5.2.1 Kapitel 5.2.2
Analyse zur Anwendbarkeit im Rahmen einer Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien in einem Projekt mit Entwicklungskontext (am Beispiel des IWRM-Indonesien Projekts)	▪ Welche Aspekte der Nachhaltigkeit sind relevant und sollten in der SLCA betrachtet werden? → Vorschlag zusätzlicher Indikatoren zur Integration in die SLCA	Kapitel 5.2.1 Kapitel 5.3
Analyse sozialer Aspekte in der IWRM-Fallstudie unter Nutzung der SLCA guidelines und der SHDB		
Bestimmung sozialer Risiken und sozialer Aspekte	▪ Bestimmung sozialer Risiken unter Verwendung der SHDB ▪ Bestimmung sozialer Aspekte/ Indikatoren anhand der in den SLCA guidelines vorgeschlagenen Quellen für generische Daten → Inwieweit sind diese sozialen Aspekte für eine vergleichende Technologieanalyse geeignet?	Kapitel 6.6

5 ENTWICKLUNG EINES INTEGRIERTEN ANSATZES ZUR VERGLEICHENDEN TECHNOLOGIEANALYSE

Im Folgenden wird der *Integrierte Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse* bzw. die Nutzung der Komplementarität des Helmholtz- und des LCSA-Konzepts vorgestellt. Behandelt werden methodische Fragestellungen in Zusammenhang mit der praktischen Durchführung einer lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien unter Betrachtung des Helmholtz- und des LCSA-Konzepts. Entsprechend den in Kapitel 4 definierten Teilzielen umfasst dies die Konkretisierung des Helmholtz-Konzepts hinsichtlich der Anwendung von LCSA (Kapitel 5.1), die Analyse der Anwendbarkeit der SLCA für eine vergleichende Technologieanalyse (Kapitel 5.2) sowie in Hinblick darauf einen Vorschlag zur Erweiterung dieser Methode unter Berücksichtigung des Helmholtz-Konzepts (Kapitel 5.3). Anschließend wird die Definition der funktionellen Einheit diskutiert, der Referenzeinheit in LCSA-Studien (Kapitel 5.4). Die funktionelle Einheit ist wesentlich für die Auswahl zu analysierender alternativer Technologien und ein methodisches Element zur Verdeutlichung einer möglichen komplementären Nutzung von Helmholtz- und LCSA-Konzept. Eine Zusammenfassung des *Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse* erfolgt in Kapitel 5.5.

5.1 Konkretisierung der Anwendung von LCSA im Helmholtz-Konzept

Die Methoden der LCSA (LCA, LCC und SLCA) werden zwar als Analyseinstrumentarien des Helmholtz-Konzepts verstanden (Grunwald 2006), ihre konkrete Nutzung im Konzept oder der Zusammenhang zu den Helmholtz-Regeln ist jedoch bisher nicht eindeutig formuliert (vgl. Kapitel 2.2).

Tabelle 9 zeigt die Nachhaltigkeitsziele und substantiellen Regeln des Helmholtz-Konzepts sowie Beispiele für Indikatoren zur Beschreibung dieser Regeln (nach Kopfmüller et al. 2001) und verdeutlicht die thematischen Überschneidungen mit dem LCSA-Konzept bzw. stellt Bezüge zu diesem dar: Den Helmholtz-Regeln werden die jeweils entsprechenden LCA-Wirkungskategorien (CML 2001), LCC-Indikatoren (Rebitzer&Seuring 2004) und SLCA-*subcategories* (UNEP/ SETAC 2009) zugeordnet. Für die aufgeführten Indikatoren des Helmholtz-Konzepts erfolgt diese Zuordnung analog. An dieser Stelle soll nochmals betont werden, dass diese Indikatoren nicht eigens für eine Technologiebewertung entwickelt wurden und nur Beispiele zur Beschreibung der Helmholtz-Regeln darstellen. Sie werden hier trotzdem zur Verdeutlichung des Hintergrunds und als thematische Orientierungshilfe zur Abbildung des Zusammenhangs mit den Wirkungskategorien, Indikatoren und *subcategories* aus dem LCSA-Konzept hinzugezogen.

Den – in Grunwald (2006) für Technikbewertung als relevant beschriebenen – Nachhaltigkeitsregeln (vgl. Kapitel 3.1) lassen sich Wirkungskategorien oder Indikatoren aus der LCSA zuordnen. In der LCA beschreiben beispielsweise die Wirkungskategorien (CML 2001) die Schutzgüter *natürliche Ressourcen, biotische Umwelt* und *menschliche Gesundheit* (de Haes et al. 1999) (vgl. auch Kapitel 2.3). Im Helmholtz-Konzept entspricht dies vorrangig den vier substantiellen Regeln *Nachhaltige Nutzung erneuerbarer Ressourcen, Nachhaltige Nutzung nicht erneuerbarer Ressourcen, Nachhaltige Nutzung der Umwelt als Senke* sowie *Schutz der menschlichen Gesundheit* (vgl. Tabelle 1).

Darüber hinaus lassen sich auch für die anderen Helmholtz-Regeln Überschneidungen und Gemeinsamkeiten zu Aspekten aus der LCSA finden: Beispielsweise trägt die Wahl einer Technologie mit den – basierend auf den Ergebnissen der LCA – potentiell geringsten Umweltbelastungen und dem geringsten Ressourcenverbrauch zur intragenerativen Gerechtigkeit bei und adressiert damit die Helmholtzregel *Gerechte Verteilung der Umweltnutzungsmöglichkeiten* (vgl. Tabelle 1). Aspekte aus der LCC sind beispielsweise in der instrumentellen Regel *Angemessene Diskontierung* adressiert.

Außerdem bestehen insbesondere zwischen den instrumentellen Regeln des Helmholtz-Konzepts und den *subcategories* der SLCA Gemeinsamkeiten, zusammengefasst in Tabelle 10. Der Fokus der SLCA ist die Produkt- oder die Unternehmensebene, beim Helmholtz-Konzept vorrangig die gesellschaftliche Ebene. Die *subcategories* und die für deren Beschreibung vorgeschlagenen Indikatoren (vgl. Benoît-Norris et al. 2011) können für Nachhaltigkeitsanalysen nach dem Helmholtz-Konzept hinzugezogen werden.

Tabelle 9 und Tabelle 10 verdeutlichen die Bezüge zwischen den Wirkungskategorien, *subcategories* und Indikatoren der LCSA und den Helmholtz-Regeln und bieten damit eine Möglichkeit der Interpretation der LCSA-Ergebnisse im Kontext des Helmholtz-Konzepts. Gleichzeitig liefert die LCSA konkrete Indikatoren (zugeordnet zu den Helmholtz-Regeln) zur vergleichenden Technologieanalyse[60]. Entsprechend dem LCSA-Konzept erfolgt die Analyse der Indikatoren aus der Lebenszyklusperspektive. Darüber hinaus können die in den Methoden der LCA, LCC und SLCA vorgeschlagenen Indikatoren – unabhängig von der Lebenszyklusperspektive – als Fundus zur Auswahl von Indikatoren zur Beschreibung der Helmholtz-Regeln dienen.

[60] Dies gilt zumindest in Bezug auf die LCA und die LCC. Inwieweit bzw. welche SLCA-*subcategories* und SLCA-Indikatoren für eine vergleichende Technologieanalyse geeignet sind, wird in Kapitel 5.2 und Kapitel 5.3 untersucht.

Tabelle 9 Nachhaltigkeitsziele und substantielle Regeln des Helmholtz-Konzepts, Beispiele für Indikatoren (nach Kopfmüller et al. 2001) und Darstellung der thematischen Überschneidungen mit dem LCSA-Konzept: Den Helmholtz-Regeln werden jeweils entsprechende LCA-Wirkungskategorien (CML 2001), LCC-Indikatoren (Rebitzer&Seuring 2004) und SLCA-*subcategories* (UNEP/ SETAC 2009) zugeordnet (x: eindeutiger Bezug, (x): ggf. Bezug, -: kein eindeutiger Bezug, (f.E.): kann ggf. in der funktionellen Einheit berücksichtigt werden)

HELMHOLTZ-KONZEPT		LCSA-KONZEPT					
Nachhaltigkeitsziel		LCA	LCA-Wirkungs-kategorien	LCC	LCC-Indikatoren	SLCA	SLCA-*subcategories*
Substantielle Regeln	Indikatoren[61]						
Sicherung der menschlichen Existenz							
Gewährleistung der Grundversorgung		(f.E.)		(f.E.) (x)	▪ Anschaffungskosten ▪ Nutzungskosten ▪ Entsorgungskosten	x	▪ Safe and healthy living conditions ▪ Fair salary ▪ Local employment ▪ Contribution to economic development
Existenzsicherung: z.B. Anteil der in Armut lebenden Bevölkerung, Anteil der sozialversicherten Bevölkerung, Anzahl und Anteil von Wohlfahrtsempfängern		-		(f.E.)		x	▪ Fair salary ▪ Local employment ▪ Contribution to economic development
Gesundheit: z.B. Lebenserwartung, Gesundheitszustand (Häufigkeit von Krebs,...), Anzahl an Ärzten/ 1.000 Einwohner		-		-		x	▪ Safe and healthy living conditions
Ernährung: z.B. Anteil der Personen mit Mangelernährung, Öffentliche Ausgaben für Ernährungsberatung/ Bildung		-		-		x	▪ Safe and healthy living conditions
Lebenshaltungskosten		-		x	▪ Anschaffungskosten ▪ Nutzungskosten ▪ Entsorgungskosten	x	▪ Fair salary
Bildung: Anteil der Ausgaben (% BIP)		-		-		x	▪ Contribution to economic development
Schutz der menschlichen Gesundheit		x	▪ Human Health	-		x	▪ Health and safety ▪ Safe and healthy living conditions
z.B. Luftverschmutzung, Anteil der unter Lärmbelastung leidenden Bevölkerung, Schwermetallkonzentration in menschlichem/ tierischen Gewebe, Konzentration gefährlicher, persistenter organischer Verbindungen		x		-		x	▪ Health and safety ▪ Safe and healthy living conditions
Selbständige Existenzsicherung		-		-		x	▪ Local employment ▪ Fair salary

[61] Exemplarische Indikatoren aus Kopfmüller et al. (2001); für spezifische, im Rahmen des IWRM-Indonesien Projekts entwickelte Indikatoren sei auf Nayono (2011, 2012) verwiesen.

HELMHOLTZ-KONZEPT	LCSA-KONZEPT					
						▪ Hours of work
z.B. Anzahl/ Anteil von Wohlfahrtsempfängern, Arbeitslosenrate, Verhältnis von bezahlter zu unbezahlter Arbeit, Anteil der Beschäftigten in Voll-/ Teilzeit	-		-		x	▪ Local employment ▪ Fair salary ▪ Hours of work
Gerechte Verteilung der Umweltnutzungsmöglichkeiten	(x)		-		(x)	▪ Access to material resources ▪ Equal opportunities ▪ Commitment to sustainability issues
z.B. CO_2-Emissionen/ Energie-/Ressourcen-/ Wasserverbrauch pro Einwohner im internationalen Vergleich, Anzahl ratifizierter internationaler Vereinbarungen zur Verteilung der Umweltnutzung im Vergleich zur Gesamtanzahl an Vereinbarungen, Anzahl der NGOs, die an internationalen Vereinbarungen teilgenommen haben[a]	(x)		-		(x)	▪ Access to material resources ▪ Equal opportunities ▪ Commitment to sustainability issues
Ausgleich extremer Einkommens- und Vermögensunterschiede	-		-		(x)	▪ Fair salary
z.B. Gini-Koeffizient, Theil1/ Theil2-Koeffizient, Anzahl/ Anteil von Einkommen/ Reichtum, Verhältnis des höchsten und niedrigsten Einkommensquartils	-		-		(x)	▪ Fair salary
Erhaltung des gesellschaftlichen Produktionspotentials						
Nachhaltige Nutzung erneuerbarer Ressourcen	x	▪ Biodiversität ▪ Landnutzung ▪ Wasserverbrauch ▪ Fisch	-		-	
Biodiversität: z.B. Anzahl gefährdeter Arten, Artenverlust, Schutzgebiete (% der Gesamtfläche), Fläche gefährdeter Habitate, Versiegelungsfläche	x	▪ Biodiversität	-		-	
Wald: z.B. Verhältnis der Fällungen/ Wachstum, Zunahme von Monokulturen, Import von Holz, Verhältnis von Waldfläche zu Gesamtfläche	x	▪ Landnutzung	-		-	

HELMHOLTZ-KONZEPT	LCSA-KONZEPT					
Wasserressourcen: z.B. Verhältnis von Grundwasseranreicherung zu Extraktion, Anzahl von Quellen mit Überschreitungen des Trinkwassergrenzwerts	x	▪ Wasserverbrauch	-		-	
Boden: z.B. Anteil der Ackerflächen mit Überschreitung des tolerierbaren Bodenabtrags an der Ackerfläche	x	▪ (Landnutzung)	-		-	
Fischressourcen: z.B. Anteil gefährdeter Fischarten in der Nordsee, Fangquote	x	▪ (Fisch)	-		-	
Nachhaltige Nutzung nicht erneuerbarer Ressourcen	x	▪ Abiotischer Ressourcenverbrauch	-		-	
Energetisch genutzte Rohstoffe: z.B. Verbrauch nicht erneuerbarer Energieressourcen (Öl, Kohle, Uran), Anteil erneuerbarer Energiequellen am Primärenergieverbrauch	x	▪ Abiotischer Ressourcenverbrauch	-		-	
Nicht energetisch genutzte Rohstoffe: z.B. Gesamtverbrauch nicht energetisch genutzter Rohstoffe, Abfallrecycling und Verwertungsquoten	x	▪ Abiotischer Ressourcenverbrauch	-		-	
Nachhaltige Nutzung der Umwelt als Senke	x	▪ Stratosphärischer Ozonabbau ▪ Treibhauseffekt ▪ Photooxidantienbildung ▪ Versauerung ▪ Aquatische Toxizität ▪ Marine Toxizität ▪ Terrestrische Toxizität	-		-	
Stratospärischer Ozonabbau: z.B. Freisetzung ozonzerstörender Substanzen, N_2O-Emissionen[a]	x	▪ Stratosphärischer Ozonabbau	-		-	
Klimawandel: z.B. CO_2-Emissionen, Treibhausgasemissionen (nach Kyoto-Protokoll), Verbrauch fossiler Energieträger (C-Intensität), klimarelevante Landnutzungsänderungen[a]	x	▪ Treibhauseffekt	-		-	
Photosmog: z.B. NO_x-Emissionen, NMVOC-Emissionen[a]	x	▪ Photooxidantienbildung	-		-	

HELMHOLTZ-KONZEPT	LCSA-KONZEPT					
Versauerung: z.B. SO_2-Emissionen, NH_3-Emissionen[a]	x	▪ Versauerung	-		-	
Wasserverschmutzung: z.B. Landfläche mit N-Einträgen aus der Tierhaltung >170 kg N/ha, Schwermetall-Emissionen, N/P-Belastung aquatischer Ökosysteme[a]	x	▪ Aquatische Toxizität ▪ Marine Toxizität	-		-	
Boden: z.B. anthropogene Zunahme des Schwermetallgehaltes in Böden, Pestizidverbrauch	x	▪ Terrestrische Toxizität	-		-	
Vermeidung unvertretbarer technischer Risiken	-		-		(x)	▪ (Health and safety)
z.B. Anzahl genehmigungspflichtiger Anlagen, Anzahl der Störfälle mit hohem Schadensausmaß, Anzahl und Entfernung von Gefahrguttransporten	-		-		(x)	▪ (Health and safety)
Nachhaltige Entwicklung des Sach-, Human- und Wissenskapitals	-		-		(x)	▪ (Access to immaterial resources) ▪ (Commitment to sustainability issues)
Sachkapital: z.B. Bruttoanlagevermögen, Investitionen	-		-		-	
Human- und Wissenskapital: z.B. Bevölkerung unterteilt nach Ausbildungsabschluss, Ausgaben für F&E bezogen auf BIP	-		-		(x)	▪ (Access to immaterial resources)
Produktivität und internationale Wettbewerbsfähigkeit: z.B. Export-Import-Relation für bestimmte Güter im Verhältnis zur gesamten Export-Import-Relation, Arbeitsproduktivität (Bruttowertschöpfung je Arbeitsstunde)	-		-		-	
Bewahrung der Entwicklungs- und Handlungsmöglichkeiten						
Chancengleichheit	-		-		x	▪ Equal opportunities/ discrimination
z.B. Gender Empowerment Measure (GEM) (z.B. Anteil von Frauen in Parlamenten, Verwaltung, Management), Plätze in Ganztagsschulen, Strukturmobilitätsrate	-		-		x	▪ Equal opportunities/ discrimination

HELMHOLTZ-KONZEPT	LCSA-KONZEPT					
Partizipation an gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen	-		-		x	▪ Community engagement ▪ Freedom of association and collective bargaining ▪ Feedback mechanisms
z.B. Wahlbeteiligung, institutionalisierte Bürgerbeteiligung an Entscheidungsverfahren, Anteil der Betriebe mit Betriebsräten, Zufriedenheit mit Partizipationsmöglichkeiten	-		-		x	▪ Community engagement ▪ Freedom of association and collective bargaining ▪ Feedback mechanisms
Erhaltung des kulturellen Erbes/ der kulturellen Vielfalt	-		-		x	▪ Cultural heritage
z.B. Zahl der UNESCO Weltkulturerbestätten, Arbeitsplätze im Kulturbereich, Indikator zum Erhalt von Sprachen und Bräuchen	-		-		x	▪ Cultural heritage
Erhaltung der kulturellen Funktion der Natur	(x)	▪ Landnutzung	-		x	▪ Cultural heritage
z.B. Gesamtfläche an geschützten Gebieten, Verlust an Vielfalt der Landnutzung, gesellschaftliche Partizipationsmöglichkeiten an der Schutzgebietsausweisung, Zunahme der Siedlungs-/ Verkehrsfläche	(x)	▪ Landnutzung	-		x	▪ Cultural heritage
Erhaltung der sozialen Ressourcen	-		-		x	▪ Community engagement ▪ Equal opportunities/ discrimination ▪ Secure living conditions
z.B. Anteil der Bevölkerung, die sich in Vereinen organisiert, Straftaten je 1.000 Einwohner, Anteil der Bevölkerung mit Gefühlen der Einsamkeit	-		-		x	▪ Community engagement ▪ Equal opportunities/ discrimination ▪ Secure living conditions

[a] C: Kohlenstoff; CO_2: Kohlenstoffdioxid; N: Stickstoff; N_2O: Distickstoffmonoxid; NH_3: Ammoniak; NMVOC: flüchtige organische Verbindungen ohne Methan; NO_X: Stickoxide; P: Phosphor; SO_2: Schwefeldioxid

Tabelle 10 Instrumentelle Regeln des Helmholtz-Konzepts, Beispiele für Indikatoren (nach Kopfmüller et al. 2001) und Darstellung der thematischen Überschneidungen mit den SLCA-*subcategories* (UNEP/ SETAC 2009; Benoît-Norris et al. 2011) (als Teil des LCSA-Konzepts)

HELMHOLTZ-KONZEPT		LCSA-Konzept
Instrumentelle Regeln	**Indikatoren**[61]	***Subcategories* der SLCA guidelines**
Internalisierung externer ökologischer und sozialer Kosten	z.B. Aufkommensanteil umweltschutzbezogener Steuern, Marktanteile von „Fairtrade"-Produkten/ von Produkten/ Dienstleistungen, die nach ISO/ EMAS zertifiziert sind, Umfang der Ratifizierung von ILO-Standards bzw. Grad der Einhaltung in der Praxis	▪ Promoting social responsibility ▪ Public commitment to sustainability issues ▪ Transparency ▪ Community engagement ▪ *Subcategories* der Stakeholder *Worker* (alle mit ILO-Bezug)
Angemessene Diskontierung	z.B. Zinssatz für zehnjährige Staatsschuldverschreibungen	n.e.
Begrenzung der Verschuldung	z.B. Defizitquote (Haushaltsdefizit bezogen auf BIP), Gesamtschulden, Verhältnis von Neuverschuldung zu Investition	n.e.
Faire weltwirtschaftliche Rahmenbedingungen	z.B. globale Verteilung der Welthandelsanteile, Marktanteile von „Fairtrade"- (oder andern mit vergleichbaren Siegeln versehenen) Produkten, globale Verteilung der ausländischen Direktinvestitionen	n.e.
Förderung der internationalen Zusammenarbeit	z.B. öffentliche Mittel für Entwicklungszusammenarbeit bezogen auf BIP, Verteilung der Mittel auf Regionen/ gesellschaftliche Bereiche	n.e.
Resonanzfähigkeit der Gesellschaft	z.B. Anzahl der Produkte mit sozialen/ ökologischen Siegeln, Anzahl der nach ISO 14001/ Eco-Management und Audit Scheme (EMAS) zertifizierten Unternehmen, gesetzliche Verankerung von UVPs, Anzahl der Unternehmen im WBCSD, Anteil der Unternehmen, die eine Sozialbilanz erstellen/ veröffentlichen	▪ Promoting social responsibility ▪ Public commitment to sustainability issues ▪ Transparency
Reflexivität der Gesellschaft	z.B. Institutionalisierung von TA beim Parlament (ja/ nein), Anteil von interdisziplinär zusammengesetzten Beratungsgremien, Bekanntheitsgrad des Begriffs „Nachhaltigkeit"	▪ Public commitment to sustainability issues ▪ Transparency ▪ Promoting social responsibility
Steuerungsfähigkeit	z.B. Nachhaltigkeitsrat vorhanden (ja/ nein), nationale Nachhaltigkeitsstrategie vorhanden (ja/ nein)	▪ Public commitment to sustainability issues ▪ Transparency ▪ Promoting social responsibility
Selbstorganisation	z.B. Anzahl der NGOs, die sich mit Umwelt-, sozialen, globalen oder Dritte Welt-Themen beschäftigen, Anzahl lokaler Agenda 21 Prozesse	▪ Community engagement
Machtausgleich	z.B. Vertretung von NGOs in wichtigen Entscheidungsgremien, Anzahl von durch Mediation oder Runde Tische vorbereiteten und durchgeführten Entscheidungsverfahren	▪ Community engagement

n.e. nicht eindeutig zuordbar

5.2 SLCA zur vergleichenden Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien

Entsprechend den in Kapitel 4 in Tabelle 8 spezifizierten Teilzielen der SLCA-Betrachtung behandelt dieses Kapitel die Anwendbarkeit der SLCA zur vergleichenden Technologieanalyse. Dies beinhaltet die initiale Fragestellung, was mit der SLCA untersucht werden soll, d.h. in welchem Kontext die SLCA erfolgt und welche sozialen Aspekte als relevant für eine (vergleichende) Technologieanalyse angesehen werden sowie die Frage, inwieweit der SLCA-Ansatz der SLCA guidelines hierfür geeignet ist. Dies wird in den folgenden zwei Kapiteln 5.2.1 und 5.2.2 ausgeführt. Aufgrund der Komplexität der SLCA-Methode und der daraus resultierenden Notwendigkeit von Annahmen zur Einschränkung des Untersuchungsrahmens, wird bei der nachfolgenden Analyse zum Teil bereits die IWRM-Fallstudie als Beispiel herangezogen.

5.2.1 Definition und Konkretisierung des Ziels der Anwendung der SLCA zur Technologieanalyse

Ziel ist die Anwendung des SLCA-Ansatzes als Ergänzung zu LCA und LCC im Rahmen einer LCSA. Der Schwerpunkt liegt auf der Identifizierung von sozialen Aspekten, die 1) für eine vergleichende Technologieanalyse geeignet sind und 2) Implementierungsbedingungen von Technologien adressieren. Eine komplette soziale Bewertung der Technologien ist nicht Ziel der Studie.

Technologien können als Produkte angesehen werden (vgl. Lehmann et al. 2013 und Tabelle A-2, Anhang); die *UNEP/ SETAC guidelines for SLCA of products* sind damit prinzipiell anwendbar. Soziale Wirkungen infolge von Prozessen, wie z.B. der Einführung einer Technologie, sind abhängig von einer Vielzahl menschlicher Entscheidungen (Girin 2000). Das bedeutet, dass die zukünftigen sozialen Wirkungen vom Standpunkt des Prozesses nicht vollständig vorhersehbar sind (Macombe et al. 2010). Ziel dieser Arbeit ist daher keine komplette soziale Bewertung von Technologien, sondern vielmehr die Frage, inwieweit die SLCA nach dem Ansatz der guidelines und als Ergänzung zu LCA und LCC für eine vergleichende Technologieanalyse genutzt werden kann.

Technologien erfüllen eine oder mehrere Funktionen und werden entwickelt und implementiert, um diese zu erfüllen. In der IWRM-Fallstudie z.B. bezwecken Wasserversorgungstechnologien die Bereitstellung einer bestimmten Menge an Wasser für eine bestimmte Zeit (z.B. die Lebenszeit der Wasserversorgungsanlage). Durch die Technologie soll die bisher verfügbare Wassermenge (mindestens) auf die von der WHO geforderte Mindestmenge von 50 Lpcd (Howard&Bartram 2003), erhöht werden. Infolge der Implementierung der Technologien, also der Funktion, die sie erfüllen (sollen),

entstehen potentielle nachhaltigkeitsrelevante Wirkungen[62]. Mögliche Auswirkungen einer verbesserten Wasserversorgung und damit der potentielle Beitrag zu einer nachhaltigen Entwicklung werden in Scholz et al. (2004)[63] für das Untersuchungsgebiet des IWRM-Indonesien Projekts (siehe Kapitel 6) beschrieben. In Tabelle 11 werden diese zusammengefasst und als beispielhafte Auswirkungen für rurale und durch eine unzureichende Wasserversorgung charakterisierte Regionen angesehen.

Tabelle 11 Soziale und sozioökonomische[a] Auswirkungen einer verbesserten Wasserversorgung in ruralen Gebieten (nach Scholz et al. (2004) am Beispiel des Untersuchungsgebiets Gunung Sewu, Java, Indonesien)

Verbesserung der Wasserversorgung (die bereitgestellte Wassermenge übersteigt die von der WHO geforderte Mindestmenge von 50 Lpcd)
▪ Mögliche Verbesserung des Gesundheitszustands der Bevölkerung durch eine Erhöhung der verfügbaren Wassermenge (Nutzung für Hygiene, Sanitärbereich) → Rückgang wasserinduzierter Krankheiten Zusätzliche Nutzung des Wassers z.B. (ganzjährig) im Hausgarten → ggf. Verbesserung der Ernährungssituation → Auswirkungen auf das Einkommen: ggf. Einsparung von Ausgaben z.B. für den Kauf von Gemüse
▪ Zusätzliche Nutzung des Wassers für Heimindustrie (z.B. Weiterverarbeitung von Agrarprodukten) → steigendes Einkommen[a]
▪ Mögliche steigende finanzielle Belastung (abhängig vom Wasserpreis)[b]
▪ Auswirkungen auf die Arbeitsbelastung (steigend oder sinkend)[c]

[a] Scholz et al. (2004) sprechen von sozioökonomischen Auswirkungen. In der Tabelle wird der Begriff soziale und sozioökonomische Aspekte bevorzugt.

[b] Die finanziellen Auswirkungen einer verbesserten Wasserversorgung sind abhängig vom Wasserpreis (bzw. vom Ausmaß seiner Erhöhung) und von der verbrauchten Wassermenge. Da anzunehmen ist, dass das (infolge des Projekts) bereitgestellte Leitungswasser kostengünstiger ist als das Wasser vom Tanklastwagen, werden finanziell insbesondere die Menschen profitieren, die bislang verstärkt auf Letztere angewiesen waren. Für die Haushalte, die in der Vergangenheit vorrangig Leitungswasser erhalten haben, kann es dagegen infolge einer Erhöhung des Wasserpreises zu einer finanziellen Belastung kommen (Scholz et al. 2004).

[c] Nach Scholz et al. (2004) steigt ggf. die Arbeitsbelastung im Falle, dass das Wasser statt vom Tanker über öffentliche Hausanschlüsse bezogen wird. Dies trifft jedoch nur unter der Annahme zu, dass das Wasser mit Tankern direkt ans Haus geliefert wurde, während öffentliche Hausanschlüsse in einiger Entfernung des Hauses liegen können.

Entsprechend der in der in den SLCA guidelines dargestellten Übersicht zu existierenden sozialen Analysemethoden und Untersuchungsebenen (UNEP/ SETAC 2009, Tabelle 1) kann die Analyse der in Tabelle 11 beschriebenen Aspekte – bzw. die Veränderung derer infolge der Funktion der Technologien bzw. infolge des Projektvorhabens – am ehesten dem Social Impact Assessment zugeordnet werden (vgl. Tabelle 3, Kapitel 2.3.3.1).

In der LCA und LCC-Methode werden Produkte (Technologien) basierend auf der funktionellen Einheit verglichen. Nimmt man dies ebenfalls als Grundlage für die SLCA-Betrachtung, können die sozialen[64] Wirkungen infolge der Funktionen der Technologien damit bei den alternativen Technolo-

[62] Die Wassermenge ist hier ein Indikator, der einen (sozialen) Aspekt, aber noch keine Wirkung beschreibt. Eine Wirkung kann entstehen, wenn sich der Aspekt verändert – z.B. infolge der Technologieimplementierung (des Projekts) (entsprechend der Differenzierung von sozialem Aspekt und sozialer Wirkung, nach Vanclay (2002) und Macombe et al. (2011)).

[63] Scholz et al. (2004) betrachten zu erwartende sozioökonomische Auswirkungen der Wasserversorgung im Szenario, dass das IWRM-Indonesien Projekt erfolgreich verläuft. Sie unterscheiden hierbei zwischen drei Gebieten, die von einer verbesserten Wasserversorgung in unterschiedlichem Ausmaß betroffenen sind. In Tabelle 11 sind die sozialen und sozioökonomischen Auswirkungen zusammengefasst, d.h. werden nicht separat für diese drei Gebiete vorgestellt.

[64] Soziale Wirkungen umfassen hier entsprechend der Definitionen der SLCA (UNEP/ SETAC 2009) und des SIA (Burdge et al. 1994) soziale und sozioökonomische Wirkungen.

gien als gleich angesehen werden. Mit anderen Worten ausgedrückt – nach Dreyer et al. (2006) – treten diese sozialen Aspekte in der Nutzungsphase der Technologien also auf, wenn das Produkt (die Technologie) ihre Funktion für den Nutzer erfüllt, wie in der funktionellen Einheit definiert[65]. Die Analyse sozialer Aspekte infolge der Technologieimplementierung, d.h. infolge des Projekts sind im Rahmen der Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien natürlich signifikant; aus einer LSCA-Perspektive, wenn es um den Vergleich funktionsäquivalenter[66] Technologien geht, jedoch nicht entscheidungsrelevant. Da der Fokus dieser Arbeit auf der Analyse alternativer Technologien im Rahmen der Entscheidungsunterstützung liegt, wird die Analyse dieser sozialen Wirkungen nicht berücksichtigt.

Zur Verdeutlichung des Fokusses der Technologieanalyse stellt Abbildung 7 am Beispiel der IWRM-Fallstudie den Lebenszyklus aus Perspektive des *Produkts* Technologie sowie aus Perspektive des *Produkts* Wasser dar: Im IWRM-Indonesien Projekt werden die Prozesse von der Wassergewinnung bis hin zur Abwasserentsorgung betrachtet, d.h. der Lebensweg des *Produkts* Wasser (Abbildung 7, blau schattiert). Für jede dieser Phasen lassen sich soziale Aspekte bzw. potentielle soziale Wirkungen analysieren (verdeutlicht durch die grünen Pfeile). Aus *Projektperspektive* und entsprechend der in Tabelle 3, Kapitel 2.3.3.1 dargestellten Differenzierung zwischen SLCA und SIA sind diese aus den Prozessen resultierenden Aspekte/ Wirkungen eher Untersuchungsgegenstand des SIA.

Für jeden der dargestellten Prozesse gibt es alternative Technologien. Der Lebensweg dieser Technologien mit vorgelagerten und nachgelagerten Prozessen (Herstellung und Entsorgung) ist in der Abbildung 7 am Beispiel der Wasseraufbereitung grau schattiert. Aus *Produktperspektive* entsprechen dann die durch die grünen Pfeile dargestellten sozialen Aspekte/ Wirkungen denen der Nutzungsphase der Technologien. Ist das Ziel eine lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsanalyse, müssen idealerweise auch die sozialen Aspekte der vor- und nachgelagerten Prozesse berücksichtigt werden (hellgrüne Pfeile).

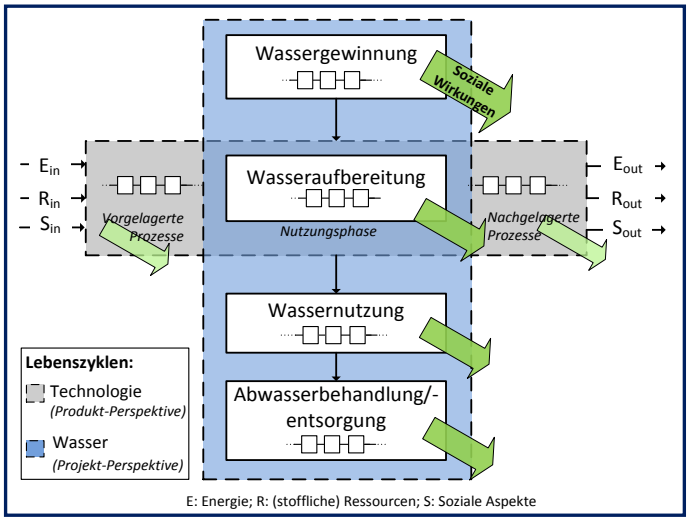


Abbildung 7 Wasserkette: Wassergewinnung bis Abwasserentsorgung: vereinfachter Lebensweg aus *Projektperspektive* (blau) und aus *Produktperspektive* (grau, dargestellt am Beispiel der Wasseraufbereitung)

[65] Die Funktionen der in der IWRM-Fallstudie betrachteten Technologien sind in Tabelle 16 dargestellt. Die Definition der funktionellen Einheit und ihr Einfluss auf die Wahl alternativer Technologieoptionen werden in Kapitel 5.4 diskutiert.

[66] Die Funktionsäquivalenz bezieht sich hier (mindestens) auf die *Kernfunktion* (vgl. Kapitel 5.4).

Neben der Diskussion zu sozialen Aspekten, die für eine vergleichende Technologieanalyse geeignet sind und der Darstellung der unterschiedlichen Lebenswegbetrachtung in Abhängigkeit des Untersuchungsgegenstands *Technologie* oder *Wasser*, betrifft eine weitere relevante Frage den bereits erwähnten Beitrag der Technologie zu einer nachhaltigen Entwicklung: Wie in Abbildung 5, Kapitel 3 dargestellt, können Technologien durch ihre Funktion zu einer nachhaltigen Entwicklung in der Untersuchungsregion beitragen. Für vergleichende Technologieanalysen können diese – infolge der Funktion auftretenden und damit gleichen – *Wirkungen* als *nicht entscheidungsrelevant* angesehen werden. Relevant aus Sicht der *Nachhaltigkeitsanalyse* ist, *dass* sie auftreten. Die Voraussetzung hierfür ist, dass die Funktion in der Praxis auch tatsächlich gewährleistet ist. Dies ist insbesondere relevant, wenn es um die Implementierung von Technologien in Entwicklungsländern und/ oder im Rahmen von Projekten mit Entwicklungskontext geht. So zeigen Studien, dass trotz jahrelanger Erfahrungen in Entwicklungsprojekten in Zusammenhang mit Technologietransfer die Ausfallraten von Technologien hoch sind. Die Ursache hierfür sind oft ungelöste technische Herausforderungen, häufiger jedoch ist es eine unzureichende Berücksichtigung von sozialen, kulturellen und institutionellen Rahmenbedingungen (Nieuwenhout et al. 2001; Sahay&Avgerou 2002; Long et al. 2004; Hellpap 2009). Eine „andauernde“ Funktion ist damit oft nicht gewährleistet. Daher – und vor dem Hintergrund, dass die Bedingungen für eine erfolgreiche Implementierung bei alternativen Technologien unterschiedlich sein kann – wird im folgenden Kapitel 5.2.2 auch untersucht, inwieweit Aspekte in Zusammenhang mit Technologieimplementierung in den SLCA guidelines adressiert sind und welche Aspekte fehlen und daher ggf. in die SLCA integriert werden sollten (vgl. Kapitel 5.3).

5.2.2 Anwendbarkeit der SLCA guidelines zur Technologieanalyse

Ziel ist die Analyse der Anwendbarkeit der SLCA guidelines zur vergleichenden Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien und die Diskussion, inwieweit der Lebensweg berücksichtigt werden kann, speziell in Projekten mit Entwicklungskontext.

Die meisten der in den *methodological sheets* der SLCA guidelines beschriebenen *subcategories* und Indikatoren stehen in Zusammenhang mit dem Verhalten von Organisationen; nur wenige soziale Aspekte können direkt einem Produkt oder Prozess zugeordnet werden in der Art, dass eine kausale Verknüpfung zwischen Prozess und Wirkung besteht (Jørgensen et al. 2008).

In Projekten mit Entwicklungskontext kann angenommen werden, dass die mit den Technologien in Zusammenhang stehenden spezifischen Organisationen (Unternehmen und Institutionen) vorrangig (oder ausschließlich) für die Nutzungsphase (blau schattiert in Abbildung 7) bekannt sind, nicht jedoch für die vor- und nachgelagerten Prozesse (grau schattiert in Abbildung 7) (z.B. Transport,

Energiebereitstellung). Sind die involvierten Organisationen[67] bei den betrachteten Technologiealternativen gleich, sind es die durch das Verhalten der Organisationen bedingten sozialen Aspekte (z.B. faire Löhne) ebenfalls. Eine Analyse dieser Aspekte gibt einen Einblick in die *social performance* der Organisationen und kann *hot spots* und Optimierungspotentiale identifizieren. Vor dem Hintergrund einer vergleichenden Analyse wird jedoch angenommen, dass diejenigen sozialen Aspekte entscheidungsrelevant sind, die spezifisch für die betrachteten Technologien sind. Dies wären z.B. Arbeitsbedingungen während der Errichtung und des Betriebs der Technologien.

In Hinblick auf vor- und nachgelagerte Prozesse[68] – Transportprozesse und Bereitstellung von Materialien und Energie für beispielsweise die Errichtung und den Betrieb der Technologien – kann angenommen werden, dass involvierte Organisationen (noch) nicht bekannt sind. Daten sind daher nur auf Sektor-[69] oder Länderebene verfügbar. Für einige der in den SLCA guidelines adressierten sozialen Aspekte (z.B. *faire Löhne*, *Kinderarbeit*) sind in der Social Hotspot Database Informationen zum Risiko, dass diese sozialen Aspekte auftreten, auf Sektor- und/ oder auf Länderebene vorhanden. Diese Risiken werden in der IWRM-Fallstudie ermittelt und es wird diskutiert, inwieweit die aus der SHDB gewonnenen Informationen für eine vergleichende Technologieanalyse genutzt werden können (vgl. Kapitel 6.6.1).

Zur Identifizierung sozialer Indikatoren für die Technologieanalyse wurden die SLCA guidelines bzw. die *methodological sheets* (Benoît-Norris et al. 2011) in Hinblick darauf analysiert, welche relevanten sozialen Aspekte (*subcategories*) und welche der vorgeschlagenen Indikatoren für eine vergleichende Technologieanalyse mit Hinblick auf Entscheidungsunterstützung geeignet scheinen. Gleichzeitig wurde untersucht, welche *subcategories* und Indikatoren einen Bezug zu Technologieimplementierung zeigen. Für die Auswahl geeigneter *subcategories* und Indikatoren aus den *methodological sheets* wurden folgende Kriterien verwendet: Es besteht ein Bezug zu 1) Technologieimplementierung und 2) zu den Technologien, unabhängig vom Verhalten der Organisationen. In den SLCA guidelines und den *methodological sheets* wird mit den *subcategories* eine Vielzahl von sozialen Aspekten berücksichtigt. Die beiden genannten Kriterien werden jedoch nur in elf der vorgeschla-

[67] Involvierte Organisationen in der IWRM-Fallstudie in der Nutzungsphase der Technologien sind die Baubehörde, Wasserversorgungsbehörde und Gesundheitsbehörde (Oberle et al. 2005; Lux 2008). Zum Teil sind hier auch die Organisationen bekannt, die für die Errichtung der Technologien verantwortlich sind. Für die Wasserkraftanlage Bribin-Sindon (vorgestellt in Kapitel 6.3.2.3.1) sind dies die Baubehörde sowie die Trinkwasserversorgungsbehörde.

[68] In der IWRM-Fallstudie erfolgt die Energiebereitstellung für den Betrieb der Technologien beispielsweise durch das öffentliche Netz (Elektrizitätsmix) sowie über Dieselaggregate. Zu den vorgelagerten Prozessen zählen damit beispielsweise die Bereitstellung elektrischer Energie (z.B. über das öffentliche Netz (Elektrizitätsmix) oder über mit Diesel betriebene Stromaggregate) sowie die Treibstoffbereitstellung (Diesel).

[69] Relevante Sektoren in Zusammenhang mit der IWRM-Fallstudie, d.h. mit Wasserversorgung und Abwasserentsorgung, sind beispielsweise Energie, Elektrizität, Chemikalien oder Transport (vgl. Kapitel 6.6.1).

genen 31 *subcategories* adressiert. Diese *subcategories* sowie Beispiele für geeignete Indikatoren sind in Tabelle 12 zusammengefasst.

Tabelle 12 *Subcategories* der SLCA guidelines (UNEP/ SETAC 2009) (und betroffene Stakeholder, in Klammern), die 1) geeignet sind für eine vergleichende Technologieanalyse und 2) einen Bezug zu Implementierungsbedingungen von Technologien zeigen[a] (angepasst nach Lehmann et al. 2011d, 2013)

Relevante soziale Aspekte		*Subcategories* (betroffene Stakeholder)	Indikatoren (Beispiele)
Soziale Aspekte, geeignet für eine vergleichende Technologieanalyse[b]	*Sozialer Nutzen*	Lokale Beschäftigung (lokale Gemeinschaft, Arbeiter) *z.B. Beeinflussung der lokalen Beschäftigungssituation durch die Technologie*	Anteil der Beschäftigten aus lokaler Umgebung
	Arbeitsbedingungen (abhängig sowohl vom Verhalten der Organisation als auch von den Technologien)	Arbeitsstunden (Arbeiter)	Erforderlicher Aufwand zur Bereitstellung einer bestimmten Menge an Wasser[c]
		Gesundheit und Sicherheit (Arbeiter) *z.B. Gesundheitsschäden durch z.B. Arbeitsbedingungen*	Existenz von Notfallplänen, präventiven Maßnahmen zur Vorbeugung von Unfällen und Verletzungen, Anzahl der Unfälle/ Verletzungen
		Gesundheit und Sicherheit (lokale Gemeinschaft)	Vorhandensein/ Ausmaß von Gesetzen zum Bau und Sicherheitsmaßnahmen
Soziale Aspekte mit Bezug zu Technologieimplementierung[b]	*Akzeptanz von Technologien (*relevant für einen erfolgreichen Technologietransfer und Nutzung von Technologien)	Einbeziehung und Engagement der lokalen Gemeinschaft (lokale Gemeinschaft) *z.B. Einbeziehung in Entscheidungsprozesse*	Vertrauen der Bevölkerung in z.B. Institutionen
		Kulturelles Erbe (lokale Gemeinschaft)	Sind relevante Informationen für die Bevölkerung verfügbar, in ihrer eigenen Sprache?
		Feedback Mechanismen (Konsumenten)	Existenz von Feedback-Mechanismen für die Konsumenten
		Korruption (Gesellschaft) *z.B. Vorhandensein bzw. Anzeichen für Korruption in den für die Technologien verantwortlichen Organisationen*	Korruptionsrisiko in einem bestimmten Sektor
	Rahmenbedingungen für eine erfolgreiche Technologieimplementierung	Zugang zu immateriellen Ressourcen (lokale Gemeinschaft) *z.B. Verbesserter Zugang zu Bildung, Qualifikation*	Vorhandensein/ Ausprägung kommunaler Bildungsinitiativen
		Zugang zu materiellen Ressourcen (lokale Gemeinschaft) *z.B. Bewusstsein von Aspekten in Zusammenhang mit Ressourcennutzung, Existenz von Maßnahmen zur Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung*	Ist ein Zugang/ Nutzen einer ggf. im Projekt erforderlichen und entwickelten Infrastruktur für die lokale Bevölkerung möglich?
		Öffentliches Bekenntnis/ Engagement zu/ für Nachhaltigkeitsthemen (Gesellschaft) *z.B. Bewusstsein von Nachhaltigkeitsthemen, Bereitschaft zum Beitrag zu einer nachhaltigen Entwicklung*	Vorhandensein von öffentlich zugänglichen Dokumenten (Bekenntnis, Vereinbarungen) zu Nachhaltigkeitsthemen

[a] Die SLCA guidelines definieren fünf Haupt-Stakeholdergruppen (vgl. Kapitel 2.3.3.1). Für vier von ihnen (Arbeiter, Konsumenten, lokale Gemeinschaft und z.T. Gesellschaft) konnten *subcategories* identifiziert werden, die 1) und 2) adressieren.

[b] Einige der Indikatoren, die für die – mit *Arbeitsbedingungen* und *sozialem Nutzen* der lokalen Gemeinschaft in Zusammenhang stehenden – *subcategories* vorgeschlagen werden, können technologiespezifisch sein und werden daher als anwendbar für eine vergleichende Technologieanalyse betrachtet. Soziale Aspekte in Zusammenhang mit Technologieimplementierung umfassen *Akzeptanz von Technologien* und *Rahmenbedingungen für eine erfolgreiche Technologieimplementierung*. Diese Unterscheidung wurde in Spalte 2 zur Verdeutlichung des Zusammenhangs zu den *subcategories* vorgenommen.

[c] Dieser Indikator ist spezifisch für die IWRM-Fallstudie; so können z.B. alternative Technologien zur Hygienisierung des Wassers unterschiedliche Kapazitäten (zur Aufbereitung) aufweisen, die zu einem unterschiedlichen Arbeitsaufwand zur Bereitstellung einer bestimmten Menge an Wasser führen. In diesem Fall sind die Arbeitsstunden dann nicht abhängig vom Verhalten der Organisation/ des Unternehmens, sondern abhängig von (bzw. spezifisch für) die Technologie.

Der SLCA-Ansatz der guidelines adressiert zahlreiche soziale Aspekte. In Hinblick auf eine Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien für den Einsatz in Entwicklungsländern bzw. für eine vergleichende Analyse im Rahmen von Projekten mit Entwicklungskontext sind diese jedoch nicht ausreichend. Zusätzliche Aspekte müssen betrachtet und durch geeignete Indikatoren beschrieben werden.

Ergänzende Indikatoren, u.a. abgeleitet aus dem Nachhaltigkeitskonzept der Helmholtz-Gemeinschaft, werden in Kapitel 5.3 vorgestellt.

Eine Analyse der in Tabelle 12 vorgeschlagenen sozialen Indikatoren mit standortspezifischen Daten erfolgt nicht im Rahmen der IWRM-Fallstudie, insbesondere aufgrund der mangelnden Datenverfügbarkeit. Diese ist zum einen auf die regionalen Spezifika im Untersuchungsgebiet in Indonesien und zum anderen auf die Tatsache zurückzuführen, dass sich die betrachteten Technologien zum Teil noch in der Entwicklungsphase befinden (vgl. Kapitel 6.4.1).

Für eine generische Analyse geben die *methodological sheets* Hinweise für mögliche Datenquellen. Basierend auf diesen Datenquellen, findet sich in Tabelle A-5 (Anhang) eine Zusammenstellung länderspezifischer Indikatorenergebnisse. Sie gibt einen Überblick zu sozialen Aspekten in Indonesien. Für eine vergleichende Technologieanalyse sind diese generischen Daten (zumindest für die IWRM-Fallstudie) jedoch nicht geeignet.

Der Großteil der in den SLCA guidelines beschriebenen sozialen Aspekte in Zusammenhang mit Technologien ist bedingt durch das Verhalten von involvierten Organisationen/ Unternehmen. Selten besteht ein kausaler Zusammenhang zwischen Prozess/ Produkt und sozialer Wirkung (Jørgensen et al. 2008). Sind die Organisationen (noch) nicht bekannt, was insbesondere in Projekten mit Entwicklungskontext anzunehmen ist, kann eine SLCA vorerst nur mit Sektor- oder Länderdaten durchgeführt werden. Auch wenn dadurch ggf. das Datenproblem auf Unternehmensebene überwunden werden kann, bleibt ein Methodenproblem bezüglich der Aussagefähigkeit dieser Daten bestehen und damit bezüglich der Eignung ihrer Anwendung in Entscheidungsprozessen[70].

[70] Die Frage ist prinzipiell, ob man die soziale Situation „nur“ beschreiben will oder etwas „ändern“ möchte. Ersteres ist natürlich Voraussetzung für das zweite, jedoch kann man argumentieren, dass man auf die Messung der Aspekte, die nicht entscheidungsrelevant sind, verzichten kann. Misst man auf Unternehmensebene, z.B. Unternehmen A und B, kann man durch direkten Vergleich – bei vorheriger Definition von Kriterien – eine Wahl für ein Unternehmen treffen oder auf eine Verbesserung der sozialen Situation im Unternehmen hinwirken. Generell ist ein direkter Vergleich auch auf Sektor- oder Länderebene möglich. Aufgrund der Durchschnittsdaten wird dabei jedoch nur ein Risiko für das Auftreten eines bestimmten sozialen Aspekts bzw. einer Wirkung dargestellt. Dies als Grundlage für Entscheidungen zu nehmen, erscheint wenig sinnvoll.

5.3 Identifizierung zusätzlicher sozialer Indikatoren

Für die Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien, insbesondere im Entwicklungskontext, müssen neben den in den SLCA guidelines vorgeschlagenen sozialen Aspekten, zusätzliche Aspekte betrachtet und durch geeignete Indikatoren beschrieben werden. Diese Aspekte betreffen institutionelle Rahmenbedingungen und Bedingungen zur Technologieimplementierung und werden u.a. aus dem Nachhaltigkeitskonzept der Helmholtz-Gemeinschaft abgeleitet.

Zur Identifizierung relevanter sozialer Aspekte und geeigneter Indikatoren zur Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien erfolgte eine Literaturrecherche zu den Themen *Technologieimplementierung* und *Technologietransfer* (Tébar Less&McMillan 2005), *nachhaltige und angepasste Technologien* (Faulkner&Albertson 1986; UN 1992; Hazeltine&Bull 2003; Grunwald 2006) (siehe auch Kapitel 3, Tabelle 4) sowie *Systemanalyse* und *Technikfolgenabschätzung* (Kopfmüller et al. 2001; Schultz et al. 2009). Ebenfalls hinzugezogen wurden – bereits in Hinblick auf die IWRM-Fallstudie – Projektberichte, vor allem sozioökonomische Studien in der Untersuchungsregion (z.B. Scholz et al. 2004; Damayanti 2009; Nayono 2009; Puspitasari 2009; Oertel 2010; Nayono et al. 2011), näher betrachtet in Kapitel 6.1.2. Basierend auf der Literaturauswertung – u.a. dem Helmholtz-Konzept – sowie eigenen Überlegungen werden in Tabelle 13 zusätzliche soziale Indikatoren zur Berücksichtigung von Aspekten in Zusammenhang mit Technologieimplementierung in der SLCA vorgeschlagen. Da das Helmholtz-Konzept keine standardisierten Indikatoren für die Technologieanalyse bzw. für die Beschreibung der Helmholtz-Regeln vorgibt, wurden diese zusätzlichen Indikatoren auch im Helmholtz-Konzept noch nicht (explizit) in Zusammenhang mit der Technologieanalyse beschrieben. Von wesentlicher Bedeutung hinsichtlich Implementierungsbedingungen von Technologien ist die Einstellung und Akzeptanz der Bevölkerung diesen gegenüber. Zur Gewährleistung des Betriebs, d.h. der Funktion der Technologien ist es zudem erforderlich, dass die *Zuständigkeiten und Verantwortlichkeiten klar definiert* sind. Insbesondere wenn mehrere Institutionen oder Organisationen beteiligt sind, ist dies nicht immer eindeutig, weshalb die *Anzahl involvierter Institutionen* als zusätzlicher Indikator vorgeschlagen wird. Von Interesse und Relevanz sind diese Informationen beispielsweise bei Entscheidungen hinsichtlich dezentraler oder zentraler Technologien: Ist beispielsweise das Vertrauen der Bevölkerung in Institutionen gering oder sind die Zuständigkeiten, z.B. für eine Wartung der Technologien, nicht klar definiert, könnten diejenigen Technologiealterativen die erfolgversprechenderen sein, bei denen wenige oder keine Institutionen beteiligt sind. Unabhängig davon sollte das Ziel einer nachhaltigen Entwicklung sein, die für die Implementierung erforderlichen Rahmenbedingungen zu fördern und zu schaffen. Durch entsprechende Indikatoren erfasste Aspekte wie beispielsweise die *Existenz kontinuierlicher jährlicher Investitionen, eine geringe Zeitspanne bis War-*

tungs-/ Reparaturmaßnahmen durchgeführt/ abgeschlossen werden oder *klar definierte Verantwortlichkeiten* sind von hoher Relevanz für den erfolgreichen Betrieb einer Technologie. Eine *hohe Fluktuation der Arbeiter* kann dagegen z.B. einen potentiellen Wissensverlust bedeuten und so ein Risiko hinsichtlich der Gewährleistung eines fachgerechten Betriebs und einer fachgerechten Wartung indizieren. In Hinblick auf die Beurteilung geeigneter Sanitäreinrichtungen (z.B. öffentliche und private Toiletten) ist zudem der Sicherheitsaspekt, insbesondere bei nächtlicher Nutzung zu berücksichtigen.

Die in Tabelle 13 vorgestellten Indikatoren adressieren (und erhöhen das Bewusstsein für) soziale Aspekte, die vorrangig in Zusammenhang mit Technologien und deren Implementierung in Entwicklungsländern bzw. in Projekten mit Entwicklungskontext als relevant angesehen werden können.

Die Indikatoren wurden zwar unter Berücksichtigung des IWRM-Fallbeispiels ausgewählt, sind jedoch prinzipiell ebenfalls auf andere Technologien übertragbar. Die Aspekte und vorgeschlagenen Indikatoren sind außerdem auch nicht auf den Entwicklungskontext beschränkt. Zudem sind sie prinzipiell sowohl für die Analyse alternativer Technologien in einer bestimmten Region[71], als auch zur Analyse variierender Implementierungsbedingungen in verschiedenen Regionen (Einsatzgebieten der Technologien) anwendbar (Lehmann et al. 2013).

Tabelle 13 Zusätzliche soziale Indikatoren zur Technologieanalyse mit Bezug zu Implementierungsbedingungen und zur möglichen Ergänzung in der SLCA (angepasst nach Lehmann et al. 2011c, 2013)

(Soziale) Indikatoren	Art der Indikators
Existieren Verantwortlichkeiten für die Technologien (z.B. verantwortliche Institutionen) und sind diese klar definiert (z.B. in Bezug auf Wasserversorgung, -verteilung, -aufbereitung und Abwasserentsorgung)	Semi-quantitativ (z.B. ja/ nein)
Anzahl der für eine Technologie verantwortlichen Institutionen (Errichtung, Betrieb, Wartung)	Quantitativ
Vertrauen der Bevölkerung in soziale Institutionen/ in die für die Technologien verantwortlichen Institutionen	Qualitativ Semi-quantitativ (z.B. gering/ mittel/ hoch)
Dauer/ Zeit, bis Wartungs-/ Reparaturmaßnahmen durchgeführt/ abgeschlossen werden	Quantitativ (z.B. Stunden/ Tage/ Monate) Semi-quantitativ (z.B. kurz/ mittel/ lang) Qualitativ
Anzahl und Prozentsatz erfolgreich implementierter Technologien (durchgeführter Entwicklungsprojekte) in der Untersuchungsregion/ dem Sektor/ des Landes	Quantitativ (z.B. Verhältnis der reellen zur theoretischen Lebensdauer in %) Semi-quantitativ (z.B. gering/ mittel/ hoch)
Fluktuation des Personals (Ausmaß) (relevant für Wissenserhalt/ -transfer)	Semi-quantitativ (z.B. gering/ mittel/ hoch)
Erforderliche Fähigkeiten/ Know-How zur Errichtung/ Betrieb/ Wartung der Technologie	Semi-quantitativ (z.B. gering/ mittel/ hoch)
Existenz/ Höhe von kontinuierlichen, jährlichen Investitionen im Bereich der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung	Semi-quantitativ (z.B. ja/ nein)
Existiert eine unabhängige Körperschaft zur Festlegung des Wasserpreises?	Semi-quantitativ (z.B. ja/ nein)
Existiert eine für den Betrieb und die Wartung der Technologie erforderliche Infrastruktur?	Semi-quantitativ (z.B. ja/ nein)
Wird die Nutzung der (öffentlichen) Toiletten (nachts) als sicher eingeschätzt?	Semi-quantitativ (z.B. ja/ nein)

(Quellen: Saleth&Dinar 1999; Tébar Less&McMillan 2005; Damayanti 2009; Nayono 2009; Puspitasari 2009; Renn et al. 2009; Oertel 2010; Nayono et al. 2011)

[71] Dies entspricht der IWRM-Fallstudie, in der alternative Technologien für eine Region betrachtet werden. In Kapitel 6.6.4 wird die Ausprägung der Indikatoren am Beispiel der IWRM-Fallstudie beschrieben.

Die Funktionen und Anforderungen an Indikatoren sind in Grunwald&Kopfmüller (2012) beschrieben und in den Kapiteln 2.1.1 und 2.1.2 zusammengefasst. Entsprechend der Einteilung in Kapitel 2.1.1 können die in Tabelle 13 vorgeschlagenen Indikatoren folgende Funktionen erfüllen:

- *Information*, da sie relevante soziale Aspekte adressieren und deren Beschreibung in quantitativer, qualitativer oder semi-quantitativer Form ermöglichen,
- *Orientierung,* da sie zur Identifikation von Problemen und Handlungsbedarf beitragen,
- *Steuerung,* sofern sie beispielsweise zur Messung und Bewertung der Wirksamkeit von Maßnahmen zur Erreichung definierter Ziele herangezogen werden (z.B. könnte ein Ziel die Verringerung der Fluktuation des Personals sein) sowie
- *Kommunikation*, da die Indikatoren einen Beitrag zur Vermittlung komplexer Sachverhalte, wie Implementierungsbedingungen leisten können.

Die vorgeschlagenen Indikatoren sind transparent, sie können als repräsentativ zur Darstellung von Aspekten in Zusammenhang mit Technologieimplementierung (v.a. im Entwicklungskontext) und als sensitiv gegenüber sozialen und ökonomischen Aspekten angesehen werden. Sie folgen damit auch den in Kapitel 2.1.2 beschriebenen wissenschaftlichen und funktionalen Anforderungen an Indikatoren. In Hinblick auf die Anforderungen aus Sicht der Nutzer werden die Indikatoren als verständlich eingeschätzt; einen Richtungs- oder Zielbezug zeigen sie jedoch nicht. Dies erfolgt erst durch einen Bezug zu definierten Kriterien oder Zielen (z.B. Betrieb einer Technologie mit einem geringen erforderlichen Know-How). Der Aufwand zur Datenbeschaffung variiert je nach Untersuchungskontext, wird jedoch in Hinblick auf den Entwicklungskontext als hoch, aber vertretbar eingeschätzt.

Grundsätzlich kann diskutiert werden, ob Implementierungsbedingungen und Technologien im Untersuchungsrahmen des SLCA guidelines-Ansatzes liegen, oder ob andere Methoden wie das SIA (IAIA 1994) geeigneter wären. Da die Grenzen zwischen den sozialen Analysemethoden jedoch fließend sind (UNEP/ SETAC 2009), können aus diesen komplementären Methoden abgeleitete sowie zusätzliche soziale Indikatoren aber auch genutzt werden, um den gegenwärtigen SLCA-Ansatz zu erweitern. Insbesondere in Hinblick auf eine gemeinsame Anwendung der SLCA mit LCA und LCC zur Analyse von Technologien im Rahmen von Projekten mit Entwicklungskontext (bzw. in Entwicklungsländern) ist eine Berücksichtigung von Implementierungsbedingungen von hoher Relevanz, weil ein (erstrebter) Beitrag zu einer nachhaltigen Entwicklung infolge der Funktion der Technologien nur bei einer erfolgreichen Implementierung möglich ist. Dies bezieht sich nicht nur auf Studien in Entwicklungsländern – Implementierung ist immer ein kritischer Aspekt – jedoch können die Effekte einer erfolgreichen (oder erfolglosen) Implementierung von Technologien (z.B. Wasserversorgung) hier mitunter deutlich greifbarer sein als in entwickelten Regionen oder Ländern (Lehmann et al. 2013).

5.4 Funktionelle Einheit und Wahl von Technologiealternativen

Die funktionelle Einheit (f.E.), der „quantifizierte Nutzen eines Produktsystems“, legt fest, was zu untersuchen ist und dient – da alle Inputs und Outputs auf sie bezogen werden – als Vergleichseinheit in der LCA (ISO 14044 2006). Sie bestimmt damit, welche Eigenschaften Technologien haben müssen, um als relevante Alternativen für LCA-Studien zu gelten. Die Frage, wie die funktionelle Einheit definiert wird und welche Eigenschaften alternativer Technologien berücksichtigt werden, ist damit von entscheidender Bedeutung (vgl. auch Kapitel 2.3.1). Neben der Funktionalität, welche die dem Nutzer bereitgestellte Leistung charakterisiert (z.B. Weidema 2003) und hier als *Kernfunktion* bezeichnet wird, können weitere Funktionen bzw. Produkteigenschaften berücksichtigt werden. Entscheidungsrelevant können prinzipiell alle Funktionen sein. Sind Kriterien definiert, z.B. maximal tragbare Anschaffungskosten, definierter Wartungsaufwand, (theoretische) Lebenszeit, Akzeptanz bei der Bevölkerung etc., können diese als obligatorische Eigenschaften die Auswahl geeigneter alternativer Technologien bestimmen. Je mehr Eigenschaften in die funktionelle Einheit integriert werden, desto kleiner wird die Wahl möglicher Alternativen, die im Gegenzug jedoch damit auch zu *implementationswahrscheinlicheren* Alternativen werden können[72].

Konzeptionell betrachtet, bedeutet dies, dass im Rahmen einer Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien zuerst potentielle und für die entsprechende Region *geeignete Technologieoptionen* identifiziert werden könnten. Zur Charakterisierung einer Technologie als eine *geeignete, d.h. realisierbare* oder *implementationswahrscheinliche* Option ist beispielsweise die Berücksichtigung sozialer, ökonomischer oder institutioneller Rahmenbedingungen erforderlich. Dazu zählen unter anderem die Akzeptanz der Technologien bei der Bevölkerung sowie maximal tragbare ökonomische Aufwendungen (z.B. Anschaffungskosten), oder auch an lokale Bedingungen angepasste Anforderungen an den Betrieb der Technologien. Die Berücksichtigung dieser Eigenschaften bzw. Aspekte ist relevant, da nur durch eine erfolgreiche Implementierung und Nutzung der Technologien diese auch (durch ihre Funktion) ihren erwünschten potentiellen Beitrag zu einer nachhaltigen Entwicklung leisten können. Dieser kann beispielsweise bei Technologien der Wasserversorgung – und ausgedrückt mit den Helmholtz-Regeln – als Beitrag zum *Schutz der menschlichen Gesundheit* und zur *Gewährleistung der Grundversorgung* verstanden werden. Damit kann bereits bei der Definition der funktionellen Einheit (durch die Berücksichtigung spezifischer Eigenschaften) bestimmt werden, dass alle der

[72] Beispiel: Der Vergleich von Regenwasserzisternen (als alternative Wasserversorgungstechnologien) mit dem unterirdischen Sperrwerk basierend auf einer funktionellen Einheit von 1 m^3 wäre nur sinnvoll, sofern generell der gleiche Nutzen (z.B. die Versorgung von 80.000 Menschen mit 50 Lpcd) erbracht werden kann. Dies ist derzeit im Untersuchungsgebiet der IWRM-Fallstudie (vgl. Kapitel 6) nicht gewährleistet (vgl. auch Kapitel 6.3.2.2 und Kapitel 6.3.2.3.1).

auf Basis dieser funktionellen Einheit vergleichbaren Technologieoptionen zumindest einige der Mindestbedingungen an eine nachhaltige Entwicklung erfüllen (bzw. einige der normativen Elemente einer nachhaltigen Entwicklung berücksichtigen). Die so identifizierten alternativen Technologieoptionen können anschließend beispielsweise mit LCSA hinsichtlich ihrer potentiellen ökologischen, ökonomischen und sozialen Aspekte aus Lebenszyklusperspektive analysiert und verglichen werden. Vereinfacht dargestellt ist dies in Abbildung 8 (oben)[73] sowie in Abbildung 10, Kapitel 5.5 (mit Bezug zu einer möglichen komplementären Nutzung von Helmholtz-Konzept und LCSA).

Praktisch oder operativ betrachtet wird dies nicht immer der Fall sein (können), weil sozioökonomische oder institutionelle Analysen (projektbedingt) parallel zur LCSA laufen[74] und/ oder weil LCSA-Studien losgelöst von oder ohne komplementäre Methoden angewendet werden. In diesem Fall würde die funktionelle Einheit eher allgemeiner definiert, d.h. die Anzahl der obligatorischen Eigenschaften verringert werden. Dadurch steigt die Anzahl potentieller Technologieoptionen, vereinfacht dargestellt in Abbildung 8 (unten). Die *Kernfunktion* ist hier die einzige obligatorische Eigenschaft zur Definition alternativer Technologien (Produkte). Ebenso wie im oben dargestellten Fall können die alternativen Technologieoptionen anschließend mit der LCSA analysiert werden. Aspekte und Eigenschaften, welche die *Eignung der Technologie* beschreiben, könnten über zusätzliche (vorrangig soziale) Indikatoren erfasst werden. Weidema (2003) beschreibt in Zusammenhang mit der Definition einer funktionellen Einheit (vgl. auch Kapitel 2.3.1) die *Technische Qualität*, die als Produkteigenschaft Dauerhaftigkeit und Wartung adressiert. Theoretisch beschreibt diese, was aus technischer Sicht erforderlich ist, damit die Funktionalität (*Kernfunktion*) gewährleistet wird. Hierfür wesentliche erforderliche Rahmenbedingungen (z.B. Akzeptanz) sind in den Produkteigenschaften nach Weidema (2003) jedoch nicht aufgeführt[75]. Werden Lebenszyklusanalysen im Rahmen von Entscheidungsprozessen zur Nachhaltigkeitsanalyse herangezogen, sollten diese Aspekte – insbesondere im Rahmen von Projekten mit Entwicklungskontext – berücksichtigt werden. Dies kann durch die Integration zusätzlicher Indikatoren in die SLCA erfolgen. Einen Vorschlag für solche Indikatoren gibt Tabelle 13, Kapitel 5.2. Werden für diese noch richtungsunsicheren Indikatoren (z.B. *Akzeptanz*) entsprechende Kriterien, Ziele oder Referenzwerte definiert (z.B. *Akzeptanz der Technologien bei mehr als 80 % der Bevölkerung*) und sind diese bekannt, können die Indikatoren bzw. Eigenschaften

[73] Generell können unendlich viele Eigenschaften in die funktionelle Einheit integriert werden. In Hinblick auf ökologische, ökonomische oder soziale Aspekte müssen diese aber spezifisch sein: Die Eigenschaften *umweltverträglich, kostengünstig* oder *sozialverträglich* sind nicht ausreichend, da diese Informationen aus der LCSA stammen und es vorher nicht abgeschätzt werden kann (zumindest nicht aus Lebenszyklusperspektive), inwieweit diese Eigenschaften zutreffen (vgl. auch Weidema 2003).

[74] Die erfolgt beispielswiese im Rahmen einer Nachhaltigkeitsanalyse im IWRM-Indonesien Projekt (vgl. Kapitel 6.1.2).

[75] Allerdings beziehen sich die Produkteigenschaften bei Weidema (2003) auch eindeutig auf die LCA, d.h. auf ökologische Aspekte.

entsprechend der Darstellung in Abbildung 8 (oben) auch in die funktionelle Einheit integriert werden und damit bereits im Vorfeld einer LCSA-Analyse zur Auswahl geeigneter, potentiell realisierbarer Technologiealternativen beitragen.

In der IWRM-Fallstudie werden operativ bedingt beide Ansätze aufgegriffen und in Kapitel 6.3.2.2 diskutiert. Diese Ansätze verdeutlichen zudem die Möglichkeiten einer komplementären Nutzung von Helmholtz- und LCSA-Konzept in einem Integrierten Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse. Dieser Integrierte Ansatz wird im folgenden Kapitel noch einmal zusammengefasst vorgestellt.

Methodisch – aus LCSA-Perspektive – können soziale und ökonomische Aspekte[76], die als relevant für die Eignung der Technologie eingeschätzt werden und damit die *Implementierungswahrscheinlichkeit* erhöhen und so die Realisierung ihres Nachhaltigkeitspotentials begünstigen, als obligatorische Eigenschaften in die funktionelle Einheit integriert werden. Operativ betrachtet, ist dieses Wissen vor LCSA-Studien nicht immer bekannt und sollte daher über geeignete Indikatoren abgedeckt werden: Die LCC liefert hierzu mit ökonomischen Indikatoren wie z.B. Anschaffungs- und Betriebskosten relevante Informationen. Die in der SLCA betrachteten Aspekte und Indikatoren sind dagegen derzeit nur bedingt zur Beschreibung von Eigenschaften anwendbar, die die Eignung oder Implementierungsbedingungen einer Technologie adressieren. Als Beitrag zur Überwindung dieses Defizits wurden daher in Kapitel 3.4. zusätzliche soziale Indikatoren vorgeschlagen.

[76] Dies gilt prinzipiell auch für ökologische Aspekte. Der Fokus liegt hier jedoch auf ökonomischen und sozialen Aspekten, da diese für die Beschreibung der *Eignung* einer Technologie im Sinne einer *hohen Implementierungswahrscheinlichkeit* als besonders relevant angesehen werden können.

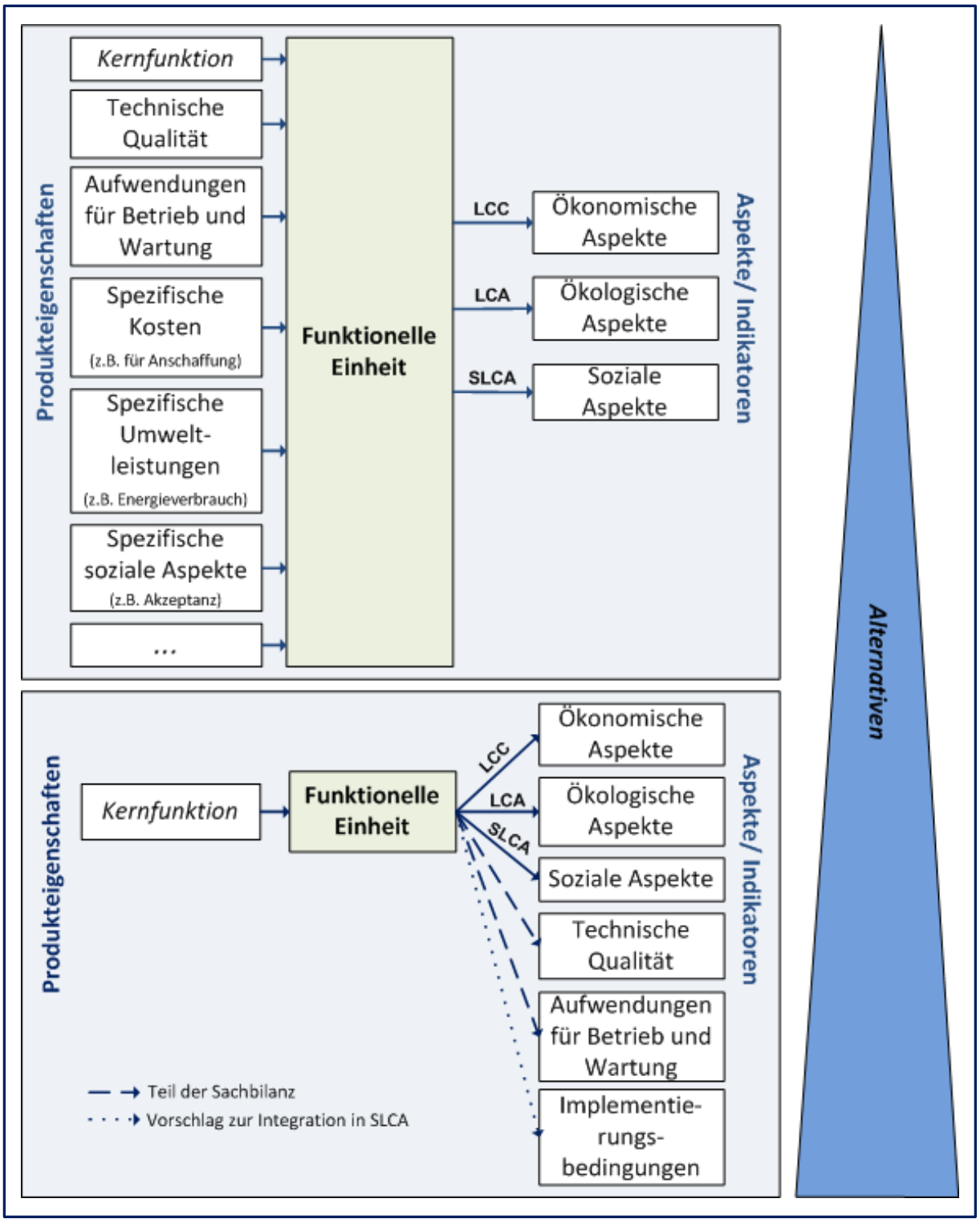


Abbildung 8 Möglichkeiten der Definition der funktionellen Einheit und Einfluss auf die Anzahl möglicher Technologiealternativen zur Analyse mit den Methoden der LCSA: *Oben:* Integration mehrerer (obligatorischer) Eigenschaften in die funktionelle Einheit. *Unten:* Die funktionelle Einheit enthält nur die *Kernfunktion*.

5.5 Zusammenfassung – Integrierter Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse

Der *Integrierte Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse* behandelt die Umsetzung einer lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeitsbetrachtung von Technologien unter Nutzung der Komplementarität des Helmholtz- und des LCSA-Konzepts. Er wurde in den vorangegangenen Kapiteln (5.1–5.4) beschrieben und wird im Folgenden zusammengefasst.

Im Helmholtz-Konzept existiert kein standardisiertes Set an Indikatoren zur Technologiebewertung; diese müssen kontextspezifisch ermittelt werden (vgl. Kapitel 2.2). Generell wird durch die Anwendung der LCSA im Rahmen einer Nachhaltigkeitsanalyse nach dem Helmholtz-Konzept eine Vielzahl an Indikatoren für eine vergleichende Technologieanalyse bereitgestellt, und zwar unter Berücksichtigung der für Nachhaltigkeitsanalysen relevanten Lebenszyklusperspektive. Untersuchungsgegenstand der LCSA sind hierbei Produkte, Prozesse und Dienstleistungen sowie in der SLCA ebenfalls Organisationen (Institutionen/ Unternehmen). Das Nachhaltigkeitskonzept der Helmholtz-Gemeinschaft umfasst zusätzliche Betrachtungsebenen, z.B. bestimmte Regionen, die Gesellschaft oder die Gesamtwirtschaft (vgl. Abbildung 4). Prinzipiell, können die Indikatoren der LCSA, insbesondere der SLCA auch hier auch als Fundus zur Auswahl geeigneter Indikatoren dienen, d.h. sie können zur Beschreibung der Helmholtz-Regeln als Mindestbedingungen einer nachhaltigen Entwicklung herangezogen werden (vgl. Abbildung 9, blauer Pfeil).

Der Input des Helmholtz-Konzepts zum LCSA-Konzept[77] kann in einer methodischen Weiterentwicklung der SLCA-Methode[78] gesehen werden. Dies betrifft die Integration sozialer oder institutioneller Aspekte in die SLCA, beispielsweise durch die Berücksichtigung von Implementierungsbedingungen über geeignete soziale Indikatoren (vgl. Kapitel 5.3) sowie die Beachtung normativer Elemente bei der Definition der funktionellen Einheit der LCSA (vgl. Kapitel 5.4). Das Helmholtz-Konzept kann damit als Orientierungsrahmen z.B. für die Auswahl von Technologiealternativen und für deren Bewertung herangezogen werden (vgl. Abbildung 9, grüner Pfeil). So können beispielsweise Ist-Analysen, sozioökonomische Analysen oder Stakeholderanalysen, die im Rahmen einer Nachhaltigkeitsanalyse nach dem Helmholtz-Konzept erfolgen können, zur Identifizierung potentiell geeigneter Technologieoptionen berücksichtigt werden, die im Anschluss mit den Methoden der LCSA analysiert werden. Dieses Element des Integrierten Ansatzes ist zusätzlich in Abbildung 10 verdeutlicht.

[77] Bei dieser Formulierung wird ausdrücklich von der Perspektive der überwiegenden Mehrheit der (internationalen) LCSA-Community ausgegangen, für die das Helmholtz-Konzept bislang unbekannt ist bzw. welche die Methoden der LCSA im Rahmen von Nachhaltigkeitsanalysen bislang ohne einen Bezug zum Helmholtz-Konzept anwendet.

[78] Prinzipiell kann das auch für die LCA und die LCC gelten. Da es für diese Methoden jedoch bereits standardisierte bzw. in der Praxis angewendete Indikatorensets gibt, für SLCA jedoch noch nicht, wurde der Fokus hier auf die SLCA gelegt.

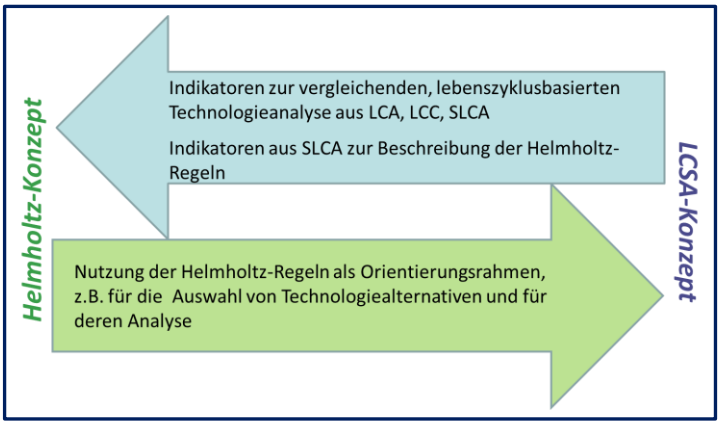


Abbildung 9 Integrierter Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse. Komplementäre Nutzung des Helmholtz-- und des LCSA-Konzepts (ein Fokus liegt hier auf der SLCA)

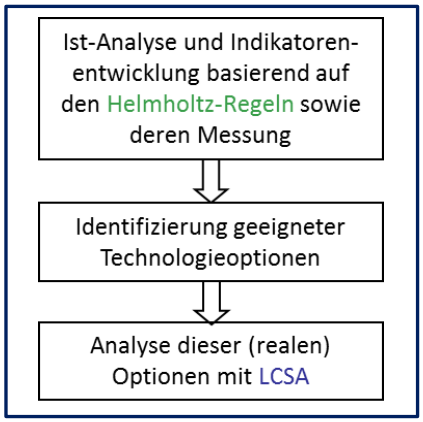


Abbildung 10 Nutzung von Methoden des Helmholtz-Konzepts zur Identifizierung geeigneter Technologieoptionen zur anschließenden Analyse mit dem LCSA-Konzept

An dieser Stelle soll nochmals betont werden, dass LCSA im Helmholtz-Konzept als eine Methode dessen verstanden wird, im Rahmen dieser Arbeit jedoch auch als komplementäres Konzept behandelt wird. Ein Grund für die Wahl dieser Perspektive ist, dass das LCSA-Konzept in der Praxis bislang ohne Bezug zum (bzw. ohne Kenntnis vom) Helmholtz-Konzept entwickelt und angewendet wurde. Der zweite Grund ist, dass die LCSA – auch wenn sie theoretisch zum Methodenfundus des Helmholtz-Konzepts gezählt wird – bislang im Rahmen dessen keine praktische Anwendung fand. Die Vorschläge zur komplementären Nutzung beider Konzepte weisen damit auch unterschiedliche Charakteristika auf: Der Input von Seiten des LCSA-Konzepts für das Helmholtz-Konzept besteht zum einen in der Konkretisierung der Nutzung von Lebenszyklusanalysen (z.B. durch einen Bezug zu den Helmholtz-Regeln) sowie in der Konkretisierung geeigneter Methoden für eine vergleichende Technologieanalyse im Rahmen dieses Konzept. So stellt die LCSA beispielsweise die einzige Methode für eine lebenszyklusbasierte, vergleichende Technologieanalyse dar, für die (zumindest teilweise) bereits Indikatorensets bestehen und zur Nachhaltigkeitsanalyse herangezogen werden können.

Der Input des Helmholtz-Konzepts zum LCSA-Konzept besteht in dieser Arbeit aus methodischer Sicht in einer Erweiterung der SLCA-Methode. In Hinblick auf die praktische Anwendung kann der Beitrag zur Identifizierung alternativer und im jeweiligen Untersuchungsgebiet *implementierungswahrscheinlicher* Technologieoptionen als ein Input angesehen werden.

Die im folgenden Kapitel 6 vorgestellte Fallstudie zur lebenszyklusbasierten Nachhaltigkeitsanalyse im Rahmen eines IWRM Projekts erfolgt basierend auf dem LCSA-Konzept unter Berücksichtigung des *Integrierten Ansatzes*. Sie stellt zudem die erste LCSA-Fallstudie dar, die bislang im Zusammenhang mit dem Helmholtz-Konzept durchgeführt wurde.

6 FALLSTUDIE: TECHNOLOGIEANALYSE IM RAHMEN EINES IWRM PROJEKTS MIT LCSA UNTER BERÜCKSICHTIGUNG DES INTEGRIERTEN ANSATZES

Ziel dieses Kapitels ist die lebenszyklusbasierte vergleichende Nachhaltigkeitsanalyse von alternativen Technologieoptionen der Wasserversorgung, Wasseraufbereitung und Abwasserentsorgung im Rahmen eines IWRM Projekts in Indonesien durch die Durchführung einer LCSA-Fallstudie unter Anwendung von Elementen des *Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse*.

Zu Beginn wird in Kapitel 6.1 das in der Fallstudie betrachtete IWRM Projekt vorgestellt. In Kapitel 6.2. werden die in der IWRM-Fallstudie berücksichtigten Elemente des *Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse* zusammengefasst.

Im Anschluss daran folgt die Darstellung der Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien. Die Struktur folgt dabei den einzelnen Phasen einer LCSA:

- Definition des Ziels und Untersuchungsrahmens (Kapitel 6.3),
- Modellierung der Sachbilanz (Kapitel 6.4),
- Darstellung der Ergebnisse der LCA (Wirkungsabschätzung) und der LCC (gemeinsam in Kapitel 6.5) sowie der Ergebnisse der SLCA-Betrachtung (Kapitel 6.6).

Die Auswertung und Interpretation der Ergebnisse und der Vergleich der betrachteten Technologieoptionen unter gemeinsamer Berücksichtigung von ökologischen, ökonomischen und sozialen Aspekten erfolgt in der Diskussion in Kapitel 7.2.

6.1 IWRM in Gunung Kidul, Java, Indonesien

Im Folgenden wird ein kurzer Überblick zu dem in der Fallstudie betrachteten IWRM Projekt gegeben und die gegenwärtig existierenden Technologien in den einzelnen Bereichen des Wassersektors (Wassergewinnung bis Abwasserentsorgung) im Untersuchungsgebiet werden vorgestellt. Anschließend wird in Kapitel 6.1.1 auf das teilweise unterschiedliche Verständnis des Nachhaltigkeitsbegriffs im IWRM-Indonesien Projekt eingegangen und in Kapitel 6.1.2 erläutert, wie dort die Nachhaltigkeitsanalyse erfolgt.

Das Projekt *Integriertes Wasserressourcenmanagement in Gunung Kidul, Java, Indonesien* ist ausführlich beschrieben in IWG (2003), Scholz et al. (2004), Nestmann et al. (2005), Oberle et al. (2005), Lux (2008) und in IWRM (2011). Die Untersuchungsregion des Projekts ist der insbesondere während der Trockenzeit von akutem Wassermangel betroffene Distrikt Gunung Kidul (Abbildung 11). Die in diesem Gebiet vorherrschenden Probleme hinsichtlich Wasserquantität und Wasserqualität sind vor allem auf ein mangelndes Trinkwassergewinnungs- und -verteilungssystem sowie auf ein mangelndes Abwasserentsorgungssystem zurückzuführen. Besonders betroffen ist die im Süden liegende ländliche Region Gunung Sewu, die als Karstgebiet über keine wasserspeichernden Bodenschichten verfügt. Auf der Analyse von Technologien für diese Region liegt der Fokus in dieser Fallstudie.

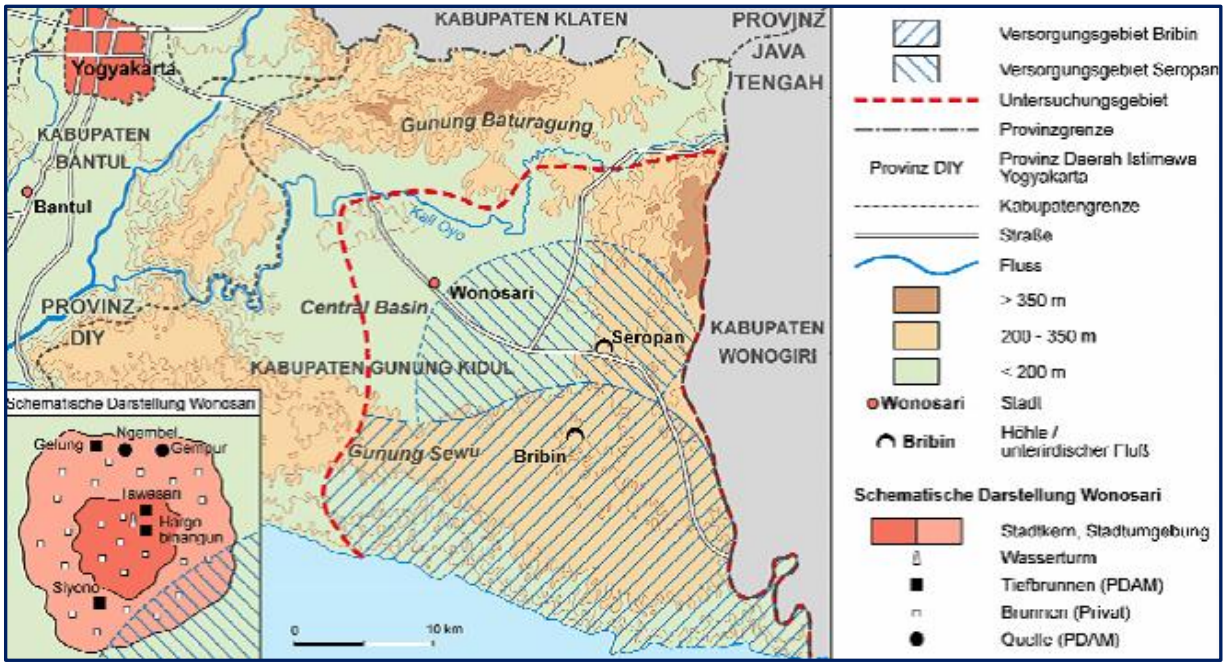


Abbildung 11 Distrikt Gunung Kidul auf Java, Indonesien und rurales Karstgebiet Gunung Sewu (Untersuchungsgebiet: Fläche: ca. 1.400 km², 250.000 Einwohner) (Quelle: Nestmann et al. 2005)

Seit 2004 gibt es mit dem Wassergesetz No. 7/2004[79] (Law No.7 2004) in Indonesien ein Gesetz, in dem das Ziel eines umfangreichen Integrierten Wasserressourcenmanagements zur Realisierung einer nachhaltigen Wasserressourcennutzung zum Allgemeinwohl verankert ist (Art.3). Hier ist sowohl die Notwendigkeit der Entwicklung eines Trinkwasserversorgungssystems durch die (regionale) Regierung zur Standardversorgung von Haushalten festgeschrieben (Art.40), als auch die Pflicht eines jeden Einzelnen, beispielsweise durch eine Weiterverwendung von Wasser zu einer effizienten Wassernutzung beizutragen (Art 32)[80].

Ziel des IWRM Projekts in Gunung Kidul ist es, durch geeignete Technologien der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung die Lebensbedingungen der Bevölkerung zu verbessern und die Entwicklung der Region voranzutreiben[81]. Das Kernstück des IWRM Projekts (IWRM 2011) ist die Erschließung und Bewirtschaftung unterirdischer Wasserressourcen im Karstgebiet durch die Entwicklung und Implementierung zweier neuer Technologien zur Wassergewinnung aus zwei Karsthöhlen (Gua):

1) Gua Bribin: Wasserförderung durch ein Sperrwerk und eine Kleinwasserkraftanlage und
2) Gua Seropan: Wasserförderung durch eine Holzdruckrohrleitung und eine Kleinwasserkraftanlage.

Die Entwicklung und Errichtung von 1) erfolgte innerhalb des IWRM Vorgängerprojekts (Höhlenbewirtschaftung 2010). Die Inbetriebnahme sowie die Entwicklung und Implementierung von 2) wird im Rahmen des IWRM-Indonesien Projekts verfolgt, in der vorliegenden Arbeit jedoch nicht behandelt. Entsprechend dem integrierten Ansatz des IWRM-Konzepts werden – in jeweils einzelnen Teilprojekten – neben der Erkundung und Bewirtschaftung von Wasserressourcen auch die Bereiche der Wasserverteilung, -aufbereitung und -qualitätssicherung und der Abwasser- und Abfallbehandlung/ -entsorgung betrachtet sowie sozioökonomische Studien und eine Nachhaltigkeitsanalyse[82] durchgeführt. Innerhalb dieser Teilprojekte sowie in übergreifenden Arbeitsgruppen werden entsprechende Konzepte für geeignete Technologien und deren Implementierung entwickelt und (teilweise) umgesetzt.

---

[79] Wassergesetz No.7/2004, Art 3: "Water resources are managed comprehensively and integrally with an environmental concept, with the aim of realizing sustainable water resources benefits for optimal public welfare."

[80] Dies könnte z.B. durch eine Nutzung von Brauchwasser zu Bewässerungszwecken erfolgen.

[81] Für die Umsetzung des IWRM-Indonesien Projekts sind vor allem vier indonesische Institutionen von entscheidender Bedeutung: die regionale Behörde für Planung und Entwicklung (BAPPEDA: ind. *Badan Perencanaan dan Pembangunan Daerah*), das Amt für öffentliche Arbeiten/ Baubehörde (DPU, ind. *Dinas Pekerjaan Umum*), die regionale Trinkwasserbehörde (PDAM: ind. *Perusahaan Daerah Air Minum*) und die Gesundheitsbehörde (DinKes, ind. *Dinas Kesehatan*). Diese vier Institutionen agieren sowohl auf Provinz- als auch auf Bezirksebene (Kabupaten) (Oberle et al 2005; Lux 2004).

[82] Die Nachhaltigkeitsanalyse erfolgt im Rahmen des Teilprojekts *Integrative Nachhaltigkeitsbetrachtung durch Systemanalyse und Technikfolgenabschätzung* (vgl. Kapitel 6.1.2).

Gegenwärtig werden zur Wasserversorgung im Untersuchungsgebiet unterschiedliche Quellen genutzt. Je nach Trocken- oder Regenzeit sind dies in unterschiedlichem Maße: Regenwasserzisternen, unterirdische Karstgewässer, Tanklastwagen (die Wasser aus ferneren Regionen „importieren“) sowie teilweise Telagas (Wassertümpel). Unterirdisch sind in weit verzweigten Höhlensystemen und unterirdischen Flüssen (Karstgewässer) große Wassermengen verfügbar. Eine Nutzung dieser Ressourcen erfolgt derzeit vorrangig über elektrisch betriebene Pumpensysteme. Neben dem Energiebedarf zur Förderung des Wassers aus den Karstgewässern ist aufgrund der Hügellandschaft in Gunung Sewu, zusätzlich ein zum Teil erheblicher Aufwand an Pumpenergie für die Verteilung des Wassers erforderlich[83]. Infolge hoher Ausfallraten der Pumpsysteme und hoher Energiekosten für den Pumpenbetrieb können diese Systeme keine ausreichende und kontinuierliche Wasserversorgung für die Region gewährleisten (Nestmann et al. 2005)[84].

Abgesehen vom periodisch auftretenden Wassermangel ist die Wasserqualität eines der Hauptprobleme der Region. Analysen verschiedenster Wasserproben aus dem Untersuchungsgebiet (aus Höhlen, Leitungsnetz, Wasserspeicher) zeigten, dass keine einzige Probe Trinkwasserqualität aufwies (Oberle et al. 2005). Die Belastung des Wassers – vorwiegend durch mikrobiologische Kontaminationen infolge fäkaler Verunreinigungen – steigt im Verlauf des (oberirdisch verlegten) Leitungsnetzes (Matthies&Obst 2011). Eine Wasseraufbereitung erfolgt in der ruralen Region Gunung Sewu derzeit durch Abkochen des Wassers. In Hinblick auf die Abwasserbehandlung und -entsorgung ist die Nutzung von Latrinen und anderen unzureichenden sanitären Anlagen immer noch weit verbreitet (Marjianto 2010). Seit Ende der 1970er Jahre werden sogenannte Septic tanks (kleine, unter anaeroben Bedingungen arbeitende, Abwasserbehandlungssysteme) genutzt, die meist in Eigenleistung errichtet werden. Die anfallenden Kosten sind von den Bewohnern selbst zu zahlen, weshalb versucht wird, diese so gering wie möglich zu halten. Dies hat zur Folge, dass der überwiegende Teil der Septic tanks (schätzungsweise 95 %) keine vollständig betonierten Wände und Böden haben; die Bodenfläche besteht meist aus hohlen Steinen oder nur aus Erdboden. Dies erklärt auch, warum beispielsweise nur bei 7 % der Besitzer eines Septic tanks dieser seit seiner Inbetriebnahme jemals gefüllt war (Nayono 2010). Durch diese weitverbreitete Praxis infiltriert das Abwasser ohne Behandlung direkt in den Boden und verunreinigt potentiell das Grundwasser bzw. die unterirdischen Karstfließgewässer mit fäkalen Mikroorganismen (Nestmann et al. 2005; Guckes 2006; Oertel 2010). Eine

[83] Die Energiekosten für den Pumpenbetrieb übersteigen dabei die Höhe der Gelder, die von den Kunden für das Wasser gezahlt werden. Dieses Ungleichgewicht führt zu aktuellen Schulden der Trinkwasserbehörde PDAM von 10 Mrd. IDR (Oertel 2010).

[84] Für die Wasserversorgung ist auch die Entfernung zwischen einem Wasserspeicher bis zum Kunden entscheidend, einige der in weiterer Entfernung liegenden Haushalte erhalten beispielsweise nur fünf Stunden pro Woche Wasser (Oertel 2010).

Übersicht der zu Projektbeginn existierenden Technologien gibt Tabelle 14. Die im Rahmen der Fallstudie berücksichtigten und analysierten Technologien werden in Kapitel 6.3.2.3 vorgestellt.

Tabelle 14 Übersicht zu existierenden Technologien im Wassersektor im ruralen Gebiet Gunung Sewu (Quelle: Nestmann et al. 2005)

Wassersektor	Gegenwärtiger Stand/ Existierende Technologien
Wassergewinnung	▪ Höhlenwasser: elektrisch betriebene Dieselpumpen, z. T. Sperrwerk ▪ Regenwasserzisternen ▪ Telagawasser ▪ Tanker
Wasserverteilung	▪ (marodes) Leitungsnetz
Wasseraufbereitung	▪ Abkochen
Abwasserentsorgung	▪ Latrinen bzw. undichte Septic tanks

6.1.1 Verständnis des Nachhaltigkeitsbegriffs im IWRM-Indonesien Projekt

Entsprechend der Definition der GWP (2000) folgt das IWRM-Konzept der Philosophie der Nachhaltigkeit (vgl. Kapitel 2.5). Allerdings konnte bei einem Überblick zum Inhalt der derzeitig vom BMBF geförderten IWRM Projekte (Stand 12/2012) mit Ausnahme des IWRM-Indonesien Projekts keine explizit aufgeführte Nachhaltigkeitsanalyse, z.B. im Rahmen eines eigenen Teilprojekts, gefunden werden (vgl. Kapitel 2.5).

Der Begriff der Nachhaltigkeit bzw. die Möglichkeiten, wie Technologien eine nachhaltige Entwicklung im Untersuchungsgebiet unterstützen können, werden innerhalb des IWRM-Indonesien Projekts unterschiedlich verstanden. Einen Überblick hierzu gibt Tabelle 15. Als wesentlich wird angesehen, dass die Technologien an die lokalen Bedingungen angepasst sind, und dass ein entsprechendes Capacity Building betrieben wird. Nestmann et al. (2005) betonen, dass es derzeit im Untersuchungsgebiet noch keine „nachhaltigen“ Technologien für Wasserversorgung und -verteilung gibt. Die im Rahmen des Projekts von den einzelnen Teilprojekten entwickelten Technologien werden in den Projektanträgen (Nestmann et al. 2005) durchgehend als „nachhaltig“ beschrieben, wobei dies hier eher als „technisch andauernd und funktionierend“ verstanden wird. Im Helmholtz- und im LCSA-Konzept sind die Bedingungen zur Charakterisierung einer Technologie als „nachhaltig“ weiter gefasst und konkretisiert, z.B. durch die Helmholtz-Regeln oder die Berücksichtigung der Lebenszyklusperspektive. Die unterschiedliche Wahrnehmung des Begriffs Nachhaltigkeit und der daraus folgende unterschiedliche Bedeutungsinhalt verdeutlicht die Notwendigkeit einer konkreten Definition, welche Aspekte in der Nachhaltigkeitsanalyse berücksichtigt werden sollen, insbesondere, wenn die „Nachhaltigkeit“ einer Technologie ein Kriterium in Entscheidungsprozessen darstellen soll (vgl. auch Kapitel 6.1.2 und Kapitel 6.3.1).

Tabelle 15 Verständnis des Nachhaltigkeitsbegriffs im IWRM-Indonesien Projekt – Beitrag des Projekts zur Unterstützung einer nachhaltigen Entwicklung in der Untersuchungsregion (nach Nestmann et al. 2005)

Entsprechend den Anträgen der Teilprojekte wird eine nachhaltige Entwicklung unterstützt durch:	
Angepasste Technologien	▪ Angepasstheit an die Kompetenzen vor Ort (in Hinblick auf Betrieb, Wartung) ▪ Angepasstheit an die Anforderungen der Menschen ▪ Angepasstheit an die Anforderungen der Umwelt
Capacity Building	▪ Integration der Bevölkerung → Beitrag zum Schutz und zu einer nachhaltigen Nutzung der Wasserressourcen ▪ Verbund-Charakter des Projekts, d.h. die Beteiligung von Wissenschaft und Industrie auf deutscher und indonesischer Seite ▪ Nutzung eines Geoinformationssystems (GIS) als Management-Instrument für den Wassersektor für eine nachhaltige Umsetzung des IWRM-Konzepts ▪ Wissenschaftliche Begleitung von Aktionen und Vereinbarungen auf deutscher und indonesischer Seite
Entsprechend dem Verständnis des Teilprojekts *Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse* ist ein Beitrag zur nachhaltigen Entwicklung gegeben, sofern folgende Bedingungen erfüllt werden:	
Realisierung bestehender gesellschaftlicher Nachhaltigkeitsziele	▪ Beitrag zur Erreichung der drei generellen Nachhaltigkeitsziele des Helmholtz-Konzepts ▪ Beschreibung dieses Prozesses durch substantielle Nachhaltigkeitsregeln, die durch Indikatoren beschrieben werden können
Auswahl der Technologieoptionen erfolgt unter Nachhaltigkeitsaspekten	▪ Analyse von Technologieoptionen unter Berücksichtigung verschiedener Nachhaltigkeitsdimensionen, u.a. mit den Methoden der LCSA

6.1.2 Nachhaltigkeitsanalyse im IWRM-Indonesien Projekt

Eine Nachhaltigkeitsanalyse basierend auf dem Helmholtz-Konzept ist ein Teilprojekt im BMBF-Verbundprojekt *Integriertes Wasserressourcenmanagement in Gunung Kidul, Java, Indonesien*; Lebenszyklusanalysen werden zur Analyse alternativer Technologieoptionen hinzugezogen. Diese – und nicht eine Integrative Nachhaltigkeitsbetrachtung nach dem Helmholtz-Konzept – bilden den Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit.

Das Helmholtz-Konzept ist Grundlage einer weiteren Arbeit, in der (unabhängig von den lebenszyklusbasierten Indikatoren) kontextspezifische Indikatoren zur Beschreibung der Helmholtz-Regeln entwickelt wurden und werden (Nayono 2009; Nayono et al. 2011, 2012). Im Rahmen dieser Arbeit wurden u.a. Kriterien und Indikatoren zur Analyse des Zustands der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung im Untersuchungsgebiet ausgewählt und entwickelt, mit dem Ziel der Identifizierung von Nachhaltigkeitszielen sowie der Entwicklung von Indikatoren zur Analyse von Abwasserbehandlungstechnologien. Die Datenerfassung erfolgte durch Interviews und Fragebögen bei Institutionen und der Bevölkerung. Erhoben wurden Daten zur Wasserversorgung (Quellen, Verbrauch, Qualität, Nutzungsverhalten), zur Abwasserbehandlung (Abwassermenge, Art und Zustand existierender Sanitäreinrichtungen, Akzeptanz einer potentiellen Nutzung von Grauwasser, Schwarzwasser und Akzeptanz potentieller Sanitäreinrichtungen, wie z.B. Komposttoiletten), zur Abfallbehandlung

und -beseitigung sowie zur Landwirtschaft (Anbauflächen, Düngeverhalten) (Puspitasari 2009; Nayono 2010). Untersucht wurde ebenfalls das Wissen und das Bewusstsein über den Zusammenhang zwischen der Entsorgung von unbehandeltem Abwasser und einer potentiellen Verschmutzung von Grundwasser bzw. Karstgewässern sowie über existierende Gesundheitsprobleme. Damayanti (2009) beschreibt die im Bereich der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung bestehenden institutionellen Verantwortlichkeiten und benennt überlappende sowie fehlende Zuständigkeiten. Nach diesen Studien bestehen Herausforderungen einer erfolgreichen Implementierung von Technologien z.B. darin, dass teilweise die Zuständigkeiten für die Technologien nicht eindeutig geklärt wurden oder es durch eine hohe Fluktuation von Arbeitskräften zu einem Wissensverlust kommt, mit teilweise negativen Auswirkungen auf den Betrieb der Technologien. Die Ergebnisse dieser – im Rahmen der Nachhaltigkeitsanalyse nach dem Helmholtz-Konzept durchgeführten – Analysen wurden bei der Entwicklung des *Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse* (vgl. Kapitel 5) und bei dessen Anwendung in der auf dem LCSA-Ansatz basierenden Fallstudie berücksichtigt. Diese Anwendung wird im folgenden Kapitel 6.2 beschrieben.

6.2 Elemente des Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse

Der *Integrierte Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse* wurde in Kapitel 5.5 zusammengefasst dargestellt. Eine generelle Möglichkeit der Nutzung der Komplementarität des Helmholtz- und des LCSA-Konzepts wurde in Abbildung 9 gezeigt und ist in Abbildung 12 speziell für das IWRM Projekt verdeutlicht.

Die lebenszyklusbasierten Analysen der LCSA liefern Indikatoren zur vergleichenden Technologieanalyse. Gleichzeitig werden im Rahmen des IWRM-Indonesien Projekts erstmalig die Methoden der LCSA in Zusammenhang mit dem Helmholtz-Konzept angewendet (Abbildung 12, blaue Pfeile). Einen Überblick hinsichtlich der Nutzung beider Konzepte im IWRM Projekt gibt Tabelle A-9 (Anhang). Betrachtet wird (mit Bezug zu den Helmholtz-Regeln) zum einen, welchen Einfluss die Technologie – durch ihre Funktion – auf eine nachhaltige Entwicklung im Untersuchungsgebiet haben kann, d.h. welche Aspekte und Wirkungen infolge des Projekts auftreten können. Zum anderen wird der Bezug zwischen den Helmholtz-Regeln und den Methoden der LCSA dargestellt, d.h. die Lebenszyklusperspektive und der Produktbezug werden verdeutlicht. Als ein relevanter Teil des *Integrierten Ansatzes ´zur vergleichenden Technologieanalyse* wurde dies in Kapitel 5.1 zur Konkretisierung des Helmholtz-Ansatzes diskutiert. In Hinblick auf die LCSA-Studie wird das Helmholtz-Konzept auch als Orientierungsrahmen zur Auswahl von Technologiealternativen herangezogen. Die Ergebnisse von Analysen, die im Rahmen des Helmholtz-Konzepts durchgeführt wurden (z.B. Ist-Analysen, vgl. Kapitel 6.1.2), wurden bei der Beschreibung von für die SLCA-Betrachtung relevanten sozialen Aspekten aufgegriffen (Kapitel 5.3). Außerdem wurden sie bei der Definition der funktionellen Einheit (vgl. Kapitel 6.3.2.2) und damit bei der Wahl alternativer Technologieoptionen berücksichtigt (Abbildung 12, grüne Pfeile).

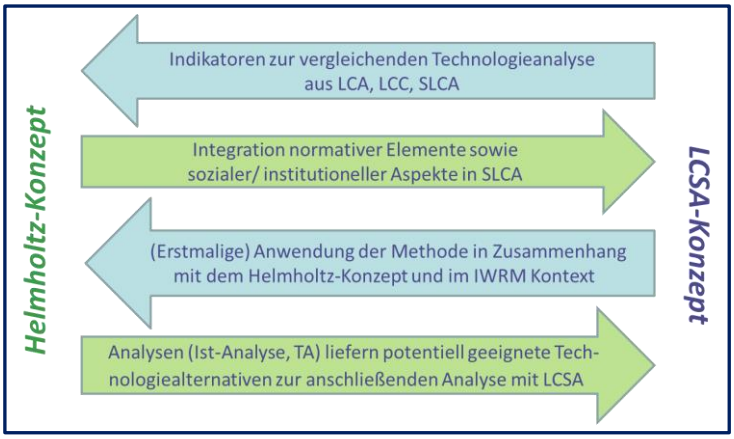


Abbildung 12 Integrierter Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse. Komplementäre Nutzung von Helmholtz- und LCSA-Konzept zur Nachhaltigkeitsanalyse im Rahmen des IWRM-Indonesien Projekts

6.3 Ziel und Untersuchungsrahmen

In diesem Kapitel werden das Ziel der Fallstudie (Kapitel 6.3.1) und der Untersuchungsrahmen (Kapitel 6.3.2) spezifiziert.

6.3.1 Ziel

Ziel der Studie ist die Analyse von alternativen Technologien der Wasserversorgung, Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung/ -entsorgung hinsichtlich ökologischer, ökonomischer und sozialer Aspekte im Rahmen einer Nachhaltigkeitsanalyse aus Lebenszyklusperspektive. Untersucht wird die Frage, welche der Technologieoptionen unter bestimmten Annahmen und in Hinblick auf ökologische, ökonomische (und soziale) Aspekte relativ gesehen als die „besten“ betrachtet werden können. Die Abschätzung und Analyse von Wirkungen infolge einer beispielsweise verbesserten Wasserversorgung oder Abwasserentsorgung ist nicht Untersuchungsgegenstand dieser Studie.

Die Studie stellt gleichzeitig eine der ersten LCSA-Fallstudien und ein Anwendungsbeispiel für den Integrierten Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse dar.

6.3.2 Untersuchungsrahmen

Als Teile des Untersuchungsrahmens werden in den folgenden Kapiteln das Untersuchungsgebiet (Kapitel 6.3.2.1), die funktionelle(n) Einheit(en) (Kapitel 6.3.2.2), die resultierenden betrachteten Technologieoptionen im Wassersektor (Kapitel 6.3.2.3), die Systemgrenzen und die getroffenen Annahmen und Einschränkungen (Kapitel 6.3.2.4), das Modellierungs- und Berechnungsverfahren (Kapitel 6.3.2.5) sowie die verwendeten Wirkungskategorien und Indikatoren für die LCSA Methoden beschrieben (Kapitel 6.3.2.6). Die Datenqualität wird im Kapitel zur Modellierung der Sachbilanz (Kapitel 6.4) im Zusammenhang mit der Datenerfassung dargestellt.

6.3.2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet ist das rurale Karstgebiet Gunung Sewu im Distrikt Gunung Kidul, Java, Indonesien (vgl. Kapitel 6.1), genauer die Region Gunung Sewus, die über ein Wasserleitungsnetz mit Wasser aus der Karsthöhle Gua Bribin versorgt wird (vgl. Abbildung 17, Kapitel 6.3.2.3.2). Die Bevölkerungsanzahl des Bribin-Einzugsgebietes liegt bei etwa 80.000–85.000 Menschen.

6.3.2.2 Funktionelle Einheit

Ziel ist der Vergleich alternativer Technologien der Wasserversorgung, -aufbereitung und Abwasserbehandlung/ -entsorgung. Zur Vergleichbarkeit der Technologien bzw. um echte Alternativen darstellen zu können, muss die Funktion der Technologie bzw. ein definiertes Funktionsmerkmal gleich sein (vgl. Kapitel 2.3.1 und Kapitel 5.4)[85].

Für die Technologiealternativen wurden daher unter Berücksichtigung der in Nestmann et al. (2005) definierten Ziele des IWRM-Indonesien Projekts folgende Kriterien definiert:

- *Wasserversorgung (Gewinnung und Verteilung):* die Technologiealternativen können potentiell die gleiche Wassermenge fördern und eine Versorgung der Bevölkerung im Untersuchungsgebiet gewährleisten,
- *Wasseraufbereitung:* das durch die Technologiealternativen aufbereitete Wasser hat eine Trinkwasserqualität nach WHO Standard (WHO 2006),
- *Abwasserbehandlung und -entsorgung:* die Technologiealternativen ermöglichen die Behandlung von Abwasser aus dem Sanitärbereich von Haushalten derart, dass das Risiko einer Belastung bzw. Gefährdung des Grundwassers bzw. der Karstgewässer durch fäkale Mikroorganismen deutlich gesenkt wird[86].

Die funktionelle Einheit wird für die Wasserversorgung und -aufbereitung als: *Bereitstellung von einem Kubikmeter Wasser* (beim Nutzer) definiert; für die Abwasserbehandlung/ -entsorgung als: *Vorbehandlung der durchschnittlich täglich pro Haushalt anfallenden Menge an Fäkalien, Urin und für Sanitärzwecke genutztes Wasser*. Weitere Funktionen und Eigenschaften der Technologien, die bei der Definition der funktionellen Einheiten berücksichtigt wurden, sind in Tabelle 16 aufgeführt.

Primäres Ziel ist der Vergleich alternativer Technologien der einzelnen Bereiche der Wasserkette, d.h. der *Einzelsysteme* Wasserversorgung (Wassergewinnung und -verteilung), Wasseraufbe-

[85] Wie in Kapitel 2.3.1 erwähnt, kann durch die funktionelle Einheit nie die gesamte Realität abgebildet werden. Feischer&Grunwald (2002, S. 129) z.B. bezeichnen die „Funktionsfixierung (…) als keine sehr realistische Annahme". Ein Vergleich alternativer Technologien ist jedoch unter gewissen Einschränkungen und Annahmen möglich: Eine Annahme könnte z.B. eine „nicht in Frage gestellte Notwendigkeit" der Bereitstellung einer bestimmten Menge an Wasser für eine bestimmte Anzahl von Personen sein. Damit wird zwar zum einen ein Nachhaltigkeitsziel im Untersuchungsgebiet erfüllt, gleichzeitig können aber neue Nachhaltigkeitsdefizite entstehen, z.B. durch eine infolge des höheren Wasserangebots steigende Abwassermenge. Für eine nachhaltige Entwicklung in der Region müssen damit Lösungen für die potentiellen neuen Nachhaltigkeitsdefizite gefunden werden. Auf eine erhöhte Wasserversorgung zu verzichten, kann nicht als Alternative angesehen werden. Die Ergebnisse der LCSA zur Identifizierung der „nachhaltigeren" Technologie – auch wenn die Einführung im Untersuchungsgebiet ggf. zu neuen Nachhaltigkeitsdefiziten führt – ist aus Lebenszyklusperspektive durchaus sinnvoll.

[86] Diese qualitative Beschreibung ist nicht konkret, drückt aber das Hauptziel der Abwasserbehandlung/ -entsorgung in einer Region aus, in der aufgrund der gegenwärtigen Praxis der Abwasserbehandlung – der Nutzung von Septic tanks, von denen weniger als 5 % als „dicht" bezeichnet werden können (vgl. Kapitel 6.1) – das Abwasser nahezu unbehandelt infiltriert.

reitung und Abwasserbehandlung/ -entsorgung. Daher können für die einzelnen Bereiche prinzipiell unterschiedliche funktionelle Einheiten gewählt werden. Eine Darstellung der potentiellen Umweltwirkungen und Kosten *entlang der gesamten Wasserkette*, von der Wassergewinnung bis hin zur Abwasserentsorgung (vgl. Abbildung 14), ist nur bei Verwendung derselben funktionellen Einheit möglich. Bei der Analyse der Wasserkette werden in dieser Arbeit daher nur die Prozesse Wassergewinnung bis Wasseraufbereitung betrachtet und die funktionelle Einheit wird definiert als *Bereitstellung von einem Kubikmeter Wasser* beim Nutzer[87].

Tabelle 16 Funktionelle Einheit(en) und Eigenschaften der betrachteten Technologien[88]

Technologien	Funktionelle Einheit	Eigenschaften
Wasser-gewinnung	Förderung von 1 m^3 Wasser (bezieht sich auf die Wassermenge, die nach der Förderung bereitsteht)[a]	▪ Versorgung von 80.000 Menschen mit je 50 Lpcd im Untersuchungsgebiet ▪ Technologie ist vorhanden bzw. geplant im Rahmen des IWRM Projekts
Wasser-verteilung	Bereitstellung von 1 m^3 Wasser (bezieht sich auf die Wassermenge, die beim Verbraucher ankommt)[b]	▪ Geplantes Netz: ausgerichtet für die Versorgung von 80.000 Menschen mit 50 Lpcd ▪ Existierendes Netz*:* geringere Kapazität *(kann ggf. als zusätzlicher Indikator in der SLCA adressiert werden[c])*
Wasser-aufbereitung	Bereitstellung von 1 m^3 aufbereitetem Wasser (bezieht sich auf die Wassermenge, die nach der Aufbereitung bereitsteht)[a]	Zentral: ▪ Vorbehandlung von Karstwasser vor Einspeisung ins Verteilungsnetz (etwa 800.000 m^3 Wasser pro Jahr) Hygienisierung (Pilotanlage): ▪ Aufbereitung zu Trinkwasser nach WHO-Standard (WHO 2006) ▪ Kapazität der Aufbereitungstechnologie ausgerichtet auf Haushalt/ öffentliche Einrichtungen *(unterschiedliche Wasserqualität kann in der SLCA adressiert werden)*
Abwasser-behandlung/ -entsorgung	Vorbehandlung der durchschnittlich täglich pro Haushalt anfallenden Menge an Fäkalien, Urin und für Sanitärzwecke genutztem Wasser (Reinigung nach dem Toilettengang)	▪ Technologien sind einsetzbar auf Haushaltsebene, finanzierbar[d] ▪ Anfallendes Abwasser wird vor Infiltration vorgereinigt, die Belastung mit fäkalen Mikroorganismen minimiert und dadurch das Risiko der Gefährdung der Karstwasserressourcen verringert

[a] Bei den betrachteten Technologien kann angenommen werden, dass bei der Wassergewinnung (Förderung) und ebenso bei der Aufbereitung von 1 m^3 Wasser auch tatsächlich 1 m^3 Wasser bereitsteht, d.h., dass es zu keinen Verlusten kommt.

[b] Die Wasserverluste im alten Verteilungssystem liegen bei etwa 58 %, im optimierten System wird eine Verringerung auf 15 % angestrebt (Klingel et al. 2010). Für die Studie werden 30 % als realistische Größe angenommen, d.h. zur Bereitstellung von 1 m^3 Wasser beim Verbraucher müssen etwa 1,4 m^3 Wasser gefördert werden.

[c] Ein Vergleich des alten und des optimierten Verteilungsnetzes bezieht sich damit auf die Entwicklung der Region im Rahmen des IWRM-Indonesien Projekts und dient nicht der Entscheidungsunterstützung für alternative Technologieoptionen.

[d] Die Finanzierbarkeit ist ein wesentliches Kriterium für potentiell geeignete Technologien im IWRM Projekt (Nayono 2010).

[87] Lassaux et al (2007) wählen als funktionelle Einheit in ihrer LCA eines Wasserversorgungssystems die Bereitstellung von 1 m^3 Wasser beim Nutzer und identifizieren über eine Wasserbilanz (ebenfalls Teil der vorliegenden Arbeit; integriert in Tabelle 16), wie viel Wasser dafür gefördert werden muss und wie viel von den 1 m^3 Wasser als Abwasser anfällt. Die Abwasserbehandlung ist in der Studie von Lassaux et al. (aufgrund ihres hohen Energie- und Chemikalienbedarfs) die Lebenswegphase mit dem höchsten Beitrag zu potentiellen Umweltwirkungen. Für eine Analyse des Gesamtsystems in der vorliegenden Arbeit müsste die funktionelle Einheit für die Abwasserbehandlungstechnologien entsprechend an die der Wasserversorgung/-aufbereitung angepasst werden (vgl. auch Kapitel 6.4.6 und Fußnote 112).

[88] Unter *Eigenschaften* werden hier auch Kriterien zur Wahl der Technologien beschrieben. Die *Referenzflüsse*, d.h. das „Maß für die Outputs von Prozessen eines vorhandenen Produktsystems, die zur Erfüllung der Funktion, ausgedrückt durch die funktionelle Einheit, erforderlich sind“ (ISO 14040 2006), z.B. die rechnerischen Anteile der Wasseraufbereitungstechnologien die zur Aufbereitung von 1 m^3 Wasser benötigt werden, werden hier nicht mit aufgeführt. Sie variieren je nach berücksichtigter Lebenszeit der Anlage und wurden bei der Modellierung der Sachbilanz bzw. bei der Berechnung der Sachbilanzergebnisse mit der LCA-Software SimaPro berücksichtigt.

Die in der Fallstudie analysierten Technologieoptionen der Wassergewinnung, -verteilung und Abwasserbehandlung/ -entsorgung werden im folgenden Kapitel 6.3.2.3 vorgestellt. Sie ergeben sich aus den im Untersuchungsgebiet existierenden Technologien, den im Rahmen des Projekts geplanten (vgl. Scholz et al. 2004; Nestmann et al. 2005) und den im Verlauf des Projekts – u.a. durch begleitende Ist-Analysen im Rahmen des Helmholtz-Konzepts – als mögliche Alternativen identifizierten Technologien (vgl. Abbildung 13). Sie sind potentiell für das Untersuchungsgebiet mit einer Bevölkerungsanzahl von etwa 80.000 Menschen ausgelegt. Inwieweit beispielsweise die untersuchten Wasseraufbereitungstechnologien tatsächlich übertragbar sind und damit als realistische Optionen für die Menschen im Untersuchungsgebiet eingeschätzt werden können, ist nicht vorhersehbar, weil beispielsweise ökonomische Eigenschaften zur Einschätzung der Realisierbarkeit oder soziale Aspekte wie Akzeptanz hier (noch) nicht, oder zumindest nicht für alle Technologien, betrachtet werden. Theoretisch aber können alle betrachteten Technologien als realisierbare Optionen angesehen werden.

Das im Rahmen der IWRM-Fallstudie verwendete Auswahlverfahren für die zu betrachtenden Technologieoptionen der einzelnen Bereiche des Wassersektors ist in Abbildung 13 verdeutlicht. Der Integrierte Ansatz wurde hier bei der Auswahl der Abwasserbehandlungstechnologien berücksichtigt. Betrachtet wurden nur Technologien, die im Rahmen von sozioökonomischen Studien im Verlauf des Projekts als *akzeptiert* und *finanzierbar* und damit als *implementationswahrscheinlich* auf Haushaltsebene identifiziert wurden. Diese Eigenschaften (bzw. diese Kriterien) wurden hier in die funktionelle Einheit integriert.

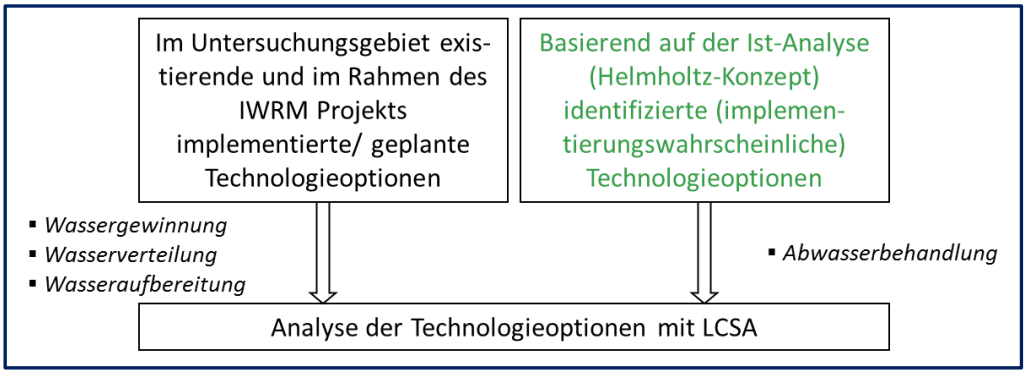


Abbildung 13 Auswahl der Technologieoptionen zur Analyse mit LCSA. *Links*: Auswahlprinzip im Bereich der Wassergewinnung, verteilung und aufbereitung. *Rechts*: Auswahlprinzip im Bereich der Abwasserbehandlung/ -entsorgung

6.3.2.3 Technologieoptionen im Wassersektor

Die einzelnen Bereiche (Hauptprozesse/ Phasen) des Wassersektors sowie die modellierten Technologien in den Bereichen Wassergewinnung, Wasserverteilung, Wasseraufbereitung und Abwasserentsorgung sind in Abbildung 14 dargestellt und werden im Folgenden kurz beschrieben.

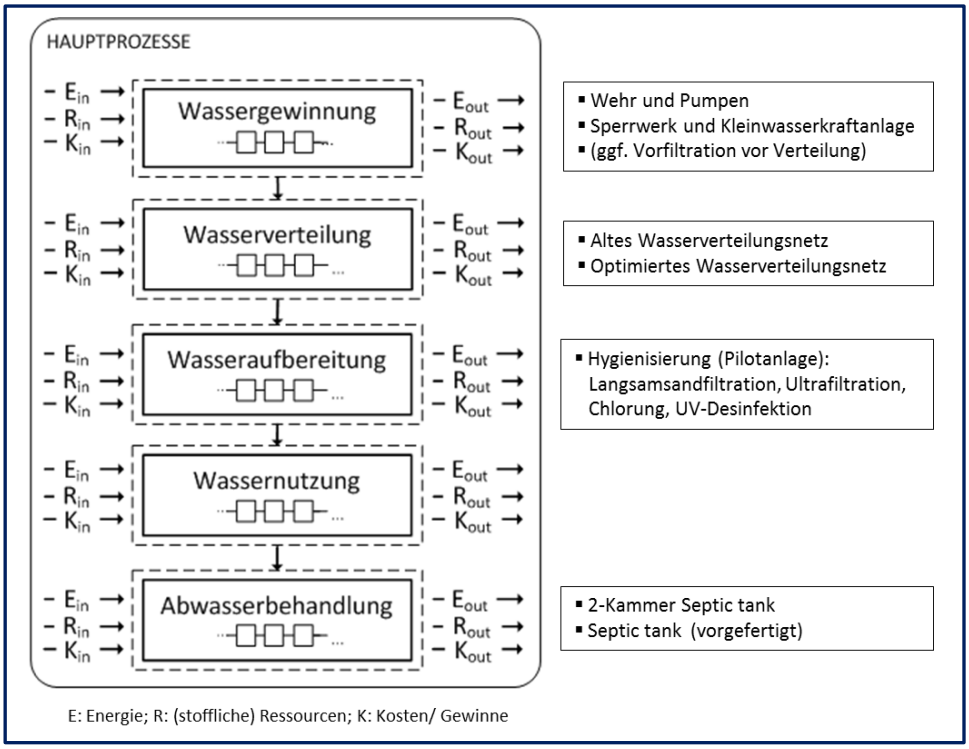


Abbildung 14 Wasserkette – Hauptprozesse des Wassersektors (vereinfacht dargestellt) und betrachtete alternative Technologieoptionen

6.3.2.3.1 Wassergewinnung

Zwei Technologien werden betrachtet: 1) Sperrwerk mit Kleinwasserkraftanlage (Bribin-Sindon, neues System) und 2) Wehranlage mit Pumpen (Bribin, altes System) als Verfahren zur Förderung von Wasser aus unterirdischen Karstgewässern[89]. Ursprünglich gedacht für Notfallzwecke wird die (alte) Anlage Bribin auch nach Fertigstellung der (neuen) Anlage Bribin-Sindon gemeinsam mit dieser betrieben. Beide Technologien werden im Folgenden kurz dargestellt. Die Bestandteile der Anlagen,

[89] Neben diesen Technologien stellen Regenwasserzisternen eine relevante (ergänzende) Wasserversorgungsquelle in der Regenzeit dar. Als alternative Wasserversorgungstechnologien zur Versorgung der Bevölkerung mit mindestens 50 Lpcd wurden sie hier nicht betrachtet (vgl. auch Kapitel 5.4 und 6.3.2.3): Das durchschnittliche Volumen einer Regenwasserzisterne im Untersuchungsgebiet beträgt 9 m^3; durchschnittlich teilen sich zwei Haushalte eine Zisterne. Auch unter der Annahme, dass jeder Haushalt eine Zisterne hätte, wäre das gespeicherte Wasser ungefähr zwei Monate nach Beginn der Trockenzeit aufgebraucht (Lux 2004). Die Kosten der Errichtung einer Zisterne liegen bei 3 – 3,5 Mill. IDR (ca. 245 – 285 €, Kurs: 1 € = 12.238,5 IDR (Stand: 08/2011)). Zur Gewährleistung einer ganzjährigen Wasserversorgung wären etwa vier Zisternen pro Haushalt erforderlich, was aufgrund des Platzbedarfs und der Kosten als unwahrscheinliche Option eingeschätzt wurde (vgl. auch Kapitel 6.5.1.4, Fußnote 126). Generell wären auch größer dimensionierte (ggf. zentrale) Regenwasserspeicher denkbar. Diese Option wurde im Rahmen der Arbeit jedoch nicht betrachtet.

Material- und Energieverbräuche sowie die Kosten für Errichtung und Betrieb sind in der Modellierung der Sachbilanz in Kapitel 6.4.3 beschrieben. Die Ergebnisse sind in Kapitel 6.5.1 zusammengefasst.

Wehranlage und Pumpen (Bribin)

Im unterirdischen Karstfluss bzw. in der Karsthöhle (Gua) Bribin existiert seit den 1980er Jahren eine unterirdische Wehranlage (Abbildung 15). Aus dem erzeugten Pumpensumpf wird Wasser über elektrisch betriebene Pumpen an die Oberfläche gepumpt und von dort über verschiedene Wasserspeicher (Hochspeicher) (vgl. Abbildung 17, Kapitel 6.3.2.3.2) und Pumpenstationen verteilt. Aufgrund von Pumpenausfällen, hohen Energiepreisen und unzureichendem Versorgungsnetz laufen die Pumpen unregelmäßig und können keine ausreichende Wasserversorgung der Bevölkerung gewährleisten. Bei kontinuierlichem Betrieb und angepasstem Leitungsnetz ist eine Wasser-versorgung von 80.000 Menschen im Untersuchungsgebiet mit 50 L Wasser pro Tag theoretisch möglich.

Sperrwerk und Kleinwasserkraftanlage (Bribin-Sindon)

Für diese Technologie bzw. diese Anlage wurde der unterirdische Fluss Bribin in der Karsthöhle Bribin mit einem Sperrwerk partiell aufgestaut (die Bauarbeiten hierzu begannen 2000 und wurden 2010 fertiggestellt). Der Aufstau erfolgt unterstromig zur alten Wehranlage in Bribin. Ein integriertes Wasserkraftwerk liefert Energie zur Förderung des Wassers an die Oberfläche: Das aufgestaute Wasser treibt vier PAT-Module[90] an. Der modulare Aufbau ermöglicht eine Anpassung der Wasserversorgung an den je nach Jahreszeit bzw. je nach Trocken- oder Regenzeit schwankenden Bedarf. Generell ist eine Versorgung von 80.000 Menschen mit durchschnittlich 50 L Wasser pro Tag möglich (IWRM 2011). Abbildung 16 zeigt eine Prinzipskizze der Anlage mit Sperrwerk, vier PAT-Modulen, Förderleitung und Zugangsschacht zur Höhle (Höhendifferenz: Höhle/ Anlage: ca. 100 m).

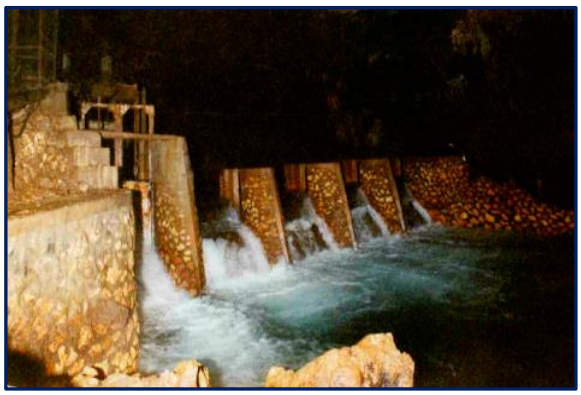


Abbildung 15 Bribin – Existierende Wehranlage in Gua Bribin (Quelle: IWRM 2011)

Abbildung 16 Bribin-Sindon – Prinzipskizze der unterirdischen Anlage zur Wassergewinnung (Quelle: IWRM 2011)

[90] PAT: pump as turbine; bezeichnen sich rückwärtsdrehende und damit als Turbinen wirkende Pumpen. Diese sind wartungsärmer und kostengünstiger als Turbinen und wurden daher in der Anlage Bribin-Sindon eingesetzt (IWG 2003).

6.3.2.3.2 Wasserverteilung

Im Rahmen des IWRM-Indonesien Projekts wird das insgesamt 340 km lange und größtenteils oberirdisch verlaufende Wasserverteilungsnetz zur Versorgung der Bevölkerung mit Wasser aus dem unterirdischen Fluss Bribin (gefördert aus den Anlagen Bribin und Bribin-Sindon) ausgebaut, umstrukturiert und saniert. Der Ausbau und die Sanierung umfassen die Instandsetzung und Erneuerung von Rohrleitungen (z.B. zur Verringerung von Wasserverlusten), den Austausch alter Pumpsysteme durch neue Systeme und die Erhöhung des Anteils der gravitären Verteilung zur Einsparung von Pumpenergie. Das Wasserverteilungssystem besteht aus einem etwa 40 km langen Hauptleitungsnetz (Zubringersystem), Wasserspeichern (Hochspeicher), Pumpsystemen und (gravitär betriebenen) Verteilerleitungen, die das Wasser in die einzelnen Dörfer transportieren (Klingel et al. 2010). Das Hauptleitungsnetz sowie ein Hochspeicher sind in Abbildung 17 dargestellt. Modelliert werden das alte Verteilungssystem und das optimierte System[91].

Die Bestandteile des Wasserverteilungsnetzes, Material- und Energieverbräuche sowie eine vorläufige Kostenabschätzung zur Sanierung des Wasserverteilungsnetzes sind in der Modellierung der Sachbilanz in Kapitel 6.4.3 beschrieben. Die Ergebnisse sind in Kapitel 6.5.1 zusammengefasst.

Abbildung 17 *Links:* Hauptleitungsnetz mit den Wasserquellen Bribin (Bribin I) und Bribin-Sidon (Bribin II) und den Wasserspeichern (Kaligoro, R1-R9, BP.1-BP.4). *Rechts:* Wasserspeicher (Quelle: Hassel 2009)

6.3.2.3.3 Wasseraufbereitung

Im Rahmen des IWRM-Indonesien Projekts werden Technologien zur Wasseraufbereitung untersucht und entwickelt. Für die Aufbereitung von Wasser aus unterirdischen Karstgewässern in Gunung Sewu wird nach Matthies&Obst (2011) eine Kombination angestrebt aus:

[91] Damit kann auch ein direkter Vergleich der Wasserversorgung (Gewinnung und Verteilung) vor und nach dem IWRM-Indonesien Projekt erfolgen (vgl. Kapitel 6.5.4, Wasserkette). Aufgrund der unterschiedlichen Kapazität der Systeme (d.h. der unterschiedlichen Menge an gefördertem/ verteiltem Wasser) ist jedoch der Nutzen (z.B. die Versorgung einer bestimmten Menge an Menschen mit 50 Lpcd) nicht derselbe. Dieser Umstand könnte ggf. als Indikator in SLCA-Betrachtungen berücksichtigt werden, wird in dieser Fallstudie jedoch nicht betrachtet.

- zentraler Wasseraufbereitung,
- verbrauchernaher Hygienisierung und
- dezentraler Hygienisierung in den Haushalten.

Für die zentrale Wasseraufbereitung existiert ein theoretisches Konzept und für die verbrauchernahe Hygienisierung eine Pilotanlage; beide werden im Folgenden vorgestellt. Für die Hygienisierung in den Haushalten ist ein Keramikfilter vorgesehen. Dieser wird in der vorliegenden Arbeit jedoch nicht betrachtet, weil ausreichende (Planungs)daten für eine Modellierung noch nicht vorlagen.

Die Wasseraufbereitungstechnologien, ihre Bestandteile, Material- und Energieverbräuche sowie Kostenabschätzungen (für die Hygienisierung, Pilotanlage) sind in der Modellierung der Sachbilanz in Kapitel 6.4.4 beschrieben. Die Ergebnisse sind in Kapitel 6.5.2 zusammengefasst.

Zentrale Wasseraufbereitung

Eine zentrale Wasseraufbereitung direkt nach der Wassergewinnung bzw. -förderung aus der Karsthöhle und vor der Einspeisung ins Leitungsnetz dient vorrangig der Entfernung von Trübstoffen sowie (zumindest teilweise) der Bakterienentfernung. Dadurch werden zum einen Verstopfungen im Netz verringert und zum anderen wird einer Vermehrung von (an Trübstoffen haftenden) Krankheitserregern entgegengewirkt. Ein Konzept für eine zentrale Wasseraufbereitung wurde von Fuchs et al. (2011) entwickelt und besteht aus einem Absetzbecken (oder alternativ einem Kiesfilter), einem nachgeschalteten Sandfilter mit sechs intermittierend betriebenen Filterbeeten und einem Speicherbehälter (Abbildung 18). Die Dimensionierung bezieht sich auf die Aufbereitung der derzeit in der Bribin-Anlage geförderten Wassermenge. Ein Konzept zur Vorbehandlung von Wasser aus Bribin-Sindon befindet sich in der Entwicklung[92]. Die aus dem Konzept von Fuchs et al. (2011) abgeleiteten Material- und Energieverbräuche werden bei der Modellierung der Gesamtwasserkette als Abschätzung für die zentrale Wasseraufbereitung verwendet.

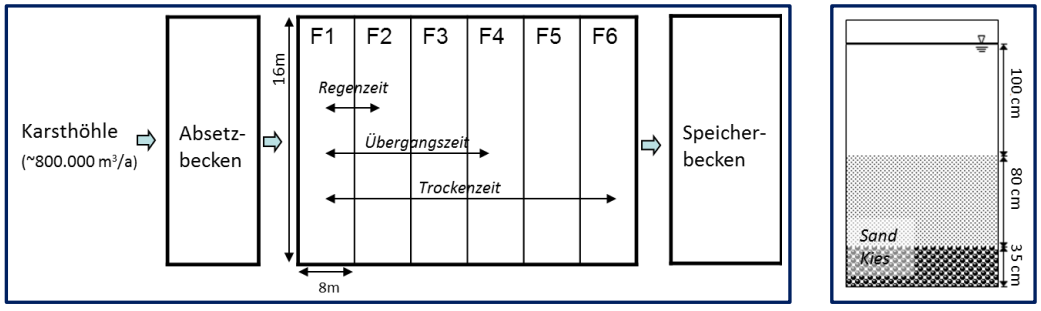


Abbildung 18 *Links:* Konzept und Vordimensionierung zur zentralen Wasseraufbereitung: Absetzbecken, Langsamsandfiltration mit mehreren Filterbeeten und Wasserspeicherbecken. *Rechts*: Aufbau und Vordimensionierung des Filterbetts (Darstellung nach Fuchs et al. 2011)

[92] Da im neuen Verteilungsnetz Wasser aus den Anlagen Bribin und Bribin-Sindon eingespeist und dieses daher gemischt wird, ist eine Vorbehandlung bei beiden Anlagen erforderlich.

Wasseraufbereitung: Hygienisierung – Pilotanlage

Vier alternative Technologien[93] werden im IWRM-Indonesien Projekt untersucht (Matthies&Obst 2011) und in der Fallstudie modelliert: 1) Langsamsandfiltration, 2) Chlorung, 3) Ultrafiltration und 4) UV-Desinfektion (Abbildung 19).

Nach ersten Untersuchungen von Matthies&Obst (2011) sind die Verfahren generell geeignet, um Wasser entsprechend dem WHO-Trinkwasser Standard (WHO 2006) aufzubereiten. Für gesicherte Aussagen müssen jedoch die Ergebnisse der Testphase in Indonesien abgewartet werden.

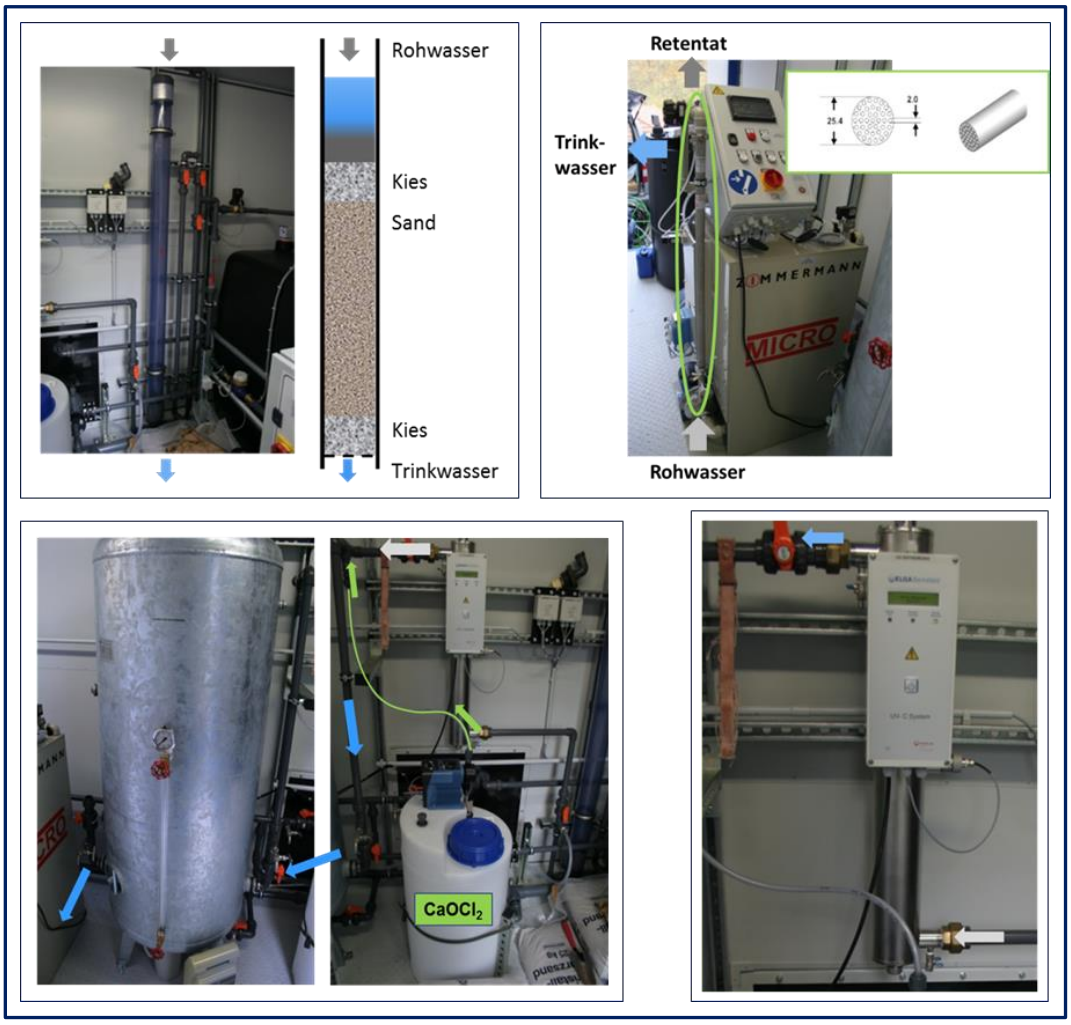


Abbildung 19 Technologien in der Pilotanlage: Langsamsandfiltration (*oben links*), Ultrafiltration (*oben rechts*), Chlorung (*unten links*) und UV-Desinfektion (*unten rechts*) (Darstellung nach Matthies 2010)

[93] Diese werden in einer Pilotanlage untersucht. Erste Untersuchungen in der Pilotanlage erfolgten in Deutschland (Zeitraum: 11/2010 – 03/2012). Gegenwärtig (Stand: 02/2013) wartet die Anlage in Indonesien auf Ihren Einsatz in Gunung Kidul, genauer in der Stadt Wonosari. Hier soll Wasser aus verschiedenen Quellen aufbereitet, und die Technologien an die lokalen Bedingungen angepasst werden.

6.3.2.3.4 Abwasserbehandlung und -entsorgung

Im Rahmen des IWRM-Indonesien Projekts wird derzeit eine Pilotanlage zur dezentralen Abwasserbehandlung mit gleichzeitiger Nutzung des entstehenden Biogases konzipiert. Auf Haushaltsebene sind nach (Nayono 2010) *implementierungswahrscheinliche* Alternativen unter Berücksichtigung von Akzeptanz und finanzieller Tragbarkeit:

- ein 2-Kammer Septic tank (abgedichtet, aus Beton), der von fünf Haushalten gemeinsam genutzt wird und
- ein vorgefertigter Septic tank (aus Kunststoff), der durch einen Haushalt genutzt wird[94].

Septic tanks sammeln Abwasser und Fäkalien in einer oder in mehreren Kammern. Unter anaeroben Bedingungen werden im Tank Feststoffe des Abwassers/ der Fäkalien zersetzt und mineralisiert. Die flüssige Phase kann nach einer Vorfiltration über einem Kiesfilter infiltriert werden. Der im Septic tank anfallende Schlamm muss entfernt und weiterbehandelt werden, bevor er ggf. in der Landwirtschaft zu Düngezwecken eingesetzt werden kann. Die Weiterbehandlung erfolgt i.d.R. durch eine Trocknung des Schlamms (US-Aid 2006). Konkrete Pläne zur Umsetzung dieser Technologien existieren derzeit nicht, Daten sind daher kaum vorhanden. Ebenso wenig bekannt sind die Zusammensetzung des Abwassers, die – je nach Technologie variierende – Zusammensetzung des aufbereiteten Wassers zur Infiltration sowie die Qualität und Menge des erhaltenen Schlamms. Die Modellierung beschränkt sich daher auf die Abschätzung der Material- und Energieverbräuche zur Errichtung (teilweise zum Betrieb) und der erforderlichen Transportprozesse. Diese Daten sowie Kostenabschätzungen sind in der Modellierung der Sachbilanz in Kapitel 6.4.5 beschrieben. Die Ergebnisse sind in Kapitel 6.5.3 zusammengefasst.

6.3.2.4 Systemgrenzen, Annahmen und Einschränkungen

Für die jeweils betrachteten Technologiealternativen der Prozesse Wassergewinnung, -verteilung, -aufbereitung und Abwasserbehandlung/ -entsorgung werden die erforderlichen Material- und Energieaufwendungen, Kosten und teilweise auch sozialen Aspekte entlang ihres Lebenswegs analysiert. Aufwendungen für Infrastruktur und Transporte werden – wenn möglich – berücksichtigt. Eine detaillierte Beschreibung der berücksichtigten Input- und Outputströme sowie der getroffenen Annahmen und Einschränkungen erfolgt in den jeweiligen Kapiteln zur Modellierung der Sachbilanz. Die Ergebnisse der Modellierung sind Modelle der Technologiealternativen für die einzelnen Bereiche des Wassersektors. Diese können bei gleicher funktioneller Einheit prinzipiell

[94] Als eine weitere alternative Technologieoption wäre ggf. auch eine Komposttoilette (3-Kammertoilette) denkbar, diese wird im Rahmen dieser Arbeit jedoch nicht betrachtet.

miteinander verbunden und kombiniert werden, um so den Beitrag der einzelnen Prozesse (bzw. Phasen) im Gesamtsystem, d.h. über den Lebensweg des *Produkt Wassers* ausgehend von Wassergewinnung bis hin zu Abwasserentsorgung zu bestimmen (vgl. Abbildung 7 in Kapitel 5.2.1)[95].

Für die Technologieanalyse in dieser Arbeit wurden die Lebenswegphasen *Errichtung* bzw. *Herstellung* sowie *Betrieb* der Technologien berücksichtigt. Die Entsorgung der Technologien wurde aufgrund fehlender bzw. unzureichender Daten aus der Betrachtung ausgeklammert. Wo Daten bzw. Entsorgungsoptionen bekannt sind, werden diese (qualitativ) beschrieben. Vorgelagerte Prozesse (z.B. Stahlherstellung oder Energiebereitstellung) werden in der LCA durch die von den LCA-Datenbanken bereitgestellten Prozessmodule berücksichtigt.

Für die LCC-Betrachtung wurde angenommen, dass sich die zugehörigen Kosten im Marktpreis (Anschaffungspreis) der Technologien bzw. im Energiepreis widerspiegeln. Diese Kosten sowie entstehende Kosten während des Betriebs der Technologien werden bei der Analyse der ökonomischen Aspekte berücksichtigt.

In Hinblick auf die SLCA werden basierend auf der SHDB social hotspots in verschiedenen – und mit den betrachteten Technologieoptionen in Beziehung stehenden – Sektoren bestimmt. Dazu zählen ebenfalls Hintergrundprozesse wie Energiebereitstellung und Transporte.

6.3.2.5 Modellierung und Berechnung

Für die Bilanzierung (Datensammlung, Modellierung, Analyse und Ergebnisdarstellung) wurde die LCA-Software SimaPro (Version 7.2.3 Phd) (PRé 2012) verwendet[96]. Die Modellierung der Kostenbetrachtung für die LCC erfolgte in MS Excel. Daten für die SLCA wurden ebenfalls in Tabellen in MS Excel zusammengefasst[97].

6.3.2.6 Indikatoren und Wirkungskategorien

Für die Fallstudie werden die bestehenden Wirkungskategorien der LCA bzw. die Kostenkategorien der LCC als Indikatoren herangezogen. Für eine vergleichende Technologieanalyse mit der SLCA

[95] Im Rahmen der Studie wird für die Abwasserbehandlungstechnologien eine andere funktionelle Einheit als für die Wasserbereitstellung gewählt (vgl. Kapitel 6.3.2.2). Die modellierte Wasserkette umfasst damit nur die Prozesse Wassergewinnung, -verteilung und -aufbereitung.

[96] In den in Kapitel 3.2.1 vorgestellten LCA-Fallstudien im Wassersektor und im Entwicklungskontext wird nur teilweise aufgeführt, welche Software zur Modellierung verwendet wurde. Angegeben wurden sowohl die SimaPro-Software (PRé 2012) als auch die GaBi-Software (PE International 2012).

[97] Eine gemeinsame Modellierung der LCC mit der LCA ist aufgrund ihrer gleichen Struktur in der SimaPro-Software prinzipiell möglich. Ebenfalls möglich in SimaPro ist die Einbeziehung von quantifizierbaren und (semi-)quantifizierbaren sozialen Aspekten. Da sich die Darstellung und Berechnung der Kosten im Rahmen der LCC in MS Excel jedoch für die vorliegende Studie als praktikabler erwies, wurde die SimaPro Software hierzu nicht verwendet. Sie wurde auch nicht zur Erfassung der erhobenen quantitativen und semi-quantitativen sozialen Aspekte genutzt, weil sich diese nur bedingt den in der Software für die LCA modellierten Prozessen zuordnen ließen.

werden Indikatoren aus den SLCA guidelines identifiziert sowie zusätzliche Indikatoren aus der Literatur und unter Berücksichtigung des Helmholtz-Konzepts vorgeschlagen. Die in den SLCA guidelines vorgeschlagenen *subcategories* und Indikatoren sowie die Indikatoren der SHDB werden zur generischen Analyse sozialer Aspekte in Indonesien (auf Länderebene) verwendet; die sozialen Aspekte und Indikatoren der SHDB zusätzlich zur Analyse sektorspezifischer sozialer Risiken. Die berücksichtigten LCA-Wirkungskategorien, LCC-Indikatoren sowie die SLCA-*subcategories* und SLCA-Indikatoren werden im Folgenden vorgestellt.

6.3.2.6.1 LCA-Wirkungskategorien

Für die Wirkungsabschätzung der LCA wurde die von der Universität Leiden (Niederlande) entwickelte Methode CML 2 baseline 2000 verwendet (V2.05/ World, 1990)[98] (CML 2001). Die betrachteten Wirkungskategorien und ihre Einheiten sind in Tabelle 17 dargestellt.

Tabelle 17 LCA-Wirkungskategorien nach CML 2 baseline 2000 V2.05 / World, 1990 (CML 2001)

Wirkungskategorie (Potential)	Impact category (potential)	Abkürzung	Einheit
Abiotischer Ressourcenverbrauch	Abiotic depletion	ADP	kg Sb eq
Versauerung	Acidification	AP	kg SO_2 eq
Eutrophierung	Eutrophication	EP	kg PO_4^- eq
Treibhauseffekt	Global warming	GWP100	kg CO_2 eq
Stratosphärischer Ozonabbau	Ozone layer depletion	ODP	kg CFC-11 eq
Humantoxizität	Human toxicity	HTP	kg 1,4-DB eq
Aquatische Süßwassertoxizität	Fresh water aquatic ecotoxity	FAETP	kg 1,4-DB eq
Marine Toxizität	Marine aquatic ecotoxicity	MAETP	kg 1,4-DB eq
Terrestrische Ökotoxizität	Terrestrial ecotoxicity	TETP	kg 1,4-DB eq
Bildung von Photooxidantien	Photochemical oxidation	POFP	kg C_2H_4

Sb: Antimon; SO_2: Schwefeldioxid ; PO_4^-: Phosphat; CO_2: Kohlenstoffdioxid; CFC: Fluorchlorkohlenwasserstoffe; DB: Dichlorbenzol; C_2H_4: Ethen

6.3.2.6.2 LCC-Indikatoren

Die Kostenbetrachtung nach dem LCC-Ansatz erfolgt aus der Nutzerperspektive. Das bedeutet, dass diejenigen Kosten bestimmt werden, die von Interesse für potentielle Nutzer bzw. Anwender der Technologie sind (z.B. Haushalte, Betreiber öffentlicher Einrichtungen). Die berücksichtigten Kosten sind in Tabelle 18 zusammengefasst. Sie entsprechen den Ergebnissen der LCC, analog zu den Wirkungskategorien als Ergebnisse der LCA. Die Entsorgungskosten sind aufgrund fehlender Daten nicht berücksichtigt: Der Datenmangel bezieht sich dabei sowohl auf die Kenntnis potentieller Entsorgungsoptionen, als auch auf die Verfügbarkeit von spezifischen Daten für Indonesien[99].

[98] In den in Kapitel 3.2.1 vorgestellten LCA-Fallstudien im Wassersektor und im Entwicklungskontext werden zur Wirkungsabschätzung vor allem die Methoden Ecoindicator 99 (Goedkoop&Spriensma 2000) und CML 2 baseline (CML 2001) verwendet.

[99] Teilweise sind keine Entsorgungsoptionen bekannt oder es wird angenommen, dass eine Entsorgung nicht erforderlich ist, beispielsweise infolge der langen Lebensdauer einiger Technologien (z.B. der Wasserkraftanlage in Bribin-Sindon). Potentielle Aufbereitungs-/ Entsorgungstechnologien in Zusammenhang mit den Hygienisierung des Wassers betreffen z.B.

Die Kosten werden in Euro (€) und zum Teil in Indonesischen Rupien (IDR) angegeben und wie die LCA-Ergebnisse, bezogen auf die funktionelle Einheit, dargestellt.

Tabelle 18 LCC-Indikatoren, betrachtete Kosten in der IWRM-Fallstudie

Indikatoren	Beschreibung
Anschaffungskosten (initiale Kosten)	Annahme, dass diese Kosten die Kosten für Produktion (Materialien, Energiebereitstellung und Transport) in den vorgelagerten Prozessen widerspiegeln
Betriebskosten	Kosten für Materialien und Energie während des Betriebs der Technologien

6.3.2.6.3 SLCA-subcategories und -Indikatoren

Die *subcategories* und Indikatoren der SLCA guidelines sind in Tabelle A-5 (Anhang) zusammengestellt. Für diese Indikatoren wurde keine standortspezifische, sondern nur eine generische Analyse durchgeführt. Eine Aggregation der Indikatoren zu Wirkungskategorien erfolgt aufgrund der in Kapitel 2.3.3.1 beschriebenen Risiken der Wirkungsabschätzung (z.B. Informationsverlust) nicht. Die mit generischen Daten beschriebenen Indikatoren werden damit vorrangig in Hinblick auf ihre Anwendbarkeit zur vergleichenden Technologieanalyse betrachtet. Die in Kapitel 5.2, Tabelle 13 zusätzlich vorgeschlagenen sozialen Indikatoren (und ihre Ausprägung) werden im Rahmen der Fallstudie qualitativ beschrieben – teilweise erfolgte dies auch bereits in Kapitel 5.2. Die in der SHDB definierten sozialen *Kategorien* und die *sozialen Themen* (zur Spezifizierung der Kategorien) sind in Tabelle 19 dargestellt. Ein Überblick zu den in der SHDB betrachteten *sozialen Aspekten* zur Beschreibung der *Themen* sowie zu *Indikatoren* zur Beschreibung dieser *Aspekte* findet sich in Tabelle A-5 (Anhang).

Tabelle 19 Social Hotspot Database (SHDB) – Soziale Kategorien und soziale Themen (Stand 07/2012)

Soziale Kategorien	Soziale Themen
Arbeitsrechte und menschenwürdige Arbeit	▪ Arbeitsrechte und Konventionen ▪ Lohn ▪ Bevölkerung unter der Armutsgrenze lebend ▪ Kinderarbeit ▪ Zwangsarbeit ▪ Überstunden ▪ Versammlungsfreiheit ▪ Recht auf Tarifverhandlungen ▪ Streikrecht
Steuerung/ Regierung	▪ Rechtssystem
Menschenrechte	▪ Rechte von Minderheiten ▪ Konflikte ▪ Gleichberechtigung von Männern und Frauen ▪ Kinder, die keine Schule besuchen
Kommunale Infrastruktur	▪ Zugang zu verbesserter Trinkwasserversorgung ▪ Zugang zu verbesserten Sanitäreinrichtungen ▪ Zugang zu Krankenhausbetten

.

die Aufbereitung des gebrauchten Filtersandes. Aus dem bisherigen Betrieb der Pilotanlage sind hierzu keine Daten vorhanden, werden jedoch im Laufe der Testphase in Indonesien erwartet (vgl. auch Kapitel 6.4.4.2).

6.4 Modellierung der Sachbilanz

Die Modellierung der Sachbilanz wird im Folgenden vorgestellt. Zu Beginn wird in Kapitel 6.4.1 die Datenerfassung und Datenqualität beschrieben. Anschließend wird in Kapitel 6.4.2 der Prozess der Elektrizitätsbereitstellung modelliert. Dies erfolgt gesondert in einem eigenen Kapitel, da in den existierenden LCA-Datenbanken kein entsprechender Prozess für Indonesien existiert. Anschließend wird in den Kapiteln 6.4.3 bis 6.4.5 die Modellierung der einzelnen Hauptprozesse des Wassersektors beschrieben: Wasserversorgung (umfasst die Gewinnung und Verteilung), Wasseraufbereitung (zentrale Aufbereitung und Hygienisierung) und Abwasserbehandlung/ -entsorgung. In Kapitel 6.6 wird die Wasserkette (von der Gewinnung bis zur Hygienisierung) betrachtet, d.h. die Hauptprozesse des Wassersektors werden miteinander kombiniert.

In Hinblick auf die LCA stellen Kapitel 6.4.3 bis 6.4.5 faktisch die Informationen bereit, die zur Berechnung der Input- und Outputströme (Ressourcen und Emissionen) entlang des Lebenswegs der Technologien mit der LCA-Software SimaPro erforderlich sind. Diese Ströme, d.h. die Elementarflüsse der LCA und die eigentlichen Ergebnisse der LCA Sachbilanz, werden hier nicht aufgeführt, sondern nur die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung (Kapitel 6.5).

Die Modellierung der Sachbilanz für die LCC erfolgt gemeinsam mit der LCA. Zum Teil entsprechen die hier aufgeführten Kosten bereits den Ergebnissen der LCC-Sachbilanz. Diese werden (unabhängig davon) gemeinsam mit den LCA-Ergebnissen in Kapitel 6.5 vorgestellt.

Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse variierte Parameter – Material- und Energieverbräuche, Lebensdauer der Technologien oder verwendete Energiequellen (elektrische Energie, bereitgestellt aus dem öffentlichen Netz oder über Dieselaggregate) – zur Abschätzung des Einflusses getroffener Annahmen auf die Ergebnisse werden jeweils in den einzelnen Kapiteln zur Modellierung der Sachbilanz beschrieben.

Für die SLCA erfolgte keine Modellierung der Sachbilanz im Sinne der LCA und LCC. Wie in Kapitel 6.3.2.6.3 dargestellt, werden die Indikatoren(ergebnisse) sowie die identifizierten sozialen Risiken vorrangig in Hinblick auf ihre Anwendbarkeit zur vergleichenden Technologieanalyse betrachtet und sind aus diesem Grund im Ergebnisteil (Kapitel 6.6) und im Anhang II dargestellt.

6.4.1 Daten – Erfassung und Qualität

Wie die Datenerfassung erfolgte, welche Datenquellen für die Datenerfassung und welche Methoden zur Modellierung verwendet wurden, wird im Folgenden beschrieben. Für die LCA und LCC erfolgt die Modellierung der Technologien basierend auf:

1) Primärdaten, d.h. basierend auf Informationen aus:

- Projektberichten des IWRM-Indonesien Projekts sowie des Vorgängerprojekts *Höhlenbewirtschaftung unterirdischer Karstgewässer* (Höhlenbewirtschaftung 2010; IWRM 2011) und
- Fragebögen und Gesprächen mit den Teilprojekten zu Wassergewinnung, Wasserverteilung, Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung und Rücksprachen mit Projektpartnern in der Untersuchungsregion sowie

2) Sekundärdaten, d.h. basierend auf Informationen aus:

- Literaturauswertungen und
- LCA-Datenbanken (ecoinvent 2.0 und ETH-ESU 96 Database) (ecoinvent 2007) (Frischknecht et al. 1996).

Einen Überblick zu den verwendeten Datenquellen für die Modellierung der Technologieoptionen gibt Tabelle 20. Die spezifischen Datenquellen sind in den jeweiligen Tabellen zur Modellierung der Sachbilanz aufgeführt.

Tabelle 20 Übersicht – Datenquellen zur Modellierung der Technologieoptionen (LCA und LCC)

Technologie	LCA		LCC	
	Errichtung	**Betrieb**	**Errichtung**	**Betrieb**
Wassergewinnung				
Sperrwerk/ Kleinwasserkraftanlage (Bribin-Sindon)	Projekt[a]	Projekt	Projekt	Projekt
Wehr und Pumpen (Bribin)	Literatur[b] Annahmen	Projekt	k.D.	Projekt
Wasserverteilung				
Verteilungsnetz (alt)	Projekt Literatur Annahmen	Projekt	Projekt, Annahmen	Projekt
Verteilungsnetz (optimiert)	Projekt	Projekt	Projekt	Projekt
Wasseraufbereitung				
Zentrale Wasseraufbereitung	Projekt	Projekt	Projekt	Projekt, Annahmen
Pilotanlage (Sandfiltration, Chlorung, Ultrafiltration, UV-Desinfektion)	Projekt Literatur Annahmen	Projekt	Projekt Literatur Annahmen	Projekt Literatur Annahmen
Abwasserbehandlung und –entsorgung				
2-Kammer Septic tank	Literatur, Annahmen	Projekt Literatur Annahmen	Literatur	Projekt Literatur Annahmen
Vorgefertigter Septic tank	Literatur, Annahmen	Projekt Literatur Annahmen	Literatur	Projekt Literatur Annahmen

k.D.: keine Daten

[a] Projektberichte, -anträge und eigene Erhebungen durch Fragebögen bzw. Gespräche mit den Experten der einzelnen Teilprojekte des IWRM-Indonesien Projekts sowie Kostenvoranschläge für einzelne Technologien bzw. für Optimierungsmaßnahmen (z.B. hinsichtlich des Wasserverteilungsnetzes)

[b] Dies umfasst z.B. technische Datenblätter sowie Literatur zu den einzelnen Prozessen und Technologien.

Bei der SLCA-Betrachtung werden für die in Kapitel 5.2.2 aus den SLCA guidelines identifizierten Indikatoren im Rahmen dieser Studie keine standortspezifischen Daten erhoben. Zur Beschreibung der 31 *subcategories* der SLCA guidelines und der entsprechenden Indikatoren wurde auf die in den guidelines vorgeschlagenen generischen Datenquellen (zusammengestellt in Tabelle A-5, Anhang) zurückgegriffen. Den aus der SHDB erfassten sozialen Risiken liegen ebenfalls generische Daten zugrunde. Die Datenquellen sowie die getroffenen Annahmen zur Definition der sozialen Risiken sind auf der Homepage der SHDB sowie in Benoît et al. (2010) zu finden. Die in Kapitel 5.2 in Tabelle 13 zusätzlich vorgeschlagenen sozialen Indikatoren werden im Rahmen der Fallstudie qualitativ beschrieben (Kapitel 6.6.4, zum Teil auch bereits in Kapitel 5.2).

Generell ist die Erfassung der Daten als schwierig und ihre Qualität zum Teil als unsicher zu beurteilen, insbesondere aufgrund:

- der Tatsache, dass sich die Technologien zum Teil noch in der Entwicklung befinden:

  Das bedeutet, dass konkrete Daten beispielsweise zur Errichtung oder zum Betrieb der Technologien teilweise (noch) nicht vorhanden sind und/ oder sich im Verlauf des Projekts (zum Teil grundlegend) verändert haben.

Eine weitere Herausforderung hinsichtlich der Datenerfassung und -qualität ergibt sich aus:

- den regionalen Spezifika im Untersuchungsgebiet (Gunung Sewu, Indonesien):

  Die existierenden LCA-Datenbanken sind vorwiegend ausgerichtet auf Europa und (Nord)amerika, für Indonesien spezifische Prozessmodule fehlen. Die für die Modellierung der Hintergrundprozesse (z.B. Energiebereitstellung und Transport) herangezogenen Prozessmodule sind damit unspezifisch für die betrachteten Technologien.

Bei der Modellierung wurde auf die aktuellsten verfügbaren Daten zurückgegriffen[100]. Die aus Projektberichten verwendeten Daten und die getroffenen Annahmen zur Modellierung wurden mit den entsprechenden Teilprojektpartnern diskutiert und ggf. angepasst.

[100] Die Daten stammen aus dem Zeitraum 2003 – 2012.

6.4.2 Modellierung des Elektrizitätsmixes

Die verfügbaren LCA-Datenbanken enthalten verschiedene länder- und regionenspezifische Datensätze für die Bereitstellung elektrischer Energie; spezifische Datensätze für Indonesien existieren jedoch nicht. Im indonesischen Elektrizitätsmix (E-Mix) macht Kohle (aus Indonesien) als Energieträger den prozentual größten Anteil aus, gefolgt von Öl und Erdgas. 73 % des Öls stammen aus Indonesien, 27 % werden aus Ländern wie dem Iran, Irak, Saudi Arabien, Jemen, Malaysia, Australien (EC 2011) importiert[101]. Eine Zusammensetzung des E-Mixes ist in Tabelle 21 beispielhaft für die Jahre 2005–2020 dargestellt. Der E-Mix 2009 nach (OECD/ IEA 2011) wird als Grundlage für die Modellierung in der Fallstudie angenommen.

Tabelle 21 Elektrizitätsmix nach Energieträger in Indonesien (2005–2020). Anteil in % (in der Fallstudie wird der Elektrizitätsmix 2009 bei der Modellierung der Technologien verwendet)

	Kohle	Erdgas	Öl	Sonstiges (Geothermie)	Wasserkraft	Quelle
2005	24	16	41	4	15	(Soentono&Aziz 2006)
2007	41	14	33	3	9	(Restianti&Gheewala 2012)
2009	42	23	22	7	6	(OECD/ IEA 2011)
2010	46	30	11	2	8	(APERC 2006)
2020	51	36	3	3	7	(APERC 2006)

Basierend auf den in ecoinvent existierenden Datensätzen für die Bereitstellung elektrischer Energie aus den Energieträgern Kohle, Erdgas, Öl und Wasserkraft[102] wird ein Prozess für den indonesischen E-Mix 2009 definiert (*electricity mix Indonesia 2009*). Der Anteil der Energieträger am E-Mix ist damit spezifisch für Indonesien – die zugrundeliegenden Datensätze (z.B. *Bereitstellung elektrischer Energie aus Kohle*) sind es jedoch nicht. Spezifische Daten für den asiatischen und ostasiatischen Raum, die als Annäherung herangezogen werden könnten, existieren ebenfalls nicht oder nur für einige Energieträger (z.B. existiert ein Datensatz für *Elektrizität aus Kohle* für China). Für die Modellierung des indonesischen E-Mixes wurde daher auf europäische Durchschnittsdaten zurückgegriffen. Dies ist problematisch bei einer Auswertung der absoluten Werte der berechneten Umweltwirkungspotentiale, weil die Herkunft der Energieträger[103] einen Einfluss auf die Höhe der potentiellen Umweltwirkungen haben kann. Die Ursachen hierfür sind beispielsweise Unterschiede in Hinblick auf Fördermethoden, Transportwege, Wirkungsgrade in technischen Anlagen oder Techniken der Abgasreinigung. Als Abschätzung und für einen relativen Vergleich der Technologien unter-

[101] Die Herkunft der Energieträger wird bei der Analyse sozialer Aspekte in Energiesystemen (Kapitel 6.6.2) berücksichtigt.
[102] Geothermie als weiterer Energieträger zur Bereitstellung elektrischer Energie wird aufgrund fehlender Datensätze vernachlässigt.
[103] Der Großteil des in Europa genutzten Erdöls und Erdgases stammt anders als in Indonesien aus der GUS.

einander werden diese Daten trotzdem herangezogen. Eine Anpassung der Ergebnisse mit für Indonesien spezifischen Daten, sobald diese künftig vorhanden sein sollten, ist jedoch empfehlenswert.

In Tabelle 22 sind die, für den hier definierten und in der Fallstudie genutzten Prozess *electricity mix Indonesia 2009,* verwendeten ecoinvent Datensätze zur Bereitstellung elektrischer Energie aus den entsprechenden Energieträgern zusammengestellt. Zum Vergleich und zur Verdeutlichung des Einflusses der Datensätze auf das LCA-Ergebnis wurde dieser Prozess neben den europäischen Durchschnittsdaten auch mit deutschen Durchschnittsdaten (*electricity mix Indonesia 2009-DE*) sowie mit einer Kombination aus europäischen und chinesischen Durchschnittsdaten (*electricity mix Indonesia 2009*-C)[c] modelliert.

Tabelle 22 Indonesischer Elektrizitätsmix 2009 – Zusammenstellung verschiedener Datensätze[a] zur Modellierung der Bereitstellung von elektrischer Energie aus unterschiedlichen Energieträgern

Elektrizitätsmix 2009[101]	Energieträger			
	Kohle (42 %)	**Erdgas (23 %)**	**Öl (22 %)**	**Wasserkraft[b] (6 %)**
Electricity mix Indonesia 2009[c]	Electricity, hard coal, at power plant/ UCTE	Electricity, natural gas, at power plant/ UCTE	Electricity, oil, at power plant/ UCTE	Electricity, hydropower, at power plant/ DE
	basierend auf europäischen und deutschen Durchschnittsdaten			
Electricity mix Indonesia 2009-DE	Electricity, hard coal, at power plant/ DE	Electricity, natural gas, at power plant/ DE	Electricity, oil, at power plant / DE	Electricity, hydropower, at power plant/ DE
	basierend auf deutschen Durchschnittsdaten			
Electricity mix Indonesia 2009-CN[d]	Electricity, hard coal, at power plant/ CN	Electricity, natural gas, at power plant/ UCTE	Electricity, oil, at power plant/ UCTE	Electricity, hydropower, at power plant/ DE
	basierend auf chinesischen, europäischen und deutschen Durchschnittsdaten			

DE: Deutschland; UCTE: Union for the Co-ordination of Transmission of Electricity (diese Daten werden als europäische Durchschnittsdaten betrachtet); CN: China

[a] Die Datensätze stammen aus der LCA-Datenbank ecoinvent 2.0 (ecoinvent 2007).

[b] Für Wasserkraft (hydropower) sind UCTE-Daten nicht vorhanden. Daher wurden deutsche Durchschnittsdaten verwendet.

[c] Der hier mit *electricity mix Indonesia 2009* bezeichnete E-Mix wurde für die Fallstudie verwendet.

[d] Chinesische Daten sind nur für den Prozess *Energiebereitstellung aus Kohle* vorhanden.

Der Einfluss unterschiedlicher E-Mixe auf potentielle Umweltwirkungen ist in Abbildung 20[104] durch einen relativen Vergleich der E-Mixe von 2007, 2009 und 2020 dargestellt (vgl. Tabelle 21). Für die Bestimmung potentieller Umweltwirkungen infolge der Bereitstellung elektrischer Energie aus verschiedenen Energieträgern – und damit auch die eines bestimmten Energiemixes – wurde auf europäische Durchschnittsdaten zurückgegriffen (vgl. Tabelle 22, Zeile 1). Basierend auf diesen Daten zeigt die Bereitstellung elektrischer Energie aus Öl – im Vergleich zur Bereitstellung aus den Energieträgern Erdgas und Kohle – die höchsten Werte in allen Wirkungskategorien mit Ausnahme des abiotischen Ressourcenverbrauchspotentials (ADP) und des Treibhauseffektpotentials (GWP). Den höchsten Beitrag zu diesen zwei Kategorien leistet die Elektrizitätsbereitstellung aus Kohle. Die potentiellen Umweltwirkungen in Zusammenhang mit einer Elektrizitätsbereitstellung durch Wasserkraft liegen

[104] Die in den Abbildungen verwendeten Abkürzungen für die Wirkungskategorien sind im Abkürzungsverzeichnis sowie in Tabelle 17 definiert.

im Vergleich zu den anderen Energieträgern bei weniger als 1 % (beim Süßwassertoxizitätspotential (FAETP) bei 1,7 %) (vgl. Tabelle A-36, Anhang).

Nach APERC (2006) basiert der indonesische Elektrizitätsmix 2020 vorrangig auf den Energieträgern Kohle und Erdgas, der Anteil von Öl liegt bei nur noch 3 % (2007: bei 33 %). Die Verringerung des Ölanteils am E-Mix 2020 (Abbildung 20, hellblaue Balken) führt zu einer Verringerung der potentiellen Umweltwirkungen im Vergleich zu den E-Mixen von 2007 und 2009. Diese Verringerung beträgt beim ADP und GWP etwa 5 % bzw. 15 % und in allen anderen Umweltwirkungskategorien zwischen 50 % und 80 %. Die mit dem E-Mix 2007 und E-Mix 2009 vergleichbaren Werte des ADP und GWP im E-Mix 2020 können auf den gestiegenen Anteil von Kohle zurückgeführt werden. Die E-Mixe 2007 (grüne Balken) und 2009 (dunkelblaue Balken) haben einen vergleichbaren Anteil an Kohle, unterscheiden sich aber in ihren Anteilen an Öl und Erdgas. Der höhere Anteil von Öl als Energieträger im E-Mix 2007 führt im Vergleich zum E-Mix 2009 zu höheren potentiellen Umweltwirkungen pro MJ bereitgestellte elektrische Energie.

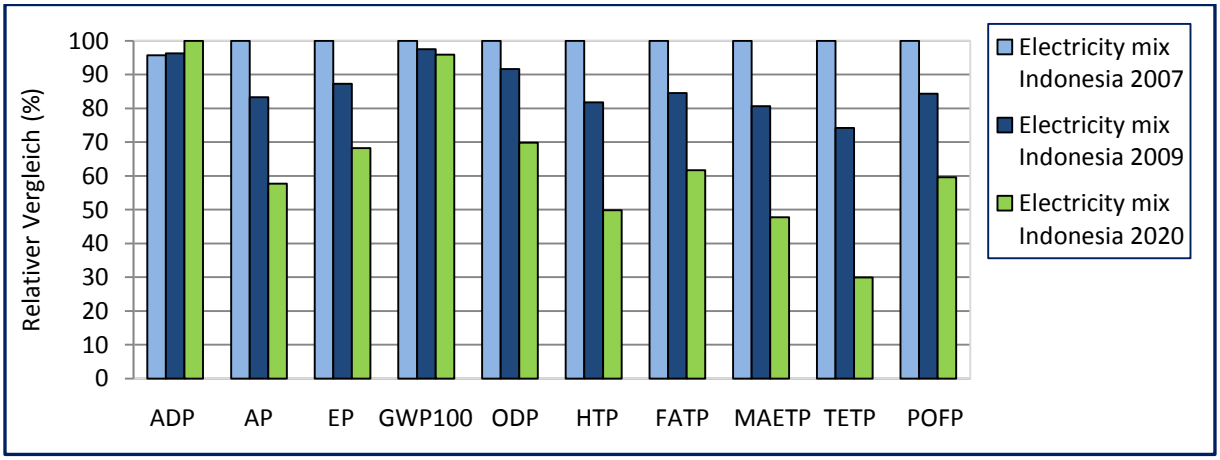


Abbildung 20 Relativer Vergleich potentieller Umweltwirkungen bei der Bereitstellung von 1 MJ Energie – Vergleich der Elektrizitätsmixe 2007, 2009, 2020 (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung).

Der Einfluss unterschiedlicher Datensätze der LCA Datenbank ecoinvent zur Bereitstellung elektrischer Energie aus den im Indonesischen E-Mix (exemplarisch: E-Mix 2009) verwendeten Energieträgern auf potentielle Umweltwirkungen ist in Abbildung 21 an drei Beispielen dargestellt. Abgebildet sind die relativen Umweltwirkungspotentiale der E-Mixe im Vergleich zum jeweils höchsten Wert (= 100 %). Für das erste Beispiel wurden europäische Durchschnittsdaten für die Elektrizitätsbereitstellung aus den Energieträgern aus Kohle, Öl und Erdgas sowie deutsche Durchschnittsdaten (aufgrund fehlender europäischer Daten) für die Elektrizitätsbereitstellung aus Wasserkraft verwendet. Dieses Beispiel ist in Abbildung 21 durch die grünen Balken dargestellt. Die dunkelblauen Balken zeigen die Umweltwirkungen im relativen Vergleich, wenn der Datensatz für Elektrizitätsbereitstellung aus Kohle durch einen für China spezifischen Datensatz ersetzt wird. Die

Werte für das abiotische Ressourcenverbrauchspotential (ADP) infolge der Elektrizitätsbereitstellung aus Kohle liegen für China und Europa in der gleichen Größenordnung. Hinsichtlich des Ozonabbaupotentials (ODP) sind die Werte für China etwa 60 % niedriger als für Europa (vgl. Tabelle A-38,) bzw. 20 % bei der Betrachtung des gesamten E-Mixes in Abbildung 21. Alle anderen Umweltwirkungspotentiale infolge der Elektrizitätsbereitstellung aus Kohle sind für China höher als für den europäischen Durchschnitt und die Werte im betrachteten *electricity mix Indonesia-CN* folglich höher als im *electricity mix Indonesia 2009*.

Der Vergleich der Umweltwirkungspotentiale infolge der Bereitstellung elektrischer Energie in Europa (grüne Balken) und Deutschland (hellblaue Balken) zeigt Werte gleicher Größenordnung für die Wirkungskategorien abiotischer Ressourcenverbrauchspotential (ADP) und Treibhauseffekt (GWP). Das terrestrische Ökotoxizitätspotential (TETP) ist für die Elektrizitätsbereitstellung basierend auf deutschen Durchschnittsdaten etwa 40 % niedriger als bei entsprechenden europäischen Durchschnittsdaten. Mit Ausnahme des Ozonabbaupotentials (ODP), das für Deutschland im Vergleich zum europäischen Durchschnitt etwa 15 % höher ist, weisen alle restlichen Wirkungskategorien um etwa 15 % bis 30 % geringere Umweltwirkungspotentiale auf.

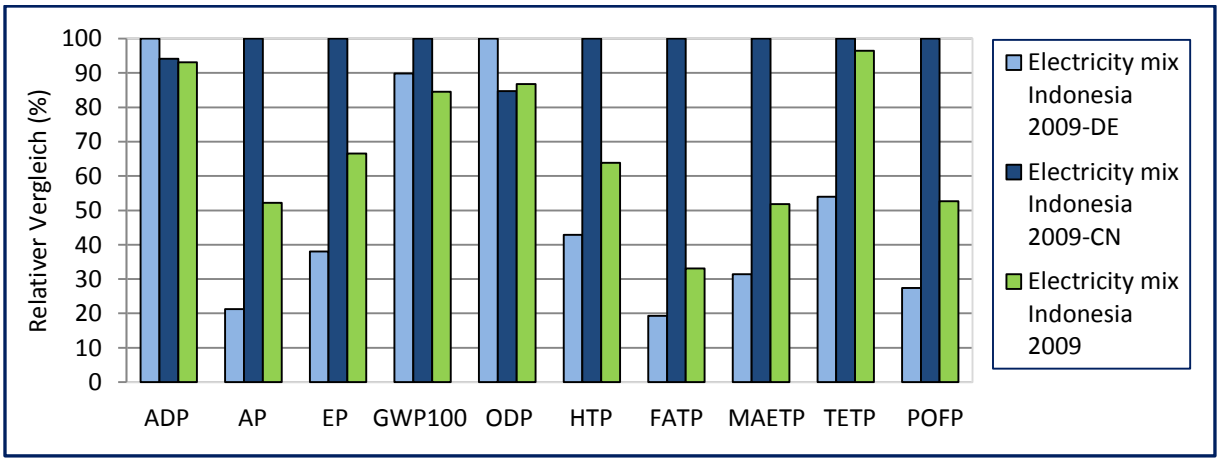


Abbildung 21 Relativer Vergleich potentieller Umweltwirkungen bei der Bereitstellung von 1 MJ Energie mit dem indonesischen Elektrizitätsmix 2009 – Einfluss unterschiedlicher Datensätze (aus ecoinvent 2.0) zur Bereitstellung elektrischer Energie aus verschiedenen Energieträgern: 1) DE: deutsche Durchschnittsdaten für alle Energieträger, 2) CN: europäische Durchschnittsdaten für Erdgas und Öl, deutsche Durchschnittsdaten für Wasserkraft, chinesische Daten für Kohle und 3) europäische Durchschnittsdaten für alle Energieträger außer Wasserkraft (deutsche Durchschnittsdaten) (SimaPro 7.2.3 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung)

6.4.3 Wasserversorgung – Gewinnung und Verteilung

6.4.3.1 Wassergewinnung – Wasserkraftanlage Bribin-Sindon

Die für die Modellierung in SimaPro erforderlichen Daten für die Errichtung und den Betrieb der Wasserkraftanlage in Bribin-Sindon sowie die Annahmen für die Sensitivitätsanalyse sind in Tabelle 23 und Tabelle 24 aufgeführt. Eine detaillierte Zusammenstellung dieser Daten sowie eine grafische Übersicht der betrachteten Prozesse finden sich in Tabelle A-11, Tabelle A-12 und in Abbildung A-1 (Anhang).

Tabelle 23 Bribin Sperrwerk – Errichtung. Annahmen und Daten für die Modellierung und variierte Parameter im Rahmen der Sensitivitätsanalyse (Quelle: IfMB 2003; 2004, 2006; IWG 2003, 2004, 2007; Oberle et al. 2005; Ikhwan 2011, IWRM 2011)*

Prozesse/ Komponenten		Einheit		Annahmen für die Sensitivitätsanalyse
Bau des Zugangsschachts (Zugang zur Höhle)				
Materialien	Stahl Beton	kg m^3	37.409 13,5	
Energie (Diesel)		kWh	55.000	
Errichtung des Sperrwerks				
Materialien	Stahl[a] Beton[b] Mörtel	kg m^3 kg	2.963 240 3.270	+ 30 % + 30 % + 30 %
Energie		kWh	33.600	
Rohrleitungssystem				
Materialien	Stahl[c]	kg	140.000	+ 30 %
Pumpenmodule				
Anzahl			6	
Materialien	Stahl Gusseisen	kg kg	275 275	+ 30 % + 30 %
Transport (Lkw gesamt)[d]				
		tkm	ca. 200.000	+ 30 %
Kosten[e]				
Materialien, Energie, Personal (Indonesien)		€/5a	3.000.000	
Materialien, Energie, Personal (Deutschland)		€/5a	3.000.000	

* sowie Annahmen und Berechnungen

[a] umfasst Bewehrungsstahl und Stahl für Mikropfähle, Felsnägel

[b] umfasst Beton für das Sperrwerk und für Injektionen zur Abdichtung der Höhlendecke/ -wände

[c] Berechnung/ Abschätzung über Länge und Durchmesser der Rohre (nach DIN 2460 2006) und unter zusätzlicher Berücksichtigung einer Massenzunahme um etwa 30 % bei geschweißten Rohren (Rohrsystem in der Höhle: ca. 17.000 kg Stahl; Förderleitung zum Wasserspeicher: ca. 123.900 kg Stahl)

[d] Transport: Lkw: 118.500 tkm (Schachtbau), 27.100 tkm (Sperrwerk), 50.700 tkm (Rohrleitungssystem), 3.160 tkm (Pumpenmodule) und Frachter: 245 tkm (Pumpenmodule); berechnet über Transportwege und Materialmasse

[e] Kosten auf deutscher Seite: Schaftbohrmaschine: 2 Mill. €, Materialien, Personal, Forschung & Entwicklung: 1 Mill. €).

Tabelle 24 Bribin Sperrwerk – Betrieb. Annahmen und Daten für die Modellierung und variierte Parameter im Rahmen der Sensitivitätsanalyse (Quellen: IWG 2004; Oberle et al. 2005; Ikhwan 2011)*

Prozesse/ Komponenten	Parameter	Einheit		Annahmen für die Sensitivitätsanalyse
Sperrwerk				
	Lebensdauer	a	100	10; 50; 100
	Leistung	L/s m^3/a	39 1.213.056	
Rohrleitungssystem				
	Lebensdauer	a	80	
Pumpenmodule				
	Lebensdauer	a	35	
Betriebsstoffe	Getriebeöl	L/a	15	+ 30 %
Energie (Fahrstuhlbetrieb)	Diesel	L/a	36	+ 30 %
Kosten				
Personal		€/a	6.000	
Anlagenbetrieb[a] (Fahrstuhl etc.)		€/a €/m^3	10.000 0,01	
Gewinne[b]		€/a	360.000	

*sowie Annahmen und Berechnungen

[a] bezogen auf eine Förderung von 1,5 Mill. m^3/a; Kosten für Fahrstuhl entfallen ggf., je nach Standort

[b] durch Verkauf des Wassers durch die Trinkwasserbehörde PDAM (Verkaufspreis: 3.000 IDR/m^3), Kurs: 1 € = 12.238,5 IDR (Stand: 08/2011)

Im Rahmen der Errichtung der Wasserkraftanlage Bribin-Sindon waren im Vorfeld Sondierungsbohrungen, der Bau einer Zufahrtstraße und im Rahmen des Höhlenausbaus Ausbrucharbeiten und Wasserhaltungsmaßnahmen in der Höhle erforderlich (vgl. Abbildung A-1, Anhang). Aufgrund mangelnder bzw. unvollständiger Daten wurden diese Prozesse nicht modelliert. In Hinblick auf die Anlagenkomponenten (Rohre, Pumpen) wurden nur deren Hauptmaterialien und die entsprechenden Massen berücksichtigt, d.h. Anlagenkomponenten (z.B. Ventile) wurden nicht betrachtet[105]. Zur (annähernden) Berücksichtigung des Einflusses dieser Einschränkungen werden in der Sensitivitätsanalyse potentielle Umweltwirkungen bestimmt, unter der Annahme eines 30 % erhöhten Materialverbrauchs während der Errichtung[106]. Außerdem wird im Rahmen der Sensitivitätsanalyse ein um 30 % erhöhter Material- und Energieverbrauch in der Nutzungsphase (Betriebsphase) angenommen (vgl. Tabelle 23). Damit wird gleichzeitig der Einfluss einer verkürzten Lebenszeit der Anlagenkomponenten[107] (z.B. Rohrleitungssystem) im Vergleich zur theoretischen Lebenszeit adressiert. Die Lebensdauer der Anlage, d.h. die Förderzeit und damit die Menge des insgesamt geförderten Wassers, beein-

[105] Gleiches gilt für die Modellierung der Technologien der Wassergewinnung der Anlage Bribin, Wasserverteilung, Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung.

[106] Dadurch werden z.B. auch die nach der Errichtung der Anlage erforderlichen Injektionen zur Abdichtung der Höhlenwände berücksichtigt.

[107] Die Lebensdauer der Anlagenkomponenten (Pumpen und Rohrleitungssystem) sind im Modell berücksichtigt, z.B.: Bei einer theoretischen Lebenszeit der Anlage bzw. des Sperrwerks (Staumauer/ Fundament) von 100 Jahren müssen die Pumpenmodule (theoretische Lebenszeit: 35 Jahre) zweimal ausgetauscht werden.

flusst den Material- und Energieverbrauch pro funktioneller Einheit, d.h. pro Kubikmeter gefördertem Wasser. Sie ist damit relevant zur Bestimmung des Beitrags der Lebenswegphasen (Errichtung und Betrieb) auf die Gesamtumweltwirkungspotentiale der Anlage und für eine vergleichende Betrachtung alternativer Technologien. Neben der theoretischen Lebenszeit von 100 Jahren wird in der Sensitivitätsanalyse eine Lebenszeit von zehn Jahren und von 50 Jahren modelliert.

6.4.3.2 Wassergewinnung – Wasserkraftanlage Bribin (altes System)

Die für die Modellierung in SimaPro erforderlichen Daten für die Errichtung und den Betrieb der Wasserkraftanlage in Bribin sowie die Annahmen für die Sensitivitätsanalyse sind in Tabelle 25 zusammengefasst und in Tabelle A-15 (Anhang) detailliert aufgeführt. Daten für die Errichtung der Anlage (Material- und Energieverbrauch) sind nicht verfügbar. Für eine Abschätzung wurde angenommen, dass für das 1–2 m hohe Wehr etwa zwei Drittel des für das Sperrwerk (der Staumauer) aus Bribin-Sindon benötigten Materials und etwa ein Fünftel der Rohrleitungen erforderlich sind. Daten für den Betrieb der Anlage stammen aus Projektberichten. Die Kapazität der Anlage, d.h. die Menge des geförderten Wassers, ist geringer als die in Bribin-Sindon. Theoretisch wäre jedoch eine Förderung der gleichen Menge möglich, sofern die Pumpen statt derzeit 9 Stunden pro Tag etwa 16 Stunden pro Tag betrieben werden. Der Energiebedarf für den Pumpenbetrieb wird derzeit zu etwa 70 % über das öffentliche Netz (E-Mix) und zu etwa 30 % über Dieselaggregate gedeckt. Der Einfluss der Energiequelle sowie einer unterschiedlichen Lebensdauer des Wehres auf potentielle Umweltwirkungen ist in der Sensitivitätsanalyse berücksichtigt.

Tabelle 25 Anlage Bribin – Wehranlage und zwei Pumpen – Betrieb. Material- und Energieverbräuche (Quellen: IWG 2003, 2004; Klingel et al. 2010; IWRM 2011)*

Prozesse/ Komponenten	Parameter	Einheit		Annahmen für die Sensitivitätsanalyse
Pumpen				
	Leistung	W	150	
	Wasserförderung	L/s m^3/a	60 794.970 (Betriebsdauer: ca. 9 h/d)	
Energie	Energiebedarf	kWh/a kW/m^3	492.750 0,69	
	Anteil Diesel	%	25	0; 100
	Anteil öffentliches Netz	%	75	100; 0
Wehr				
	Lebensdauer	a	100	50
Kosten				
Personal	Kosten/Jahr	€/a	2.000	
Förderkosten	Kosten/Jahr Kosten/m^3	€/a €/m^3	190.000 0,13	

* sowie Gespräche und Annahmen

6.4.3.3 Wasserverteilung

Die für die Modellierung in SimaPro erforderlichen Daten für das alte und das (geplante) optimierte Wasserverteilungssystem (vgl. Kapitel 6.3.2.3.2) sowie die Annahmen für die Sensitivitätsanalyse sind in Tabelle 26 aufgeführt. Eine detaillierte Zusammenstellung dieser Daten sowie eine Übersicht der betrachteten Prozesse finden sich in Tabelle A-17 (Anhang). Berücksichtigt sind die Materialverbräuche für Rohrleitungen, Wasserspeicher und Pumpstationen sowie die für den Betrieb der Pumpen erforderliche elektrische Energie. Diese wird derzeit zu etwa 70 % aus dem öffentlichen Netz (E-Mix) und zu etwa 30 % von Dieselaggregaten bereitgestellt. Der Einfluss der Energiequelle sowie der Lebensdauer des Verteilungsnetzes auf potentielle Umweltwirkungen ist in der Sensitivitätsanalyse berücksichtigt.

Tabelle 26 Wasserverteilungsnetz – Errichtung und Betrieb. Altes System und – im Rahmen des IWRM-Indonesien Projekts geplantes – optimiertes System (Quellen: Hassel 2009; Klingel&Knobloch 2009; Hassel&Klingel 2010; Klingel et al. 2010)*

Komponenten/ Parameter	Einheit	Altes System	Optimiertes System[a]	Annahmen für die Sensitivitätsanalyse
Lebensdauer	a	50	50	50; 100
Wasserverluste	%	ca. 50	ca. 15	
Rohrleitungen[b]				
Hauptleitung				
Länge	m	33.000	41.000	
Verteilerleitung (gravitär betrieben)				
Länge	m	307.000	ca. 307.000	
Masse Stahl (gesamt)	kg	4.082.404	4.343.526	
Masse Gusseisen (gesamt)	kg	41.236	43.874	
Wasserspeicher				
Anzahl		16	12	
Größe[c]	m^3	300	300	
Betrieb				
Pumpstationen/ Pumpen	Anzahl		5/15	
Energie	kWh/m^3	2,45	0,38	+ 100 %
Anteil Diesel	%	30		70; 100
Anteil öffentliches Elektrizitätsnetz	%	70		30; 0
Kosten				
Sanierungskosten[d]	€		ca. 2 Mill.	

* sowie Gespräche, Annahmen und Berechnungen

[a] Die Daten des optimierten Verteilungsnetzes beziehen sich auf die Verteilung des Wassers aus den Anlagen Bribin-Sindon und Bribin, mit einer Gesamtförderkapazität von ca. 2 Mill. m^3 (Klingel et al. 2010).

[b] Die Nennweiten der Rohrleitungen im Verteilungsnetz liegen zwischen DN: 80-350. Eine Übersicht hierzu und die Berechnung der Massen aus den Rohrnennweiten finden sich in Tabelle A-18 (Anhang).

[c] Größe: 90–500 m^3, unterschiedliche Gebäudestruktur und Materialien

[d] Von diesen Kosten werden je etwa 1 Mill. € von deutscher und indonesischer Seite getragen.

6.4.4 Wasseraufbereitung

6.4.4.1 Zentrale Wasseraufbereitung

Die für die Modellierung in SimaPro erforderlichen Daten für die Errichtung und den Betrieb der zentralen Wasseraufbereitung – der Vorfiltration – sind in Tabelle 27 aufgeführt. Eine detaillierte Zusammenstellung der Daten findet sich in Tabelle A-22 und Tabelle A-23 (Anhang). Für den Filterbetrieb wird eine Lebenszeit von 10 Jahren angenommen, die in der Sensitivitätsanalyse variiert wird (ein Jahr[108], 50 Jahre).

Spezifische Kosten für Errichtung und Betrieb sind nicht vorhanden. Eine LCC-Betrachtung für die zentrale Wasseraufbereitung erfolgt daher nicht.

Tabelle 27 Vorfiltration (Langsamsandfiltration). Dimensionierung, Material- und Energieverbräuche für Errichtung und Betrieb. Vorbehandlung von Wasser aus Bribin, Annahme: etwa 540.000 m^3/a (Quelle: Fuchs et al. 2011)*

Prozesse/ Komponenten		Einheit		Annahmen für die Sensitivitätsanalyse
Kapazität[a]		m^3/a	540.000	
Errichtung				
Materialien	Beton[b]	kg	1.108.992	
	Sand	kg	921.600	
	Kies	kg	470.400	
Energie		kWh	k.D.	
Betrieb				
Lebensdauer (Filter)		a	10	1; 50
Materialien	Sand	kg/m^3	0,4	2,1; 0,2
	Kies	kg/m^3	0,05	0,1; 0,02
Energie (Pumpen)[c]		kWh	215.449	
		kWh/m^3	0,48	

* sowie Gespräche, Annahmen und Berechnungen

[a] Die Fördermenge Bribin (m^3/d) ist je nach Regen-, Übergangs- oder Trockenzeit unterschiedlich (Fuchs et al. 2011). Die jährliche Kapazität wurde unter der Annahme abgeschätzt, dass die drei Perioden jeweils etwa vier Monate dauern (vgl. Tabelle A-22, Anhang)

[b] Für den Filtrationstank und das Absetzbecken werden ähnliche Dimensionierungen angenommen, die Errichtung eines Speicherbeckens ist nicht erforderlich, hierfür dient ein bereits vorhandener Wasserspeicher (Hochspeicher).

[d] Berücksichtigt wird die Förderung aus dem Sandfilter zum Hochspeicher, der Transport vom Absetzbecken zum Langsamsandfilter erfolgt gravitär.

[108] Eine Filterlebenszeit von einem Jahr kann in der Realität als zu gering eingeschätzt werden. Sie wird daher hier nur zur Abschätzung des Einflusses der Lebensdauer auf potentielle Umweltwirkungen pro 1 m^3 vorbehandeltem Wasser hinzugezogen.

6.4.4.2 Hygienisierung – Pilotanlage

In der Pilotanlage werden vier alternative Aufbereitungstechnologien untersucht. Bestandteile der Anlage sind: ein Rohwasser- und ein Speichertank, zwei Pumpenstationen (zur Förderung des Rohwassers aus dem Rohwassertank zur jeweiligen Aufbereitungstechnologie bzw. anschließend zum Speichertank) und ein Rohrleitungssystem. Diese Komponenten sind für die alternativen Technologien identisch[109]. In der Modellierung werden sie über die Masse ihres Hauptmaterials berücksichtigt (Tabelle A-26, Anhang). Als Lebensdauer werden zehn Jahre angenommen. Die vier Aufbereitungstechnologien und die Daten zur Modellierung: Kapazität, Bestandteile, Material und Energieverbräuche sind in Tabelle 28 zusammengestellt; der Materialverbrauch (exemplarisch) bezogen auf eine theoretische Aufbereitung von 1.000 Kubikmeter pro Jahr; die Energieverbräuche bezogen auf die Aufbereitung von einem Kubikmeter Wasser. Detaillierte Informationen zu den in der Modellierung verwendeten Daten finden sich in Tabelle A-27 bis Tabelle A-30 (Anhang). Die Entsorgung wurde in der Modellierung aufgrund fehlender Daten aus der Pilotanlage nicht berücksichtigt, wird aber (für den Betrieb der Anlage) in Tabelle 28 qualitativ beschrieben.

Die Kosten in Zusammenhang mit den Aufbereitungstechnologien (initiale Kosten und Betriebskosten) werden im Ergebnisteil in Kapitel 6.5.2.2 aufgeführt.

[109] Für eine vergleichende Analyse sind sie damit nicht entscheidungsrelevant. In der Modellierung werden sie berücksichtigt, zum einen zur Bestimmung der absoluten Werte (der Umweltwirkungspotentiale) sowie zum anderen zur Abschätzung des Beitrags der Hygienisierung zum Gesamtumweltwirkungspotential (d.h. von der Gewinnung bis zur Hygienisierung des Wassers, vgl. Kapitel 6.4.6).

Tabelle 28 Vergleich alternativer Aufbereitungstechnologien (Hygienisierung) in der Pilotanlage. Bestandteile sowie Material- und Energieverbräuche in der Nutzungsphase (Quellen: Ekvall 2004; Berkefeld 2010; Matthies&Obst 2011; Einhorn 2012; Lehmann et al. 2012a)* (angepasst nach Lehmann et al. 2012b)

Technologie	Aufbereitung (Kapazität)		Betrieb – Annahme: Aufbereitung von 1.000 m^3/a				
			Bestandteile/ Materialien[a]		Energie[b]		
	m^3/h	m^3/a[c]		Menge/a[d]		(kWh/m^3)	kWh/a
Sand-filtration[e]	0,05	438	Filter Kies (kg) Sand (kg)	2,3 2,8 18,8	Pumpe	5,00[110]	5.000
			Reststoffe: Sand/ Kies → Aufbereitung und/ oder Ablagerung; wahrscheinlich Ablagerung				
Chlorung[f]	0,6	5.256	$Ca(OCl)_2$ (kg) Dosiereinrichtung (Kessel, Pumpe, Kontaktwasserzähler, Kabel, Reaktionsbehälter)	2,0 0,2	Dosierpumpe Pumpe	0,02 0,42	15,0 416,7
			Reststoffe: keine				
Ultra-filtration[110]	0,05	438	Filtermodul Druckpumpe Flussmesser Reinigungsmittel (L)	2,3 2,3 2,3 10	Interne Pumpe Pumpe Reinigung	11,00 0,8 0,36	11.000 800
			Reststoffe: Wasser des Reinigungsprozesses → Aufbereitung und/ oder Ableitung[g], voraussichtlich Letzteres				
UV Desinfektion	0,6	5.256	UV Desinfektionsgerät UV Lampe	0,2 0,2	UV-Lampe Pumpe	0,09 0,42	91,7 416,7
			Reststoffe: UV-Strahler → Annahme: Sondermüll				

* sowie Annahmen und Berechnungen

[a] gemeinsame Komponenten für die vier Technologien in der Pilotanlage: Rohwasser- und Speichertank, Pumpenstation und Rohrleitungssystem (siehe Tabelle A-26, Anhang)

[b] Die Berechnung erfolgte basierend auf der Leistung der Pumpenstation und den eingestellten Volumenströmen.

[c] Annahme: Betrieb: 24 h/d, 365 d/a

[d] bezieht sich auf die Aufbereitung von (exemplarischen) 1.000 m^3/a. Die unterschiedlichen Kapazitäten der Aufbereitungstechnologien sind berücksichtigt (zur Aufbereitung von 1.000 m^3/a sind beispielsweise drei Filtersäulen erforderlich).

[e] Eine Abschälung der oberen Filterschicht erfolgt viermal pro Jahr; einmal im Jahr wird das gesamte Filterbett ausgetauscht.

[f] Für die Aufbereitung von 1 L Wasser sind (entsprechend den Vorversuchen in der Pilotanlage) 2 mg $Ca(OCl)_2$ erforderlich.

[g] In der Pilotanlage wurde *Mucasol* als Reinigungsmittel verwendet. Dieses wird als schwach wassergefährdend eingestuft und soll nicht in die Kanalisation oder in Gewässer gelangen. Daten zur Ökotoxizität dieses Reinigungsmittels sind nicht bekannt (Merz 2011).

[110] Im Allgemeinen ist für den Betrieb einer Langsamsandfiltration kein oder nur ein geringer Energiebedarf erforderlich. Der hohe Energieverbrauch in der Pilotanlage ist wesentlich bedingt durch den Versuchsaufbau in der Pilotanlage. Da dieser Versuchsaufbau prinzipiell als Technologiealternative in Betracht kommt, wird er hier entsprechend modelliert. Der hohe Energiebedarf der Ultrafiltration ergibt sich aus dem Energiebedarf der internen Pumpe (zum Pumpen des Wassers durch die Filtermembran). Inwieweit dieser Wert repräsentativ für die Ultrafiltration durch eine Keramikmembran ist, ist aufgrund fehlender Literaturdaten schwer einzuschätzen. Ein Vergleich mit anderen Membranverfahren zeigte Energieverbräuche pro 1 m^3 aufbereitetem Wasser von 0,15 kWh für Nanofiltration (Vince et al. 2008), 0,7 kWh für Membranfiltration (Friedrich 2002) oder 3,9 kWh für die energieintensive Umkehrosmose (Vince et al. 2008), d.h. deutlich niedrigere Werte als im Fall der Ultrafiltration in der Pilotanlage. Da der Fokus auf der Modellierung von Technologien im Rahmen des IWRM Projekts liegt, wird bei der Modellierung auf die vorhandenen Daten zurückgegriffen (d.h. es wird mit dem hohen Energiebedarf von 11,8 kWh pro 1 m^3 aufbereitetem Wasser gerechnet. Zusätzlich dazu erfolgt in Kapitel 6.5.2.2 ein Vergleich mit einem exemplarisch angenommenen Energiebedarf von 1 kWh pro 1 m^3 aufbereitetem Wasser.

6.4.5 Abwasserbehandlung und -entsorgung

Die für die Modellierung in SimaPro erforderlichen Daten für die Errichtung und den Betrieb der zwei Abwasserbehandlungtechnologien sind in Tabelle 29 zusammengefasst. Eine detaillierte Zusammenstellung der Daten findet sich in Tabelle A-32 und Tabelle A-33 (Anhang). Die funktionelle Einheit ist definiert als die Vorbehandlung der täglich pro Haushalt anfallenden Menge an menschlichen Exkrementen, Urin und Abwasser[111] zur Reduzierung der Belastung bzw. Gefährdung des Grundwassers/ Karstwassers durch fäkale Mikroorganismen. Das vorbehandelte Wasser wird in die Umwelt abgegeben (infiltriert). Der in den Septic tanks anfallende Schlamm wird getrocknet und kann in der Landwirtschaft eingesetzt werden (vgl. Abbildung A-2, Anhang). Die hierbei entstehenden Umweltwirkungen werden aufgrund fehlender Daten zur Zusammensetzung des unbehandelten und des behandelten Abwassers in der Modellierung nicht berücksichtigt, sondern nur die Umweltwirkungspotentiale infolge der Material- und Energieverbräuche bei der Errichtung und beim Betrieb der Technologien (Entschlammung/ Transport).

Tabelle 29 Abwasserbehandlungstechnologien: 2-Kammer Septic tank und vorgefertigter Septic tank. Dimensionierung, Material- und Energieverbräuche sowie Kosten für Errichtung und Betrieb (Quellen: Nayono 2010; Biofil 2012)*

Prozesse/ Parameter	Einheit	Septic tank (2 Kammern) (für 5 Haushalte)	Septic tank (vorgefertigt) (für einen Haushalt)[a]
Errichtung			vorgefertigt
Größe	m^3	4,5	1,9
Material	m^3	Beton ca. 1 m^3; Sand	Kunststoff
Nachgeschalteter Filter: Kies	m^3	ca. 0,8	ca. 0,8
Errichtungs- bzw. Anschaffungskosten (Kosten pro Haushalt)[b]	Mill.	5,0 Mill./ (1·Mill.)	4,6 Mill.
Betrieb			eine Entschlammung
Lebenszeit	a	40/ 10[c]	40 /10
Schlammaufkommen	m^3/(a·Septic tank)	ca. 0,7	kein Schlammaufkommen
Entschlammung (erforderlich bei 50 % Füllung)	a	3,2	
Mittlere Distanz zum Entschlammungsbecken[d]	km	18	
Kosten für Entschlammung	IDR/Transport	0,175 Mill.	
Kosten (Betrieb, 10 Jahre/ 40 Jahre)	IDR/10a IDR/40a	0,1 Mill. 0,4 Mill.	

* sowie Annahmen, Berechnungen

[a] Als Beispiel eines vorgefertigten Septic tanks dient hier der Biofil Septic tank (Biofil 2012).

[b] Die Abschätzung basiert auf den Kosten für einen Septic tank (pro Haushalt): 2,0 Mill. IDR. Die Kosten für die Errichtung der Schlammtrocknungsbecken sind nicht berücksichtigt.

[c] Die Lebenszeit beträgt etwa 40 Jahre. Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse werden 10 Jahre betrachtet.

[d] Annahme: Errichtung von 3–4 Schlammtrocknungsbecken in Gunung Sewu. Nach einer Rückhaltezeit des Schlamms im Becken von 10–20 Tagen kann er entfernt und ggf. verkauft werden (die Kosten/ Gewinne wurden hier nicht berücksichtigt, da aus Perspektive der Septic tank Nutzer (bislang) nur die Transport-/ Entsorgungskosten für den Schlamm relevant sind.

[111] *Abwasser* meint hier das Wasser, das bei der Körperreinigung nach dem Toilettengang anfällt. Pro Haushalt fallen täglich etwa 20 L Urin und Abwasser an (nach Ecosan 2005; Nayono 2010; Einhorn 2012; vgl. auch Abbildung A-2, Anhang).

6.4.6 Wasserkette

Die Wasserkette umfasst prinzipiell folgende Bereiche bzw. Hauptprozesse des Wassersektors: Wassergewinnung, Wasserverteilung, zentrale Wasseraufbereitung (Vorfiltration), Hygienisierung und Abwasserbehandlung/ -entsorgung (vgl. Abbildung 14). Die Modellierung dieser Hauptprozesse erlaubt die Einschätzung des Beitrags der einzelnen Bereiche zum Gesamtumweltwirkungspotential. Die Abwasserbehandlung/ -entsorgung wird hier nicht in der Wasserkette berücksichtigt; zum einen aufgrund ihrer stark vereinfachten Modellierung infolge des Mangels an Daten zu Abwasserzusammensetzung vor und nach der Behandlung und zum anderen aufgrund der unterschiedlichen funktionellen Einheit[112].

Betrachtet wird zum einen die Wasserkette bzw. die Wasserketten, wie sie nach erfolgreicher Umsetzung der im Rahmen des IWRM-Indonesien Projekts vorgeschlagenen und teilweise bereits implementierten Technologien aussehen könnte. Die Wasserketten des *neuen Systems* umfassen:

- Wassergewinnung aus Bribin-Sindon,
- Wasserverteilung im optimierten Verteilungsnetz[113],
- Vorfiltration des geförderten Wassers vor der Einspeisung ins Leitungsnetz und
- Hygienisierung (exemplarisch mit Ultrafiltration, Chlorung und UV-Desinfektion).

Zusätzlich dazu wird die Wasserkette des *alten Systems* (d.h. dem System vor Beginn der Aktivitäten des IWRM-Indonesien Projekts) modelliert. Dieses umfasst:

- Wassergewinnung aus Bribin,
- Wasserverteilung im alten Verteilungsnetz und
- Hygienisierung (Abkochen).

Die für die Modellierung in SimaPro erforderlichen Daten für die Errichtung und den Betrieb der betrachteten Technologien wurden in den vorangegangenen Kapiteln (6.4.3–6.4.4) beschrieben. Die funktionelle Einheit ist die Bereitstellung von einem Kubikmeter Wasser beim Wassernutzer. Für den Vergleich des alten und des neuen Systems wurde diese unter folgenden Annahmen angepasst:

---

[112] Prinzipiell ließe sich die funktionelle Einheit der Abwasserbehandlung (vgl. Kapitel 6.4.5) auf 1 m^3 umrechnen (d.h. auf die funktionelle Einheit der anderen Prozesse der Wasserkette). Aufgrund der stark vereinfachten Modellierung der Abwassertechnologien wurde der Bereich der Abwasserbehandlung/ -entsorgung jedoch aus der Wasserkette ausgeklammert.

[113] Die Daten des optimierten Wasserverteilungsnetzes beziehen sich auf die Verteilung des Wassers aus den Anlagen Bribin-Sindon und Bribin, mit einer Gesamtförderkapazität von 2 Mill. m^3 (Klingel et al. 2010). Die Anlage Bribin-Sindon hat einer Förderkapazität von etwa 1,2 Mill. m^3/ Jahr. Für die Modellierung der Wasserversorgung aus Bribin-Sindon wird das optimierte und auf eine Verteilung von etwa 2 Mill. m^3 Wasser ausgelegte Wasserverteilungsnetz als Annäherung verwendet.

Da die Hygienisierung im neuen System zwar haushaltsnah, nicht jedoch in den Haushalten selbst erfolgt, kann theoretisch angenommen werden, dass eine den Haushalten bereitgestellte Wassermenge (z.B. 200 L[114]) Trinkwasserqualität aufweist[115]. Im alten System ist dies nicht der Fall. Hier muss das bereitgestellte Wasser durch Abkochen hygienisiert werden. Unter der Annahme, dass nur der Teil des bereitgestellten Wassers abgekocht wird, der auch für Trinkwasserzwecke genutzt wird, ergibt sich folgende Spezifizierung der funktionellen Einheit, d.h. der Vergleichseinheit für die Wasserketten des neuen und des alten Systems: Die funktionelle Einheit wird definiert als die Bereitstellung von einem Kubikmeter Wasser beim Wassernutzer, *von dem mindestens X % Trinkwasserqualität aufweisen*. Für die Modellierung werden für den Anteil *X* mindestens 5 % angenommen[116] und dieser zusätzlich mit 10 % und 20 % variiert. Die hierfür erforderlichen Energieaufwendungen wurden in der Modellierung entsprechend berücksichtigt[117].

Bei der kombinierten Betrachtung verschiedener Prozesse der Wasserkette ist es erforderlich, die äquivalenten Wassermengen an jedem Punkt der Wasserkette zu bestimmen, da die Förderung von beispielsweise einem Kubikmeter Wasser nicht zwangsläufig auch bedeutet, dass ein Kubikmeter beim Verbraucher bereitgestellt wird (vgl. Lassaux et al. 2007). Bei einem durchschnittlichen Wasserverlust von 30 % im Verteilungsnetz (bezogen auf die Fördermenge) bedeutet dies, dass etwa 1,4 Kubikmeter Wasser gefördert werden müssen, damit ein Kubikmeter Wasser beim Verbraucher bereitgestellt werden kann[118]. Dies wird in der Modellierung bei der kombinierten Betrachtung von Wassergewinnung, -verteilung und -aufbereitung entsprechend berücksichtigt[119].

[114] Bezogen auf einen 4-Personenhaushalt entspräche dies den nach WHO geforderten 50 Lpcd. Die Menge von 1 m^3 bereitgestelltem Wasser/ funktionelle Einheit entspräche dann der Versorgung von fünf Haushalten.

[115] Das heißt, dass z.B. auch fürs Abwaschen Trinkwasser verwendet wird bzw. verwendet werden kann.

[116] Es wird angenommen, dass 1 m^3 Wasser der Versorgung von 5 Haushalten mit 50 Lpcd entspricht und dass davon täglich mindestens 2,5 L pro Person (entspricht 5 %) als Trinkwasser verwendet werden.

[117] Für das Abkochen von 1 L Wasser (mit einer Temperatur von ca. 30° C) werden etwa 0,08 kWh benötigt (berechnet über die spezifische Wärmekapazität des Wassers). Es wird weiterhin angenommen, dass die Energie hierfür aus dem öffentlichen Netz (= indonesischer E-Mix) bezogen wird. In der Realität werden im Untersuchungsgebiet hierfür zum Teil Ernteabfälle (hölzerne Bestandteile) als Energieträger verwendet. Dies wurde nicht modelliert, kann jedoch einen wesentlichen Einfluss auf das Ergebnis haben.

[118] Nach Klingel et al. (2010) liegen die Wasserverluste im alten System bei mehr als 50 %; im optimierten System bestenfalls bei 15 %. Als realer bzw. durchschnittlicher Wert werden im neuen System etwa 30 % angenommen (vgl. Tabelle 16).

[119] Begrifflich wird im Text unterschieden zwischen einem Kubikmeter gefördertem, bereitgestelltem und aufbereitetem (sowie vorbehandeltem) Wasser (vgl. Tabelle 16).

6.5 Ergebnisse – LCA und LCC

Die Ergebnisdarstellung in der LCA umfasst die Sachbilanzergebnisse, die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung sowie die Auswertung mit Sensitivitätsanalyse, Konsistenz- und Vollständigkeitsprüfung. Die Sachbilanzergebnisse werden, wie zu Beginn von Kapitel 6.4 erläutert, hier nicht vorgestellt. Die Darstellung der Wirkungsabschätzungsergebnisse der LCA und der Ergebnisse der LCC erfolgt unterteilt nach den Bereichen Wasserversorgung (Gewinnung und Verteilung), Wasseraufbereitung (zentrale Aufbereitung und Hygienisierung) und Abwasserbehandlung/ -entsorgung in den Kapiteln 6.5.1–6.5.3. In Kapitel 6.5.4 werden zusätzlich die LCA-Ergebnisse für die Wasserkette, bestehend aus Wasserversorgung und -aufbereitung dargestellt. Die Sensitivitätsanalysen werden bei der Darstellung der LCA-Wirkungsabschätzungsergebnisse berücksichtigt und sind in den jeweiligen Kapiteln mit aufgeführt. Die Auswertung der Vollständigkeits- und Konsistenzprüfung erfolgt in Kapitel 6.5.5. Speziell werden in diesem Kapitel (6.5) folgende Ergebnisse dargestellt:

- die potentiellen Umweltwirkungen und Kosten[120] über den Lebensweg (Errichtung und Betrieb) der betrachteten Technologieoptionen,
- der Einfluss dieser Lebenswegphasen auf das Gesamtergebnis,
- die alternativen Technologieoptionen im relativen Vergleich zueinander sowie
- der Einfluss variierender Parameter auf das Gesamtergebnis (Sensitivitätsanalyse).

6.5.1 Wasserversorgung – Gewinnung und Verteilung

Die im Folgenden vorgestellten Ergebnisse der LCA-Wirkungsabschätzung und die aus der LCC-Betrachtung identifizierten Kosten für die analysierten Technologieoptionen basieren auf den in Kapitel 6.4.3 vorgestellten Annahmen und Daten zur Modellierung der Sachbilanz. Eine detaillierte Zusammenstellung dieser Daten sowie alle Werte der Wirkungsabschätzung, die für die grafische Darstellung der Ergebnisse verwendet wurden, finden sich im Anhang IV-1.

6.5.1.1 Wasserkraftanlage Bribin-Sindon – Wassergewinnung

Potentielle Umweltwirkungen infolge der Errichtung der Anlage sind in Tabelle A-13 (Anhang) dargestellt. Den größten Beitrag zu allen Wirkungskategorien leistet das Rohrleistungssystem, den geringsten Beitrag zu den Wirkungskategorien (außer zum Photooxidantienbildungspotential) leisten die Pumpenmodule. Potentielle Umweltwirkungen, bezogen auf die funktionelle Einheit von einem

[120] Aufgrund des Datenmangels erfolgt dies 1) nicht für alle betrachteten Technologieoptionen sowie 2) für die betrachteten Optionen z.T. in unterschiedlicher Detailtiefe.

geförderten Kubikmeter Wasser, entstehen vorrangig infolge der Errichtung der Anlage bzw. des Sperrwerks (vgl. Tabelle A-14, Anhang). Bei einer angenommenen Lebensdauer der Anlage von exemplarisch zehn Jahren[121] beträgt der Beitrag der Errichtung mehr als 98 % (Abbildung 22, jeweils linke Balken). Dies gilt auch noch, wenn für den Anlagenbetrieb, d.h. für die Nutzungsphase, ein um jeweils 30 % höherer Verbrauch an Energie (für den Fahrstuhlbetrieb[122]) und an Betriebsmitteln (Getriebeöl für die Wartung der PAT-Module) angenommen wird. Mit zunehmender Anlagenlebensdauer steigt naturgemäß der Beitrag der Nutzungsphase an den gesamten potentiellen Umweltwirkungen über den Lebensweg der Technologien. Die Nutzungsphase trägt jedoch auch bei einer angenommenen Lebenszeit von 100 Jahren (Abbildung 22, jeweils rechte Balken) zu den meisten Wirkungskategorien weniger als 5 % bei – zum Versauerungspotential (AP) etwa 10 % und zum Eutrophierungspotential (EP) etwa 15 %. Wie in Kapitel 6.4.3.1 beschrieben, konnten bei der Modellierung aufgrund fehlender Daten nicht alle Prozesse in Zusammenhang mit der Anlagenerrichtung berücksichtigt werden. So wurden Energieaufwendungen z.B. nur für einige Prozesse, wie den Bau des Zugangsschachts zur Höhle, analysiert (vgl. Tabelle A-11). Der Beitrag der Errichtungsphase zum Gesamtumweltwirkungspotential ist damit tendenziell noch höher zu bewerten: Bei einer theoretischen Erhöhung des Material- und Energieverbrauchs bei der Errichtung der Anlage steigt der Beitrag dieser Phase auf über 98 % an (vgl. Tabelle A-14, Anhang).

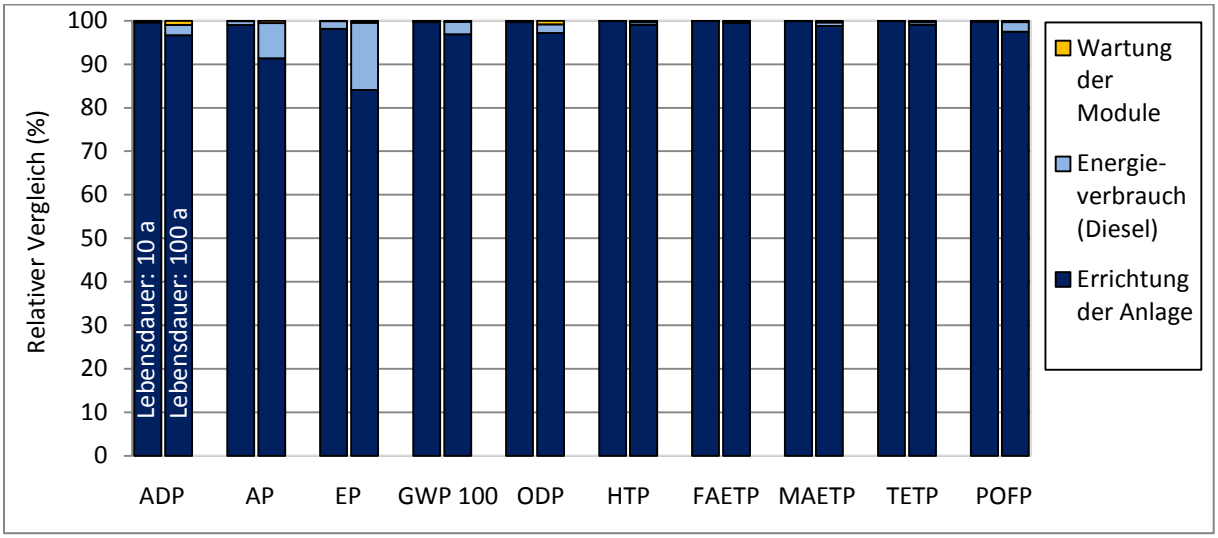


Abbildung 22 Einfluss der Lebensdauer der Wasserkraftanlage Bribin-Sindon (*linke Balken*: 10 Jahre, *rechte Balken:* 100 Jahre) auf den Beitrag von Errichtung und Betrieb (Wartung und Energieverbrauch) zu potentiellen Umweltwirkungen pro 1 m³ gefördertem Wasser (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung)

[121] *Lebensdauer* bedeutet hier, dass über diesen Zeitraum tatsächlich Wasser gefördert wird. Da die potentiellen Umweltwirkungen über den Lebensweg auf die funktionelle Einheit (1 m³ gefördertes Wasser) bezogen werden, beeinflusst die Anlagenlebensdauer (und damit die Menge des insgesamt geförderten Wassers) das LCA-Ergebnis. Die theoretische Lebensdauer des Sperrwerks beträgt etwa 100 Jahre. Da nicht vorausgesagt werden kann, ob dies in der Praxis auch zutreffen wird, wurde hier zusätzlich eine theoretische geringe Lebensdauer von exemplarisch zehn Jahren angenommen.

[122] Die für den Betrieb des Fahrstuhls erforderliche elektrische Energie wird derzeit über Dieselaggregate bereitgestellt.

6.5.1.2 Wasserkraftanlage Bribin – Wassergewinnung

Potentielle Umweltwirkungen, bezogen auf die funktionelle Einheit von einem geförderten Kubikmeter Wasser, entstehen vorrangig infolge des Energiebedarfs für den Pumpenbetrieb in der Anlage. Bei einer angenommenen Lebenszeit der Anlage von exemplarisch 50 Jahren beträgt der Beitrag der Errichtung der Anlage zu den meisten Wirkungskategorien weniger als 5 % – zu den Toxizitätskategorien Humantoxizitätspotential (HTP), marines Toxizitätspotential (MAETP) und Terrestrisches Ökotoxizitätspotential (TEPT) bis zu 15 % und zum Süßwassertoxizitätspotential (FAETP) bis zu etwa 30 % (vgl. Tabelle A-16, Anhang). Bei einer angenommenen Lebensdauer von 100 Jahren sinkt der Beitrag der Errichtungsphase (Abbildung 23, dunkelblaue, rechte Balken) zum Süßwassertoxizitätspotential ebenfalls auf einen Wert von unter 15 %. Der Einfluss der Energieversorgung auf den Beitrag von Errichtung und Betrieb zu den gesamten potentiellen Umweltwirkungen ist in Abbildung 23 dargestellt. Die jeweils rechten Balken zeigen die gegenwärtige Energieversorgung, bei der die für den Pumpenbetrieb erforderliche elektrische Energie zu 70 % über das öffentliche Netz (E-Mix, grüne Balken) und zu 30 % über Dieselaggregate (hellblaue Balken) bereitgestellt wird. Im relativen Vergleich dazu zeigen die jeweils linken Balken den Beitrag von Errichtung und Betrieb zu den Gesamtumweltwirkungspotentialen unter der Annahme, dass die Pumpen zu 100 % über Dieselaggregate betrieben werden. In diesem Fall wäre der Beitrag des Betriebs der Anlage zu den potentiellen Umweltwirkungen etwas geringer.

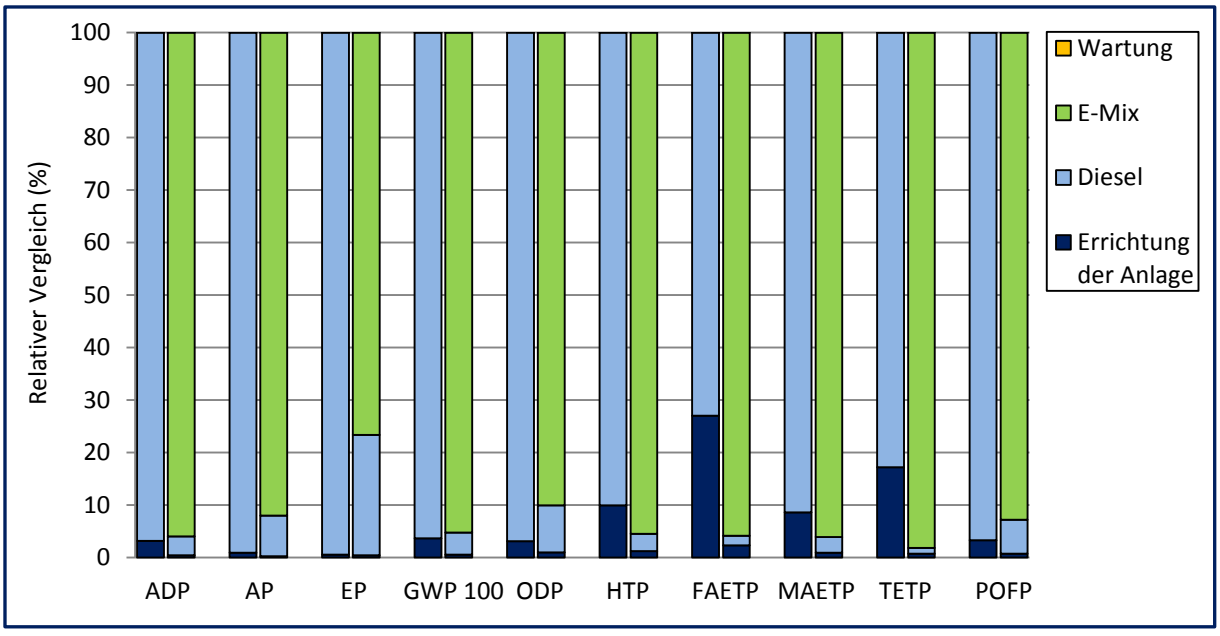


Abbildung 23 Einfluss der Energieversorgung auf den Beitrag von Errichtung und Betrieb (Wartung der Pumpen und Energieverbrauch) der Wasserkraftanlage Bribin (Lebensdauer: 100 Jahre) zu potentiellen Umweltwirkungen pro 1 m^3 gefördertem Wasser. *Linke Balken*: Elektrizitätsbereitstellung erfolgt zu 100 % über Dieselaggregate. *Rechte Balken:* Elektrizitätsbereitstellung erfolgt zu 30 % über Dieselaggregate und zu 70 % über das öffentliche Netz (E-Mix) (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung)

6.5.1.3 Wasserverteilung

Potentielle Umweltwirkungen infolge der Errichtung des optimierten Wasserverteilungssystems entstehen vorrangig (zu etwa 95 %) infolge der Errichtung des Rohrleitungsnetzes. Die weiteren Hauptbestandteile des Wasserverteilungssystems, die Pumpensysteme und die Wasserspeicher tragen zu weniger als 5 % zum Gesamtumweltwirkungspotential bei (vgl. Tabelle A-19, Anhang). Als theoretische Lebensdauer des optimierten Wasserverteilungssystems werden 50 Jahre angenommen. Über den Lebensweg (Errichtung und Betrieb) betrachtet, und bezogen auf die funktionelle Einheit von einem bereitgestellten Kubikmeter Wasser, tragen Errichtung und Betrieb hinsichtlich der Umweltwirkungskategorien abiotisches Ressourcenverbrauchspotential (ADP), Treibhausgaspotential (GWP), Stratosphärisches Ozonabbaupotential (ODP) sowie Photoxidantienbildungspotential (POFP) jeweils zu etwa der Hälfte (40 % bis 60 %) bei. 75 % bis 90 % der Toxizitätspotentiale (HTP, FAETP, MAETP, TETP) entstehen (bzw. entstanden) durch die Errichtung des Wasserverteilungssystems. Das Versauerungs- und das Eutrophierungspotential (AP und EP) resultieren zu mehr als 80 % aus dem Energieverbrauch während des Betriebs. Unter der Annahme einer Lebenszeit des Wasserverteilungssystems von 100 Jahren verringert sich die Höhe der potentiellen Umweltwirkungen pro Kubikmeter bereitgestelltem Wasser infolge der Errichtung entsprechend um 50 %, wodurch folglich auch die gesamten Umweltwirkungen pro Kubikmeter bereitgestelltem Wasser abnehmen. Wird die elektrische Energie für den Pumpenbetrieb (derzeit zu 30 % über Dieselaggregate und zu 70 % aus dem öffentlichen Netz bereitgestellt) ausschließlich über das öffentliche Netz bereitgestellt (d.h. 100 % E-Mix), erhöhen sich die Umweltwirkungspotentiale leicht (vgl. Tabelle A-20, Anhang).

Im Vergleich zum alten Wasserverteilungssystem (hellblaue Balken in Abbildung 24) würden sich durch das optimierte System (dunkelblaue Balken) die Umweltwirkungspotentiale um mehr als die Hälfte verringern, vorrangig infolge des gestiegenen Anteils einer gravitär betriebenen Wasserverteilung sowie infolge der erhöhten Kapazität des optimierten Verteilungssystems.

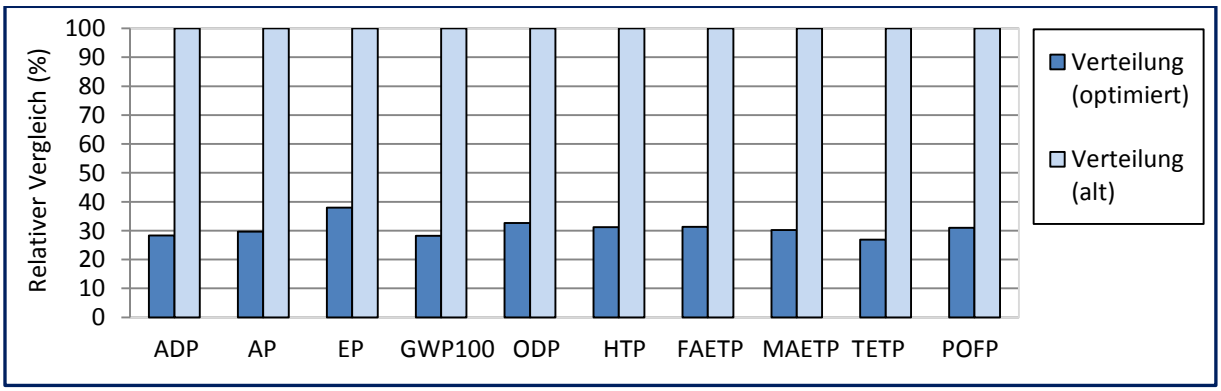


Abbildung 24 Relativer Vergleich der potentiellen Umweltwirkungen im alten und im optimierten Wasserverteilungssystem pro 1 m³ bereitgestelltem Wasser (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05 / World, 1990. Charakterisierung)

6.5.1.4 Vergleich Bribin-Sindon und Bribin

In diesem Kapitel erfolgt ein Vergleich der potentiellen Umweltwirkungen bezogen auf die Gewinnung sowie die Bereitstellung (durch Verteilung) von einem Kubikmeter Wasser in Zusammenhang mit den Technologien/ Anlagen Bribin-Sindon und Bribin. Dies umfasst den:

1) Vergleich der Wassergewinnung in beiden Anlagen unter der Annahme, dass eine äquivalente Wassermenge (etwa 1,2 Mill. m^3) gefördert werden kann sowie den Vergleich der Bereitstellung des geförderten Wassers durch zusätzliche Berücksichtigung der Wasserverteilung. Für die Technologien wird jeweils eine Lebensdauer von 50 Jahren angenommen und für die Wasserverteilung das optimierte Wasserverteilungssystem verwendet[123].
2) Vergleich der Wasserbereitstellung durch das neue System (Anlage Bribin-Sindon, optimiertes Verteilungssystem) und durch das alte System (Anlage Bribin, altes Verteilungssystem)[124]. Die Umweltwirkungspotentiale werden wie in 1) auf einen Kubikmeter bereitgestelltes Wasser bezogen[125].

Für den relativen Vergleich der Technologien, dargestellt in Abbildung 25, werden die Gesamtumweltwirkungspotentiale in Zusammenhang mit der Bribin-Anlage auf 100 % gesetzt (hellblaue Balken). Diese Balken dienen gleich dreifach als Vergleichseinheit zur Darstellung der Umweltwirkungspotentiale der Bribin-Anlage (bzw. des alten Systems) im Vergleich zur Anlage Bribin-Sindon (bzw. des neuen Systems): Dargestellt sind die relativen Umweltwirkungspotentiale zum einen ohne Berücksichtigung der Wasserverteilung und zum anderen mit Berücksichtigung des optimierten sowie des alten Verteilungssystems. Durch die Wassergewinnung mit der neuen Technologie Bribin-Sindon (dunkelblaue Balken) können die Umweltwirkungspotentiale pro gefördertem Kubikmeter Wasser um über 90 % verringert werden, verglichen mit der Wassergewinnung durch die Bribin-Anlage (hellblaue Balken). Berücksichtigt man in der Berechnung zusätzlich die Wasserverteilung mit dem optimierten System (blaue Balken), liegt die Verringerung der potentiellen Umweltwirkungen pro bereitgestelltem Kubikmeter Wasser noch immer bei 40 % bis 70 %, verglichen mit der Wasserbereitstellung durch die Bribin-Anlage in Kombination mit dem optimierten Verteilungssystem.

---

[123] Die Förderkapazität von etwa 1,2 Mill. m^3/a ermöglicht theoretisch eine Versorgung von 80.000 Menschen mit 50 Lpcd. Die Daten des optimierten Wasserverteilungsnetzes beziehen sich auf die Verteilung des Wassers aus Bribin und Bribin-Sindon (Gesamtförderkapazität etwa 2 Mill. m^3/a). Für die Modellierung der Wasserverteilung von etwa 1,2 Mill. m^3/a werden die zugrundeliegenden Daten als Abschätzung herangezogen.

[124] Diese Modellierung entspricht der Modellierung einer vereinfachten Wasserkette (vgl. auch Kapitel 6.4.6 und Kapitel 6.5.4); die Wasserverluste im Verteilungsnetz sind berücksichtigt.

[125] Diese funktionelle Einheit ermöglicht einen Vergleich der Wasserbereitstellung durch das neue System Bribin-Sindon und das alte System Bribin. Allerdings ist zu betonen, dass sich die Gesamtkapazität der Systeme unterscheidet: Durch die Anlage Bribin-Sindon (Förderkapazität etwa 1,2 Mill. m^3/a) können theoretisch 80.000 Menschen mit 50 Lpcd versorgt werden, durch die Anlage Bribin (Förderkapazität etwa 0,7 Mill. m^3/a) nicht.

Vergleicht man die Umweltwirkungspotentiale des neuen Systems (Bribin-Sindon, optimiertes Verteilungssystem, grüne Balken) mit denen des alten Systems (Bribin, altes Verteilungssystem, hellblaue Balken), ergibt sich aufgrund des deutlich geringeren Energiebedarfs des neuen Systems eine Verringerung von über 90 % pro Kubikmeter bereitgestelltem Wasser[126] (vgl. Tabelle A-21, Anhang).

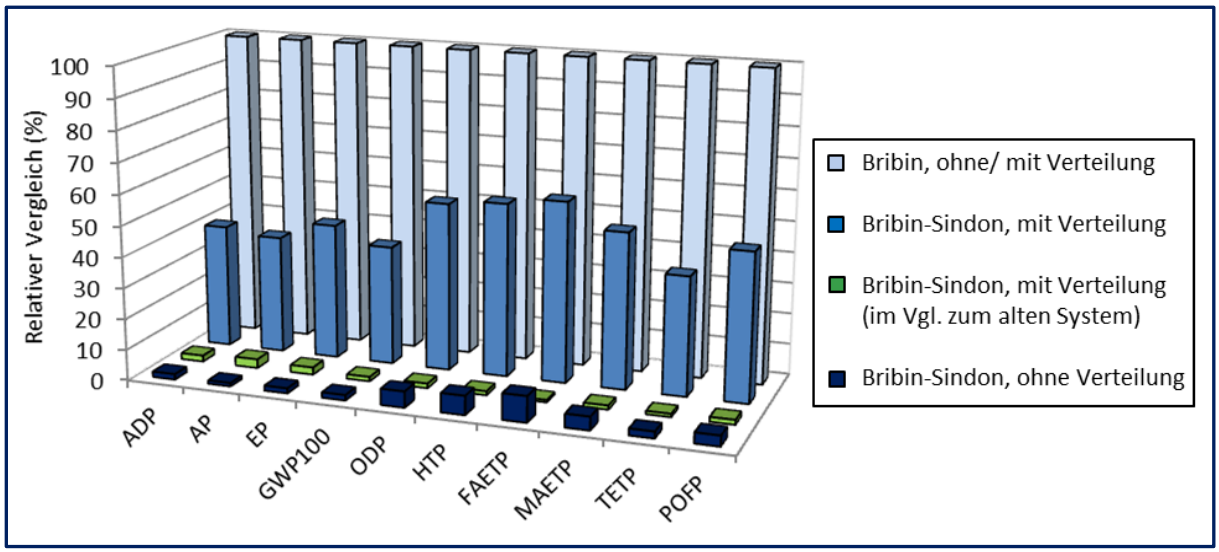


Abbildung 25 Relativer Vergleich der potentiellen Umweltwirkungen pro 1 m³ gefördertem bzw. bereitgestelltem Wasser bei der Wassergewinnung durch die Technologien in Bribin (Wehr und Pumpe) (hellblau; als Referenz 100 % gesetzt) und Bribin-Sindon (Sperrwerk und Wasserkraftanlage) mit Wasserverteilung (blau) und ohne -verteilung (dunkelblau) (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05 / World, 1990. Charakterisierung

In Abbildung 26 sind für die Anlagen Bribin-Sindon und Bribin unter Berücksichtigung der (optimierten) Wasserverteilung die absoluten Werte der einzelnen Umweltwirkungspotentiale pro Kubikmeter bereitgestelltem Wasser dargestellt. Wie bereits in Abbildung 25 verdeutlicht, sind die potentiellen Umweltwirkungen bei der Wassergewinnung durch Bribin-Sindon deutlich geringer als bei der Anlage Bribin. Die Nutzung von Wasserkraft für den Betrieb der PAT-Module in der Anlage Bribin-Sindon führt zu einer deutlichen Energieeinsparung bei der Wassergewinnung. In der Bribin-Anlage sowie im Wasserverteilungsetz erfolgt die Energieversorgung der Pumpen zu etwa 70 % über das öffentliche Netz (E-Mix) und zu 30 % über Dieselaggregate (blaue Balken in Abbildung 26). Wird der Energiebedarf (theoretisch) komplett über das öffentliche Netz abgedeckt, erhöhen sich die Umweltwirkungspotentiale (mit Ausnahme des Eutrophierungspotentials), dargestellt durch die grünen Punkte in Abbildung 26.

[126] Für die Regenwasserzisterne (vgl. Kapitel 6.3.2.3.1, Fußnote 89) wurden die potentiellen Umweltwirkungen pro 1 m³ bereitgestelltem Wasser unter folgenden Annahmen abgeschätzt: Zur Bereitstellung von 50 Lpcd wäre etwa eine Zisterne (der existierenden Bauart) pro Person erforderlich; Lebenszeit der Zisterne: ca. 50 Jahre (d.h. insgesamt werden etwa 920 m³ Wasser bereitgestellt). Unter diesen Annahmen wären die Umweltwirkungspotentiale pro 1 m³ bereitgestelltem Wasser (infolge der Errichtung) der Zisternen vergleichbar (± 10 % Abweichung) mit denen der Anlage Bribin-Sindon (inklusive Wasserverteilung). Unter der Annahme von Errichtungskosten von etwa 3 Mill. IDR pro Zisterne lägen die Kosten pro 1 m³ Wasser mit etwa 3.280 IDR in der Größenordnung der Kosten, die die Wassernutzer der PDAM zahlen (Wasserpreis, vgl. Tabelle 24). Aufgrund der vereinfachten Modellierung und der getroffenen Annahmen zu Größe, Bauart und Kosten der Zisternen (die erheblich variieren können) sind diese Ergebnisse vorsichtig zu interpretieren.

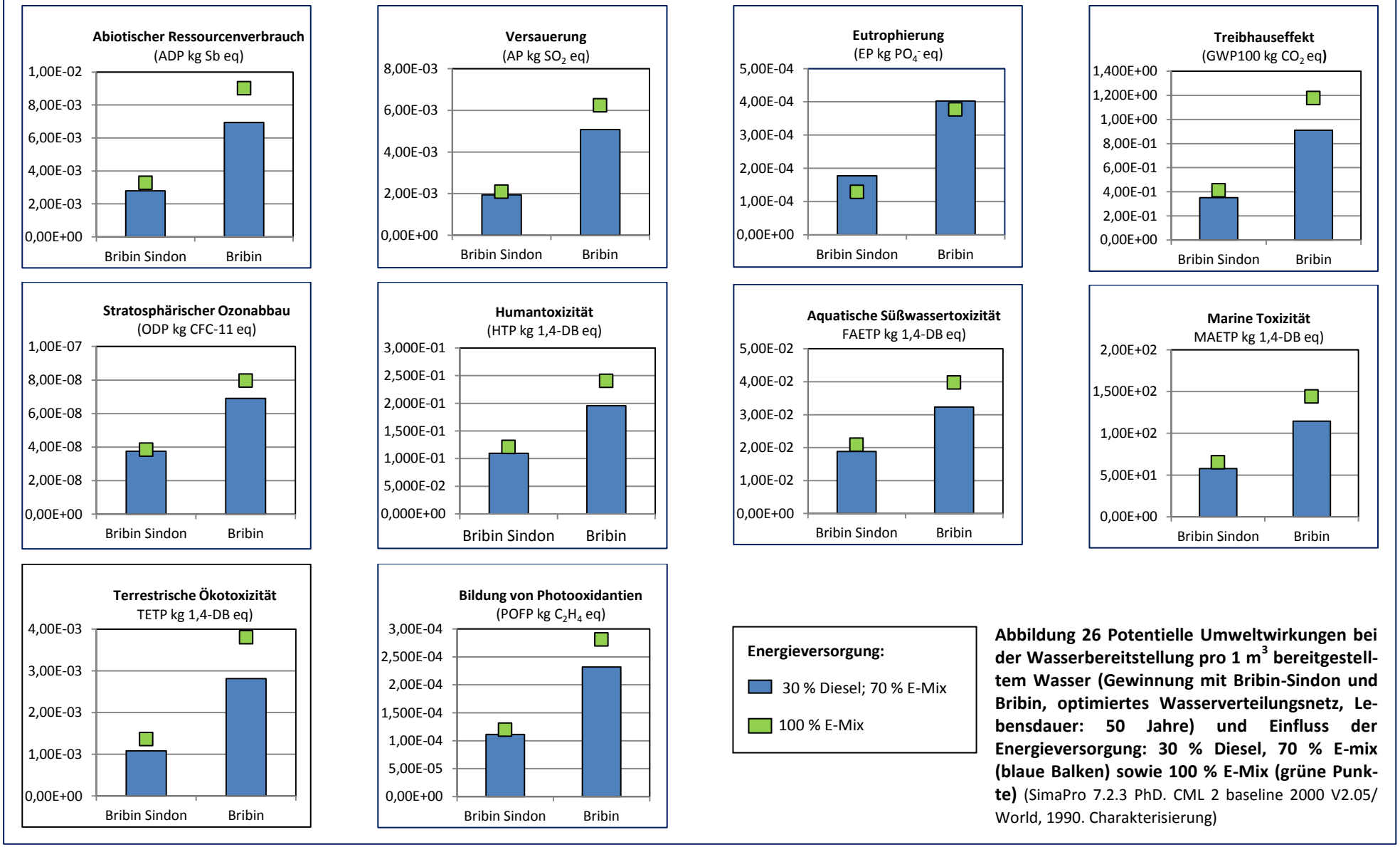


Abbildung 26 Potentielle Umweltwirkungen bei der Wasserbereitstellung pro 1 m^3 bereitgestelltem Wasser (Gewinnung mit Bribin-Sindon und Bribin, optimiertes Wasserverteilungsnetz, Lebensdauer: 50 Jahre) und Einfluss der Energieversorgung: 30 % Diesel, 70 % E-mix (blaue Balken) sowie 100 % E-Mix (grüne Punkte) (SimaPro 7.2.3 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung)

Die Kosten in Zusammenhang mit der Wasserbereitstellung durch Bribin-Sindon und Bribin sind in den Kapiteln 6.4.3.1–6.4.3.3 bei der Modellierung der Sachbilanz dargestellt. Den hohen Kosten zur Errichtung der Anlage Bribin-Sindon von etwa 6 Mill. Euro und den Kosten zur Optimierung des Wasserverteilungsnetzes von etwa 2 Mill. Euro stehen etwa 360.000 Euro pro Jahr an Einsparungen im Betrieb der Technologien[127] gegenüber. Mit einer Amortisierung der initialen Kosten wäre damit schätzungsweise nach etwa 22 Jahren zu rechnen bzw. nach etwa 11 Jahren, falls in der Kostenbetrachtung nur die initialen Kosten auf indonesischer Seite (etwa 4 Mill. Euro) berücksichtigt werden.

6.5.2 Wasseraufbereitung

Die im Folgenden vorgestellten Ergebnisse der LCA-Wirkungsabschätzung und die aus der LCC-Betrachtung identifizierten Kosten für die analysierten Technologieoptionen basieren auf den in Kapitel 6.4.4 vorgestellten Annahmen und Daten zur Modellierung der Sachbilanz. Eine detaillierte Zusammenstellung dieser Daten sowie alle Werte der Wirkungsabschätzung, die für die grafische Darstellung der Ergebnisse verwendet wurden, finden sich im Anhang IV-2.

6.5.2.1 Zentrale Wasseraufbereitung – Vorfiltration

Potentielle Umweltwirkungen infolge der Errichtung der Anlage zur zentralen Wasseraufbereitung (Absetzbecken, Filterbecken und Filterbett) sind in Tabelle A-24 (Anhang) zusammengefasst. Die potentiellen Umweltwirkungen über den Lebensweg (Errichtung und Betrieb), bezogen auf die funktionelle Einheit von einem aufbereiteten Kubikmeter Wasser, sind in Tabelle A-25 (Anhang) zusammengefasst. Die potentiellen Umweltwirkungen wurden für zwei verschiedene Anlagenlebensdauern (zehn Jahre und 50 Jahre) sowie mit und ohne Berücksichtigung von Transportprozessen während der Nutzungsphase (Austausch und Transport des Filtermaterials) analysiert.

Der relative Beitrag von Errichtung und Betrieb der Anlage zu den gesamten potentiellen Umweltwirkungen ist in Abbildung 27 in Abhängigkeit der genannten Parameter (Lebensdauer und Transportprozesse) dargestellt. Bei einer Lebensdauer von 50 Jahren (hell- und dunkelblaue Balken) entstehen etwa 60 % der Umweltwirkungspotentiale während des Betriebs (hellblaue Balken). Bei einer Berücksichtigung von Transportprozessen (hellblaue Balken mit „T“) steigt erwartungsgemäß der Beitrag der Nutzungsphase an – hier auf etwa 80 %. Bei einer Lebensdauer von zehn Jahren (hell- und dunkelgrüne Balken) verringert sich der Anteil der Betriebsphase (hellgrüne Balken) an den

[127] Die Einsparungen beziehen sich auf die Einsparungen für die Trinkwasserbehörde PDAM (im Vergleich zum alten Wasserversorgungssystem) unter Berücksichtigung der für den Anlagenbetrieb erforderlichen Betriebskosten und den Einkünften aus dem Verkauf des Wassers (vgl. Tabelle 24, Kapitel 6.4.3.1).

Gesamtwirkungen auf etwa 20 %, bzw. bei zusätzlicher Berücksichtigung von Transportprozessen (hellgrüne Balken mit „T“) auf etwa 40 %.

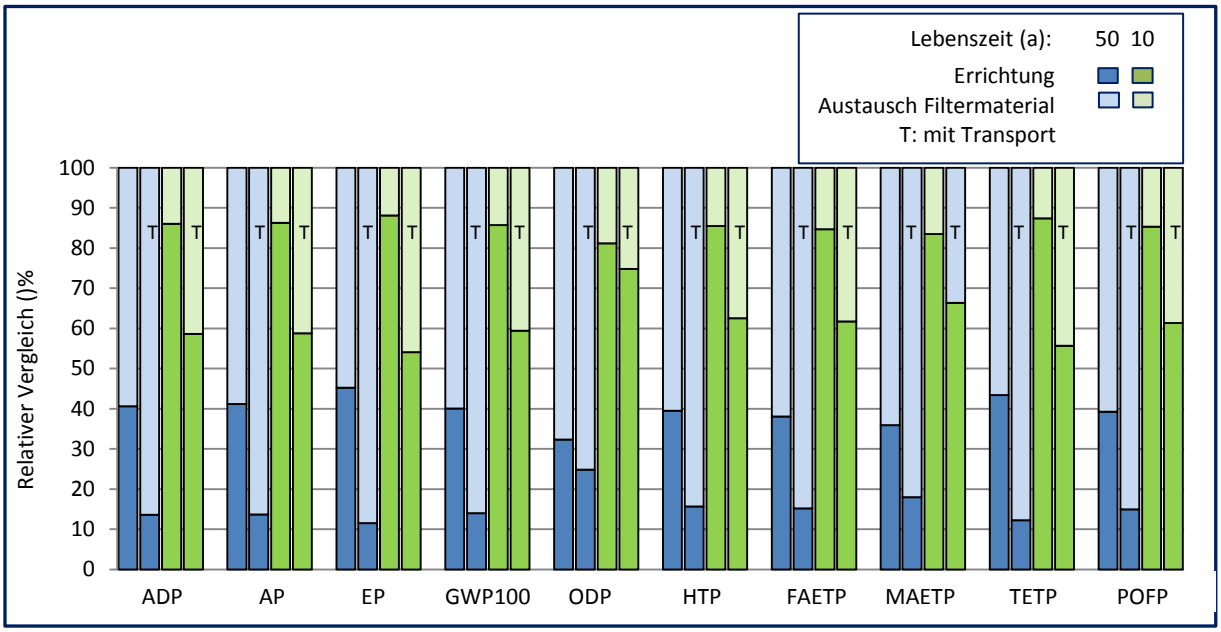


Abbildung 27 Vorfiltration. Relativer Vergleich des Beitrags von Errichtung (dunkelblaue und dunkelgrüne Balken) und Betrieb der Anlage (Austausch des Filtermaterials) (hellblaue und hellgrüne Balken) zu potentiellen Umweltwirkungen pro 1 m^3 vorbehandeltem Wasser bei unterschiedlichen Anlagenlebensdauern: 50 Jahre (blaue Balken) und 10 Jahre (grüne Balken) sowie ohne und mit Berücksichtigung von Transporten bei der Nutzungsphase (T) (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung)

6.5.2.2 Hygienisierung – Pilotanlage

Potentielle Umweltwirkungen infolge der Hygienisierung von Wasser bezogen auf einen Kubikmeter aufbereitetes Wasser sind in Tabelle A-31 (Anhang) für die betrachteten Technologien in der Pilotanlage zusammengefasst und in Abbildung 28 im relativen Vergleich zueinander dargestellt. Der größte Anteil der potentiellen Umweltwirkungen resultiert aus dem Energieverbrauch während des Betriebs der Technologien. Infolge des hohen Energiebedarfs der internen Pumpe in der betrachteten Ultrafiltrationsanlage (ca. 11 kWh/m^3, vgl. Tabelle 28, Kapitel 6.4.4.2) sind die Umweltwirkungen bei dieser Technologiealternative am höchsten (hellblaue Balken). Die potentiellen Umweltwirkungen in Zusammenhang mit den Technologien der Sandfiltration, Chlorung und UV-Desinfektion sind vergleichbar groß und entsprechen weniger als 10 % der Umweltwirkungen der Ultrafiltration.

Wie in Kapitel 6.4.4.2 angeführt, ist es fraglich, inwieweit der hohe Energieverbrauch der in der Pilotanlage betrachteten Ultrafiltrationsanlage repräsentativ für Ultrafiltrationstechnologien zur Hygienisierung von Wasser ist. Da der Fokus der Analyse auf der Modellierung von Technologien im Rahmen des IWRM Projekts liegt, wird bei der Modellierung auf die vorhandenen Daten aus der Pilotanlage zurückgegriffen, d.h. es wird dennoch mit einem Energieverbrauch von 11,8 kWh pro

Kubikmeter aufbereitetem Wasser gerechnet. Die in Abbildung 28 und Abbildung 29 grafisch dargestellten Ergebnisse basieren ebenfalls auf dieser Annahme.

Als Ergänzung dazu werden auch die potentiellen Umweltwirkungen unter der Annahme eines Energieverbrauchs von 1 kWh anstelle von 11,8 kWh pro Kubikmeter aufbereitetem Wasser bestimmt (vgl. Fußnote 110). Auch bei einer Modellierung mit diesem mehr als zehnfach geringeren Wert sind die potentiellen Umweltwirkungen in Zusammenhang mit der Ultrafiltration, verglichen mit den Alternativen, noch etwa doppelt so hoch (vgl. Tabelle A-31, Anhang).

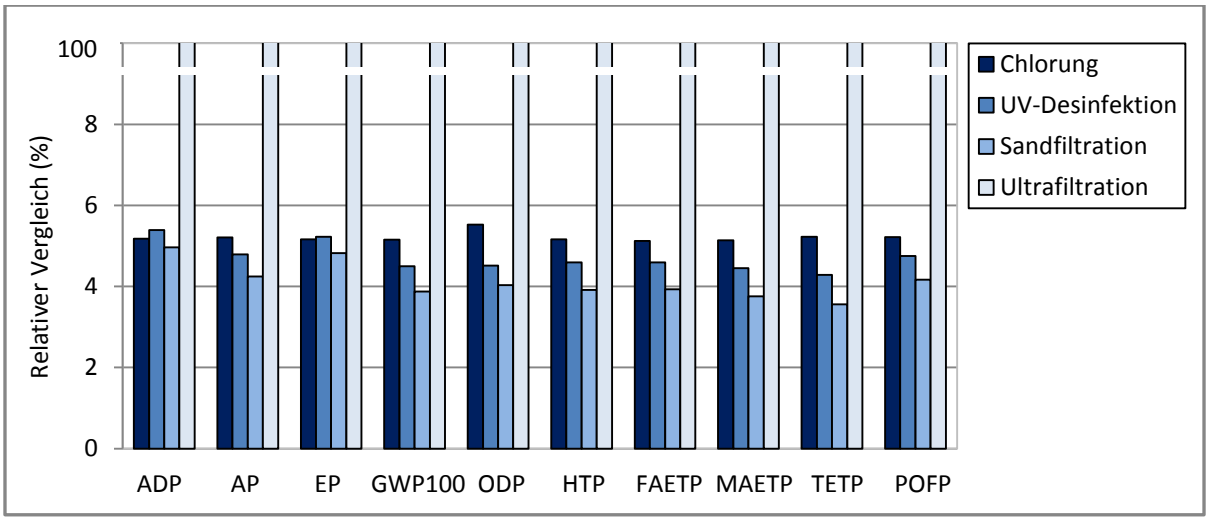
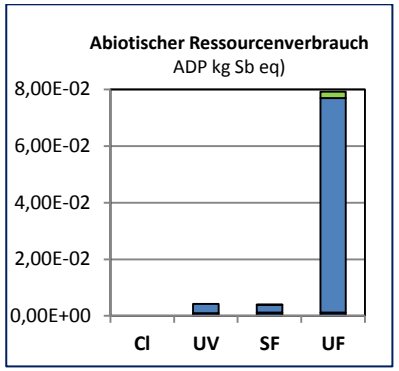


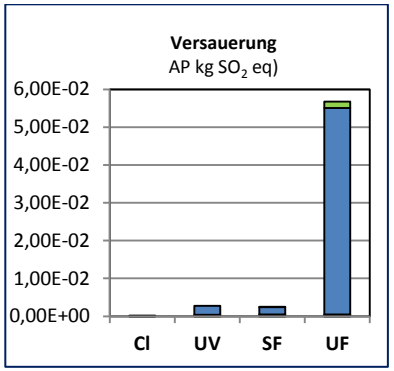
Abbildung 28 Hygienisierung. Relativer Vergleich der potentiellen Umweltwirkungen pro 1 m^3 aufbereitetem Wasser der vier alternativen Technologien, in % (Bezug: Ultrafiltration 100 %, hellblauer Balken) (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05 / World, 1990. Charakterisierung)

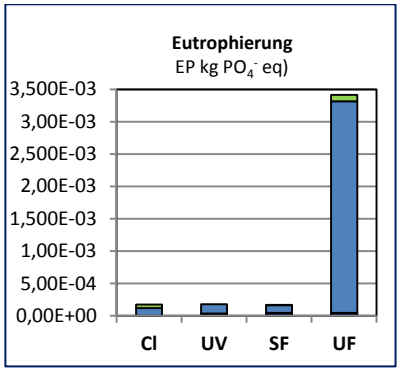
ADP AP EP GWP100 ODP HTP FAETP MAETP TETP POFP

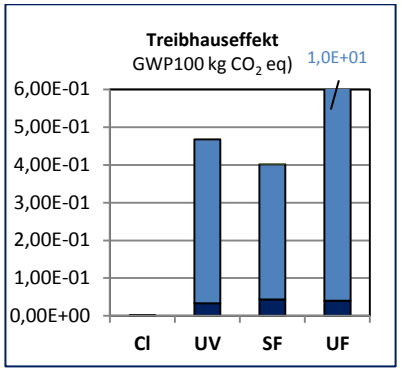
Abildung 29 zeigt die absoluten Werte potentieller Umweltwirkungen und die entsprechenden Beiträge der Anlagenkomponenten sowie der Material- und Energieverbräuche während der Nutzungsphase. Den höchsten Beitrag am Gesamtumweltwirkungspotential leistet in allen Wirkungskategorien die Energieversorgung zum Betrieb der Technologie. Bei der Ultrafiltration liegt der Beitrag bei mehr als 96 %[128], bei der UV-Desinfektion und Sandfiltration bei 70 % bis 98 % und bei der Chlorung bei 60 % bis 70 %. Die Anlagenkomponenten sind bei der UV-Desinfektion und Sandfiltration für 10 % bis 30 % und bei der Chlorung und Ultrafiltration für weniger als 2 % verantwortlich. In Hinblick auf die Betriebsstoffe ist nur bei der Chlorung ein nennenswerter Beitrag zu potentiellen Umweltwirkungen erkennbar (etwa 30 %); bei den anderen Technologien ist dieser Beitrag kleiner als 1 %.

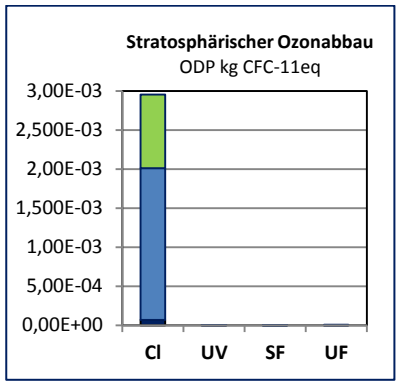
[128] Unter der Annahme eines mehr als zehnfach geringeren Energiebrauchs beim Betrieb der Ultrafiltrationstechnologie (1 kWh/m^3) verschieben sich die einzelnen Beiträge am Gesamtumweltwirkungspotential wie folgt: Energieversorgung: ca. 70 %; Anlagenkomponenten: ca. 10 % und Betriebsstoffe (Reinigungsmittel): ca. 20 % (vgl. Tabelle A-31, Anhang).

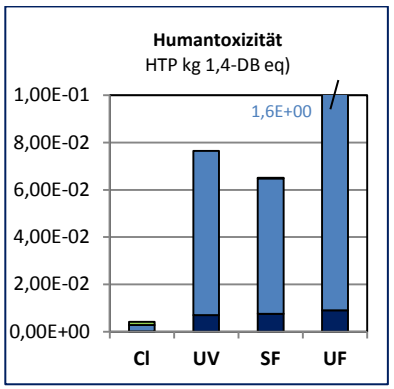


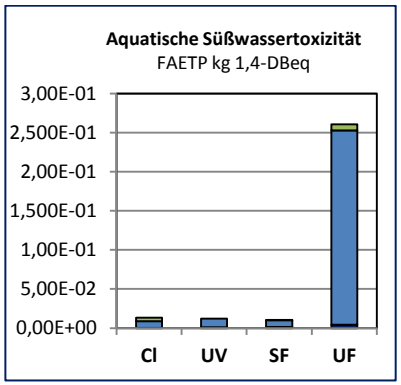


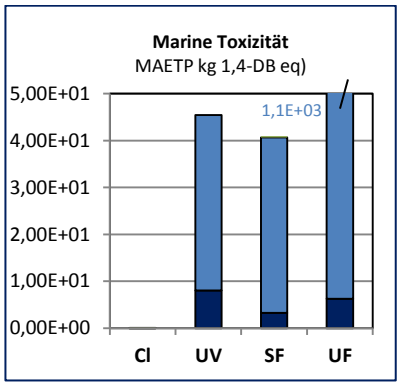


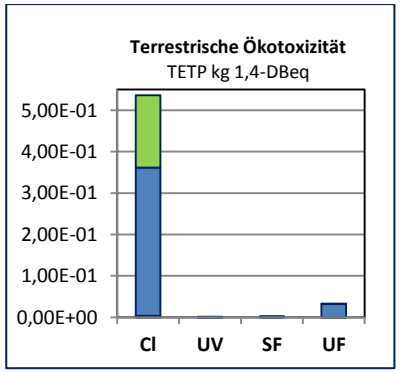


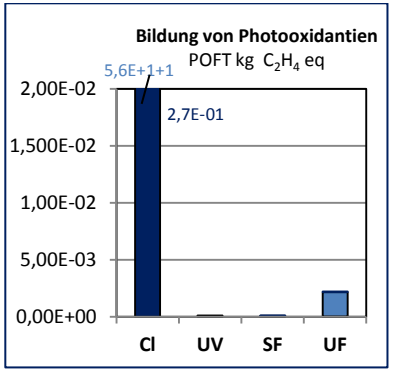












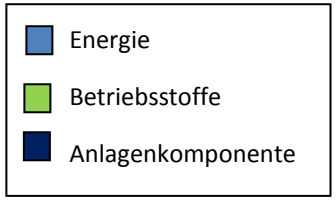


Abbildung 29 Potentielle Umweltwirkungen pro 1 m³ aufbereitetem Wasser – Vergleich alternativer Technologien zur Hygienisierung: Chlorung (Cl), UV-Desinfektion (UV), Sandfiltration (SF) und Ultrafiltration (UF) sowie Anteil der Anlagenkomponenten, der Energie und der Betriebsstoffe am Gesamtumweltwirkungspotential. (SimaPro 7.2.3 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung)

Die Ergebnisse der LCC-Betrachtung, d.h. die Kosten für die Anschaffung (initiale Kosten) und für den Betrieb der Technologien sind in Tabelle 30 zusammengefasst.

Tabelle 30 Vergleich der Lebenszykluskosten für vier verschiedene Wasseraufbereitungstechnologien bezogen auf 1 m^3 aufbereitetes Wasser und eine Aufbereitung von 1.000 m^3/a (Quellen: Berkefeld 2010; Matthies&Obst 2011; Lehmann et al. 2012a) (angepasst nach Lehmann et al. 2012b)

Technologie	Initiale Kosten (Anschaffungskosten bzw. Marktpreis)			Betriebskosten (Aufbereitung: 1.000 m^3/a)			
				Materialien		Energie[a]	
	(€)	(€/m^3)[b,c]	(€/m^3)[c,d]	(€/m^3)	(€/a)	(€/m^3)	(€/a)
Sandfiltration	3.146	0,70	0,92	0,01[e]	7,9	1,0	1.000
Chlorung	3.119	0,06	0,28	0,01[f]	8,8	0.09	86,3
Ultrafiltration	8.381	1,91	2,12	0,26[g]	260	2,43	2.432
UV-Desinfektion	4.222	0,08	0,30	0,03[h]	31,2	0,1	101,7

[a] Elektrizitätspreis: ca. 0,2 €/kWh (Destatis 2011)

[b] Die Kosten der (von allen Technologien gemeinsam genutzten) Komponenten in der Pilotanlage sind hier in der vergleichenden Analyse nicht berücksichtigt. Sie betragen insgesamt 8.596 €. Dies entspricht zusätzlichen Kosten von 0,86 € pro 1 m^3 aufbereitetem Wasser in der Pilotanlage, unter der Annahme einer Lebenszeit von 10 Jahren und einer Aufbereitung von 1.000 m^3/a.

[c] Die Lebenszeit der Technologien sowie ihre Kapazität ist beim Bezug der Kosten auf die funktionelle Einheit berücksichtigt.

[d] Kosten pro 1 m^3 aufbereitetem Wasser bei Berücksichtigung der Kosten aus Fußnote [b]. Unter der Annahme, dass diese Kosten auf die vier Technologien aufgeteilt werden, ergeben sich für jede Technologieoption zusätzliche Kosten von 0,22 €/m^3.

[e] Sand/ Kies: 0,34 €/kg (Berkefeld 2010)

[f] $Ca(OCl)_2$: ca. 4,40 €/kg (Aquatec 2012)

[g] Reinigungsmittel (Mucasol): ca. 130 €/5 L (Einhorn 2012)

[h] Die Kosten für einen Ersatz des UV-Strahlers (156 €) nach 8.700 h (d.h. nach einer Aufbereitung von ca. 5.256 m^3 Wasser) sind berücksichtigt.

Die Ergebnisse geben eine Einschätzung zu den potentiellen Kosten in Zusammenhang mit den alternativen Technologien in der Pilotanlage. Demnach sind die UV-Desinfektion und die Chlorung aufgrund ihrer vergleichsweise niedrigen Anschaffungskosten, ihres niedrigen Energieverbrauchs und ihrer hohen Aufbereitungskapazität die ökonomisch günstigsten Alternativen. Die hohen Kosten der Ultrafiltration sind bedingt durch den hohen Energieverbrauch (der internen Pumpe zum Pumpen des Wassers durch die Membran) und durch die hohen Anschaffungskosten. Die Kosten der Sandfiltration werden ebenfalls vorrangig durch den Energieverbrauch bestimmt. Dieser ist jedoch wesentlich bedingt durch den Versuchsaufbau in der Pilotanlage und daher nicht repräsentativ für die Langsamsandfiltration (vgl. Fußnote 110, Kapitel 6.4.4.2).

Die Kosten für die Anschaffung der Anlagenkomponenten[129] sowie für die Materialien (Betriebsstoffe) und für die Energieversorgung während des Betriebs sind in Abbildung 30 für die vier Technologien dargestellt. Abbildung 31 vergleicht die Gesamtkosten der in der Pilotanlage untersuchten Technologien über einer angenommenen Anlagenlebensdauer von zehn Jahren.

[129] Die Kosten setzen sich zusammen aus den in Tabelle 30 aufgeführten Anschaffungskosten der einzelnen Komponenten sowie den Kosten für die von allen vier Technologien genutzten Komponenten in der Anlage (z.B. Rohwassertank, Rohrleitungen). Diese Kosten von insgesamt 0,86 €/m^3 wurden in Abbildung 31 anteilig für die vier Technologien berücksichtigt.

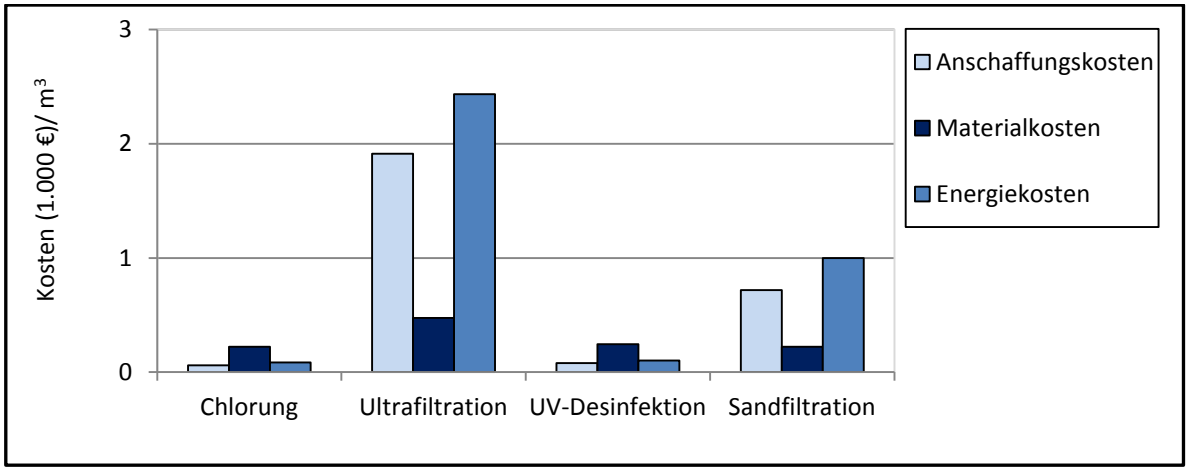


Abbildung 30 Vergleich der Kosten für Chlorung, Ultrafiltration, UV-Desinfektion und Sandfiltration (Pilotanlage): Anschaffungskosten und Material- und Energiekosten während des Betriebs pro 1 m³ aufbereitetem Wasser

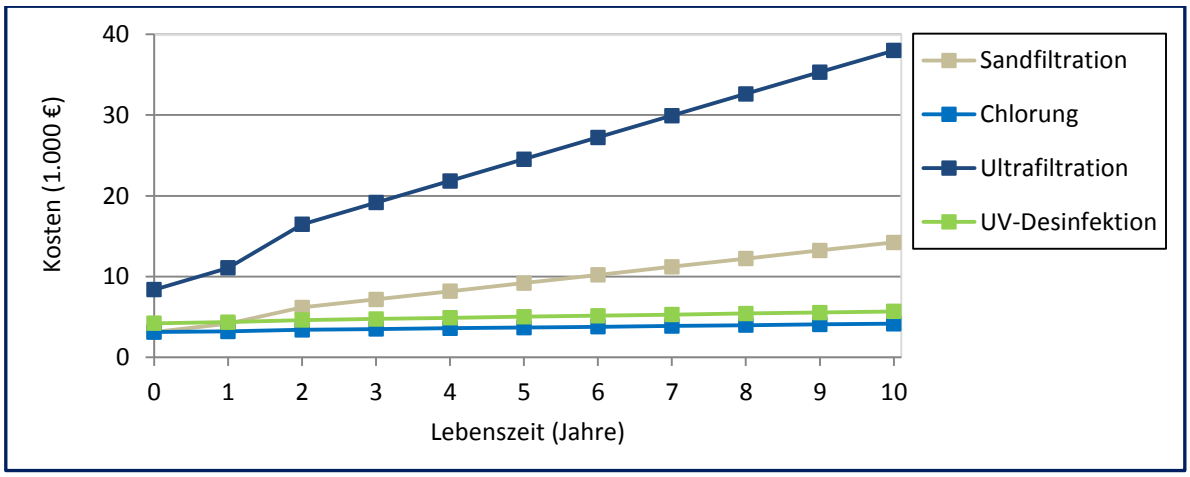


Abbildung 31 Vergleich der Gesamtkosten für Chlorung, Ultrafiltration, UV-Desinfektion und Sandfiltration (Pilotanlage), über einem Zeitraum von zehn Jahren (angenommene Anlagenlebensdauer)

Wie in Kapitel 6.4.4.1 beschrieben, beziehen sich die Ergebnisse auf die Versuchsbedingungen in der Pilotanlage während der Testphase in Deutschland. Da die berechneten absoluten Kosten in Zusammenhang mit den Technologien nur bedingt mit den auftretenden Kosten im Untersuchungsgebiet vergleichbar sein dürften, sollten die Berechnungen mit entsprechenden standortspezifischen Daten angepasst werden. Für einen relativen Vergleich der Technologien können die gewonnenen Ergebnisse jedoch als Annäherung genutzt werden. Im Verlauf der Testphase in Indonesien wird ebenfalls untersucht werden, ob zur Aufbereitung des Wassers im Untersuchungsgebiet gegebenenfalls eine Kombination verschiedener Aufbereitungstechnologien erforderlich sein könnte, um eine gewünschte Wasserqualität nach WHO-Standard zu erhalten. Zudem sind Informationen bezüglich der Entsorgung (z.B. von gebrauchtem Filtersand) zu erwarten. Beide Aspekte haben einen Einfluss auf potentielle Umweltwirkungen und auf potentielle Kosten und sollten bei einer vergleichenden Bewertung der Technologien entsprechend berücksichtigt werden.

6.5.3 Abwasserbehandlung und -entsorgung

Die im Folgenden vorgestellten Ergebnisse der LCA-Wirkungsabschätzung und die aus der LCC-Betrachtung identifizierten Kosten für die analysierten Technologieoptionen basieren auf den in Kapitel 6.4.5 vorgestellten Annahmen und Daten zur Modellierung der Sachbilanz. Eine detaillierte Zusammenstellung dieser Daten sowie alle Werte der Wirkungsabschätzung, die für die grafische Darstellung der Ergebnisse verwendet wurden, finden sich im Anhang IV-3.

Potentielle Umweltwirkungen in Zusammenhang mit der Errichtung und dem Betrieb von zwei alternativen Abwasserbehandlungtechnologien – einem meist in Eigenbau errichteten 2-Kammer Septic tank sowie einem vorgefertigten Septic tank – sind in Tabelle A-34 (Anhang) aufgeführt. Die Ergebnisse sind bezogen auf die funktionelle Einheit dargestellt, d.h. bezogen auf die täglich pro Haushalt anfallende Menge an menschlichen Exkrementen und Abwasser (vgl. Kapitel 6.4.5). Abbildung 32 stellt die potentiellen Umweltwirkungen im relativen Vergleich zueinander dar. Demnach sind die meisten Umweltwirkungen beim vorgefertigten Septic tank (dunkelblaue Balken) etwa doppelt so hoch wie beim 2-Kammer Septic tank (hellblaue Balken). Nur beim Eutrophierungspotential zeigen beide Technologien vergleichbare Werte. Die höheren Umweltwirkungspotentiale des vorgefertigten Septic tank ergeben sich zum einen aus höheren Umweltwirkungspotentialen bei der Herstellung und zum anderen aus der geringeren Kapazität: Der 2-Kammer Septic tank (Volumen: 4,5 m^3) kann von fünf Haushalten, der vorgefertigte Septic tank (Volumen: 1,9 m^3) i.d.R. nur von einem Haushalt genutzt wird.

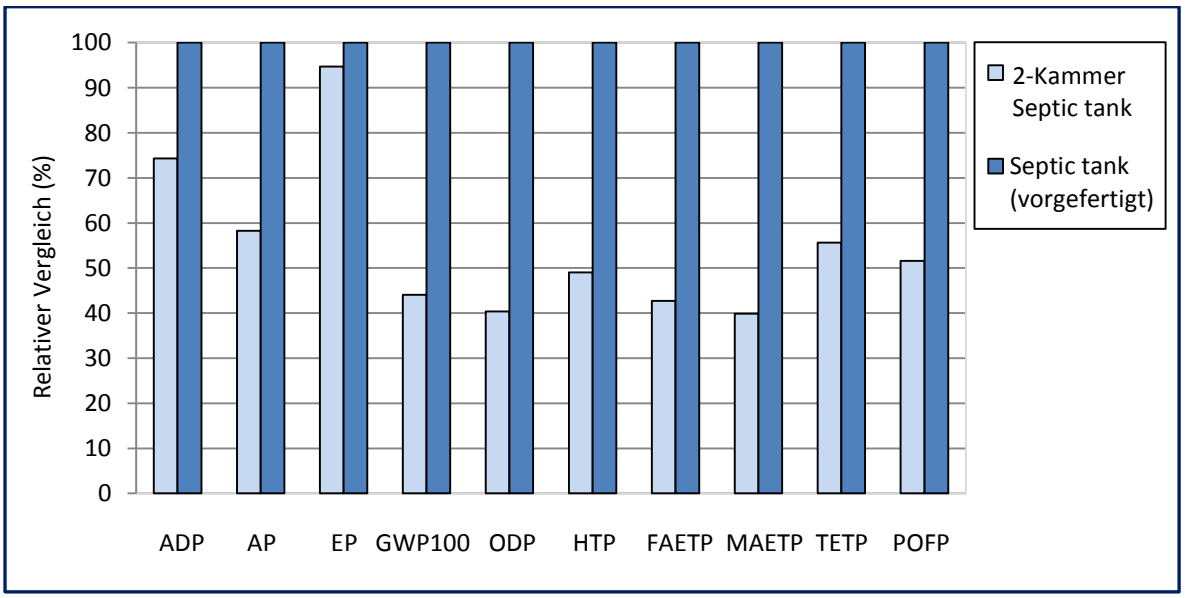


Abbildung 32 Abwasserbehandlung/ -entsorgung. Relativer Vergleich der potentiellen Umweltwirkungen des 2-Kammer Septic tanks und des vorgefertigten Septic tanks (= 100 %), bezogen auf die Behandlung der täglich pro Haushalt anfallenden Menge an Exkrementen, Urin und Abwasser (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung)

Abbildung 33 zeigt den Beitrag der Phasen Errichtung (grüne Balken) und Betrieb (blaue Balken) zu den gesamten potentiellen Umweltwirkungen des 2-Kammer Septic tank. Der Betrieb umfasst die Entschlammung und den Transport zu Schlammtrocknungsbetten. Eine Entschlammung ist beim vorgefertigten Septic tank (nach Angaben eines Herstellers) im Verlauf einer Lebenszeit von 40 Jahren nicht erforderlich. Unter der Annahme einer Lebenszeit des 2-Kammer Septic tanks von ebenfalls 40 Jahren und einer etwa alle dreieinhalb Jahre erforderlichen Entschlammung trägt der Transport zwischen 50 % und 70 % zum Gesamtumweltwirkungspotential bei (vgl. Kapitel 6.4.5). Unter der Annahme einer Lebensdauer des Septic tanks von zehn Jahren erhöht sich der Beitrag seiner Errichtung zum Gesamtumweltwirkungspotential auf etwa 85 % bis 95 % (vgl. Tabelle A-34, Anhang).

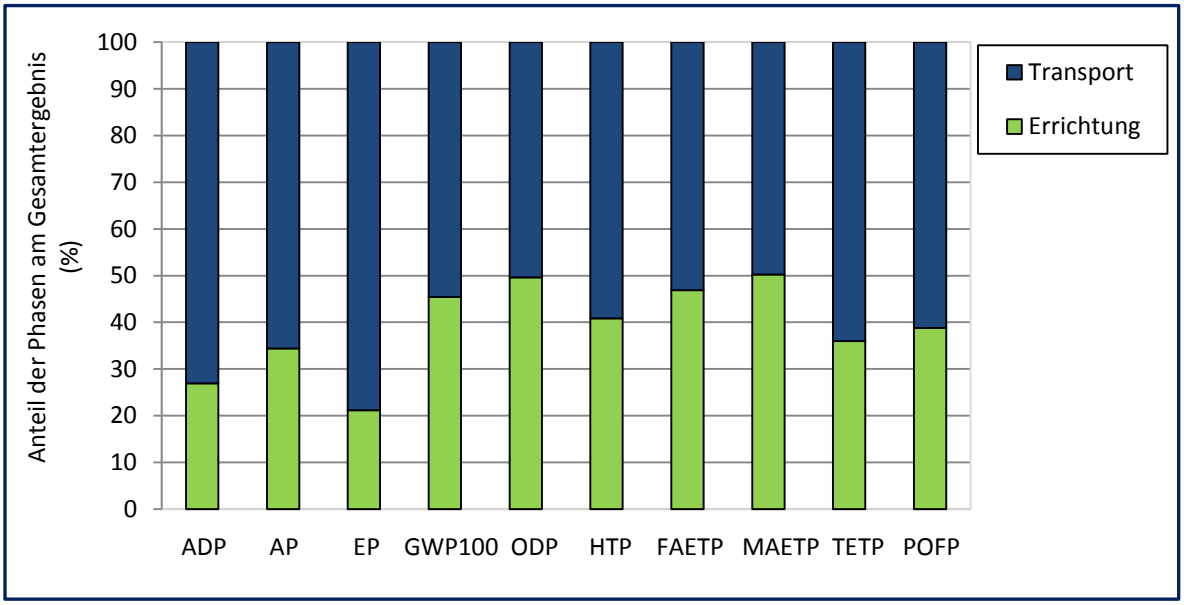


Abbildung 33 Beitrag von Errichtung und Betrieb (Entschlammung/ Transport) des 2-Kammer Septic tanks zum Gesamtumweltwirkungspotential (= 100 %) (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung)

Die Ergebnisse der LCC-Betrachtung sind in Abbildung 34 als Kosten (in Euro) pro Haushalt angegeben. Berücksichtigt sind die initialen Kosten, d.h. die Kosten für die Errichtung des 2-Kammer Septic tanks bzw. die Kosten für die Anschaffung des vorgefertigten Septic tanks sowie die Kosten für den Betrieb, d.h. für Entschlammung und Transport. Unter der (fraglichen) Annahme, dass beim vorgefertigten Septic Tank keine Entschlammung erforderlich ist, fallen entsprechende Kosten nur beim 2-Kammer Septic tank an. Sie betragen etwa 175.000 IDR pro Entschlammung und Transport zu den Schlammtrocknungsbetten (entspricht etwa 14,3 €, Stand: 08/2012). Trotz dieser zusätzlichen Kosten während des Betriebs sind die ökonomischen Aufwendungen beim 2-Kammer Septic tank geringer als beim vorgefertigten Septic tank. Dies liegt v.a. daran, dass die hohen initialen Kosten des 2-Kammer Septic tanks von fünf Haushalten gemeinsam getragen werden. Wäre dies nicht der Fall, d.h. würde jeder Haushalt theoretisch einen eigenen 2-Kammer Septic tank nutzen, wären die initia-

len Kosten beider Technologien vergleichbar groß. Über den Lebensweg (Errichtung und Betrieb) betrachtet, wäre der 2-Kammer Septic tank aufgrund der zusätzlichen Betriebskosten ggf. kostenaufwändiger (gestrichelte hellblaue Linie in Abbildung 34) als der vorgefertigte Septic tank. Dies würde auch noch gelten, wenn eine Entschlammung – und die damit verbundenen Kosten – theoretisch auch für den vorgefertigten Septic tank angenommen würden (dunkelblaue gestrichelte Linie). Über mögliche zusätzliche Kosten, z.B. in Bezug auf die Entsorgung des vorgefertigten Septic tanks können derzeit aufgrund fehlender Daten keine Aussagen getroffen werden.

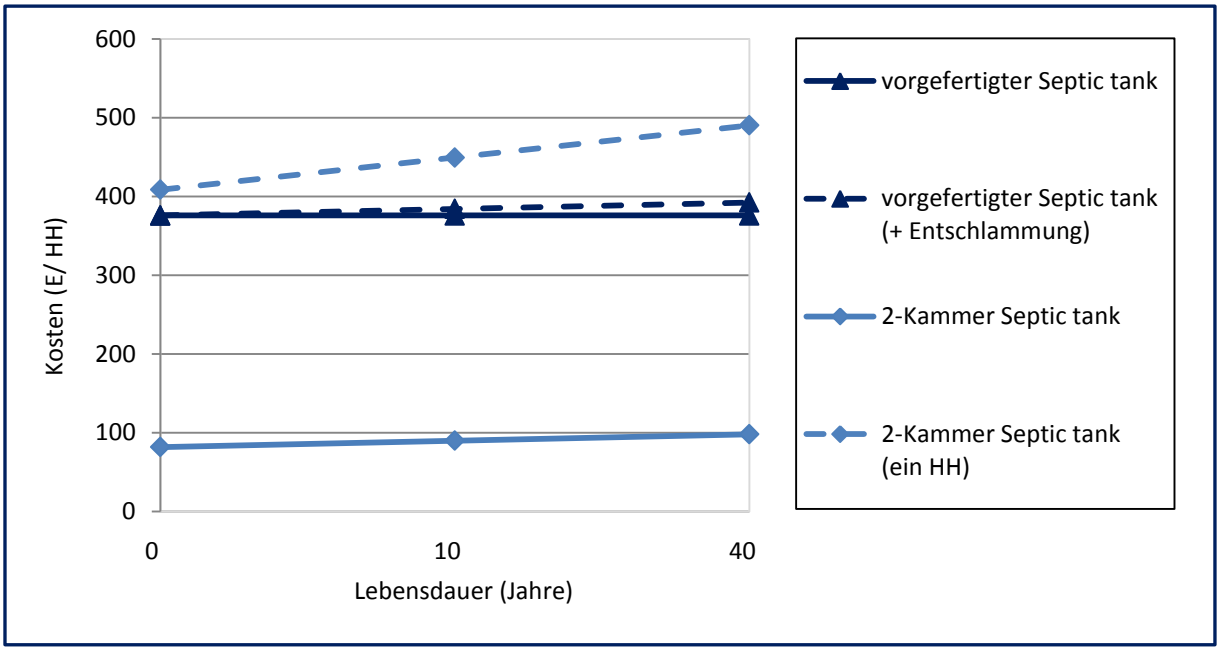


Abbildung 34 Initiale Kosten und Betriebskosten (Entschlammung/ Transport) über der Lebenszeit der Technologien (€/ Haushalt (HH)) – Vorgefertigter Septic tank (mit und ohne Betriebskosten) und 2-Kammer Septic tank (Nutzung durch fünf bzw. einen HH)

6.5.4 Wasserkette

Die im Folgenden vorgestellten Ergebnisse der LCA-Wirkungsabschätzung für die betrachteten Wasserketten basieren auf den in Kapitel 6.4.6 vorgestellten Annahmen und Daten zur Modellierung der Sachbilanz. Eine detaillierte Zusammenstellung aller Werte der Wirkungsabschätzung, die für die grafische Darstellung der Ergebnisse verwendet wurden, findet sich im Anhang IV-4.

Die potentiellen Umweltwirkungen entlang der Wasserkette des neuen Systems – bestehend aus Wassergewinnung aus Bribin-Sindon, Wasserverteilung im optimierten Verteilungsnetz, Vorfiltration des geförderten Wassers vor der Einspeisung ins Leitungsnetz sowie einer Hygienisierung mit Chlorung, Ultrafiltration oder UV-Desinfektion – sind in Tabelle A-35 (Anhang), bezogen auf einen Kubikmeter bereitgestelltes Trinkwasser, zusammengefasst. Die Beiträge dieser einzelnen Bereiche der Wasserkette zum Gesamtumweltwirkungspotential sind in Abbildung 35 dargestellt; links exemplarisch für die Hygienisierung mit Chlorung und rechts für die Hygienisierung mit Ultrafiltration. Erfolgt die Hygienisierung des Wassers mit der Chlorung (oder alternativ mit der UV-Desinfektion, vgl. Tabelle A-35, Anhang) tragen dieser Bereich der Wasserkette (hellblaue Balken) sowie die Wasserverteilung (dunkelblaue Balken) jeweils zu etwa 50 % zum Gesamtumweltwirkungspotential bei – vorrangig durch ihren Energieverbrauch. Die Prozesse der Wassergewinnung (grüne Balken) und der Vorfiltration (gelbe Balken) haben einen Anteil von weniger als 5 %. Bei einer Hygienisierung mit Ultrafiltration verschieben sich die Anteile infolge des hohen Energieverbrauchs dieser Technologie: Der Hygienisierungsschritt trägt zu etwa 95 % zu den potentiellen Gesamtumweltwirkungen bei.

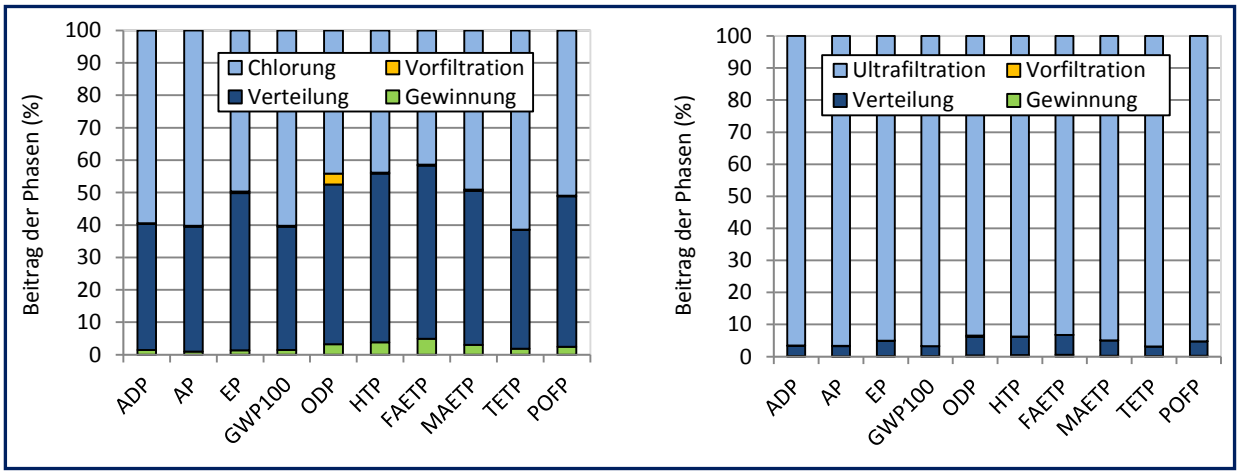


Abbildung 35 Beitrag der einzelnen Phasen (Bereiche) der Wasserkette zum Gesamtumweltwirkungspotential (= 100 %). Die Wasserkette umfasst: Wassergewinnung (Bribin-Sindon), Wasserverteilung (optimiertes Netz), Vorfiltration und Hygienisierung (*links:* mit Chlorung, *rechts:* mit Ultrafiltration) (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung).

In Abbildung 36 werden diese beiden exemplarischen Wasserketten des neuen Systems mit dem alten System, bestehend aus Wassergewinnung (Bribin), Wasserverteilung (altes Verteilungsnetz) und Hygienisierung (Abkochen) relativ miteinander verglichen – bezogen auf die Bereitstellung von einem Kubikmeter Wasser, von dem mindestens 5 % Trinkwasserqualität aufweisen. Diese Spezifizierung wird zur Vergleichbarkeit des neuen und des alten Systems herangezogen, beruht jedoch auf einer Vielzahl von Annahmen (beschrieben in Kapitel 6.4.6). Unter den getroffenen Annahmen weist das neue System, in dem die Hygienisierung durch Ultrafiltration erfolgt (hellblaue Balken), etwa doppelt so hohe bzw. etwa 30 % höhere potentielle Umweltwirkungen auf als das alte System, in welchem nur ein Teil des bereitgestellten Wassers (5 % bzw. 10 %) für Trinkwasserzwecke abgekocht wurde (grüne Balken bzw. Punkte). Unter der Annahme, dass etwa 20 % des bereitgestellten Wassers abgekocht werden, übersteigen die Umweltwirkungen des alten Systems aufgrund des hohen Energieaufwands (für das Abkochen) die des neuen Systems (vgl. Tabelle A-35, Anhang). Die geringsten potentiellen Umweltbelastungen treten im neuen System auf, wenn die Technologie Chlorung – oder auch die Sandfiltration – zur Hygienisierung des Wassers (Abbildung 36, dunkelblaue Balken) verwendet werden.

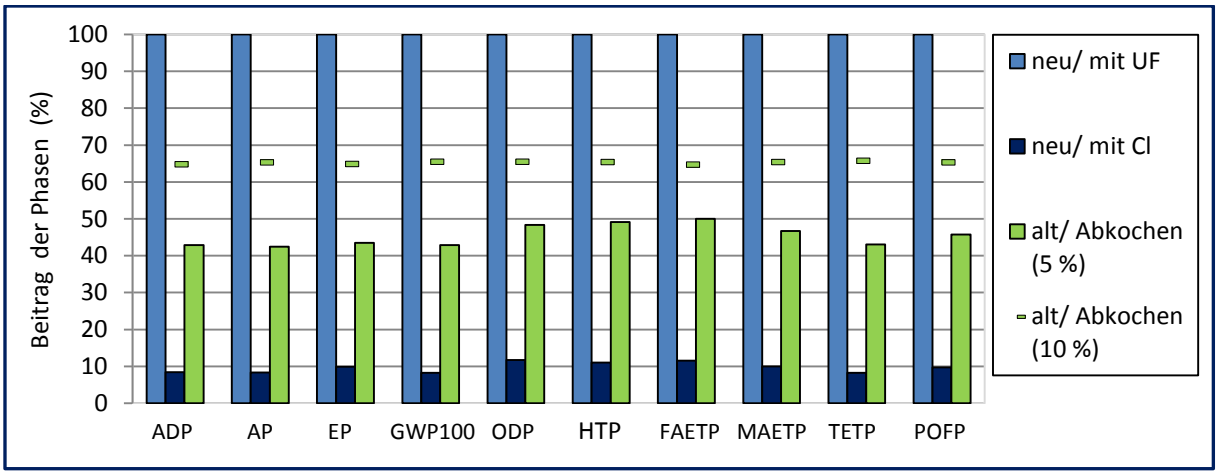


Abbildung 36 Relativer Vergleich der potentiellen Umweltwirkungen im möglichen neuen System (Wasserversorgung Bribin-Sindon, Wasserverteilung (optimiertes Netz), Vorfiltration und Ultrafiltration (= neu/ mit UF) bzw. mit Chlorung (= neu/ mit Cl) und im alten System (Wasserversorgung Bribin, Wasserverteilung (altes Netz) und Abkochen (alt/ Abkochen, Annahme, dass 5 % bzw. 10 % des bereitgestellten Wassers abgekocht werden) (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung)

6.5.5 Vollständigkeits- und Konsistenzprüfung für die LCA

Die Informationen der Phasen der LCA sind für die Ableitung von Schlussfolgerungen in Übereinstimmung mit dem festgelegten Ziel und Untersuchungsrahmen als ausreichend und *vollständig* anzusehen. Die Annahmen, Methoden und Daten wurden in der Studie einheitlich, d.h. *konsistent* und in Übereinstimmung mit dem Ziel und Untersuchungsrahmen angewendet.

6.6 Ergebnisse – SLCA

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der SLCA-Betrachtung in der IWRM-Fallstudie vorgestellt. In Kapitel 6.6.1 wird die Anwendung der SHDB zur Beschreibung sozialer Aspekte/ Risiken für ausgewählte Sektoren in Indonesien, die in Bezug zur IWRM-Fallstudie (z.B. Energie- und Transportsektor) stehen, diskutiert. Darüber hinaus werden soziale Aspekte und Risiken in Zusammenhang mit dem Energiesektor näher betrachtet: Am Beispiel des Ölsektors werden zusätzlich zu den in der SHDB beschriebenen indonesien-spezifischen sozialen Risiken auch soziale Risiken in den für Indonesien relevanten ölexportierenden Ländern betrachtet (Kapitel 6.6.2.1). In Kapitel 6.6.6.2 wird außerdem ein Ansatz aus der Literatur zur Analyse von Gesundheitsrisiken in Zusammenhang mit verschiedenen Energiesystemen vorgestellt und in der Fallstudie angewendet. In Kapitel 6.6.3 werden exemplarisch soziale Aspekte der Nutzungsphase von Wasseraufbereitungstechnologien beschrieben. Schließlich werden in Kapitel 6.6.4 die im Rahmen des *Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse* vorgeschlagenen zusätzlichen sozialen Indikatoren für die SLCA in Zusammenhang mit der Fallstudie betrachtet.

6.6.1 Social Hotspot Database (SHDB) – Generische Analyse sozialer Aspekte

Einige der in den SLCA guidelines über die *subcategories* adressierten sozialen Aspekte sind ebenfalls in der SHDB vertreten, z.B. *Gleichberechtigung* oder *Kinderarbeit* (vgl. Tabelle A-5, Anhang). Die SHDB liefert auf Länder- und auf Sektorebene Informationen zu den Risiken, dass bestimmte soziale Aspekte auftreten (vgl. Kapitel 2.3.3.3). In der Fallstudie wurden diese Risiken zum einen auf Länderebene für Indonesien und zum anderen für ausgewählte Sektoren erhoben. In der SHDB werden insgesamt 57 Sektoren (*sectors*) berücksichtigt. Vor dem Hintergrund einer vergleichenden Technologieanalyse wurden diese unter der Fragestellung betrachtet, welche von ihnen in Bezug zu Prozessen der Errichtung, des Betriebs und der Entsorgung der betrachteten Technologien der Wasserversorgung, -aufbereitung und Abwasserbehandlung gesetzt werden können. Basierend darauf wurde für zehn der 57 Sektoren ein direkter Zusammenhang zum Wassersektor angenommen (z.B. für die Sektoren Elektrizität, Transport, Chemikalien)[130]. Tabelle A-6 (Anhang) stellt die aus der SHDB identifizierten sozialen Risiken in den einzelnen SHDB-Kategorien für diese zehn Sektoren in Indonesien dar. Tabelle 31 zeigt die sozialen Risiken exemplarisch für die Kategorie *Arbeitsrecht und menschenwürdige Arbeit*. Da der Lebensweg von den in dieser Arbeit betrachteten Technologien

[130] Prinzipiell können sicher auch weitere Sektoren Bezüge zum Wassersektor zeigen. Für folgende zehn Sektoren erschienen diese jedoch am deutlichsten: *Kohle*, *Öl*, *Erdgas* und *Elektrizität* in Hinblick auf die Energieversorgung, *Bau, Metalle* und *Maschinen/ Ausrüstung* in Hinblick auf die Errichtung von Anlagen bzw. die Herstellung von Technologien, *Chemikalien* z.B. in Hinblick auf Betriebsstoffe (z.B. für die Wasseraufbereitung) sowie *Transport* und *Wasser (*vgl. Tabelle A-6).

nicht auf Indonesien beschränkt ist – Importe z.B. spielen insbesondere in Hinblick auf die Energieversorgung eine wesentliche Rolle – wurden zusätzlich die sozialen Risiken in Zusammenhang mit der Energieversorgung exemplarisch in den entsprechenden ölexportierenden Länder bestimmt (Kapitel 6.6.2.1). Da die SHDB Risiken auf Sektor- und Länderebene aufzeigt, kann sie prinzipiell im Rahmen von SLCA-Betrachtungen genutzt werden, um für die Studie relevante soziale Aspekte (Hotspots) zu identifizieren und so ggf. den Untersuchungsrahmen für eine anschließende standortspezifische Analyse einzugrenzen. Da alternative Technologien unterschiedlich stark mit den einzelnen Sektoren in Beziehung stehen können, könnten die Informationen aus der SHDB theoretisch auch für eine vergleichende Betrachtung von Technologien herangezogen werden. Für die konkrete Entscheidungsunterstützung ist dies aufgrund der verwendeten Durchschnittsdaten in der SHDB jedoch nur bedingt möglich: So muss ein hohes Risiko für Zwangsarbeit im Transportsektor z.B. nicht bedeuten, dass Zwangsarbeit in den einzelnen involvierten Unternehmen (entlang des Lebenswegs der Technologien) auch tatsächlich auftritt.

Tabelle 31 Social Hotspot Database – Soziale Themen und soziale Aspekte am Beispiel der Kategorie Arbeitsrecht und menschenwürdige Arbeit. Darstellung der Risiken auf Länderebene (Indonesien) und für ausgewählte Sektoren mit Bezug zum Wassersektor (SHDB 2012) (Stand 07/2012)

Soziale Themen	Soziale Aspekte	Indonesien	Sektor									
			Kohle	Erdöl	Erdgas	Elektrizität	Wasser	Bau	Transport	Chemikalien	Metall	Maschinen
Arbeitsrechte und menschenwürdige Arbeit												
Arbeitsrechte und Konventionen	Risiko, dass Arbeitsrechte nicht verabschiedet werden		9	9	9	n.d.	n.d.	1	1	n.d.	n.d.	n.d.
	Risiko, dass Arbeitskonventionen nicht verabschiedet werden								n.d.			
	Risiko, dass Mindestlohn nicht aktualisiert wird*											
Lohn	Risiko, dass der Durchschnittslohn < Mindestlohn	u.	u.	u.	u.	u.	u.	u.	u.	u.	u.	u.
	Risiko, dass der Durchschnittslohn < Armutsgrenze	u.	u.	u.	u.	u.	u.	u.	u.	u.	u.	u.
Bevölkerung unter der Armutsgrenze lebend	Risiko, dass die Bevölkerung von <2 US$/day lebt*											
Kinderarbeit	Risiko von Kinderarbeit	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d	n.d.
Zwangsarbeit	Risiko von Zwangsarbeit											
Überstunden	Risiko, > 48 h/Woche zu arbeiten	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Versammlungsfreiheit	Risiko, nicht das Recht auf Versammlungs- und Vereinigungsfreiheit zu haben (ql)*											
Recht auf Tarifverhandlungen	Risiko, nicht das Recht auf Tarifverhandlungen zu haben*											
Streikrecht	Risiko, nicht das Recht auf Streik zu haben*											

Risiko level: niedrig, mittel, hoch, sehr hoch. Die Einteilung der Risikolevel erfolgt nach definierten Kriterien. Die Zahlen in Zeile 3 sind Indikatorwerte (hier: Anzahl verabschiedeter Konventionen), auf deren Basis die Risikoeinteilung erfolgt. Für weitere Erläuterungen vgl. Tabelle A-6 (Anhang) und SHDB (2012).
n.d. no data (keine Daten), u. undefined (nicht definiert); *Indikator ist in der SHDB prinzipiell nur auf Länderebene verfügbar.

Unabhängig von der Frage, ob eine auf Sektordaten basierende Analyse sozialer Aspekte für eine vergleichende Technologieanalyse geeignet ist, lässt sich anhand der Informationen in Tabelle 31 feststellen, dass sektorspezifische Daten für Indonesien in der SHDB bislang noch nicht ausreichend erfasst sind (z.B. in Hinblick auf *Kinderarbeit*). Stattdessen wurde in der SHDB bei der Darstellung der sozialen Risiken fast ausschließlich auf Länderdaten zurückgegriffen. Sektorspezifische Daten existieren beispielsweise für die sozialen Aspekte *Risiko, dass Arbeitskonventionen nicht verabschiedet werden* bzw. *Risiko, dass Arbeitsrechte nicht verabschiedet werden.* Für den ersten Aspekt sind die Risiken in den zehn betrachteten Sektoren gleich, sie liefern also keine entscheidungsunterstützenden Informationen für vergleichende Analysen. Für den zweiten Aspekt werden die Risiken als niedrig (z.B. im Ölsektor) bis hoch (z.B. im Chemikaliensektor) bewertet (vgl. Tabelle 31). Insgesamt wird das Risiko, dass soziale Aspekte mit potentiellen negativen Wirkungen (auf Länderebene) in Indonesien auftreten, als mittel bis sehr hoch eingeschätzt (vgl. Tabelle A-6, Anhang). Folglich besteht in allen Bereichen ein hohes Optimierungspotential. Sind sektorspezifische Daten vorhanden, können diese zur Hotspot-Analyse genutzt werden und aufzeigen, wo ggf. weiterführende, z.B. unternehmensspezifische, Analysen sinnvoll wären. Vor dem Hintergrund des Ziels einer SLCA – dem Beitrag zur Verbesserung sozialer Bedingungen entlang des Lebenswegs von Technologien – ist dies insofern von Interesse, als dass die unternehmensspezifische Analyse auch die Möglichkeit bietet, konkrete Maßnahmen zur Verbesserung sozialer Bedingungen zu initiieren. Für die Nutzung in Zusammenhang mit vergleichenden Analysen von Technologien wird die SHDB zumindest aus jetziger Sicht, und basierend auf den in Tabelle 31 und in Tabelle A-6 (Anhang) zusammengestellten Informationen, für die IWRM-Fallstudie in Indonesien als nicht geeignet eingeschätzt. Ob die SHDB ggf. für eine Analyse sozialer Aspekte in Zusammenhang mit Energiesystemen genutzt werden kann, wird im folgenden Kapitel 6.6.2.1 untersucht.

6.6.2 Soziale Aspekte in Zusammenhang mit Energiesystemen

Kohle (aus Indonesien) ist der Hauptenergieträger bei der Bereitstellung von elektrischer Energie in Indonesien, gefolgt von Erdöl und Erdgas. Die Zusammensetzung des indonesischen Elektrizitätsmixes ist in Kapitel 6.4.2 beschrieben. Soziale Risiken in Zusammenhang mit dem Kohle-, Öl- und Erdgassektor in Indonesien wurden in Tabelle 31 im vorangegangenen Kapitel dargestellt. In Kapitel 6.6.2.1 werden (basierend auf den Informationen der SHDB) exemplarisch soziale Risiken im Ölsektor der einzelnen ölexportierenden Länder dargestellt. In Kapitel 6.6.2.2 wird für einen speziellen sozialen Aspekt – Gesundheitsrisiko – ein weiterer Ansatz zu seiner Erhebung vorgestellt und exemplarisch auch in der IWRM-Fallstudie angewendet.

6.6.2.1 SHDB – Soziale Risiken im Erdölsektor

Die sozialen Risiken in ölexportierenden Ländern (entsprechend der SHDB) sind in Tabelle A-7 (Anhang) dargestellt und in Tabelle 32 exemplarisch für die SHDB Kategorie *Arbeitsrecht und menschenwürdige Arbeit* aufgeführt. Für diese soziale Kategorie, ebenso wie für die Kategorien *Steuerung/ Regierung* und *Menschenrechte,* sind die Risiken in Indonesien im Vergleich zu den öl-exportierenden Ländern tendenziell geringer; für die Kategorie *Kommunale Infrastruktur* tendenziell höher (vgl. Tabelle A-7, Anhang). Insgesamt betrachtet, können die sozialen Risiken im Ölsektor[131] als ähnlich eingeschätzt werden. Allerdings fehlen insbesondere für die Kategorien *Arbeitsrecht und menschenwürdige Arb*eit sowie für *Menschenrechte* vielfach Daten, wobei die wenigsten Daten für Saudi-Arabien verfügbar sind. Die sozialen Risiken liegen insgesamt zwischen niedrig und hoch. Konkrete Informationen, z.B. welche Energiesysteme mit den wenigsten sozialen Risiken verbunden sind und die darüber hinaus ggf. Rückschlüsse für eine Technologieanalyse erlauben könnten, lassen sich (zumindest derzeit) nicht aus den Informationen der SHDB ableiten.

Tabelle 32 Social Hotspot Database – Soziale Themen und soziale Aspekte am Beispiel der Kategorie Arbeitsrecht und menschenwürdige Arbeit. Darstellung der Risiken für den Ölsektor in Indonesien (73 % des Öl) und in den Exportländern (27 %) (SHDB 2012, Stand 07/12)

Soziale Themen	Soziale Aspekte	Ölsektor					
		Indonesien	Iran	Irak	Saudi Arabien	Malaysia	Australien
Arbeitsrechte und menschenwürdige Arbeit							
Arbeitsrechte und Konventionen	Risiko, dass Arbeitsrechte nicht verabschiedet werden	9	9	9	n.d.	3	64
	Risiko, dass Arbeitskonventionen nicht verabschiedet werden						
	Risiko, dass Mindestlohn nicht aktualisiert wird*				n.a.		
Lohn	Risiko, dass der Durchschnittslohn < Mindestlohn	u.	u.	u.	u.	u.	u.
	Risiko, dass der Durchschnittslohn < Armutsgrenze	u.	u.	u.	u.	u.	u.
Bevölkerung unter der Armutsgrenze lebend	Risiko, dass die Bevölkerung von < 2 US$/day lebt*		n.d.	n.d.			n.d.
Kinderarbeit	Risiko von Kinderarbeit	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Zwangsarbeit	Risiko von Zwangsarbeit						
Überstunden	Risiko, > 48 h/Woche zu arbeiten	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Versammlungsfreiheit	Risiko, nicht das Recht auf Versammlungs- und Vereinigungsfreiheit zu haben*						
Recht zu Tarifverhandlungen	Risiko, nicht das Recht auf Tarifverhandlungen zu haben*						
Streikrecht	Risiko, nicht das Recht auf Streik zu haben*						

Risiko level: niedrig, mittel, hoch, sehr hoch. Die Einteilung der Risikolevel erfolgt nach definierten Kriterien. Die Zahlen in Zeile 3 sind Indikatorwerte (hier: Anzahl verabschiedeter Konventionen), auf deren Basis die Risikoeinteilung erfolgt. Für weitere Erläuterungen vgl. Tabelle A-6 (Anhang) und SHDB (2012).
n.d. no data (keine Daten), u. undefined (nicht definiert); *Indikator ist in der SHDB prinzipiell nur auf Länderebene verfügbar.

[131] exemplarisch gewählt, da im IWRM Untersuchungsgebiet Diesel (aus Erdöl) z.T. relevant für die Energieversorgung ist

6.6.2.2 Gesundheitsrisiken in verschiedenen Energiesystemen

Soziale Aspekte in verschiedenen Energiesystemen wurden von Starfelt et al. (2011) analysiert. Die Autoren stellen Gesundheitsrisiken als Todesfälle pro Terrawattstunde (TWh) in Zusammenhang mit unterschiedlichen Energiesystemen bzw. Elektrizitätsmixen dar. Grundlage ihrer Berechnungen sind Durchschnittswerte aus Europa, Mitte der 1990er Jahre. Baumann et al. (2012) nutzen diesen Ansatz zur Berechnung des YLL-Indikators (years life lost, verlorene Lebensjahre) unter Berücksichtigung der globalen Lebenserwartung (WHO 2011) und des Durchschnittsalters für Unfälle in Industrien in den USA[132] (Statistics 2010). Baumann et al. (2012) verwenden damit in ihrem Ansatz gleichermaßen europäische, globale als auch US-amerikanische Durchschnittsdaten. Die beiden Indikatoren (Todesfälle pro TWh und YLL pro TWh) sind in Tabelle 33 für unterschiedliche Energiesysteme dargestellt. Die meisten Todesfälle treten hierbei in Zusammenhang mit dem Energiesystem Öl auf (37 Todesfälle pro TWh), die wenigsten in Zusammenhang mit Erdgas (4 Todesfälle pro TWh), Wasser- und Windkraft sowie Nuklearenergie (jeweils weniger als ein Todesfall pro TWh). Die Anzahl der verlorenen Lebensjahre (YLL) ist proportional dazu, da die Todesfälle pro TWh hier mit einem konstanten Faktor (der Differenz zwischen Lebenserwartung und dem Durchschnittsalter bei tödlichen Unfällen) multipliziert werden. Basierend auf diesen Indikatoren, d.h. nur unter der Berücksichtigung von Gesundheitsrisiken, wäre eine Energieversorgung, die in einem vergleichsweise gering(er)en Maße auf Öl basiert, empfehlenswert.

Tabelle 33 Gesundheitsrisiken in Zusammenhang mit unterschiedlichen Energiesystemen in Europa, Durchschnittswerte Mitte der 1990er Jahre, angegeben in Todesfälle pro TWh (nach Starfelt et al. 2011)[133] und in Years Life Lost (YLL, verlorene Lebensjahre) (nach Baumann et al. 2012)

	Energieträger								
	Kohle	**Erdgas**	**Öl**	**Bio-masse**	**Braun-kohle**	**Torf**	**Was-ser**	**Wind**	**Nuklear**
Todesfälle pro TWh	25	4	37	12	*19*	*19*	<1	<1	<1
Years Life Lost pro TWh[a]	550	88	814	264	418	418	<22	<22	<22

[a] Berechnung: YLL/TWh = Anzahl der Todesfälle/TWh x globale Lebenserwartung (68 Jahre) – Durchschnittsalter für Unfälle (in Industrien in den USA: 46 Jahre) (Statistics 2010; WHO 2011).

In Tabelle 34 sind diese Indikatoren für den Indonesischen E-Mix von 2009 und den E-Mix 2020 (vgl. Kapitel 6.4.2) entsprechend den obigen Ansätzen dargestellt. Gegenwärtig ist der indonesische Elektrizitätsmix von Kohle und Öl bestimmt. Beide Energieformen bergen im Vergleich zu Erdgas oder

[132] Baumann et al. (2013) greifen aufgrund fehlender globaler Daten hier auf Durchschnittsdaten für Unfälle im US-Industriesektor zurück und nehmen diesen Wert als Abschätzung für das Durchschnittsalter für Unfälle in Zusammenhang mit der Energieerzeugung (Elektrizitätsproduktion).

[133] Nach Starfelt et al. (2011) ist der Indikator Todesfälle pro TWh eine grobe Einschätzung: Todesfälle infolge der Luftverunreinigung würden eher ältere/ geschwächte Menschen treffen, während Todesfälle infolge von Strahlung altersunabhängig seien. Würde man statt der Anzahl der Todesfälle den YLL-Indikator nutzen, würden sich fossile Energieträger leicht verbessern, verglichen mit Wasserkraft und Nuklearenergie – die Hauptaussage bliebe jedoch unverändert. Die Bestimmung der Gesundheitsrisiken erfolgt über Wirkungspfade: Messung/ Berechnung der Emissionen der Energiesysteme; das Modell berücksichtigt Bevölkerungsdichte, Verteilungswege und nutzt das Konzepts des kollektiven Risikos.

im Vergleich zu erneuerbaren Energien (z.B. Biomasse, Wasser) – basierend auf den Indikatoren obiger Ansätze – höhere Gesundheitsrisiken. Mit einer Verschiebung hin zur Nutzung von mehr Erdgas als Erdöl im E-Mix 2020 würden sich die Gesundheitsrisiken um etwa 30 % pro TWh verringern. Diese Einschätzung bezieht sich allerdings nur auf den Elektrizitätssektor und nur auf die Vergleichseinheit von einer Terrawattstunde. Das bedeutet: Steigt der Energieverbrauch insgesamt oder steigt der Ölverbrauch in anderen Sektoren (neben dem Elektrizitätssektor), würden auch die tatsächlichen Gesundheitsrisiken steigen. Der Ansatz liefert zwar Informationen zu potentiellen sozialen Risiken – für eine vergleichende Analyse von Technologien im Rahmen der IWRM-Fallstudie in Indonesien wird er jedoch als ungeeignet eingeschätzt[134].

Tabelle 34 Todesfälle pro TWh elektrischer Energie aus verschiedenen Energieträgern (nach Starfelt et al. 2011; Baumann et al. 2012). Darstellung für den indonesischen Elektrizitätsmix 2009 (Restianti&Gheewala 2012) und den E-Mix 2020 (IEEJ 2006)

	Energieträger				Elektrizitätsmix Indonesien	
	Kohle	Erdgas	Öl	Sonstige[a]	2009	2020
Todesfälle/ TWh	25	4	37	keine Daten[a]	**20**	**15**
YLL/ TWh	550	88	814		**430**	**337**

[a] Im indonesischen E-Mix zählt zu den *sonstigen Energieformen* die Geothermie (2009: 7 %, 2020: 3 %). Der Anteil der Wasserkraft betrug 2009 7 %, und wird für 2020 ebenfalls mit 7 % angegeben. Die Geothermie ist als Energieform in den Ansätzen von Starfeldt et al. (2011) und Baumann et al. (2012) nicht enthalten. Die Todesfälle pro TWh in Zusammenhang mit Wasserkraft betragen < 1. In der Berechnung wurden Geothermie und Wasserkraft daher unter *sonstige Energieformen* zusammengefasst.

[b] Berechnung der YLL: Years life lost: YLL = globale Lebenserwartung: 68 Jahre (WHO 2011) – Durchschnittsalter bei Unfällen (US Industrie): 46 Jahre (Statistics 2010); berechnet nach dem Ansatz von Baumann et al. (2012)

6.6.3 Soziale Aspekte und Risiken in der Nutzungsphase am Beispiel der Wasseraufbereitungstechnologien

Involvierte Stakeholder in der Nutzungsphase der Technologien der Wasseraufbereitung (Hygienisierung, vgl. Kapitel 6.4.4.2) sind vorrangig die Arbeiter und die Konsumenten (Nutzer). Tabelle 35 fasst mögliche, aus sozialer Perspektive relevante Aspekte und potentielle Risiken in Zusammenhang mit alternativen Wasseraufbereitungstechnologien für diese beiden Stakeholdergruppen zusammen. In Hinblick auf die Wassernutzer kann die unterschiedliche Wasserqualität, d.h. z.B. der Geschmack oder der Geruch von gechlortem Wasser sowie die Bildung von unerwünschten Nebenprodukten, einen Einfluss auf die Akzeptanz dieser Technologien haben. Für die Arbeiter bzw. die Betreiber der Technologien (die gleichzeitig auch die Nutzer sein können) bestehen bei allen drei

[134] Die Einschätzung erfolgt auch unabhängig von der Tatsache, dass in dem vorgestellten Ansatz globale, europäische und US-amerikanische, d.h. indonesienunspezifische Daten verwendet werden.

Technologieoptionen potentielle Gesundheitsrisiken[135]. Weitere Aspekte, die den Betrieb der Technologien (der Anlage) und u.a. den Arbeitsaufwand beeinflussen, betreffen beispielsweise das Risiko einer Verstopfung der Dosieranlage bei der Chlorung. Diese treten insbesondere bei sehr hartem Wasser auf und stellen daher hinsichtlich einer Aufbereitung von kalkhaltigem Karstwasser ein potentielles Risiko dar. Die in Tabelle 35 dargestellten sozialen Aspekte und Risiken geben einen ersten Überblick zu möglichen entscheidungsrelevanten Aspekten aus sozialer Perspektive. Im Rahmen der Testphase der Pilotanlage im IWRM-Indonesien Projekt können diese Aspekte weiter spezifiziert werden.

Tabelle 35 Mögliche – aus sozialer Perspektive relevante – Aspekte und Risiken für die Nutzer und Arbeiter in Zusammenhang mit unterschiedlichen Aufbereitungstechnologien (Hygienisierung) sowie Anforderungen an den Betrieb bzw. Risiken beim Betrieb (nach Bartel et al. 2010; Hübenbecker 2010)

	Chlorung	Ultrafiltration	UV-Desinfektion
Nutzer: (Eigenschaften des *Produkts Wasser*)	▪ „Chlor"-geschmack/ -geruch ▪ Potentielle Nebenprodukte: Trihalogenmethan (THM)[a] ▪ Ggf. zu hoher Chlor-Restgehalt im Trinkwasser[b]	▪ Geschmack und Geruch bleiben unverändert ▪ Keine Nebenprodukte	▪ Geschmack und Geruch bleiben unverändert ▪ Keine Nebenprodukte
Arbeiter: (Betrieb) Arbeitsbedingungen	▪ Potentielles Risiko beim Umgang mit $Ca(OCl)_2$: Cl_2-Bildung, brandfördernd[c], ätzend, reizend[d]	▪ Je nach Reinigungsmittel ggf. potentielles Gesundheitsrisiko	▪ Potentielles Risiko beim Umgang mit UV-Lampe
Anlage (Arbeitsbedingungen)	▪ Regelmäßige Wartung, Dosierung erfolgt i.d.R. automatisiert ▪ Korrosionsfördernd ▪ Calciumcarbonatausfällungen bei hartem Wasser begünstigen Verstopfungen der Dosieranlage (der Impfstelle)	▪ Regelmäßige Wartung und Reinigung der Anlage	▪ Regelmäßige Wartung, Strahlerwechsel, Kontrolle der Intensität

[a] THM zählt zu den chlororganischen Verbindungen (AOX). Diese bilden sich bei Anwesenheit von organischen Stoffen/ Verunreinigungen im Wasser; karzinogene Wirkung. Die Bildung potentieller weiterer Nebenprodukte, z.B. Bromat (bei bromidhaltigem Wasser) oder das toxisch wirkende Chlorat (bei Anwesenheit von Schwermetallen und hohem pH-Wert), ist aufgrund der Wasserbeschaffenheit im Untersuchungsgebiet (derzeit) nicht zu erwarten. Als gesundheitlich unbedenklich gilt eine Konzentration von: 0,06–0,2 mg/L Einzelsubstanzen bzw. 0,05 mg/L Gesamtsumme. Eine Anwesenheit organischer Stoffe (z.B. aus dem Rohrnetz) ist dagegen im Untersuchungsgebiet zu erwarten.

[b] Die Qualität des Rohwassers kann eine höhere Chlor-Dosierung erfordern. Die maximal zulässige Konzentration nach der Aufbereitung beträgt für Trinkwasser 0,3 mg/L (TrinkWV 2001).

[c] im festen Zustand; d.h. ggf. relevant bei der Herstellung der $Ca(OCl)_2$-Lösung für die Chlorung

[d] im flüssigen Zustand; d.h. ggf. relevant bei der Dosierung der $Ca(OCl)_2$-Lösung

6.6.4 Beschreibung der zusätzlichen sozialen Indikatoren in der IWRM-Fallstudie

In Kapitel 5.3. wurden im Rahmen des *Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse* zusätzliche soziale Indikatoren zur Berücksichtigung von Aspekten in Zusammenhang mit Technologieimplementierung vorgeschlagen. Dies erfolgte vor dem Hintergrund der Anwendung des SLCA-Ansatzes zur Analyse von Technologien im Entwicklungskontext. Die Indikatoren wurden im

[135] Diese Risiken können jedoch prinzipiell bei einem sachgemäßen Gebrauch der Technologien und bei regelmäßiger Wartung als gering eingeschätzt werden (Bartel et al. 2010, Hübenbecker 2010).

Rahmen dieser Arbeit nicht explizit erhoben, sondern sind teilweise aus den Erfahrungen und Erkenntnissen aus dem IWRM-Indonesien Projekt heraus abgeleitet worden. Die Interpretation der Indikatoren (und die damit zusammenhängende Entwicklung geeigneter Maßnahmen zur erfolgreichen Implementierung der Technologien im Untersuchungsgebiet) ist nicht Teil der vorliegenden Arbeit. In Tabelle 36 sind die zusätzlichen sozialen Indikatoren noch einmal zusammengefasst. Ihre Ausprägung ist beispielhaft für die Situation im Untersuchungsgebiet des IWRM-Indonesien Projekts beschrieben. Diese Beschreibung erfolgt ergänzend zu den Ausführungen in Kapitel 5.3 und erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit, weder in Hinblick auf die vorgeschlagenen Indikatoren noch in Hinblick auf deren Beschreibung.

Tabelle 36 Ausprägung (Einschätzung) der zusätzlichen sozialen Indikatoren zur Berücksichtigung von Aspekten in Zusammenhang mit der Implementierung von Technologien im IWRM-Indonesien Projekt

(Soziale) Indikatoren	Indikatorenausprägung im WRM-Untersuchungsgebiet
Existieren Verantwortlichkeiten für die Technologie (z.B. verantwortliche Institutionen) und sind diese klar definiert? (z.B. in Bezug auf Wasserversorgung, -verteilung, -aufbereitung und Abwasserentsorgung)	Im Bereich der Wasserversorgung, -verteilung und -aufbereitung sind (bzw. waren zu Projektbeginn) Verantwortlichkeiten z.T. überlappend und nicht eindeutig definiert.
Anzahl der für eine Technologie verantwortlichen Institutionen (Errichtung, Betrieb, Wartung)	s.o.
Vertrauen der Bevölkerung in soziale Institutionen/ in die für die Technologien verantwortlichen Institutionen	Das Vertrauen der Bevölkerung in öffentliche Institutionen ist als eher gering einzustufen.
Dauer/ Zeit, bis Wartungs- Reparaturmaßnahmen durchgeführt/ abgeschlossen werden	Schwankend, zwischen Stunden und Wochen.
Anzahl und Prozentsatz erfolgreich implementierter Technologien (durchgeführter Entwicklungsprojekte) in der Untersuchungsregion/ dem Sektor/ des Landes	Ein Projekt zur Wasseraufbereitung wurde im Süden der Yogyakarta Provinz initiiert, Erfolge bleiben abzuwarten. Generell existieren wohl mehrere Projekte nebeneinander, von denen die jeweiligen Projektbeteiligten oftmals nichts wissen; z.T. ist dies ggf. auch vor dem Hintergrund des Erhalts von Fördergeldern/ Förderprojekten erwünscht.
Fluktuation des Personals (Ausmaß) (relevant für Wissenserhalt und -transfer)	Die Fluktuation des Personals ist als hoch einzuschätzen. Dies kann zum einen zu einem Verlust von Wissen und zum anderen auch zu wechselnden Verantwortlichkeiten führen.
Erforderliche Fähigkeiten/ Know-How zur Errichtung/ zum Betrieb/ zur Wartung der Technologie	Unterschiedlich. Im Allgemeinen werden die im Rahmen des Projekts vorgeschlagenen Technologien als geeignet, und den Fähigkeiten vor Ort entsprechend, angesehen. Im Bereich der Wasserversorgung wurde beispielsweise in diesem Zusammenhang ein zu Projektbeginn installiertes elektronisches Steuerungsgerät im Verlauf des Projekts durch ein manuelles (einfacher zu wartendes) Gerät eingetauscht.
Existenz/ Höhe von kontinuierlichen, jährlichen Investitionen im Bereich der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung	nicht erhoben
Existiert eine unabhängige Körperschaft zur Festlegung des Wasserpreises?	nicht erhoben
Existiert eine für den Betrieb/ die Wartung der Technologie erforderliche Infrastruktur?	Eine erforderliche Infrastruktur existiert teilweise.

(Quellen: Saleth&Dinar (1999); Tébar Less&McMillan (2005); Damayanti (2009); Nayono (2009); Puspitasari (2009); Renn et al. (2009), Oertel (2010), Nayono et al. (2011) sowie Informationen aus Gesprächen mit bzw. Einschätzungen von deutschen und indonesischen Projektpartnern) (angepasst nach Lehmann et al. 2011c, 2013)

7 ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Dieses Kapitel dient der Zusammenfassung, Diskussion und Reflexion der Ergebnisse der vorliegenden Arbeit. Zuerst werden hierzu der Hintergrund und die Zielstellung dieser Arbeit zusammengefasst und die behandelten neuen Aspekte dargestellt. In Kapitel 7.1 wird der vorgeschlagene *Integrierte Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse* diskutiert. Kapitel 7.2 betrachtet die Anwendung der LCSA und der Elemente des *Integrierten Ansatzes* in der IWRM-Fallstudie.

Eine Analyse von Technologien unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten erfordert die Betrachtung verschiedener Dimensionen (z.B. ökologische, ökonomische, soziale, politisch-institutionelle Dimension) und verschiedener Betrachtungsebenen (z.B. Produktebene, gesamtgesellschaftliche Ebene). Das Integrative Nachhaltigkeitskonzept der Helmholtz-Gemeinschaft deckt diese Komplexität, zumindest theoretisch, ab. Die vorliegende Arbeit spezifiziert den Untersuchungsrahmen der Nachhaltigkeitsanalyse auf eine lebenszyklusbasierte, produktbezogene *vergleichende* Technologieanalyse, insbesondere in Projekten mit Entwicklungskontext. Der Fokus liegt damit auf dem LCSA-Konzept, das mit seinen produktbezogenen Nachhaltigkeitsanalysen LCA, LCC und SLCA die ökologische, ökonomische und soziale Dimension der Nachhaltigkeit adressiert. Im Helmholtz-Konzept wird die LCSA als ein Analyseinstrumentarium zur Technologieanalyse angesehen. Da die methodische Entwicklung und die praktische Anwendung der LCSA[136] bislang ohne Bezug zum Helmholtz-Konzept erfolgten, wurden die Konzepte hier als komplementär betrachtet und es wurde untersucht, welchen Input sie einander geben können bzw. wie sie gemeinsam zur Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien angewendet, d.h. wie Synergien genutzt werden können. Die Arbeit betritt damit auf mehreren Gebieten Neuland und wirft verschiedene methodische und anwendungsbezogene Fragestellungen auf (vgl. Kapitel 4: Teilziele). Neue, im Rahmen dieser Arbeit betrachtete, Aspekte betreffen v.a.:

- die komplementäre Nutzung des LCSA- und des Helmholtz-Konzepts bzw. die Konkretisierung der LCSA-Anwendung im Rahmen des Helmholtz-Konzepts[137] für (vergleichende) Technologieanalysen (vgl. Kapitel 5: *Integrierter Ansatz*) sowie
- die Anwendung der LCSA – unter Berücksichtigung des *Integrierten Ansatzes* in einer Fallstudie zur vergleichenden Analyse von Technologien im Rahmen eines Projekts im Entwicklungskontext (vgl. Kapitel 6: IWRM-Fallstudie).

[136] Dies gilt für den Großteil existierender LCA-Studien sowie für alle existierenden SLCA- und LCC-Studien (und folglich auch für LCSA-Studien (als Kombination von LCA, LCC und SLCA).

[137] Entsprechend der Helmholtz-Perspektive, nach der LCSA ein Analyseinstrumentarium im Helmholtz-Konzept darstellt (vgl. Kapitel 3).

7.1 Integrierter Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse

Die Entwicklung des *Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse* erfolgte einerseits, um die im Verlauf der LCSA-Fallstudie identifizierten Fragestellungen und Heraus-forderungen entsprechend adressieren zu können und andererseits aus der Möglichkeit heraus, das LCSA- und das Helmholtz-Konzept im IWRM Projekt gemeinsam anzuwenden. Die Idee des *Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse* entstand damit basierend auf der IWRM-Fallstudie. Der Ansatz selbst ist jedoch generell übertragbar, auch auf eine Technologieanalyse über den Entwicklungskontext hinaus.

Der *Integrierte Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse* umfasst die komplementäre Nutzung von Helmholtz- und LCSA-Konzept sowie die Analyse der Anwendbarkeit der SLCA guidelines zur Technologieanalyse im Rahmen der LCSA. Kapitel 7.1.1 diskutiert den möglichen Input der LCSA zum Helmholtz-Konzept bzw. – aus Helmholtz-Perspektive – die Anwendung der LCSA im Rahmen des Helmholtz-Konzepts. Kapitel 7.1.2 betrachtet die Anwendbarkeit der SLCA guidelines zur Technologieanalyse und diskutiert den möglichen Input des Helmholtz-Konzepts zur Erweiterung dieser Methode. Die Definition der funktionellen Einheit stellt eine Möglichkeit dar, LCSA- und Helmholtz-Konzept zu verknüpfen und wird daher in beiden Kapiteln 7.1.1 und 7.1.2 an entsprechender Stelle vorgestellt.

7.1.1 Anwendung der LCSA im Helmholtz-Konzept

Standardisierte Indikatorensets zur Technologieanalyse sind im Helmholtz-Konzept nicht vorhanden, sondern müssen kontextspezifisch ermittelt werden. Entsprechend der Analyse in Kapitel 3.1 kann die LCSA als geeignetes Analyseinstrumentarium zur vergleichenden Technologie-analyse im Helmholtz-Konzept betrachtet werden. Sie wurde jedoch bislang im Rahmen dessen noch nicht verwendet. Dies liegt sicher auch darin begründet, dass das LCSA-Konzept ein noch neues Konzept darstellt und es generell daher bislang kaum Fallstudien gibt[138]. Die in der Praxis erprobte und standardisierte Methode der LCA wurde zwar in Zusammenhang mit dem Helmholtz-Konzept bereits angewendet, ein Bezug der Wirkungskategorien/ der Ergebnisse zu den Helmholtz-Regeln, als Basis des Helmholtz-Konzepts, wurde jedoch bislang nicht formuliert. Gleiches gilt für die LCC und die SLCA. Für die gemeinsame Anwendung der LCA (bzw. der LCSA) mit anderen Methoden der Technologiebewertung sowie für ihre Bewertung *im Rahmen* dieses Konzepts fehlen ebenfalls bislang Anwendungsbeispiele in der Praxis.

[138] Ein Grund hierfür ist beispielsweise auch, dass unter Experten zum Teil noch kontrovers über den genauen Untersuchungsrahmen der LCSA diskutiert wird – insbesondere in Hinblick auf die SLCA (vgl. auch Kapitel 7.1.2).

Als Besonderheit des Helmholtz-Konzepts nennt Grunwald (2006), dass Bewertungsergebnisse nach den zugehörigen Helmholtz-Regeln sortiert und ohne Umweg über Dimensionen integriert werden. Die LCSA liefert jedoch naturgemäß mit LCA-, LCC- und SLCA-Ergebnisse für einzelne Dimensionen. Vor dem Hintergrund einer integrativen Betrachtung nach dem Helmholtz-Konzept (wenn auch nicht ohne den „Umweg über Dimensionen“) wurden in Kapitel 5.1. die Wirkungskategorien bzw. Indikatoren und *subcategories* der LCA, LCC und SLCA den Helmholtz-Regeln zugeordnet und es wurde so ein Bezug zu ihnen hergestellt (vgl. Tabelle 9 und Tabelle 10).

Ein wesentliches Ergebnis der Arbeit ist, dass generell alle Wirkungskategorien, Indikatoren und *sucategories* der LCSA entsprechenden Helmholtz-Regeln zugeordnet werden konnten; die LCA-Wirkungskategorien vorrangig den Regeln des zweiten Nachhaltigkeitsziels (*Erhaltung des gesellschaftlichen Produktionspotentials*) und die SLCA-Indikatoren bzw. *subcategories* insbesondere den Regeln des ersten und dritten Nachhaltigkeitsziels (*Sicherung der menschlichen Existenz* und *Bewahrung der Entwicklungs- und Handlungsmöglichkeiten*) sowie den instrumentellen Regeln. Die LCC-Indikatoren, z.B. Anschaffungskosten einer Technologie für den Nutzer (und z.B. ihr Anteil am Einkommen), können beispielsweise der Beschreibung der Helmholtz-Regel *Gewährleistung der Grundversorgung* dienen. Da der Fokus der LCSA auf der Analyse von Produkten und Prozessen liegt, wurde damit gezeigt, dass die LCSA-Indikatorergebnisse auf Produkt-/ Prozessebene für eine Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien im Helmholtz-Konzept liefern kann. Bei der SLCA wird über die für die *subcategories* vorgeschlagenen Indikatoren (vgl. Tabelle A-5, Anhang) zum Teil auch die Unternehmens-, Sektoren- sowie die nationale Ebene adressiert. Damit kann sie auch Indikatoren zur Beschreibung der gesellschaftlichen Ebene liefern und den in Kopfmüller et al. (2001) exemplarisch vorgeschlagenen und nicht eigens für Technologien entwickelten Fundus an Indikatoren zur Beschreibung der Helmholtz-Regeln ergänzen. Beispiele für Indikatoren aus diesem Fundus sind: *Anteil der in Armut lebenden Bevölkerung, Anteil der CO_2-Emissionen (im internationalen Vergleich), Anteil der Unternehmen mit Betriebsräten* oder *Anteil der nach EMAS zertifizierten Unternehmen* (*K*opfmüller et al. 2001). Diese Informationen sind auch in Hinblick auf die Produkt- oder Prozessebene relevant. Auf dieser Ebene kann theoretisch durch eine Entscheidung im Rahmen einer Studie oder eines Projekts direkt Einfluss genommen werden[139]. Die Berücksichtigung des Lebenswegs bei Entscheidungen ist hierbei essentiell, um eine Problemverlagerung in andere Gebiete, in andere Zeiten oder auf künftige Generationen zu verhindern. So könnte z.B. der Anteil an EMAS zertifizierten

[139] Die kann z.B. durch die Wahl einer Technologie mit weniger CO_2-Emissionen (im Vergleich zu ihren Alternativen) oder durch die Identifizierung möglicher sozialer Risiken in Unternehmen in Zusammenhang mit der Herstellung bestimmter Produkte und die daraus ggf. resultierenden veränderten Anforderungen, die an die Unternehmen z.B. von Kundenseite gestellt werden, erfolgen.

Unternehmen in einem bestimmten Untersuchungsgebiet 100 % betragen, in vor- oder nachgelagerten Prozessen dagegen 0 %. Ähnliches gilt für die Verteilung potentieller Umweltwirkungen entlang des Lebenswegs.

Die Interpretation von LCSA-Ergebnissen im Helmholtz-Konzept kann generell über die für die Helmholtz-Regeln definierten Kriterien erfolgen. Die Definition dieser Kriterien erfolgt i.d.R. basierend auf internationalen Vereinbarungen oder durch Identifizierung von Nachhaltigkeitsdefiziten und Nachhaltigkeitszielen in einer bestimmten Region. Sind diese Daten nicht vorhanden, sind zusätzliche Analysen zu ihrer Erhebung (und zur Formulierung spezifischer Kriterien für die Untersuchungs-region) erforderlich, z.B. eine Ist-Analyse oder eine Analyse institutioneller und politischer Rahmenbedingungen. Die Berücksichtigung dieser Kriterien bei der Interpretation der LCSA-Ergebnisse

spiegelt damit auch eine gemeinsame, für die Bewertung alternativer Technologien relevante Nutzung verschiedener Methoden im Rahmen von Nachhaltigkeitsanalysen wider.

Denkbar – und in der LCA-Praxis oft der Fall – ist jedoch auch, dass entsprechende Kriterien, wie sie auch zur Beschreibung der (oder einiger) Helmholtz-Regeln (zumindest auf Produktebene) genutzt werden können, bereits bei der Definition der funktionellen Einheit berücksichtigt worden sind (vgl. Kapitel 5.4). Die Kriterien – z.B. die *Bereitstellung einer ausreichenden Wasserversorgung für eine bestimmte Anzahl an Menschen, über einen bestimmten Zeitraum, mit definierten Betriebskosten* – können hierbei bereits bekannt sein. Oder sie werden durch zusätzliche Analysen (z.B. sozioökonomische Analysen im entsprechenden Untersuchungsgebiet) erfasst. Erfolgt die Identifizierung von Technologien, die diese Kriterien erfüllen, im Vorfeld einer LCSA-Studie, kann die LCSA speziell für diese Technologieoptionen durchgeführt werden. Die funktionelle Einheit stellt damit auch ein Verbindungsglied zur Anwendung verschiedener Methoden einer Nachhaltigkeitsanalyse im Rahmen des Helmholtz-Konzepts dar. Werden Bewertungskriterien bereits in der funktionellen Einheit berücksichtigt, d.h. in diese integriert, wäre eine Zuordnung zu den Helmholtz-Regeln für eine integrierte Betrachtung der Ergebnisse nicht mehr erforderlich. Die Bewertung der *(Kern)Funktion* einer Technologie (z.B. die Bereitstellung einer bestimmten Wassermenge), d.h. auch die Frage, *ob* eine Technologie mit einer bestimmten Funktion implementiert werden soll oder nicht, ist nicht Gegenstand von LCA- oder SLCA-Studien (z.B. UNEP/ SETAC 2009). Dieser Teil der Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien erfordert die Anwendung von zusätzlichen Methoden oder von Szenarienanalysen (vgl. Kapitel 3.3, Abbildung 5).

Die funktionelle Einheit ist die Basis einer LCA-/ LCSA-Betrachtung und bestimmt, welche Alternativen für einen Vergleich infrage kommen, beschreibt also den Pflichtumfang an Eigenschaf-

ten, die die Alternativen mitbringen müssen. In der IWRM-Fallstudie stellte die Definition der funktionellen Einheit eine der Herausforderungen dar (vgl. Kapitel 7.2). Gleichzeitig hat sich bei der Zuordnung der LCSA-Indikatoren zu den Helmholtz-Regeln (vgl. Kapitel 5.1, Tabelle 9) gezeigt, dass einige der Regeln bereits in der funktionellen Einheit bei der LCSA-Betrachtung integriert sein können. Vor diesem Hintergrund wurde die Definition der funktionellen Einheit in einem eigenen Kapitel (Kapitel 5.4) ausgeführt und diskutiert.

Als Ergebnis der Zuordnung der LCSA-Indikatoren zu den Helmholtz-Regeln sowie des Vorschlags zur Berücksichtigung von Elementen des Helmholtz-Konzepts bei der Definition der funktionellen Einheit (und ihrer Anwendung in der Fallstudie) zeigt diese Arbeit eine Möglichkeit zur Konkretisierung der Nutzung von LCSA im Rahmen des Helmholtz-Konzepts bzw. zur Verbindung verschiedener Analysemethoden (z.B. LCSA und sozioökonomische und institutionelle Analysen) im Rahmen einer Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien auf.

7.1.2 LCSA – Anwendung der SLCA für eine vergleichende Technologieanalyse im Entwicklungskontext

Die Berücksichtigung sozialer Aspekte bei Nachhaltigkeitsanalysen ist von großer Relevanz und erklärt die laufenden Bestrebungen zu ihrer Integration in Lebenszyklusanalysen, wie der LCSA. Von anderen sozialen Analysemethoden unterscheidet sich die SLCA vor allem durch ihren Lebenszyklus- und Produktbezug und ihr Ziel, zur Entscheidungsunterstützung hinsichtlich sozialer Aspekte durch einen Vergleich von Produkten und/ oder der Identifizierung von sozialen Hotspots beizutragen (UNEP/ SETAC 2009; Zamagni et al. 2011; Jørgensen 2012). Aber auch wenn die Diskussion um die SLCA nunmehr seit fast zehn Jahren andauert, befindet sich diese Methode nach Jørgensen (2012) noch immer in den „Kinderschuhen“. Dies liegt zum einen an dem Problem der Datenverfügbarkeit und zum anderen an der derzeit fehlenden Relevanz der SLCA zur Entscheidungsunterstützung, d.h. z.B. dem tatsächlichen Beitrag von SLCA-Ergebnissen zur Verbesserung der sozialen Bedingungen entlang des Lebenswegs von Produkten. Diese Herausforderungen spiegeln sich auch in der vorliegenden Arbeit wieder. Hier wurde untersucht, wie der SLCA-Ansatz der SLCA guidelines konkret für vergleichende Technologieanalysen unter Berücksichtigung der Lebenszyklusperspektive angewendet werden kann. Als zusätzliche Herausforderung kam hierbei der besondere Untersuchungsgegenstand, nämlich Technologien im Entwicklungskontext, hinzu. Als Ergebnis lässt sich festhalten, dass die Berücksichtigung des gesamten Lebenszyklus aufgrund des Datenmangels in der betrachteten IWRM-Fallstudie kaum möglich ist und dies derzeit für Studien in einem vergleichbaren Kontext ebenfalls angenommen werden kann. Wie in Kapitel 2.3.3 dargestellt, stehen die meisten sozialen Aspekte/ Wirkungen mit dem Verhalten von Unternehmen in Verbindung. Die Unternehmen entlang

des Lebenszyklus sind jedoch in Studien mit Entwicklungskontext zumeist (noch) nicht bekannt. Die in der SHDB bereitgestellten Daten können zwar prinzipiell zur Analyse sozialer Aspekte bzw. Risiken herangezogen werden, jedoch sind sie mitunter unvollständig: Sektorspezifische Daten für Indone-sien sind beispielsweise nur zum Teil verfügbar und soziale Risiken hinsichtlich vieler soziale Aspekte (z.B. Kinderarbeit) damit nur auf Länderebene vorhanden. Die erste Herausforderung – die Kenntnis über involvierte Unternehmen entlang des Lebenswegs – ist generell bei der Analyse von Technologien zu erwarten, die im Rahmen von Projekten im Entwicklungskontext analysiert werden. Die zweite Herausforderung – die Datenverfügbarkeit – kann dagegen prinzipiell durch die Verbesserung und Weiterentwicklung von Datenbanken überwunden werden. Aber auch dann ist die Interpre-tation schwierig, weil die sektorbasierte Analyse zwar in aggregierter Weise auf Sektorebene soziale Risiken identifizieren kann, diese sich jedoch nicht mit den tatsächlichen Risiken oder Aspekten im konkreten Fall, d.h. für bestimmte Unternehmen, decken müssen. Für eine vergleichende und lebenszyklusbasierte Analyse scheinen damit nur die Aspekte geeignet, die einen direkten Bezug zur Technologie haben. Aus den SLCA guidelines konnten hierfür nur wenige soziale Aspekte identifiziert werden. Dazu zählen z.B. Arbeitsbedingungen, Gesundheit, Arbeitsaufwand bzw. Anzahl geschaffener Arbeitsplätze durch die Technologien (vgl. Kapitel 5.2, Tabelle 12). Diese Aspekte sind zwar teilweise ebenfalls vom Verhalten der Unternehmen beeinflusst, jedoch auch technologiespezifisch und damit prinzipiell für eine vergleichende Bewertung geeignet. Voraussetzung für ihre Nutzung im Rahmen von Entscheidungsprozessen ist, dass Kriterien definiert sind, z.B. die Schaffung/ Sicherung einer bestimmten Anzahl an Arbeitsplätzen oder die Gewährleistung, dass bei der Produktion oder dem Betrieb gesundheitsschädigende Wirkungen nicht auftreten oder zumindest kleiner sein sollen als bei den Alternativen. Dadurch kann theoretisch eine Verbesserung von sozialen Bedingungen erreicht werden. Allerdings wird durch diese Aspekte auch nur ein Bruchteil der möglichen sozialen Aspekte und Wirkungen in Zusammenhang mit Technologien beschrieben. In einem weiteren Schritt, nach Implementierung einer Technologie und mit zunehmender Kenntnis involvierter Unternehmen – und bei ausreichender Datenverfügbarkeit – könnten diese Unternehmen mit dem SLCA-Ansatz untersucht werden. Nach Identifizierung möglicher sozialer Risiken können anschließend ent-sprechende Maßnahmen zur Verbesserung der sozialen Bedingungen initiiert werden.

Als weiterer Schwerpunkt der SLCA-Betrachtung in dieser Arbeit wurde ein Ansatz zur Erweiterung der SLCA-Methode der guidelines bzw. ihre Anpassung für eine vergleichende Technologieanalyse vorgeschlagen. Dieser Ansatz betrifft die *Funktion* der Technologie und ist in Zusammenhang mit der LCA- und LCC-Analyse im Rahmen einer LCSA zu sehen. Die funktionelle Einheit, d.h. der quantifizierte Nutzen, dient als Vergleichseinheit in der LCA und LCC. Gerade bei Technologien, die in Entwicklungsländern im Rahmen von Entwicklungsprojekten implementiert werden, zeigt sich immer

wieder, dass sie oftmals nicht über ihre gesamte Lebensdauer betrieben werden, d.h. dass sie ihre *Funktion* nicht (vollständig) erfüllen und ihre Implementierung damit als nur teilweise erfolgreich angesehen werden kann. In dieser Arbeit wurden die SLCA guidelines daher auch unter dem Gesichtspunkt analysiert, welche der *subcategories* und Indikatoren geeignet scheinen, um soziale Aspekte in Zusammenhang mit der Implementierung von Technologien zu beschreiben (vgl. Tabelle 12). Darüber hinaus wurden basierend auf den in der Literatur genannten und im Rahmen der Fallstudie, in Zusammenhang mit der Implementierung von Technologien identifizierten Herausforderungen, zusätzliche soziale Indikatoren vorgeschlagen. Wie in Kapitel 5.3, Tabelle 13 dargestellt, beschreiben diese Indikatoren u.a. institutionelle Rahmenbedingungen und Verantwortlichkeiten im Untersuchungsgebiet, Akzeptanz der Bevölkerung gegenüber den Technologien sowie erforderliche Kenntnisse für deren Betrieb und Wartung. Diese Indikatoren wurden basierend auf den Ergebnissen aus beispielsweise sozioökonomischen Studien oder der Institutionenanalyse, die im Rahmen der Nachhaltigkeitsanalyse nach dem Helmholtz-Konzept neben den Lebenszyklusanalysen erfolgten, vorgeschlagen.

Generell kann diskutiert werden, ob Aspekte in Zusammenhang mit einer Technologieimplementierung Teil der SLCA-Betrachtung sind bzw. sein sollen oder ob nicht andere Methoden, wie das SIA (vgl. Kapitel 5.3) geeignetere Methoden zur Analyse von Implementierungsbedingungen wären. Allerdings sind die Grenzen zwischen diesen Methoden unscharf und Indikatoren aus dem SIA können durchaus für die SLCA herangezogen werden, z.B. um speziell die für Implementierung relevante Nutzungsphase von Technologien zu adressieren. Da das Ziel der SLCA – und ihre Besonderheit verglichen mit anderen sozialen Analysemethoden – die Betrachtung des gesamten Lebenszyklus ist, ist die Berücksichtigung der Nutzungsphase von hohem Interesse. Wie bereits in Kapitel 7.1.1 aufgeführt, wird auch hier nochmals betont, dass es nicht Ziel und Aufgabe der SLCA ist, zu diskutieren, *ob* eine Technologie (in Hinblick auf ihre Funktion) implementiert werden soll oder nicht. Die SLCA kann jedoch Orientierungswissen liefern und sowohl entscheidungsbeeinflussend hinsichtlich der Auswahl von Technologien als auch hinsichtlich von Unternehmen sein. An dieser Stelle soll erneut hervorgehoben werden, dass Implementierungsbedingungen ein Set an Anforderungen umfassen (z.B. ökonomische, managementbezogene oder technische) und die in der Arbeit vorgeschlagene Indikatorenliste damit in nicht den Anspruch auf Vollständigkeit erhebt, sondern eher das Bewusstsein hinsichtlich dieser Aspekte in einer SCLA-Betrachtung im Rahmen einer LCSA schärfen soll. Die Berücksichtigung von Implementierungsbedingungen ist natürlich nicht nur für Technologien in Entwicklungsländern relevant, sondern stellt immer einen kritischen Aspekt dar. In Hinblick auf die IWRM-Fallstudie sind sie jedoch von besonderem Interesse, da z.B. eine erfolgreiche Implementierung der Wasserversorgungstechnologie wesentlich zu einer Verbesserung der Lebensbedingungen

der Menschen im Untersuchungsgebiet beitragen kann. Die Analyse von Implementierungsbedingungen sollte daher Teil der LCSA bzw. der SLCA sein, insbesondere wenn diese Studien zur Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien im Entwicklungskontext erfolgen (und nicht ggf. durch begleitende Studien abgedeckt werden).

7.2 IWRM-Fallbeispiel – Anwendung der LCSA und des Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse

Die IWRM-Fallstudie erfolgte basierend auf dem LCSA-Konzept und unter Berücksichtigung des *Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse*. Sie ist sowohl eine der wenigen LCSA-Studien überhaupt als auch die erste Fallstudie, die einen Zusammenhang zum Helmholtz-Konzept zeigt. Im Folgenden werden die methodischen und praktischen Herausforderungen erörtert (Kapitel 7.2.1) sowie die Ergebnisse der LCA, LCC und SLCA interpretiert und Empfehlungen im Sinne einer Entscheidungsunterstützung zu Technologiealternativen im IWRM-Indonesien Projekt gegeben (Kapitel 7.2.2). Anschließend wird die Übertragbarkeit der Ergebnisse sowie die Anwendung der LCSA bzw. des *Integrierten Ansatzes zur vergleichenden* Technologieanalyse im Entwicklungskontext generell diskutiert (Kapitel 7.2.3).

7.2.1 Methodische und praktische Herausforderungen

Bei der Durchführung der Fallstudie nach dem LCSA-Ansatz zeigten sich eine Vielzahl methodischer und praktischer Herausforderungen. Die Ursachen der *methodischen* Herausforderungen sind in der Neuheit der LCSA-Methode begründet und in der Diskussion darüber (insbesondere in Bezug auf die SLCA), was die Untersuchungen beinhalten sollen, wie diese praktisch umgesetzt werden und welchen Beitrag sie (und damit auch die LCSA) zu einer Nachhaltigkeitsanalyse von Produkten oder eben Technologien leisten können. Wie methodisch mit diesen Fragestellungen in Bezug auf die SLCA umgegangen wurde, wurde im vorangegangen Kapitel dargestellt.

Eine sowohl *methodische* als auch *praktische* Herausforderung stellte die Definition der funktionellen Einheit und damit die Wahl der alternativen Technologieoptionen dar. Ursprüngliches Ziel der Fallstudie war es, prinzipiell geeignete, reale, d.h. *implementationswahrscheinliche* Technologieoptionen im Bereich der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung mit dem LCSA-Ansatz und mit dem Ziel der Entscheidungsunterstützung zu analysieren. Die Herausforderung bestand darin, dass zu Beginn dieser Arbeit nur bedingt Kenntnis zu den im Untersuchungsgebiet tatsächlich realisierbaren Technologieoptionen bestand. Die mögliche Realisierbarkeit der Optionen (im speziellen Untersuchungsgebiet) ist zwar keine zwingende Voraussetzung für deren Untersuchung mit Lebenszyklusanalysen, wurde hier aber als wesentliche Voraussetzung angenommen. Die Entwicklung des

Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse (vgl. Kapitel 7.1), die Diskussion, welche Eigenschaften in die funktionellen Einheit integriert werden sollen sowie der Vorschlag zusätzlicher sozialer Indikatoren zur Erweiterung der SLCA Methode ist vor diesem Hintergrund erfolgt. Im Bereich der Wassergewinnung und Wasserverteilung wurden schließlich die existierenden und die im Rahmen des IWRM Projekts geplanten bzw. bereits implementierten Technologien analysiert, im Bereich der Wasseraufbereitung mögliche theoretische Alternativen untersucht und im Bereich der Abwasserbehandlung/ -entsorgung mögliche, und im Rahmen des integrierten Ansatzes als *implementationswahrscheinlich* identifizierte, Technologieoptionen betrachtet. Die Ergebnisse und ihre Nutzung im Projektkontext und darüber hinaus werden in Kapitel 7.2.2 und 7.2.3 dargestellt. Damit liefert diese Arbeit Ergebnisse zur Technologieanalyse auf zwei Ebenen: einerseits direkt für das IWRM Projekt und andererseits in Hinblick auf strategische Überlegungen bezüglich zukünftiger Technologien zum Einsatz in einem vergleichbaren Kontext.

Als größte *praktische Herausforderungen* in der Fallstudie sind die Datenverfügbarkeit und die Interpretation der Ergebnisse zu nennen. Die wesentlichen Schwierigkeiten und wie damit umgegangen wurde, werden im Folgenden erläutert. Es ergeben sich mindestens zwei Herausforderungen:

- Da sich die (oder einzelne) Technologien zum Teil noch in der Entwicklungs- und Planungsphase befinden, sind konkrete Daten beispielsweise zu Errichtung, Betrieb oder Entsorgung teilweise (noch) nicht vorhanden und/ oder beziehen sich auf Untersuchungen in Deutschland (z.B. hinsichtlich der Technologien für die Hygienisierung des Wassers). Hier wurde auf Grundlage von Planungsdaten sowie mit Annahmen gerechnet und diese im Rahmen der Sensitivitätsanalyse variiert, um ihren Einfluss auf das Ergebnis darzustellen.

  Als weitere Herausforderung kommt hinzu, dass die Datenaufzeichnungen zu Material- und Energieverbräuchen oder Kosten zum Teil konträr oder unvollständig sind: Zum Beispiel existieren für Material- und Energieverbräuche und damit auch für die verbundenen Kosten (ggf. interessengeleitete) unterschiedliche Angaben von deutscher und indonesischer Projektseite. Hier wurde auf die deutschen Angaben zurückgegriffen.

- Regionale Daten fehlen meist: Die existierenden LCA-Datenbanken sind vorwiegend auf Europa und (Nord-)amerika ausgerichtet, spezifische Prozessmodule z.B. für den Elektrizitätsmix für Indonesien fehlen. Für den Elektrizitätsmix wurde ein neuer Prozess modelliert, der die indonesienspezifische Zusammensetzung abbildet. Die für die Modellierung der Hintergrundprozesse (z.B. Energiebereitstellung und Transport) herangezogenen Prozessmodule stammen jedoch aus den verfügbaren Datenbanken und sind damit unspezifisch für die betrachteten Technologien.

7.2.2 Ergebnisse – Empfehlungen und Übertragbarkeit

Die Ergebnisse der LCA-, LCC- und der SLCA-Betrachtung wurden in Kapitel 6.5 und in Kapitel 6.6 beschrieben. Zur aggregierten Darstellung im Rahmen einer LCSA existieren bereits Methoden (vgl. Kapitel 2.3). Da diese jeweils auf einer Form der Wichtung basieren, wird von ihrer Anwendung in dieser Arbeit abgesehen. Eine gemeinsame Darstellung der Ergebnisse – zur Veranschaulichung und zur Ableitung möglicher Empfehlungen – erfolgt in Tabelle 38 durch Darstellung der jeweils tendenziell „besten" bzw. „schlechtesten" Technologieoption in den einzelnen Bereichen des Wassersektors. Entsprechend den LCA-Ergebnissen sind die potentiellen Umweltwirkungen hauptsächlich durch die Energiebereitstellung bedingt. Dies spiegelt sich auch in den Kosten wider, die (in der Betriebsphase) maßgeblich durch die Energiekosten bestimmt werden. In dieser Fallstudie sind damit hinsichtlich der ökologischen und ökonomischen Dimension keine Zielkonflikte zu erkennen. Jedoch muss hier betont werden, dass die Implementierung der Technologien in allen Bereichen, insbesondere jedoch in der Wassergewinnung und der Wasserverteilung mit zum Teil erheblichen Investitionskosten (z.B. für die Errichtung des Sperrwerks) verbunden sind und diese unter Umständen ein Realisierungshemmnis darstellen können.

Es wurde gezeigt, dass die Anwendung der SLCA für vergleichende Technologieanalysen limitiert ist (vgl. Kapitel 5.2). Für die Integration der SLCA bzw. von sozialen Aspekten in die Fallstudie wurde ein zweifacher Ansatz gewählt: 1) Soziale Aspekte in Zusammenhang mit der Nutzungsphase wurden exemplarisch für alternative Technologien der Wasseraufbereitung (Hygienisierung) dargestellt und 2) die Datenbank SHDB wurde in Hinblick auf ihre Nutzung für eine vergleichende Technologieanalyse ausgewertet – und zumindest für die spezielle IWRM-Fallstudie als nicht geeignet angesehen (vgl. Kapitel 6.6.1). In Hinblick auf die (theoretisch)[140] sektorspezifische Analyse sozialer Risiken in Zusammenhang mit den betrachteten Technologien wurden zudem in Kapitel 6.6.2 Gesundheitsrisiken, als ein sozialer Aspekt, in Zusammenhang mit der Energieversorgung betrachtet. Nach den in diesem Kapitel vorgestellten Ansätzen (und unter der Annahme einer Übertragbarkeit der zugrundeliegenden europäischen Durchschnittdaten auf Indonesien) wäre hinsichtlich der Energieversorgung ein Elektrizitätsmix mit einem hohen Anteil an erneuerbaren Energien oder Erdgas sowie einem geringen Anteil an Öl empfehlenswert. Die Betrachtung der sozialen Aspekte, die die Implementierung und damit die Funktion (als eines der Charakterisierungsmerkmale der LCA und LCC) von Technologien betreffen, erfolgte in Kapitel 7.1.2.

[140] Diese Einschränkung wird hier vorgenommen, da die SHDB derzeit nur teilweise (d.h. nur für einige soziale Kategorien, z.B. für das *Risiko, dass Arbeitskonventionen nicht verabschiedet werden*) sektorspezifische Daten bereitstellt.

Die Ergebnisse dieser Studie sind u.a. aufgrund der oben beschriebenen Einschränkungen hinsichtlich valider, spezifischer Daten nicht als absolute Ergebnisse zu verstehen. Vielmehr dienen sie einem relativen Vergleich alternativer Technologien und dem Aufzeigen von Tendenzen. Basierend auf den in Kapitel 6.4 (Modellierung der Sachbilanz) beschriebenen Annahmen und den in Kapitel 6.5 und in Kapitel 6.6 dargestellten Ergebnissen für die Technologien der Wassergewinnung, -verteilung, -aufbereitung sowie Abwasserbehandlung/ -entsorgung lassen sich folgende, in Tabelle 37 dargestellte, Empfehlungen hinsichtlich der „besten" und „schlechtesten" Technologieoptionen aus ökonomischer und ökologischer Perspektive ableiten. In Hinblick auf die soziale Perspektive waren im Rahmen dieser Arbeit keine konkreten Aussagen im Sinne der Nutzung zur Entscheidungsunterstützung möglich.

Tabelle 37 Veranschaulichung der Ergebnisse aus LCA, LCC und SLCA – Vergleich alternativer Technologien und Darstellung der tendenziell „besten" und „schlechtesten" Technologieoption im Bereich der Wassergewinnung und -verteilung, -aufbereitung sowie Abwasserbehandlung/ -entsorgung

Wassergewinnung und Wasserverteilung		
Perspektive	*"beste Option"*	*"schlechteste* Option"
Ökologische	Bribin-Sindon (Wasserkraftwerk) und optimiertes Verteilungssystem	Bribin (Dieselpumpen) und altes Verteilungssystem
Ökonomische (Betrieb)	Wasserkraftwerk und optimiertes Verteilungssystem	Wehr/ Dieselpumpen und altes Verteilungssystem
Ökonomische (initiale Kosten)	Wehr/ Dieselpumpen und altes Verteilungssystem	Wasserkraftwerk) und optimiertes Verteilungssystem
Soziale	*Keine konkreten Aussagen möglich*	
Wasseraufbereitung (haushaltsnahe Hygienisierung)		
Perspektive	*"beste Option"*	*"schlechteste Option"*
Ökologische	Chlorung, UV-Desinfektion, Sandfiltration	Ultrafiltration
Ökonomische	Chlorung, UV-Desinfektion, Sandfiltration	Ultrafiltration
Soziale	*Keine konkreten Aussagen möglich, abhängig u.a. von Akzeptanz*	
Abwasserbehandlung/ -entsorgung		
Perspektive	*"beste Option"*	*"schlechteste Option"*
Ökologische	Septic tank (Eigenbau), Septic tank (vorgefertigt)*	
Ökonomische	Septic tank (Eigenbau), Septic tank (vorgefertigt)*	
Soziale	*Keine konkreten Aussagen möglich*	

* Da nur zwei Alternativen betrachtet wurden, wird auf eine Darstellung der „besten und schlechtesten Option" verzichtet; die Optionen werden mittig abgebildet.

7.2.3 Nutzen und Übertragbarkeit der Ergebnisse der Fallstudie

Die Ergebnisse der LCA-, LCC- und SLCA-Betrachtung wurden im vorangegangenen Kapitel für die betrachteten Technologieoptionen zusammengefasst. Im Bereich der Wasserversorgung (Gewinnung und Verteilung) erfolgte ein Vergleich existierender und neuer, zum Teil im Rahmen des IWRM Projekts bereits implementierter, Technologien. Die Ergebnisse der Studien leisten damit keinen Beitrag zur Entscheidungsunterstützung *innerhalb* des Projekts, sondern eher einen Beitrag zur Beschreibung einer nachhaltigen Entwicklung in der Untersuchungsregion *infolge* des Projekts. Darüber hinaus können die Ergebnisse für die Bewertung von Technologien in einem vergleichbaren Kontext (z.B. in Hinblick auf Technologiemultiplikation[141]) herangezogen werden. Im Bereich der Wasseraufbereitung wurden mögliche (theoretische) Alternativen und im Bereich der Abwasserbehandlung/ -entsorgung mögliche – im Rahmen des *Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse* als reale Alternativen identifizierte – Technologien betrachtet. Die Ergebnisse der LCA und LCC (nicht jedoch die der SLCA) können damit prinzipiell zur Entscheidungsunterstützung im Rahmen des IWRM-Indonesien Projekts dienen.

Zu betonen ist, dass die Ergebnisse des LCSA-Ansatzes nur Teilaspekte im Rahmen einer Nachhaltigkeitsanalyse beschreiben und daher in Zusammenhang mit anderen, z.B. die gesellschaftlichen und makroökonomischen Bedingungen berücksichtigenden, Methoden betrachtet werden müssen oder Elemente dieser Methoden in den LCSA-Ansatz integriert werden sollten. Dies wurde z.B. in Zusammenhang mit der Berücksichtigung von Implementierungsbedingungen über zusätzliche soziale Indikatoren in der SLCA diskutiert.

Die Methoden der LCSA wurden bislang noch nicht im Rahmen von IWRM Projekten oder im Entwicklungskontext angewendet. Die Ergebnisse müssen insbesondere aufgrund der schwierigen Datenverfügbarkeit und den daher vielfach erforderlichen getroffenen Annahmen und Abschätzungen vorsichtig interpretiert werden. Hinsichtlich der SLCA ist festzuhalten, dass die Berücksichtigung des gesamten Lebenswegs bei der Analyse sozialer Aspekte in Zusammenhang mit Technologien derzeit noch – zumindest in der vorliegenden Fallstudie – an ihre Grenzen stößt. Insgesamt betrachtet liefern die Ergebnisse der Fallstudie aber dennoch wertvolle Informationen, zeigen Tendenzen auf und schärfen das Bewusstsein für potentielle Umweltwirkungen, Kosten oder soziale Aspekte sowie für die Notwendigkeit der Berücksichtigung der Lebenszyklusperspektive bei der Analyse von Technologien.

[141] Nach Nestmann et al. (2005) wird die Technologiemultiplikation – neben der Verbesserung der Lebensbedingungen in der Untersuchungsregion Gunung Kidul durch Entwicklung und Implementierung geeigneter Technologien – als ein weiteres wesentliches Ziel des IWRM-Indonesien Projekts verstanden.

8 AUSBLICK

Die vorliegende Arbeit beschreibt sowohl methodisch die lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien durch einen *Integrierten Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse*, basierend auf dem LCSA-Konzept und unter Berücksichtigung des Helmholtz-Konzepts als auch die Anwendung dieses Ansatzes in einer Fallstudie im Entwicklungskontext.

In Hinblick auf die Fallstudie im Rahmen eines Integrierten Wasserressourcenmanagement Projekts in Indonesien werden folgende nächste Schritte empfohlen:

- Anpassung der LCA- und LCC-Modelle mit aktuellen, spezifischen Daten, die im Rahmen des noch laufenden IWRM-Indonesien Projekts generiert werden. Dies betrifft insbesondere die Technologien der Wasseraufbereitung und der Abwasserbehandlung/ -entsorgung. Weitere Daten hinsichtlich der Entsorgung (oder Weiterverwendung) z.B. von gebrauchtem Filtersand oder dem Schlamm aus den Septic tanks sollten in die Modelle integriert werden. Für die Modellierung der Abwasserbehandlungstechnologien ist zudem die Kenntnis der Zusammensetzung der Abwasserströme und damit auch die des vorgereinigten Wassers zur Infiltration erforderlich. Diese Prozesse wurden in der vorliegenden Arbeit aufgrund des Datenmangels ausgeklammert, sind jedoch in Hinblick auf die Abschätzung potentieller Umweltwirkungen von hohem Interesse.
- Einbindung der Ergebnisse aus den LCA-, LCC-Studien und ggf. Berücksichtigung der Ergebnisse aus dem SLCA-Ansatz in künftigen Entscheidungsprozessen im Rahmen oder im Anschluss des Projekts.
- Modellierung zusätzlicher Technologieoptionen, z.B. verschiedene Regenwasserzisternen (als zusätzliche Wasserversorgungsoption), Keramikfilter (zur dezentralen Hygienisierung in Haushalten) oder Technologien im Sanitärbereich (z.B. Komposttoiletten oder Abwasserbehandlungstechnologien mit Biogasnutzung).

Des Weiteren wird die Anwendung des vorgestellten *Integrierten Ansatzes zur vergleichenden Technologieanalyse* in einem breiteren Rahmen, d.h. z.B. für neue Technologien und Untersuchungsregionen vorgeschlagen. Der Ansatz kann hierbei sowohl für lebenszyklusbasierte vergleichende Technologieanalysen im Rahmen von Nachhaltigkeitsanalysen nach dem Helmholtz-Konzepts genutzt werden, als auch unabhängig davon – wie es bislang in Hinblick auf Lebenszyklusanalysen vorrangig der Fall ist.

Generell sind für den Übergang von der oft vorrangig theoretischen Erörterung von Nachhaltigkeitsanalysen und -konzepten hin zu deren Umsetzung in der Praxis bzw. Nutzung in Entscheidungsprozessen mehr Anwendungsbeispiele, d.h. Fallstudien erforderlich. Dies betrifft zum einen die einzelnen Methoden des LCSA-Konzepts, insbesondere die LCC und die SLCA, für die es prinzipiell bislang wenige Fallstudien gibt, aber auch die LCA, die zwar in der Praxis bereits erprobt ist, im Entwicklungskontext aber bisher kaum genutzt wird. Die vorliegende Arbeit stellt hierfür ein Anwendungsbeispiel bereit, ebenso wie für die Anwendung kombinierter/ komplementärer Methoden und Konzepte. Vor dem Hintergrund einer Nachhaltigkeitsbetrachtung von Technologien, d.h. einer Analyse des Beitrags von Technologien zu einer nachhaltigen Entwicklung, ist dies erforderlich und beispielsweise Grundlage des Helmholtz-Konzepts.

Darüber hinaus existieren verschiedene Ansätze, die mit ihrem Ziel der Erweiterung des Untersuchungsrahmens der Lebenszyklusanalysen und der Berücksichtigung von beispielsweise einer makroökonomischen Perspektive oder von Systemeffekten (Rebound-Effekten) auch Gemeinsamkeiten mit Elementen des Integrativen Nachhaltigkeitskonzepts der Helmholtz-Gemeinschaft zeigen. Jedoch sind diese bislang nicht vollständig bzw. in der Praxis nicht oder wenig erprobt. Auch aus diesem Grund wurde in dieser Arbeit der produktbezogene LCSA-Ansatz gewählt und dessen Anwendung in der Praxis zur Technologieanalyse untersucht (Kapitel 7.1.2).

Verschiedene Ansätze zur Erweiterung des Untersuchungsrahmens von Lebenszyklusanalysen und zur Integration zusätzlicher Methoden – aus Sicht der LCA community – werden im Folgenden, zum Abschluss dieser Arbeit, kurz vorgestellt*: Environmental Input-Output LCA* (EIOLCA) z.B. betrachtet den Beitrag von Sektoren zu potentiellen Umweltwirkungen. Herausforderungen bzw. Grenzen der Methode bestehen derzeit vor allem hinsichtlich der Aggregierung von Daten, der Berücksichtigung der Entsorgungsphase oder des Vergleichs von Produkten innerhalb eines Sektors (Ekvall 2002a; Rebitzer et al. 2004; Finnveden et al. 2009; Zhai&Williams 2010). Der *Hybrid-LCA-Ansatz* verbindet die Input-Output Analyse mit der LCA derart, dass erstere zur Analyse vorgelagerter Prozesse verwendet wird und die Ergebnisse mit den LCA-Ergebnissen der Hauptprozesse verbunden werden (Reap et al. 2003; Rebitzer et al. 2004; Finnveden et al. 2009). Der *prospektive (consequential) LCA-Ansatz*[142] beispielsweise zielt auf die Beschreibung der Änderungen im Lebenszyklus ab und beschreibt, wie sich umweltrelevante Flüsse infolge möglicher Entscheidungen und unter Berücksichtigung von Rebound-Effekten verändern (Ekvall 2002b; Weidema 2003; Ekvall&Weidema 2004; Finnveden et al. 2009; Wenzel et al. 2009). Rebound-Effekte sind klassische Systemeffekte, ihre

[142] In der Fallstudie erfolgten die Lebenszyklusanalysen nach dem attributiven LCA-Ansatz (ALCA), eine kurze Diskussion hierzu (und zu CLCA) findet sich in Anhang III und in Tabelle A-8.

Berücksichtigung im LCA-Konzept adressiert damit auch den systemanalytischen Ansatz des Helmholtz-Konzepts. Jedoch haben Studien gezeigt, dass mit den existierenden Modellierungsansätzen Rebound-Effekte auch nur bedingt beschrieben werden können (z.B. Ekvall&Weidema 2004; Erikson et al. 2007; Frees 2008; Goedkoop 2008). Eine Ausweitung der LCC von der Betrachtung der Kosten eines Produkts (oder einer Technologie) hin zur ökonomischen Wertschöpfung und die Definition eines „Schutzguts" für die LCC, entsprechend denen der LCA und SLCA, wird in Schau et al. (2011) vorgeschlagen. Andere Autoren argumentieren dagegen, die LCC als einzelne Methode in der LCSA auszuklammern und stattdessen die ökonomische Betrachtung in die SLCA zu integrieren. Jørgensen et al. (2010, 2012a) schlagen vor, die SLCA derart zu modifizieren, dass sie als Methode zur Analyse von z.B. Armut genutzt werden kann. Das Konzept der Life Cycle Sustainability Analysis (vgl. Kapitel 2.1) kann nach Guinée et al. (2010) als lebenszyklusbasiertes Integrated Assessment betrachtet werden. In Hinblick auf den integrativen Charakter und die Berücksichtigung verschiedener Dimensionen und Ebenen zeigt sie damit Ähnlichkeiten zum Helmholtz-Konzept.

Alle diese Konzepte integrieren systemanalytische Elemente und erweitern den Untersuchungsrahmen von einer Produktanalyse hin zu einer – mehrere Betrachtungsebenen adressierenden – Nachhaltigkeitsanalyse. Neben der methodischen Weiterentwicklung dieser Konzepte sind insbesondere Fallstudien erforderlich sowie die Umsetzung bzw. die Berücksichtigung der Ergebnisse in der Praxis, z.B. im Rahmen von Entscheidungsunterstützungsprozessen hinsichtlich alternativer Technologien.

9 GLOSSAR

Begriff	Beschreibung
Abschneidekriterien	Festlegung der Stoffmenge, eines Energieflusses oder des Grades von Umweltrelevanz, die/ der mit →Prozessmodulen oder →Produktsystemen verbunden sind, welche von einer Studie auszuschließen sind (ISO 14040 2006)
Aggregation	Zusammenfassung oder Zuordnung von Informationen (→Indikatoren, Daten) in der →Wirkungsabschätzungsphase; im →SLCA-Ansatz nach den SLCA guidelines darf hierbei die Information über den Ort des Prozesses nicht verloren gehen (ISO 14040 2006; UNEP/ SETAC 2009)
Anthropozentrisch	Den Menschen in den Mittelpunkt stellend
Area of Protection (AoP)	→Schutzgut
Attributional LCA	Attributive (beschreibende) →LCA: beschreibt umweltrelevante, physikalische Flüsse in einem Produktsystem entlang des Lebenswegs (nach Finnveden et al. 2009)
Auswertung	Bestandteil der →Ökobilanz, bei dem die Ergebnisse der →Sachbilanz oder der →Wirkungsabschätzung (oder beide) bezüglich des festgelegten →Ziels und Untersuchungsrahmens beurteilt werden, um Schlussfolgerungen abzuleiten und Empfehlungen zu geben (ISO 14040 2006)
Bribin-Anlage	Bezeichnet die "alte" Wassergewinnungstechnologie/ -anlage – Wehr und Dieselpumpen
Bribin-Sindon	Bezeichnet die "neue" Wassergewinnungstechnologie/ -anlage – unterirdisches Sperrwerk und Kleinwasserkraftanlage
Bribin-System	Untersuchungsregion der →IWRM-Fallstudie; beschreibt das rurale →Karstgebiet (etwa 80 % Landwirtschaft) →Gunung Sewu im Distrikt →Gunung Kidul, Java, Indonesien mit einer Fläche von etwa 1.400 m^2 und einer Einwohnerzahl von 250.000
Capacity Building	Bezieht sich auf die Förderung von Kompetenzen, z.B. durch eine Begleitung von Entwicklungsarbeiten und Umsetzungen durch einen intensiven Wissenstransfer (nach Nestmann et al. 2005)
Ceteris paribus Bedingungen	Annahme, dass alle außer den (vorher) genannten Rahmenbedingungen gleich bleiben (Annahme "unter sonst gleichen Bedingungen") (nach Fischbach&Wollenberg 2007)
Charakterisierung	→Umweltwirkungsmechanismus; Berechnung der →(Wirkungs)Indikatorwerte; Umwandlung der →Sachbilanzergebnisse in gemeinsame Einheiten (→Charakterisierungsfaktor) und Zusammenfassung der umgewandelten Ergebnisse innerhalb derselben →Wirkungskategorie (ISO 14040 2006)
Charakterisierungsfaktor	Faktor, der aus einem →Charakterisierungsmodell abgeleitet wurde, das für die Umwandlung des zugeordneten →Sachbilanzergebnisses in die gemeinsame Einheit des →Wirkungsindikators angewendet wird (ISO 14040 2006)
Charakterisierungsmodell	Setzt die →Sachbilanzergebnisse zum →Wirkungsindikator in Beziehung (ISO 14040 2006)
CML 2 baseline 2000	Methode zur Abschätzung von Umweltwirkungen (LCA-→Wirkungsabschätzungsmethode), entwickelt vom Institute of Environmental Sciences (CML) (CML 2001)
Consequential LCA	Consequential (prospektive/ veränderungsorientierte) →LCA: beschreibt, wie sich umweltrelevante Flüsse infolge möglicher Entscheidungen verändern (nach Finnveden et al. 2009)

Begriff	Beschreibung
DALY Indikator	Disabled adjusted life year (behinderungsbereinigtes Lebensjahr); Summe aus potentiell verlorenen Lebensjahren und durch Behinderung beeinträchtigter Lebensjahre (WHO 2012)
Ecoindicator 99	Methode zur Abschätzung von Umweltwirkungen (LCA-→Wirkungsabschätzungs-methode), entwickelt von PRé Consultants (Goedkoop&Spriensma 2000)
Elementarfluss	Stoff oder Energie, der bzw. die dem untersuchten →Produktsystem zugeführt wird und der Umwelt ohne vorherige Behandlung durch den Menschen entnommen wurde, oder Stoff oder Energie, der bzw. die das untersuchte System verlässt und ohne anschließende Behandlung durch den Menschen an die Umwelt abgegeben wird (ISO 14040 2006)
Entwicklungskontext	→Projekt mit/ im Entwicklungskontext
Environmental Input-Output LCA (EIOLCA)	Top-down Ansatz zur Beschreibung des Beitrags einzelner Sektoren zu möglichen Umweltwirkungen (nach Finnveden et al. 2009)
Explorative Szenarien	Szenario, das der Systematisierung und Vertiefung des bestehenden Verständnisses über heutige Entwicklungen, Zustände und Einflüsse dient (nach Kosow et al. 2008); dienen der Entwicklung möglicher zukünftiger Entwicklungen
Externe Kosten	Kosten, die außerhalb eines betrachteten Systems anfallen; häufig verwendet in Zusammenhang mit ökologischen oder sozialen Kosten (Gabler 2012)
Funktionelle Einheit	Quantifizierter Nutzen eines →Produktsystems für die Verwendung als Vergleichseinheit (ISO 14040 2006)
GaBi	Software für →LCA, entwickelt von PE International (PE-International 2012)
Generische Daten	Daten, die nicht standort- oder organisationsspezifisch sind; werden nicht am Standort erhoben (nach UNEP/ SETAC 2009)
Gewichtung	Überführung und gegebenenfalls Aggregation von Indikatorergebnissen verschiedener →Wirkungskategorien mithilfe numerischer Faktoren und basierend auf wertgesteuerten Entscheidungen (ISO 14040 2006)
Global Trade Analysis Project (GTAP)	Globales ökonomisches Gleichgewichtsmodell, aus dem ein Input-Output Modell zur Darstellung der Beziehungen zwischen länderspezifischen Sektoren in Produktlieferketten entwickelt wurde (GTAP 2013) Definition der 57 im GTAP-Modell berücksichtigten Sektoren basierend auf der Central Product Classification (CPC) (UN 1991) und der International Standard Industry Classification (ISIC) (UN 1990)
Gua	Indonesisch: Höhle
Gunung Kidul	Untersuchungsregion des IWRM Projekts; Distrikt der Provinz Yogyakarta, Java, Indonesien
Gunung Sewu	Rurales Karstgebiet der → Gunung Kidul; "Armenhaus" Indonesiens
Helmholtz Konzept	Integratives Nachhaltigkeitskonzept der Helmholtz-Gemeinschaft
Helmholtz-Regeln	Begriff, hier verwendet für →substantielle und →instrumentelle Regeln des →Helmholtz-Konzepts (nach Kopfmüller et al. 2001)
Hybrid-LCA	Verbindung aus Input-Output-Analyse und →LCA (nach Finnveden et al. 2009)
Indikator	Kenn- oder Hilfsgröße, die zur Abbildung eines Sachverhalts dient (SRU 1998)

Begriff	Beschreibung
Input	Produkt-, Stoff-, Energiefluss, der einem →Prozessmodul zugeführt wird (ISO 14040 2006)
Instrumentelle Nachhaltigkeitsregel	Begriff des →Helmholtz-Konzepts; →Nachhaltigkeitsregeln, die die Anforderungen an institutionell-politische Rahmenbedingungen beschreiben (z.B. Internalisierung externer sozialer und ökologischer Kosten) (Kopfmüller et al. 2001)
Integriertes Wasser-ressourcenmanagement (IWRM)	Prozess zur Unterstützung eines koordinierten Managements von Wasserressourcen zur Maximierung der ökonomischen und gesellschaftlichen Wohlfahrt, ohne dabei ökologische Beeinträchtigungen hervorzurufen (GWP 2000)
Karst	Geologische Formation in Karbonatgesteinen mit überwiegend unterirdischem Wasserhaushalt
Kernfunktion	Primärfunktion/ Hauptfunktion eines →Produkts/ einer Technologie (→funktionelle Einheit)
Klassifizierung	Zuordnung der →Sachbilanzergebnisse zu spezifischen →Stakeholder- oder →Wirkungskategorien (ISO 14040 2006)
Konsistenzprüfung	Vor der Ableitung von Schlussfolgerungen durchgeführtes Verfahren zur Überprüfung, ob die Annahmen, Methoden und Daten in der →LCA-Studie einheitlich angewendet wurden und sich in Übereinstimmung mit der Festlegung des →Ziels und des Untersuchungsrahmens befinden (ISO 14044 2006)
Kostenkategorien	Unterteilung der Kosten nach verschiedenen Kategorien: Material- und Energiekosten, Transportkosten, →F&E-kosten (nach Huppes 2004)
Lebensweg	Aufeinander folgende und miteinander verbundene Stufen eines →Produktsystems von der Rohstoffgewinnung oder Rohstofferzeugung bis zur endgültigen Beseitigung (ISO 14040 2006)
Lebenszyklusanalysen	Begriff wird verwendet als Zusammenfassung der Methoden der →LCA, →LCC und →SLCA
Lebenszyklusgedanke (Life Cycle Thinking)	→Lebenszyklusanalyse/ Ökobilanz: Über den traditionellen Fokus auf Produktions- und Fertigungsprozesse hinausgehende Analyse zur Betrachtung von ökologischen, ökonomischen und sozialen Aspekten und Wirkungen eines Produkts entlang seines Lebenswegs; Hauptziele sind die Reduzierung von Ressourcenverbrauch und Emissionen eines Produktes sowie die Verbesserung der sozioökonomischen Bedingungen für die Stakeholder entlang des Lebenswegs (nach UNEP/ SETAC 2009)
Lebenszykluskosten	→LCC
Life Cycle Assessment (LCA)	Zusammenstellung und Beurteilung der →Input- und →Outputflüsse und der potentiellen Umweltwirkungen eines →Produktsystems im Verlauf seines Lebensweges (ISO 14040 2006)
Life Cycle Costing (LCC)	Analyse aller Kosten entlang des Lebenswegs eines →Produkts, die von einem oder mehreren Akteuren/ →Stakeholdern (z.B. Hersteller, Nutzer) getragen werden; inklusive derjenigen →Externalitäten (externe Kosten), von denen zu erwarten ist, dass sie in entscheidungsrelevanter Zukunft internalisiert werden (Hunkeler et al. 2008).
Life Cycle Sustainability Analysis (LCSA)	Lebenszyklusbasierte Nachhaltigkeitsbetrachtung mit dem Ziel, die drei Dimensionen Ökologie, Ökonomie, Soziales auf drei verschiedenen Ebenen (Mikro,- Meso- und Makroebene) zu erfassen (nach Guinée&Heijungs 2011)
Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA)	Gemeinsame Betrachtung der ökologischen, ökonomischen und sozialen Nachhaltigkeitsdimension; Verbindung aus →LCA, →LCC und →SLCA (nach Klöpffer&Grahl 2009)

Begriff	Beschreibung
Materialflussanalyse (MFA)	Systematische Erfassung und Analyse von Flüssen und Lagern von Materialien innerhalb eines räumlich und zeitlich definierten Systems (Brunner&Rechberger 2004)
Methode	Methoden/ Verfahren im Rahmen einer Technik (SETAC 2009). Hier verwendet für Methoden der →LCA, →LCC und →SLCA (nach dem SLCA guidelines-Ansatz); der Begriff wird ebenso für ein zusammenhängendes Set von Methoden verwendet (wird nach UNEP/ SETAC (2009) als Methodik bezeichnet)
Methodological sheets	Derzeit existieren 31 *methodological sheets*; Sammlung von Informationen für die in den →SLCA guidelines definierten fünf Haupt-→Stakeholderkategorien; definieren die →*subcategories*, stellen einen Bezug dieser sozialen Aspekte zu internationalen Instrumenten her, beschreiben ihre politische Relevanz, schlagen soziale Indikatoren und potentielle Datenquellen vor (LCI 2010; Benoît-Norris et al. 2011)
Nachhaltigkeitsregeln	→Helmholtz-Regeln
Ökobilanz	→Life Cycle Assessment (LCA)
Ökologische Risikoanalyse	Ökologische Risikoanalyse (Environmental Risk Analysis) ist eine Methode zur Einschätzung des Risikos der Beeinträchtigung natürlicher Ressourcen in einem Untersuchungs-(Planungs)gebiet (nach Storm&Bunge 2007)
Organisation	Unternehmen, Gesellschaft, Firma, Betrieb, Autorität oder Institution oder ein Teil oder eine Kombination derer – eingetragen oder nicht eingetragen, amtlich oder nicht amtlich, öffentlich oder privat – mit eigener Funktion und Verwaltung (nach ISO 14001 2004; UNEP/ SETAC 2009)
Output	Produkt-, Stoff- oder Energiefluss, der von einem →Prozessmodul abgegeben wird (ISO 14040 2006)
Performance (soziale, ökologische, ökonomische)	Begriff, fasst einen oder mehrere →Indikatoren zusammen in Hinblick auf die Beschreibung oder Bewertung einer Nachhaltigkeitsdimension
Performance Referenzpunkte	Zusätzliche Informationen, genutzt in →Charakterisierungsmodellen; z.B internationale Grenzwerte, Ziele entsprechend von Konventionen oder bewährter Praxis (UNEP/ SETAC 2009)
Primärdaten	Informationen aus „erster Hand“, z.B. im Rahmen der Studie erhoben (UNEP/ SETAC 2009)
Produkt	Jede Ware oder Dienstleistung (ISO 14040 2006); Technologien können als Produkte betrachtet werden
Produktbezogene Analyse/ Organisationsbezogene Analyse	Fokus einer produktbezogenen Analyse sind die Wirkungen/ Effekte durch Produktion und Nutzung eines Produktes; →Organisations-Aspekte/ Wirkungen betreffen die verschiedenen Organisationen entlang des Lebenswegs und können als ein Teil in die produktbezogene Analyse integriert werden; Fokus von organisationsbezogenen Analysen sind die Effekte infolge des Verhaltens der Organisationen; indirekte Effekte, die aus der Beziehung mit und zu Stakeholdern resultieren können enthalten sein, nicht enthalten sind die Wirkungen vorgelagerter oder nachgelagerter Produkte (UNEP/ SETAC 2009)
Produktsystem	Zusammenstellung von →Prozessmodulen mit →Elementar- und Produktflüssen, die den Lebensweg eines →Produkts modelliert und die eine oder mehrere festgelegte Funktionen erfüllt (ISO 14040 2006)
Projekt im Entwicklungskontext	Projekt im Kontext der →F&E (Forschungs- und Entwicklungszusammenarbeit) mit Fokus auf Entwicklungsländer bzw. zu entwickelnden Regionen
Prozess	Satz von in Wechselbeziehung oder Wechselwirkung stehenden Tätigkeiten, der Eingaben

Begriff	Beschreibung
	in Ergebnisse umwandelt (ISO 14040 2006)
Prozessmodul	Kleinster in der →Sachbilanz berücksichtigter Bestandteil, für den (Input- und Output)Daten quantifiziert/ gesammelt werden (ISO 14040 2006)
Qualitative Indikatoren	Ein Sachverhalt wird mit Worten beschrieben, z.B. ein Text, der die Maßnahmen einer →Organisation/ eines Unternehmens zur Stressbewältigung beschreibt (nach UNEP/ SETAC 2009)
Quantitative Indikatoren	Ein Sachverhalt wird mithilfe von Zahlen beschrieben, z.B. Anzahl von Unfällen pro Prozess (nach UNEP/ SETAC 2009)
Rebound-Effekt	Veränderungen in Produktion und Konsum, wenn infolge der Verbesserung einer Situation knappe Produktions- oder Konsumfaktoren frei oder gebunden werden (nach Weidema 2008) (Beispiel: die Einführung einer energieeffizienteren Technologie führt durch Kosten- und/ oder Energieeinsparung zu einem erhöhten Energieverbrauch an anderer Stelle; die Effekte werden kompensiert oder überkompensiert)
Referenzfluss	Maß für die Outputs von →Prozessen eines vorhandenen →Produktsystems, die zur Erfüllung der Funktion, ausgedrückt durch die →funktionelle Einheit, erforderlich sind (ISO 14040 2006)
Sachbilanz	Bestandteil der →Ökobilanz, der die Zusammenstellung und Quantifizierung von →Inputs und →Outputs eines gegebenen →Produkts im Verlauf seines Lebensweges umfasst (ISO 14040 2006); Phase der →SLCA und der →LCC in der Daten erhoben, das System modelliert und die Ergebnisse erhalten werden (nach UNEP/ SETAC 2009)
Sachbilanzergebnis	Ergebnis der →Sachbilanz, das die Flüsse katalogisiert, die die →Systemgrenze überschreiten, und das den Ausgangspunkt für die →Wirkungsabschätzung darstellt (ISO 14040 2006)
Sachbilanzindikator	Sachbilanzindikatoren sind die direkteste Verbindung zwischen dem Zustand oder Ergebnis, das sie messen; sind eine spezifische Definition dessen, was gemessen werden soll; sind charakterisiert durch Typ (→quantitativ, →semi-quantitativ, →qualitativ) und ihre Maßeinheit (UNEP/ SETAC 2009)
Schutzgut	Aggregation von →Wirkungsendpunkten (endpoints), die einen besonderen Wert für die Gesellschaft charakterisieren; in der →LCA z.B. menschliche Gesundheit, natürliche Ressourcen, natürliche Umwelt, anthropogene Umwelt (ISO 14040 2006); in der →SLCA: Menschliches Wohlergehen (Weidema 2006) oder Menschliches Wohlergehen & Menschenwürde; in der →LCC z.B. Ökonomisches Wohlergehen (Schau et al. 2011)
Sekundärdaten	Informationen aus Sekundärquellen, Daten anderer Wissenschaftler oder Daten, die ursprünglich zu einem andern Zweck als für den konkreten der Studie gesammelt wurden, oft ein Mix aus beidem (UNEP/ SETAC 2009)
Semi-quantitative Indikatoren	Ergebnis kann in Form von ja/ nein oder in Form von Skalen (Skalensystem) ausgedrückt werden; z.B.: Gibt es ein Stressmanagementprogramm? (ja/ nein); →qualitative und →quantitative Indikatoren können ggf. in →semi-quantitative Indikatoren überführt werden
Sensitivitätsanalyse/ Sensitivitätsprüfung	Systematisches Verfahren zur Einschätzung der Wirkungen der getroffenen Auswahl an Methoden und Daten auf die Ergebnisse einer →LCA-Studie (ISO 14040 2006)
Septic tank	Septic tanks sind kleine Abwasserbehandlungssysteme, insbesondere zum Einsatz in Regionen ohne Kanalisationsanschluss; unter anaeroben Bedingungen im Tank werden Feststoffe des Abwassers/ Fäkalien zersetzt und mineralisiert
SimaPro	Software für →LCA, entwickelt von PRé Consultants, Netherlands (PRé 2012)

Begriff	Beschreibung
SLCA guidelines	UNEP/ SETAC Guidelines for →Social Life Cycle Assessment of Products
Social hotspot	Social hotspots sind →Prozessmodule in einer Region, in der eine Situation auftritt, die als Problem, Risiko oder Chance in Bezug auf ein relevantes soziales Thema angesehen werden kann; relevante soziale Themen repräsentieren Aspekte, die als Gefährdung für das menschliche Wohlergehen eingeschätzt werden oder die zu weiterer Entwicklung beitragen können (UNEP/ SETAC 2009)
Social Hotspot Database (SHDB)	Datenbank; sammelt und analysiert →quantitative und →qualitative →generische soziale Daten aus öffentlich verfügbaren internationalen und sekundären Quellen (ILO, World Bank, OECD, WHO etc.) (Benoît et al. 2010). Die Datenbank ist untergliedert in →soziale Kategorien (z.B. Arbeitsrechte und menschenwürdige Arbeit), →soziale Themen (z.B. Arbeitsrechte und Konventionen), →soziale Aspekte (z.B. Kinderarbeit) und →soziale Indikatoren (z.B. Kinderarbeit (in %) pro Sektor)
Social Impact Assessment (SIA)	Prozess zur Identifizierung zu erwartender sozialer Konsequenzen oder Wirkungen, die infolge spezifischer Aktionen oder Projektentwicklungen zu erwarten sind und zur Analyse der Relevanz dieser Wirkungen und zur Identifizierung geeigneter Maßnahmen zur Verhinderung oder Minimierung nachteiliger Effekte (UNEP/ SETAC 2009)
Social Life Cycle Assessment (SLCA)	Analysemethode zur Erfassung (realer und potentieller) sozialer und sozioökonomischer Aspekte von →Produkten und von ihren positiven und negativen Wirkungen entlang ihres Lebenswegs, von der Extraktion und Verarbeitung der Rohstoffe, Produktion, Verteilung, Nutzung, Weiternutzung, Wartung bis hin zu Recycling/ Entsorgung (UNEP/ SETAC 2009)
Sozialbilanz	→SLCA
Soziale Indikatoren	Informationen (subjektiv oder objektiv, →qualitativ, →quantitativ oder →semi-quantitativ), die erfasst werden, um präzise, umfassende und ausgewogene Aussagen zu spezifischen →sozialen Aspekten in Hinblick auf Werte und Ziele zu erleichtern/ zu ermöglichen; in der →SLCA: Indikatoren sozialer →Sachbilanzergebnisse oder →Indikatoren einer →Wirkungskategorie (UNEP/ SETAC 2009)
Soziale Kategorie	Social category: Begriff aus der →SHDB
Soziale Relevanz	Beurteilung des Grades der Wichtigkeit einer Situation oder einer Wirkung; stark abhängig vom Kontext, basierend auf Kriterien, normativ, abhängig von Werten, erfordert die Berücksichtigung von Zielkonflikten
Soziale Themen	Social theme: Begriff aus der →SHDB
Soziale Wirkung	Konsequenzen eines positiven oder negativen Einflusses auf einen →sozialen Aspekt (z.B. menschliches Wohlergehen); eine Wirkung kann von Menschen "empfunden" werden (nach Vanclay 2002)
Sozialer Aspekt	Eine soziale Eigenschaft; Beschreibung eines Zustands; die Änderung eines sozialen Aspektes kann zu einer →sozialen Wirkung führen (nach Vanclay 2002; Macombe et al. 2011); In der →SHDB beschreiben soziale Aspekte die →sozialen Themen
Sozialer Wirkungs-mechanismus	Wirkungsmechanismus, der soziale →Sachbilanzergebnisse und/ oder soziale Wirkungen berücksichtigt (UNEP/ SETAC 2009)
Stakeholder	Individuum oder Gruppe mit einem Interesse an den Aktivitäten oder Entscheidungen von →Organisationen (ISO 26000 2010)
Stakeholder Ansatz	Klassifizierung der →*subcategories* der →SLCA guidelines zu fünf definierten →Stakeholderkategorien/ -gruppen; dient der Auswahl relevanter →sozialer Aspekte nach der Identifizierung betroffener →Stakeholder
Stakeholder Kategorie	Cluster von →Stakeholdern für die, aufgrund ihrer ähnlichen Beziehung zum untersuchten

Begriff	Beschreibung
	→Produktsystem, ähnliche Interessen angenommen werden (UNEP/ SETAC 2009)
Standortspezifische Daten	Daten sind spezifisch für den Standort oder die →Organisation; werden am Standort/ für spezifische Prozesse erhoben (nach UNEP/ SETAC 2009)
Subcategory	Repräsentiert einen sozial relevanten Aspekt/ eine →Wirkungskategorie; Basis des →SLCA-Ansatzes der SLCA guidelines (nach UNEP/ SETAC 2009)
Substantielle Nachhaltigkeitsregel	Begriff des →Helmholtz-Konzepts; 15 substantielle Nachhaltigkeitsregeln beschreiben die Mindestbedingungen einer nachhaltigen Entwicklung/ zur Erreichung drei genereller Nachhaltigkeitsziele (z.B. Gewährleistung der Grundversorgung) (Kopfmüller et al. 2001)
Systemanalyse	Analyse von Systemen; kann als Teil einer frühen Phase der Systementwicklung, als gesamter Entwicklungsprozess und/ oder als Bestandteil eines iterativen Models, erfolgen (nach Heinrich 2007). Im Rahmen dieser Arbeit wird Systemanalyse wie folgt als Überbegriff für Analysen – neben der →LCSA – verstanden: umfasst sozioökonomische Studien in der Untersuchungsregion sowie institutionelle Analysen, zur Erhebung des Ist-Zustands, zur Identifizierung von Nachhaltigkeitsdefiziten, Nachhaltigkeits- und Entwicklungszielen sowie zur Identifizierung von den hierfür erforderlichen Rahmenbedingungen
Systemgrenze	Satz von Kriterien zur Festlegung, welche →Prozessmodule Teil eines →Produktsystems sind (ISO 14040 2006)
Szenario	Darstellung einer möglichen zukünftigen Situation (Zukunftsbild), inklusive der Entwicklungspfade, die zu der zukünftigen Situation führen (nach Kosow et al. 2008)
Technologiemultiplikation	Übertragung und Implementierung einer Technologie, z.B. in eine andere (vergleichbare) Region
Trade-off	Zielkonflikt
Transparenz	Offene, umfassende und verständliche Darstellung von Informationen (ISO 14040 2006)
Umweltaspekt	Bestandteil der Tätigkeiten, →Produkte oder Dienstleistungen einer →Organisation, der auf die Umwelt einwirken kann (ISO 14040 2006)
Umweltverträglichkeitsprüfung: UVP	(Gesetzlich vorgesehenes) systematisches Prüfungsverfahren, mit dem die unmittelbaren und mittelbaren Auswirkungen von Vorhaben bestimmten Ausmaßes auf die Umwelt (Natur, Gesellschaft, Wirtschaft) im Vorfeld der Entscheidung über die Zulässigkeit des Vorhabens festgestellt (nach Storm&Bunge 2007); entspricht dem Environmental Impact Assessment (EIA)
Umweltwirkungsmechanismus	System physikalischer, chemischer und biologischer Prozesse für eine vorgegebene →Wirkungskategorie, das die →Sachbilanzergebnisse mit den →Wirkungsindikatoren und den →Wirkungsendpunkten verbindet (ISO 14040 2006)
Vergleichende Aussage/ Analyse	Aussage zur Überlegenheit oder Gleichwertigkeit eines →Produkts im Vergleich zu einem Konkurrenzprodukt mit dem gleichen Verwendungszweck (nach ISO 14040 2006)
Vollständigkeitsprüfung	Verfahren zur Überprüfung, ob die Informationen aus den Phasen einer →Ökobilanz für die Ableitung von Schlussfolgerungen – in Übereinstimmung mit der Festlegung des →Ziels und des Untersuchungsrahmens – ausreichend sind (ISO 14044 2006)
Wasserkette	Wird hier verstanden als das System aus Wassergewinnung, Wasserverteilung, Wasseraufbereitung und Abwasserbehandlung/ -entsorgung
Water footprint	Gesamtmenge an Wasser, die für die Produktion der Güter und Dienstleistungen benötigt wird und deren Wirkung – von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung (Berger&Finkbeiner 2010)

Begriff	Beschreibung
WE-LCA	Working environmental LCA: Zusammenstellung und Auswertung von Inputs, Outputs und potentieller Wirkungen der Arbeitsumwelt auf Menschen im →Produktsystem entlang des Lebenswegs (Poulsen&Jensen 2004)
Wirkungsabschätzung	Bestandteil der →Ökobilanz, der dem Erkennen und der Beurteilung der Größe und Bedeutung von potentiellen Umweltwirkungen eines →Produktsystems im Verlauf des Lebensweges des →Produkts dient (ISO 14040 2006); Phase der →SLCA, in der es um das Verständnis und die Auswertung der Größe und Signifikanz der potentiellen Wirkungen für ein →Produktsystem entlang des Lebenswegs geht (UNEP/ SETAC 2009)
Wirkungsendpunkt	Eigenschaft oder Aspekt der natürlichen Umwelt, der menschlichen Gesundheit oder der Ressourcen, die oder der ein Umweltthema identifiziert, das Grund zur Besorgnis darstellt (ISO 14040 2006)
Wirkungskategorie	Klasse, die wichtige Umweltthemen repräsentiert und der →Sachbilanzergebnisse zugeordnet werden können (ISO 14040 2006)
Wirkungskategorie-Indikator	Quantifizierbare Darstellung einer →Wirkungskategorie (ISO 14040 2006)
Ziel und Untersuchungs-rahmen	Erste Phase der →LCA; Festlegung des Ziels der Studie, der →funktionellen Einheit, des →Referenzflusses, des →Produktsystems (ISO 14040 2006)
1 m^3 aufbereitetes Wasser	Ein Kubikmeter Wasser, nach der Aufbereitung; aufgrund von möglichen Wasserverlusten bei der Aufbereitung ist diese Menge nicht immer äquivalent zu einem Kubikmeter Wasser vor der Aufbereitung
1 m^3 bereitgestelltes Wasser	Ein Kubikmeter Wasser, beim Nutzer; aufgrund von Wasserverlusten während der Verteilung ist diese Menge nicht äquivalent zu einem Kubikmeter gefördertes Wasser
1 m^3 gefördertes Wasser	Ein Kubikmeter Wasser, nach der Förderung
1 m^3 vorbehandeltes Wasser	Ein Kubikmeter Wasser, nach der Vorbehandlung

10 ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1 Gliederung der Arbeit 4
Abbildung 2 Phasen einer LCA 19
Abbildung 3 Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien 34
Abbildung 4 LCSA-Konzept und Helmholtz-Konzept – Untersuchungsgegenstände und Methoden der Nachhaltigkeitsanalyse 42
Abbildung 5 Beitrag von Technologien zu einer nachhaltigen Entwicklung 44
Abbildung 6 Überblick – Untersuchungsschwerpunkte zu speziellen methodischen Fragestellungen in Zusammenhang mit dem LCSA-Konzept 46
Abbildung 7 Wasserkette – Vereinfachter Lebensweg aus Projektperspektive und aus Produktperspektive. 60
Abbildung 8 Möglichkeiten der Definition der funktionellen Einheit und Einfluss auf die Anzahl möglicher Technologiealternativen zur Analyse mit den Methoden der LCSA 71
Abbildung 9 Integrierter Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse 73
Abbildung 10 Nutzung von Methoden des Helmholtz-Konzepts zur Identifizierung geeigneter Technologieoptionen 73
Abbildung 11 Distrikt Gunung Kidul auf Java, Indonesien und rurales Karstgebiet Gunung Sewu 75
Abbildung 12 Integrierter Ansatz zur vergleichenden Technologieanalyse im IWRM-Indonesien Projekt 81
Abbildung 13 Auswahl der Technologieoptionen zur Analyse mit LCSA 85
Abbildung 14 Wasserkette – Hauptprozesse des Wassersektors und betrachtete Technologieoptionen 86
Abbildung 15 Bribin – Existierende Wehranlage in Gua Bribin 87
Abbildung 16 Bribin-Sindon – Prinzipskizze der unterirdischen Anlage zur Wassergewinnung 87
Abbildung 17 Hauptleitungsnetz mit den Wasserquellen Bribin, Bribin-Sindon und den Wasserspeichern 88
Abbildung 18 Konzept und Vordimensionierung zur zentralen Wasseraufbereitung 89
Abbildung 19 Technologien in der Pilotanlage: Langsamsandfiltration, Ultrafiltration, Chlorung und UV-Desinfektion 90
Abbildung 20 Relativer Vergleich potentieller Umweltwirkungen bei der Bereitstellung von 1 MJ Energie – Vergleich der E-Mixe 2007, 2009, 2020. 100
Abbildung 21 Relativer Vergleich potentieller Umweltwirkungen bei der Bereitstellung von 1 MJ Energie – Einfluss unterschiedlicher Datensätze 101
Abbildung 22 Einfluss der Lebensdauer der Wasserkraftanlage Bribin-Sindon auf den Beitrag von Errichtung und Betrieb zu potentiellen Umweltwirkungen pro 1 m^3 gefördertem Wasser 113
Abbildung 23 Einfluss der Energieversorgung auf den Beitrag von Errichtung und Betrieb zu potentiellen Umweltwirkungen pro 1 m^3 gefördertem Wasser 114
Abbildung 24 Relativer Vergleich der potentiellen Umweltwirkungen im alten und im optimierten Wasserverteilungssystem pro 1 m^3 bereitgestelltem Wasser 115
Abbildung 25 Relativer Vergleich der potentiellen Umweltwirkungen pro 1 m^3 gefördertem bzw. bereitgestelltem Wasser bei der Wassergewinnung durch die Technologien in Bribin und Bribin-Sindon mit und ohne Wasserverteilung 117
Abbildung 26 Potentielle Umweltwirkungen bei der Wasserbereitstellung pro 1 m3 bereitgestelltem Wasser (Gewinnung mit Bribin-Sindon und Bribin, optimiertes Wasserverteilungsnetz) und Einfluss der Energieversorgung 118
Abbildung 27 Vorfiltration. Relativer Vergleich des Beitrags von Errichtung und Betrieb der Anlage zu potentiellen Umweltwirkungen pro 1 m^3 vorbehandeltem Wasser 120
Abbildung 28 Hygienisierung – Relativer Vergleich der potentiellen Umweltwirkungen pro 1 m^3 aufbereitetem Wasser der vier alternativen Technologien 121

Abbildung 29 Potentielle Umweltwirkungen pro 1 m^3 aufbereitetem Wasser – Vergleich alternativer Technologien zur Hygienisierung sowie Anteil der Anlagenkomponenten, der Energie und der Betriebsstoffe am Gesamtwirkungspotential 122
Abbildung 30 Vergleich der Kosten für Chlorung, Ultrafiltration, UV-Desinfektion und Sandfiltration (Pilotanlage) pro 1 m^3 aufbereitetem Wasser 124
Abbildung 31 Vergleich der Gesamtkosten für Chlorung, Ultrafiltration, UV-Desinfektion und Sandfiltration (Pilotanlage) über einem Zeitraum von zehn Jahren 124
Abbildung 32 Abwasserbehandlung/ -entsorgung. Relativer Vergleich der potentiellen Umwelt-wirkungen des 2-Kammer Septic tanks und des vorgefertigten Septic tanks 125
Abbildung 33 Beitrag von Errichtung und Betrieb des 2-Kammer Septic tanks zum Gesamtumweltwirkungspotential 126
Abbildung 34 Initiale Kosten und Betriebskosten über der Lebenszeit der Technologien 127
Abbildung 35 Beitrag der einzelnen Phasen der Wasserkette zum Gesamtumweltwirkungspotential. 128
Abbildung 36 Relativer Vergleich der potentiellen Umweltwirkungen im möglichen neuen System und im alten System 129

11 TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1 Integratives Nachhaltigkeitskonzept der Helmholtz-Gemeinschaft 13
Tabelle 2 Auszug des Analyse- und Klassifizierungssystems der SLCA guidelines 26
Tabelle 3 Überblick – Social Impact Assessment (SIA) und Social Life Cycle Assessment (SLCA) 27
Tabelle 4 Relevante Kriterien und Eigenschaften für eine Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien 31
Tabelle 5 LCA-Fallstudien im Wassersektor 40
Tabelle 6 Forschungsbedarf im Helmholtz- und im LCSA-Konzept in Hinblick auf Technologieanalysen 44
Tabelle 7 Übersicht – Teilziele sowie Darstellung der neuen Aspekte und des Nutzens der Arbeit 48
Tabelle 8 Teilziele in Hinblick auf die Anwendung der SLCA für Technologieanalysen 49
Tabelle 9 Nachhaltigkeitsziele und substantielle Regeln des Helmholtz-Konzepts, Beispiele für Indikatoren und Darstellung der thematischen Überschneidungen mit dem LCSA-Konzept 52
Tabelle 10 Instrumentelle Regeln des Helmholtz-Konzepts, Beispiele für Indikatoren und Darstellung der thematischen Überschneidungen mit den SLCA-*subcategories* 57
Tabelle 11 Soziale und sozioökonomische Auswirkungen einer verbesserten Wasserversorgung 59
Tabelle 12 *Subcategories* der SLCA guidelines die 1) geeignet sind für eine vergleichende Technologie-analyse und 2) einen Bezug zu Implementierungsbedingungen von Technologien zeigen 63
Tabelle 13 Zusätzliche soziale Indikatoren zur Technologieanalyse mit Bezug zu Implementierungsbedingungen 66
Tabelle 14 Übersicht zu existierenden Technologien im Wassersektor im ruralen Gebiet Gunung Sewu 78
Tabelle 15 Verständnis des Nachhaltigkeitsbegriffs im IWRM-Indonesien Projekt 79
Tabelle 16 Funktionelle Einheit(en) und Eigenschaften der betrachteten Technologien 84
Tabelle 17 LCA-Wirkungskategorien 93
Tabelle 18 LCC-Indikatoren 94
Tabelle 19 Social Hotspot Database (SHDB) – Soziale Kategorien und soziale Themen 94
Tabelle 20 Übersicht – Datenquellen zur Modellierung der Technologieoptionen 96
Tabelle 21 Elektrizitätsmix nach Energieträger in Indonesien (2005–2020) 98
Tabelle 22 Indonesischer Elektrizitätsmix 2009 – Zusammenstellung verschiedener Datensätze zur Modellierung der Bereitstellung elektrischer Energie aus unterschiedlichen Energieträgern 99
Tabelle 23 Bribin Sperrwerk – Errichtung. Annahmen und Daten für die Modellierung 102
Tabelle 24 Bribin Sperrwerk – Betrieb. Annahmen und Daten für die Modellierung 103
Tabelle 25 Anlage Bribin – Wehranlage und zwei Pumpen – Betrieb. Material- und Energieverbräuche 104
Tabelle 26 Wasserverteilungsnetz – Errichtung und Betrieb. Altes und optimiertes System 105
Tabelle 27 Vorfiltration (Langsamsandfiltration). Dimensionierung, Material- und Energieverbräuche für Errichtung und Betrieb 106
Tabelle 28 Vergleich alternativer Aufbereitungstechnologien (Hygienisierung) in der Pilotanlage. Bestandteile sowie Material- und Energieverbräuche in der Nutzungsphase 108
Tabelle 29 Abwasserbehandlungstechnologien: 2-Kammer Septic tank und vorgefertigter Septic tank. Dimensionierung, Material- und Energieverbräuche sowie Kosten für Errichtung und Betrieb 109
Tabelle 30 Vergleich der Lebenszykluskosten für vier verschiedene Wasseraufbereitungstechnologien bezogen auf 1 m^3 aufbereitetes Wasser und eine Aufbereitung von 1.000 m^3/a 123
Tabelle 31 Social Hotspot Database – Soziale Themen und soziale Aspekte am Beispiel der Kategorie Arbeitsrecht und menschenwürdige Arbeit. Darstellung der Risiken auf Länderebene (Indonesien) und für ausgewählte Sektoren mit Bezug zum Wassersektor 131

Tabelle 32 Social Hotspot Database – Soziale Themen und soziale Aspekte am Beispiel der Kategorie Arbeitsrecht und menschenwürdige Arbeit. Darstellung der Risiken für den Ölsektor in Indonesien und in den Exportländern 133
Tabelle 33 Gesundheitsrisiken in Zusammenhang mit unterschiedlichen Energiesystemen in Europa 134
Tabelle 34 Todesfälle pro TWh in verschiedenen Energiesystemen. Darstellung für den indonesischen Elektrizitätsmix 2009 und 2020 135
Tabelle 35 Mögliche – aus sozialer Perspektive relevante – Aspekte und Risiken in Zusammenhang mit unterschiedlichen Aufbereitungstechnologien (Hygienisierung) 136
Tabelle 36 Ausprägung der zusätzlichen sozialen Indikatoren zur Berücksichtigung von Aspekten in Zusammenhang mit der Implementierung von Technologien im IWRM-Indonesien Projekt 137
Tabelle 37 Veranschaulichung der Ergebnisse aus LCA, LCC und SLCA 148

12 LITERATURVERZEICHNIS

Afgan, N. H., M. G. Carvalho und N. V. Hovanov (2000). "Energy System Assessment with Sustainability Indicators". Energy Policy 28: 603–612.

Ambrose, M., S. Burn, D. DeSilva und M. Rahilly (2008). Life Cycle Analysis of Water Networks. *Plastics Pipe XIV: Plastics Pipes Conferences Association*, 22. September, Budapest.

APERC (2006). APEC energy demand and supply outlook 2006. Tokyo, Asia Pacific Energy Research Centre. http://www.ieej.or.jp/aperc/2006pdf/Outlook2006/Whole_Report.pdf (Zugriff: 03.03.2012).

Aquatec (2012). http://www.aquatec-ebern.de/bilder/Aquatec2009web.pdf (Zugriff: 09.03.2012).

Backhaus, K. und M. Voeth (2007). Industriegütermarketing. Vahlen, Stuttgart.

Balkema, A. J., H. A. Preisig, R. Otterpohl, A. J. D. Lambert und S. R. Weijers (2001). "Developing a Model based Decision Support Tool for the Identification of Sustainable Treatment Options for Domestic Wastewater". Water Science and Technology 43(7): 265–269.

Barriosa, R., M. Siebela, A. van der Helmb, K. Bosklopperd und H. Gijzena (2008). "Environmental and Financial Life Cycle Impact Assessment of Drinking Water Production at Waternet". Journal of Cleaner Production 16(4): 471–476.

Bartel, H., W. Krüger und R. Mahnke (2010). Trinkwasserversorgung in Fahrzeugen und auf Märkten, Volksfesten und Großveranstaltungen – Kommentar zu DIN 2001-2. Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.

Bauler, T. (2007). Identifying Methodological Challenges. In: T. Hák, B. Moldan und A. L. Dahl (Eds.). Sustainability Indicators. A Scientific Assessment. Island Press Washington DC., Covelo, London, 49-64.

Baumann, H., R. Arvidsson, T. Hui und W. Ying (2012). "Does the Production of an Airbag injure more People than the Airbag saves in Traffic? Discussing an Alternative Approach to S-LCA Methodology". Journal of Industrial Ecology, in press.

Bayer, P., S. Pfister und S. Hellweg (2008). On the Potential of Life Cycle Assessment in Water Resources Management: Focus on Groundwater. In: Proceedings of the Symposium: *The Role of Hydrology in Water Resources Management*. October, Capri. IAHS Publ. 327 285–295.

Benoît, C., G. A. Norris, D. Aulisio, S. Rogers, J. Reed und S. Overaker (2010). Risk and Opportunity Table Development 2010. http://www.socialhotspot.org/userfiles/SHDB_Risk_And_Opportunity_Tables_-_Final_Fall_2010.pdf (Zugriff: 01.10.2012).

Benoît-Norris, C., G. Vickery-Niederman, S. Valdivia, J. Franze, M. Traverso, A. Ciroth und B. Mazijn (2011). "Introducing the UNEP/ SETAC Methodological Sheets for subcategories of Social LCA". International Journal of Life Cycle Assessment 16 (7): 682–690.

Berger, M. und M. Finkbeiner (2010). "Water Footprinting: How to Address Water Use in Life Cycle Assessment?". Sustainability 2: 919–944.

Berger-Schmitt, R. und H. H. Noll (2000). Conceptual Framework and Structure of a European System of Social Indicators. Centre for Survey Research and Methodology (ZUMA), Social Indicators Department, Mannheim.

Berkefeld (2010). http://berkefeld.com/de/ (Zugriff: 09.03.2012).

Biofil (2012). Biofil Ramah Lingkungan. http://www.biofilseptictank.com/ (Zugriff: 05.08.2012).

Biswas, A. K. (2004). "Integrated Water Resources Management: A Reassessment: Water Forum Contribution". Water International 29(2): 248–256.

BMBF (2012). Fördermaßnahme Integriertes Wasserressourcen-Management (IWRM). http://www.wasserressourcen-management.de/ (Zugriff: 28.10.2012).

Bozhilova-Kisheva, K. (2012). Combining S-LCA with E-LCA. *Workshop: Practical Aspects of Social Life Cycle Assessment*, 25.05.2012, Berlin.

Bringezu, S. und H. Schütz (2010). Material Use Indicators for Measuring Resource Productivity and Environmental Impacts. Workshop - 25.-26.02. Berlin. Final report. Wuppertal Institute for Climate, Environment and Energy, Wuppertal.

Brunner, P. H. und H. Rechberger (2004). Practical Handbook of Material Flow Analysis, CRC Press LLC, Boca Raton, Florida.

Bundestag (1998). Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlussbericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des 13. Deutschen Bundestages. Bundestagsdrucksache 13/11200, Bonn.

Burdge, R. J., G. Williams, L. Llewellyn, K. Finsterbusch, R. Stoffle, L. Leistritz, C. P. Wolf, J. Thompson, P. Fricke, R. Gramling, J. S. Petterson und A. Holden (1994). Guidelines and Principles for Social Impact Assessment. US. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-16, 29p.

Burdge, R. J. (1998). A Conceptual Approach to Social Impact Assessment: Revised Edition Collection of Writings by Rabel J. Burdge and Colleagues. Social Ecology Press. Middleton, Wisconsin.

CALCAS (2009). Coordination Action for Innovation in Life-Cycle Analysis for Sustainability. http://www.calcasproject.net/ (Zugriff: 19.01.2012).

Capitano, C., M. Traverso, G. Rizzo und M. Finkbeiner (2011). Life Cycle Sustainability Assessment: an Implementation to Marble Products. Proceedings. *LCM 2011 - Towards Life Cycle Sustainability Management*, 28.–31.08., Berlin.

Carrera, D. G. und A. Mack (2010). "Sustainability assessment of Energy Technologies via Social Indicators: Result of a Survey among European Energy Experts". Energy Policy 38: 1030–1039.

CML (2001). CML Guide - Part2b: Operational Annex. http://media.leidenuniv.nl/legacy/new-dutch-lca-guide-part-2b.pdf. (Zugriff: 22.09.2010).

Cooper, J. S. (2003). "Specifying Functional Units and Reference flows for Comparable Alternatives". International Journal of Life Cycle Assessment 8: 337–349.

CSD (2001). Commission of Sustainable Develoment: Indicators of Sustainable Development – Guidelines and Methodologies, New York.

CSD (2008). Commission of Sustainable Development: Indicators of Sustainable Development. http://www.un.org/esa/sustdev/natlinfo/indicators/isdms2001/table_4.htm (Zugriff: 13.05.2010).

CSD (2012). Commission on Sustainable Development. http://sustainabledevelopment.un.org/csd.html (Zugriff: 14.10.2012).

Damayanti, V. R. (2009). Analysis of Governmental Institutions' Performance on Wastewater and Solid Waste Service. Case Study in Gunung Kidul, Indonesia. Master thesis. Karlsruhe Institut für Technologie (KIT), Karlsruhe.

de Haes, U., O. Jolliet, G. Finnveden, M. Hauschild, M. Krewitt und R. Mueller-Wenk (1999). "SETAC-Europe: Second Working Group on LCIA (WIA-2) – Best Available Practice Regarding Impact Categories. Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment and Background Document for the Second Working Group on Life Cycle Impact Assessment". International Journal of Life Cycle Assessment 4(2).

Destatis (2011). www.destatis.de (Zugriff: 09.03.2012).

DIN 2460 (2006). Stahlrohre und Formstücke für Wasserleitungen (DIN2460:2006-06), Beuth Verlag GmbH, Berlin.

Dreyer, L., M. Z. Hauschild und J. Schierbeck (2006). "A Framework for Social Life Cycle Impact Assessment". International Journal of Life Cycle Assessment 11(2): 88–97.

Dreyer, L., M. Z. Hauschild und J. Schierbeck (2010a). "Characterisation of Social impacts in LCA. Part 1: Development of Indicators for Labour Rights". International Journal of Life Cycle Assessment 15(3): 247–259.

Dreyer, L., M. Hauschild und J. Schierbeck (2010b). "Characterisation of Social Impacts in LCA. Part 2: Implementation in six Company Case Studies". International Journal of Life Cycle Assessment 15(4): 385–402.

EC (2001). Summary of Discussions at the 3rd Integrated Product Policy Expert Workshop. Environmental Management Systems (Including Product- Oriented Environmental Management Systems), European Commission, Brussels.

EC (2011) http://ec.europa.eu/energy/observatory/doc/country/2011_07_indonesia.pdf. (Zugriff: 04.03.2012).

ecoinvent (2007). ecoinvent 2.0, Swiss Centre for Life Cycle Inventories. http://www.ecoinvent.ch/ (Zugriff: 20.02.2011).

EcoSan (2005). Fact sheet on Sanitation. Introduction to the Main Characteristics of Human Excreta and Grey Water. http://www.susana.org/lang-en/library/library?view=ccbktypeitem&type=2&id=1217 (Zugriff: 08.09.2011).

Einhorn (2012). http://www.einhorn-medizintechnik.de/product_info.php?products_id=7754&partner=GPS_DE (Zugriff: 09.03.2012).

Ekener Petersen, E und G. Finnveden (2013). Potential Hotspots Identified by Social LCA – Part 1: A Case Study of a Laptop Computer. International Journal of Life Cycle Assessment 18 (1): 127–143.

Ekvall, C. (2004). LCA AV DRICKSVATTENDESINFEKTION – En Jämförelse av klor och UV-ljus. (LCA of tap water disinfection – A Comparison of Chlorine and UV-light). SLU. Department of Biometry and Engineering, Uppsala.

Ekvall, T. (2002a). Economists Wanted in Life Cycle Assessment. *The 10th International Conference of the Greening of Industry Network*, 23.–26.06., Göteborg.

Ekvall, T. (2002b). Limitations of Consequential LCA. *InLCA-LCM 2002 E-Conference* 20.-25.05. http://www.lcacenter.org/lca-lcm/index.html (Zugriff: 03.05.2012).

Ekvall, T. und B. Weidema (2004). "System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis". International Journal of Life Cycle Assessment 9(3): 161–171.

Endres, A. und R. Bertram (2004). Nachhaltigkeit und Biodiversität. Diskussionsbeitrag Nr. 356, März, herausgegeben vom Dekan des Fachbereichs Wirtschaftswissenschaften der Fernuniversität in Hagen, Hagen.

Erikson, O., G. Finnveden, T. Ekvall und A. Bjorklund (2007). "Life Cycle Assessment of Fuels for District Heating: A Comparison of Waste Incineration, Biomass- and Natural Gas Combustion". Energy Policy 35(17): 1346–136.

ESI (2005). Environmental Sustainability Index. Benchmarking National Environmental Stewardship. Appendix B Country Profiles. http://www.yale.edu/esi/b_countryprofiles.pdf (Zugriff: 29.01.2011).

EU (2003). Integrierte Produktpolitik – Auf den ökologischen Lebenszyklus-Ansatz aufbauen. KOM(2003) 302. EU Kommission der europäischen Gemeinschaften, Brüssel.

EUROSTAT (2009). Nachhaltige Entwicklung in der Europäischen Union. Fortschrittsbericht über die EU-Strategie für Nachhaltige Entwicklung, Luxemburg.

Evans, A., V. Strezov und T. J. Evans (2009). "Assessment of Sustainability Indicators for Renewable Energy Technologies". Renewable and Sustainable Energy Reviews (13): 1082–1088.

Faulkner, A. O. und M. L. Albertson (1986). "Tandem Use of Hard and Soft Technology: An Evolving Model for Third World Village Development". International Journal of Applied Engineering Education 2(2): 127–137.

Finkbeiner, M. (2009). "Vom Umweltschutz zur Nachhaltigkeit – Die Nachhaltigkeitsnutzwertanalyse unterstützt die Verwirklichung eines zentralen Paradigmenwechsel in Politik und Wirtschaft". Müllmagazin 2.

Finkbeiner, M., E. M. Schau, A. Lehmann und M. Traverso (2010). "Towards Life Cycle Sustainability Assessment". Sustainability 2: 3309–3322.

Finnveden, G., M. Z. Hauschild, T. Ekvall, J. Guinee, R. Heijungs, S. Hellweg, A. Koehler, D. Pennington und S. Suh (2009). "Recent developments in Life Cycle Assessment". Journal of Environmental Management: 1–21.

Fischbach, R. und K. Wollenberg (2007). Volkswirtschaftslehre 1: Einführung und Grundlagen. Oldenbourg Verlag, München.

Fischer, T. B. (2007). Theory and Practice of Strategic Environmental Assessment: Towards a More Systematic Approach. Earthscan, London.

Fleischer, T. und A. Grunwald (2002). Technikgestaltung für mehr Nachhaltigkeit - Anforderungen an die Technikfolgenabschätzung. In: A. Grunwald (Hrsg.). Technikgestaltung für eine nachhaltige Entwicklung. Band 4. edition sigma, Berlin.

Franze, J. und A. Ciroth (2010). Social LCA of an Ecolabeled Notebook. *Xth Conference on Life Cycle Assessment*, 2. - 4. November, Portland.

Franze, J. und A. Ciroth (2011). "A Comparison of Cut Roses from Ecuador and the Netherlands". International Journal of Life Cycle Assessment 16(4): 366–379.

Frees, N. (2008). "Crediting Aluminium Recycling in LCA by Demand of by Disposal". International Journal of Life Cycle Assessment 13(3): 212–218.

Friedrich, E. (2002). "Life Cycle Assessment as an Environmental Management Tool in the Production of Potable water". Water Science and Technology 46(9): 29–36.

Frischknecht, R., U. Bollens, S. Bosshart, M. Ciot, L. Ciserl, G. Doka, R. Dones, U. Gantner, R. Hischier und A. Martin (1996). Ökoinventare von Energiesystemen. Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz. B. f. Energie. Bern, Gruppe Energie - Stoffe - Umwelt (ESU). 3. Auflage. Eidgenössische Technische Hochschule Zürich und Sektion Ganzheitliche Systemanalysen, Paul Scherrer Institut, Villigen.

Fuchs, S., M. Leicht und A. Silva (2011). Endbericht zum Thema - Integriertes Wasserressourcen - Management (IWRM), in Gunung Kidul, Java, Indonesien. Teilprojekt 8: Konzeption und Implementierung einer angepassten Trinkwasseraufbereitung und Trinkwasserversorgung.

Gabler (2012). Gabler Wirtschaftslexikon, Gabler Verlag. http://wirtschaftslexikon.gabler.de/ (Zugriff: 20.06.2012)

Geldof, G. D. (1997). "Coping with Uncertainties in Integrated Urban Water Management". Water Science and Technology 36(8–9): 265–269.

Ghimire, S. R., D. W. Watkins und K. Li (2012). "Life Cycle Cost Assessment of a Rain Water Harvesting System for Toilet Flushing". Science & Technology: Water Supply 12(3): 309–320.

Gimbel, R. und A. Nahrstedt (2004). Grundlagen der Tiefenfiltration. In: DVGW Deutsche Vereinigung des Gas-Wasserfaches e.V. (Hrsg.). Wasseraufbereitung – Grundlagen und Verfahren. 6. Auflage. Oldenbourg Verlag, München.

Girin, J., (Eds.) (2000). Management et Complexité: Comment Importer en Gestion un Concept Polysémique? . Les Nouvelles Fondations des Sciences de Gestion. Vuibert, Paris.

Gleick, P. H. (1996). "Basic Water Requirements for Human activities: Meeting Basic Needs". Water International 21: 83–92.

Goedkoop, M. und R. Spriensma (2000). The Eco-indicator 99. A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment. Methodology Report. PRé Consultants B.V. 2., Amersfoort.

Goedkoop, M. (2008). Rebounds discovered, and now… *VIIIth Conference on Life Cycle Assessment*, 30.09.–02.10, Seattle.

Grambow, M. (2008). Wasserressourcenmanagement – Integriertes Wasserressourcenmanagement von der Theorie zur Umsetzung, Vieweg Verlag, Wiesbaden.

Grant, T. und M. Hallmann (2003). "Urban Domestic Water Tanks: Life Cycle Assessment". Water: 22–27.

GRI (2002). Global Reporting Initiative: Sustainability reporting Guidelines, Boston

Grießhammer, R., M. Buchert, C.-O. Gensch, C. Hochfeld, A. Manhart und I. Rüdenauer (2007). PROSA – Product Sustainability Assessment. Öko-Institut e.V., Freiburg.

Grigg, N. S. (1999). "Integrated Water Resources Management: Who should lead, who should pay?". Journal of American Water Resources Association 35(3): 527–534.

Grunwald, A. (2006). Technikfolgenabschätzung als Nachhaltigkeitsbewertung – Konzeptionelle Herausforderungen und methodische Probleme. In: Kopfmüller, J. (Hrsg.). Ein Konzept auf dem Prüfstand. Band 12. edition sigma, Berlin.

Grunwald, A. (2010). Technikfolgenabschätzung – eine Einführung. edition sigma, Berlin.

Grunwald, A. und J. Kopfmüller (2012). Nachhaltigkeit. Campus Verlag, Frankfurt/New York.

Guckes, J. (2006). Abschlussbericht – Soziokulturelle Begleitstudie zum Verbundprojekt: Wasserwirtschaft in einem realen Katastrophengebiet – Ad–hoc Projekt im Nachgang zum Erdbeben in der Provinz Yogyakarta. Gießen, Institut für Geographie (IfG), Justus-Liebig-Universität Gießen. www.hoehlenbewirtschaftung.de (Zugriff: 25.05.2009).

Guinée, J., R. Heijungs, G. Huppes, A. Zamagni, P. Masoni, R. Buonamici, T. Ekvall und T. Rydberg (2010). "Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future". Environmental Science & Technology 45: 90–96.

Guinée, J. B. und R. Heijungs (2011). "Life Cycle Sustainability Analysis". Journal of Industrial Ecology 15(5): 656–658.

GWP (2000). Global Water Partnerships – Technical Advisory Committee (GWP-TAC). Background Paper No. 4: Integrated Water Resources Management, Stockholm.

Hák, T., B. Moldan und A. L. Dahl (Eds.) (2007). Sustainability Indicators. A Scientific Assessment. Island Press Washington DC., Covelo, London.

Hassel, N. (2009). IWRM in Gunung Kidul Indonesia. Preliminary Design of the Main line System. Presentation, 27.10.,Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG), Karlsruhe.

Hassel, N. und P. Klingel (2010). German-Indonesian Cooperative Project: Integrated Water Resources-Management (IWRM) in Gunung Kidul, Java, Indonesia. TP1/B Water distribution. Restructuring of the Main line System Bribin – Costs of planning and implementation.

Hauff, V. (1987). Unsere gemeinsame Zukunft. Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. Eggenkamp Verlag, Greven.

Hazeltine, B. und C. Bull (2003). Field Guide to Appropriate Technology. Elsevier Science & Technology, Amsterdam.

Heijungs, R., G. Huppes und J. B. Guinee (2009). A Scientific Framework for LCA. Deliverable 15 of the CALCAS project. http://www.calcasproject.net/default.asp?site=calcas&page_id=E2669B0F-9DB7-4D1E-95B0-407BC7949030 (Zugriff: 19.01.2012).

Heinrich, G. (2007). Allgemeine Systemanalyse. Oldenbourg Verlag, München.

Hellpap, C. (2009). Quality and Performance Test of PICO PV-Systems, Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit. (GTZ). Presentation. http://siteresources.worldbank.org/EXTAFRREGTOPENERGY/Resources/717305-1264695610003/6743444-1268073515450/6.3.PicoPV.pdf (Zugriff: 28.07.2011).

Hischier, R. und I. Reichart (2003). "Multifunctional Electronic Media - Traditional media - The Problem of an Adequate Functional Unit – A Case Study of a Printed Newspaper, an Internet Newspaper and a TV Broadcast". International Journal for Life Cycle Assessment 8(4): 201–208.

Höhlenbewirtschaftung (2010). Verbundprojekt: „Erschließung und Bewirtschaftung unterirdischer Karstfließgewässer, Yogyakarta Special Province, Indonesien“ www.hoehlenbewirtschaftung.de. (Zugriff: 25.05.2009).

Hospido, A., T. Moreira, M. Fernández-Couto und G. Feijoo (2004). "Environmental Performance of a Municipal Wastewater Treatment Plant". Interational Journal of Life Cycle Assessment 9(4): 261–271.

Hospido, A., T. Moreira und G. Feijoo (2008). "A Comparison of Municipal Wastewater Treatment Plants for Big Centres of Population in Galicia (Spain)". International Journal of Life Cycle Assessment 13(1): 57–64.

Hospido, A., L. Milà i Canals, S. McLaren, M. Truninger, G. Edward-Jones und R. Clift (2009). "The Role of Seasonality in Lettuce Consumption: a Case Study of Environmental and Social Issues". International Journal of Life Cycle Assessment 14: 381–391.

Houillon, G. und O. Jolliet (2005). "Life Cycle Assessment of Processes for the Treatment of Wastewater Urban Sludge: Energy and Global Warming Analysis". Journal of Cleaner production 13: 287–299.

Howard, G. und J. Bartram (2003). Domestic Water Quantity, Service, Level and Health. World Health Organization, Genf.

Hübenbecker, P. (2010). Untersuchung zur Entstehung von Desinfektionsnebenprodukten bei der Aufbereitung von Trinkwasser an Bord schwimmender Marineeinheiten unter Anwendungsbedingungen. Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn.

Hunkeler, D. (2006). "Societal LCA Methodology and Case Study". International Journal of Life Cycle Assessment 11(6): 371–382.

Hunkeler, D., G. Rebitzer und K. Lichtenvort (Hrsg.) (2008). Environmental Life Cycle Costing. Taylor & Francis. CRC Press: Boca Raton, Florida.

Huppes, G. (2004). Life Cycle Costing and Life Cycle Assessment in Management Accounting for Sustainability. . Presentation. *EMAN-Conference 4*, 04.03., Lüneburg.

Hutchins, M. J. und J. W. Sutherland (2008). "An Exploration of Measures of Social Sustainability and Their Application to Supply Chain Decisions". Journal of Cleaner Production 16 1688–1698.

IAIA (1994). Guidelines and Principles for Social Impact Assessment. Interorganizational Committee on Social Impact Assessment. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO. International Association for Impact Assessment (IAIA). Belhaven, NC.

IEEJ (2006). Institute of Electrical Engineers of Japan *(*IEEJ*)*. http://www.ieej.or.jp/aperc/2006pdf/Outlook2006// ER_Indonesia.pdf (Zugriff: 03.03.2012).

IfMB (2003). Zwischenbericht – Januar 2004 des Teilprojekt 4 "Konstruktion und Herstellung dauerhafter unterirdischer Sperrwerke unter Berücksichtigung örtlich verfügbarer Baustoffe und Technologien" im Verbundprojekt „Erschließung und Bewirtschaftung unterirdischer Karstfließgewässer, Yogyakarta Special Province, Indonesien“. www.hoehlenbewirtschaftung.de (Zugriff: 25.05.2009).

IfMB (2004). Zwischenbericht – Oktober 2004 des Teilprojekt 4 "Konstruktion und Herstellung dauerhafter unterirdischer Sperrwerke unter Berücksichtigung örtlich verfügbarer Baustoffe und Technologien" im Verbundprojekt „Erschließung und Bewirtschaftung unterirdischer Karstfließgewässer, Yogyakarta Special Province, Indonesien“. www.hoehlenbewirtschaftung.de (Zugriff: 25.05.2009).

IfMB (2006). Zwischenbericht – April 2006 des Teilprojekt 4 "Konstruktion und Herstellung dauerhafter unterirdischer Sperrwerke unter Berücksichtigung örtlich verfügbarer Baustoffe und Technologien" im Verbundprojekt „Erschließung und Bewirtschaftung unterirdischer Karstfließgewässer, Yogyakarta Special Province, Indonesien“. www.hoehlenbewirtschaftung.de (Zugriff: 25.05.2009).

IISD (2002). Compendium of Sustainable Development Indicator Initiatives. International Institute for Sustainable Development, Winnipeg.

IISD (2012). Dashboard of Sustainability International Institute for Sustainable Development. http://www.iisd.org/cgsdi/dashboard.asp (Zugriff: 11.09.2012).

Ikhwan, M. (2011). Besprechung zur Datenerhebung in Zusammenhang mit der Anlage Bribin-Sindon.

IPCC (2001). Climate Change 2001: The Scientific Basis. In: J. T. Houghton, Y. Ding, D. J. Griggs, N. Noguer, P. J. van der Linden, D. Dai, K. Maskell and C. A. Johnson (Eds.). Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge.

ISO 14040 (1997). "Environmental Management – Life Cycle Assessement – Principles and Guidelines". International Organization for Standardization, Genf.

ISO 14001 (2004). Environmental Management Systems – Requirements with Guidance for Use (ISO 14001:2004). International Organization for Standardization, Genf.

ISO 14040 (2006). "Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework (ISO 14040:2006)". International Organization for Standardization, Genf.

ISO 14044 (2006). "Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines (ISO 14044:2006)". International Organization for Standardization, Genf.

ISO 26000 (2010). "Guidance on Social Responsibility (ISO 26000:2010)". International Organization for Standardization, Genf.

IWG (2003). Zwischenbericht 2003 – 02WT0424 im Verbundprojekt: „Erschließung und Bewirtschaftung unterirdischer Karstfließgewässer, Yogyakarta Special Province, Indonesien“. www.hoehlenbewirtschaftung.de (Zugriff: 25.05.2009).

IWG (2004). Zwischenbericht 2004 – 02WT0424 im Verbundprojekt: „Erschließung und Bewirtschaftung unterirdischer Karstfließgewässer, Yogyakarta Special Province, Indonesien“. www.hoehlenbewirtschaftung.de (Zugriff: 25.05.2009).

IWG (2007). Zwischenbericht 2007 – 02WT0424 des Teilprojekts „Koordination des Verbundprojekts“ & „Wasser- und Energiebewirtschaftung unterirdischer Fließgewässer“ im Verbundprojekt: „Erschließung und Bewirtschaftung unterirdischer Karstfließgewässer, Yogyakarta Special Province, Indonesien“. www.hoehlenbewirtschaftung.de (Zugriff: 25.05.2009).

IWRM (2011). "BMBF-Verbundprojekt IWRM Indonesien." www.iwrm-indonesien (Zugriff: 30.11.2011).

Jeffrey, P. und M. Gearey (2006). "Integrated Water Resources Management: Lost on the Road from Ambition to Realisation?". Water Science and Technology 53(1): 1–8.

Jeffrey, P. J., W. Medema und B. S. McIntosh (2008). "From Premise to Practice: a Critical Assessment of Integrated Water Resources Management and Adaptive Management Approaches in the Water

Sector. Synthesis, part of a Special Feature on New Methods for Adaptive Water Management". Ecology and Society 13(2): 29.

Jewitt, G. (2002). "Can Integrated Water Resources Management Sustain the Provision of Ecosystem Goods and Services?". Physics and Chemistry of the Earth 27(11–22): 887–895.

Jønch-Clausen, T. und J. Fugl (2001). "Firming up the Conceptual Casis of Integrated Water Resources Management". International Journal of Water Resources Development 17(4): 501–511.

Jones, R. (2008). A Sustainability Assessment of the International Association of Impact Assessment. The Art and Science of Impact Assessment. *28th Annual Conference of the International Association for Impact Assessment*, 04.-10.05., Perth.

Jørgensen, A., A. LeBocq, L. Nazarkina und M. Hauschild (2008). "Methodologies for Social Life Cycle Assessment". International Journal of Life Cycle Assessment 13(2): 96–103.

Jørgensen, A., M. Z. Hauschild, M. S. Jørgensen und A. Wangel (2009). "Relevance and Feasibility of Social Life Cycle Assessment from a Company Perspective". International Journal of Life Cycle Assessment 14: 204–214.

Jørgensen, A., I. T. Hermann und J. B. Mortensen (2010). "Is LCC relevant in a Sustainability Assessment?" International Journal of Life Cycle Assessment 15: 531–532.

Jørgensen, A. (2012a). Sketching an Impact Assessment Method for LCSA. *18th SETAC LCA Case Study Symposium: Sustainability Assessment in the 21st Century – Tools, Trends and Applications*, 26.–28.11., Kopenhagen.

Jørgensen, A. (2012b). "Social LCA – a way ahead?". Editorial. International Journal of Life Cycle Assessment. 18(2): 296–299.

Jørgensen, A., L. Dreyer und A. Wangel (2012c). "Addressing the Effect of Social Life Cycle Assessments". International Journal of Life Cycle Assessment 17: 828–839.

Kemm, J. und J. Parry (Eds.) (2004). What is HIA? Introduction and Overview on Health Impact Assessment. Oxford University Press, Oxford.

Klingel, P. und A. Knobloch (2009). "Anwendung hydraulischer Simulationsmodelle zur Analyse und Planung von Wasserverteilungssystemen". WasserWirtschaft 99 (Heft 7–8).

Klingel, P., N. Hassel, P. Oberle und F. Nestmann (2010). Energy Efficiency as the Limiting Constraint for Water Supply Case Study Bribin Water Distribution System, Java, Indonesia. *IWA International Specialised Conference "Water Loss 2010"*, 21.–22.11, KIT Scientific Publishing, Karlsruhe.

Klöpffer, W. (2007). Life-Cycle Based Sustainability Assessment as Part of LCM. *3rd International Conference on Life Cycle Management*, 27.-29.08., Zürich.

Klöpffer, W. (2008). "Life Cycle Sustainability Assessment of Products (with Comments by Helias A. Udo de Haes p. 95)". International Journal of Life Cycle Assessment 13(2): 89–95.

Klöpffer, W. und A. B. Heinrich (2009). "Our Plans and Expectations for the 14th volume 2009 of Int J Life Cycle Assess". International Journal of Life Cycle Assessment 14: 1–7.

Klöpffer, W. und B. Grahl (2009). Ökobilanz (LCA) – Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf. Wiley-VCH, Weinheim.

Kopfmüller, J., V. Brandl, J. Jorissen, M. Paetau, G. Banse, R. Coenen und A. Grunwald (2001). Nachhaltige Entwicklung integrativ betrachtet – Konstitutive Elemente, Regeln, Indikatoren. Global zukunftsfähige Entwicklung – Perspektiven für Deutschland. Band 1. edition sigma, Berlin.

Kopfmüller, J. (2006). Das integrative Konzept nachhaltiger Entwicklung: Motivation, Architektur, Perspektiven. In: J. Kopfmüller (Hrsg.). Ein Konzept auf dem Prüfstand. Band 12. edition sigma, Berlin.

Kosow, H., R. Gaßner, L. Erdmann und B.-J. Luber (2008). Methoden der Zukunfts- und Szenarioanalyse Überblick, Bewertung und Auswahlkriterien. Werkstatt Bericht Nr. 103. Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung (IZT), Berlin.

Kruse, S. A., A. Flysjö, N. Kasperczyk und A. J. Scholz (2009). "Socioeconomic Indicators as a Complement to Life Cycle Assessment – An Application to Salmon Production Systems". International Journal of Life Cycle Assessment 14: 8–18.

Labuschagne, C. und A. C. Brent (2006). "Social Indicators for Sustainable Project and Technology Life Cycle Management in the Process Industry". International Journal of Life Cycle Assessment 11(1): 3–15.

Landu, L. und A. C. Brent (2006). "Environmental Life Cycle Assessment of Water Supply in South Africa: The Rosslyn Industrial Area as a Case Study". Water SA 32(2): 249–256.

Lassaux, S., R. Renzoni und A. Germain (2007). "Life Cycle Assessment of Water from the Pumping Station to the Wastewater Treatment Plant". International Journal of Life Cycle Assessment 12(2): 118–126.

Law No.7 (2004). Law No.7/2004 on Water Resources http://www.ecolex.org/ecolex/ledge/view/ RecordDetails;jsessionid=1C673291504C2EBABACD60EDF569351E?id=LEX-AOC048775&index=documents (Zugriff: 01.06.2011).

LCI (2010). Life Cycle Initiative (LCI). Methodological Sheets of Sub-Categories of Impact for a Social LCA. http://lcinitiative.unep.fr/. (Zugriff: 17.12.2011).

Lehmann, A., H. Lehn, J. Kopfmüller und M. Finkbeiner (2010). Life Cycle Assessment (LCA) as a Decision Support Tool for Technologies within an IWRM. Posterbeitrag. Conference Proceedings, Hartwig Steusloff (Ed.), IWRM Karlsruhe, 24.–25.11, 2010, KIT Scientific Publishing, Karlsruhe.

Lehmann, A., M. Finkbeiner, H. Lehn und J. Kopfmüller (2011a). Life Cycle based Sustainability Assessment as Decision Support for an Integrated Water Resources Management in an Indonesian Karst Region. *LCM 2011 – Towards Life Cycle Sustainability Management*, 28.–31.08., Berlin.

Lehmann, A., H. Lehn, J. Kopfmüller und M. Finkbeiner (2011b). Life Cycle Based Sustainability Assessment of Technologies for Sanitation Case study: Integrated Water Resources Management (IWRM) Project in Gunung Kidul, Java, Indonesien. *IWRM 2011: International Conference on Integrated Water Resources Management*, 12.–13.10., Dresden.

Lehmann, A., D. Russi, A. Bala, M. Finkbeiner und Fullana-i-Palmer (2011c). "Integration of Social Aspects in Decision Support, Based on Life Cycle Thinking". Sustainability 3(4): 562–577.

Lehmann, A., E. Zschieschang, L. Schebek und M. Finkbeiner (2011d). Feasibility of Current S-LCA Methodology for Technology Assessment. S*ETAC Europe 21st Annual Meeting*, 15.–19.05., Mailand.

Lehmann, A.**,** M. Finkbeiner, H. Lehn und J. Kopfmüller (2012a). Life Cycle Sustainability Assessment of Water Treatment Technologies within IWRM, Indonesia. *18th SETAC LCA Case Study Symposium: Sustainability Assessment in the 21st Century – Tools, Trends and Applications*, 26.–28.11., Kopenhagen.

Lehmann, A., K. Matthies, J. Kopfmüller, H. Lehn und M. Finkbeiner (2012b). Life Cycle Costing of Water Treatment Technologies within IWRM, Indonesia. Poster. *IWRM 2012: Integrated Water Resources Management Conference Karlsruhe*, 21.–2 2.11., Karlsruhe.

Lehmann, A., E. Zschieschang, M. Traverso, L. Schebek und M. Finkbeiner (2013). "Social Aspects for Sustainability Assessment of Technologies – Challenges for S-LCA". International Journal of Life Cycle Assessment. doi: 10.1007/s11367-013-0594-0.

Libra, D. J. (2010). Der Water Footprint als Bewertungsparameter für Integriertes Wasserressourcenmanagement. *"Virtuelles Wasser" und "Water Footprint". Kritische Diskussion zum Nutzen von Neuen Bewertungsparametern in der internationalen Nachhaltigkeitsdebatte und Wasserwirtschaft. Wasserwerkstatt*, 24.06., Berlin.

Long, N. D., S. Ogunlana, T. Quang und K. C. Lam (2004). "Large Construction Projects in Developing Countries: a Case Study from Vietnam". International Journal of Project Management 22: 553–561.

Lu, B. (2009). Integrated LCA of Obsolete PC Recycling System. *2nd Life Cycle Management China Conference,* 14.11.–16.11., Bejing.

Lundin, M. und G. M. Morrison (2002). "A Life Cycle Assessment Based Procedure for Development of Environmental Sustainability Indicators for Urban Water Systems." Urban Water 4: 145–152.

Lux, T. (2008). IWRM-Institutionelle und rechtliche Rahmenbedingungen. http://www.uni-giessen.de/cms/fbz/fb07/fachgebiete/geographie/forschung/projekte/laufendeprojekte/iwrm/untersuchungsgebiet/institutionen/ (Zugriff: 02.04.2012).

Macombe, C., P. Feschet, M. Garrabé und D. Loeillet (2010). Reporting the Social Indicators to the Functional Unit for Food Product. Theoretical Contribution Regarding the Collection of Relevant Data. *VII International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-food-sector*, 22.–24.09., Bari.

Macombe, C., P. Feschet, D. Loeillet und M. Garrabé (2011). Recent Developments in Assessing the Social Impacts of the Product Life Cycles. Synthesis of the Proceedings. *International Seminar on Social LCA,* 05.–06.05., Montpellier.

Majer, H. (2004). Nachhaltigkeit – was bedeutet das? Ulmer Initiativkreis nachhaltige Wirtschaftsentwicklung e.V. 12/2004.

Marjianto (2010). Interview LPTP.

Martínez-Blanco, J., A. Lehmann, P. Munoz, A. Anton, M. Traverso, J. Rieradevall und M. Finkbeiner (2013). "Social Life Cycle Assessment of Compost and Mineral Fertilizers Use in Horticulture. Challenges and Recommendations for Social Performance in a Real Case Study". Submitted to Journal of Cleaner production.

Matthies, K. (2010). Wasserqualitätsmonitoring und Wasseraufbereitung - TP7/8 + TP17. *IWRM-Status-Workshop*, 28.04., Karlsruhe.

Matthies, K. und U. Obst (2011). Development of an Appropriate Water Treatment for the Karst Region Gunung Kidul, Southern Java, Indonesia. *IWRM 2011: International Conference on Integrated Water Resources Management*, 12.–13.10., Dresden.

Meadows, D. H., D. L. Meadows, J. Randers und W. W. Behrens (1972). The Limits to Growth. Universe Books, New York.

Meadows, D. H. (1998). Indicators and Information Systems for Sustainable Development. The Sustainable Institute, Hartland Four Corners VT.

Meneses, M., J. C. Pasqualinoa und F. Castellsa (2010). "Environmental Assessment of Urban Wastewater Reuse: Treatment Alternatives and Applications". Chemosphere 81(2): 266–272.

Merz (2011). EG-Sicherheitsdatenblatt gemäß Verordnung (EG) Nr. 1907/2006. Mucasol. Merz Hygiene GmbH, Frankfurt am Main.

Nas, T. F. (Ed.) (1996). Cost-Benefit Analysis. Theory and Application. Sage Publications Inc.,Thousand Oaks.

Nayono, S. (2009). Indicators for Sustainability Assessment of Integrated Water Resources Management in Gunung Kidul, Java, Indonesia. Unveröffentlichter Bericht.

Nayono, S. (2010). Survey on water situation in Gunung Kidul. Unveröffentlichter Fragebogen.

Nayono, S., H. Lehn, J. Kopfmüller, J. Londong, A. Lehmann (2011). Baseline Indicators to Support Decision Making in Sanitation Case Study: Integrated Water Resources Management Project in Rural Karst Area of Gunung Kidul, Java, Indonesia. *IWRM 2011: International Conference on Integrated Water Resources Management*, 12.–13.10., Dresden.

Nayono, S., H. Lehn, J. Kopfmüller, A. Lehmann und J. Londong (2012). Development of a Tool to Analyze Wastewater Treatment Sustainability: Indicators to Assess Technologies for Rural Areas in Developing Countries. *IWRM Karlsruhe Conference*, 21.–22.11., Karlsruhe.

Nazarkina, L. und A. Le Bocq (2006). Social Aspects of Sustainability Assessment: Feasibility of Social Life Cycle Assessment (S-LCA). *EDF 2006*, 09.–12.05., Moretsur-Loing.

Neßhoefer, C., A. Berghoefer und S. Beck (2007). Weltranglisten als Beratungsinstrumente für Umweltpolitik. Eine Einschätzung des Environmental Performance Index, Marburg.

Nestmann, F., P. Oberle, M. Ikhwan und Solichin (2005). Verbundprojektantrag und Anträge der Teilprojekte zum Thema „Integriertes Wasserressourcen Management (IWRM) in Gunung Kidul, Java, Indonesien".

Nieuwenhout, F. D. J., A. van Dijk, P. E. Lasschuit, G. van Roekel, V. A. P. van Dijk, D. Hirsch, H. Arriaza, M. Hankins, B. D. Sharma und H. Wade (2001). "Experience with solar Home Systems in Developing Countries: A Review". Progress in Photovoltaics: Research and Applications 9: 455–474.

Norris, G. A. (2006). "Social Impacts in Product Life Cycles. Towards Life Cycle Attribute Assessment". International Journal of Life Cycle Assessment Special Issue 1: 97–104.

Oberle, P., J. Kappler und B. Unger (2005). Integriertes Wasserressourcenmanagement (IWRM) in Gunung Kidul Java, Indonesien. Abschlussbericht. Karlsruhe, Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG). www.hoehlenbewirtschaftung.de (Zugriff: 25.05.2009).

Odendaal, P. E. (2002). Integrated Water Resources Management (IWRM), with special Reference to sustainable Urban Water Management. *Conference and Exhibition on Integrated Environmental Management in South Africa (CEMSA)* Johannesburg.

OECD (1998). Towards Sustainable Development. Environmental Indicators. Paris.

OECD/ IEA (2011). Electricity/Heat in Indonesia in 2009. http://www.iea.org/stats/electricitydata.asp?COUNTRY_CODE=ID (Zugriff: 03.09.2012).

Oertel, M. (2010). Konzept für Capacity Building in der Abwasserbehandlung des Krankenhauses Wonosari/ Java, Indonesien. Masterarbeit. Karlsruhe Institute für Technology (KIT), Karlsruhe.

Oertel, T. und T. Fleischer (2001). Brennstoffzellen-Technologie: Hoffnungsträger für den Klimaschutz. Technische, ökonomische und ökologische Aspekte ihres Einsatzes in Verkehr und Energiewirtschaft. Beiträge zur Umweltgestaltung A146, Berlin.

Öko-Institut (1987). Produktlinienanalyse – Bedürfnisse, Produkte und ihre Folgen. Öko-Institut. Projektgruppe Ökologische Wirtschaft, Köln.

Parent, J., C. Cucuzzella und J.-P. Revéret (2010). "Impact assessment in SLCA: sorting the sLCIA methods according to their outcomes". International Journal of Life Cycle Assessment 15: 164–171.

Parris, T. und R. Kates (2003). "Characterizing and Measuring Sustainable Development". Annual Review of Environment and Resources 28: 559–586.

Patel, M. (2009). Sustainability Assessment of Technologies – Mid Term and Long Term Research to improve the Sustainability Evaluation of Technologies. *CALCAS Workshop-Life Cycle Analysis for Sustainability Governance*, 17.–20.02., Brussels.

PE-International (2012). "GaBi LCA Software". http://www.pe-international.com/deutsch/index/ (Zugriff: 01.03.2012).

Peri, G., M. Traverso, M. Finkbeiner und G. Rizzo (2011). Issues to be Considered for an Environmental, Economic and Social Assessment of Green Roofs by a Life Cycle Approach Point of View. *Life Cycle Management 2011 Conference*, 28.–31.08., Berlin.

Peters, K. (1984). Die Nachhaltigkeit als Grundsatz in der Forstwirtschaft, ihre Verankerung in der Gesetzgebung und ihre Bedeutung in der Praxis. Dissertation. Universität Hamburg, Hamburg.

Pfister, S. (2009). Water & Life Cycle Assessment – New developments and Future Challenges. Speakers' Corner Events. *5th World Water Forum,* 20.–22.03, Istanbul. http://portal.worldwaterforum5.org/wwf5/en-us/Lists/Speakers%20Corner%20Application%20Form/DispForm.aspx?ID=2. (Zugriff: 26.01.2011).

Polonia-Giese, J. C. (2012). Application of a Social Life Cycle Assessment on the Columbian Flower Industry. Projektarbeit am Fachgebiet Sustainable Engineering, Technische Universität Berlin, Berlin.

Poulsen, P. B. und A. A. Jensen (Eds.) (2004). Working Environment in Life Cycle Assessment. SETAC Foundation, Brussels und Pensacola.

Prakash, S. (2012a). Application of S-LCA: From Artisanal Mining to Complex Products. *Workshop: Practical Aspects of Social Life Cycle Assessment*, 25.05.2012, Berlin.

Prakash, S. (2012b). Introduction to the UNEP/ SETAC Guideline on Social Life Cycle Assessment of Products. *Workshop: Practical Aspects of Social Life Cycle Assessment*, Berlin.

PRé (2012). "SimaPro LCA-Software". http://www.pre-sustainability.com/simapro-lca-software (Zugriff: 01.03.2012).

Puspitasari, C. P. (2009). Analysis of Governmental Institutions Performance Concerning Integrated Water Resources Management. Case study in Gunung Kidul, Indonesia. Masterarbeit. Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Karlsruhe.

Radif, A. (1999). "Integrated Water Resources Management (IWRM): An Approach to face the Challenges of the next Century and to avert Future Crises". Desalination 124: 145–153.

Raluy, R. G., L. Serra und J. Uche (2005a). "Life Cycle Assessment of Water Production Technologies. Part 1: Life Cycle Assessment of different Commercial Desalination Technologies (MSF, MED, RO)". International Journal of Life Cycle Assessment 10(4): 285–293.

Raluy, R. G., L. Serra, J. Uche und A. Valero (2005b). "Life Cycle Assessment of Water Production Technologies. Part 2: Reverse Osmosis Desalination versus the Ebro river Water Transfer. Assessment of different Commercial Desalination Technologies (MSF, MED, RO)". International Journal of Life Cycle Assessment 10(5): 346–354.

Reap, J., B. Bras, P. J. Newcomb und C. Carmichael (2003). Improving Life Cycle Assessment by Including Spatial, Dynamic and Place-Based Modeling. Proceedings of *DETC.03 ASME 2003 Design engineering Technical Conferences and Computers and Information in Engineering Conference*, 02.–06.09., Chicago.

Reap, J., F. Roman, S. Duncan und B. Bras (2008). "A Survey of Unresolved Problems in Life Cycle Assessment. Part 2: Impact Assessment and Interpretation". International Journal of Life Cycle Assessment 13: 374–388.

Rebitzer, G. und D. Hunkeler (2003). "Life Cycle Costing in LCM: Ambitions, Opportunities, and Limitations. Discussing a Framework". International Journal of Life Cycle Assessment 8(5).

Rebitzer, G. und S. Seuring (2004). The SETAC Working Group on Life Cycle Costing. *EMAN-Conference 4*, 04.03., Lüneburg.

Rebitzer, G., T. Ekvall, R. Frischknecht, D. Hunkeler, G. Norris, T. Rydberg, W.-P. Schmidt, S. Suh, B. P. Weidema und D. W. Pennington (2004). "Life Cycle Assessment. Part1: Framework, Goal and Definition, Inventory Analysis, and Application". Environment International 30: 701–720.

Renn, O., J. Deuschle, A. Jäger und W. Weimer-Jehle (2007). Leitbild Nachhaltigkeit-Eine normative-funktionale Konzeption und ihre Umsetzung. VS Verlag, Wiesbaden.

Renn, O., A. Jäger, J. Deuschle und W. Weimer-Jehle (2009). "A normative-functional concept of sustainability and its indicators." International Journal of Global Environment 9(4): 291–317.

Restianti, Y. Y. und S. H. Gheewala (2012). "Life Cycle Assessment of Gasoline in Indonesia". International Journal of Life Cycle Assessment 17: 402–408.

Rikhardsson, P., M. Bennett, J. Bouma und S. Schaltegger (Eds.) (2005). Implementing Environmental Management Accounting: Status and Challenges. Springer, Berlin.

Sahay, S. und C. Avgerou (2002). "Introducing the Special Issue on Information and Communication Technologies in Developing Countries". The Information Society 18: 73–76.

Saleth, R. M. und A. Dinar (1999). Evaluating Water Institutions and Water Sector Performance. World Bank Technical Paper No. 447.

Saling, P. (2012). AgBalance-Measuring Agricultural Sustainability. *Workshop: Practical Aspects of Social Life Cycle Assessment*, 25.05.2012, Berlin.

Schaltegger, S., M. Bennett, R. Burritt und C. Jasch (Eds.) (2008). Environmental Management Accounting for Cleaner Production. Springer, Dordrecht.

Schanz, H. (1996). Forstliche Nachhaltigkeit. Sozialwissenschaftliche Analyse der Begriffsinhalte und Funktionen. Freiburg.

Schau, E. M., M. Traverso, A. Lehmann und M. Finkbeiner (2011). "Life Cycle Costing in Sustainability Assessment – A Case Study of Remanufactured Alternators". Sustainability 3(11): 2268–2288.

Schmidt, I., M. Meurer, P. Saling, A. Kicherer, W. Reuter und C. Gensch (2004). SEEbalance – Managing Sustainability of Products and Processes with the Socio-eco-efficiency Analysis by BASF. Greener Management International, Greenleaf Publishing, Sheffield 45: 79–94.

Schmidt-Bleek, F. (1998). DaS MIPS-Konzept. Weniger Naturverbrauch - mehr Lebensqualität durch Faktor 10. München.

Scholz, U., B. Unger und T. Lux (2004). Sozioökonomische Analyse der potenziellen Wassernutzer - Teilprojekt 6 im Verbundprojekt „Erschließung und Bewirtschaftung unterirdischer Karstfließgewässer in Mitteljava, Indonesien. Abschlussbericht des Instituts für Geografie, Gießen. www.hoehlenbewirtschaftung.de (Zugriff: 25.05.2009).

Schultz, J., F. Brand, J. Kopfmueller und K. Ott (2009). "Building a 'Theory of Sustainable Development': Two Salient Conceptions within the German Discourse". International Journal of Environment and Sustainable Development 7(4): 465–481.

SETAC (2003). Life Cycle Assessment and SETAC: 1991–1999. Pensacola, Florida.

SHDB (2012). Social Hotspot Database (SHDB). http://socialhotspot.org/ (Zugriff: 02.05.2012).

SLCA (2012). *Workshop: Practical Aspects of Social Life Cycle Assessment*, 25.05.2012, Berlin.

Smith, E. T. und C. Lant (2004). "Water Resources Sustainability: A Guide to This Issue". Water Rersources Update (127): 1–5.

Soentono, S. und F. Aziz (2006). "Expected role of nuclear science and technology to support the sustainable supply of energy in Indonesia". Progress in Nuclear Energy 50(2–6): 75–81.

Spillemaeckers, S., G. Vanhoutte, L. Taverniers, L. Lavrysen, D. van Braeckel, B. Mazijn und J. D. Rivera (2004). "Integrated Product Assessment – The Development of the Label "Sustainable Development" for Products Ecological, Social and Economical Aspects of Integrated Product Policy". Belgian Science Policy, Belgium.

SRU (1998). Umweltgutachten 1998. Umweltschutz: Erreichtes sichern - Neue Wege gehen. Stuttgart.

Starfelt, N., C.-E. Wikdahl, L. Engel Hansen und A. Astrup Jensen (2011). "Economic analysis of various options of electricity generation - Taking into account health and environmental effects". Nyköping: Energieforum AB.

Statistics (2010). US Bureau of Labor Statistics. Census of Fatal Occupational Injuries. Washington DC, US Department of Labor. http://www.bls.gov/iif/oshcfoi1.htm (Zugriff: 30.10.2012).

Stokes, J. und A. Horvath (2006). "Life Cycle Energy Assessment of Alternative Water Supply Systems". International Journal of Life Cycle Assessment 11(5): 335–343.

Stokes, J. und A. Horvath (2009). "Energy and Air Emission Efects of Water Supply". Environment Sciece and Technology 43: 2680-2687.

Storm, P.-C. und T. Bunge (Hrsg.) (2007). Handbuch der Umweltverträglichkeitsprüfung (HdUVP). Erich Schmidt Verlag, Berlin.

Strauss, K. I. und M. Wiedemann (2000). "An LCA Study on Sludge Retreatment Processes in Japan". International Journal of Life Cycle Assessment 5(5): 291–294.

Suh, Y. J. und P. Rousseaux (2002). "An LCA of Alternative Wastewater Sewage Sludge Treatment Scenarios". Resources, Conservation and Recycling 35(3): 191–200.

Swarr, T., D. Hunkeler, W. Kloepffer, H. L. Pesonen, A. Ciroth, A. C. Brent und R. Pagan (2011). Environmental Life Cycle Costing: A Code of Practice. SETAC Press, Pensacola, Florida.

Tébar Less, C. und S. McMillan (2005). Achieving the successful transfer of environmentally sound technologies: Trade related aspect. OECD Trade and Environment Working Paper No. 2005-2.

Tillmann, A. M., M. Svingby und H. Lundström (1998). "Life Cycle Assessment of Municipal Waste Water Systems". International Journal of Life Cycle Assessment 3(3): 145–157.

Traverso, M. und M. Finkbeiner (2009). Life Cycle Sustainability Dashboard. *4th International Conference on Life Cycle Management*, 06.–09.09., Kapstadt.

Traverso, M., A. Jørgensen, A. Lehmann und M. Finkbeiner (2010). Trade-off between practicability and accuracy of Social LCA indicators. *SETAC EUROPE 20th Annual Meeting*, 23.-27.05., Sevilla.

Traverso, M., M. Finkbeiner, A. Jørgensen und L. Schneider (2012). "Life Cycle Sustainability Dashboard". Journal of Industrial Ecology 16 (5): 680–688.

TrinkWV (2001). Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. Trinkwasserverordnung – TrinkwV 2001.

UFZ (2013). Vernetzung der BMBF – Förderaktivität Integriertes Wasserressourcen-Management. https://www.ufz.de/index.php?de=19051 (Zugriff: 16.01.2013).

Ugaya, C. (2012). S-LCA of Cocoa Soap. *Workshop: Practical Aspects of Social Life Cycle Assessment*, 25.05.2012, Berlin.

UKM (2007). "IWRM-Research Blueprint". http://pkukmweb.ukm.my/~myiwrm/IWRMRG_files/Page589.htm (Zugriff 10.05.2011).

UN (1990). International Standard Industrial Classification of All Economic Activities. Third Revision. Statistical Paper Series M No. 4, Rev. 3, Sales No. E.91.XVII.7. United Nations Publishing Division, New York.

UN (1991). Provisional Central Product Classification. Statistical Paper Series M No. 77, Sales No. E.91.XVII.7. United Nations Publishing Division, New York.

UN (1992). Aktionsprogramm für das 21. Jahrhundert – Agenda 21. Konferenz für Umwelt und Entwicklung der Vereinten Nationen (UNCED). Erdgipfel, Rio de Janeiro.

UN (2000). *55. Generalversammlung der Vereinten Nationen (Millennium-Gipfel)*. New York.

UN (2002). *UN Weltgipfel – Thema: Nachhaltige Entwicklung,* Johannesburg.

UNCSD (1996). Indicators of Sustainable Development. Framework and Methodologies. New York.

UNEP/ SETAC (2009). Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products. UNEP/ SETAC Life Cycle Initiative Druk in deweer, Belgium.

UNEP/ SETAC (2011). Towards a Life Cycle Sustainability Assessment – Making Informed Choices on Products. UNEP/ SETAC Life Cycle Initiative.

UNESCO (1977). *UNESCO International Conference on Water, Assessment of Water Resources, Water Use and Efficiency*, Mar del Plata.

UNFCCC (2009). Developing and Testing a Set of Performance Indicators to Monitor and Evaluate the Effectiveness of the Implementation of the Technology Transfer Framework of the UNFCCC - Methodological sheets. Unedited version - 20090325.

UNO (1992). Dubliner Erklärung. Internationale Konferenz zu Wasser und Umwelt (UNO), Dublin.

US-Aid (2006). Comparative Study. Centralized Wastewater Treatment Plants in Indonesia, Development Alternatives, Inc. for the United States Agency for International Development.

Valesco, C. (2012). S-LCA of Peruvial Gold Mining. *Workshop: Practical Aspects of Social Life Cycle Assessment*, 25.05.2012, Berlin.

Vanclay, F. (2002). "Conceptualising Social Impacts " Environmental Impact Assessment 22: 183-211.

Vigon, B., F. Consoli, D. Allen, I. Boustead, J. Fava, W. Franklin, A. A. Jensen, N. de Oude, R. Parrish, R. Perriman, D. Postlethwaite, B. Quay und J. Siéguin, Eds. (1993). Guidelines for Life Cycle Assessment. A Code of Practice. SETAC Press, Pensacola, Florida.

Vince, F., E. Aoustina, P. Bréanta und F. Marechalb (2008). "LCA Tool for the Environmental Evaluation of Potable Water Production". Desalination 220(1–3): 37–56.

Vinyes, E., C. M. Gasol, J. Oliver-Solà, C. Ugaya und J. Rieradevall (2011). Application of LCSA in Used Cooking Oil (UCO) waste management. *5th International Conference on Life Cycle Management*, 28.08.-31.08., Berlin.

Wackernagel, M. und W. Rees (1997). Unser ökologischer Fußabdruck. wie der Mensch Einfluss auf die Umwelt nimmt. Birkhäuser, Basel.

Weidema, B. (2003). Market information in Life Cycle Assessment. Environmental Project No. 863 2003. Miljøprojekt, Danish Environmental Protection Agency. Danish Ministry of the Environment.

Weidema, B. (2006a). Social impact categories, indicators, characterisation and damage modelling. Presentation. *29th Swiss LCA Discussion Forum*, 15.06.2006, Lausanne.

Weidema, B. P. (2006b). "The Integration of Economic and Social Aspects in Life Cycle Impact Assessment". International Journal of Life Cycle Assessment 11(1): 89–96.

Weidema, B. P. (2008). Rebound Effects of Sustainable Production. *VIII Conference on Life Cycle Assessment*, 30.09.-02.10., Seattle.

Wenzel, H., M. Wesnæs und O. Dall (2009). Consequential Life Cycle Assessment, University of Southern Denmark.

WHO (2006). Guidelines for Drinking-water Quality. First Addendum to Third edition. Volume 1. Recommendations. World Health Organization. Geneva.

WHO (2011). World Health Statistics 2011. World Health Organization, Geneva.

WHO (2012). "DALY/ YLD definition." http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/metrics_daly/en/ (Zugriff 16.04.2012).

Zamagni, A., P. Buttol, R. Buonamici, P. Masoni, J. B. Guinée, G. Huppes, R. Heijungs, E. van der Voet, T. Ekvall und T. Rydberg (2009). Blue Paper on Life Cycle Sustainability Analysis. Deliverable 20 of the CALCAS project. http://www.calcasproject.net/ (Zugriff: 19.01.2012)

Zamagni, A., O. Amerighi und P. Buttol (2011). "Strengths or Bias in Social LCA?". International Journal of Life Cycle Assessment 16: 596–598.

Zamagni, A. (2012). "Life Cycle Sustainability Assessment." International Journal of Life Cycle Assessment 17: 373–376.

Zangemeister, C. (1976). Nutzwertanalyse in der Systemtechnik – Eine Methodik zur multidimensionalen Bewertung und Auswahl von Projektalternativen. Dissertation. Technische Universität Berlin. Wittemann, München.

Zangemeister, C. und H.-D. Nolting (Hrsg.) (1999). Kosten-Wirksamkeits-Analyse im Arbeits- und Gesundheitsschutz: Einführung und Leitfaden für die betriebliche Praxis. Wirtschaftsverlag NW, Verlag für Neue Wissenschaft, Bremerhaven.

Zapf, W. (1977). Soziale Indikatoren – eine Zwischenbilanz. In: H. J. Krupp und W. Zapf (Hrsg.) Sozialpolitik und Sozialberichterstattung. Campus, Frankfurt am Main/ New York, 231–246.

Zhai, P. und E. D. Williams (2010). "Dynamic Hybrid Life Cycle Assessment of Energy and Carbon of Multicrystalline Silicon Photovoltaic Systems". Environmental Science and Technology 44: 7950–7955.

– ANHANG –

INHALTSVERZEICHNIS – ANHANG

ANHANG I NACHHALTIGKEITSDIMENSIONEN A-3

ANHANG II SOZIALE ASPEKTE – SLCA-BETRACHTUNG IN DER IWRM-FALLSTUDIE A-4

A II-1 SLCA guidelines – Anwendbarkeit zur Technologieanalyse in der Fallstudie A-4

A II-2 Social Hotspot Database (SHDB) A-7

A II-3 Indikatoren und Aspekte aus den SLCA guidelines und aus der SHDB A-8

A II-4 Social Hotspot Database – Indonesien A-12

ANHANG III LCSA-KONZEPT UND HELMHOLTZ-KONZEPT A-15

ANHANG IV LCA UND LCA – IWRM-FALLSTUDIE..... A-20

A IV-1 Wasserversorgung – Bribin-Sindon und Bribin A-20

A IV-1.1 Bribin-Sindon A-20

A IV-1.1.1 Modellierung A-21

A IV-1.1.2 Ergebnisse A-23

A IV-1.2 Bribin A-25

A IV-1.2.1 Modellierung A-25

A IV-1.2.2 Ergebnisse A-26

A IV-1.3 Wasserverteilung.....A-27

A IV-1.3.1 Modellierung A-27

A IV-1.3.2 Ergebnisse A-28

A IV-1.4 Vergleich: Wasserbereitstellung Bribin-Sindon und Bribin.....A-30

A IV-2 Wasseraufbereitung A-31

A IV-2.1 Zentrale Wasseraufbereitung – Vorfiltration.....A-31

A IV-2.1.1 Modellierung A-31

A IV-2.1.2 Ergebnisse A-32

A IV-2.2 Hygienisierung – Pilotanlage A-33

A IV-2.2.1 Modellierung A-33

A IV-2.2.2 Ergebnisse A-36

A IV-3 Abwasserbehandlung und -entsorgung A-38

A IV-3.1 Modellierung *A-38*

A IV-3.2 Ergebnisse *A-40*

A IV-4 Wasserkette A-41

A IV-5 Modellierung des indonesischen Elektrizitätsmixes A-43

A IV-5.1 Potentielle Umweltwirkungen bei der Elektrizitätsbereitstellung durch verschiedene Energieträger.....A-43

A IV-5.2 Einfluss unterschiedlicher Elektrizitätsmixe und Datensätze zur Elektrizitätsbereitstellung auf potentielle Umweltwirkungen A-43

ABBILDUNGSVERZEICHNIS..... A-45

TABELLENVERZEICHNIS..... A-46

ANHANG I NACHHALTIGKEITSDIMENSIONEN

Tabelle A-1 Die Dimensionen der Nachhaltigkeit – Ökologische, ökonomische und soziale Nachhaltigkeit. Darstellung nach de Haes et al. (1999); Berger-Schmitt&Noll (2000); Kopfmüller et al. (2001); Jolliet (2004); Schmidt et al. (2004); Nazarkina&LeBocq (2006); Weidema (2006); Jørgensen (2008) sowie Ergänzungen zu technischer Nachhaltigkeit

Nachhaltigkeits-dimensionen	Kurzbeschreibung
Ökologische Nachhaltigkeit	…beschreibt den Erhalt und den schonenden Umgang mit dem „Schutzgut" Natur und Umwelt (umfasst z.B. Artenvielfalt, Klimaschutz) zur Sicherung des intrinsischen Wertes der Umwelt (der natürlichen Ressourcen, der Biodiversität), des ökonomischen Wertes der Umwelt (Erhalt lebenswichtiger Funktionen der Ökosystemressourcen sowie des sozialen Wertes der Umwelt (z.B. Erholung)
Ökonomische Nachhaltigkeit	…beschreibt den Schutz wirtschaftlicher Ressourcen und eine Auslegung der Wirtschaftsweise derart, dass sie dauerhaft eine Grundlage bietet für Erwerb und Wohlstand, für die Sicherung der Ökosystemproduktivität (Biodiversität, natürliche Ressourcen) sowie für die menschliche Produktivität (ökonomischer Wert menschlicher Gesundheit); …kann in Bezug auf eine Technologie so verstanden werden, dass die Technologie finanziell unabhängig ist, d.h. dass sich die Investitionskosten über der Lebenszeit zumindest amortisieren müssen und/ oder, dass ein ökonomischer Nutzen spürbar ist
Soziale Nachhaltigkeit	…befasst sich mit der Frage nach welchen Prinzipien soziale Verhältnisse intra- bzw. intergenerativ gerecht gestaltet werden können, d.h. wie soziale Grundgüter gerecht verteilt werden können; Soziale Güter umfassen: individuelle Güter (Leben, Gesundheit, Grundversorgung, elementare politische Rechte) und soziale Ressourcen, die sich auf die Gesellschaft beziehen (Toleranz, Solidarität, Integrationsfähigkeit, Gemeinwohlorientierung, Rechts- und Gerechtigkeitssinn); …beschreibt den Erhalt und die Verbesserung des sozialen, menschlichen und produktiven Kapitals[a] …kann in Bezug auf eine Technologie so verstanden werden, dass die Technologie vom größtmöglichen Anteil der Stakeholder akzeptiert wird, institutionelle, politische und organisatorische Strukturen zur Implementierung und Nutzung vorhanden sind bzw. geschaffen und aufrecht erhalten werden, die größtmögliche Anzahl an Arbeitsplätzen geschaffen wurde, es durch die Implementierung und Nutzung der Technologien zu keinen Konflikten kommt und eine Verbesserung der Kompetenzen der Bevölkerung erreicht wurde sowie institutionelle, politische und organisatorische Strukturen aufgebaut wurden
„Technische" Nachhaltigkeit[b] – bezogen auf die Lebenszeit der Technologien	…kann so verstanden werden, dass die Technologien bzw. technische Installationen ohne technische Probleme und über ihrer theoretischen Lebenszeit funktionieren und dass sie mit den vor Ort verfügbaren Kapazitäten (Materialien, Know-how) betrieben und gewartet werden können.

[a] Soziales Kapital: Ressourcen, gebunden u.a. in Netzwerken, Institutionen, durch Normen und Beziehungen; Menschliches Kapital: Ressourcen, gebunden in produktiven Fähigkeiten und Talenten von Menschen, in Bildung und Gesundheit; Produktives Kapital: Ressourcen, gebunden in Maschinen, Fabriken, Gebäuden und Infrastruktur (Schmidt et al. 2004)

[b] Technische Nachhaltigkeit gehört nicht zu den Nachhaltigkeitsdimensionen der Drei-Säulen-Konzepte, wird aber in der Praxis oft mit „Nachhaltigkeit" von Technologien gleichgesetzt und daher in Hinblick auf den praxisbezogenen Ansatz dieser Arbeit hier mit aufgeführt.

ANHANG II SOZIALE ASPEKTE – SLCA-BETRACHTUNG IN DER IWRM-FALLSTUDIE

A II-1 SLCA guidelines – Anwendbarkeit zur Technologieanalyse in der Fallstudie

Nach ISO 14044 (2006) sind Produkte, *Waren (Güter)* oder *Dienstleistungen.* Der Untersuchungsgegenstand kann sich damit in LCA- (und LCSA)-Studien deutlich unterscheiden. Ausgehend von der Klassifizierung von Gütern (nach Backhaus&Voeth 2007, Tabelle A-2) können Technologien, je nach Nutzungszweck und Lebenszeit, als *Herstellergut* oder als dauerhaftes *Konsumgut* verstanden werden. Die in den bislang existierenden SLCA-Studien (vgl. Kapitel 2.3.3.2) analysierten Produkte können entsprechend der Einteilung in Tabelle A-2 zu den kurzlebigen oder langlebigen Konsumgütern gezählt werden.

Tabelle A-2 Güter – Klassifizierung nach Nutzung und Lebenszeit (Backhaus&Voeth 2007) mit Beispielen zu SLCA Fallstudien nach dem SLCA guidelines Ansatz[a] und nach anderen Ansätzen[b] (nach Lehmann et al. 2013)

Nutzung/ Eigentum / Lebenszeit	Herstellergut	Konsumgut
Langlebig	▪ Kapitalgüter ▪ Wasserversorgungsanlage[a] ▪ Energiesysteme – Solar, Wind, Biomasse, Öl (Afgan et al. 2000)[b] ▪ Technologien für erneuerbare Energien: Photovoltaic, Wind, Wasser, Geothermie (Evans et al. 2009)[b]	▪ Dauerhafte Produkte ▪ Biomass-to-Liquid (BtL) Mikroreaktor zur Energieproduktion[a] ▪ Anlage zur dezentralen Wasseraufbereitung oder Abwasserbehandlung/ -entsorgung [a] ▪ Laptops (Franze&Ciroth 2010, Ekener Petersen&Finnveden2013)[a]
Kurzlebig	▪ BtL Mikroreaktor zur Energieproduktion[a]	▪ Nicht dauerhafte Produkte ▪ Schnittblumen (Franze&Ciroth 2011)[a] ▪ Gemüse (Hospido et al. 2009)[b] ▪ Waschmittel(Hunkeler 2006))[a]

Tabelle A-3 SLCA guidelines – Stakeholdergruppen (grau hinterlegt) und *Subcategories* (sozial relevante Themen). Analyse hinsichtlich der Anwendbarkeit in der IWRM-Fallstudie in Hinblick auf: 1) Potentielle soziale Aspekte infolge des Projekts/ der Technologieimplementierung und 2) Potentiell relevante soziale Aspekte hinsichtlich einer vergleichenden Technologieanalyse und hinsichtlich ihrer Eignung zur Beschreibung von Implementierungsbedingungen

Stakeholder groups	*Sub-categories*	Projektbezug – Status Quo-Analyse und potentielle Veränderungen infolge des Projekts (im Untersuchungsgebiet)	Vergleichende Technologieanalyse/ Beschreibung von Implementierungsbedingungen
Local community			
Delocalisation, migration		Auftreten/ Änderung von Migrationen infolge des Projekts?	-
Community engagement		Einbeziehung der Gemeinschaft in Entscheidungsprozesse?	Einbeziehung der lokalen Gemeinschaft Entscheidungsprozesse zu alternativen Technologien? → Akzeptanz/ Implementierung
Cultural heritage		Beeinflussung der kulturellen Entwicklung? Berücksichtigung/ Förderung traditioneller Produktionsmethoden (z.B. Landwirtschaft)?	→ Akzeptanz/ Implementierung
Respect of indigenous rights		Ist indigene Bevölkerung vorhanden/ betroffen?	-
Local employment		(Lokale) Beschäftigung vor/ nach dem Projekt	Arbeitsplätze pro Technologiealternative → Technologiebezug
Access to immaterial resources		Schutz/ Bereitstellung/ Förderung des Zugangs zu immateriellen Ressourcen (z.B. Gemeinschaftseinrichtungen, Wissen) durch Organisationen/ Institutionen?	Rahmenbedingungen für Implementierung (z.B. Wissensbereitstellung) → Implementierung
Access to material resources		Schutz/ Bereitstellung/ Förderung des Zugangs zu materiellen Ressourcen (z.B. Wasser, Land). Ist Risikomanagement, EIA, SIA Teil des Projekts/ wird es berücksichtigt?	Notwendigkeit zusätzlicher Infrastruktur? Was ist erforderlich für den Betrieb/ die Wartung der Technologien? → Implementierung
Safe and healthy living conditions		Generelle Sicherheit von Operationen in den Organisationen und Auswirkungen auf die öffentliche Gesundheit? Existieren z.B. Risikomanagementsysteme zum Schutz vor Gefahren?	Beschreibung einer möglichen Gesundheitsgefährdung (z.B. Unfälle, Produktion/ Nutzung gefährlicher Stoffe, Verschmutzung) sowie eines möglichen Beitrag zur Gesundheitsverbesserung → Technologiebezug
Secure living conditions		-	-
Consumer [143]			
Health and safety		Recht der Konsumenten zum Schutz vor potentiellen Gefahren durch Produkte/ Dienstleistungen → Auswirkungen auf Wassernutzer und Technologiebetreiber	Produkt Wasser: Qualität/ Gesundheitsaspekte in Abhängigkeit der Technologie Produkt: Technologie: → vgl. *subcategory* workers
Feedback mechanism		-	→ Akzeptanz/ Zufriedenheit der Konsumenten (Wassernutzer): bezieht sich z.B. auf Funktionsfähigkeit der Technologien
Privacy		Wird die Privatsphäre der Konsumenten respektiert und geschützt?	-
Transparency		Werden Angelegenheiten in Verbindung mit dem Produkt und sozialer Verantwortung des Unternehmens/ der Institution transparent kommuniziert?	Information zum Beitrag zu einer nachhaltigen Entwicklung sowie zu möglichen Risiken in Zusammenhang mit den Technologien
End-of-life responsibility		Existieren Bestrebungen der Organisation zur Berücksichtigung potentieller sozialer Wirkungen der end-of-life Phase des Produkts (Abwasser oder Technologie)	Potentiell unterschiedliche end-of life Phase bei alternativen Technologien

[143] Konsumenten werden hier sowohl als Nutzer des Produkts Technologie als auch als Nutzer des Produkts Wassers verstanden.

Stakeholder groups	*Sub-categories*	Projektbezug – Status Quo-Analyse und potentielle Veränderungen infolge des Projekts (im Untersuchungsgebiet)	Vergleichende Technologieanalyse/ Beschreibung von Implementierungsbedingungen
Value chain actors			
Fair competition		Erfolgt ein fairer Wettbewerb?	-
Respect of intellectual Property rights		-	-
Supplier relationships		-	-
Promoting social responsibility		Wird soziale Verantwortung gefördert – in der eigenen Organisation und bei Zulieferern?	-
Society			
Public commitment to sustainability issues		Versprechen/ Vereinbarung der Organisation zum Beitrag zu einer nachhaltigen Entwicklung	Bewusstsein zu Nachhaltigkeitsthemen und der Wille zum Beitrag zu einer nachhaltigen Entwicklung → Implementierung
Prevention and mitigation of armed conflicts		Rolle von Organisationen in bewaffneten Konflikten. Agiert die Organisation in Konfliktgebieten?	-
Contribution to economic development		Beitrag zu einer ökonomischen Entwicklung durch das Produkt (sowohl Wasser als auch Technologie)	Erfolgt eine unterschiedliche ökonomische Entwicklung je nach Technologie?
Corruption		Sind Organisationen/ Institutionen in Korruption verwickelt?	→ Akzeptanz und Vertrauen der Bevölkerung in Technologien und in die für diese verantwortlichen Institutionen/ Organisationen
Technology development		Teilnahme der Organisation/ Institution in Verbundprojekten (joint research) und Entwicklung für effiziente und umweltverträgliche Technologien	Teilnahme der Organisation/ Institution in Verbundprojekten (joint research) und Entwicklung für effiziente und umweltverträgliche Technologien (→ Verantwortung und Interesse)
Workers			
Freedom of association and collective bargaining			Arbeitsbedingungen, abhängig vom Verhalten der Institutionen/ Organisationen/ Unternehmen
Child labour		Steht die Organisation/ die Institution in Zusammenhang mit Kinderarbeit?	Abhängig vom Verhalten der Institutionen/ Organisationen/ Unternehmen
Fair salary		Wird der gesetzlich geforderte Mindestlohn gezahlt? Wie hoch ist das Existenzminimum?	Abhängig vom Verhalten der Institutionen/ Organisationen/ Unternehmen
Hours of work		Verändert sich die Arbeitszeit infolge des Projekts bzw. der in Rahmen dessen implementierten Technologien?	Arbeitsbedingungen und Aufwand zur Bereitstellung einer bestimmten Menge eines Produkts (Wasser) durch eine Technologie → Technologiebezug
Forced labour			Arbeitsbedingungen, abhängig vom Verhalten der Institutionen/ Organisationen/ Unternehmen
Equal opportunities/ discrimination		Führt die verbesserte Wasserversorgung zu einer Veränderung hinsichtlich Gleichberechtigung bzw. Diskriminierung?	Abhängig von Verhalten der Institutionen/ Organisationen/ Unternehmen
Health and safety		Gesundheit am Arbeitsplatz (umfasst Förderung, Erhalt der physischen, psychischen und sozialen Gesundheit der Arbeiter; sicherer und nicht gesundheitsschädigender Arbeitsplatz)	Arbeitsbedingungen, abhängig von Verhalten der Institutionen/ Organisationen/ Unternehmen sowie von den Technologien → Technologiebezug
Social benefit/ Social security		Bezieht sich auf Leistungen des Arbeitgebers (z.B. Krankenversicherung)	Arbeitsbedingungen, abhängig vom Verhalten der Institutionen/ Organisationen/ Unternehmen

A II-2 Social Hotspot Database (SHDB)

Tabelle A-4 Social Hotspot Database – Soziale Kategorien (*categories*), soziale Themen (*theme*) und soziale Aspekte (*issues*) (SHDB 2012; Stand 07/2012)

Category	Theme[a]	Issue
Labour rights and decent work	Labour laws and conventions	Potential of country not passing labour laws
		Potential of country not adopting labour conventions
		Potential of minimum wage not being updated
	Wage assessment	Potential of average wage being < minimum wage
		Potential of average wage being < non poverty guideline
	Population living below poverty line	Potential of population living < 2 US$/day
	Child labour	Risk of child labour
	Forced labour	Risk of forced labour
	Excessive working time	Risk of working > 48h/week
	Freedom of association	Risk of not having freedom of peaceful assembly and association
	Collective bargaining rights	Risk of not having collective bargaining rights
	Right to strike	Risk of not having the right to strike
Governance	Legal system	Overall fragility of legal system
Human rights	Indigenious Rights	Number of indigenious people
		Risk of country not adopting indigenious ILO conventions and UN declaration
		Risk of country not passing laws to protect indigenious
	High conflicts	Potential for high conflicts
	Gender equity	Overall fragility of gender equity
	Children out of school	Number of children out of school – male
		Number of children out of school – male
		Number of children out of school – total
Community infrastructure	Access to improved drinking water	Risk of not having access to improved drinking water – rural
		Risk of not having access to improved drinking water – urban
		Risk of not having access to improved drinking water – total
	Access to improved sanitation	Risk of not having access to improved sanitation – rural
		Risk of not having access to improved sanitation – urban
		Risk of not having access to improved sanitation – total
	Access to a hospital bed	Risk of not having access to a hospital bed

[a] Proposed themes for the next SHDB tables are: Smallholder, Family farm vs. large, commercial farms (informal vs. formal sector, Health and safety, Accidents and death, Health issues prevalence by country (HIV, Malaria, child mortality) (that are relevant to businesses), Toxicity/ exposure, Migrant workers, Unemployment levels (SHDB 2012)

A II-3 Indikatoren und Aspekte aus den SLCA guidelines und aus der SHDB

Tabelle A-5 Stakeholder (grau hinterlegt), s*ubcategories* und Indikatoren (ql: qualitativ, qn: quantitativ, sq: semi-quantitativ)[a] der SLCA guidelines (UNEP/ SETAC 2009) sowie soziale Kategorien und soziale Aspekte der SHDB (kursiv und mit den in der SHDB verwendeten Farben zur Charakterisierung des Risikos, dass dieser Aspekt auftritt, dargestellt) (SHDB 2012; Stand 07/2012). Analyse sozialer Aspekte in Indonesien basierend auf den in den SLCA guidelines vorgeschlagenen generischen Datenquellen

Stake-holder groups	*Sub-categories*	Indikatoren (SLCA guidelines)[144] und soziale Aspekte (SHDB*)*	Indikatoren sowie Risiko des Auftretens sozialer Aspekte	Quellen
Local community				
Community engagement		Freedom of peaceful assembly and association (ql)	Statutory (principally guaranteed by the government)	U.S. Dept. of State Human Rights Country Reports; http://www.state.gov/g/drl/rls/hrrpt/
		Transparency of government policy making (sq)	rank 91/139	World Economic Forum rankings, by country; http://www.weforum.org/en/initiatives/gcp/Global%20Competitiveness%20Report/index.htm
		Public trust of politicians (sq, ql)	rank 51/139	http://www3.weforum.org/docs/WEF_GlobalCompetitivenessReport_2010-11.pdf
Local employment		Unemployment	7.14 % (2010)	http://data.worldbank.org/country/indonesia
		Poverty and Working Poverty by Country		
		Presence of Local Supply Networks : local supplier quantity/ Quality	43/139 und 61/139	World Economic Forum rankings, by country; http://www.weforum.org/en/initiatives/gcp/Global%20Competitiveness%20Report/index.htm
Access to immaterial resources		FDI (foreign direct investions) and technology transfer	54/139	World Economic Forum rankings, by country; http://www.weforum.org/en/initiatives/gcp/Global%20Competitiveness%20Report/index.htm
		Freedom of Expression in Country of operation		
		Local availability of research and training services	52/139	World Economic Forum rankings, by country; http://www.weforum.org/en/initiatives/gcp/Global%20Competitiveness%20Report/index.htm
		Extent of staff training	36/139	World Economic Forum rankings, by country; http://www.weforum.org/en/initiatives/gcp/Global%20Competitiveness%20Report/index.htm
Access to material resources		Levels of Industrial Water Use	6.53 % (2009)	http://data.worldbank.org/indicator/ER.H2O.FWIN.ZS/countries?display=default
		Extraction of material resources (qn)		
		Percent of population with access to improved sanitation (urban, rural, total)	36 (2008)	EXTDATASTA/0,,menuPK:2875803ca.pagePK:64168427ca.piPK:64168435ca.theSit
		Improved water source, rural (% of rural population with access)	71 (2008)	EXTDATASTA/0,,menuPK:2875803ca.pagePK:64168427ca.piPK:64168435ca.theSit
		Quality electricity supply	97/139	World Economic Forum rankings, by country; http://www.weforum.org/en/initiatives/gcp/Global%20Competitiveness%20Report/index.htm *GK: 90% have electricity, main energy source for cooking: residues from Maniok*
Safe and healthy living conditions		Burden of disease by country		http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/estimates_country/en/index.html
		e.g. diarrhoeal diseases (DALYs/ 100,000 population)	18 (2004)	
		e.g. nutritional deficiencies (DALYs/ 100,000 population)	537 (2004)	
		Pollution level by country		
		e.g. CO_2 emissions (kt)	406,029 (2008)	
		Presence/ strength of laws on construction safety regulations by country		http://www.doingbusiness.org/data/exploretopics/dealing-with-construction-permits
		Procedures (number)	13	
		Time (days)	158	

[144] Indikatoren, vorgeschlagen in den SLCA guidelines und den *methodological sheets (*schwarz: *generische* Indikatoren, dunkelgrau: *spezifische* Indikatoren) sowie Darstellung der Risiken entsprechend der SHDB (d.h. Risiko, dass ein in der SHDB beschriebener sozialer Aspekt auftritt) (kursiv).

Stake-holder groups	*Sub-categories*	Indikatoren (SLCA guidelines)[144] und soziale Aspekte (SHDB*)*	Indikatoren sowie Risiko des Auftretens sozialer Aspekte	Quellen
		Costs (% of income per capita)	105.3	
Indigenious rights		*Number of indigenious people*	*medium*	(SHDB 2012)
Community infrastructure		*Risk of country not adopting indigenious ILO conventions and UN declaration*	*medium*	(SHDB 2012)
		Risk of country not passing laws to protect indigenious	*low*	(SHDB 2012)
		Risk of not having access to improved drinking water – rural	*high*	(SHDB 2012)
		Risk of not having access to improved drinking water – urban	*medium*	(SHDB 2012)
		Risk of not having access to improved sanitation – rural	*very high*	(SHDB 2012)
		Risk of not having access to improved sanitation – urban	*very high*	(SHDB 2012)
		Risk of not having access to a hospital bed	*high*	(SHDB 2012)
		Potential for high conflicts	*high*	(SHDB 2012)
Society				
Public commit-ment to sustain-ability issues		Strength of auditing and reporting standards	78/139	The Global Competitiveness Report 2010-2011 © 2010 World Economic Forum
Contribution to economic devel-opment		Economic situation of the country/ region (ql/qn) US$	2,329	The Global Competitiveness Report 2010-2011 © 2010 World Economic Forum
		Relevance of the considered sector for the (local) economy (share of GDP, number of employees in relation to size of working population, wage level, etc.) (ql/qn) *agriculture (% of GDP)*	14	The Global Competitiveness Report 2010-2011 © 2010 World Economic Forum
Corruption		CPIA transparency, accountability, and corruption in the public sector rating (1 = low to 6 = high)	3 (2006)	http://search.worldbank.org/data?qterm=corruption&language=EN
		CPIA public sector management and institutions cluster average (1 = low to 6 = high)	3.2 (2007)	http://search.worldbank.org/data?qterm=corruption&language=EN
		Risk of corruption in the sector (ql)	Widespread perception that corruption is part of daily life	Oertel (2010)
		Indonesia Corruption Perception Index (CPI)	2.8 (2010)	http://www.transparency.org/policy_research/surveys_indices/cpi/2010/results
		Overall fragility of legal system	*high*	(SHDB 2012)
Workers				
Freedom of association and collective Bargaining		Evidence of country/ sector/ organization or factory non respect or support to Freedom of association and collective bargaining (qn/ sq/ ql)	Private sector workers: by law free to form unions; but in 2008 discriminatory acts taken against union members exist (e.g. denial of overtime; pressuring workers to resign from the union)	http://survey09.ituc-csi.org/survey.php?IDContinent=3&IDCountry=IDN&Lang=EN
		Risk of not having freedom of peaceful assembly and association (ql)	*medium*	(SHDB 2012)
		Risk of not having collective bargaining rights	*medium*	*(SHDB 2012)*
		Risk of not having the right to strike	*high*	*(SHDB 2012)*
Child labour		Risk of child labour	*medium*	(SHDB 2012)

Stake-holder groups	*Sub-categories*	Indikatoren (SLCA guidelines)[144] und soziale Aspekte (SHDB*)*	Indikatoren sowie Risiko des Auftretens sozialer Aspekte	Quellen
		Absence of working children under the legal age or 15 years old (14 years old for developing economies) (qn/ sq/ ql)	More than 700,000 children, mainly girls (12–15 ys), work as domestic workers in Indonesia, may work 14 to 18 hours a day, seven days a week, earning far less than the prevailing mini-mum wage	http://survey09.ituc-csi.org/survey.php?IDContinent=3&IDCountry=IDN&Lang=EN
		Economic activity (children 7–14 ys) (%)	8.9 (2000)	http://www.ucw-project.org/pages/interactive-map.aspx
		Working only	32.2 (2000)	http://www.ucw-project.org/pages/interactive-map.aspx
		Working and attending school	13.4 (2000)	http://www.ucw-project.org/pages/interactive-map.aspx
Fair wages		Minimum wage by country (qn) minimum monthly wage[145]	747,244 (2008)[146]	http://www.ilo.org/travail/areasofwork/lang--en/WCMS_142568/index.htm
		Gross annual wage	2,103 (2010)	http://en.wikipedia.org/wiki/List_of_minimum_wages_by_country#cite_note-IMF-0
		% of 2010 GDP per capita	25 (2010)	http://en.wikipedia.org/wiki/List_of_minimum_wages_by_country#cite_note-IMF-0
		Non-poverty wage by country		http://www.sweatfree.org/nonpovertywages
		Hourly wage if health benefits are provided US$)	0.72 (2007-2008)	http://www.sweatfree.org/nonpovertywages
		Hourly wage if health benefits are provided (US$)	0.86 (2007-2008)	http://www.sweatfree.org/nonpovertywages
		Average monthly female wages	457,029.92 (2007)	http://www.ilo.org/travail/areasofwork/lang--en/WCMS_142568/index.htm
		Average male wages	457,029.92 (2007)	http://www.ilo.org/travail/areasofwork/lang--en/WCMS_142568/index.htm
		GINI-Coefficient	37, 4 (2007)	http://www.ilo.org/travail/areasofwork/lang--en/WCMS_142568/index.htm
		Potential of average wage being < min-imum wage	*low*	(SHDB 2012)
		Potential of average wage being < non poverty guideline	*very high*	(SHDB 2012)
		Potential of population living <2 US$/day	*very high*	(SHDB 2012)
Hours of work		Daily hours limit	7 hours (6 day workweek); 8 hours (5 day week) (2009)	http://www.ilo.org/dyn/travail/travmain.sectionReport1?p_lang=en&p_countries=ID&p_sc_id=1001&p_year=2009&p_structure=2
		Risk of working > 48h/week	*very high*	(SHDB 2012)
Forced labour		*Risk of forced labour*	*high*	(SHDB 2012)
Equal opportuni-ties (discrimination)		*Overall fragility of gender equity*	*high*	*(SHDB 2012)*
		Number of children out of school – male	*medium*	*(SHDB 2012)*
		Number of children out of school – female	*high*	*(SHDB 2012)*
		Number of children out of school – total	*medium*	*(SHDB 2012)*
Health and safety		Occupational accident rate per country	no data	http://laborsta.ilo.org/STP/guest

[145] Specific minimum wage per region: Each of the 30 regions in Indonesia is autonomous, with the Governor having the power to revise minimum rates of pay each year if necessary (Jakarta Capital Special Region: 972,604,40 Jakarta IDR per month; East Java: 500,000 IDR per month in east Java

Stake-holder groups	*Sub-cate-gories*	Indikatoren (SLCA guidelines)[144] und soziale Aspekte (SHDB*)*	Indikatoren sowie Risiko des Auftretens sozialer Aspekte	Quellen
		Occupational diseases caused by exposure to/ arising from work activities	Relevant. e.g. noise, optical (ultraviolet, visible light, infrared) radiations including laser	http://www.ilo.org/global/publications/ilo-bookstore/order-online/books/WCMS_150323/lang--en/index.htm

[a] Sofern in den SLCA guidelines Informationen zur Art des Indikators angegeben wurden, sind diese in der Tabelle ebenfalls mit aufgeführt (ql: qualitativ, qn: quantitativ; SQ: semi-quatitativ).

A II-4 Social Hotspot Database – Indonesien

Tabelle A-6 Social Hotspot Database – Kategorien (*categories*, grau hinterlegt), soziale Themen (*theme*) und Aspekte (*issues*). Darstellung sozialer Risiken in Indonesien für ausgewählte Sektoren (Quelle: SHDB 2012, Stand 07/2012)

Theme	Issues	Sector risks									
		Coal	Oil	Gas	Electricity	Water	Construction	Transport	Chemicals	Metals	Machinery/ Equipment
Labour rights and decent work											
Labour laws and conventions	Potential of country not passing labour laws[a]	9	9	9	n.d.	n.d.	1	1	n.d.	n.d.	n.d.
	Potential of country not adopting labour conventions							n.d.			
	Potential of minimum wage not being updated[b*]										
Wage assessment	Potential of average wage being < minimum wage[c]	u.	u.	u.	u.	u.	u.	u.	u.	u.	u.
	Potential of average wage being < non poverty guideline[c]	u.	u.	u.	u.	u.	u.	u.	u.	u.	u.
Population living below poverty line	Potential of population living <2 US$/day*										
Child labour	Risk of child labour[d]	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Forced labour	Risk of forced labour										
Excessive working time	Risk of working > 48h/week	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Freedom of association	Risk of not having freedom of peaceful assembly and association*										
Collective bargaining rights	Risk of not having collective bargaining rights*										
Right to strike	Risk of not having the right to strike*										
Governance											
Legal system	Overall fragility of legal system*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Human rights											
Indigenious rights	Number of indeginious people		n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
	Risk of country not adopting indigenious ILO conventions and UN declaration		n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
	Risk of country not passing laws to protect indigenious		n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
High conflicts	Potential for high conflicts				n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	
Gender equity	Overall fragility of gender equity[e]	32, 94	37, 73	37, 73	32, 94	32, 94	32, 94	38, 93	32, 94	32, 94	32,9 4
Children out of school*	Number of children out of school – male										
	Number of children out of school –female										
	Number of children out of school – total										
Community infrastructure											
Access to improved drinking water	Risk of not having access to improved drinking water – rural										
	Risk of not having access to improved drinking water – urban										
	Risk of not having access to improved drinking water – total										
Access to improved sanitation*	Risk of not having access to improved sanitation – rural										
	Risk of not having access to improved sanitation – urban										

Theme	Issues	Sector risks									
		Coal	Oil	Gas	Electricity	Water	Construction	Transport	Chemicals	Metals	Machinery/ Equipment
	Risk of not having access to improved sanitation – total										
Access to a hospital bed	Risk of not having access to a hospital bed										

Risk level: low, medium, high, very high, depends on defined criteria; for detailed explanations see (SHDB 2012)
n.e. no evidence; n.d. no data; u. undefined; *country level only

[a] Indicator: *number of labour laws to occupation mapped by sector*; the data on total national laws according to NATLEX (NATLEX: database of ILO's International Labour Standards Department) was characterized at the country level as failure to enact laws in 4 levels ranging from low to very high as follows: <100 = Very High, 100–400 = High, 400–900 = Medium, >900 = Low. At the sector level, if laws are enacted for a particular economic sector the risk is low, if only one law, the risk is medium, and if 0 laws are set, the sector risk is high

[b] Updated 2007–2008

[c] Indicator: *average unskilled wages (UDS) by sector*

[d] Indicator: *Child labour (%) per sector*; country level: medium: 4–10 %, sector level: If no survey data exists but two or more source called out child labor, and country risk is medium, high, or very high, then sector risk is high

[e] Indicator*: % of women working in the sector*; low risk level

Tabelle A-7 Social Hotspot Database – Kategorien (*categories*, grau hinterlegt), soziale Themen (*theme*) und Aspekte *(issues*) – Darstellung sozialer Risiken im Ölsektor der Exportländer (SHDB 2012, Stand 07/12)

Categories	*Theme*	Issues	Sector Oil – Risks					
			Indonesia	Iran	Iraq	Saudi Arabia	Malaysia	Australia
Labour rights and decent Work								
Labour laws and conventions		Potential of country not passing labour laws[a]	9	3		n.d.	3	64
		Potential of country not adopting labour conventions						
		Potential of minimum wage not being updated[b,*]				n.a.		
Wage assessment		Potential of average wage being < minimum wage[c]	u.	u.	u.	u.	u.	u.
		Potential of average wage being < non poverty guideline[c]	u.	u.	u.	u.	u.	u.
Population living below poverty line		Potential of population living < 2 US$/day*		n.d.	n.d.			n.d.
Child labour		Risk of child labour[d]	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Forced labour		Risk of forced labour						
Excessive working time		Risk of working > 48 h/week	n.d.	n.d.	n.d.		n.d.	n.d.
Freedom of association		Risk of not having freedom of peaceful assembly and association*						
Collective bargaining rights		Risk of not having collective bargaining rights*						
Right to strike		Risk of not having the right to strike*						
Governance								
Legal system		Overall fragility of legal system*	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Human rights								
Indigenious rights		Number of indigenious people	n.e.	n.d.	n.d.	n.d.	n.e.	n.e.
		Risk of country not adopting indigenious ILO conventions and UN declaration	n.e.	n.d.	n.d.	n.d.	n.e.	n.e.
		Risk of country not passing laws to protect indigenious	n.e.	n.d.	n.d.	n.d.	n.e.	n.e.
High conflicts		Potential for high conflicts		n.e.	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.
Gender equity		Overall fragility of gender equity[e]	37,7	9*	6,7	1*	31	21
Children out of school*		Number of children out of school – male				n.d.	n.e.	
		Number of children out of school – female				n.d.		
		Number of children out of school – total				n.d.		
Community infrastructure								
Access to improved drinking water*		Risk of not having access to improved drinking water – rural				n.d.		
		Risk of not having access to improved drinking water – urban						
		Risk of not having access to improved drinking water – total						
Access to improved sanitation*		Risk of not having access to improved sanitation – rural				n.d.		
		Risk of not having access to improved sanitation – urban						
		Risk of not having access to improved sanitation – total						
Access to a hospital bed*		Risk of not having access to a hospital bed						

Risk level: low, medium, high, very high, depends on defined criteria; for detailed explanations see (SHDB 2012)
n.e. no evidence; n.d. no data; *country level only

[a] Indicator: *number of labour laws to occupation mapped by sector*; the data on total national laws according to NATLEX (NATLEX: database of ILO's International Labour Standards Department) was characterised at the country level as failure to enact laws in 4 levels ranging from low to very high as follows: <100 = Very High, 100–400 = High, 400–900 = Medium, >900 = Low. At sector level, if laws are enacted for a particular economic sector, risk is low, if only one law, risk is medium, and if 0 laws are set, sector risk is high

[b] Updated 2007–2008;

[c] Indicator: *average unskilled wages (UDS) by sector* to be filled

[d] Indicator: *Child labour (%) per sector*; country level: medium: 4–10 %, sector level: If no survey data exists but two or more source called out child labor, and country risk is medium, high, or very high, then sector risk is high

[e] Indicator: *% of women working in the sector;* low risk level

ANHANG III LCSA-KONZEPT UND HELMHOLTZ-KONZEPT

Eine Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien bedeutet zum einen den Beitrag der Technologien bzw. deren Risiken bzgl. einer nachhaltigen Entwicklung sowohl in der Untersuchungsregion als auch über ihrem Lebensweg aufzuzeigen. Die substantiellen Helmholtz-Regeln spiegeln die Voraussetzungen für eine nachhaltige Entwicklung wider.

Ziel des IWRM-Indonesien Projekts ist die Verbesserung der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung und damit die Verbesserung der Lebensbedingungen im Untersuchungsgebiet. Der potentielle Beitrag des Projekts zu einer nachhaltigen Entwicklung im Untersuchungsgebiet *(Projekt-perspektive)* und die Rolle der produktbezogenen Technologieanalyse mit der LCSA *(Produkt-perspektive)* – zum einen mit dem attributivem (ALCA) und zum anderen mit dem prospektivem (CLCA) LCA-Ansatz – ist in Tabelle A-8 dargestellt.

Tabelle A-9 verdeutlicht welche ökologischen, ökonomischen und sozialen Aspekte sowohl im Helmholtz-Konzept als auch im LCSA-Konzept adressiert werden.

Tabelle A-8 Methoden zur Nachhaltigkeitsanalyse im IWRM-Indonesien Projekt und Vergleich des attributiven (ALCA) und des prospektiven (CLCA) LCA-Ansatzes zur Technologieanalyse (am Beispiel der Wasserversorgung)

<table>
<tr><th></th><th>Status Quo (Technologie vor Start der IWRM-Aktivitäten)</th><th colspan="2">Technologie zur Erfüllung definierter Nachhaltigkeitsziele</th></tr>
<tr><th></th><th></th><th>Potentielle Technologien (Entwicklung/ Implementierung im Projekt)
Projekt-Perspektive</th><th>Vergleich potentieller Technologien
Produkt-Perspektive</th></tr>
<tr><td>Referenz (funktionelle Einheit)</td><td colspan="2">1 m³ Wasser (z.B. gefördertes Wasser, aufbereitetes Wasser)</td><td>1 m³ Wasser (Nachhaltigkeitsziele in f.E.</td></tr>
<tr><td>LCA</td><td colspan="2">Potentielle Umweltwirkung pro 1 m³ Wasser</td><td>Potentielle Umweltwirkung pro 1 m³ Wasser</td></tr>
<tr><td>LCC</td><td colspan="2">Kosten pro 1 m³ Wasser</td><td>Kosten pro 1 m³</td></tr>
<tr><td rowspan="3">SLCA</td><td colspan="2">Soziale Aspekte in Zusammenhang mit der Technologie</td><td>Soziale Aspekte in Zusammenhang mit der Technologie</td></tr>
<tr><td></td><td>Verbesserung der Wasserversorgung als zusätzlicher sozialer Indikator für die Nutzungsphase</td><td></td></tr>
<tr><td colspan="2">Veränderungen infolge des Projekts
LCA: CLSA-Ansatz</td><td>LCA: ALCA-Ansatz (attributive Technologieanalyse)</td></tr>
<tr><td>Untersuchungsgebiet</td><td>▪ Ist-Analyse
▪ Analyse von Nachhaltigkeitsdefiziten und Zieldefinition</td><td>▪ Nachhaltigkeitsziel: Versorgung von x Menschen mit x L Wasser
▪ Neue Nachhaltigkeitsdefizite?</td><td></td></tr>
</table>

Die attributive LCA beschreibt potentielle Umweltwirkungen im Lebenszyklus; die prospektive LCA die Konsequenzen einer Entscheidung (z.B. Ekvall 2002b). In Hinblick auf das IWRM-Indonesien Projekt kann *Entscheidung* sowohl die Entscheidung 1) für die Einführung/ Implementierung einer Technologie im Untersuchungsgebiet generell betreffen oder 2) die Entscheidung für eine bestimmte

Technologiealternative. Die Konsequenzen von 1) wären damit immer auch die Konsequenzen von 2), unabhängig von der Technologiealternative.

Derzeitige Grenzen der CLCA betreffen nach Ekvall (2002b) die Vollständigkeit, die Genauigkeit und die Relevanz. *Vollständige* Konsequenzen einer Entscheidung können nie erfasst werden, da die Zukunft zum einen von Natur aus unsicher ist und zum anderen, weil entsprechende Daten zur Beschreibung oder Abschätzung zukünftiger Entwicklungen fehlen. Die *Genauigkeit* ist beeinträchtigt dadurch, dass Effekte von Veränderungen auf ökonomischen Mechanismen beruhen. Modelle zu deren Beschreibung können bei der Überwindung dieser Probleme helfen, stehen aber derzeit noch am Anfang der Integration in die LCA. Die *Relevanz* für den Entscheidungsträger ist abhängig davon, ob dieser eher Interesse an der Kenntnis potentieller Umweltwirkungen von Systemen (ALCA) hat oder an den Effekten von Änderungen im Lebenszyklus (CLCA) (vgl. (Ekvall 2002b)).

Der CLCA-Ansatz wird zur Technologieanalyse in dieser Arbeit nicht verfolgt. Fokus ist die Entscheidungsunterstützung bei alternativen Technologien. Es wird angenommen, dass die Technologien eingeführt werden, d. h. es geht nicht um die Frage, *ob* sie implementiert werden[147], sondern darum, welche von möglichen Alternativen unter Berücksichtigung des Lebenwegs die „beste ist". Für die Analyse der Frage, wie die Technologien – neben ihren primären Zielen – zu Veränderungen beitragen, sollte in Szenarien oder „möglichen Zukünften" (Grunwald 2006) gedacht werden, da Technikfolgenprognosen zu stark mit Unsicherheit belastet sind („Prognoseproblem"). Dies ist Teil einer Systemanalyse. Systemanalysen und Technikfolgenabschätzungen im Helmholtz-Konzept beziehen sich auf Änderungen und Konsequenzen infolge der Einführung einer Technik bzw. infolge der Substitution einer Technik. In der Regel liegt der Fokus hierbei auf einer Gesellschaft (oder einem Untersuchungsgebiet), während bei der CLCA (theoretisch) der gesamte Lebensweg betrachtet wird.

[147] Die Verbesserung der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung ist als Nachhaltigkeitsziel im IWRM Projekt verankert.

Tabelle A-9 Nachhaltigkeitsziele und substantielle Regeln des Helmholtz-Konzepts (grau): Analyse in Hinblick auf Nachhaltigkeitsbetrachtung von Technologien am Beispiel des IWRM-Indonesien Projekts und Vorschlag geeigneter Analysemethoden – Differenzierung zwischen Untersuchungsgebiet (in dem Technologien implementiert werden) (grün) und dem Lebensweg der Technologien (blau). Gegenüberstellung mit dem LCSA-Konzept, d.h. welche ökologischen, ökonomischen und sozialen Aspekte werden in der LCSA adressiert und können zur Beschreibung der Regeln hinzugezogen werden (Fokus: SLCA)

HELMHOLTZ-KONZEPT		Projekt/ Technologieimplementierung im Untersuchungsgebiet	LCSA-KONZEPT		
			Lebenswegbetrachtung der Technologie		
Nachhaltigkeitsziel	Substantielle Regeln	Bezug zum IWRM-Indonesien Projekt[148]	LCA-Wirkungskategorien	LCC-Indikatoren	SLCA-*subcategories*
Sicherung der menschlichen Existenz					
Gewährleistung der Grundversorgung		Verbesserung der Lebensbedingungen und Gewährleistung der Grundversorgung (Wasser/ Sanitation) im Untersuchungsgebiet (= Ziel des IWRM Projekts) → SIA, Szenarien	(f.E.)	(f.E.) (x)	x
Schutz der menschlichen Gesundheit		Vermeidung von Gefahr und Risiken für die menschliche Gesundheit durch anthropogen bedingte Umweltbelastungen (z.B. Verschmutzung der als Trinkwasser genutzten Karstwässer) → EIA, ÖRA (Untersuchungsgebiet) → LCA (Lebenszyklus)	x	-	x
Selbständige Existenzsicherung		Gewährleistung der Existenzsicherung durch verbesserte Wasserversorgung und daraus folgend eine potentiell verbesserte wirtschaftliche Situation → SIA, Szenarien	-	-	x
Gerechte Verteilung der Umweltnutzungsmöglichkeiten		→ SIA, EIA, Szenarien	(x)	-	x
Ausgleich extremer Einkommens- und Vermögensunterschiede		Verbesserung der wirtschaftlichen Situation insbesondere für die arme Bevölkerung im ruralen Gebiet → SIA, Szenarien	-	-	(x)
Erhaltung des gesellschaftlichen Produktionspotentials					
Nachhaltige Nutzung erneuerbarer Ressourcen		Nutzung erneuerbarer Ressourcen (z.B. Wasser) darf Regenerationsrate nicht überschreiten; Erhalt der Leistungs-und Funktionsfähigkeit des Ökosystems (Karstgewässer) → EIA, ÖRA, Szenarien	x	-	-
Nachhaltige Nutzung nicht erneuerbarer Ressourcen		→ LCA	x	-	-
Nachhaltige Nutzung der Umwelt als Senke		→ LCA, ÖRA, EIA	x	-	-
Vermeidung unvertretbarer technischer Risiken		→ ÖRA	-	-	(x)
Nachhaltige Entwicklung des Sach-, Human- und Wissenskapitals		Entwicklung von Sach-; Human- und Wissenspotential so, dass wirtschaftliche Leistungsfähigkeit erhalten/ verbessert wird; z.B. weniger Abwanderung der höher gebildeten Bevölkerung durch verbesserte wirtschaftliche Situation → Capacity building	-	-	(x)

[148] Die kontextspezifisch ausgewählten Indikatoren können der Ist-Analyse (Status-Quo-Analyse), dem Monitoring und der Überprüfung definierter Zielwerte dienen und liefern so Informationen zum Beitrag des Projekts zu einer nachhaltigen Entwicklung in der Untersuchungsregion.

HELMHOLTZ-KONZEPT	Projekt/ Technologieimplementierung	LCSA-KONZEPT		
Bewahrung der Entwicklungs- und Handlungsmöglichkeiten				
Chancengleichheit in Hinblick auf Bildung, Beruf, Information	Beteiligung der Bevölkerung an Entscheidungsprozessen (z.B. Wahl der Technologie) → Stakeholder Analyse und Management, SLCA	-	-	x
Partizipation an gesellschaftlichen Entscheidungsprozessen	Gleicher Zugang zu Bildung, Beruf, Information → SLCA, SIA	-	-	x
Erhaltung des kulturellen Erbes und der kulturellen Vielfalt	→ SLCA, SIA	-		x
Erhaltung der kulturellen Funktion der Natur	→ Szenarien, SLCA	(x)	-	x
Erhaltung der „sozialen Ressourcen“	→ SLCA	-	-	x

Tabelle A-10 Integratives Nachhaltigkeitskonzept der Helmholtz-Gemeinschaft (Helmholtz-Konzept) und Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) – Überblick und Gegenüberstellung (nach Kopfmüller et al. 2001; ISO 14044 2006; Kopfmüller 2006; UNEP/ SETAC 2011)

	Helmholtz-Konzept	Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA-Konzept)
Konzept	▪ Systematischer Ansatz zur Konkretisierung und Umsetzung des Nachhaltigkeitsleitbildes ▪ Nennt die Mindestanforderungen für eine nachhaltige Entwicklung	▪ Systematischer Ansatz zur Analyse von potentiellen Umweltwirkungen, Kosten und sozialen Aspekten im Produktlebenszyklus, d. h. Analyse von Produkten unter Berücksichtigung der drei Nachhaltigkeitsdimensionen
Methoden (Technologieanalyse)	▪ Systemanalyse; MFA, Chemikalienbewertung, LCSA, UVP, Technikfolgenabschätzung[149] etc.	▪ LCA, LCC, SLCA
Untersuchungsrahmen	▪ Analyse der Nachhaltigkeitssituation in einer Region, einem Land (bisher v.a. Deutschland) und/ oder in einem bestimmten Aktivitätsfeld[a] ▪ Analyse von Schlüsseltechnologien ▪ Hinweise für Forschungsprioritäten ▪ Entwicklung nationaler Nachhaltigkeitsstrategien (Nachhaltigkeitsdefizitanalyse, Zieldefinition) ▪ Monitoring der Prozesse auf dem Weg zu mehr Nachhaltigkeit	▪ Analyse potentieller Umweltwirkungen/ Kosten von Produkten/ Dienstleistungen entlang des Lebenswegs; Analyse des Verhaltens von Organisa-tionen[b] ▪ Hot spot Analyse: Identifizierung von Gefahren für eine nachhaltige Entwicklung, Aufzeigen eines Handlungsbedarfs ▪ Nachhaltigkeitsdefizite (bzw. Anforderungen zur Überwindung dieser) können ggf. in funktioneller Einheit berücksichtigt werden ▪ Entscheidungsunterstützung: Identifizierung des Produkts mit der besten ökologischen, ökonomischen und sozialen „Performance“
Struktur	▪ 3 generelle Nachhaltigkeitsziele: Sicherung der menschlichen Existenz, Erhaltung des gesellschaftlichen Produktionspotentials, Bewahrung ▪ 15 substantielle Regeln: Beschreibung der Mindestbedingungen für eine nachhaltige Entwicklung → Definition von Nachhaltigkeitskriterien ▪ 11 instrumentelle Regeln: Beschreibung notwendiger institutioneller und politischer Rahmenbedingungen ▪ Indikatoren: Schlüssel- und zusätzliche Indikatoren; kontextspezifische Ermittlung	▪ Schutzgüter: LCA: z.B. menschliche Gesundheit, biotische Umwelt, natürliche Ressourcen (de Haes et al. 1999); LCC: nicht definiert, ggf. (Schau et al. 2011); SLCA: menschliches Wohlergehen (UNEP/ SETAC 2009) ▪ LCA: Wirkungskategorien (>12; Anzahl ist abhängig von der Wirkungsabschätzungsmethode sowie Ziel und Untersuchungsrahmen ▪ LCC: Kostenkategorien: interne Kosten (reale; F&E, Produktion, Nutzung, Entsorgung) und externe Kosten; insgesamt >10 Kategorien ▪ SLCA: 6 Wirkungskategorien, 31 *subcategories* (kein standardisiertes Set an Indikatoren) ▪ Indikatoren: Wirkungs-und Sachbilanzindikatoren
Ökologische Aspekte	▪ Ähnliche Aspekte ▪ Regionale und Lebenszyklusperspektive	▪ Ähnliche Aspekte ▪ Lebenszyklusperspektive
Soziale Aspekte	▪ Soziale und sozioökonomische Aspekte: z.B. Arbeitslosigkeit, sinkende Finanzierbarkeit sozialer Systeme aufgrund demografischer Entwicklungen und institutioneller Defizite beim Umgang mit Nachhaltigkeitsdefiziten	▪ Soziale und sozioökonomische Aspekte: z.B. Menschenrechte, Arbeitsbedingungen, Gesundheit und Sicherheit, Kulturelles Erbe, Führung, Sozioökonomische Wechselwirkungen
Ökonomische Aspekte	▪ Vorrangig sozioökonomische Aspekte	▪ Kostentypen: F&E, Produktion, Fertigung, Betrieb und Wartung; Entsorgung
Technologiebezug[c]	▪ Normativer Referenzrahmen für Technikbewertung ▪ Systemanalyse hilft bei Auswahl geeigneter Technologien	▪ Klarer Bezug, da Technologien als Produkt verstanden werden können ▪ Eignung der Technologie ist entweder 1) in funktioneller Einheit berücksichtigt oder 2) muss über zusätzliche (soziale) Indikatoren erfasst werden

[a] Im IWRM-Indonesien Projekt entspräche dies beispielsweise dem Wassersektor in Gunung Kidul
[b] Im IWRM-Indonesien Projekt entspräche dies den Technologien und den involvierten Organisationen (SLCA)
[c] Hier sind bereits Ergebnisse der vorliegenden Arbeit berücksichtigt.

[149] Einen Überblick zu Methoden und Verfahren der Technikfolgenabschätzung gibt z.B. Grunwald 2002.

ANHANG IV LCA UND LCA – IWRM-FALLSTUDIE

A IV-1 Wasserversorgung – Bribin-Sindon und Bribin

A IV-1.1 Bribin-Sindon

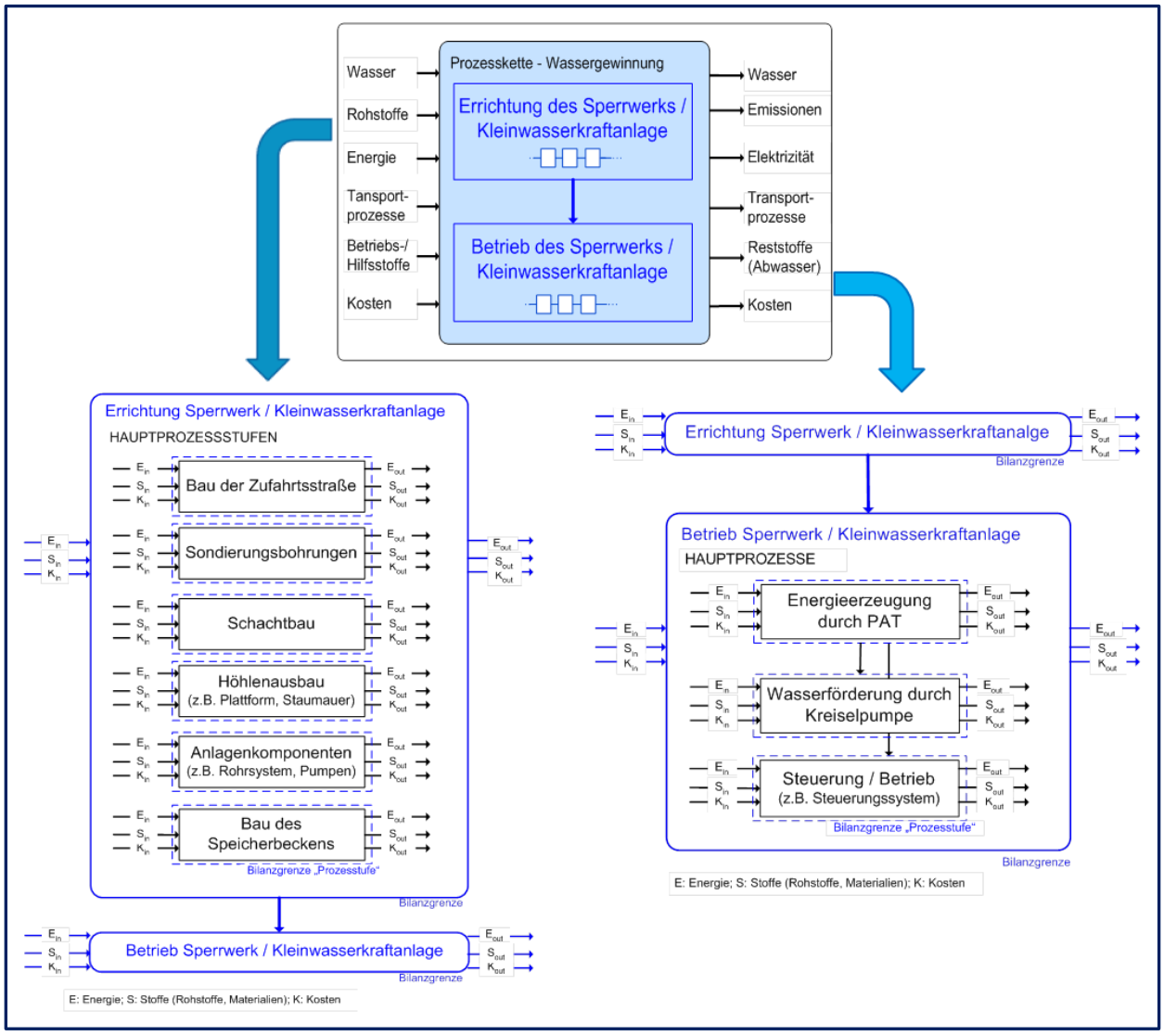


Abbildung A-1 Prozesse und Prozessbilder zur Errichtung und zum Betrieb der Anlage Bribin-Sindon (unterirdisches Sperrwerk und Kleinwasserkraftanlage)

A IV-1.1.1 Modellierung

Tabelle A-11 Wasserkraftanlage Bribin-Sindon – Errichtung. Material- und Energieverbräuche (Quellen: IfMB 2003, 2004, 2006; IWG 2003, 2004, 2007; Oberle et al. 2005; Ikhwan 2011; IWRM 2011)*

Prozesse/ Komponenten		Parameter	Einheit	
Schachtbau[a] (d = 2,5 m, h = 100 m)				
Input	Stahlringe	Anzahl		143
	Stahl	Menge	kg	37.409
	Beton	Menge	m^3	13,5
	Energie (Diesel)[b]	Menge	kWh	55.000
Output	Inertes (Felsmaterial/ Tone)[c]	Menge	m^3	491
Transport[d]			tkm	118.500
Höhlenausbau[e]				
Ausbrucharbeiten Output	Felsmaterial[c]	Menge	m^3	250
Errichtung des Sperrwerks (Plattform, Staumauer, Wasserhaltungsquerdämme, Umfassungsmauern)				
Input	(Ausguss)Beton[f]	Menge	m^3	240
	Sand	Menge	kg/m^3 Beton	1.110
			kg/gesamt	264.000
	Zement	Menge	kg/m^3 Beton	700
			kg/gesamt	168.000
	Wasser	Menge	kg/m^3 Beton	340
			kg/gesamt	81.300
	Fließmittel/ Stabilisierer	Menge	kg/m^3 Beton	17,5
			kg/gesamt	4.200
	Bewehrungsstahl[g]	Menge	kg	2.963
	Spritzbeton	Menge	m^3	40
	Injektionsmaterial	Menge	m^3	8
	Felsnägel/ Mikropfähle	Anzahl		310/ 42
	Mörtel[h]	Menge	kg	3.970
Transport[i]	Lkw (Diesel)		tkm	27.100
Anlagenkomponenten				
Rohrleitungen	Hochwasserentlastungsrohre DN600/900	Länge	m	19,5
	Hochwasserentlastungsrohre DN800	Länge	m	19,5
	Rohrleitungssystem DN450	Länge	m	8
	Rohrleitungssystem DN700	Länge	m	8
	Rohrleitungssystem DN300/800	Länge	m	6
	Rohrleitungssystem DN200/150	Länge	m	8
	Rohrleitungssystem DN100	Länge	m	5
	Pumpförderleitungen DN200/250	Länge	m	2 x 16, 2 x 100
	Druckleitungsrohr DN80	Länge	m	40
	Versorgungsleitung (bis zum Speicher)	Länge	m	2600
Material	Stahl[j]	Menge	kg	17.000
	Stahl (inkl. Verteilungsrohr zum Kaligoro-Speicher)	Menge	kg	123.900
Transport[k]	Lkw (Diesel)	6.120	tkm	
	Inklusive Verteilungsrohr	50.700	tkm	
Pumpenmodule[l] (je 1 Pumpe zur Wasser-förderung und 1 PAT)		Anzahl	6	
Material[m]	Stahl	Menge	kg	275
	Gusseisen	Menge	kg	275
Transport[n]	Frachter		tkm	3.160
	Lkw (Diesel)		tkm	245
Kosten[o]				
Materialien, Energie, Personal		Indonesien	€/5a	3.000.000
		Deutschland	€/5a	3.000.000

* sowie Annahmen und Berechnungen; Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*

[a] Schacht: Zugang zur Höhle; Schachtabsenkanlage: Herrenknecht AG, 2003/2004; Vertikalabteufgerät Typ VSM 2500; Stahlring: besteht aus 8 Segmenten (0,7 m x 0,2 m x 1 m); Gewicht: 32,37 kg), (*Steel ETH U)* (ETH ESU 1996)

[b] Leistung des Schrämkopfes: 110 kW, Tagesleistung: 1,5–2,8 m → Dauer der Bauarbeiten: ca. 50 d (bei Annahme einer Tagesleistung von 10 h)
[c] Weiterverwertung durch Bevölkerung
[d] Annahme: Transport aus Surabaya (ca. 320 km)
[e] IWG, Ausbrucharbeiten: 2004; Sperrwerkerrichtung: Mai 2005–August 2005
[f] Beton: Zusammensetzung spezifisch definiert unter Nutzung von: (*Water, unspecified natural origin/kg; Sand, gravel and stone, extracted for use; Portland cement, strength class Z 42.5, at plant/CH U; Transport, lorry 16-32t, EURO5/RER U*)
[g] Berechnet unter der Annahme, dass Stahl etwa 4 % der Gesamtmasse im Beton (hier 240 m^3) ausmacht, sowie Bewehrungsstahl für Mikropfähle: 813 kg; *(Reinforcing steel, at plant/RER U)*
[h] Mörtel für Versiegelung/ Abdichtung *(Cement mortar, at plant/CH U)*
[i] Herkunft des Stahls, des Betons und des Mörtels (bzw. deren Bestandteile: Yogyakarta, Entfernung zur Anlage: ca. 50 km; Transport, *(lorry 16-32t, EURO3/RER U IWRM)*
[j] Berechnung über Länge und Gewicht der Rohre nach (DIN 2460 2006) und der zusätzlichen Annahme einer Massenzunahme von etwa 30 % bei geschweißten Rohren (17.000 kg für Rohrsystem in der Höhle, 123.900 kg Stahl für die Verteilungsleitung zum Wasserspeicher)
[k] Herkunft der Rohre/ des Stahls: 70 % aus Tegal (Entfernung: ca. 300 km), 30 % aus Bandung (Entfernung: ca. 500 km)
[l] Ein kleineres Modul dient der Erzeugung elektrischer Energie (Eigenbedarf) (5,5 kW); Module produziert in Frankenthal/ Deutschland
[m] Annahme: je 50 % Stahl (*Steel ETH U*) und Gusseisen *(Cast iron ETH U)* (ETH ESU 1996); Gewicht eines Moduls: 100 bzw. 50 kg
[n] Transport: Hamburg-Surabaya/ Indonesien: ca. 11.500 km *(Freighter oceanic ETH U)*
[o] Kosten auf deutscher Seite: Schaftbohrmaschine: 2 Mill. €, Materialien, Personal, Forschung und Entwicklung: 1 Mill. €

Tabelle A-12 Wasserkraftanlage Bribin-Sindon – Betrieb. Material- und Energieverbräuche (Quellen: IWG 2004; Oberle et al. 2005; Ikhwan 2011)*

Komponenten/ Parameter	Einheit	
Leistung[a]	L/s m^3/a	39 1.213.056
Betriebszeit	h/d d/a	24 360
Energie[b]	kWh/a	5.460
Sperrwerk		
Lebensdauer	a	100
Pumpenmodule		
Lebensdauer	a	80
Leistung	kW	46
Betriebsstoff Getriebeöl[c]	L/a	15
Rohrleitungssystem		
Lebensdauer	a	80
Kosten		
Personal[d]	€/a	6.000
Anlagenbetrieb[e] (Fahrstuhl etc.)	€/a €/m^3	10.000 0,01
Gewinne[f]	€/m^3	360.000

* sowie Annahmen und Berechnungen; Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*
[a] Trockenzeit: 18 L/s, Regenzeit: 60 L/s
[b] Die Anlage deckt ihren Eigenbedarf. Zusätzliche Energie ist erforderlich für den Betrieb des Fahrstuhls: Annahmen: Leistung: 5 kW, Geschwindigkeit: 1 m/s; fährt etwa 4 x/d (Beförderung der Arbeiter in die Höhle zum Sperrwerk) → Verbrauch von etwa 1,5 kWh/d oder 0,45 L Diesel/d (Annahme: Dieselgenerator verbraucht etwa 0,3 L Diesel/kWh) *(Diesel, burned in diesel-electric generating set/GLO U IWRM)*
[c] Getriebeöl: Annahme: 4,5 L Öl/ Modul, Ölwechsel nach 16.000 Betriebsstunden; gebrauchtes Öl wird weiterverwendet (von Arbeitern, wie genau ist unklar) *(Lubricating oil, at plant/RER U)*
[d] Beschäftigung: 24h/d
[e] bezogen auf eine Förderung von 1,5 Mill. m^3/a; Kosten für Fahrstuhl entfallen ggf., je nach Standort
[f] durch Verkauf des Wassers (Verkaufspreis PDAM: 3.000 IDR/m^3), Kurs: 1 € = 12.238,5 IDR (Stand: 08/2011)

A IV-1.1.2 Ergebnisse

Tabelle A-13 Wasserkraftanlage Bribin-Sindon. Potentielle Umweltwirkungen bei der Errichtung der Wasserkraftanlage[a] (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung)

Wirkungs-kategorie	Einheit	Summe	Errichtung des Sperrwerks[b]	Rohrleitungs-system[c]	Pumpen-module[d]	Schachtbau[e]
ADP	kg Sb eq	4,44E+03	7,04E+02	2,68E+03	8,11E+01	9,75E+02
AP	kg SO_2 eq	2,00E+03	3,77E+02	1,05E+03	6,25E+01	5,15E+02
EP	kg PO_4^- eq	2,05E+02	6,04E+01	7,27E+01	2,56E+00	6,89E+01
GWP100	kg CO_2 eq	5,84E+05	1,89E+05	2,71E+05	8,85E+03	1,16E+05
ODP	kg CFC-11 eq	1,01E-01	8,80E-03	6,54E-02	4,03E-03	2,29E-02
HTP	kg 1,4-DB eq	3,31E+05	3,25E+04	2,19E+05	6,63E+03	7,32E+04
FAETP	kg 1,4-DB eq	6,98E+04	1,68E+04	3,99E+04	1,28E+03	1,18E+04
MAETP	kg 1,4-DB eq	1,52E+08	1,96E+07	9,91E+07	3,40E+06	2,94E+07
TETP	kg 1,4-DB eq	2,25E+03	8,73E+02	9,84E+02	6,02E+01	3,29E+02
POFP	kg C_2H_4	2,48E+02	3,32E+01	1,60E+02	4,69E+00	4,94E+01

Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*
[a] *Hydropower plant Bribin*
[b] *Dam-construction (Bribin)*
[c] *Pipe system-cave (Bribin)*
[d] *Pump modules (Bribin)*
[e] *Shaftbuilding (Bribin)*

Tabelle A-14 Wasserkraftanlage Bribin-Sindon. Potentielle Umweltwirkungen pro 1 m^3 gefördertem Wasser. Beitrag der Lebenswegphasen Errichtung (Errichtung der Anlage) und Betrieb (Energieverbrauch, Wartung) in Abhängigkeit der Anlagenlebensdauer (10 Jahre, 50 Jahre, 100 Jahre) sowie für die Annahme eines 30 % Mehraufwands (Materialien und Energie) für die Errichtung sowie den Betrieb (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung)

Wirkungskategorie	Einheit	Summe	Errichtung der Anlage[a]	Energieverbrauch (Diesel)[b]	Wartung der Module[c]
Lebensdauer: 10 Jahre					
ADP	kg Sb eq	3,68E-04	3,66E-04	9,01E-07	3,66E-07
AP	kg SO_2 eq	1,67E-04	1,65E-04	1,45E-06	9,95E-08
EP	kg PO_4^- eq	1,72E-05	1,69E-05	3,10E-07	9,43E-09
GWP100	kg CO_2 eq	4,83E-02	4,81E-02	1,41E-04	1,12E-05
ODP	kg CFC-11 eq	8,37E-09	8,34E-09	1,74E-11	6,76E-12
HTP	kg 1,4-DB eq	2,73E-02	2,73E-02	1,75E-05	7,67E-06
FAETP	kg 1,4-DB eq	5,76E-03	5,75E-03	1,53E-06	1,03E-06
MAETP	kg 1,4-DB eq	1,25E+01	1,25E+01	1,03E-02	4,58E-03
TETP	kg 1,4-DB eq	1,85E-04	1,85E-04	1,11E-07	5,39E-08
POFP	kg C_2H_4	2,05E-05	2,04E-05	4,72E-08	5,61E-09
ADP	kg Sb eq	7,45E-05	7,33E-05	9,01E-07	3,66E-07
Lebensdauer: 50 Jahre					
AP	kg Sb eq	3,46E-05	3,30E-05	1,45E-06	9,95E-08
EP	kg SO_2 eq	3,69E-06	3,37E-06	3,10E-07	9,43E-09
GWP100	kg PO_4^- eq	9,78E-03	9,63E-03	1,41E-04	1,12E-05
ODP	kg CO_2 eq	1,69E-09	1,67E-09	1,74E-11	6,76E-12
HTP	kg CFC-11 eq	5,49E-03	5,46E-03	1,75E-05	7,67E-06
FAETP	kg 1,4-DB eq	1,15E-03	1,15E-03	1,53E-06	1,03E-06
MAETP	kg 1,4-DB eq	2,51E+00	2,50E+00	1,03E-02	4,58E-03
TETP	kg 1,4-DB eq	3,72E-05	3,70E-05	1,11E-07	5,39E-08
POFP	kg 1,4-DB eq	4,14E-06	4,08E-06	4,72E-08	5,61E-09
Lebensdauer: 100 Jahre					
AP	kg Sb eq	3,79E-05	3,66E-05	9,01E-07	3,66E-07
EP	kg SO_2 eq	1,81E-05	1,65E-05	1,45E-06	9,95E-08
GWP100	kg PO_4^- eq	2,01E-06	1,69E-06	3,10E-07	9,43E-09
ODP	kg CO_2 eq	4,97E-03	4,81E-03	1,41E-04	1,12E-05
HTP	kg CFC-11 eq	8,58E-10	8,34E-10	1,74E-11	6,76E-12

Wirkungskategorie	Einheit	Summe	Errichtung der Anlage[a]	Energieverbrauch (Diesel)[b]	Wartung der Module[c]
FAETP	kg 1,4-DB eq	2,76E-03	2,73E-03	1,75E-05	7,67E-06
MAETP	kg 1,4-DB eq	5,78E-04	5,75E-04	1,53E-06	1,03E-06
TETP	kg 1,4-DB eq	1,26E+00	1,25E+00	1,03E-02	4,58E-03
POFP	kg 1,4-DB eq	1,87E-05	1,85E-05	1,11E-07	5,39E-08
Lebensdauer: 10 Jahre, +30 % Mehraufwand für Materialien bei der Errichtung					
AP	kg Sb eq	4,88E-04	4,87E-04	9,01E-07	3,66E-07
EP	kg SO_2 eq	2,21E-04	2,20E-04	1,45E-06	9,95E-08
GWP100	kg PO_4^- eq	2,27E-05	2,24E-05	3,10E-07	9,43E-09
ODP	kg CO_2 eq	6,42E-02	6,40E-02	1,41E-04	1,12E-05
HTP	kg CFC-11 eq	1,11E-08	1,11E-08	1,74E-11	6,76E-12
FAETP	kg 1,4-DB eq	3,64E-02	3,63E-02	1,75E-05	7,67E-06
MAETP	kg 1,4-DB eq	7,66E-03	7,65E-03	1,53E-06	1,03E-06
TETP	kg 1,4-DB eq	1,66E+01	1,66E+01	1,03E-02	4,58E-03
POFP	kg 1,4-DB eq	2,46E-04	2,46E-04	1,11E-07	5,39E-08
Lebensdauer: 10 Jahre, +30 % Mehraufwand für Energie beim Betrieb					
AP	kg Sb eq	3,68E-04	3,66E-04	1,20E-06	4,87E-07
EP	kg SO_2 eq	1,67E-04	1,65E-04	1,93E-06	1,32E-07
GWP100	kg PO_4^- eq	1,73E-05	1,69E-05	4,13E-07	1,25E-08
ODP	kg CO_2 eq	4,84E-02	4,81E-02	1,88E-04	1,49E-05
HTP	kg CFC-11 eq	8,37E-09	8,34E-09	2,31E-11	9,00E-12
FAETP	kg 1,4-DB eq	2,73E-02	2,73E-02	2,33E-05	1,02E-05
MAETP	kg 1,4-DB eq	5,76E-03	5,75E-03	2,04E-06	1,37E-06
TETP	kg 1,4-DB eq	1,25E+01	1,25E+01	1,38E-02	6,08E-03
POFP	kg 1,4-DB eq	1,85E-04	1,85E-04	1,47E-07	7,17E-08
AP	kg Sb eq	2,05E-05	2,04E-05	6,28E-08	7,46E-09

Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*

[a] *Hydropower plant Bribin*

[b] *Diesel, burned in diesel-electric generating set/GLO U IWRM*

[c] *Maintenance of pumps*

A IV-1.2 Bribin

A IV-1.2.1 Modellierung

Tabelle A-15 Anlage Bribin – Wehr und Dieselpumpen. Errichtung und Betrieb. Material- und Energieverbräuche (Quellen: IWG 2003, 2004; DIN 2460 2006; Ikhwan 2011)*

Komponenten/ Parameter		Einheit	
2 elektrische Pumpen			
Pumpen	Leistung	W	150
Wasserförderung[a]		L/s m^3/d m^3/a	60 2.178 794.970 (Betriebsdauer: ca.9 h/d)
Energieverbrauch[b]	 Öffentliches Netz (E-Mix) Diesel	kWh/a kWh/m^3 % %	492.750 *(* 842.400) 0,69 ca. 75 % ca. 25 %
Errichtung			
Lebensdauer		a	100
Material[c]	Beton/ Stahl (Wehr, Rohrleitungen und Pumpen)		[c]
Betrieb			
Betriebsstoff[d]	Getriebeöl	L/a	0,7
Kosten			
Personal	Kosten/Jahr	€/a	2.000
Förderkosten	Kosten/Jahr Kosten/m^3	€/a €/m^3	190.000 0,13

* sowie Annahmen und Berechnungen; Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*

[a] Die derzeitige Förderung in Bribin; entspricht 27 Lpcd (bei 80.000 EW)

[b] Berechnet anhand der Leistung der Pumpen, Betriebsstunden (an 365 d/a); um die gleiche Menge an Wasser, wie Bribin-Sindon zu fördern (1.213.056), müssten die Pumpen theoretisch ca. 16 h laufen, Energiebedarf läge dann bei 842.400 kWh; Derzeit werden etwa 20–30 % des Energiebedarfs (Bedarf an elektrischer Energie) über Dieselaggregate bereitgestellt, der Rest kommt aus dem öffentlichen Netz

[c] Daten zur Wehrkonstruktion sind nicht bekannt, das Wehr ist etwa 1–2 m hoch; Material wird abgeschätzt basierend auf Daten von Bribin-Sindon (Wehr: 2/3, Rohre: 1/5) und dem Wasserverteilungsnetz (Pumpen)

[d] Abschätzung nach Daten für Bribin-Sindon: Annahme, dass eine Pumpe etwa 4,5 L Getriebeöl benötigen (wie 1 Modul (und Getriebe) in Bribin-Sindon): Unter folgenden Annahmen: Ölwechsel nach 16.000 Betriebsstunden, Förderung der zu Bribin-Sindon äquivalenten Wassermenge (d.h. ca. 16 h Betriebsstunden pro Tag) ergibt sich ein Verbrauch von 0,7 L/a *(Lubricating oil, at plant/RER U)*

A IV-1.2.2 Ergebnisse

Tabelle A-16 Wasserkraftanlage Bribin (altes System). Potentielle Umweltwirkungen pro 1 m^3 gefördertem Wasser. Beitrag der Lebenswegphasen Errichtung (Errichtung der Anlage) und Betrieb (Energieverbrauch, Wartung) in Abhängigkeit der Anlagenlebensdauer (50 Jahre, 100 Jahre). Einfluss unterschiedlicher Energiequellen für den Anlagenbetrieb (100 % Diesel sowie 30 % Diesel und 70 % öffentliches Netz) (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung)

Wirkungs-kategorie	Einheit	Summe	Errichtung der Anlage[a]	Energieverbrauch[b]		Wartung der Pumpen[e]
				Diesel[c]	Öffentliches Netz (E-mix)[d]	
Lebensdauer: 50 Jahre; Energie: 100 % Diesel						
ADP	kg Sb eq	3,68E-04	3,66E-04	9,01E-07	-	3,66E-07
AP	kg SO_2 eq	1,67E-04	1,65E-04	1,45E-06	-	9,95E-08
EP	kg PO_4^- eq	1,72E-05	1,69E-05	3,10E-07	-	9,43E-09
GWP100	kg CO_2 eq	4,83E-02	4,81E-02	1,41E-04	-	1,12E-05
ODP	kg CFC-11 eq	8,37E-09	8,34E-09	1,74E-11	-	6,76E-12
HTP	kg 1,4-DB eq	2,73E-02	2,73E-02	1,75E-05	-	7,67E-06
FAETP	kg 1,4-DB eq	5,76E-03	5,75E-03	1,53E-06	-	1,03E-06
MAETP	kg 1,4-DB eq	1,25E+01	1,25E+01	1,03E-02	-	4,58E-03
TETP	kg 1,4-DB eq	1,85E-04	1,85E-04	1,11E-07	-	5,39E-08
POFP	Kg C_2H_4	2,05E-05	2,04E-05	4,72E-08	-	5,61E-09
ADP	kg Sb eq	7,45E-05	7,33E-05	9,01E-07	-	3,66E-07
Lebensdauer: 100 Jahre; Energie: 100 % Diesel						
AP	kg Sb eq	5,21E-04	1,66E-05	5,04E-04	-	2,87E-08
EP	kg SO_2 eq	8,21E-04	7,61E-06	8,13E-04	-	7,80E-09
GWP100	kg PO_4^- eq	1,75E-04	9,04E-07	1,74E-04	-	7,40E-10
ODP	kg CO_2 eq	8,19E-02	2,97E-03	7,89E-02	-	8,79E-07
HTP	kg CFC-11 eq	1,01E-08	3,13E-10	9,74E-09	-	5,30E-13
FAETP	kg 1,4-DB eq	1,09E-02	1,08E-03	9,80E-03	-	6,01E-07
MAETP	kg 1,4-DB eq	1,17E-03	3,17E-04	8,57E-04	-	8,08E-08
TETP	kg 1,4-DB eq	6,33E+00	5,44E-01	5,79E+00	-	3,59E-04
POFP	kg 1,4-DB eq	7,49E-05	1,29E-05	6,20E-05	-	4,23E-09
Lebensdauer: 50 Jahre; Energie: 30 % Diesel, 70 % öffentliches Netz (E-Mix)						
AP	kg Sb eq	4,19E-03	1,66E-05	1,51E-04	4,03E-03	2,87E-08
EP	kg SO_2 eq	3,16E-03	7,61E-06	2,44E-04	2,91E-03	7,80E-09
GWP100	kg PO_4^- eq	2,27E-04	9,04E-07	5,21E-05	1,74E-04	7,40E-10
ODP	kg CO_2 eq	5,62E-01	2,97E-03	2,37E-02	5,35E-01	8,79E-07
HTP	kg CFC-11 eq	3,26E-08	3,13E-10	2,92E-09	2,94E-08	5,30E-13
FAETP	kg 1,4-DB eq	8,95E-02	1,08E-03	2,94E-03	8,55E-02	6,01E-07
MAETP	kg 1,4-DB eq	1,38E-02	3,17E-04	2,57E-04	1,32E-02	8,08E-08
TETP	kg 1,4-DB eq	5,82E+01	5,44E-01	1,74E+00	5,59E+01	3,59E-04
POFP	kg 1,4-DB eq	1,73E-03	1,29E-05	1,86E-05	1,70E-03	4,23E-09

Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*

[a] *Bribin (weir/pumps)*

[b] Bereitstellung elektrischer Energie über Dieselaggregate und das öffentliche Netz

[c] *Diesel, burned in diesel-electric generating set/GLO U IWRM*

[d] *Electricity mix Indonesia 2009*

[e] *Maintenance of pumps*

A IV-1.3 Wasserverteilung

A IV-1.3.1 Modellierung

Tabelle A-17 Verteilungsnetz – Altes und optimiertes System. Komponenten, Material- und Energieverbräuche. Rohrleitungen: Material: 99 % Stahl (galvanisiert), 1 % Gusseisen (Quellen: Hassel 2009; Klingel&Knobloch 2009; Klingel et al. 2010)*

Komponenten/ Parameter		Einheit	Altes System	Optimiertes System
Wasserverluste[a]		%	58	15
Lebensdauer		a	50	50
Rohrleitungen (99 % Stahl, galvanisiert; 1 % Gusseisen)				
Hauptleitung				
Länge Typ/ Nennweite		m DN	33.000 bis 350	41.000 bis 350
Material (gesamt)[b]	Stahl	kg kg/m	612.334 19	873.456 21
	Gusseisen	kg	6.185	8.823
Verteilerleitung (gravitär betrieben)				
Länge Typ/ Nennweite		m DN	307.000 bis 250	307.000 bis 250
Material (gesamt)[b]	Stahl	kg kg/m	3.470.070 11,0	3.470.070 11,0
	Gusseisen	kg	35.051	35.051
Wasserspeicher (Beton)				
Anzahl Größe[c]		 m^3	16 300	12 300
Materialien[d]	Beton Stahl	m^3 m^3	2.110 200	2.110 200
Transport[e]		tkm	k.D.	219.000
Pumpen				
Pumpstationen/ Pumpen		Anzahl		5/15
Material[f]	Stahl Gusseisen	kg kg	840 840	300 300
Betriebsstoff[g]	Getriebeöl	L/a		37
Betrieb – Energieverbrauch				
Energie[h]		kWh/m^3	2,45	0,38
	Anteil Diesel	%	30	30
	Anteil öffentliches Netz (E-Mix)	%	70	70

* sowie Gespräche, Annahmen und Berechnungen; Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*

[a] Klingel et al. 2010: altes System: Wasserförderung Bribin: 794.970 m^3/a; Wasserlieferung: 332.350 m^3/a → Wasserverlust: 58 %; neues System: Wasserförderung: 2.057.674 m^3/a; Wasserlieferung: 1.749.023 m^3/a → Wasserverlust: 15 %

[b] Siehe Tabelle A-18; die Masse an Gusseisen wird mit 1 % der Stahlmasse grob abgeschätzt

[c] Größe: 90–500 m^3, 300 m^3 wird als Mittelwert angenommen

[d] Unterschiedliche Gebäudestruktur/ Materialien: im optimierten System: 10 Wasserspeicher: Kastenform (Beton), *(Massive building U IWRM)*; 2 Speicher in Zisternenform (Stahl), *(Metal construction building U IWRM)*

[e] Berechnet über den Materialverbrauch aus den Prozessen (siehe Anmerkung[d]) und unter der Annahme, dass die Materialien aus Yogyakarta (50 km Entfernung) kommen

[f] Annahme: Gewicht einer Pumpe: 40 kg (50 % Stahl, 50 % Gusseisen)

[g] Getriebeöl: Annahme: 4,5 L Öl/ Pumpe, Ölwechsel nach 16.000 Betriebsstunden *(Lubricating oil, at plant/RER U)*

[h] nach (Klingel et al. 2010)

Tabelle A-18 Hauptleitung und Verteilerleitung. Berechnung des Materialverbrauchs (Stahl[a]) aus der Länge der Rohrleitungen unterschiedlicher Nennweite und ihrer entsprechenden Masse (Quellen: DIN 2460 2006; Klingel et al. 2010)*

Rohrleitung[b]		Hauptleitung						Verteilerleitung		
		Altes System			Optimiertes System			Optimiertes System		
DN	Masse	Netzanteil		Masse	Netzanteil		Masse	Netzanteil		Masse
	kg/m	%	m	kg	%	m	kg	%	m	kg
80	6,76	0	0	0	0	0	0	65	199.550	1.348.958
150	14,6	58	19.140	279.444	35	14.350	209.510	12	35.817	522.923
200	19,1	20	6.600	126.060	25	10.250	195.775	12	35.817	684.098
250	26,5	17	5.610	148.665	30	12.300	325.950	0	0	0
300	35,4	0	0	0	6	2.460	87.084	0	0	0
350	39	5	1.650	64.350	4	1.640	63.960	0	0	0
Stahl		*100*	*33.000*	*618.519*	*100*	*41.000*	*88.2279*	*100*	*307.000*	*3.505.121*
Stahl		99		612.334	99		873.456	99	303.930	3.470.070
Gusseisen		1		6.185	1		8.823	1	3.070	35.051

* sowie Annahmen und Berechnungen

[a] Stahl macht etwa 99 % des Materials im Leitungsnetz aus, der Rest besteht aus Gusseisen; Abschätzung der Menge an Gusseisen über diese Annahme

[b] nach DIN 2460 (2006)

A IV-1.3.2 Ergebnisse

Tabelle A-19 Wasserverteilungsnetz Bribin. Potentielle Umweltwirkungen bei der Errichtung[a] (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung

Wirkungs-kategorie	Einheit	Summe	Rohrleitungsnetz[b]	Wasserspeicher[d]	Pumpensysteme[d]
ADP	kg Sb eq	8,18E+04	8,12E+04	6,16E+02	2,44E+01
AP	kg SO_2 eq	3,18E+04	3,13E+04	4,73E+02	9,69E+00
EP	kg PO_4^- eq	2,07E+03	2,01E+03	5,14E+01	8,29E-01
GWP100	kg CO_2 eq	8,24E+06	8,12E+06	1,13E+05	2,53E+03
ODP	kg CFC-11 eq	2,01E+00	1,98E+00	3,28E-02	3,79E-04
HTP	kg 1,4-DB eq	6,75E+06	6,72E+06	3,47E+04	1,88E+03
FAETP	kg 1,4-DB eq	1,24E+06	1,23E+06	7,50E+03	9,03E+02
MAETP	kg 1,4-DB eq	3,07E+09	3,05E+09	1,88E+07	1,19E+06
TETP	kg 1,4-DB eq	3,07E+04	3,04E+04	2,41E+02	5,60E+01
POFP	Kg C_2H_4	4,95E+03	4,92E+03	3,69E+01	1,50E+00

Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*

[a] *1 p Network* (bezieht sich auf das optimierte Verteilungsnetz)

[b] *Pipe system*

[c] *Water reservoirs*

[d] *Pumps-new system*

Tabelle A-20 Verteilungsnetz Bribin. Potentielle Umweltwirkungen pro 1 m^3 bereitgestelltem Wasser. Beitrag der Lebenswegphasen Errichtung und Betrieb in Abhängigkeit der Anlagenlebensdauer (50 Jahre, 100 Jahre) und Einfluss der Energieversorgung (30 % Diesel und 70 % öffentliches Netz sowie 100 % Diesel); modelliert für das optimierte System. Vergleich mit dem alten System (für Lebensdauer: 50 Jahre und Energieversorgung aus 30 % Diesel und 70 % öffentlichem Netz) (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung)

Wirkungskategorie	Einheit	Summe	Errichtung[a]	Betrieb – Energieverbrauch	
				Diesel[b]	Öffentliches Netz (E-Mix)[c]
Optimiertes System					
Lebensdauer: 50 Jahre; Energie: 30 % Diesel, 70 % öffentliches Netz (E-Mix)[d]					
ADP	kg Sb eq	2,68E-03	7,44E-04	1,71E-03	2,31E-04
AP	kg SO_2 eq	1,89E-03	2,89E-04	1,23E-03	3,72E-04
EP	kg PO_4^- eq	1,72E-04	1,88E-05	7,37E-05	7,94E-05
GWP100	kg CO_2 eq	3,38E-01	7,49E-02	2,27E-01	3,61E-02
ODP	kg CFC-11 eq	3,52E-08	1,83E-08	1,24E-08	4,45E-09
HTP	kg 1,4-DB eq	1,02E-01	6,14E-02	3,62E-02	4,49E-03
FAETP	kg 1,4-DB eq	1,72E-02	1,12E-02	5,60E-03	3,92E-04
MAETP	kg 1,4-DB eq	5,42E+01	2,79E+01	2,37E+01	2,65E+00
TETP	kg 1,4-DB eq	1,03E-03	2,79E-04	7,21E-04	2,84E-05
POFP	Kg C_2H_4	1,05E-04	4,50E-05	4,83E-05	1,21E-05
ADP	kg Sb eq	2,68E-03	7,44E-04	1,71E-03	2,31E-04
Lebensdauer: 100 Jahre; Energie: 30 % Diesel, 70 % öffentliches Netz (E-Mix)[e]					
AP	kg Sb eq	2,31E-03	3,72E-04	1,71E-03	2,31E-04
EP	kg SO_2 eq	1,75E-03	1,44E-04	1,23E-03	3,72E-04
GWP100	kg PO_4^-- eq	1,63E-04	9,39E-06	7,37E-05	7,94E-05
ODP	kg CO_2 eq	3,00E-01	3,74E-02	2,27E-01	3,61E-02
HTP	kg CFC-11 eq	2,61E-08	9,15E-09	1,24E-08	4,45E-09
FAETP	kg 1,4-DB eq	7,14E-02	3,07E-02	3,62E-02	4,49E-03
MAETP	kg 1,4-DB eq	1,16E-02	5,62E-03	5,60E-03	3,92E-04
TETP	kg 1,4-DB eq	4,03E+01	1,39E+01	2,37E+01	2,65E+00
POFP	kg 1,4-DB eq	8,90E-04	1,40E-04	7,21E-04	2,84E-05
Lebensdauer: 50 Jahre, Energie: 100 % Diesel[f]					
AP	kg Sb eq	1,51E-03	7,44E-04	7,69E-04	-
EP	kg SO_2 eq	1,53E-03	2,89E-04	1,24E-03	-
GWP100	kg PO_4^-- eq	2,84E-04	1,88E-05	2,65E-04	-
ODP	kg CO_2 eq	1,95E-01	7,49E-02	1,20E-01	-
HTP	kg CFC-11 eq	3,32E-08	1,83E-08	1,48E-08	-
FAETP	kg 1,4-DB eq	7,63E-02	6,14E-02	1,50E-02	-
MAETP	kg 1,4-DB eq	1,26E-02	1,12E-02	1,31E-03	-
TETP	kg 1,4-DB eq	3,67E+01	2,79E+01	8,83E+00	-
POFP	kg 1,4-DB eq	3,74E-04	2,79E-04	9,46E-05	-
Altes System					
Lebensdauer: 50 Jahre, Energie: 30 % Diesel, 70 % öffentliches Netz (E-Mix)[g]					
ADP	kg Sb eq	9,46E-03	2,06E-03	2,68E-04	7,14E-03
AP	kg SO_2 eq	6,39E-03	7,99E-04	4,32E-04	5,16E-03
EP	kg PO_4^- eq	4,53E-04	5,20E-05	9,23E-05	3,08E-04
GWP100	kg CO_2 eq	1,20E+00	2,07E-01	4,20E-02	9,48E-01
ODP	kg CFC-11 eq	1,08E-07	5,07E-08	5,18E-09	5,21E-08
HTP	kg 1,4-DB eq	3,27E-01	1,70E-01	5,21E-03	1,52E-01
FAETP	kg 1,4-DB eq	5,50E-02	3,11E-02	4,56E-04	2,35E-02
MAETP	kg 1,4-DB eq	1,79E+02	7,71E+01	3,08E+00	9,92E+01
TETP	kg 1,4-DB eq	3,82E-03	7,73E-04	3,30E-05	3,02E-03

Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*

[a] *Network (new)*

[b] *Diesel, burned in diesel-electric generating set/GLO U IWRM*

[c] *Electricity Mix Indonesia 2009*; [d] *Distribution (optimized) (1m^3, 50a)*

[e] *Distribution (optimized) (1m^3, 100a)*

[f] *Distribution (optimized) (1m^3, 50a) Diesel*

[g] *Distribution (old) (1m^3 50yr)*

A IV-1.4 Vergleich: Wasserbereitstellung Bribin-Sindon und Bribin

Tabelle A-21 Potentielle Umweltwirkungen durch Wassergewinnung und Verteilung pro 1 m^3 bereitgestelltem Wasser (beim Nutzer)[a]. Vergleich Bribin-Sindon (Sperrwerk/ Kleinwasserkraftanlage) und Bribin (Wehr/ Pumpen) bei 1) Förderung/ Verteilung einer äquivalenten jährlichen Gesamtwassermenge und bei 2) Förderung einer unterschiedlichen jährlichen Gesamtwassermenge (Lebensdauer der Anlagen und des Verteilungsnetzes: 50 Jahre; Energie: 30 % Diesel und 70 % öffentliches Netz (E-Mix)) (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05 / World, 1990. Charakterisierung)

Wirkungskategorie	Einheit	Bribin-Sindon[b]	Bribin[c]	Bribin (alt)[d]
		Förderung: 1,2 Mill. m^3/a		Förderung: 0,7 Mill. m^3/a
ADP	kg Sb eq	2,78E-03	6,94E-03	1,40E-01
AP	kg SO_2 eq	1,94E-03	5,08E-03	6,76E-02
EP	kg PO_4^- eq	1,77E-04	4,02E-04	7,58E-03
GWP100	kg CO_2 eq	3,51E-01	9,11E-01	2,44E+01
ODP	kg CFC-11 eq	3,76E-08	6,91E-08	2,53E-06
HTP	kg 1,4-DB eq	1,10E-01	1,96E-01	8,66E+00
FAETP	kg 1,4-DB eq	1,89E-02	3,23E-02	2,49E+00
MAETP	kg 1,4-DB eq	5,77E+01	1,15E+02	4,38E+03
TETP	kg 1,4-DB eq	1,08E-03	2,82E-03	1,04E-01
POFP	kg C_2H_4	1,11E-04	2,32E-04	7,30E-03
ADP	kg Sb eq	2,78E-03	6,94E-03	1,40E-01

Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*

[a] Annahme: 30 % Wasserverlust, d.h. für die Bereitstellung von 1 m^3 Wasser beim Nutzer ist die Förderung von etwa 1,4 m^3 Wasser erforderlich (dies ist in der Modellierung berücksichtigt)

[b] *Hydro power plant+distribution (1m^3, 50yr*)

[c] *Bribin (weir/pumps) (30 % Diesel)+distribution*

[d] *Bribin (weir/pumps) (30 %Diesel)+distribution(old)*

A IV-2 Wasseraufbereitung

A IV-2.1 Zentrale Wasseraufbereitung – Vorfiltration

A IV-2.1.1 Modellierung

Tabelle A-22 Dimensionierung der Vorfiltration (Langsamsandfiltration) zur Vorbehandlung von Wasser aus Bribin, Annahme: etwa 540.000 m^3/a[a] (Quelle: DIN 2460 2006)*

Komponenten/ Parameter	Einheit		
Filterbett	Anzahl	6	
Breite (Filterbett)	m	8	Stützschicht: 0,35 m Kies; Filter: 0,8 m Sand (vgl. Abbildung 18)
Länge	m	16	
Gesamtlänge (inkl. Wände)	m	48 (49,4)	
Höhe	m	2,4	
Filteroberfläche	m^2	768	

* sowie Annahmen und Berechnungen

[a] Die Fördermenge Bribin (m^3/d) beträgt: Regenzeit: 766, Übergangszeit: 1.482, Trockenzeit: 4.484 (in der Trockenzeit können jedoch maximal 2.300 m^3/d aufbereitet werden) (Fuchs et al. 2011). Unter der Annahme, dass die Perioden je etwa 4 Monate dauern, ergibt sich eine jährliche Wassermenge von etwa 450.000 m^3 zur Vorbehandlung.

Tabelle A-23 Vorfiltration – Errichtung und Betrieb. Material- und Energieverbräuche für Absetzbecken und Langsamsandfilter (Quellen: Klingel et al. 2010; Fuchs et al. 2011)*

Prozesse/ Komponenten		Einheit	
Errichtung			
Absetzbecken und Langsamsandfilter (LSF)[a]			
Materialien	Beton	m^3 kg	462,08 1.108.992
Filterbett			
Materialien[b]	Sand (0–2 mm) Sand/m^3 Wasser	m^3 kg kg/m^3	614,4 921.600 2,1; 0,4; 0,2
	Kies (2–23 mm) Kies/m^3 Wasser	m^3 kg kg/m^3	268.8 470.400 0,1; 0,05; 0,02
Betrieb – Energiebedarf			
Pumpenergie[c]		kWh kWh/ m^3	215.449 0,48

* sowie Annahmen und Berechnungen; Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*

[a] Berechnet basierend auf Daten in Abbildung 18 und Tabelle A-22, Filtrationstank: ca. 250 m^3; Absetzbecken: ca. 212 m^3; für Absetzbecken und Filtrationstank werden ähnliche Dimensionierungen angenommen; Dichten: Beton: 2.400 kg/m^3, Sand: 1.500 kg/m^3, Kies: 1.750 kg/m^3; Transport des Materials (Annahme: Transportweg: 10 km) und Aufwendung für Aushub der Baugrube *(Excavation, hydraulic digger/RER S*) sind in Modellierung berücksichtigt

[b] Die Materialmenge pro 1 m^3 vorbehandeltes Wassers ist für 3 verschiedene Lebenszeiten angegeben: 1 a; 10 a; 50 a; erforderliche Menge an Sand und Kies zur Aufbereitung von 1 m^3 Wasser, unter der Annahme, dass jährlich 540.000 m^3 Wasser aufbereitet werden und dass alle 5 Jahre ca. 230 m^3 neuer Sand aufgeschüttet wird (Annahme: halbjährliche Abschälung der oberen 5 cm der Filterschicht (nach Gimbel&Nahrstedt 2004)

[c] Nach Klingel et al. (2010) beträgt der jährliche Energiebedarf zur Förderung von Wasser von der Anlage Bribin bis zum Wasserspeicher (Hochspeicher R1 in Abbildung 17) 196.675 kWh. Der Energiebedarf für den Transport von vorbehandeltem Wasser vom Sandfilter bis zum Hochspeicher ist damit in diesem Wert bereits enthalten. Dieser Energiebedarf ist bezogen auf eine jährliche Fördermenge von 794.970 m^3/a. Da die Vorfiltration nur für eine Aufbereitung von etwa 540.000 m^3/a dimensioniert ist (vgl. Tabelle A-22), wird der Energieverbrauch entsprechend angepasst. Die für die Förderung des Wassers aus der Bribinhöhle an die Oberfläche erforderliche Energie ist hier nicht betrachtet, da diese bereits im Prozess der Wassergewinnung berücksichtigt ist. Für den Transport vom Absetzbecken zum Langsamsandfilter wird angenommen, dass er gravitär erfolgt.

A IV-2.1.2 Ergebnisse

Tabelle A-24 Vorfiltration[a]. Potentielle Umweltwirkungen bei der Errichtung der Anlage (Absetz- und Filterbecken, Filterbett) (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung)

Wirkungskategorie	Einheit	Summe	Errichtung (Becken)[b]	Errichtung Filterbett[c]
ADP	kg Sb eq	1,52E+02	3,34E+01	1,19E+02
AP	kg SO_2 eq	1,03E+02	2,40E+01	7,88E+01
EP	kg PO_4^- eq	1,64E+01	5,02E+00	1,13E+01
GWP100	kg CO_2 eq	2,25E+04	4,72E+03	1,77E+04
ODP	kg CFC-11 eq	1,76E-02	7,21E-04	1,69E-02
HTP	kg 1,4-DB eq	4,91E+03	1,07E+03	3,85E+03
FAETP	kg 1,4-DB eq	1,03E+03	1,82E+02	8,51E+02
MAETP	kg 1,4-DB eq	2,93E+06	3,73E+05	2,56E+06
TETP	kg 1,4-DB eq	3,65E+01	9,36E+00	2,72E+01
POFP	kg C_2H_4	3,99E+00	7,83E-01	3,20E+00

Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*
[a] *1 p Central pre-filtration*
[b] *Central treatment – filtration*
[c] *Central-Filterbed*

Tabelle A-25 Vorfiltration[a]. Potentielle Umweltwirkungen über den Lebenszyklus (Errichtung und Betrieb/ Nutzung) pro 1 m^3 aufbereitetem Wasser unter Annahme zwei verschiedener Anlagenlebensdauern (10 Jahre, 50 Jahre) sowie mit und ohne Berücksichtigung von Transportprozessen in der Nutzungsphase (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung)

Wirkungskategorie	Einheit	Vorfiltration[b]		Vorfiltration, Transport	
		Lebenszeit: 10 a[b]	Lebenszeit: 50 a[c]	Lebenszeit: 10 a[d]	Lebenszeit: 50 a[e]
ADP	kg Sb eq	3,93E-05	1,66E-05	5,76E-05	4,97E-05
AP	kg SO_2 eq	2,65E-05	1,11E-05	3,88E-05	3,34E-05
EP	kg PO_4^- eq	4,12E-06	1,61E-06	6,73E-06	6,29E-06
GWP100	kg CO_2 eq	5,82E-03	2,49E-03	8,40E-03	7,14E-03
ODP	kg CFC-11 eq	4,82E-09	2,42E-09	5,23E-09	3,15E-09
HTP	kg 1,4-DB eq	1,28E-03	5,53E-04	1,75E-03	1,40E-03
FAETP	kg 1,4-DB eq	2,71E-04	1,20E-04	3,72E-04	3,02E-04
MAETP	kg 1,4-DB eq	7,81E-01	3,63E-01	9,81E-01	7,24E-01
TETP	kg 1,4-DB eq	9,29E-06	3,74E-06	1,46E-05	1,33E-05
POFP	kg C_2H_4	1,04E-06	4,52E-07	1,45E-06	1,18E-06

* sowie Annahmen und Berechnungen; Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*
[a] *Central pre-filtration*
[b] *Central treatment (1m^3, 10yr)*
[c] *Central treatment (1m^3, 50yr)*
[d] *Central treatment (1m^3, 10yr), transport*
[e] *Central treatment (1m^3, 50yr), transport*

A IV-2.2 Hygienisierung – Pilotanlage

A IV-2.2.1 Modellierung

Tabelle A-26 Pilotanlage. Bestandteile (hergestellt in Deutschland) und Kosten (Quelle: Berkefeld 2010)*

Komponenten[a]	Beschreibung	Material	Kosten (€)
Rohwassertank[b]	1,96 m^3, 95 kg[c] (1.585 x 1.605 x 770 mm)	Polyethylen (PE)	2.136
2 Pumpenstationen (Druckerhöhungsstation TYP EDS 3-4-)[d]	0, –0,3 kW, eingestellter Volumenstrom: 50 L/h	Stahl	2.240
Aufbereitungstechnologie (siehe folgende Tabellen)			
Speichertank	0,59 m^3 (45,2 kg)[c] (770 x 1.545 x 500 mm)	PE	1.980
Rohrsystem[e]	10 m (ca. 3 kg)	Stahl	2.240

* sowie Annahmen und Berechnungen; Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*
[a] Annahme: Lebenszeit: 10 Jahre
[b] *Raw water and collection tank and pipes (pilote plant); PE (HDP) (ecoinvent)*
[c] Annahme: Wanddicke 1 cm, Dichte PE: 0,95 g/m^3, Masse: etwa 140 kg
[d] Die 1. Pumpenstation pumpt das Wasser aus dem Rohwassertank zur Aufbereitungseinheit, die 2. Pumpenstation pumpt das Wasser in den Speicherbehälter; Material wird vernachlässigt.
[e] Annahme:DN8 (ca. 0,25 kg/m, DIN11850); *Raw water and collection tank and pipes (pilote plant)*, *Steel ETH U* (ETH ESU 1996)

Tabelle A-27 Langsamsandfiltration. Dimensionierung, Material- und Energieverbräuche für Errichtung und Betrieb (Quelle: Berkefeld 2010)*

Komponenten/ Parameter		Einheit	
Aufbereitung		m^3/h (h/m^3)	0,05 (20)
Bestandteile			
Filter[a] (h: 1,3 m; d: 0,1 m)	Material: PVC Material: PVC	kg kg	10 10
Filterbett[b]	Kies[c] (2–8 mm), 0,2 m Schicht	m^3 kg	0,0016 2,75
	Kosten	€/kg	0,34
	Sand[d] (0–2 mm), 0,7 m Schicht	m^3 kg	0,0055 8,24
	Kosten	€/kg	0,34
Kosten – Anschaffung		€	3.146

* sowie Annahmen und Berechnungen; Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*
[a] *Decentral slow sand filtration-device; PVC I (ecoinvent)*
[b] *Decentral filterbed*
[c] *Gravel ID (ecoinvent)*
[d] *Sand ID (ecoinvent),* Entfernung der oberen Filterschicht (etwa 2 cm) alle 2–3 Monate

Tabelle A-28 UV Desinfektion[a]. Dimensionierung, Material- und Energieverbräuche für Errichtung und Betrieb (Quellen: Ekvall 2004; Berkefeld 2010)*

Komponenten/ Parameter		Einheit	
Aufbereitung		m^3/h (h/m^3)	0,6 (1,67)
Bestandteile			
Gehäuse[b]	Stahl	kg	10
UV Lampe[c]			
Lebensdauer		h	8.700
	Glas	kg	0,3
	Argon	kg	0,000014
	Hartlot	kg	0,004
	Indium	kg	0,0002
	Molybdän	kg	0,0002
	Keramik	kg	0,02
	Amalgam	kg	0,00010
	Kupfer	kg	0,00003
		%	30
	Quecksilber	kg	0,00007
		%	70
Kosten		€	4.222
UV-Gerät		€	4.222
Ersatzstrahler		€	156
Betrieb			
Pumpe (Druckerhöhungsstation)	Energie (öffentliches Netz (E-Mix))	kW kWh/m^3	0,25 0,42
UV-Lampe	Energie (öffentliches Netz (E-Mix))	kW kWh/m^3	0,055 0,09

* sowie Annahmen und Berechnungen; Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*

[a] Beispiel: UV Desinfektion Type 2700-Z

[b] *Steel ETH U* (ETH ESU 1996); Annahme: Lebenszeit 10 Jahre

[c] *UV lamp equipment; Glass, virgin/RER U; Argon ETH U; Indium, at regional storage/RER U; Ceramics ETH U; Steel ETH U; Hydrogen, liquid, mercury cell, at plant/RER U, Copper, primary, at refinery/RNA U* (Amalgam: 70 % Quecksilber, 30 % Kupfer) (ecoinvent, ETH ESU 1996) (nach Ekvall 2004)

Tabelle A-29 Chlorung. Dimensionierung, Material- und Energieverbräuche für Errichtung und Betrieb (Quellen: Ekvall 2004; Berkefeld 2010)*

Komponenten/ Parameter		Einheit	
Aufbereitung		m^3/h (h/m^3)	0,6 (1,67)
Bestandteile			
Dosieranlage (Berkodos HM 4-100 H)	Kosten[a]	€	1.223
Kontaktwasserzähler (zur mengen-proportionalen Ansteuerung der Dosierpumpe) (2,5 m^3/h)	Kosten	€	188
Druckkessel (Reaktionsbehälter)[b]	Material Kosten	kg €	ca. 10 1.6103
Kosten (gesamt)[c]		€	3.119
Betrieb			
Pumpe (Druckerhöhungsstation)	Energie (öffentliches Netz)	kW kWh/m^3	0,25 0,42
Motordosierpumpe[d]	Energie (öffentliches Netz)	kW kWh/m^3	0.009 0,02
Materialien/ Chemikalien	Calciumhypochlorit ($Ca(OCl)_2$)[e] Chlor[f] Calciumhydroxid ($Ca(OH)_2$)[g]	g/L g/g $Ca(OCl)_2$ g/g $Ca(OCl)_2$	2 0,99181 1,03639
Kosten $Ca(OCl)_2$		€/kg	ca. 4.40

* Sowie Annahmen und Berechnungen; Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*

[a] Inklusive Dosierbehälter (100 L), Motordosierpumpe (9 W)

[b] *Chlorination-device; GX5CrNi19 10 (CF8);* Material: Stahl, verwendet in chemischer Industrie); Annahme: Lebenszeit: 10 a

[c] inklusive Kabel für Dosierpumpe: 34 €, Impfstelle: 64 €

[d] Annahme, dass Motordosierpumpe kontinuierlich läuft

[e] *Calciumhypochlorite ($Ca(OCl)_2$ production (1g);* für die Chlorung wird eine Lösung mit 2 mg/L Konzentration verwendet (Koppelprodukt: 0,78 g Calciumchlorit ($CaCl_2$) und 0,2 g Wasser)

[f] *Chlorine ETH U;* [g] *Lime (hydrated) ETH U* (ecoinvent)

Tabelle A-30 Ultrafiltration. Dimensionierung, Material- und Energieverbräuche für Errichtung und Betrieb (Quellen: Ekvall 2004; Berkefeld 2010; Aquatec 2012)*

Komponenten/ Parameter		Einheit	
Aufbereitung		m^3/h (h/m^3)	0,05 (20)
Bestandteile			
Membranfiltrationsanlage[a]	Kosten	€	7.180
Filtermodul – Keramikfilter[b]	Lebensdauer Material: α-Al_2O_3	a kg	5 4,78
Organische Chemikalien		kg	0,2
Druckluftmembranpumpe		€	955
Kosten (gesamt)[c]		€	8.381
Betrieb			
Reinigung[d]	Reinigungsmittel (Mucasol 5–10 %) Trikaliumphosphat	g/L	2
	Menge Kosten (Mucasol)	L/m^3 €/ m^3	0,01 0,26
	Wasserverbrauch	m^3/m^3	0,01
Energie	Pumpe (Druckerhöhungsstation)[d]	kW kWh/m^3	0,25 0,8[b]
	Interne Pumpe (Druckluftmembranpumpe)	kW kWh/m^3	0,55 11,00
	Pumpe (Reinigung)	kWh/m^3	0,36

* sowie Annahmen und Berechnungen; Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*

[a] Bsp: MICRO1002-PP/ZV/KV/HA/000, ohne Membran

[b] Beispiel: atech innovations GmbH; *Ceramic filter (Ultrafiltration); Aluminium oxide, at plant/RER U* (ecoinvent)

[c] Inklusive Durchflussmesser: 246 €

[d] manuelle Reinigung nach Aufbereitung von etwa 10 m^3 Wasser, pro Reinigungsschritt werden ca. 0,1 L Reinigungsmittel und ca. 0,08 m^3 Wasser benötigt. In der Pilotanlage wird als Reinigungsmittel Mucasol verwendet (Hauptbestandteil:

Trikaliumphosphat) *(Cleaning agent; Sodium tripolyphosphate, at plant/RER U (ecoinvent));* Kosten Mucasol: 130 €/5 L.; interne Pumpe läuft etwa 6,5 h für eine Reinigung

[d] Annahme, dass Pumpe (V = 680 L/h) insgesamt etwa 10 min/h läuft, um Wasser aus dem Rohwassertank zur Ultrafiltrationsanlage zu pumpen.

A IV-2.2.2 Ergebnisse

Tabelle A-31 Hygienisierung[a]. Potentielle Umweltwirkungen der Technologien Chlorung, UV-Desinfektion, Sandfiltration und Ultrafiltration pro 1 m^3 aufbereitetem Wasser und Beitrag der einzelnen Lebenswegabschnitte: Produktion der Anlagenkomponenten und Nutzungsphase (Material- und Energieverbräuche) (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung)

Wirkungs-kategorie	Einheit	Summe	Komponenten	Nutzungsphase	
				Energie[a]	Materialien
Chlorung[b]					
					$Ca(OCl)_2$
ADP	kg Sb eq	3,16E-08	1,74E-10	1,97E-08	1,17E-08
AP	kg SO_2 eq	1,16E-04	2,61E-06	7,63E-05	3,71E-05
EP	kg PO_4^- eq	1,76E-04	3,91E-06	1,16E-04	5,61E-05
GWP100	kg CO_2 eq	1,73E-03	3,02E-06	1,14E-03	5,83E-04
ODP	kg CFC-11 eq	2,96E-03	6,72E-05	1,95E-03	9,45E-04
HTP	kg 1,4-DB eq	4,10E-03	1,03E-04	2,69E-03	1,30E-03
FAETP	kg 1,4-DB eq	1,34E-02	1,11E-04	8,85E-03	4,40E-03
MAETP	kg 1,4-DB eq	8,60E-02	6,67E-04	5,72E-02	2,81E-02
TETP	kg 1,4-DB eq	5,36E-01	3,92E-03	3,58E-01	1,74E-01
POFP	kg C_2H_4	5,60E+01	2,74E-01	3,74E+01	1,83E+01
UV-Desinfektion[c]					
					keine
ADP	kg Sb eq	4,27E-03	9,97E-04	3,27E-03	0
AP	kg SO_2 eq	2,72E-03	3,58E-04	2,36E-03	0
EP	kg PO_4^- eq	1,78E-04	3,72E-05	1,41E-04	0
GWP100	kg CO_2 eq	4,68E-01	3,32E-02	4,35E-01	0
ODP	kg CFC-11 eq	2,58E-08	1,94E-09	2,39E-08	0
HTP	kg 1,4-DB eq	7,65E-02	7,05E-03	6,94E-02	0
FAETP	kg 1,4-DB eq	1,20E-02	1,23E-03	1,07E-02	0
MAETP	kg 1,4-DB eq	4,85E+01	3,04E+00	4,54E+01	0
TETP	kg 1,4-DB eq	1,42E-03	3,21E-05	1,38E-03	0
POFP	kg C_2H_4	1,06E-04	1,30E-05	9,26E-05	0
Sandfiltration[d]					
					Sand/ Kies
ADP	kg Sb eq	3,93E-03	1,23E-03	2,69E-03	1,17E-05
AP	kg SO_2 eq	2,41E-03	4,57E-04	1,95E-03	7,78E-06
EP	kg PO_4^- eq	1,65E-04	4,70E-05	1,16E-04	1,26E-06
GWP100	kg CO_2 eq	4,03E-01	4,36E-02	3,58E-01	1,72E-03
ODP	kg CFC-11 eq	2,30E-08	2,08E-09	1,97E-08	1,29E-09
HTP	kg 1,4-DB eq	6,51E-02	7,58E-03	5,72E-02	3,57E-04
FAETP	kg 1,4-DB eq	1,02E-02	1,32E-03	8,85E-03	7,86E-05
MAETP	kg 1,4-DB eq	4,09E+01	3,26E+00	3,74E+01	2,18E-01
TETP	kg 1,4-DB eq	1,18E-03	3,32E-05	1,14E-03	2,85E-06
POFP	kg C_2H_4	9,26E-05	1,60E-05	7,63E-05	3,00E-07
Ultrafiltration[e]					
					Reinigungsmittel
ADP	kg Sb eq	7,92E-02	1,20E-03	7,57E-02	2,31E-03
AP	kg SO_2 eq	5,68E-02	4,33E-04	5,47E-02	1,67E-03
EP	kg PO_4^- eq	3,42E-03	4,61E-05	3,27E-03	1,01E-04
GWP100	kg CO_2 eq	1,04E+01	4,02E-02	1,01E+01	3,07E-01
ODP	kg CFC-11 eq	5,71E-07	2,25E-09	5,52E-07	1,69E-08
HTP	kg 1,4-DB eq	1,66E+00	9,10E-03	1,61E+00	4,92E-02
FAETP	kg 1,4-DB eq	2,61E-01	4,20E-03	2,49E-01	7,83E-03
MAETP	kg 1,4-DB eq	1,09E+03	6,28E+00	1,05E+03	3,23E+01
TETP	kg 1,4-DB eq	3,30E-02	3,67E-05	3,20E-02	9,78E-04

Wirkungs-kategorie	Einheit	Summe	Komponenten	Nutzungsphase	
				Energie[a]	Materialien
POFP	kg C_2H_4	2,22E-03	1,53E-05	2,14E-03	6,55E-05
Ultrafiltration[f] (Annahme eines Energieverbrauchs von 1 kWh/ m^3)					
ADP	kg Sb eq	9,85E-03	1,20E-03	6,35E-03	1,20E-03
AP	kg SO_2 eq	6,69E-03	4,33E-04	4,58E-03	4,33E-04
EP	kg PO_4^- eq	4,22E-04	4,61E-05	2,74E-04	4,61E-05
GWP100	kg CO_2 eq	1,19E+00	4,02E-02	8,43E-01	4,02E-02
ODP	kg CFC-11 eq	6,54E-08	2,25E-09	4,63E-08	2,25E-09
HTP	kg 1,4-DB eq	1,93E-01	9,10E-03	1,35E-01	9,10E-03
FAETP	kg 1,4-DB eq	3,29E-02	4,20E-03	2,09E-02	4,20E-03
MAETP	kg 1,4-DB eq	1,27E+02	6,28E+00	8,82E+01	6,28E+00
TETP	kg 1,4-DB eq	3,70E-03	3,67E-05	2,68E-03	3,67E-05
POFP	kg C_2H_4	2,60E-04	1,53E-05	1,80E-04	1,53E-05

Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*

[a] *Electricity mix Indonesia 2009*

[b] *Clorination (1m^3)(Chlorination)*

[c] *UV disinfection (1m^3)* (*UV lamp equipment*)

[d] *Decentral slow sand filtration (1m^3, adapted)* (Decentral filtration, Decentral_Change of filterbed)

[e] *Ultrafiltration (1m^3) (ultrafiltration)*

[f] *Ultrafiltration (1m^3_1KWh)*

A IV-3 Abwasserbehandlung/ -entsorgung

A IV-3.1 Modellierung

Tabelle A-32 Abwasseraufkommen pro Haushalt (HH) in Gunung Sewu[a] und Zusammensetzung (Quellen: EcoSan 2005; Nayono 2010; Einhorn 2012)*

Parameter		Einheit	
Abwasser[a]		m^3/(d x HH	0,178[b]
Zusammensetzung des zu Sanitärzwecken genutzten Abwassers[b]	Feststoffanteil	m^3/(d x HH)	0,000384
	Urin	m^3/(d x HH)	0,004
	Wasser zur Körperreinigung nach dem Toilettengang	m^3/(d x HH)	0,016
	Gesamt[b]	m^3/(d x HH)	0,0204

* sowie Annahmen und Berechnungen
[a] Bevölkerung: ca. 250.000 Menschen, d.h. ca. 62.500 Haushalte (Annahme: 4 Personen/ HH); Fläche: 3.000 m^2
[b] entspricht funktioneller Einheit

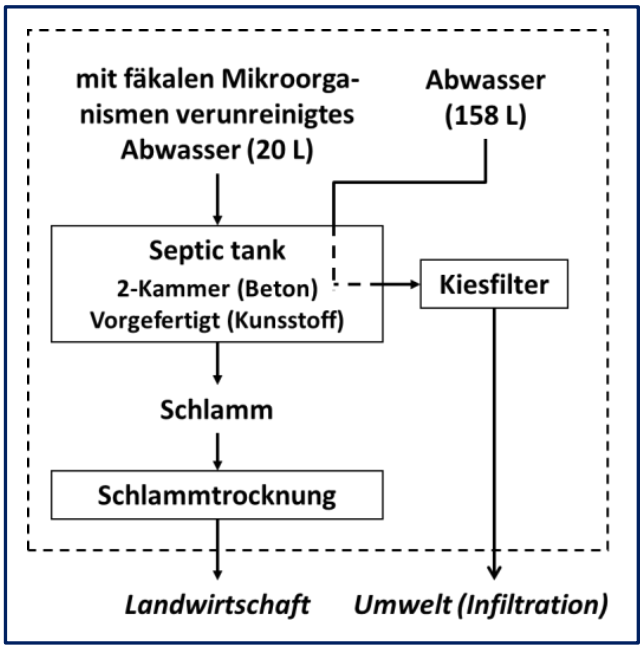


Abbildung A-2 Abwasseraufkommen und Septic tanks zur Abwasserbehandlung und zur Reduzierung fäkaler Mikroorganismen (nach Nayono 2010; Lehmann et al. 2011b)

Tabelle A-33 Septic tanks – Dimensionierung, Materialverbräuche und Kosten für Errichtung und Betrieb (Annahme: Lebenszeit: 40 Jahre) (Quellen: Nayono 2010; Biofil 2012)*

Prozesse/ Komponenten/ Parameter	Einheit	2-Kammer Septic tank	Septic tank (vorgefertigt)[e]
Abwassermenge (Sanitärzwecke) über der Lebenszeit (40 Jahre)	m^3	1.488	298
Haushalte pro Septic tank		5	1
Errichtung			vorgefertigt
Größe	m^3	4,5[a]	1,9
Material	kg	[b]Beton: 940; Sand: 3.100; Kies: 3.600	[c]Kunststoff, glasfaserverstärkt: ca. 90 kg; Kunstoff (Filtermedium): ca. 150 g
Nachgeschalteter Kiesfilter[d]	m^3	Kies: 0,8	-
Baukosten (Kosten pro Haushalt)	Mill.	5,0 Mill./ (1 Mill.)[e]	4,6 Mill.
Betrieb			keine Entschlammung erforderlich
Effektivität (BOD-Entfernung)	%	50	80
Schlammaufkommen	m^3/a	ca. 0,7[f]	-
Entschlammung (bei ca. 50 %-Füllung)	a	3,2	-
Schlammtrocknung			-
Anzahl der Schlammtrocknungsbecken[g]		3	-
Größe	m^3	150	-
Mittlere Distanz (Septic tank zum Becken)	km	18	-
Entschlammung	Anzahl/f.E.	8,5E-O4	-
Kosten für Entschlammung	IDR/Transport	0,175 Mill.	-
Kosten (Betrieb, 10 Jahre)	IDR/10a	0,1 Mill.	-
Kosten (Betrieb, 40 Jahre)	IDR/40a	0,4 Mill.	-

* sowie Annahmen, Berechnungen; Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*

[a] Annahme: Filterabmessung: (1 x 3 x 1,5 m)

[b] berechnet; *Septic tank (Cement ETH U, Sand ETH U, Gravel ETH U)*

[c] berechnet basierend auf Angaben von (Biofil 2012); *biofil Septic tank* (*Glass fibre reinforced plastic, polyester resin, hand lay-up, at plant/RER U, Polypropylene resin E)*

[d] Annahme: Durchmesser: 1 m; Tiefe 2 m (i.d.R. mit Pflanzen bewachsen) *(Gravel ETH U)*

[e] Kosten: abgeschätzt basierend auf den Kosten für 1 Septic tank pro Haushalt (2,0 Mill. IDR)

[f] Schlammmenge: 0,03–0,04 m^3/(a x Person) (8.750 m^3/a in Gunung Sewu)

[g] Annahme: 3–4 Schlammtrocknungsbecken in Gunung Sewu (derzeit existiert nur eines in Bantul (50 km Entfernung), für 2013 ist von der DPU ein weiteres für die Stadt Wonosari geplant). Die Anzahl der Becken wurde unter Berücksichtigung der Schlammmenge (2.930 m^3/ Becken) und der Verweilzeit des Schlamms im Becken (etwa 10–20 Tage) berechnet.

A IV-3.2 Ergebnisse

Tabelle A-34 Abwasserbehandlung/ -entsorgung. Potentielle Umweltwirkungen pro funktioneller Einheit bei Verwendung der Technologien 2-Kammer Septic tank und Septic tank (vorgefertigt) und Beitrag der Lebenswegabschnitte Errichtung und Betrieb (für 2-Kammer Septic tank), bezogen auf die funktionelle Einheit: Behandlung der pro Tag und Haushalt anfallenden Menge sanitären Abwassers (Fäkalien, Urin, Wasser zur Körperreinigung) und Einfluss der Lebensdauer auf potentielle Umweltwirkungen (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung)

Wirkungs-kategorie	Einheit	Septic tank (vorgefertigt)[a]	2-Kammer Septic tank[b]		
		Summe	Summe	Errichtung	Betrieb (Transport)[a]
Lebensdauer: 40 Jahre					
ADP	kg Sb eq	2,19E-04	1,63E-04	4,39E-05	1,19E-04
ADP	kg Sb eq	2,09E-04	1,22E-04	4,19E-05	8,00E-05
AP	kg SO_2 eq	2,23E-05	2,11E-05	4,47E-06	1,67E-05
EP	kg PO_4^- eq	7,19E-02	3,17E-02	1,44E-02	1,73E-02
GWP100	kg CO_2 eq	1,29E-08	5,22E-09	2,59E-09	2,63E-09
ODP	kg CFC-11 eq	1,01E-02	4,95E-03	2,02E-03	2,93E-03
HTP	kg 1,4-DB eq	2,63E-03	1,12E-03	5,26E-04	5,96E-04
FAETP	kg 1,4-DB eq	6,51E+00	2,60E+00	1,30E+00	1,29E+00
MAETP	kg 1,4-DB eq	9,39E-05	5,22E-05	1,88E-05	3,34E-05
TETP	kg 1,4-DB eq	8,59E-06	4,43E-06	1,72E-06	2,71E-06
POFP	kg C_2H_4	2,19E-04	1,63E-04	4,39E-05	1,19E-04
Lebensdauer: 10 Jahre					
ADP	kg Sb eq	8,77E-04	2,05E-04	1,76E-04	2,98E-05
ADP	kg Sb eq	8,37E-04	1,88E-04	1,68E-04	2,00E-05
AP	kg SO_2 eq	8,92E-05	2,20E-05	1,79E-05	4,16E-06
EP	kg PO_4^- eq	2,88E-01	6,20E-02	5,76E-02	4,33E-03
GWP100	kg CO_2 eq	5,17E-08	1,10E-08	1,04E-08	6,58E-10
ODP	kg CFC-11 eq	4,04E-02	8,82E-03	8,09E-03	7,32E-04
HTP	kg 1,4-DB eq	1,05E-02	2,25E-03	2,10E-03	1,49E-04
FAETP	kg 1,4-DB eq	2,60E+01	*5,54E+00*	5,22E+00	3,23E-01
MAETP	kg 1,4-DB eq	3,76E-04	8,36E-05	7,52E-05	8,36E-06
TETP	kg 1,4-DB eq	3,44E-05	7,56E-06	6,88E-06	6,78E-07
POFP	kg C_2H_4	8,77E-04	2,05E-04	1,76E-04	2,98E-05

Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*

[a] *Waste water treatment_biofil Septic tank_40ys/10ys*

[b] *Waste water treatment_Septic tank_40ys/10ys*

A IV-4 Wasserkette

Tabelle A-35 Wasserkette (Gewinnung, Verteilung, Vorfiltration, Hygienisierung): Potentielle Umweltwirkungen pro 1 m^3 aufbereitetem Wasser und Beitrag der Lebenswegabschnitte. Vergleich von Wasserketten (mit unterschiedlichen Technologien zur Hygienisierung) des potentiellen neuen Systems[a] mit dem alten System (ohne und mit Hygienisierung[b]) (SimaPro 7.3.2 PhD. CML 2 baseline 2000 V2.05/ World, 1990. Charakterisierung)

Wirkungskategorie	Einheit	Wasserkette		Beitrag der einzelnen Phasen zum Gesamtumweltwirkungspotential			
		Gesamt		Gewinnung	Verteilung	Vorfiltration	Hygienisierung
		absolut	%	%	%	%	%
Wasserkette 1: Bribin-Sindon, Wasserverteilung (optimiertes Netz), Vorfiltration und Chlorung[c]							
ADP	kg Sb eq	6,90E-03	100	1,47	38,87	0,24	59,42
AP	kg SO_2 eq	4,91E-03	100	0,94	38,57	0,23	60,26
EP	kg PO_4^- eq	3,55E-04	100	1,35	48,48	0,45	49,72
GWP100	kg CO_2 eq	8,90E-01	100	1,50	37,95	0,28	60,26
ODP	kg CFC-11 eq	7,15E-08	100	3,23	49,24	3,38	44,14
HTP	kg 1,4-DB eq	1,96E-01	100	3,87	52,04	0,28	43,81
FAETP	kg 1,4-DB eq	3,23E-02	100	4,92	53,37	0,37	41,34
MAETP	kg 1,4-DB eq	1,14E+02	100	3,03	47,53	0,32	49,12
TETP	kg 1,4-DB eq	2,81E-03	100	1,82	36,64	0,13	61,41
POFP	kg C_2H_4	2,27E-04	100	2,49	46,34	0,20	50,97
Wasserkette 2: Bribin-Sindon, Wasserverteilung (optimiertes Netz), Vorfiltration und Ultrafiltration[d]							
ADP	kg Sb eq	8,20E-02	100	0,12	3,27	0,02	96,59
AP	kg SO_2 eq	5,87E-02	100	0,08	3,22	0,02	96,68
EP	kg PO_4^- eq	3,59E-03	100	0,13	4,78	0,04	95,04
GWP100	kg CO_2 eq	1,08E+01	100	0,12	3,14	0,02	96,71
ODP	kg CFC-11 eq	6,11E-07	100	0,38	5,76	0,40	93,46
HTP	kg 1,4-DB eq	1,78E+00	100	0,43	5,75	0,03	93,79
FAETP	kg 1,4-DB eq	2,80E-01	100	0,57	6,17	0,04	93,22
MAETP	kg 1,4-DB eq	1,15E+03	100	0,30	4,72	0,03	94,94
TETP	kg 1,4-DB eq	3,41E-02	100	0,15	3,02	0,01	96,82
POFP	kg C_2H_4	2,33E-03	100	0,24	4,51	0,02	95,22
Wasserkette 3: Bribin-Sindon, Wasserverteilung (optimiertes Netz), Vorfiltration und UV-Desinfektion[e]							
ADP	kg Sb eq	7,07E-03	100	1,44	37,94	0,24	60,39
AP	kg SO_2 eq	4,67E-03	100	0,99	40,53	0,24	58,25
EP	kg PO_4^- eq	3,57E-04	100	1,34	48,19	0,45	50,02
GWP100	kg CO_2 eq	8,21E-01	100	1,63	41,11	0,30	56,96
ODP	kg CFC-11 eq	6,57E-08	100	3,52	53,55	3,68	39,25
HTP	kg 1,4-DB eq	1,87E-01	100	4,06	54,68	0,30	40,96
FAETP	kg 1,4-DB eq	3,09E-02	100	5,14	55,75	0,39	38,72
MAETP	kg 1,4-DB eq	1,07E+02	100	3,24	50,90	0,34	45,51
TETP	kg 1,4-DB eq	2,50E-03	100	2,05	41,18	0,15	56,62
POFP	kg C_2H_4	2,17E-04	100	2,60	48,55	0,21	48,63
Wasserkette 4: Bribin, Wasserverteilung (altes Netz), keine Wasseraufbereitung[f]							
ADP	kg Sb eq	9,49E-03	100	0,24	99,76	-	-
AP	kg SO_2 eq	6,40E-03	100	0,16	99,84	-	-
EP	kg PO_4^- eq	4,54E-04	100	0,28	99,72	-	-
GWP100	kg CO_2 eq	1,20E+00	100	0,34	99,66	-	-
ODP	kg CFC-11 eq	1,08E-07	100	0,40	99,60	-	-
HTP	kg 1,4-DB eq	3,28E-01	100	0,45	99,55	-	-
FAETP	kg 1,4-DB eq	5,55E-02	100	0,79	99,21	-	-
MAETP	kg 1,4-DB eq	1,80E+02	100	0,42	99,58	-	-
TETP	kg 1,4-DB eq	3,84E-03	100	0,46	99,54	-	-
POFP	kg C_2H_4	3,42E-04	100	0,36	99,64	-	-
Wasserkette 5: Bribin, Wasserverteilung (altes Netz), Hygienisierung (Abkochen von 20 % des bereitgestellten Wassers) [g]							
ADP	kg Sb eq	1,12E-01	100	0,02	8,44	-	91,54
AP	kg SO_2 eq	8,05E-02	100	0,01	7,93	-	92,05
EP	kg PO_4^- eq	4,89E-03	100	0,03	9,26	-	90,71

Wirkungs-kategorie	Einheit	Wasserkette		Beitrag der einzelnen Phasen zum Gesamtumweltwirkungspotential			
		Gesamt		Gewinnung	Verteilung	Vorfiltration	Hygienisierung
		absolut	%	%	%	%	%
GWP100	kg CO_2 eq	1,48E+01	100	0,03	8,07	-	91,9
ODP	kg CFC-11 eq	8,57E-07	100	0,05	12,59	-	87,36
HTP	kg 1,4-DB eq	2,51E+00	100	0,06	13,03	-	86,91
FAETP	kg 1,4-DB eq	3,93E-01	100	0,11	14,02	-	85,87
MAETP	kg 1,4-DB eq	1,61E+03	100	0,05	11,17	-	88,78
TETP	kg 1,4-DB eq	4,72E-02	100	0,04	8,10	-	91,87
POFP	kg C_2H_4	3,25E-03	100	0,04	10,49	-	89,47
Wasserkette 6: Bribin, Wasserverteilung (altes Netz), Hygienisierung (Abkochen von 10 % des bereitgestellten Wassers) [h]							
ADP	kg Sb eq	6,E-02	100	0,04	15,57	-	84,39
AP	kg SO_2 eq	4,E-02	100	0,02	14,7	-	85,28
EP	kg PO_4^- eq	3,E-03	100	0,05	16,95	-	83,
GWP100	kg CO_2 eq	8,E+00	100	0,05	14,94	-	85,01
ODP	kg CFC-11 eq	5,E-07	100	0,09	22,36	-	77,55
HTP	kg 1,4-DB eq	1,E+00	100	0,11	23,04	-	76,85
FAETP	kg 1,4-DB eq	2,E-01	100	0,2	24,56	-	75,24
MAETP	kg 1,4-DB eq	9,E+02	100	0,08	20,09	-	79,83
TETP	kg 1,4-DB eq	3,E-02	100	0,07	14,97	-	84,96
POFP	kg C_2H_4	2,E-03	100	0,07	18,99	-	80,94
Wasserkette 7: Bribin, Wasserverteilung (altes Netz), Hygienisierung (Abkochen von 5 % des bereitgestellten Wassers) [i]							
ADP	kg Sb eq	4,E-02	100	0,07	26,93	-	73,00
AP	kg SO_2 eq	2,E-02	100	0,04	25,62	-	74,33
EP	kg PO_4^- eq	2,E-03	100	0,08	28,98	-	70,94
GWP100	kg CO_2 eq	5,E+00	100	0,09	25,98	-	73,93
ODP	kg CFC-11 eq	3,E-07	100	0,15	36,52	-	63,33
HTP	kg 1,4-DB eq	9,E-01	100	0,17	37,43	-	62,40
FAETP	kg 1,4-DB eq	1,E-01	100	0,31	39,37	-	60,31
MAETP	kg 1,4-DB eq	5,E+02	100	0,14	33,43	-	66,43
TETP	kg 1,4-DB eq	1,E-02	100	0,12	26,03	-	73,85
POFP	kg C_2H_4	1,E-03	100	0,12	31,90	-	67,99

Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*

[a] Unter *neuem System*, wird ein Wasserversorgungssystem infolge des IWRM-Indonesien Projekts verstanden

[b] Für die Modellierung der Wasseraufbereitung (Hygienisierung) wird angenommen, dass 5–20 % des bereitgestellten Wassers abgekocht werden

[c] *Sindon.Distr.Prefilt.Cl.(1m^3;50yr)*

[d] *Sindon.Distr.Prefilt.UF. (1m^3;50yr)*

[e] *Sindon. Distr.Prefilt.UV (1m^3;50yr)*

[f] *Bribin.Distr.(1m^3;50yr)*

[g] *Bribin.Distr.(1m^3;50yr)boiling(20%)*

[h] *Bribin.Distr.(1m^3;50yr)boiling (10%)*

[i] *Bribin.Distr.(1m^3;50yr)boiling(5%)*

A IV-5 Modellierung des Indonesischen Elektrizitätsmixes

A IV-5.1 Potentielle Umweltwirkungen bei der Elektrizitätsbereitstellung durch verschiedene Energieträger

Tabelle A-36 Potentielle Umweltwirkungen bei der Bereitstellung von 1 MJ Energie – Vergleich unterschiedlicher Energieträger zur Elektrizitätsbereitstellung. Absolute Werte und relative Werte (im Vergleich zum höchsten Wert der Alternativen)

Wirkungs-kategorie	Einheit	Kohle[a]		Erdgas[b]		Erdöl[c]		Wasserkraft	
		Absolut	%	Absolut	%	Absolut	%	Absolut	%
ADP	kg Sb eq	2,32E-03	100,00	1,52E-03	65,39	1,51E-03	65,25	4,92E-06	0,21
AP	kg SO_2 eq	1,40E-03	54,35	1,70E-04	6,58	2,58E-03	100,00	3,42E-06	0,13
EP	kg PO_4^- eq	8,71E-05	66,06	2,59E-05	19,65	1,32E-04	100,00	5,90E-07	0,45
GWP100	kg CO_2 eq	2,98E-01	100,00	1,78E-01	59,68	2,46E-01	82,40	1,23E-03	0,41
ODP	kg CFC-11 eq	1,54E-09	5,29	2,18E-08	74,52	2,92E-08	100,00	6,24E-11	0,21
HTP	kg 1,4-DB eq	2,42E-02	25,93	1,93E-02	20,64	9,33E-02	100,00	7,96E-04	0,85
FAETP	kg 1,4-DB eq	6,97E-03	64,69	5,81E-04	5,39	1,08E-02	100,00	1,87E-04	1,73
MAETP	kg 1,4-DB eq	1,78E+01	28,97	8,64E+00	14,04	6,15E+01	100,00	1,94E-01	0,32
TETP	kg 1,4-DB eq	4,10E-04	17,31	3,06E-05	1,29	2,37E-03	100,00	4,91E-06	0,21
POFP	kg C_2H_4	5,16E-05	51,33	1,36E-05	13,57	1,00E-04	100,00	2,53E-07	0,25

Bezeichnung der Baugruppen in SimaPro: *kursiv*
[a] *Electricity, hard coal, at power plant/UCTE*
[b] *Electricity, natural gas, at power plant/UCTE*
[c] *Electricity, oil, at power plant/UCTE*

A IV-5.2 Einfluss unterschiedlicher Elektrizitätsmixe und Datensätze zur Elektrizitätsbereitstellung auf potentielle Umweltwirkungen

Tabelle A-37 Potentielle Umweltwirkungen bei der Bereitstellung von 1 MJ Energie – Vergleich unterschiedlicher Elektrizitätsmixe 2007, 2009, 2020[b] sowie Vergleich verschiedener Datensätze[a] zur Elektrizitätsbereitstellung aus unterschiedlichen Energieträgern

Wirkungs-kategorie	Einheit	Unterschiedliche Elektrizitätsmixe (gleiche Datensätze zur Modellierung der jeweiligen Anteile elektrischer Energie, die durch die einzelnen Energieträger bereitgestellt werden)[a]		Unterschiedliche Datensätze (gleicher Energiemix)[b]		
		E-Mix 2007	E-Mix 2020	E-Mix 2009	E-Mix 2009-DE	E-Mix 2009-CN
		Europäische Durchschnittsdaten[c]			*Deutsche Durchschnittsdaten*[d]	*Europäische und chinesische Durchschnittsdaten*[e]
ADP	kg Sb eq	1,75E-03	1,83E-03	1,76E-03	1,89E-03	1,78E-03
AP	kg SO_2 eq	1,53E-03	8,81E-04	1,27E-03	5,19E-04	2,44E-03
EP	kg PO_4^- eq	8,72E-05	5,95E-05	7,61E-05	4,35E-05	1,14E-04
GWP100	kg CO_2 eq	2,40E-01	2,30E-01	2,34E-01	2,49E-01	2,77E-01
ODP	kg CFC-11 eq	1,40E-08	9,80E-09	1,29E-08	1,48E-08	1,26E-08
HTP	kg 1,4-DB eq	4,58E-02	2,28E-02	3,74E-02	2,51E-02	5,86E-02
FAETP	kg 1,4-DB eq	6,85E-03	4,23E-03	5,79E-03	3,39E-03	1,75E-02
MAETP	kg 1,4-DB eq	3,03E+01	1,45E+01	2,45E+01	1,49E+01	4,73E+01
TETP	kg 1,4-DB eq	1,00E-03	3,01E-04	7,45E-04	4,17E-04	7,72E-04
POFP	kg C_2H_4	5,92E-05	1,83E-03	4,99E-05	2,60E-05	1,78E-03

Bezeichnung der Prozesse in SimaPro: *kursiv*
[a] *Electricity mix Indonesia*: Bereitstellung elektrischer Energie durch die Energieträger Kohle, Erdgas, Öl und Wasserkraft

[b] Der E-Mix ist gleich (exemplarisch 2009), die Datensätze zur Bereitstellung elektrischer Energie aus den Energieträgern unterscheiden sich: (vorrangig) europäische Durchschnittsdaten

[c] Modellierung mit den ecoinvent 2.0 Prozessen: *Electricity, hard coal, at power plant/ UCTE, Electricity, natural gas, at power plant/ UCTE Electricity, oil, at power plant/ UCTE; Electricity, hydropower, at power plant/ DE* in jeweils unterschiedlichen Anteilen in den drei E-Mixen. Da für Wasserkraft keine europäischen Durchschnittsdaten vorhanden sind, wurde auf deutsche Daten zurückgegriffen (vgl. Tabelle 22)

[d] *Electricity, hard coal, at power plant/ DE; Electricity, natural gas, at power plant/ DE; Electricity, oil, at power plant / DE; Electricity, hydropower, at power plant/ DE* (vgl. Tabelle 22)

[e] *Electricity, hard coal, at power plant/ CN; Electricity, natural gas, at power plant/ UCTE; Electricity, oil, at power plant/ UCTE; Electricity, hydropower, at power plant/ DE*. Da chinesische Daten nur für den Prozess *Energiebereitstellung aus Kohle* vorhanden sind, werden die anderen Prozesse mit europäischen Durchschnittsdaten modelliert (vgl. Tabelle 22).

Tabelle A-38 Potentielle Umweltwirkungen bei der Bereitstellung von 1 MJ Energie durch die Energieträger Kohle, Erdgas und Erdöl – Vergleich von länder- bzw. regionenspezifischen Datensätzen (DE: Deutschland, UCTE: Europa, CN: China)

Wirkungs-kategorie	Einheit	Kohle			Erdöl		Erdgas	
		UCTE[a]	DE[b]	CN[c]	UCTE[d]	DE[e]	UCTE[f]	DE[g]
ADP	kg Sb eq	2,32E-03	2,40E-03	2,32E-03	1,51E-03	1,98E-03	1,52E-03	1,38E-03
AP	kg SO_2 eq	1,40E-03	4,50E-04	3,95E-03	2,58E-03	1,15E-03	1,70E-04	1,70E-04
EP	kg PO_4^- eq	8,71E-05	4,08E-05	1,70E-04	1,32E-04	8,64E-05	2,59E-05	1,87E-05
GWP100	kg CO_2 eq	2,98E-01	3,01E-01	3,87E-01	2,46E-01	3,13E-01	1,78E-01	1,56E-01
ODP	kg CFC-11 eq	1,54E-09	1,02E-09	5,80E-10	2,92E-08	3,82E-08	2,18E-08	2,15E-08
HTP	kg 1,4-DB eq	2,42E-02	1,36E-02	7,02E-02	9,33E-02	6,27E-02	1,93E-02	1,67E-02
FAETP	kg 1,4-DB eq	6,97E-03	3,43E-03	3,28E-02	1,08E-02	7,18E-03	5,81E-04	5,19E-04
MAETP	kg 1,4-DB eq	1,78E+01	8,14E+00	6,77E+01	6,15E+01	3,95E+01	8,64E+00	7,45E+00
TETP	kg 1,4-DB eq	4,10E-04	3,84E-04	4,52E-04	2,37E-03	9,99E-04	3,06E-05	2,66E-05
POFP	kg C_2H_4	5,16E-05	2,21E-05	1,50E-04	1,00E-04	5,40E-05	1,36E-05	1,30E-05

Bezeichnung der Prozesse in SimaPro: *kursiv*

[a] *Electricity, hard coal, at power plant/UCTE U*

[b] *Electricity, hard coal, at power plant/DE U*

[c] *Electricity, hard coal, at power plant/CN U*

[d] *Electricity, natural gas, at power plant/UCTE U*

[e] *Electricity, natural gas, at power plant/DE U*

[f] *Electricity, oil, at power plant/UCTE U*

[g] *Electricity, oil, at power plant/DE U*

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung A-1 Prozesse und Prozessbilder zur Errichtung und Betrieb der Anlage Bribin-Sindon A-20
Abbildung A-2 Abwasseraufkommen und Septic tanks zur Abwasserbehandlung..... A-38

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle A-1 Die Dimensionen der Nachhaltigkeit – Ökologische, ökonomische und soziale Nachhaltigkeit ... A-3

Tabelle A-2 Güter – Klassifizierung nach Nutzung und Lebenszeit ... A-4

Tabelle A-3 SLCA guidelines – Analyse hinsichtlich der Anwendbarkeit in der IWRM-Fallstudie ... A-5

Tabelle A-4 Social Hotspot Database – Soziale Kategorien, soziale Themen und soziale Aspekte ... A-7

Tabelle A-5 Stakeholder, *subcategories* und Indikatoren der SLCA guidelines sowie soziale Kategorien und soziale Aspekte der SHDB. Analyse sozialer Risiken in Indonesien ... A-8

Tabelle A-6 Social Hotspot Database. Darstellung sozialer Risiken in Indonesien für ausgewählte Sektoren ... A-12

Tabelle A-7 Social Hotspot Database. Darstellung sozialer Risiken im Ölsektor der Exportländer ... A-14

Tabelle A-8 Methoden zur Nachhaltigkeitsanalyse im IWRM-Indonesien Projekt und Vergleich des attributiven (ALCA) und des prospektiven (CLCA) LCA-Ansatzes zur Technologieanalyse ... A-15

Tabelle A-9 Nachhaltigkeitsziele und substantielle Regeln des Helmholtz-Konzepts: Analyse in Hinblick auf Nachhaltigkeitsanalyse von Technologien am Beispiel des IWRM-Indonesien Projekts und Vorschlag geeigneter Analysemethoden. Gegenüberstellung mit dem LCSA-Konzept ... A-17

Tabelle A-10 Integratives Nachhaltigkeitskonzept der Helmholtz-Gemeinschaft (Helmholtz-Konzept) und Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) – Überblick und Gegenüberstellung ... A-19

Tabelle A-11 Wasserkraftanlage Bribin-Sindon – Errichtung. Material- und Energieverbräuche ... A-21

Tabelle A-12 Wasserkraftanlage Bribin-Sindon – Betrieb. Material- und Energieverbräuche ... A-22

Tabelle A-13 Wasserkraftanlage Bribin-Sindon. Potentielle Umweltwirkungen bei der Errichtung ... A-23

Tabelle A-14 Wasserkraftanlage Bribin-Sindon. Potentielle Umweltwirkungen pro 1 m^3 gefördertem Wasser. Beitrag der Lebenswegphasen Errichtung und Betrieb ... A-23

Tabelle A-15 Anlage Bribin – Wehr und Dieselpumpen. Errichtung und Betrieb. Material- und Energieverbräuche ... A-25

Tabelle A-16 Wasserkraftanlage Bribin (altes System). Potentielle Umweltwirkungen pro 1 m^3 gefördertem Wasser. Beitrag der Lebenswegphasen Errichtung und Betrieb ... A-26

Tabelle A-17 Verteilungsnetz – Altes und optimiertes System. Komponenten, Material- und Energieverbräuche. ... A-27

Tabelle A-18 Hauptleitung und Verteilerleitung. Berechnung des Materialverbrauchs ... A-28

Tabelle A-19 Wasserverteilungsnetz Bribin. Potentielle Umweltwirkungen bei der Errichtung ... A-28

Tabelle A-20 Verteilungsnetz Bribin. Potentielle Umweltwirkungen pro 1 m^3 bereitgestelltem Wasser. Beitrag der Lebenswegphasen Errichtung und Betrieb ... A-29

Tabelle A-21 Potentielle Umweltwirkungen durch Wassergewinnung und Verteilung pro 1 m^3 bereitgestelltem Wasser. Vergleich Bribin-Sindon und Bribin ... A-30

Tabelle A-22 Dimensionierung der Vorfiltration (Langsamsandfiltration) zur Vorbehandlung von Wasser ... A-31

Tabelle A-23 Vorfiltration – Errichtung und Betrieb. Material- und Energieverbräuche ... A-31

Tabelle A-24 Vorfiltration. Potentielle Umweltwirkungen bei der Errichtung der Anlage ... A-32

Tabelle A-25 Vorfiltration. Potentielle Umweltwirkungen pro 1 m^3 aufbereitetem Wasser ... A-32

Tabelle A-26 Pilotanlage. Bestandteile und Kosten ... A-33

Tabelle A-27 Langsamsandfiltration. Dimensionierung, Material- und Energieverbräuche für Errichtung und Betrieb ... A-33

Tabelle A-28 UV Desinfektion. Dimensionierung, Material- und Energieverbräuche für Errichtung und Betrieb ... A-34

Tabelle A-29 Chlorung. Dimensionierung, Material- und Energieverbräuche für Errichtung und Betrieb. ... A-35

Tabelle A-30 Ultrafiltration. Dimensionierung, Material- und Energieverbräuche für Errichtung und Betrieb. ... A-35

Tabelle A-31 Hygienisierung. Potentielle Umweltwirkungen der Technologien Chlorung, UV-Desinfektion, Sandfiltration und Ultrafiltration pro 1 m^3 aufbereitetem Wasser und Beitrag der einzelnen Lebenswegabschnitte: Produktion der Anlagenkomponenten und Nutzungsphase A-36

Tabelle A-32 Abwasseraufkommen pro Haushalt in Gunung Sewu und Zusammensetzung A-38

Tabelle A-33 Septic tanks. Dimensionierung, Materialverbräuche und Kosten für Errichtung und Betrieb ... A-39

Tabelle A-34 Abwasserbehandlung/ -entsorgung. Potentielle Umweltwirkungen pro funktioneller Einheit bei Verwendung der Technologien 2-Kammer Septic tank und Septic tank (vorgefertigt) und Beitrag der Lebenswegabschnitte A-40

Tabelle A-35 Wasserkette (Gewinnung, -verteilung, Vorfiltration, Hygienisierung). Potentielle Umweltwirkungen pro 1 m^3 aufbereitetem Wasser und Beitrag der Lebenswegabschnitte A-41

Tabelle A-36 Potentielle Umweltwirkungen bei der Bereitstellung von 1 MJ Energie – Vergleich unterschiedlicher Energieträger zur Elektrizitätsbereitstellung A-43

Tabelle A-37 Potentielle Umweltwirkungen bei der Bereitstellung von 1 MJ Energie – Vergleich unterschiedlicher Elektrizitätsmixe sowie verschiedener Datensätze zur Elektrizitätsbereitstellung . A-43

Tabelle A-38 Potentielle Umweltwirkungen bei der Bereitstellung von 1 MJ Energie durch die Energieträger Kohle, Erdgas und Erdöl – Vergleich von länder- bzw. regionenspezifischen Datensätzen . A-44