

Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen

Forschungsprojekt, gefördert unter dem Az: 30289 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU)



Kooperationspartner:

Tilia GmbH, Inselstraße 31, 04103 Leipzig
(Zuwendungsempfänger)



Bildungs- und Demonstrationszentrum für
dezentrale Abwasserbehandlung e.V. (BDZ), An
der Luppe 2, 04178 Leipzig



Institut für Infrastruktur und
Ressourcenmanagement (IIRM), Universität
Leipzig, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät,
Grimmaische Straße 12, 04109 Leipzig



Autoren:

Dr.-Ing. Sabine Lautenschläger, Dipl.-Kffr. Lydie Laforet, M.Sc. Jacqueline Schimpke, Prof.
Dr.-Ing. Robert Holländer (IIRM)

Unter Mitarbeit von Tobias Wüstneck, Albert Baena Regel (IIRM),


Dr.-Ing. Ingo Töws, Dipl.-Wirtsch.-Ing. Stefan Böttger (Tilia GmbH),

Dr. Gabriele Stich, Dipl.-Geol. Antje Lange (BDZ e.V.)

Abschlussbericht

Mitglieder des Projektbeirats: Petra Hahn (Untere Wasserbehörde, Landkreis Leipzig), Petra Schmidt (Deutsches Institut für Bautechnik, DIBt), Dr. Andreas Berthold (Zweckverband für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung Leipzig-Land, ZV WALL), Christine Galander (Umweltbundesamt, UBA), Wolf-Michael Hirschfeld (BDZ e.V.), Franz-Peter Heidenreich (Deutsche Bundesstiftung Umwelt, DBU)

Leipzig, März 2016

11/99		Projektkennblatt der Deutschen Bundesstiftung Umwelt			
Az	30289	Referat	23	Fördersumme	69.657 €
Antragstitel		Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen			
Stichworte		Abwasser, Kleinkläranlage, Verfahren			
Laufzeit		Projektbeginn		Projektende	
28 Monate		30.09.2013		31.01.2016	
Zwischenberichte				Projektphase(n)	
				1	
Bewilligungsempfänger		Tilia GmbH		Tel 0341/20089850	
				Fax 0341/20089877	
				Projektleitung	
				Prof. Dr. Robert Holländer	
		Inselstr. 31		Bearbeiter	
		04103 Leipzig		Sabine Lautenschläger	
Kooperationspartner		Universität Leipzig, Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät, Institut für Infrastruktur und Ressourcenmanagement. Prof. Dr. Robert Holländer. Grimmaische Straße 12, 04109 Leipzig. Tel. 0341/9733870. http://www.wifa.uni-leipzig.de/iirm Bildungs- und Demonstrationzentrum für dezentrale Abwasserbehandlung (BDZ) - e.V. Dr. Gabriele Stich. An der Luppe 2, 04178 Leipzig. Tel. 0341/4422979. www.bdz-abwasser.de			
Zielsetzung und Anlass des Vorhabens					
<p>Obwohl vollbiologische Kleinkläranlagen (KKA) als dauerhafte Lösung der Abwasserreinigung anerkannt sind und auch bereits in großem Umfang Anwendung finden, stehen Informationen zur ökologischen Nachhaltigkeit der Herstellung und des Betriebs dieser KKA bisher nicht zur Verfügung. Bedingt durch eine Vielzahl von Anlagentypen und mangels verständlicher Entscheidungskriterien stehen Interessenten, Anwender und lokale Entscheidungsträger der Marktvielfalt zudem oft hilflos gegenüber. Mit der Analyse und Bewertung der Ökoeffizienz von KKA, dem Verhältnis von Umweltwirkung und Kosten, steht im Grundsatz ein Parameter bereit, der sehr gut geeignet ist, entscheidende Informationen für eine praxisnahe Systemauswahl bereitzustellen und darüber hinaus Anlagenherstellern Informationen und Ansätze zur Produktverbesserung aufzuzeigen.</p>					
Darstellung der Arbeitsschritte und der angewandten Methoden					
<p>Das Konzept der Ökoeffizienz zielt darauf ab, den Ressourcenverbrauch und die Umweltwirkungen von Produkten und Dienstleistungen zu verringern und gleichzeitig deren Nutzen zu verbessern. Diesbezüglicher Untersuchungsgegenstand ist die Erbringung geforderter Reinigungsleistungen durch KKA im Einklang mit einer nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen bei gleichzeitig möglichst geringer Kostenbelastung der Betreiber. Dabei wird der gesamte Lebensweg eines Produkts, von der Rohstoffgewinnung über die Anlagenherstellung und –nutzung bis zur Entsorgung anfallender Reststoffe und Bauteile betrachtet. Zur Bestimmung der Ökoeffizienz von KKA werden verschiedene methodische Ansätze vorgestellt: zwei ökobilanzbasierte und ein Indikatorenset. In die ökobilanzbasierten Ansätze gehen neben der Bewertung der Umweltwirkungen zur Charakterisierung des Nutzens des Produktsystems dessen Lebenszykluskosten oder die Anzahl der notwendigen Vor-Ort-Einsätze beim Betreiber als Qualitätsindikator ein. Die Bewertung der Umweltwirkungen erfolgt mit der LCIA-Methode IMPACT 2002+. Darauf basierend wurde ein Indikatorenset entwickelt, mit dem die Ökoeffizienz pragmatisch bestimmt werden kann. Es quantifiziert und bewertet als besonderes relevant identifizierte Einflussgrößen auf Umweltwirkungen und Kosten, zu denen in der Praxis Daten verfügbar sind. Das Indikatorenset ist insbesondere durch Praxisnähe und leichte Anwendbarkeit auch für kleine und mittelständische Unternehmen (KMU) geeignet. Das Projekt wurde durch einen Projektbeirat bestehend aus Vertretern des Umweltbundesamts, des Zweckverbands für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung Leipzig-Land, der Unteren Wasserbehörde Landratsamt Landkreis Leipzig, der Deutschen Bundesstiftung Umwelt und des Deutschen Instituts für Bautechnik begleitet. Über die Herstellervereinigung des BDZ e. V. wurden außerdem die Hersteller von KKA über Befragungen zu ihren Anlagenbaureihen in das Projekt involviert.</p>					
Deutsche Bundesstiftung Umwelt • An der Bornau 2 • 49090 Osnabrück • Tel 0541/9633-0 • Fax 0541/9633-190 • http://www.dbu.de					

Ergebnisse und Diskussion

Die Untersuchungen des Projekts lassen folgende Schlussfolgerungen zu:

- Es lassen sich deutliche Unterschiede in der Ökoeffizienz der verschiedenen Anlagentypen über deren Gesamtlebenszyklus und die jeweilige Relevanz der einzelnen Lebenszyklusphasen erkennen.
- Dominiert wird die Ökoeffizienz des Gesamtlebenszyklus von der Nutzungsphase bzw. dem Stromverbrauch in ihr. Stromlos betriebene Anlagentypen sind dementsprechend ökoeffizienter.
- Den Stoffströmen Stahlbeton, PE, Edelstahl, Sand/Kies, Kabel und Steinwolle des Produktsystems „KKA“ kommt aufgrund ihrer Mengen und Umweltwirkungen eine besondere Relevanz zu.
- Besondere Beachtung ist aufgrund der massenspezifisch hohen Umweltwirkungen und Knappheit der Materialien außerdem Metallen allgemein und elektronischen Bauteilen zu schenken, insbesondere wenn sie über das im Rahmen des Projekts angenommene Maß hinaus zum Einsatz kommen.
- Über 10% der Ökoeffizienz sind auf den Austausch von Ersatzteilen zurückzuführen. Somit sind die Qualität der einzelnen Teile und die damit verbundene Nutzungsdauer von Bedeutung.
- Die Behältergröße ist mit Sorgfalt zu wählen, da sie die Ökoeffizienz der Anlage entscheidend beeinflusst. Grundsätzlich sind überdimensionierte Behälter nachteilig für die Ökoeffizienz. Negativen Wirkungen großer Behälter bzgl. der Umweltwirkungen (ggf. Behältermaterial, Transport, Tiefbaumaterial) und Kosten können im Einzelfall potenzielle Vorteile wie höhere Betriebssicherheit und ggf. Vorteile in Verbindung mit der Schlammmentsorgung gegenüber stehen.
- Dank der Verbesserung der Wartungsqualität von KKA, können in der Praxis entsprechend gute Reinigungsleistungen erzielt werden. Dennoch kommt es nach wie vor auch zu Grenzwertüberschreitungen. Die Zuverlässigkeit des Anlagenbetriebs ist daher näher zu untersuchen.
- Für einen Vergleich über verschiedene Ablaufklassen hinweg sind die Bewertungsansätze um Möglichkeiten zur Abbildung der unterschiedlichen Gewässerschutzleistung zu erweitern.
- Dies gilt in ähnlicher Weise für dezentrale Systemeinheiten im Bereich der Regen- und Brauchwassernutzung sowie Grau- und Schmutzwasserwasserbehandlung, die andere, zusätzliche Nutzen (z. B. die Bereitstellung von Brauchwasser) generieren.
- Zur Abbildung der Auswirkungen des Zusammenhangs von Behältervolumen und Schlammmentsorgung sowie den in der Praxis tatsächlich anfallenden Schlammengen ist die Datenbasis für weiterführende Beurteilungen zu verbessern.
- Der Einfluss von Fernüberwachungssystemen ist aufbauend auf den derzeit in Entwicklung befindlichen Systemen und Praxiserfahrungen detaillierter abzubilden und zu bewerten.

Außerdem konnte gezeigt werden, dass anhand der folgenden Einflussgrößen (Indikatorenset) vereinfacht Ökoeffizienzwerte der KKA bestimmt werden können, die gut die Bewertungsergebnisse gemäß aufwendigerer ökobilanz- und kostenbasierter Ökoeffizienz wiedergeben, aber gleichzeitig in der Praxis einfacher zu bestimmen sind: Behältergröße, Anlagengewicht, Netto-Materialverbrauch, Vor-Ort-Einsatz und Stromverbrauch in der Nutzungsphase.

Öffentlichkeitsarbeit und Präsentation

Die Projektergebnisse werden im Rahmen einer (BDZ)-Fachtagung vorgestellt. Eine Veröffentlichung in der Zeitschrift Korrespondenz Abwasser Abfall sowie weiteren Fachzeitschriften wird ebenfalls angestrebt. Die Projektergebnisse werden ferner über eine Informationsbroschüre nach Projektabschluss praxisnah aufbereitet und öffentlich zugänglich gemacht. Diese Broschüre wird durch einen Arbeitskreis des BDZ e. V. gemeinsam mit Praxis-Akteuren erarbeitet. Seitens des IIRM fließen die erzielten Projektergebnisse in die Lehre ein und werden in die Forschungsarbeiten integriert. Ferner werden die Ergebnisse in relevante Fachgremien (z. B. DWA) durch die Projektpartner hineingetragen.

Fazit

Auf Basis der entwickelten und dargestellten methodischen Ansätze zur Bestimmung der Ökoeffizienz von KKA konnten sehr aussagekräftige Ergebnisse erzielt werden, die Empfehlungen für eine praxisnahe Systemauswahl unter Nachhaltigkeitsaspekten zulassen. Zudem können auf deren Grundlage den Herstellern der KKA wertvolle Informationen und Ansätze zur gezielten Produktverbesserung bereitgestellt werden. Hersteller können das eigene Produkt gegenüber Konkurrenzprodukten bzw. dem entwickelten Standard einordnen. Die Charakterisierung der Anlagentypen zu einem jeweiligen Referenzsystem ermöglicht die Vergleichbarkeit mit anderen Referenzsystemen und zeigt auf, an welchen Stellen das Produktsystem tendenziell ökoeffizienter abschneiden könnte. Die allgemeine Aussage, dass ein bestimmter Anlagentyp immer ökoeffizienter ist als andere, kann aufgrund großer herstellereinspezifischer Unterschiede jedoch nicht getroffen werden.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	XI
1. Einleitung (Hintergrund und Ziel des Projekts).....	1
2. Kleinkläranlagen als Bestandteil einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft	3
2.1. Nachhaltigkeit in der Siedlungswasserwirtschaft	3
2.2. Kleinkläranlagen.....	3
2.2.1. Wasserwirtschaftlicher Hintergrund	4
2.2.2. Anlagentypen	6
2.3. Untersuchungsgegenstand.....	10
2.3.1. Ziel der Untersuchung / Zweck der Ökoeffizienzbewertung	10
2.3.2. Festlegung des Untersuchungsrahmens und Beschreibung des Untersuchungssystems	12
2.3.3. Funktionelle Einheit.....	16
2.4. Weiteres Vorgehen.....	16
3. Ökoeffizienz	17
3.1. Allgemeiner konzeptioneller Hintergrund	17
3.2. Vorgehensweise unter Berücksichtigung der ISO 14 045.....	20
3.3. Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen).....	22
3.3.1 Umweltbewertung: Ökobilanz (LCA) und weitere Indikatoren zur Charakterisierung der Ressourceninanspruchnahme	23
3.3.2 Wirkungsabschätzung (Life Cycle Impact Assessment, LCIA).....	26
3.3.3 Untersuchung relevanter Einflussgrößen und Bewertungskriterien der Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen).....	32
3.4. Bewertung des Produktsystemnutzens.....	34
3.4.1. Lebenszykluskostenrechnung	35
3.4.2. Produktleistung und Qualität	37
4 Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen) des KKA-Lebenszyklus	39
4.1 Ökobilanzielle Bewertung (LCA).....	39
4.1.1 Gesamtumweltwirkung	40
4.1.2 Schadenskategorie „Menschliche Gesundheit“	44
4.1.3 Schadenskategorie „Ressourcen“	45
4.1.4 Schadenskategorie „Treibhauspotenzial“	46
4.2 Charakterisierung des Ressourcenverbrauchs im engeren Sinne („Ressourcenindikatoren“).	49
4.2.1 Charakterisierung des Materialverbrauchs	50

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

4.2.2	Exkurs: Kritische Rohstoffe	54
4.2.3	Charakterisierung des Energieverbrauchs.....	55
5	Ermittlung der Gesamtkosten aus Betreiberperspektive	59
6	Ermittlung von ökobilanzbasierten Ökoeffizienzindikatoren	62
6.1	Kostenbasierte Ökoeffizienz.....	64
6.2	Auswirkungen der Gestaltung der Behälter auf die Gesamtökoeffizienz der KKA...69	
6.2.1	Auswirkungen des Behältermaterials	70
6.2.2	Auswirkungen des Behältervolumens	71
6.2.3	Auswirkungen auf die Schlamm Entsorgung	73
6.3	Qualitätsbasierte Ökoeffizienz (Kundenfreundlichkeit).....	78
7	Indikatorenset zur pragmatischen Bestimmung der Ökoeffizienz von KKA	81
8	FAZIT	87
	Literatur.....	95
	ANHANG.....	108

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Anteile der KKA-Typen nach Zulassungen, ohne Nachrüstung (Eigene Auswertung auf Datenbasis von DIBt (2014b))	7
Abbildung 2-2: Anteil Zulassungen nach Ablaufklassen, ohne Nachrüstung (Eigene Auswertung auf Datenbasis von DIBt (2014b))	8
Abbildung 2-3: Verteilung der eingesetzten Reinigungsverfahren, alle Ablaufklassen, Bayern (Schranner 2014)	9
Abbildung 2-4: Häufigkeit der Ablaufklassen der erfassten KKA, Bayern (Schranner 2014) .	9
Abbildung 2-5: Installierte Anlagengrößen in Bayern (Schranner 2014).....	10
Abbildung 2-6: Installierte Anlagengrößen in Sachsen (Förtsch 2012).....	10
Abbildung 2-7: Grundlegende Abgrenzung des Untersuchungsrahmens (Kriterien gewählt in Anlehnung an Bradlee et al. (2009))	12
Abbildung 2-8: Untersystemeinheiten des Produktsystems „KKA“ (Eigene Darstellung).....	15
Abbildung 3-1: Graphische Darstellung der Ökoeffizienz (Eigene Darstellung).....	19
Abbildung 3-2: Phasen einer Ökoeffizienzbewertung (ISO 14 045 (2012), S. 11, ergänzt) ...	21
Abbildung 3-3: Abgrenzung des Produktsystems „KKA“ zur Bewertung der Ressourceneffizienz (vgl. Oberender (2015))	22
Abbildung 3-4: Hauptphasen der Erstellung einer Ökobilanz gemäß ISO 14 040	24
Abbildung 3-5: Ökonomische Bewertung aus Hersteller- und Betreiberperspektive (Eigene Darstellung).....	34
Abbildung 3-6: Untersuchungsrahmen für die Lebenszykluskostenrechnung (Eigene Darstellung).....	36
Abbildung 3-7: Systemabgrenzung der Gesamtkosten über den Lebenszyklus aus Betreiberperspektive (Eigene Darstellung)	37
Abbildung 4-1: Umweltwirkungen, gesamt nach Lebenszyklusphasen, IMPACT 2002+ in Pt, (Eigene Darstellung).....	41
Abbildung 4-2: Umweltwirkungen nach Schadenskategorien, gesamter Lebenszyklus, IMPACT 2002+ in Pt (Eigene Darstellung)	41
Abbildung 4-3: Umweltwirkungen nach Schadenskategorien, gesamter Lebenszyklus ohne Entsorgungsphase, IMPACT 2002+ in Pt (Eigene Darstellung)	41
Abbildung 4-4: Vergleich Gesamtumweltwirkungen in Pt und Schadenskategorie „Menschliche Gesundheit“ in Pt, gesamter Lebenszyklus (Eigene Darstellung).....	44
Abbildung 4-5: Schadenskategorie „Menschliche Gesundheit“ in DALY, gesamt nach Lebenszyklusphasen (Eigene Darstellung).....	45
Abbildung 4-6: Vergleich Gesamtumweltwirkungen in Pt und Schadenskategorie „Ressourcen“ in Pt, gesamter Lebenszyklus (Eigene Darstellung)	45
Abbildung 4-7: Schadenskategorie „Ressourcen“ in Pt, gesamt nach Lebenszyklusphasen (Eigene Darstellung).....	46
Abbildung 4-8: Vergleich Gesamtumweltwirkungen in Pt und Treibhauspotenzial in Pt, gesamter Lebenszyklus (Eigene Darstellung).....	47
Abbildung 4-9: Vergleich Gesamtumweltwirkungen in Pt und Treibhauspotenzial in Pt, gesamter Lebenszyklus ohne Entsorgungsphase (Eigene Darstellung)	47
Abbildung 4-10: Treibhauspotenzial in kg CO ₂ -Äquivalenten, gesamt nach Lebenszyklusphasen (Eigene Darstellung).....	48
Abbildung 4-11: Materialverbrauch in Herstellungs- und Nutzungsphase in kg (Eigene Darstellung).....	52
Abbildung 4-12: Materialverbrauch in Herstellungs- und Nutzungsphase in kg Sb – Äquivalenten (Eigene Darstellung)	52

Abbildung 4-13: Energieverbrauch in der Nutzungsphase in kWh (Eigene Darstellung)	55
Abbildung 4-14: Umweltwirkungen des Energieverbrauchs in der Nutzungsphase (Eigene Darstellung).....	56
Abbildung 4-15: Transport nach Lebenszyklusphasen in kWh (Eigene Darstellung).....	56
Abbildung 4-16: Ausgewählte Umweltwirkungen des Transports, gesamt nach Lebenszyklusphasen in Pt (Eigene Darstellung).....	57
Abbildung 5-1: Gesamtkosten nach Anlagentypen und Lebenszyklusphasen, in € (Eigene Darstellung).....	59
Abbildung 5-2: Kosten der Nutzungsphase nach Anlagentypen und Kostenposition, in € (Eigene Darstellung).....	60
Abbildung 5-3: Normierte Gesamtkosten nach Anlagentypen und Lebenszyklusphase, in % vom jährlichen verfügbaren Einkommen in Deutschland (Eigene Darstellung)	61
Abbildung 6-1: Skalierung der Durchschnittswerte der Kosten und Umweltwirkungen der Anlagen für die Teilsysteme (einzelne Bausteine und Lebenszyklusphasen) (Eigene Darstellung).....	63
Abbildung 6-2: Berechnungsansatz zur Bestimmung der Ökoeffizienzindikatoren (Eigene Darstellung).....	64
Abbildung 6-3: Ökoeffizienz nach Anlagentypen differenziert nach verwendetem Behältermaterial (PE oder Beton) (Eigene Darstellung).....	65
Abbildung 6-4: Vergleich der Ökoeffizienz über den Lebenszyklus, SBR-Druckluft-Anlage (PE und Beton) (Eigene Darstellung).....	66
Abbildung 6-5: Ökoeffizienz der Nutzungsphase, SBR-Druckluft-Anlage (PE) (Eigene Darstellung).....	67
Abbildung 6-6: Vergleich der Ökoeffizienz über den Lebenszyklus, Biofilter-Anlage (PE und Beton) (Eigene Darstellung)	67
Abbildung 6-7: Vergleich der Ökoeffizienz über den Lebenszyklus, PKA (PE und Beton) (Eigene Darstellung).....	68
Abbildung 6-8: Einfluss des Behältermaterials auf die Gesamtökoeffizienz einer SBR-Druckluft-Anlage mit einem 4,5 m ³ -Behälter (Eigene Darstellung)	70
Abbildung 6-9: Auswirkung des Behältervolumens auf die Gesamtökoeffizienz am Beispiel einer SBR-Druckluft-Anlage (Eigene Darstellung)	72
Abbildung 6-10: Auswirkung des Leerungsabstandes auf die Ökoeffizienz von SBR-Druckluft-Anlagen in 3,5 m ³ (H2), 4,5 m ³ (H3) und 6,5 m ³ (H4) Behältergröße (nach DWA (2012)) (Eigene Darstellung)	76
Abbildung 6-11: Mögliche Auswirkungen des anaeroben Schlammabbaus auf die Ökoeffizienz einer SBR-Druckluft-Anlage in 3,5 m ³ , 4,5 m ³ und 6,5 m ³ Behältergröße (Eigene Darstellung).....	77
Abbildung 6-11: Qualitätsbasierte Ökoeffizienz nach Anlagentypen differenziert nach verwendetem Behältermaterial (PE oder Beton) (Eigene Darstellung).....	79
Abbildung 6-12: Vergleich der qualitätsbasierten Ökoeffizienz mit der kostenbasierten Ökoeffizienz über den Lebenszyklus der verschiedenen Anlagentypen (Eigene Darstellung)	80
Abbildung 7-1: Aufbau des Indikatorensets zur pragmatischen Bestimmung der Ökoeffizienz und dessen Zusammenhang mit dem Produktsystem „KKA“ (Eigene Darstellung)	81
Abbildung 7-2: Fließschema zur Bestimmung eines pragmatischen Ökoeffizienzindikators aus dem Indikatorenset (Eigene Darstellung)	83
Abbildung 7-3: Vergleich der Ökoeffizienzwerte der verschiedenen Anlagentypen je nach Bestimmungsmethode (Eigene Darstellung).....	85

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Abbildung 7-4: Indikatorenset zur Abbildung der Ökoeffizienz von KKA am Beispiel eines Biofilters und einer SBR-Druckluft-Anlage mit Betonbehälter (Eigene Darstellung)86

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Prüfkriterien für die Zuordnung von Ablaufklassen (DIBt (2014a), S. 5)	5
Tabelle 2-2: Wartungsintervalle für KKA (DIBt 2014a, S. 16).....	5
Tabelle 2-3: Reduzierte Regelüberwachungsintervalle bei elektronischer Datenfernüberwachung nach der Einfahrphase (DIBt 2014a, S. 18).....	6
Tabelle 2-4: Systematik der bauaufsichtlichen Zulassungen des DIBt (DIBt (2014b)).....	6
Tabelle 2-5: Verschiedene Akteursperspektiven in der Ökoeffizienzbewertung (Eigene Darstellung).....	11
Tabelle 2-6: Berücksichtigte Anlagentypen, mit Beschriftungskürzel zur Kennzeichnung im Bericht (Eigene Darstellung).....	13
Tabelle 3-1: Vier Varianten der Ökoeffizienz nach Huppkes & Ishigawa (2005b und 2007)....	18
Tabelle 3-2 Erstellung der Massen- als Basis der Sachbilanz für KKA-Typen (Eigene Darstellung).....	25
Tabelle 3-3: Wirkungs- und Schadenskategorien bei IMPACT 2002+ (Humbert et al. (2012))	31
Tabelle 3-4: Vorgehensweise bei der Normierung der Umweltwirkungen, vgl. Humbert et al. (2012).....	32
Tabelle 3-5: Kriterien für die Voruntersuchung zur Bewertung der Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen) des Produktsystems „KKA“ (Eigene Darstellung).....	33
Tabelle 4-1: Bewertete Anlagentypen gemäß Tabelle 2-6 (Eigene Darstellung)	39
Tabelle 4-2: Anteil der Lebenszyklusphasen und Systembestandteile an der Gesamtökobilanz, anlagentypspezifisch und in % (Eigene Darstellung)	43
Tabelle 4-3: Beispiele für die Verursachung von Treibhausgasemissionen, in kg CO ₂ -Äquivalenten (Eigene Darstellung)	49
Tabelle 4-4: Charakterisierung der Stoffströme (Eigene Darstellung)	51
Tabelle 6-1: Kumulierte Kosten für Ablaufklasse C, vier EW Anlagen in Bayern, davon PKA und SBR-Anlagen nach dem Stand 2013 und Prognose in Mio. Euro (Eigene Darstellung) .	69
Tabelle 6-2: Kumulierte Umweltwirkungen für PKA und SBR-Anlagen in Bayern nach dem Stand 2013 und Prognose in Pt (Eigene Darstellung).....	69
Tabelle 6-3: Maximale Schlammkapazität und theoretischer maximaler Schlammanfall nach Anlagentypen (Eigene Darstellung)	74
Tabelle 6-4: Leerungsabstand nach Anlagentypen und Behältervolumen (Eigene Darstellung).....	75
Tabelle 7-1: Gewichtungsfaktor für das Behältermaterial (Eigene Darstellung)	82
Tabelle 7-2: Normierungsgrößen zur Bestimmung des Indikatorensets für die Ökoeffizienz (Eigene Darstellung).....	84
Tabelle 7-3: Gewichtung der Indikatoren des Indikatorensets zur Bestimmung der Gesamtökoeffizienz von KKA (Eigene Darstellung)	84

Abkürzungsverzeichnis

Ablaufklasse +H	Ablaufklasse Hygienisierung
Ablaufklasse +P	Ablaufklasse Phosphorelimination
Ablaufklasse D	Ablaufklasse Kohlenstoffabbau, Nitrifikation und zusätzliche Denitrifikation
Ablaufklasse N	Ablaufklasse Kohlenstoffabbau und zusätzliche Nitrifikation
Ablaufklassen C	Ablaufklasse Kohlenstoffabbau
AZV	Abwasserzweckverband
BDZ	Bildungs- und Demonstrationszentrum für dezentrale Abwasserbehandlung
BSB ₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf nach fünf Tagen
BSK	Biogene Schwefelsäurekorrosion
CFC	Chloro-fluoro-carbons
CO ₂ -Äquivalente	Kohlenstoffdioxid-Äquivalente
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DALY	Disability-adjusted life years
DFÜ	Datenfernübertragung
DIBt	Deutsches Institut für Bautechnik
DL	Druckluft
EPD	Environmental Product Declaration
EW	Einwohnerwerte
GFK-UP	Glasfaserverstärkter Kunststoff auf Basis von ungesättigtem Polyesterharz
GPP	Green Public Procurement
GRP-UP	Glasfaserverstärktes Polyester
GWP	Global Warming Potential
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
K	Kosten
KEA	Kumulierter Energieaufwand
KKA	Kleinkläranlage
KMU	Kleine und mittlere Unternehmen
KRA	Kumulierter Rohstoffaufwand
LCA	Life Cycle Assessment
LCC	Lebenszykluskostenrechnung
LCI	Life Cycle Inventory, <i>Sachbilanz</i>
LCIA	Life Cycle Impact Assessment
MT	Maschinentechnik
NH ₄ -N	Ammoniumstickstoff
OEI	Ökoeffizienzindikator
PDCPD	Polydicyclopentadien
PE-HD	Polyethylen hoher Dichte
PGM	Platinum group metals
PKA	Pflanzenkläranlage
PO ₄ -Äquivalente	Phosphat-Äquivalente
PP	Polypropylen
PT	Point
PUR	Polyurethane
PVC-U	Polyvinylchlorid, weichmacherfrei
REE	Rare earth elements
SBR-Verfahren	Sequencing-Batch-Reactor-Verfahren
UBA	Umweltbundesamt
UW	Umweltwirkung
WBCSD	World Business Council for Sustainable Development
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
ZKA	Zentrale Kläranlage

Zusammenfassung

Die Steigerung der Ressourcen- und Energieeffizienz der in der Wasserwirtschaft eingesetzten Produkte, Verfahren und Systemgestaltungen erfordert entsprechende Informationen und Bewertungsansätze. Das Konzept der Ökoeffizienz zielt darauf ab, den Ressourcenverbrauch und die Umweltwirkungen von Produkten und Dienstleistungen zu verringern und gleichzeitig deren Nutzen zu verbessern. Diesbezüglicher Untersuchungsgegenstand ist die Erbringung aufgrund umweltrechtlicher und –behördlicher Vorgaben geforderter Reinigungsleistungen durch Kleinkläranlagen im Einklang mit einer nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen bei gleichzeitig möglichst geringer Kostenbelastung der Betreiber. Es werden verschiedene methodische Ansätze zur Bestimmung der Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen vorgestellt: zwei ökobilanzbasierte und ein Indikatorenset.

In die ökobilanzbasierten Ansätze gehen neben der Bewertung der Umweltwirkungen zur Charakterisierung des Nutzens des Produktsystems dessen Lebenszykluskosten aus Betreiberperspektive oder die Anzahl der notwendigen Vor-Ort-Einsätze beim Betreiber als Qualitätsindikator ein. Die Bewertung der Umweltwirkungen erfolgt mit der LCIA-Methode IMPACT 2002+. Die pragmatische Bestimmung der Ökoeffizienz (Indikatorenset) basiert auf der Quantifizierung und Bewertung als besonders relevant identifizierter Einflussgrößen auf Umweltwirkungen und Kosten, zu denen in der Praxis Daten verfügbar sind. Letztere ist insbesondere durch Praxisnähe und leichte Anwendbarkeit auch für kleine und mittelständische Unternehmen (KMU) geeignet. Mit der Anwendung der genannten methodischen Ansätze können Informationen für eine praxisnahe, an ausgewählten Nachhaltigkeitsaspekten orientierte Systemauswahl bereitgestellt und Anlagenherstellern Ansatzpunkte zur gezielten Produktverbesserung aufgezeigt werden. Hersteller können das eigene Produkt gegenüber Konkurrenzprodukten bzw. dem entwickelten Standard einordnen.

Die Untersuchungen zeigen u. a., dass sich deutliche Unterschiede in der Ökoeffizienz der verschiedenen Anlagentypen über deren Gesamtlebenszyklus und die jeweilige Relevanz der einzelnen Lebenszyklusphasen erkennen lassen. Dominiert wird die Ökoeffizienz des Gesamtlebenszyklus von der Nutzungsphase bzw. dem Stromverbrauch in ihr. Über 10% der Ökoeffizienz sind auf den Austausch von Ersatzteilen zurückzuführen. Somit sind die Qualität der einzelnen Teile und die damit verbundene Nutzungsdauer von Bedeutung. Die Behältergröße ist mit Sorgfalt zu wählen, da sie die Ökoeffizienz der Anlage, u. a. im Zusammenhang mit der Schlammabfuhr entscheidend beeinflusst. Eine bedarfsgerechte Schlammabfuhr ist anzustreben. Die allgemeine Aussage, dass ein bestimmter Anlagentyp immer ökoeffizienter ist als andere, kann aufgrund großer herstellereinspezifischer Unterschiede jedoch nicht getroffen werden. Anlagenspezifische Bewertungen sind anzustreben.

Das Projekt wurde durch einen Projektbeirat bestehend aus Vertretern des Umweltbundesamts, des Zweckverbands für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung Leipzig-Land, der Unteren Wasserbehörde Landratsamt Landkreis Leipzig, der Deutschen Bundesstiftung Umwelt und des Deutschen Instituts für Bautechnik begleitet. Über die Herstellervereinigung des BDZ e. V. wurden außerdem die Hersteller von Kleinkläranlagen über Befragungen zu ihren Anlagenbaureihen in das Projekt involviert. Das Projekt wurde unter dem Az: 30289 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) gefördert.

1. Einleitung (Hintergrund und Ziel des Projekts)

Wichtige Umweltschutzaufgaben wie der Klimaschutz und die Schonung fossiler Energieträger erfordern auch in der Wasserwirtschaft ständige Bemühungen zur Steigerung der Ressourcen- und Energieeffizienz der eingesetzten Produkte, Verfahren und Systemgestaltungen. Etablierter Bestandteil der Abwasserinfrastruktur sind vollbiologische Kleinkläranlagen (KKA). Diese Anlagen bilden in Deutschland einen Markt, der ca. 1,8 Mio. in Betrieb befindliche Anlagen¹ umfasst², mit einer großen Zahl von Anlagentypen, die sich hinsichtlich der Bauart, der eingesetzten Materialien und der Wirkungsweise erheblich unterscheiden.

Obwohl KKA als dauerhafte Lösung der Abwasserbehandlung anerkannt sind und auch bereits in großem Umfang Anwendung finden, sind Informationen zur ökologischen Nachhaltigkeit der Herstellung und des Betriebs dieser KKA bisher nicht zugänglich. Bedingt durch eine Vielzahl von Anlagentypen und mangels verständlicher Entscheidungskriterien stehen Interessenten, Anwender und lokale Entscheidungsträger der Marktvielfalt zudem oft hilflos gegenüber. Mit der Analyse und Bewertung der Ökoeffizienz von KKA können entscheidende Informationen für eine praxisnahe, an ausgewählten Nachhaltigkeitsaspekten orientierte Systemauswahl bereitgestellt und darüber hinaus Anlagenherstellern Informationen und Ansätze zur gezielten Produktverbesserung aufgezeigt werden.

Neben der zuverlässigen Einhaltung der von den KKA zu erbringenden Reinigungsleistungen (Gewässerschutz, Siedlungshygiene) werden zukünftig auch verstärkt Nachweise zur Nachhaltigkeit von Bau und Betrieb der notwendigen Infrastruktur zu erbringen sein. Die EU-Bauproduktenverordnung (EU/305/2011) definiert in Anhang I verschiedene Grundanforderungen an Bauwerke. Dazu zählen in Bezug auf Nachhaltigkeit:

- (3) Hygiene, Gesundheit und Umweltschutz,
- (6) Energieeinsparung und Wärmeschutz sowie
- (7) die nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen.

Außerdem sollen nach Absatz (56) „zur Bewertung der nachhaltigen Nutzung der Ressourcen und zur Beurteilung der Auswirkungen von Bauwerken auf die Umwelt [...] Umwelterklärungen (Environmental Product Declarations – EPD), soweit verfügbar, herangezogen werden.“³ Darauf verweisen auch Empfehlungen der EU im Bereich „Umweltfreundliche Beschaffung“ (Green Public Procurement, GPP) für den Anwendungsbereich Abwasserinfrastruktur⁴. Die Realisierung der Anforderungen an Abwasserinfrastruktur aus den Bereichen Gewässerschutz und Siedlungshygiene sowie

¹ Barjenbruch et al. (2010)

² Gemäß Statistischem Bundesamt (2013) verfügen ca. 1 Mio. Einwohner nicht über einen Anschluss an die öffentliche Kanalisation und behandeln ihr Schmutzwasser dezentral.

³ EU-Bauproduktenverordnung (2011), „The new Construction Product Directive requires the existence of an environmental product declaration for all CE labelled products and can therefore also be a reliable and good source of information about construction materials environmental performance.“ (EU (2013b), S. 107); Da KKA selbst als ein Bauprodukt mit CE-Label angesehen werden können, können zukünftig auch entsprechende EPD-Informationen zu den KKA eingefordert werden.

⁴ EU (2013a)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Umwelt- und Betreiberfreundlichkeit sind mit den resultierenden Kosten ins Verhältnis (Ökoeffizienz) zu setzen.

Ziel des Projekts ist die Analyse und Entwicklung eines Standards für die Bewertung der Ökoeffizienz von KKA, der durch Praxisnähe und leichte Anwendbarkeit auch für kleine und mittelständische Unternehmen (KMU) geeignet ist. Die damit erzielbaren Bewertungsergebnisse sollen Informationen zu der mit dem gesamten Lebenszyklus der KKA verbundenen Ressourceninanspruchnahme (einschließlich resultierenden Umweltwirkungen) liefern und darauf aufbauend an ausgewählten Nachhaltigkeitszielen ausgerichtete Entscheidungen zur Auswahl geeigneter Anlagentypen und zur Produktoptimierung unterstützen. Insbesondere wird angestrebt, Informationen zu generieren, die die aufgrund umweltrechtlicher und –behördlicher Vorgaben zu erbringende Reinigungsleistung durch KKA im Einklang mit einer nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen bei gleichzeitig möglichst geringer Kostenbelastung des Betreibers ermöglichen.

Als Ergebnisse dieses Vorhabens werden die entscheidenden Einflussgrößen auf die Umweltwirkungen und die Ökoeffizienz des Lebenszyklus der KKA beschrieben. Darauf aufbauend wird ein Indikatorenset vorgestellt, das eine vereinfachte Bewertung der Ökoeffizienz von KKA unter Bezug auf die identifizierten Einflussgrößen ermöglicht. Damit stehen Herstellern Informationen zur Ermittlung von Umweltaspekten ihrer Anlagenbaureihen zur Verfügung. Die Verortung des eigenen Produkts im Vergleich zu durchschnittlichen Ökoeffizienzwerten am Markt verfügbarer Produkte sorgt für Transparenz und Vergleichbarkeit und schafft einen Anreiz, die Ökoeffizienz des eigenen Produkts zu verbessern. Durch die Möglichkeit Umweltwirkungen einzelnen Produktbestandteilen und Prozessschritten direkt zuzuordnen, wird es dem Hersteller erleichtert, gezielte Produktverbesserungen vorzunehmen. Einer Fehlallokation von Innovationsbudgets und potenzieller wirtschaftlicher Überforderung mittelständischer Hersteller wird vorgebeugt, indem sich inkrementelle Innovationen zu dem Gesamtwert des Produkts in Beziehung setzen lassen. Zusätzlich wird es mit Offenlegung und Erläuterung des Berechnungsverfahrens für Hersteller wie auch fachlich vorgebildeten Laien möglich, Ökoeffizienzangaben für Standardtypen von KKA an regional spezifische Gegebenheiten anzupassen und selbstständig Ökoeffizienzwerte zu ermitteln.

Es ist davon auszugehen, dass zukünftig dezentralen, gebäudenahen Technologien im Bereich der Regen- und Brauchwassernutzung sowie Grau- und Schmutzwasserwasserbehandlung eine zunehmende Bedeutung zukommt und Anzahl und Vielfalt der am Markt verfügbaren Produkte zunehmen werden. Die Projektergebnisse stellen auch für diese technischen (und naturnahen) Anlagen eine wertvolle Bewertungsgrundlage dar und können – entsprechend angepasst – die nachhaltige Entwicklung, Integration und Anwendung dieser Technologien unterstützen.

Das Projekt wurde durch einen Projektbeirat fachlich begleitet. Die Autoren des Berichts bedanken sich herzlich bei den Beiratsmitgliedern für die konstruktive Unterstützung des Projekts.

2. Kleinkläranlagen als Bestandteil einer nachhaltigen Siedlungswasserwirtschaft

2.1. Nachhaltigkeit in der Siedlungswasserwirtschaft

Abwasserinfrastruktur erfüllt verschiedene Funktionen wie die Ableitung von Schmutz- und Regenwasser aus privatem und öffentlichem Raum, der Siedlungshygiene und des Gewässerschutzes. Zum Aufbau dieser Infrastruktur wurden in der Vergangenheit enorme gesellschaftliche und wirtschaftliche Anstrengungen erbracht. Erhalt, Weiterentwicklung oder Schaffung nachhaltiger Wasserinfrastruktursysteme stellen weltweit auch weiterhin große Herausforderungen dar. Unter Nachhaltigkeitsgesichtspunkten sind an Abwasserinfrastruktursysteme Anforderungen in den Bereichen Siedlungshygiene, Vermeidung schädlicher Stoffeinträge in Gewässer und Böden, Kosteneffizienz, soziale Akzeptanz und Generationengerechtigkeit⁵ zu stellen. Auch ein sparsamer Ressourceneinsatz und die Rückgewinnung von im Abwasser enthaltenen Ressourcen kann gefordert werden⁶. Die Infrastrukturkonzepte müssen sich ferner in die jeweiligen örtlichen ökologischen, siedlungsstrukturellen, sozio-kulturellen und sozio-ökonomischen Rahmenbedingungen einfügen und diesbezügliche Änderungen antizipieren können. Zum Begriff der Nachhaltigkeit und deren Bewertung in der Wasserwirtschaft wird an dieser Stelle auf die entsprechende Literatur verwiesen⁷.

Abwasser- und Schlammbehandlung dienen der Reduzierung von Umweltwirkungen anderer gesellschaftlicher Aktivitäten⁸, von denen (auch nach der Abwasserbehandlung) Emissionen ins Gewässer ausgehen. Umweltwirkungen entstehen im direkten Zusammenhang mit der Qualität des (behandelten) Abwassers aber auch durch die Abwasserinfrastruktur selbst über ihren gesamten Lebenszyklus hinweg. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen wird der Schwerpunkt auf Bau und Betrieb der Abwasserbehandlungsanlagen sowie auf die Entsorgung der zugehörigen Bauteile gelegt. Die Untersuchungen beziehen sich auf ausgewählte Bestandteile wasserwirtschaftlicher Infrastruktur, sog. KKA. Ressourceninanspruchnahme (einschließlich mit ihr verbundene Umweltwirkungen) und Kosten der KKA werden über deren gesamten Lebenszyklus erfasst, anhand geeigneter Indikatoren beschrieben und einer Bewertung zugänglich gemacht. Mit dem eigentlichen (Ab-)Wasserstrom verbundene Umweltwirkungen (Gewässerschutzaspekte) werden nicht bilanziert. Diese können von lokalen Umweltbedingungen abhängen. Im Übrigen wird davon ausgegangen, dass die gemäß Ablaufklassenzuordnung zu erzielenden vergleichbaren Reinigungsleistungen bei den untersuchten KKA erreicht werden.

2.2. Kleinkläranlagen

Die Abwasserbeseitigung beinhaltet gemäß Wasserhaushaltsgesetz (WHG) § 54 (2) „das Sammeln, Fortleiten, Behandeln, Einleiten, Versickern, Verregnen und Verrieseln von

⁵ Vgl. Scholten et al. (2014) und DWA (2014).

⁶ Die Nachhaltigkeitsbewertung bezieht sich gemäß DWA (2014) somit auf Umwelt- und Ressourcenschutz, Hygiene / Gesundheitsschutz sowie ökonomische, soziale und technische Ziele.

⁷ U. a. Reese et al. (2015); Balkema et al. (2002), Schaller et al. (2008), Hillenbrand et al. (2013), Hellström et al. (2000), Herbst (2008), Hiessl et al. (2003), Kluge und Libbe (2006), Koziol et al. (2006), Tauchmann et al. (2006).

⁸ EU (2013b), S. 58.

Abwasser sowie das Entwässern von Klärschlamm im Zusammenhang mit der Abwasserbeseitigung. Zur Abwasserbeseitigung gehört auch die Beseitigung des in KKA anfallenden Schlamms⁹. Während lange Zeit die Abwasserbeseitigung über ein Kanalsystem und eine zentrale Abwasserbehandlungsanlage als einzig zielführende Lösung angestrebt wurde, stellen dezentrale Behandlungsanlagen wie KKA inzwischen anerkannte alternative Lösungsansätze der Abwasserbeseitigung insbesondere in Gebieten geringer Siedlungsdichte dar.

2.2.1. Wasserwirtschaftlicher Hintergrund

In Gebieten, die (von den Gemeinden) als dezentral zu entsorgend ausgewiesen werden, obliegt dem Grundstückseigentümer die Verantwortung zum Bau und Betrieb einer dem Stand der Technik entsprechenden bzw. zugelassenen¹⁰ KKA. Für KKA gilt die Normenreihe DIN EN 12566 (Teile 1-7). KKA im Geltungsbereich dieser Normen müssen ferner mit einer entsprechenden CE-Kennzeichnung versehen sein. Durch die CE-Kennzeichnung wird der Nachweis darüber erbracht, dass „Anforderungen an Standsicherheit, Wasserdichtheit, Dauerhaftigkeit und Prüfung der Reinigungsleistung“ gemäß dieser Normenreihe eingehalten werden. Für die Erteilung einer allgemeinen bauaufsichtlichen Zulassung (sog. Anwendungszulassung) in Deutschland werden durch das Deutsche Institut für Bautechnik (DIBt) ferner „wasserrechtliche Anforderungen für den Bau und Betrieb von KKA (§§ 57 und 60 WHG)¹¹“ wie „die Festlegung der Ablaufklasse sowie Anforderungen an Einbau, Inbetriebnahme, Betrieb und Wartung“ geregelt.

Die Regelungen der DIN EN 12566-3 gelten gemäß der Zulassungsgrundsätze des DIBt für:

- KKA, die häusliches Schmutzwasser behandeln, bis zu einer Größe von 50 Einwohnerwerten,
- Behälter aus Beton, Stahl, weichmacherfreiem Polyvinylchlorid (PVC-U), Polyethylen, glasfaserverstärktem Polyester (GRP-UP) und Polypropylen (PP),
- in das Erdreich eingebaute KKA,
- Personenlast (weitergehende Lastbereiche bei Vorlage des Standsicherheitsnachweises werden in der Zulassung für die Anwendung geregelt).

Dementsprechend gelten die Zulassungsgrundsätze des DIBt „für die Anwendung von KKA mit Abwasserbelüftung gemäß DIN EN 12566-3 zur [aeroben] biologischen Behandlung des im Trennverfahren erfassten häuslichen Schmutzwassers aus einzelnen oder mehreren Gebäuden mit einem täglichen Schmutzwasserzufluss von bis zu 50 Einwohnerwerten (EW)“. Die Zulassungsgrundsätze stellen für Bemessung, Anwendung, Einbau, Betrieb und Wartung von KKA den Stand der Technik dar. Gewerbliches Schmutzwasser, das nicht mit häuslichem Schmutzwasser vergleichbar ist (Fremdwasser, Kühlwasser, Ablaufwasser von Schwimmbecken und Niederschlagswasser) darf der Anlage nicht zugeleitet werden.

⁹ WHG (2009)

¹⁰ Gültige allgemeine bauaufsichtliche Zulassung bzw. Anwendungszulassung des DIBt für Kleinkläranlagen nach DIN EN 12566-3 mit CE-Kennzeichnung. Hinweis: Ein Urteil des Europäischen Gerichtshofes (EuGH) vom 16. Oktober 2014 stellt die Zulässigkeit der Notwendigkeit bauaufsichtlicher Zulassungen für KKA zusätzlich zur CE-Kennzeichnung in Frage. Nationale Normen und Regelwerke befinden sich aktuell in Überarbeitung, um nationale und EU-Gesetzgebung in Einklang zu bringen. (BDZ (2016), Lance (2015))

¹¹ DIBt (2014a), S. 4.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Für die Einleitung des gereinigten Schmutzwassers in ein Gewässer ist eine wasserrechtliche Erlaubnis der zuständigen Unteren Wasserbehörde notwendig. Es wird zwischen den Ablaufklassen C („Kohlenstoffabbau“), N („Kohlenstoffabbau“ und zusätzliche Nitrifikation) und D („Kohlenstoffabbau“, Nitrifikation und zusätzliche Denitrifikation) unterschieden. Ferner können diesen Klassen die Bausteine +P (Phosphorelimination) und +H (Hygienisierung) zusätzlich zugeordnet werden. Die jeweils vor Ort geltende Ablaufklasse wird von der zuständigen Unteren Wasserbehörde festgelegt.

Tabelle 2-1: Prüfkriterien für die Zuordnung von Ablaufklassen (DIBt (2014a), S. 5)

Ablauf- klasse	CSB mg/l	BSB₅ mg/l	NH₄- N mg/l	N_{anorg.} mg/l	P_{ges} mg/l	Intestinale Enterokokken KBE/100 ml	E. coli KBE/100 ml	SS mg/l
C	150* / 100**	40* / 25**						75*
N	90* / 75**	20* / 15**	10**					50*
D	90* / 75**	20* / 15**	10**	25**				50*
+ P					2**			
+ H						200***	500***	

* ermittelt aus der qualifizierten Stichprobe

** ermittelt aus der 24-h Mischprobe; NH₄-N und N_{anorg} bei Abwassertemperaturen T ≥ 12°C (mind. 9 verwertbare Untersuchungsergebnisse)

*** Nachweisverfahren für intestinale Enterokokken und E. coli s. Badegewässerrichtlinie 2006/7/EG. Alternativ kann auch weiterhin das Prüfkriterium für Faecal coliforme Keime von 100/100 ml in der einfachen Stichprobe zur Erreichung der Ablaufklasse +H berücksichtigt werden, Nachweisverfahren hierfür s. Badegewässerrichtlinie 76/160/EWG.

Neben verschiedenen Eigenkontrollverpflichtungen des Betreibers ist eine KKA „vom Hersteller oder einem Fachbetrieb“ gemäß Tabelle 2-2 regelmäßig zu warten. Für Pflanzenkläranlagen (PKA) oder beim Einsatz von elektronischen Datenfernüberwachungssystemen (vgl. Tabelle 2-3) können sich davon abweichende Anforderungen an die Wartungsintervalle ergeben. In der jeweiligen bauaufsichtlichen Zulassung ist festgeschrieben, welche Arbeiten im Rahmen einer Regelwartung für die jeweilige Anlage durchzuführen bzw. welche Ablaufwerte der KKA zu bestimmen sind.

Tabelle 2-2: Wartungsintervalle für KKA (DIBt 2014a, S. 16)

Klasse entsprechend Ablaufeigenschaften	Anzahl der Wartungen pro Jahr 2 (ca. alle 6 Monate)	Anzahl der Wartungen pro Jahr 3 (ca. alle 4 Monate)
Klasse C	X	
Klasse N	X	
Klasse D	X	
Klasse C / N / D / + P		X
Klasse C / N / D / + H		X
Klasse C / N / D / + P + H		X

Tabelle 2-3: Reduzierte Regelüberwachungsintervalle bei elektronischer Datenfernüberwachung nach der Einfahrphase (DIBt 2014a, S. 18)

Klasse entsprechend Ablaufeigenschaften	Anzahl der Wartungen pro Jahr 1 (ca. alle 12 Monate)	Anzahl der Wartungen pro Jahr 2 (ca. alle 6 Monate)
Klasse C	X	
Klasse N	X	
Klasse C / N / D / + P		X
Klasse C / N / D / + H		X
Klasse C / N / D / + P + H		X

Den Unteren Wasserbehörden kommt neben der Festlegung der Anforderungen an die Ablaufwerte bzw. der vor Ort erforderlichen Ablaufklasse und der Erteilung der wasserrechtlichen Erlaubnis die Aufgabe der Überwachung der Einhaltung dieser Auflagen zu. Die Art und Weise der Umsetzung dieser Aufgabe (u. a. Datenerfassung) erfolgt in den einzelnen Bundesländern nicht einheitlich.

2.2.2. Anlagentypen

Gemäß Bildungs- und Demonstrationszentrum für dezentrale Abwasserbehandlung (BDZ) (2013) können die KKA nach

- Belebungsverfahren (Sequencing-Batch-Reactor-Verfahren (SBR-Verfahren), Membranfiltration, kontinuierliche Belebungsverfahren),
- Sonstige Belebungsverfahren,
- Biofilmverfahren (Anlagen mit freibeweglichen Aufwuchskörpern, belüftete Biofilter, Bodenkörperfilter, Festbett, Rotationstauchkörper (Scheibentauchkörper), Tropfkörperanlage) und
- naturnahe Verfahren (PKA)

gruppiert werden.

Das DIBt differenziert die erteilten Zulassungen entsprechend Tabelle 2-4.

Tabelle 2-4: Systematik der bauaufsichtlichen Zulassungen des DIBt (DIBt (2014b))

55 Klärtechnik, alt (bis Ende Juni 2010)	55 Klärtechnik, neu (ab Juli 2010); CE-Kennzeichnung
1 Ohne Abwasserbelüftung	
2 Tropfkörperanlagen	21 CE-gekennzeichnete Tropfkörperanlagen 22 Tropfkörperanlagen, Nachrüstung
3 Belebungsanlagen	31 CE-gekennzeichnete Belebungsanlagen 32 Belebungsanlagen, Nachrüstung
4 Nachbehandlungsanlagen	41 CE-gekennzeichnete Nachbehandlungsanlagen 42 Nachbehandlungsanlagen, Nachrüstung
5 Tauchkörperanlagen	51 CE-gekennzeichnete Tauchkörper 52 Tauchkörperanlagen, Nachrüstung
6 Sonstige KKA mit Abwasserbelüftung	61 CE-gekennzeichnete sonstige KKA 62 sonstige KKA mit Abwasserbelüftung, Nachrüstung
7 Dritte Reinigungsstufe	71 CE-gekennzeichnete Anlagen der dritten Reinigungsstufe

Für die zum Stand 7. Oktober 2014 beim DIBt verzeichneten Zulassungen¹² ergibt sich die in Abbildung 2-1 dargestellte Verteilung (allgemeine bauaufsichtliche Zulassungen und Anwendungszulassungen) gruppiert nach KKA(-typen). Gruppiert nach Ablaufklassen zeigt sich eine Verteilung gemäß Abbildung 2-2. Im Rahmen der Untersuchungen des Projekts und der Darstellungen des vorliegenden Berichts wird ausschließlich der Neubau von Anlagen, nicht die Nachrüstung betrachtet.

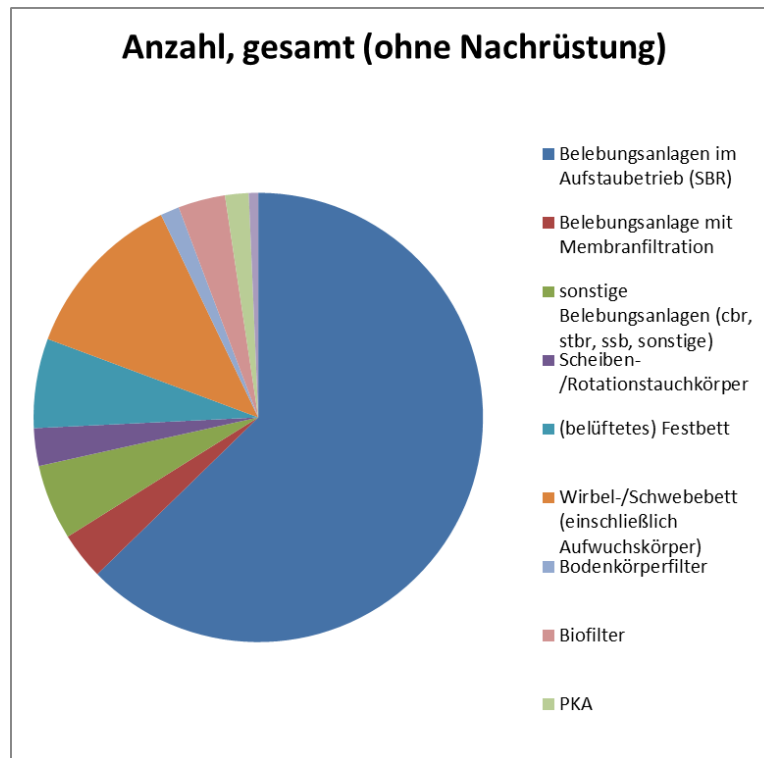


Abbildung 2-1: Anteile der KKA-Typen nach Zulassungen, ohne Nachrüstung (Eigene Auswertung auf Datenbasis von DIBt (2014b))

Gemäß der in Abbildung 2-2 dargestellten Auswertung bauaufsichtlicher Zulassungen entfällt der überwiegende Anteil der Zulassungen auf den Anlagentyp SBR-Technologie (63 %), gefolgt vom Wirbel-Schwebebett (12 %) und dem belüfteten Festbett (6,4 %).

¹² DIBt (2014b)

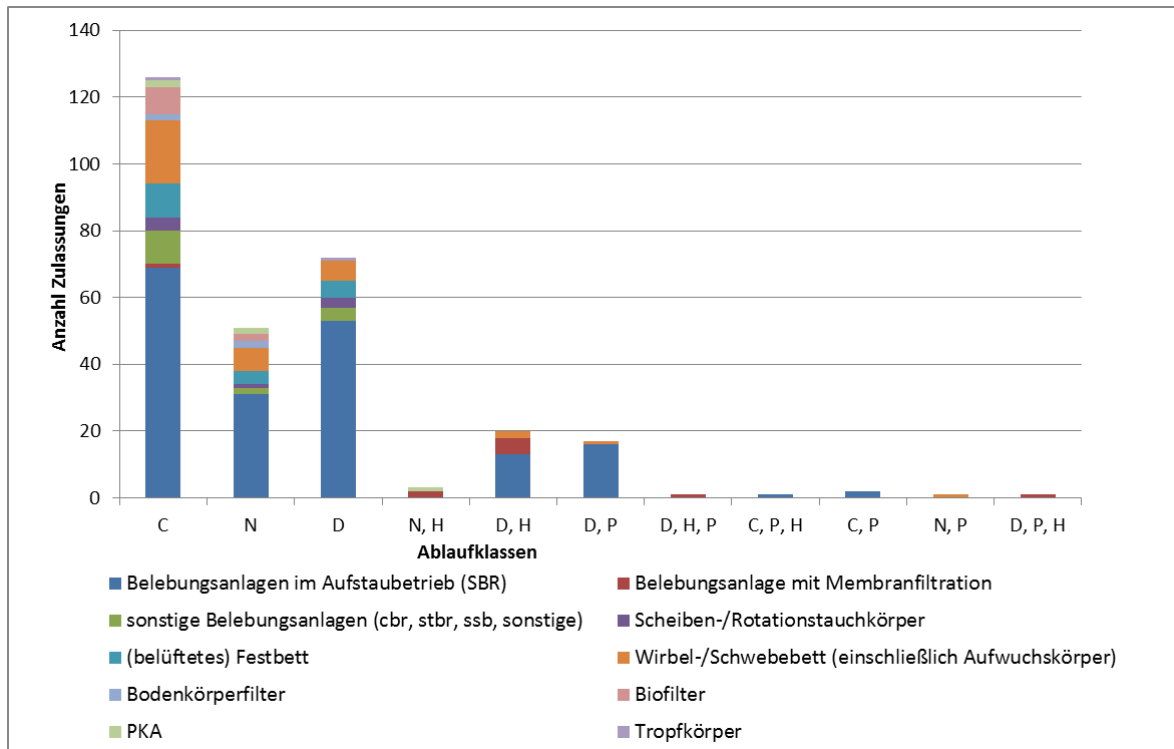


Abbildung 2-2: Anteil Zulassungen nach Ablaufklassen, ohne Nachrüstung (Eigene Auswertung auf Datenbasis von DIBt (2014b))

Rund 43 % der erfassten Zulassungen beziehen sich auf die Ablaufklasse C (vgl. Abbildung 2-2).

Die zugelassenen Anlagentypen und Ablaufklassen sind nicht gleichzusetzen mit dem in der Praxis realisierten Anlagenbestand. Dementsprechend können nur bedingt Aussagen zur Verbreitung der verschiedenen Anlagentypen und Ablaufklassen in der Praxis getroffen werden. Untersuchungen aus Bayern¹³ weisen ca. 80 % der in diesem Bundesland in Betrieb befindlichen Anlagen der Ablaufklasse C zu und ca. 50 % dem Anlagentyp SBR-Technologie (vgl. Abbildung 2-4 und Abbildung 2-3).

¹³ Vgl. Schraner (2014).

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

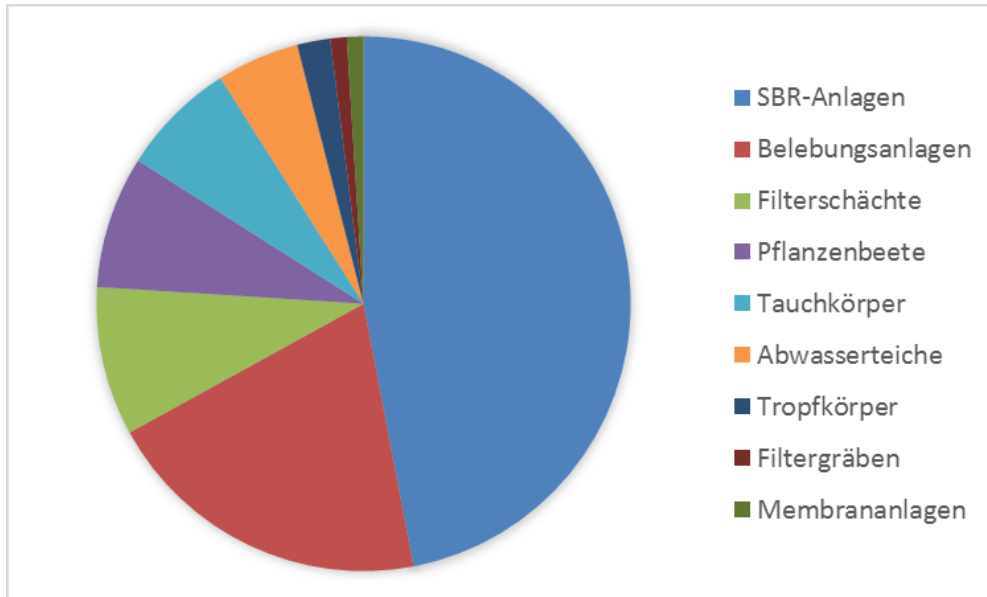


Abbildung 2-3: Verteilung der eingesetzten Reinigungsverfahren, alle Ablaufklassen, Bayern (Schranner 2014)

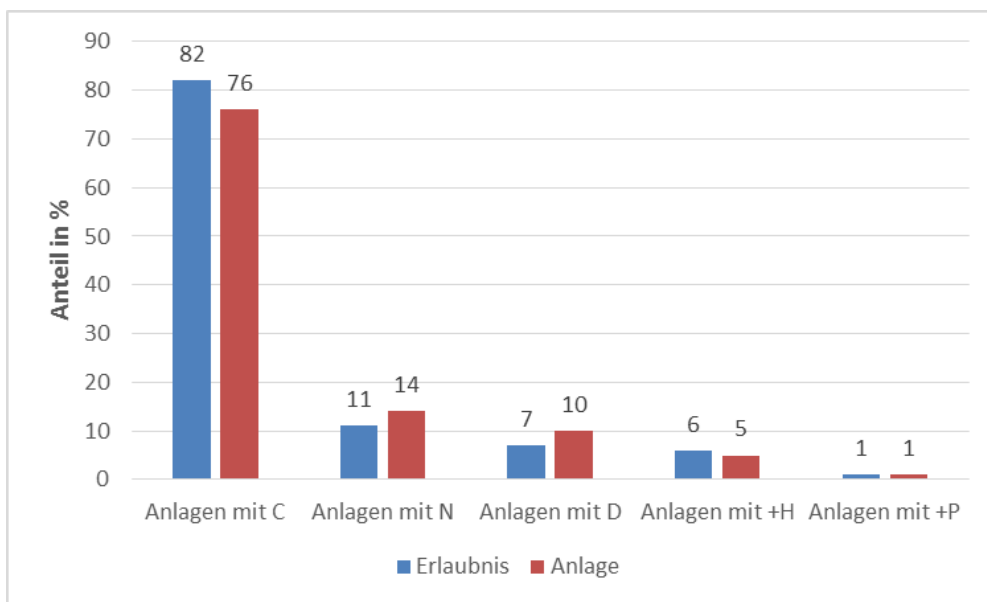


Abbildung 2-4: Häufigkeit der Ablaufklassen der erfassten KKA, Bayern (Schranner 2014)

Bezüglich der in Betrieb befindlichen Anlagengrößen weisen Untersuchungen aus Bayern (Stand 2013) der Ausbaugröße vier EW ca. 33 % und fünf bis acht EW 49 % der insgesamt in Betrieb befindlichen Anlagen zu¹⁴. In Sachsen (Stand Juni 2012) entfällt mehr als die Hälfte der Anlagenzahl auf vier EW Anlagen und ca. 36 % auf die Anlagengröße fünf bis acht EW¹⁵.

¹⁴ Schranner (2014)

¹⁵ Förtsch (2012)

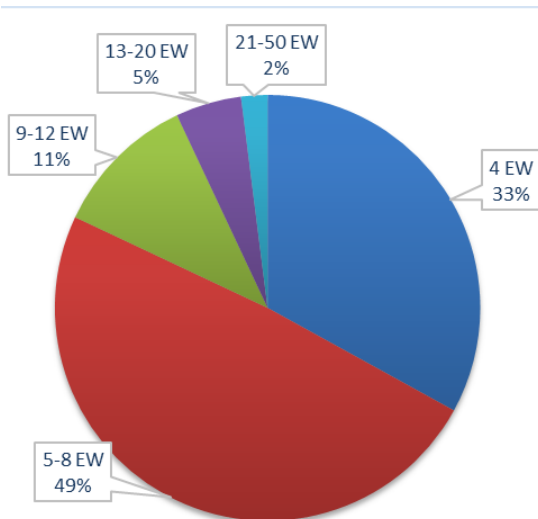


Abbildung 2-5: Installierte Anlagengrößen in Bayern (Schraner 2014)

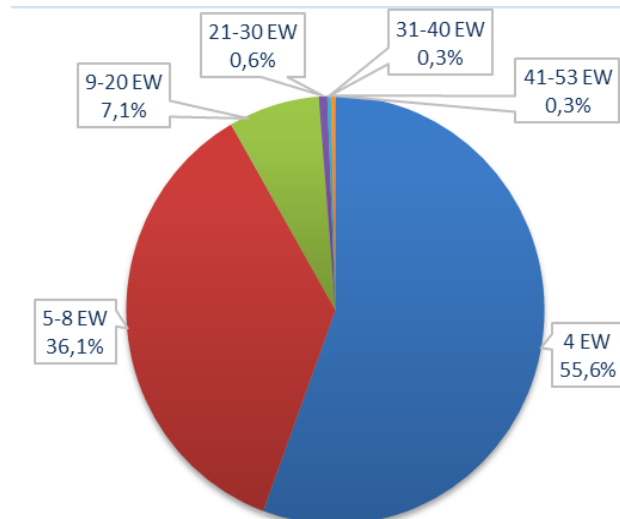


Abbildung 2-6: Installierte Anlagengrößen in Sachsen (Förtsch 2012)

In Abstimmung mit dem Projektbeirat¹⁶ werden im Rahmen des Projekts KKA der Ablaufklasse C und einer Anschlussgröße von vier EW detaillierter untersucht. In die Auswertungen fließen Daten der zum Stand 07. Oktober 2014 bauaufsichtlich zugelassenen KKA, Neubau ein. Das gereinigte Schmutzwasser kann in ein Gewässer oder ein Kanalnetz eingeleitet oder versickert werden. Hierfür ggf. zusätzlich notwendig werdende infrastrukturelle Anlagen sind nicht Gegenstand der Untersuchungen. Die erfassten KKA werden hinsichtlich des für Bau und Betrieb erforderlichen Material- und Energieverbrauchs beschrieben und die damit einhergehende Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen) quantifiziert (vgl. Kapitel 4). Dem werden die mit dem Lebenszyklus der KKA verbundenen Kosten (vgl. Kapitel 5) gegenübergestellt.

2.3. Untersuchungsgegenstand

Im Sinne des Projekts wird Ökoeffizienz gemäß ISO 14 045 allgemein definiert als „Aspekt der Nachhaltigkeit, wobei die Umweltleistung eines Produktsystems mit dem zugehörigen Produktsystemnutzen in Beziehung gesetzt wird.“¹⁷ Es wird der Wert eines Gutes oder einer Dienstleistung (hier die Abwasserentsorgung mit KKA) in das Verhältnis zu den damit verbundenen Umweltwirkungen gesetzt. Ziel ist die Reduzierung der Material- und Energieintensität von Gütern und Dienstleistungen sowie die Verringerung der Ausbreitung toxischer Stoffe in die Umwelt bei gleichbleibendem bzw. steigendem ökonomischem Wert oder Nutzen.

2.3.1. Ziel der Untersuchung / Zweck der Ökoeffizienzbewertung

Zur Präzisierung des Untersuchungsziels wird an dieser Stelle zunächst der potenzielle Zweck der Ökoeffizienzbewertung aus der Perspektive der unterschiedlichen Akteursgruppen andiskutiert (vgl.

Tabelle 2-5). Aus Sicht der Behörden stehen die Kosten pro reduzierter Umweltbelastung – hier des Gewässerschutzes – im Vordergrund. Aus Sicht der Betreiber gilt es, Informationen

¹⁶ IIRM (2015)

¹⁷ ISO 14 045, S. 7.

für seine Kaufentscheidung zur Verfügung zu stellen, die es ihm ermöglichen, die ökologische und ökonomische Leistung des Produkts ins Verhältnis zu setzen. Die Hersteller schließlich sollen dabei unterstützt werden, ihre Produkte zu verbessern und ihre Wettbewerbsfähigkeit zu steigern. Dabei gilt es über den gesamten Lebenszyklus hinweg den Material- und Energieverbrauch sowie die mit diesem Lebenszyklus verbundene Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen) zu reduzieren und / oder die Produktionskosten zu senken. Die Betreiber sollen über ihr Kaufverhalten dieses Nachhaltigkeitsziel unterstützen. Für die im Rahmen des Projekts angestrebten Untersuchungen tritt die (gewässerschutzorientierte) Perspektive der Behörden in den Hintergrund: Untersuchungsziel ist nicht die Quantifizierung der reduzierten Gewässerbelastung im Vergleich zu den damit verbundenen Kosten, sondern das Erreichen einer vorgegebenen – hier innerhalb einer Ablaufklasse vereinfachend als identisch beschriebenen – Gewässerschutzleistung mit geringstmöglicher Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen) und Kosten der eingesetzten Behandlungsanlagen (hier Abwasserentsorgungsinfrastruktur, KKA). Neben den Kosten können für die Bewertung des Produktsystemnutzens für den Betreiber weitere Qualitätsmerkmale relevant sein (vgl. Kapitel 3.4).

Tabelle 2-5: Verschiedene Akteursperspektiven in der Ökoeffizienzbewertung (Eigene Darstellung)

Zieldefinition	Zielgruppe		
	Hersteller	Betreiber	Behörden
Ökoeffizienzbewertung	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Steigerung der Wettbewerbsfähigkeit ▪ Produktverbesserung ▪ Minimierung / Optimierung des Ressourceneinsatzes und der Umweltwirkungen über den gesamten Lebensweg durch Vergleichsmöglichkeit mit Produkten anderer Hersteller, die den gleichen Produktsystemnutzen generieren und durch die Identifizierung der Stellen im Lebenszyklus, die in besonderem Maße zu Ressourcenverbrauch und Umweltwirkungen beitragen und damit Ansatzpunkte für Verbesserungen darstellen 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Unterstützung der Kaufentscheidung durch Vergleichbarkeit und Transparenz der Produktauswahl ▪ Entwicklung eines Standards, an dem die Betreiber die ökologische und ökonomische Leistung der KKA erkennen können 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Politische Entscheidung und Richtliniengestaltung, z. B. zur Weiterentwicklung der europäischen Normung ▪ Integration der ökologischen Nachhaltigkeit z. B. in Fördermaßnahmen

Die Leistungsfähigkeit der Anlagen wird zunächst innerhalb der einzelnen Ablaufklassen als einheitlich definiert. Es wird davon ausgegangen, dass jede über eine Zulassung verfügende Anlage die Anforderungen der Zulassung bzgl. der zu erreichenden Ablaufklasse einhält¹⁸.

¹⁸ Zum Stand der Reinigungsleistung von KKA in der Praxis siehe von der Heide et al. (2015, 2013): Danach zeigt sich, dass dank der stetigen Verbesserung der Qualität der Wartung von KKA in den letzten Jahren in der Regel gute, den Anforderungen entsprechende Reinigungsleistungen erzielt werden. Dennoch kommt es nach wie vor auch zu Grenzwertüberschreitungen, die nach von der Heide et al. (2013) insbesondere auf Fehler bei Auswahl, Einbau oder Sanierung der KKA und unsachgemäßes Betreiberverhalten zurückzuführen sind. Diese Defizite in der Zuverlässigkeit des

Die Umweltwirkungen, die mit der Einleitung des gereinigten Abwassers ins Gewässer verbunden sind, werden innerhalb einer Ablaufklasse vereinfacht als gleich unterstellt¹⁹ und bleiben deshalb in der komparativen Bilanzierung der Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen) unberücksichtigt. Im Fokus steht die mit dem Produkt bzw. der Dienstleistung an sich verbundene Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen). Im Rahmen der Untersuchungen gilt es zu analysieren, welche Unterschiede diesbezüglich mit den verschiedenen, aktuell vorhandenen Ansätzen der Produkt- und Dienstleistungsbereitstellung einhergehen, welche Reduzierungspotenziale bestehen und welche Anforderungen an die zukünftige Gestaltung der Produkte und das Produktsystem „KKA“ gestellt werden können.

2.3.2. Festlegung des Untersuchungsrahmens und Beschreibung des Untersuchungssystems

Abbildung 2-7 beschreibt die grundlegende Einordnung des Untersuchungsrahmens des Projekts. Die Untersuchungen beziehen sich auf die Schnittstelle zwischen Herstellern / Anbietern und den Betreibern der KKA. Es wird der gesamte Lebenszyklus von der Herstellung über die Nutzung bis zur Entsorgung betrachtet. Bezüglich des Produktlebenszyklus²⁰ befinden sich die KKA bereits in der Reifephase, es werden inkrementelle Verbesserungen angestrebt. Räumlich sind die Untersuchungen als regional auf den Markt in Deutschland fokussiert zu bezeichnen.

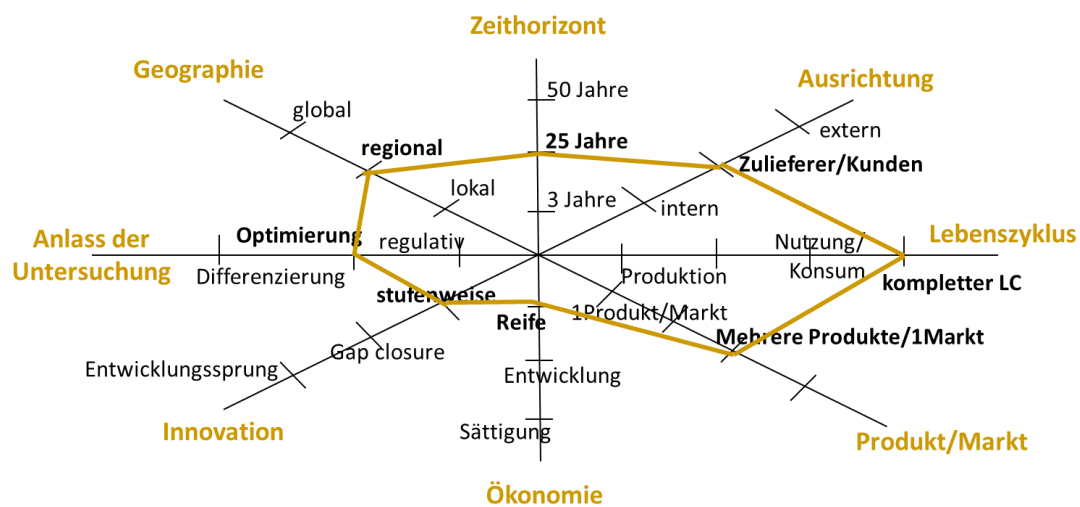


Abbildung 2-7: Grundlegende Abgrenzung des Untersuchungsrahmens (Kriterien gewählt in Anlehnung an Bradlee et al. (2009))

Es wird ein Zeithorizont von 25 Jahren festgesetzt, auf den sich die Bilanzierungen im Rahmen des Projekts beziehen. Dies entspricht in der Regel der technischen Nutzungsdauer

Anlagenbetriebs bleiben im Rahmen der Untersuchungen unberücksichtigt, insbesondere weil die Datenlage für eine Quantifizierung und Zuordnung zu einzelnen Anlagentypen nicht ausreichend ist und die genannten Ursachen für Grenzwertüberschreitungen typenunabhängig wirksam sind.

¹⁹ Dabei bleibt die standortabhängige Empfindlichkeit des Gewässers, in das die Einleitung erfolgt, unberücksichtigt.

²⁰ Im Gegensatz zum Lebenszyklusbegriff im Sinne des Projekts bezieht sich der Produktlebenszyklus auf den Verlauf des Absatzes eines Produkts vom Eintritt in bis zum Verschwinden vom Markt. Erweiterte Produktlebenszyklen schließen die Phasen vor der Markteinführung (z. B. Forschung und Entwicklung) mit ein. (Vgl. Höft (1992), Bullinger (1994).)

von KKA. Die diesbezügliche Annahme von 25 Jahren wurde mit dem Projektbeirat diskutiert und abgestimmt²¹.

Gemäß Kapitel 2.2 bilden die zum 07. Oktober 2014 gemäß DIBt zugelassenen KKA, die sich auf einen Anlagenneubau beziehen, die Basis der Charakterisierung des am Markt verfügbaren Anlagenspektrums. Für die weiteren Untersuchungen werden die in Tabelle 2-6 aufgelisteten Anlagentypen unterschieden (vgl. Kapitel 2.2.2). Tauchkörperanlagen werden aufgrund der geringen Verbreitung unter Anlagen mit einer Anschlussgröße von vier EW und der stark eingeschränkten Datenverfügbarkeit nicht in die weiteren Betrachtungen einbezogen. Die Bilanzierungen und Bewertungen im Rahmen des Projekts erfolgen nicht herstellerspezifisch, sondern für die genannten Anlagentypen. Es werden anlagentypspezifisch für die Behältergröße Mindest- sowie für Stromverbrauch und Schlammfall Durchschnittswerte bilanziert (vgl. Anhang 21, 22). Sonstige Berechnungsannahmen wie die Länge von Transportwegen werden anlagentypübergreifend festgelegt.

Tabelle 2-6: Berücksichtigte Anlagentypen, mit Beschriftungskürzel zur Kennzeichnung im Bericht (Eigene Darstellung)

Berücksichtigte Anlagentypen	Mit Betonbehälter	Mit PE-Behälter
Biofilter	E1B	E1
SBR, Druckluft	H1B	H1
SBR, Maschinenteknik	J1B	J1
PKA (vertikal)	G1B	G1
Wirbel-Schwebbett	L1B	L1
Belüftetes Festbett	A1B	A1

Zur Beschreibung des zu bewertenden Produktsystems sind dessen Funktion und eine funktionelle Einheit (vgl. Kapitel 2.3.3), auf die die Untersuchungsgrößen und Bewertungsergebnisse bezogen werden können, zu benennen. Das Produktsystem ist im Rahmen des Projekts für die jeweilige KKA zu definieren. Ein Vergleich mit anderen potenziellen Entsorgungsmöglichkeiten bzw. Systemgestaltungen der Abwasserentsorgung ist nicht Gegenstand der Untersuchungen.

Die Beschreibung des Produktsystems umfasst die folgenden Lebenszyklusphasen:

- Herstellung,
- Planung und Einbau,
- Nutzung,
- Ausbau sowie
- Entsorgung.

Zur Abbildung der verfügbaren KKA(-typen) werden innerhalb der einzelnen Lebenszyklusphasen verschiedene Untersystemeinheiten definiert (vgl. Abbildung 2-8) und standardisiert. Darauf aufbauend werden die ökologischen und ökonomischen Wirkungen, die jeweils mit der Untersystemeinheit verbunden sind, bestimmt. Die ökologischen und ökonomischen Wirkungen können dementsprechend ebenso „baukastenartig“

²¹ Die angesetzte Nutzungsdauer orientiert sich u. a. an der der Behälter. Vergleiche hierzu auch Anhang 15. Auch die Orientierung des Betrachtungshorizonts an der Dauer der Gültigkeit der wasserrechtlichen Erlaubnis (z. B. in Sachsen 15 Jahre) wäre möglich. LAWA (2005) geben eine Nutzungsdauer von (10) bis 15 Jahren für KKA an.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

zusammengesetzt und aggregiert werden, wobei bei Bedarf der jeweilige Einfluss einzelner Untersystemeinheiten sichtbar bleibt bzw. wird. Ein solch additiver Ansatz ermöglicht zum einen das situationsgerechte Zusammenstellen eines Gesamtlebenszyklussystems „KKA“. Zum anderen garantiert er trotz der Freiheitsgrade eine standardisierte und vollständige, d. h. methodisch für alle Anlagentypen einheitliche Bilanzierung des Untersuchungssystems.

Die Standardisierung der abzubildenden Rahmenbedingungen, Untersystemeinheiten und Berechnungsannahmen gewährleistet einerseits die Vergleichbarkeit der Bewertungsergebnisse verschiedener Anlagen(-typen) und erleichtert andererseits die Identifizierung der Untersystemeinheiten, auf die die einzelnen Bewertungsergebnisse (Umweltwirkungen und Kosten) zurückzuführen sind. Letzteres ermöglicht die zielgerichtete, an Nachhaltigkeitsaspekten orientierte Optimierung des Produktsystems.

Folgende Aspekte liegen außerhalb der Systemgrenzen und fließen somit nicht mit in die Bewertung ein:

- Verpackungen,
- Transportprozesse von Anlagenbestandteilen bis zum Anbieter der KKA,
- detaillierte und differenzierte Abbildung der Herstellungsprozesse der einzelnen Bauteile wie Pumpen etc.,
- Abweichungen von Standardbedingungen (bzgl. Einbau, Abwasserbehandlung auf zentraler Kläranlage, Schlammbehandlung),
- Messeinrichtungen, IT-Infrastruktur, Kanalnetz,
- Landnutzung am Anlagenstandort sowie
- Abweichungen in weiteren Qualitätsmerkmalen wie Zuverlässigkeit, Haltbarkeit, Bedienungs- und Nutzungskomfort.

Auch wenn methodisch die Vernachlässigung der Transportprozesse von Anlagenbestandteilen zum Hersteller / Anlagenanbieter mit dem Projektbeirat abgestimmt wurde, wird an dieser Stelle auf die Bedeutung von Transportprozessen im Rahmen vorgelagerter Wertschöpfungsketten (z. B. Herstellung der Verdichter in Japan) hingewiesen. Ist diesbezüglich von erheblichen Unterschieden bei den zu vergleichenden Anlagen auszugehen, sind entsprechende Prozesse zu bilanzieren und in die Bewertung zu integrieren. Ebenso einer näheren Betrachtung bedarf der Ort der Rohstoffgewinnung und Herstellung der einzelnen Bauteile der KKA, da hieraus unterschiedliche Umweltwirkungen resultieren können. Im Rahmen des Projekts werden diesbezüglich nur mittlere repräsentative Wirkungen berücksichtigt.

Zur näheren Beschreibung der in Tabelle 2-8 aufgeführten Untersystemeinheiten siehe Anhang 15.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

ID_Herstellung	ID_Planung und Einbau	ID_Nutzung	ID_Ausbau	ID_Entsorgung, vgl. Herstellung
ID Behälter	ID Baugrundgutachten	ID Stromverbrauch	ID Ausbau und Verfüllen	ID Entsorgung Behälter
Behälter	Baugrundgutachten	Stromverbrauch, Gesamtanlage	Ausbau	Entsorgung Behälter
Folien	ID_Beratung	Stromverbrauch, Anlagenteilspezifisch	Verfüllung	Entsorgung Folien
Vlies	Beratung: Werbematerial, Transport	ID Klärschlamm	ID Abtransport Anlage	Entsorgung Vlies
ID Beschickung und Verteilung	ID_wasserrechtliche Erlaubnis	Klärschlammabfuhr, Behandlung auf ZKA	Abtransport Behälter	ID Entsorgung Beschickung und Verteilung
Zu- und Ablaufrohre	wasserrechtliche Erlaubnis: Dokumentation, Transport	Verbrennung Klärschlamm	Abtransport Anlage	Entsorgung Zu- und Ablaufrohre
Verteilerrohre, Schläuche	ID_Lieferung Anlage	Kompostierung Klärschlamm	ID Auspumpen	Entsorgung Verteilerrohre, Schläuche
Leerrohr	Lieferung Behälter: Transport	ID Überwachung	Transport, Behandlung auf ZKA	Entsorgung Leerrohre
sonstige Verteilereinrichtung, z.B. Kippwaage	Lieferung Anlage: Transport	s. Wartung	Verbrennung Klärschlamm	Entsorgung sonstige Verteilereinrichtungen
ID Belüftung	ID Tief- und Einbau	ID Wartung	Kompostierung Klärschlamm	ID Entsorgung Belüftung
Tauchmotorbelüfter	Baugrube ausheben	Transport		Entsorgung Tauchmotorbelüfter
Verdichter	Material- und -abtransport	Wartung: Transport, Dokumentation		Entsorgung Verdichter
Membranbelüfter	Einbau	Laboranalysen		Entsorgung Membranbelüfter
Magnetventil	Dokumentation	Überwachung: Dokumentation		Entsorgung Magnetventil
Verteiler	ID Dichtheitsprüfung	ID Ersatzteile		Entsorgung Verteiler
Druckluftschläuche	Dichtheitsprüfung: Dokumentation, Transport	Teiletausch Tauchmotorbelüfter		Entsorgung Druckluftschläuche
Belüftungselemente	Wasserverbrauch	Teiletausch Verdichter		Entsorgung Belüftungselemente
Entlüftungsrohre		Teiletausch Membranbelüfter		Entsorgung Entlüftungsrohre
ID Förderung		Teiletausch Magnetventil		ID Entsorgung Förderung
Pumpen		Teiletausch Verteiler		Entsorgung Pumpen
Druckluftheber		Teiletausch Pumpe		Entsorgung Druckluftheber
ID Steuerung/DFÜ		Teiletausch Steuereinheit		ID Entsorgung Steuerung/DFÜ
Steuerung		Teiletausch Sender		Entsorgung Steuerung
Sender / Empfänger DFÜ		Teiletausch Aufwuchs- und Filterkörper		Entsorgung Sender_Empfänger
ID Aufwuchs- und Filterkörper		Teiletausch Membran		ID Entsorgung Aufwuchs- und Filterkörper
Aufwuchs-, Filterkörper, Festbett		ID Entsorgung Ersatzteile		Entsorgung Aufwuchs-, Filterkörper
Membran		Entsorgung_Teiletausch		Entsorgung Membran
ID Alarm		ID_Betriebstagebuch		ID Entsorgung Alarm
mechanisch		Dokumentation		Entsorgung Alarm, mechanisch
Schwimmschalter		Entsorgung_Betriebstagebuch		Entsorgung_Schwimmschalter
ID Probenahme				ID Entsorgung Probenahme
intern				Entsorgung Probenahme, intern
Probenahmeschacht				Entsorgung Probenahmeschacht
ID Stromzufuhr				ID Stromzufuhr
Kabel				Entsorgung Kabel
ID Schränke				ID Entsorgung Schränke
innen				Entsorgung Schrank, innen
außen				Entsorgung Schrank, außen
ID Betriebsanleitung				ID Entsorgung Betriebsanleitung
Betriebsanleitung				Entsorgung Betriebsanleitung

Gesamtsystem

Abbildung 2-8: Untersystemeinheiten des Produktsystems „KKA“ (Eigene Darstellung)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

2.3.3. Funktionelle Einheit

Die Bewertung des Produktsystemnutzens und der Umweltwirkungen ist auf eine einheitliche Bezugsgröße zu beziehen. Hierzu wird eine sog. funktionelle Einheit definiert²²:

Die Funktion des Untersuchungssystems besteht in der Behandlung häuslichen Schmutzwassers definierter Qualität und Menge gemäß den Qualitätsanforderungen der jeweiligen Ablaufklasse, hier C. Die Bilanzierungen im Rahmen des vorliegenden Berichts beziehen sich auf Anlagen der Anschlussgröße von vier Einwohnern über den gesamten Lebenszyklus oder (soweit genannt) ausgewählte Lebenszyklusphasen bezogen auf einen Zeitraum von 25 Jahren.

2.4. Weiteres Vorgehen

Es ist davon auszugehen, dass sich die verschiedenen Anlagentypen gemäß der in Abbildung 2-8 benannten Untersystemeinheiten in Vorhandensein und Ausprägung deutlich unterscheiden und somit deren Lebenszyklus mit einer unterschiedlichen Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen) und Kosten verbunden ist. Basierend auf der in Abbildung 2-8 beschriebenen Systemabgrenzung werden für die in Tabelle 2-6 benannten Anlagentypen Standardausprägungen der einzelnen Untersystemeinheiten beschrieben (vgl. Anhang 15). Darauf aufbauend werden vergleichende Bewertungen der Ökoeffizienz der unterschiedenen Anlagentypen vorgenommen und Indikatoren zur Bewertung der Ökoeffizienz identifiziert.

Im Folgenden wird der Standard zur Bestimmung der Ökoeffizienz von dezentralen Abwasserbehandlungsanlagen entwickelt, der Anlagenherstellern bzw. -anbietern die ökologisch-wirtschaftliche Bewertung und Optimierung ihrer Produkte erleichtert. Bei der Entwicklung des Standards wird der gesamte Lebensweg des Produkts (KKA), von der Rohstoffgewinnung über die Anlagenherstellung und -nutzung bis zur Entsorgung anfallender Reststoffe und Bauteile betrachtet. Die resultierenden Umweltwirkungen sind zu systematisieren und in geeigneter Form zu aggregieren. Die wissenschaftliche Herausforderung besteht darin, einen geeigneten und in der Praxis anwendbaren Standard zur Aggregation von Umweltwirkungen zu definieren. Ein solcher Standard muss einerseits geeignet sein, die wesentlichen Umweltauswirkungen der verschiedenen Anlagentypen zu erfassen. Andererseits darf der Datenermittlungsaufwand für die spezifischen Anlagenvarianten die teilweise mittelständischen Hersteller von KKA nicht überfordern. Außerdem ist zu diskutieren, inwiefern neben Kostenkenngrößen andere Indikatoren zur Bewertung des Produktsystemnutzens herangezogen werden können oder sollten.

²² Vgl. ISO 14 045, S. 13.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

3. Ökoeffizienz

Die folgenden Ausführungen geben zunächst einen kurzen Einblick in das Konzept der Ökoeffizienz allgemein und stellen darauf aufbauend die methodische Vorgehensweise im Rahmen des Projekts vor. Es wird erläutert wie für den Untersuchungsgegenstand „KKA“ die relevanten Umweltwirkungen und die entscheidenden Einflussgrößen hierauf bestimmt sowie der Produktsystemnutzen bzw. die Kosten erfasst werden können.

3.1. Allgemeiner konzeptioneller Hintergrund

Das Konzept der Ökoeffizienz wurde im Jahr 1990 als eine dimensionslose Kennzahl unter dem Begriff „Ökologische Effizienz“ eingeführt und als Verhältnis zwischen einem Wirtschafts- und einem Umweltleistungsindikator definiert²³. Der Ursprung des Konzepts wird jedoch oft mit der Veröffentlichung „Changing Course“ während der Weltkonferenz für Umwelt und Entwicklung des World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) im Jahr 1992 verbunden.²⁴

"Eco-efficiency is achieved by the delivery of competitively priced goods and service that satisfy human needs and bring quality of life while progressively reducing ecological impacts and resources intensity throughout the life-cycle to a level at least in line with the earth's estimated carrying capacity".

Gemäß WBCSD ist die Ökoeffizienz ein Businesskonzept, das sich auf drei Ziele richtet²⁵:

- die Verringerung des Ressourcenverbrauchs: Material- und Energieintensität reduzieren, Produktlebensdauer und Wiederverwendbarkeit verbessern, und Materialkreislauf schließen,
- die Verminderung der Umweltauswirkungen: Emissionen von Schadstoffen vermeiden und den Verbrauch von erneuerbaren Energien fördern sowie
- die Verbesserung des Produkt- und Dienstleistungsnutzens: Dienstleistungspalette verbreitern und kundenorientierte Angebote entwickeln.

Das Konzept soll die Verbesserung der Lebensqualität unter Bedingungen von knappen und oft endlichen Naturressourcen²⁶ unterstützen.

Dementsprechend beschreibt die ISO 14 045²⁷ die Ökoeffizienzbewertung als „ein quantitatives Managementwerkzeug, das die Untersuchung der Umweltauswirkungen im Verlauf des Lebensweges eines Produktsystems in Bezug auf den zugehörigen Nutzen des Gesamtsystems für Anspruchsgruppen ermöglicht“. Deutlich werden der Fokus auf die Lebenszyklusperspektive und der funktionelle Ansatz des Konzepts.

Das Konzept hat sich in der Praxis etabliert und wird dabei abwechselnd als Ziel, Strategie, Indikator oder Tool verstanden²⁸. So wurde das Konzept der Ökoeffizienz ursprünglich

²³ Schaltegger (1997)

²⁴ Heijungs (2007)

²⁵ WBCSD (2000)

²⁶ Ehrenfeld (2005), Hupperts & Ishikawa (2005a, 2005b), Kuosmanen (2005)

²⁷ ISO 14 045 (2012), S. 5.

²⁸ van Vliet et al. (2012)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

sowohl als Strategie für nachhaltige Entwicklung als auch Indikator zur Entkopplung der Wirtschaft von der Umweltnutzung eingeführt. Heutzutage wird es im politischen Diskurs zunehmend in Zusammenhang mit Ressourceneffizienz²⁹ und Ökoinnovation diskutiert.

In der Praxis wird Ökoeffizienz vereinfacht als das Verhältnis von einer (zu maximierenden) wirtschaftlichen Kennzahl zu einer (zu vermindernenden) Umwelleistungskennzahl gesetzt (Umweltproduktivität). Dabei gilt: je höher sich dieses Verhältnis darstellt, desto effizienter der Umweltverbrauch³⁰. Das umgekehrte Verhältnis wird als Umweltintensität bezeichnet³¹. Weiter wird zwischen der Maximierung des Wertes oder Nutzens für minimale Umweltwirkungen und die Kostenminimierung von Umweltverbesserungen unterschieden³². Ökoeffizienz kann daher in vier Varianten beschrieben werden (Tabelle 3-1):

	Ansatzpunkt: Wert- oder Nutzenmaximierung	Ansatzpunkt: Umweltverbesserung
Ökonomie / Ökologie	Umweltproduktivität = Wert oder Nutzen / Einheit von Umweltwirkungen	Umweltverbesserung = Kosten / Einheit von Umweltverbesserung
Ökologie / Ökonomie	Umweltintensität = Umweltwirkungen / Einheit von Wert oder Nutzen	Umwelt Kosten-Effektivität = Umweltverbesserung / Kosteneinheit

Tabelle 3-1: Vier Varianten der Ökoeffizienz nach Huppess & Ishigawa (2005b und 2007)

Die Anwendung des Konzepts zielt somit darauf, den Nutzen von Wirtschaftsgütern gegenüber der hierfür notwendigen Umweltinanspruchnahme zu maximieren oder die Kosten von Umweltverbesserungen zu minimieren³³. In dem wert- oder nutzenorientierten Ansatz geht es darum, die Umweltwirkungen und den Wert bzw. Nutzen eines Gesamtsystems (z. B. Produktsystem) darzustellen. Abhängig davon, ob die ökonomische Kennzahl als Nenner oder Zähler gesetzt ist, spricht man – wie bereits ausgeführt – von Umweltproduktivität (Wert oder Nutzen pro Einheit von Umweltwirkungen) oder Umweltintensität (Umweltwirkungen pro Einheit von Wert oder Nutzen). Graphisch erfolgt die Darstellung der Ökoeffizienz bzw. des Verhältnisses von Gesamtnutzen und Umweltinanspruchnahme gemäß Abbildung 3-1 (vgl. Kapitel 6): je niedriger der Gesamtnutzen bzw. je höher die Umweltwirkungen eines Produkts, desto schlechter sein Ökoeffizienzindikator (ÖEI). Per Konvention werden die Achsen des Diagramms so gedreht, dass die Ökoeffizienz entlang der Ursprungsgeraden von der unteren linken bis zur oberen rechten Ecke steigt. So wird im Beispiel das Produkt 3 mit dem niedrigsten Nutzen aber den höchsten Umweltwirkungen in der unteren linken Ecke dargestellt, da es am wenigstens ökoeffizient ist. Das Produkt 1 weist eine höhere Ökoeffizienz im Vergleich zu Produkt 2 auf, weil es einen höheren Nutzen bei nur wenig größerer Umweltwirkung erreicht.

²⁹ van Vliet et al. (2012), S. 8, United Nations ESCAP (2009), <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/785eco.pdf>

³⁰ Huppess & Ishikawa (2005a, 2005b)

³¹ Ehrenfeld (2005), Huppess & Ishikawa (2005a, 2007)

³² Huppess & Ishikawa (2005a, 2007)

³³ Huppess & Ishikawa (2005a, 2007)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

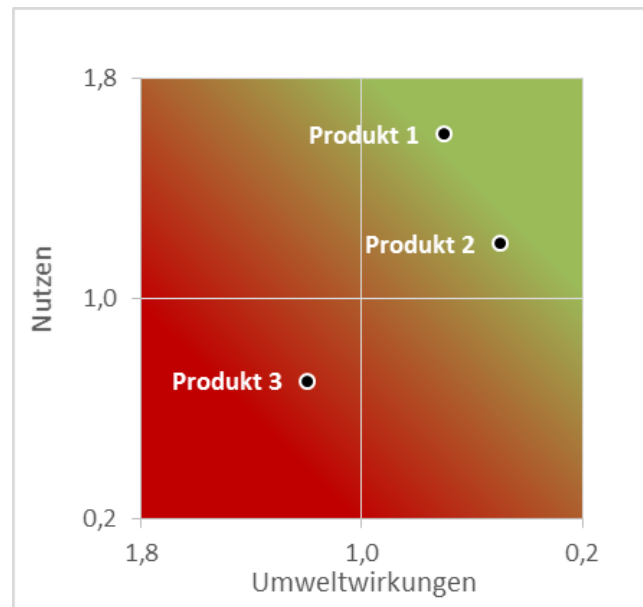


Abbildung 3-1: Graphische Darstellung der Ökoeffizienz (Eigene Darstellung)

Andererseits wird die Ökoeffizienzanalyse häufig dazu angewandt, um die Wirkungen von Maßnahmen oder Prozessen auf die Umwelt (z. B. Umweltschutzmaßnahmen wie Abluftbehandlung) mit den Kosten zu vergleichen, die mit der Durchführung dieser Maßnahmen verbunden sind (Ansatzpunkt: Umweltverbesserung). Steht die ökonomische Kennzahl im Zähler, spricht man von Umweltverbesserung (Kosten pro Einheit Umweltwirkungen), bildet sie den Nenner, von Umwelt-Kosten-Effektivität (Umweltwirkungen pro Kosteneinheit). Eine entsprechende Analyse dient der Entscheidungsunterstützung bzgl. der Wahl zwischen alternativen Maßnahmenoptionen oder Technologien (zur Umweltverbesserung). Solche Untersuchungen erfolgen komparativ. Es werden somit die alternativen Maßnahmenoptionen relativ zu einander bewertet, die Kosten und Umweltwirkungen jedoch nicht in Relation zu einem übergeordneten Kontext gesetzt.

Die mannigfaltigen Anwendungsmöglichkeiten reichen von der Entscheidungsunterstützung bei der Produktentwicklung und -fertigung über die Standardentwicklung für die Kommunikation zum Endkunden bis zum Ranking von Unternehmen³⁴ oder Produktionsstandorten. So verwendet die BASF den Parameter Ökoeffizienz zur Produktentwicklung und Fertigungsplanung³⁵. Japanische Großunternehmen haben hierzu bereits gemeinsame Standards entwickelt (Fujitsu, Hitachi, Mitsubishi Electric, Panasonic, Toshiba³⁶). Andere Unternehmen³⁷ integrieren ökoeffizienz-basierte Kennzahlen in ihre Umweltberichte. Auch für politische Entscheidungsträger³⁸ gewinnt die Ökoeffizienz zunehmend an Bedeutung. Kürzlich wurden auch der Nutzen der Ökoeffizienz für die

³⁴ Figge et al. (2006)

³⁵ Kicherer (2000), Kicherer (2001), Saling et al. (2002)

³⁶ Toshiba, <https://www.toshiba.co.jp/env/en/products/ecp/factor2.htm>.

³⁷ Z. B. Canon, Sony

³⁸ Z. B. European Environmental Agency (EEA), European Commission (EC), United Nations Economic and Social Commission for Asia and the Pacific (UNESCAP).

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Flächennutzungsplanung gezeigt³⁹ und Vorschläge für die Anwendung zur Bewertung von Kommunen und Regionen gemacht⁴⁰.

Im Bereich der Wasserwirtschaft liegen Ökoeffizienzuntersuchungen bisher nur vereinzelt vor⁴¹. Vielfältigere Ansätze und Veröffentlichungen sind im Bereich der Ökobilanzierung (LCA)⁴² wasserwirtschaftlicher Anlagen und Systemstrukturen vorhanden. Diese betreffen die Anwendung klassischer Ökobilanzen für Anlagen und / oder Systemvergleiche⁴³. Andere Untersuchungen konzentrieren sich auf den Energieeinsatz⁴⁴. Genzowsky et al. (2011) entwickeln eine Methodik zur einheitlichen Bilanzierung von Treibhausgasemissionen wasserwirtschaftlicher Anlagen. Dennoch erschwert die begrenzte Anzahl an Sachbilanzen für abwasserspezifische Baubestandteile im Vergleich zu (anderen) Industriezweigen die Verbreitung der Anwendung von Ökobilanzen⁴⁵ sowie ökobilanz-basierter Ökoeffizienzanalysen von abwasserwirtschaftlichen Anlagen.

In letzter Zeit ist der Anwendungsbereich von Ökobilanzen weiterentwickelt worden, um sich nicht nur mit Produkten, sondern auch breiteren gesellschaftlichen Fragestellungen und politischen Entscheidungsprozessen zu befassen⁴⁶. Eine ähnliche Entwicklung zeichnet sich für die Ökoeffizienzanalyse in der Wasserwirtschaft ab: zum Beispiel wird die Ökoeffizienz für die Regionalanalyse von siedlungswasserwirtschaftlichen Systemen⁴⁷ oder für die Bewertung des institutionellen Rahmens⁴⁸ angewandt.

Die Offenheit und Anpassungsfähigkeit des Ökoeffizienz-Konzepts hat einerseits zur Verbreitung und vielfältigen Anwendung beigetragen. Sie hat andererseits zur Folge, dass kein einheitlicher Standard angegeben werden kann. Welche Kosten- oder Preisbestandteile berücksichtigt, welche Ressourceninanspruchnahmen (einschließlich Umweltwirkungen) angesetzt und wie diese aggregiert werden, liegt in der Hand des Anwenders und sollte im Hinblick auf das spezifische Produkt oder die spezifische Dienstleistung entschieden werden. Ähnlich wie bei einer Ökobilanz sind unmittelbar vergleichbar nur die Werte, die mit einer identischen Methodik ermittelt worden.

Dementsprechend gilt es im Folgenden einen entsprechenden methodischen Ansatz für die in Kapitel 1 und 2 skizzierte Fragestellung zu entwickeln.

3.2. Vorgehensweise unter Berücksichtigung der ISO 14 045

Nach ISO 14 045 erfolgt die Bewertung der Ökoeffizienz eines Produktsystems in fünf Phasen (vgl. Abbildung 3-2). Die einzelnen Phasen der Ökoeffizienzanalyse bauen jeweils auf den Ergebnissen der vorherigen Phasen auf. Der Ablauf der Bewertung ist durch iterative Schritte innerhalb und zwischen den einzelnen Phasen gekennzeichnet. Zu Beginn der Ökoeffizienzanalyse gilt es, das Ziel und den Untersuchungsrahmen festzulegen (vgl. Kapitel

³⁹ Holländer et al. (2010)

⁴⁰ Zhang et al. (2008)

⁴¹ Geyler et al. (2015), U. a. Felmeden et al. (2010), Stadlbauer (2006)

⁴² Larsen et al. (2007)

⁴³ U. a. Müller et al. (2009), Hillenbrand (2009).

⁴⁴ U. a. Remy et al. (2011), Meß et al. (2011).

⁴⁵ Hügel (2000), ProBas (o. J.)

⁴⁶ Igos et al. (2013)

⁴⁷ van Vliet et al. (2012)

⁴⁸ Lee (2013)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

2.3). Dies beinhaltet auch die möglichst präzise Abgrenzung des Untersuchungssystems. Dabei ist darauf zu achten, dass sich die Systemabgrenzung für die Bewertung der Umweltwirkungen und des Produktsystemnutzens entsprechen (vgl. Abbildung 3-7).

Die Bewertung der Umweltwirkungen des betrachteten Untersuchungssystems „KKA“ erfolgt über Angaben zu der mit ihm verbundenen Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen). Dazu werden verschiedene Indikatoren genutzt. Für Umweltwirkungen basieren diese auf ökobilanziellen (LCA) Bewertungsergebnissen – (vgl. Kapitel 3.3 und 4). Zur Bewertung des Produktsystemnutzens werden eine Lebenszykluskostenrechnung⁴⁹ (LCC) durchgeführt (vgl. Kapitel 3.4 und 5) sowie ein qualitätsbasierter Bewertungsansatz herangezogen (vgl. Kapitel 6.3).

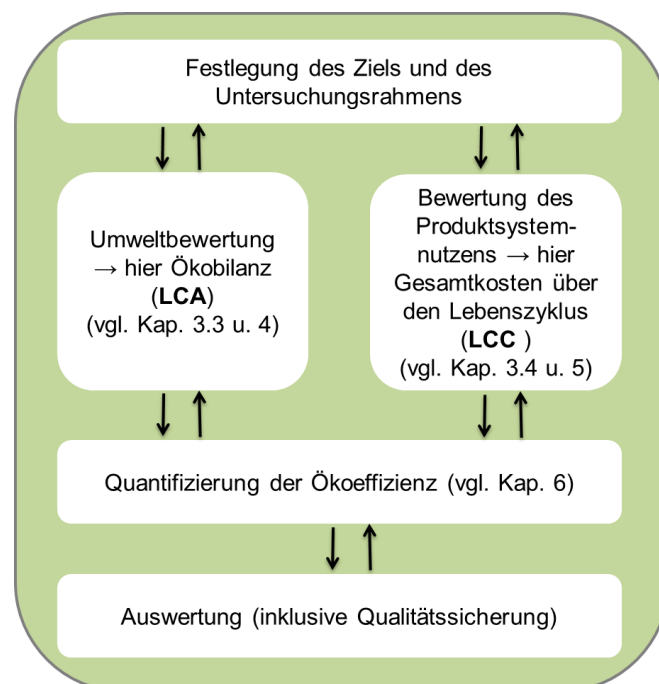


Abbildung 3-2: Phasen einer Ökoeffizienzbewertung (ISO 14 045 (2012), S. 11, ergänzt)

Daraus lassen sich neben einem Gesamtökoeffizienzwert für verschiedene Anlagentypen über deren gesamten Lebenszyklus (vgl. Kapitel 6.1) zusätzlich unterschiedliche Einzelindikatoren zur Ökoeffizienzbewertung und Interpretation des aggregierten Bewertungsergebnisses ableiten.

In den folgenden Kapiteln wird beschrieben, wie die Bewertung der Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen) und des Produktsystemnutzens für das Untersuchungssystem „KKA“ im Detail vorgenommen wird bzw. wie im Rahmen des Projekts zunächst relevante Umweltwirkungen und entscheidende Einflussgrößen hierauf bestimmt werden.

⁴⁹ Nach ISO 14 045 ist für die ökologische Bewertung die Durchführung einer Ökobilanz vorgegeben. Der Nutzen des Produktsystems kann funktionell, monetär oder auf andere Art bestimmt werden. Auch wenn hierzu eine LCC in der Literatur oft empfohlen wird, ist deren Anwendung nicht zwingend (z. B. wird im Fall von Eco-Innovation bspw. QFD angewandt).

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

3.3. Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen)

Ein wesentlicher Bestandteil der Bestimmung der Ökoeffizienz besteht in der Ermittlung und Bewertung der Umweltwirkung des betrachteten Produktsystems. Gemäß ISO 14 045 ist die Wirkungsabschätzung (zur Bewertung der Umweltwirkungen) nach ISO 14 040 und 14 044⁵⁰ in Form einer Ökobilanz durchzuführen (vgl. Abbildung 3-2).

Ökobilanzen dienen der „Zusammenstellung und Beurteilung der In- und Outputflüsse und der potenziellen Umweltwirkungen eines Produktsystems im Laufe seines Lebenswegs. Unter In- und Outputflüssen versteht man alle Stoff- und Energieflüsse, die in das Produktsystem eingehen, innerhalb des Produktsystems auftreten und aus dem Produktsystem abfließen (z. B. Energie, Rohstoffe⁵¹, Betriebsstoffe, Abfälle, Emissionen, Abwässer)⁵² (vgl. Abbildung 3-3). Das Produktsystem erfasst dabei die „Gesamtheit, der mit einem Produkt über seinen gesamten Lebensweg in Verbindung stehenden Prozesse sowie der zugehörigen stofflichen und energetischen Flüsse.“⁵³ Bestandteil der Ökobilanzierung sind Indikatoren zur Bewertung der mit dem Produktsystem verbundenen Umweltwirkungen einerseits und des Ressourcenverbrauchs andererseits. Mit letzterem werden nicht dessen Umweltauswirkungen erfasst, sondern ökonomische Aspekte des Verbrauchs⁵⁴ und der Verfügbarkeit beschrieben.

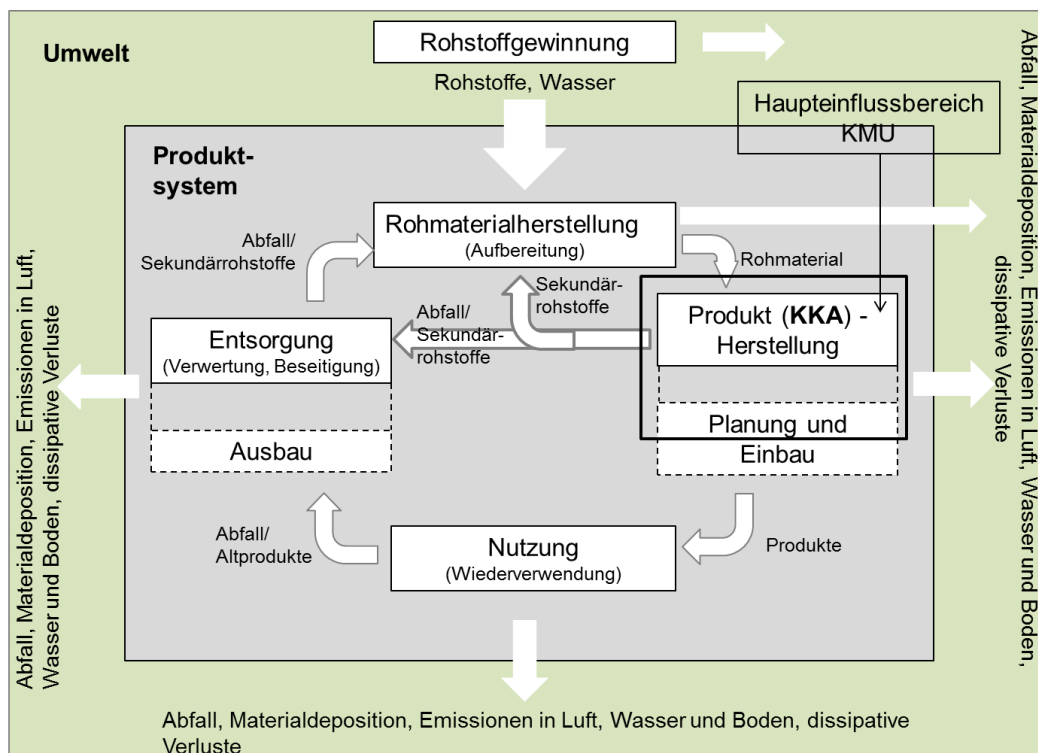


Abbildung 3-3: Abgrenzung des Produktsystems „KKA“ zur Bewertung der Ressourceneffizienz (vgl. Oberender (2015))

⁵⁰ISO 14 045, S. 16.

⁵¹ „Rohstoffe sind stoffliche Ressourcen im Naturzustand, die entnommen werden, um in der Ökonomie genutzt zu werden. Zu ihnen gehören Erze, Mineralien, fossile Energieträger, Biomasse, Boden oder Erde sowie Luft und Wasser“ (Schütz und Bringezu (2008), S. 117).

⁵² ISO 14 040: 2006, S. 7, Kosmol et al. (2012), S. 15.

⁵³ Kosmol et al. (2012), S. 19.

⁵⁴ Vgl. Ciroth (2014).

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Die Effizienz des Ressourceneinsatzes lässt sich nach Ciroth (2014) „in Ökobilanzen über die sogenannte funktionelle Einheit darstellen“. Somit kann die Ökoeffizienzanalyse auch eine Methode zur Bewertung der Ressourceneffizienz darstellen.

Der Begriff Ressource wird hier im Sinne natürlicher Ressourcen verstanden. Natürliche Ressourcen umfassen:⁵⁵

- Erneuerbare und nicht erneuerbare Primärrohstoffe,
- Energieressourcen,
- Physischen Raum (Fläche),
- Umweltmedien (Wasser, Boden, Luft),
- Biodiversität und
- Ökosystemdienstleistungen.

Gemäß Kosmol et al. (2012) ist es „hierbei unwesentlich, ob die Ressourcen als Quellen für die Herstellung von Produkten oder als Senken zur Aufnahme von Emissionen (Wasser, Boden, Luft) dienen“⁵⁶.

Die Inanspruchnahme der Senkenfunktion der Umweltmedien (zur Charakterisierung und Bewertung der Umweltwirkungen) kann über Wirkungskategorien wie das Treibhauspotenzial, angegeben in kg CO₂-Äquivalenten, bewertet werden. Dies ist Gegenstand einer Ökobilanz⁵⁷.

In entsprechender Weise gilt es über den Material- und Energieverbrauch bei Herstellung und Betrieb hinaus, die Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen) für das gesamte Produktsystem „KKA“ (vgl. Abbildung 2-8) sowie dessen zugehörige In- und Outputflüsse zu erfassen und zu bewerten.

3.3.1 Umweltbewertung: Ökobilanz (LCA) und weitere Indikatoren zur Charakterisierung der Ressourceninanspruchnahme

Abbildung 3-4 zeigt die Hauptphasen der Erstellung einer Ökobilanz. Aufbauend auf dem in Kapitel 2.3.2 festgelegten Untersuchungsrahmen und abgegrenztem Untersuchungssystem wird über die Erstellung einer Sachbilanz die Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen⁵⁸) des untersuchten Produktsystems abgeschätzt. Die Ergebnisse der einzelnen Phasen sind jeweils einer Bewertung zu unterziehen. Gegebenenfalls sind diese in einem iterativen Prozess nach Anpassung von Ziel und Untersuchungsrahmen erneut zu ermitteln.

⁵⁵ Kosmol et al. (2012); Oberender (2015)

⁵⁶ Kosmol et al. (2012), S. 22.

⁵⁷ Wenngleich im Rahmen der Ökobilanz die „Senkenfunktion“ als „Output“ erfasst wird.

⁵⁸ Als Senkenfunktion Teil der Ressourceninanspruchnahme.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

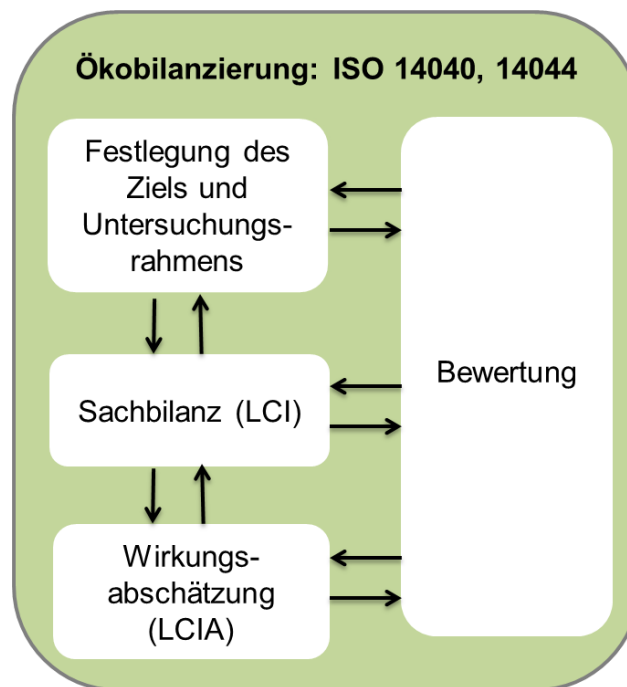


Abbildung 3-4: Hauptphasen der Erstellung einer Ökobilanz gemäß ISO 14 040⁵⁹

Zur Erstellung der Sachbilanz⁶⁰ (LCI) sind alle Input- und Outputströme (Material und Energie) zu ermitteln, die ausgehend von der in Kapitel 2.3 definierten Systemgrenze in das Produktsystem hineingehen bzw. das Produktsystem wieder verlassen (vgl. Tabelle 3.2):

- In einem ersten Schritt wird der direkt mit dem Untersuchungssystem und seinen Bestandteilen gemäß Abbildung 2-8 verbundene Material- und Energieverbrauch erfasst. Dazu werden den in Abbildung 2-8 aufgeführten Systembestandteilen konkrete Angaben zu den in den Bauteilen enthaltenen Materialarten und -mengen (Massenangabe), notwendigen Transportwegen (Längenangabe) und -gewichten (Massenangabe), dem Stromverbrauch in der Nutzungsphase etc. zugeordnet. Die entsprechende Quantifizierung für die verschiedenen Anlagentypen ist in Anhang 1 bis 5 erläutert (Massenbilanz).
- In einem zweiten Schritt sind die Herstellungs- und Behandlungsprozesse (z. B. Herstellungsverfahren, Energieverbrauch und Materialverluste bei der Herstellung, Recyclingquoten), Art der Transportmittel und der Energiebereitstellung (z. B. Größe und Alter der Kraftfahrzeuge, Art des Kraftstoffes, der Bilanzierung zugrundeliegender Strommix) zu benennen. Die diesbezüglichen Annahmen sind in Anhang 15 beschrieben und erfolgen unabhängig von einem bestimmten Anlagentyp.
- Schließlich ist in einem dritten Schritt festzulegen, inwiefern auch die Lebenszyklusphase der Rohstoffgewinnung mit bilanziert und die notwendige Infrastruktur (z. B. Verkehr (Straßen), Energie- und Wasserversorgung) anteilig mit erfasst werden sollen. Diese Annahmen sind (für Vergleiche) unabhängig von einem bestimmten Anlagentyp festzulegen.

⁵⁹ ISO 14 040 (2006), S. 16.

⁶⁰ „Bestandteil der Ökobilanz, der die Zusammenstellung und Quantifizierung von Inputs und Outputs eines Produkts im Verlauf seines Lebensweges umfasst.“ (ISO 14 044: 2006, S. 8)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Darauf aufbauend lassen sich den einzelnen Anlagentypen sowie einzelnen Produktsystembestandteilen und Lebenszyklusphasen Massen- und Sachbilanzergebnisse (vgl. Anhang 1 bis 13) zuordnen.

Tabelle 3-2 Erstellung der Massen- als Basis der Sachbilanz für KKA-Typen (Eigene Darstellung)

Sachbilanz				
Rohstoffgewinnung: Rohstoffe, Wasser				
		Sekundärrohstoffe	Sekundärrohstoffe	
Herstellung:	Planung und Einbau:	Nutzung:	Ausbau:	Entsorgung:
<ul style="list-style-type: none"> Behälter, Technik, Betriebsanleitung (Verpackung) (vorgelagerte Transportprozesse) 	<ul style="list-style-type: none"> Beratung Wasserrechtliche Erlaubnis Lieferung Tief- und Einbau Dichtheitsprüfung (Baugrundgutachten) 	<ul style="list-style-type: none"> Wartung, Überwachung, einschließlich Betriebstagebuch Instandhaltung, einschließlich Entsorgung Klärschlamm-entsorgung Stromverbrauch Wasser-verbrauch (sonstige Betriebs- und Hilfsstoffe) 	<ul style="list-style-type: none"> Ausbau, einschließlich Schmutzwasser/ Schlamm-entsorgung sowie Verfüllen der Baugrube Abtransport 	<ul style="list-style-type: none"> Endbehandlung: Verbrennung, Deponierung, Kompostierung, „Recycling“ (Zwischenbehandlungsstufen einschließlich zugehöriger Transportprozesse)
Anschaffung		Nutzung	End-of-Life	
<ul style="list-style-type: none"> Materialverbrauch, qualitativ und quantitativ für Produkt, pro Bauteil und pro Stoffstrom z.B. PE Gesamtgewicht der Anlage Behältervolumen 	<ul style="list-style-type: none"> Materialverbrauch, qualitativ und quantitativ für Tiefbauarbeiten und Dokumentation Transportprozesse: <ul style="list-style-type: none"> • km (PKW) • tkm (LKW) Wasser-verbrauch 	<ul style="list-style-type: none"> Materialverbrauch, qualitativ und quantitativ für Produkt, pro Bauteil und pro Stoffstrom z.B. PE Recyclinganteil Transportprozesse: <ul style="list-style-type: none"> • km (PKW) • tkm (LKW) Energieverbrauch (Strom) Wasser-verbrauch 	<ul style="list-style-type: none"> Materialverbrauch, qualitativ und quantitativ für Tiefbauarbeiten und Dokumentation Transportprozesse: <ul style="list-style-type: none"> • km (PKW) • tkm (LKW) 	<ul style="list-style-type: none"> Recyclingquote nach Stoffstrom Recyclinganteil nach Stoffstrom (Energierückgewinnung)
<ul style="list-style-type: none"> Herstellungsprozesse Entsorgungsprozesse Ersatzteile, s. Entsorgung Art der Transportmittel und der Energiebereitstellung 				<ul style="list-style-type: none"> Entsorgungsprozesse
Output/Abfälle: Klärschlamm-entsorgung, sonstige Abfälle				

Emissionen

Da die Festlegung der Systemgrenzen und der zu berücksichtigenden In- und Outputströme entscheidenden Einfluss auf die Endergebnisse ausübt, ist die umfassende Dokumentation der getroffenen Annahmen und eine Begründung der Entscheidung für die einzelnen Annahmen für die spätere Nachvollziehbarkeit und Bewertung der Ergebnisse besonders

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

wichtig⁶¹. Entsprechende Informationen sind dem Anhang zu entnehmen und bei der Durchführung einer Ökobilanz stets anzugeben.

3.3.2 Wirkungsabschätzung (Life Cycle Impact Assessment, LCIA)

Zur Bewertung der in der Sachbilanz erfassten „Ressourceninanspruchnahme“ einschließlich resultierender Umweltwirkungen bestehen verschiedene Möglichkeiten. Vor dem Hintergrund des jeweiligen Untersuchungszwecks sind relevante Wirkungskategorien zu benennen bzw. zunächst über einen entsprechenden Bewertungsschritt zu ermitteln. Darauf aufbauend können eine geeignete Bewertungsmethode bzw. relevante Bewertungsindikatoren ausgewählt werden.

3.3.2.1 Relevante Wirkungskategorien

Der zu entwickelnde Standard zur Bewertung der Ökoeffizienz der KKA soll gemäß Definition in Kapitel 3.1 dazu beitragen, bezogen auf den gesamten Lebenszyklus der KKA,

- den Ressourcenverbrauch zu reduzieren,
- die Umweltauswirkungen wie die Emission von Schadstoffen zu verringern und
- den Produkt- und Dienstleistungsnutzen (vgl. Kapitel 3.4) zu verbessern.

Gemäß oben stehender Definition werden Ressourcen hier als natürliche Ressourcen betrachtet, die einerseits als Rohstoffe zur Herstellung von Produkten und andererseits zur Aufnahme von Emissionen dienen.

Zur Reduzierung des Ressourcenverbrauchs gilt es, die mit dem Lebenszyklus der KKA verbundene Material- und Energieintensität zu reduzieren. Empfehlungen der EU im Bereich „Grüne Beschaffung“ für das Anwendungsgebiet Abwasserentsorgung fordern aufgrund seiner relativ hohen Umweltrelevanz und dem akzeptablen Datenerhebungsaufwand diesbezüglich Angaben zum Energieverbrauch während der Nutzungsphase⁶² ein. Zusätzlich können je nach Projektanforderung weitere Bewertungskriterien zum Beispiel zum Materialeinsatz in Bau und Betrieb sowie dessen Entsorgung Berücksichtigung finden⁶³. Im Rahmen des Projekts werden für den gesamten Lebenszyklus der KKA für die einzelnen Lebenszyklusphasen und Systembestandteile gemäß Abbildung 2-8 bzw. Anlagentypen gemäß Tabelle 2-6 Daten zum Material- und Energieverbrauch erfasst (vgl. Massenbilanz im Anhang 1 bis 5). Über die mit dem Material- und Energieverbrauch verbundene Rohstoffentnahme werden zusätzlich u. a. Materialverluste bei der Herstellung eines Produkts abgebildet.

Giegrich et al. (2012) beschreiben zur Charakterisierung der Rohstoffentnahme den Indikator „Kumulierter Rohstoffaufwand“ (KRA). Dieser lässt sich anhand der Sachbilanzergebnisse der Ökobilanzierung abschätzen und beschreibt die „Summe der zur Bereitstellung eines

⁶¹ ISO 14 040, S. 15.

⁶² Vgl. EU (2013a), EU (2013a) fordern insbesondere Angaben zu:

- Emissionen gefährlicher Stoffe und Nährstoffe,
- Emissionen im Rahmen der Schlammverbrennung,
- dem mit dem Abwasserinfrastruktursystem verbundenen Wasserverbrauch und
- dem Energieverbrauch während der Nutzungsphase.

Die Bewertung der resultierenden Umweltwirkungen ist nicht Bestandteil dieser Empfehlungen.

⁶³ Vgl. hierzu auch DWA (2014).

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Produkts eingesetzten Rohstoffmengen entlang der Wertschöpfungskette⁶⁴. Gebräuchliche Einheit ist Tonne pro Tonne. Der KRA umfasst alle zur Herstellung und zum Transport eines Produkts aufgewendeten Rohstoffe, inklusive der Energierohstoffe. Nicht wirtschaftlich verwendete Stoffe und Stoffgemische, wie die nicht verwertete Entnahme, bleiben unberücksichtigt^{65, 66}. Anhand der zugehörigen Sachbilanzen wird für die betrachteten Anlagentypen für die einzelnen Lebenszyklusphasen und eingesetzten Materialien der KRA und die Prozesse der kumulierte Energieaufwand (KEA) abgeschätzt. KRA und KEA geben Hinweise zur Abschätzung der mit dem Material- und Energieverbrauch des Lebenszyklus der KKA verbundenen Ressourceninanspruchnahme. Kritik wird nach Giegrich et al. (2012) jedoch u. a. daran geübt, inwieweit der verwendete Rohstoffindikator Informationen zur sparsamen und effizienten Nutzung knapper Ressourcen liefern könne und inwiefern er geeignet ist, die mit dem Rohstoffverbrauch verbundenen Umweltwirkungen wiederzugeben. Auch spiegelt der Material- und Energieverbrauch nicht automatisch die damit verbundene Rohstoffentnahme bzw. den kumulierten Rohstoffaufwand wider. Neben der Menge ist hier auch die Materialart von Bedeutung.

Zur Erfassung von Rohstoffknappheiten kann im Zusammenhang mit Ökobilanzen für Produkte bspw. das knappheitsgewichtete Rohöläquivalent herangezogen werden, bei dem für fossile Energieträger die statische Reichweite des jeweiligen Energieträgers zu Grunde gelegt wird⁶⁷. Zur Abbildung und vergleichenden Bewertung der Ressourceninanspruchnahme (hier insbesondere des Materialverbrauchs) wird im Rahmen des Projekts auf eine Wirkungskategorie der LCIA-Methode CML⁶⁸ zurückgegriffen, die die unterschiedliche Knappheit⁶⁹ von Ressourcen (Materialarten) widerspiegelt. So wie die Treibhauswirkung auf kg CO₂-Äquivalente bezogen wird, hat es sich als Konvention eingebürgert, Ressourcenknappheit bspw. auf das Element Antimon (Sb) zu beziehen. Um die Knappheit der eingesetzten Materialien in der Bewertung berücksichtigen zu können, wird der Materialverbrauch deshalb zusätzlich zur Massenangabe in kg und als KRA in kg Antimonäquivalenten⁷⁰ angegeben.

⁶⁴ Kosmol et al. (2012), S. 12.

⁶⁵ Kosmol et al. (2012), S. 12.

⁶⁶ Im Rahmen der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie werden zum Thema Ressourcenschonung die Indikatoren Energie- und Rohstoffproduktivität definiert. (Schütz und Bringezu (2008))

⁶⁷ Giegrich et al. (2012), S.24.

⁶⁸ Die CML-Methode wurde vom Centrum voor Milieukunde der Universität Leiden (CML) erarbeitet. Gemäß ILCD-Handbuch: „Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context“ wird zur Charakterisierung der Wirkungskategorie „Verbrauch mineralischer und fossiler Ressourcen“ die Anwendung der LCIA-Methode CML 2002 empfohlen (EU (2011), S. 5.). Im Rahmen der LCIA-Methode CML wird der Verbrauch abiotischer Ressourcen folgendermaßen gemessen: „This impact category indicator is related to extraction of minerals and fossil fuels (kg antimony equivalents/kg extraction) based on concentration reserves and rate of de-accumulation. The geographic scope of this indicator is at global scale“ (Pré (2015)). Vgl. auch Ciroth (2014).

⁶⁹ Knappheit wird hier und im weiteren Bericht nicht im ökonomischen Sinne, sondern in Verbindung mit der Verfügbarkeit der natürlichen Ressourcen verstanden.

⁷⁰ „Abiotic depletion (elements, ultimate reserves) is related to extraction of minerals due to inputs in the system. The Abiotic Depletion Factor (ADF) is determined for each extraction of minerals (kg antimony equivalents/kg extraction) based on concentration reserves and rate of deaccumulation.“ (Beschreibung entnommen aus den programminternen Erläuterungen der Software „SimaPro, 8.03.14“, Methode: CML-IA baseline)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Die Knappheit von Rohstoffen fließt auch in die Beurteilung der Kritikalität von Rohstoffen ein⁷¹. Konzeptionell bezieht sich die Definition sog. kritischer Rohstoffe auf die Beschreibung von Risiken in der Versorgung mit wirtschaftlich bedeutsamen Rohstoffen. Die Rohstoffknappheit stellt hierbei nur einen Einflussfaktor neben anderen dar. Die mit der Rohstoffentnahme und –verarbeitung verbundenen Umweltwirkungen werden hier nicht berücksichtigt. Es wird geprüft, inwiefern die Sachbilanzergebnisse Hinweise auf die Verwendung sog. kritischer Rohstoffe liefern (vgl. Kapitel 4.2.2).

In Verbindung mit dem Rohstoff- bzw. Material- und Energieverbrauch entstehen Umweltauswirkungen, die über die Quantifizierung der Material- und Energieintensität allein nicht sichtbar werden. UBA (2000)⁷² empfiehlt im Rahmen einer Ökobilanz Aussagen zu folgenden Wirkungskategorien:

- Treibhauseffekt,
- Abbau des stratosphärischen Ozons,
- Photochemische Oxidantienbildung,
- Eutrophierung,
- Versauerung,
- Beanspruchung fossiler Ressourcen (z. B. von Rohstoffen und fossilen Energieträgern),
- Naturraumbeanspruchung,
- direkte Gesundheitsschädigung (durch gesundheitsgefährdende Stoffe oder Lärm) und
- direkte Schädigung von Ökosystemen.

Diese Kategorien entsprechen (abgesehen von der Naturraumbeanspruchung) auch den Anforderungen der EU im Bereich der Umweltproduktdeklaration (EPD)⁷³.

Angaben zur Bewertung der aus der Ressourceninanspruchnahme resultierenden Umweltwirkungen können sich also auf Wirkungskategorien wie den Beitrag zum Treibhauseffekt (gemessen in resultierenden kg CO₂-Äquivalenten) oder zur Eutrophierung von Gewässern⁷⁴ (gemessen in kg PO₄³⁻-Äquivalenten) oder auf die Schädlichkeit z. B. für die menschliche Gesundheit⁷⁵ (gemessen z. B. in DALY⁷⁶) oder für Ökosysteme (gemessen z. B. in PDF x m² x Jahr⁷⁷) beziehen.

⁷¹ Zur Thematik Kritikalität und Ressourcenstrategie in Unternehmen vgl. Tuma et al. (2014), Erdmann et al. (2011).

⁷² Vgl. Environdec (2013).

⁷³ Zusätzlich werden hier differenzierte Angaben zur Erfassung der Ressourceninanspruchnahme eingefordert. (Environdec (2013), Ritthoff et al. (2002))

⁷⁴ Sog. Midpoint-Kategorien, im weiteren Bericht als Wirkungskategorien bezeichnet.

⁷⁵ Sog. Endpoint-Kategorien, im weiteren Bericht als Schadenskategorien bezeichnet.

⁷⁶ DALY (Disability adjusted life years): Ein DALY wird als ein verlorenes "gesundes" Jahr interpretiert. Mit der Summe aller DALYs im Gesamtschnitt einer Bevölkerung lässt sich die Differenz zwischen dem aktuellen Gesundheitsniveau und dem idealen Gesundheitsniveau bestimmen, auf dem die gesamte Bevölkerung einen hohen Altersdurchschnitt erreichen könnte, ohne das Auftreten von Krankheiten und Behinderungen. DALY bildet sich aus der Summe von Jahren verlorenen Lebens aufgrund frühzeitigen Todes und Jahren, die Menschen mit einer Behinderung oder den Konsequenzen einer Krankheit verlieren. (Eigene Übersetzung nach WHO (2016))

⁷⁷ PDF=Potentially Disappeared Fraction (of species).

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Zur „Übersetzung“ der Sachbilanz in die genannten Wirkungskategorien existieren mehrere methodische Ansätze, die sich grundsätzlich ähnlich sind, im Detail allerdings Unterschiede bezüglich der Anzahl der berücksichtigten Wirkungskategorien, den für die einzelnen Wirkungskategorien verwendeten Indikatoren, den Möglichkeiten der Aggregation der Bewertungsergebnisse der verschiedenen Wirkungskategorien und den bereits integrierten Optionen zur Normierung⁷⁸ unterscheiden. Grundsätzlich ist für den angestrebten Zweck und den dafür gewählten Untersuchungsrahmen der Ökoeffizienzbewertung bzw. Ökobilanz immer zu entscheiden, welche Wirkungskategorien Berücksichtigung finden sollen und welchen Wirkungskategorien ggf. ein besonders hohes Gewicht beigemessen werden soll⁷⁹. Aus den sehr vielfältigen Möglichkeiten der Kombination haben sich aber einige als besonders günstige methodische Ansätze etabliert. Zu diesen liegen inzwischen Daten für Umweltwirkungen in großem Umfang vor. Die existierenden methodischen Ansätze⁸⁰ werden auf Eignung für den vorliegenden Untersuchungszweck geprüft (vgl. Anhang 27 und 28).

Da für die Wasserwirtschaft und den hier angestrebten Untersuchungszweck den Autoren keine geeigneten Vorgaben oder Empfehlungen zur Auswahl bestimmter Wirkungskategorien und -indikatoren⁸¹ bekannt sind, soll zunächst auf eine Bewertungsmethode zurückgegriffen werden, die eine große Bandbreite an Wirkungskategorien abbildet und den Anforderungen des Umweltbundesamtes⁸² und der EU⁸³ entspricht. Damit wird auch eine umfassende Bewertung des Lebenszyklus „KKA“ gewährleistet. Dazu wird aus den verfügbaren Bewertungsmethoden IMPACT 2002+ ausgewählt.

Mit IMPACT 2002+ steht eine Bewertungsmethode zur Verfügung, die die oben genannten Wirkungskategorien als auch Schadenskategorien umfasst und Möglichkeiten der Aggregation der Bewertungsergebnisse der einzelnen Wirkungs- oder Schadenskategorien sowie der Normierung beinhaltet. Diese Bewertungsmethode wird deshalb zur Bewertung der Umweltwirkungen im Rahmen des Projekts zur Ökoeffizienzanalyse verwendet.

Außerdem wird untersucht, inwiefern die Wirkungskategorie „Treibhauspotenzial“ in kg CO₂-Äquivalenten als verbreiteter und auch Nichtfachleuten verständlicher Einzelindikator auf ein vergleichbares Ergebnis führt wie eine umfassende ökobilanzielle Bewertung und somit als Bewertungsmaßstab ggf. bereits ausreichend repräsentativ ist (vgl. Kapitel 4.1.4). Das Treibhauspotenzial wird (über IMPACT 2002+) anhand von IPCC-Modellen in kg CO₂-Äquivalenten bewertet.

Zur näheren Charakterisierung und Bewertung des Materialverbrauchs wird der mit ihm verbundene Rohstoffverbrauch über den KRA und den genannten Knappheitsindikator gemessen. Außerdem werden aufbauend auf der Bewertung unter Verwendung der LCIA-Methode IMPACT 2002+ zur Erfassung produktsystemspezifischer Umweltwirkungen, die

⁷⁸ Die Normierung zielt darauf ab, „ein besseres Verständnis der relativen Größenordnung jedes Indikatorwerts des zu untersuchenden Produktsystems zu erreichen“. Die Normierung stellt einen optionalen Bewertungsschritt dar und kann dazu eingesetzt werden, „Informationen über die relative Bedeutung“ der Indikatorwerte bereitzustellen. (ISO 14 044, S. 41)

⁷⁹ Vgl. ISO 14 044.

⁸⁰ Siehe hierzu EU (2010), Wolf et al. (2012).

⁸¹ Vgl. z. B. Corominas et al. (2013).

⁸² UBA (2000)

⁸³ Environdec (2013)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

aus dem Verbrauch der verschiedenen Materialien resultieren, für die einzelnen Materialien ausgewählte Umweltwirkungen dargestellt und unter Beachtung des produktsystemspezifischen Umfangs des Einsatzes des jeweiligen Materials diejenigen Stoffströme identifiziert, denen bzgl. der Ressourceninanspruchnahme die größte Bedeutung zukommt.

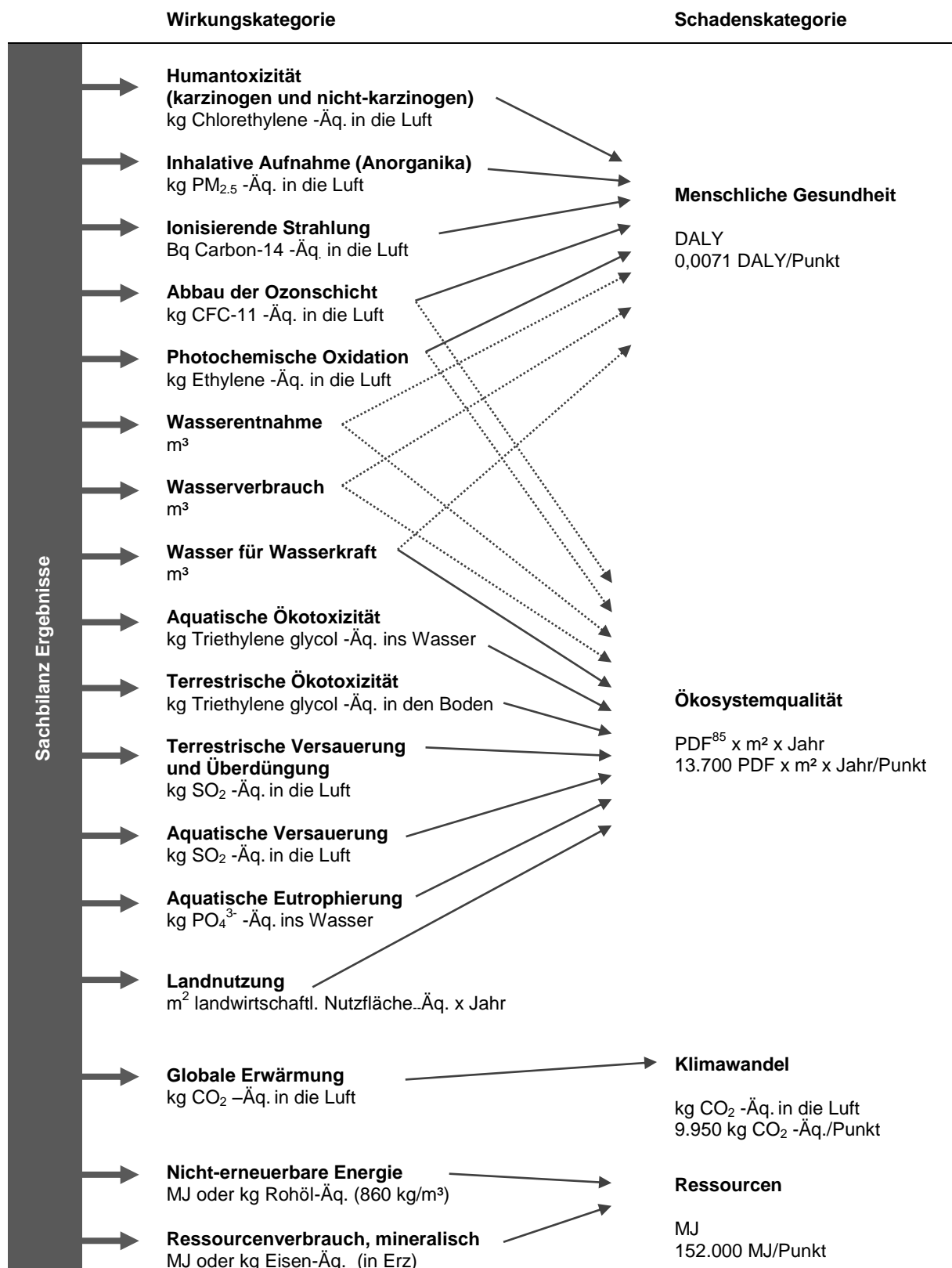
3.3.2.2 Kurzcharakterisierung der genutzten LCIA-Methode

IMPACT 2002+ kombiniert verschiedene methodische Ansätze zur Charakterisierung von Umweltwirkungen: Impact 2002, Eco-Indicator 99, CML und IPCC⁸⁴. Aufbauend auf den in Tabelle 3-3 genannten Wirkungskategorien werden die ebenfalls in dieser Tabelle benannten Schadenskategorien: „Ressourcen“, „Ökosystemqualität“, „Menschliche Gesundheit“ und „Treibhauspotenzial“ gebildet. Humbert et al. (2012) empfehlen die vier Schadenskategorien separat abzubilden und keine weitere Aggregation vorzunehmen.

⁸⁴ Humbert et al. (2012)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Tabelle 3-3: Wirkungs- und Schadenskategorien bei IMPACT 2002+ (Humbert et al. (2012))



⁸⁵ "Potentially Disappeared Fraction (of species) over a certain amount of m² during a certain amount of year [...] The PDF x m² y represents the fraction of species disappeared on 1 m² of earth surface during one year." (Humbert et al. (2012), S. 5, 6)"

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Durch eine Normierung kann aufgezeigt werden, welche „Wirkungsintensität“ ein Indikator im Vergleich zu einem bestimmten Referenzwert hat.⁸⁶ Somit können Informationen zur relativen Bedeutung der Indikatorwerte bereitgestellt werden. Die Normierung erfolgt durch Division mit einem bestimmten Referenzwert.⁸⁷ In IMPACT 2002+ erfolgt die Normierung eines Indikatorwerts in Relation zum Gesamtwert der betrachteten Schadenskategorie. Der Normierungsfaktor wird hier gebildet, indem der Gesamtwert der jeweiligen Kategorie durch die Bevölkerungszahl in der EU geteilt wird⁸⁸. Das Indikatorergebnis der jeweiligen Wirkungs- oder Schadenskategorie wird somit ins Verhältnis gesetzt zur zugehörigen durchschnittlichen Wirkung eines EU-Bürgers bezogen auf diese Wirkungs- oder Schadenskategorie. Zur Normierung wird der Indikatorwert der jeweiligen Schadenskategorie durch den entsprechenden Normierungsfaktor (vgl. Tabelle 3-4) dividiert.

Tabelle 3-4: Vorgehensweise bei der Normierung der Umweltwirkungen, vgl. Humbert et al. (2012)

Schadens- kategorie	Normierungs- faktor, Version 2.1	Einheit	Ergebnis einer Schadens- abschätzung (Beispiel⁸⁹)	Normierter Wert in Punkten (für das Beispiel)
Menschliche Gesundheit	0,0071	DALY/Punkt	0,004	0,56
Ökosystem- qualität	13.700	PDF m ² y/Punkt	1.452,2	0,106
Klimawandel	9.950	kg CO ₂ in die Luft/Punkt	13.000	1,31
Ressourcen	152.000	MJ/Punkt	224.960	1,48

Ein normierter Wert von einem Punkt entspricht der Auswirkung (Emissionen und Ressourcenkonsum bzw. den daraus resultierenden Schädwirkungen⁹⁰) einer Person pro Jahr in Europa innerhalb der betrachteten Schadenskategorie. Die normierten Werte in der rechten Spalte der Tabelle 3-4 zeigen somit an, in welcher Relation die Wirkungen des betrachteten Systems oder –teils zu den Wirkungen bezogen auf alle Aktivitäten eines EU-Bürgers pro Jahr stehen. Einem System(-teil) zugeordnete 0,17 Punkte bedeuten somit, dass dieses Teil des Produktsystems 17 % der jährlichen Umweltwirkungen eines EU-Bürgers ausmacht. Bezogen auf diese Relation wird schließlich die Aggregation der verschiedenen Schadenskategorien ermöglicht.⁹¹

3.3.3 Untersuchung relevanter Einflussgrößen und Bewertungskriterien der Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen)

Zur Bestimmung relevanter Einflussgrößen auf die Ökoeffizienz von KKA und relevanter Bewertungskriterien zur Beurteilung der Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen) werden Voruntersuchungen des Produktsystems „KKA“ anhand der in

⁸⁶ Vgl. Goedkoop et al. (2013).

⁸⁷ ISO 14 044, S. 41.

⁸⁸ Die Normierung bezieht sich für die verschiedenen Wirkungskategorien auf unterschiedliche Bezugsgrößen (berücksichtigte Länder der EU). Vgl. hierzu Humbert et al. (2012), S. 16, 17.

⁸⁹ Anlagentyp A1, vgl. Kapitel 4.

⁹⁰ Für eine differenziertere Erläuterung siehe bspw. Humbert et al. (2012).

⁹¹ Vgl. Humbert et al. (2012).

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Tabelle 3-5 genannten Bewertungskriterien durchgeführt. Die Bewertungsergebnisse werden in Kapitel 4 vorgestellt.

Tabelle 3-5: Kriterien für die Voruntersuchung zur Bewertung der Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen) des Produktsystems „KKA“ (Eigene Darstellung)

Systemabgrenzung (differenziert nach Material- und Energieverbrauch sowie Prozessen)		Gesamtlebenszyklus (vgl. Abbildung 2-8)				
		Herstellung: Behälter, Technik, Betriebsanleitung Herstellungs- prozesse	Planung und Einbau: Tiefbaumaterial, Dokumentation, Wasserverbrauch, Transport (LKW), Anfahrt (PKW)	Nutzung: Stromverbrauch, Ersatzteile, Entsorgungs- prozesse, Laborchemikalien, Wasserverbrauch, Schlammfall, Schlamm- behandlung, Dokumentation, Anfahrt (PKW), Transport (LKW)	Ausbau: Tiefbaumaterial, Dokumentation, Schlamm- behandlung, Transport (LKW)	Entsorgung: Behälter, Technik, Betriebsanleitung, Transport, Entsorgungs- prozesse
Ökobilanz						
Gesamtwirkung, IMPACT 2002+, normiert						
Schadenspotenzia (-kategorien), normiert in Pt _i	Treibhauspotenzial	Gesamtphase und Aufteilung nach Bausteinen	Gesamtphase und Aufteilung nach Bausteinen	Gesamtphase und Aufteilung nach Bausteinen	Gesamtphase und Aufteilung nach Bausteinen	Gesamtphase und Aufteilung nach Bausteinen
	Menschliche Gesundheit					
	Ökosystemqualität					
	Ressourcen					
CML ILCD	/ Rohstoffknappheit in kg Sb-Äquivalenten					
Kumulierter Energieaufwand (KEA) MJ/kg		Gesamtphase und Aufteilung nach Material und Prozessen	Gesamtphase und Aufteilung nach Material und Prozessen	Gesamtphase und Aufteilung nach Material und Prozessen	Gesamtphase und Aufteilung nach Material und Prozessen	Gesamtphase und Aufteilung nach Material und Prozessen
Sachbilanz						
Input	Rohstoffe (in kg)	Gesamtphase	Gesamtphase	Gesamtphase	Gesamtphase	Gesamtphase
	Kritische Rohstoffe (in kg)					
	Kumulierter Rohstoffaufwand ² (KRA) in kg/kg (Rohstoffe aus der Sachbilanz über die Massenangabe nach Stoffströmen)	Behälter, Technik, Betriebsanleitung (jeweils Material)	Tiefbaumaterial Dokumentation_ Material	Ersatzteile_ Material, Dokumentation_ Material	Tiefbaumaterial Dokumentation_ Material	
Massenbilanz (jeweils bezogen auf vier EW über 25 Jahre)						
Input	Materialverbrauch (mit Stoffstrom- und Massenangabe) ³	Behälter, Technik, Betriebsanleitung	Tiefbaumaterial Dokumentation	Ersatzteile Dokumentation Laborchemikalien	Tiefbaumaterial Dokumentation	
	Netto-Materialverbrauch (Materialverbrauch abzüglich Material, recycelt in kg nach Stoffströmen ⁴)			Ersatzteile		Behälter, Technik
	Wasserverbrauch in m ³		Dichtheitsprüfung	Auffüllen bei Schlammabfuhr		
	Stromverbrauch			Stromverbrauch in kWh		
	Transportprozesse (mit Angabe von Entfernung, Transportmittel und -gewicht)		Lieferung, Anfahrten	Anfahrten, Schlammabfuhr	Lieferung, Abtransport, Schlammabfuhr	Lieferung, Material nach Stoffströmen
Out-put	Klärschlammfall	-	-	anlagentyp- spezifisch in m ³	Entleerung, anlagentyp- spezifisch in m ³	-
	Recyclinganteil (Massenangabe mit durchschnittlicher Recyclingquote pro Stoffstrom ⁴)			Ersatzteile		Behälter, Technik

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

¹ Zusätzlich werden auch die einzelnen Umweltwirkungen betrachtet.
² Abgeschätzt aus der Sachbilanz der verschiedenen Anlagentypen.
³ Der Materialverbrauch (aufgeteilt nach Stoffströmen) wird für die verschiedenen Anlagen mit folgenden Umrechnungsfaktoren berechnet: nach Treibhauspotenzial in kg CO₂-Äquivalenten, nach Knappheit in kg Sb-Äquivalenten, nach KEA in MJ, nach Impact 2002 + in Pt.
⁴ Wird auch für den Stoffstrom Papier abgebildet, hier jedoch aufgrund geringer Bedeutung (geringe Massenanteile) nicht mit aufgeführt.

Zusätzlich werden umfangreiche Korrelationsanalysen ausgewählter Wirkungs- und Schadenskategorien untereinander und mit in der Praxis leicht zugänglichen Daten wie Massenbilanz, technische Daten wie Behältergröße und –gewicht und umweltrelevanten Rahmenbedingungen durchgeführt. Darauf aufbauend wird in Kapitel 4 bzw. Kapitel 7 eine Auswahl von Indikatoren vorgeschlagen, die die relevantesten Umweltwirkungen bzw. Einflüsse auf die Ökoeffizienz des Lebenszyklus der KKA erfassen und einfach, mit in der Praxis vorhandenen Datenbeständen bestimmbar sind, sowie ein Vorschlag zu deren Aggregation unterbreitet. Damit wird die Anwendung des entwickelten Bewertungsstandards in der Praxis ermöglicht.

3.4. Bewertung des Produktsystemnutzens

Während in der ISO 14 045 festgelegt wird, dass die Umweltbewertung über eine Ökobilanz zu ermitteln ist, bleibt die Methode zur Bewertung des Produktsystemnutzens offen. Einerseits kann ein Produktsystem verschiedene Nutzenaspekte wie funktionaler, monetärer und ästhetischer Nutzen umfassen. Andererseits hängt der Nutzen eines Produktsystems von der Perspektive des jeweiligen Akteurs und der jeweiligen Entscheidungssituation ab. So „ist [als erster Schritt der Bewertung] zu beschreiben, welcher Nutzen für welche der Anspruchsgruppen definiert wird, welche Art von Nutzen zugrunde gelegt wird und welche Verfahren zur Bestimmung des Produktsystemnutzens bei der Bewertung anzuwenden sind“⁹². In der Praxis ist der tatsächliche Nutzen schwer zu ermitteln.

Abbildung 3-5 benennt mögliche Ansatzpunkte zur Bestimmung des Produktsystemnutzens aus Sicht der Hersteller und der Kunden (Betreiber).

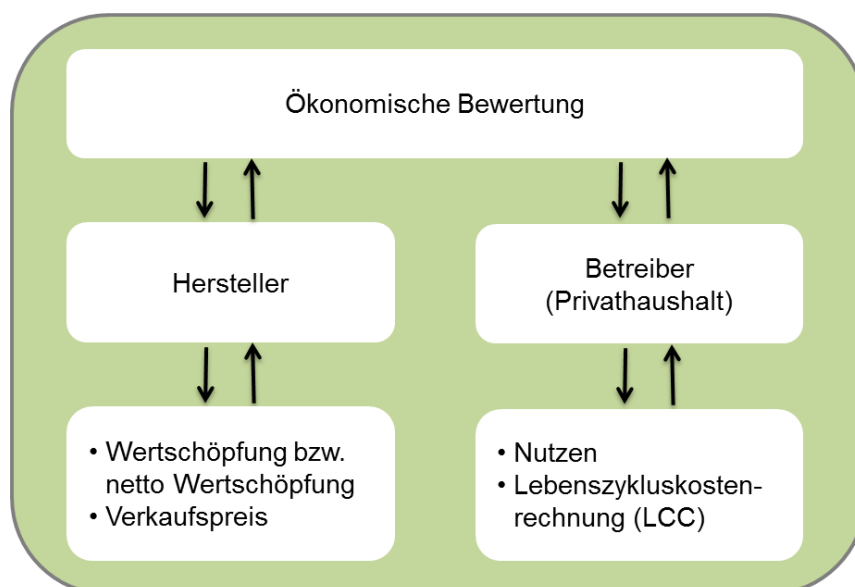


Abbildung 3-5: Ökonomische Bewertung aus Hersteller- und Betreiberperspektive (Eigene Darstellung)

⁹² ISO 14 045

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Im Zusammenhang mit der Ökoeffizienzbewertung wird oft von der Lebenszykluskostenrechnung (LCC) als die geeignete ökonomische Bewertungsmethode in Ergänzung zur Ökobilanz ausgegangen. Eine LCC setzt voraus, dass der Kaufpreis eine geeignete Näherungsangabe des Produktnutzens für den Betreiber ist. Vor allem bei Konsumgütern sind aber nicht-monetäre Aspekte wie Ästhetik, empfundene Qualität und Leistung von Bedeutung bei einer Kaufentscheidung.

Darüber hinaus kann die Bewertung anhand von Kosten ein irreführendes Sicherheitsgefühl vermitteln. Kosten bzw. Preise werden von vielen Faktoren (z. B. Rohstoffpreise, Devisenmarkt, Marketingstrategie) entlang der Wertschöpfungskette beeinflusst und besitzen somit eine begrenzte räumliche und zeitliche Gültigkeit. Die Allokation von Kosten (insbesondere Fixkosten) zwischen verschiedenen Produkten eines Herstellers kann große Auswirkungen auf die Ergebnisse der LCC haben. Zusätzlich kann der Zugang zu Kostendaten schwierig sein und den Vergleich von Produkten verschiedener Hersteller erschweren. So können Kosten im Frühstadium der Produktentwicklung oft noch nicht genau abgeschätzt werden. Wertschöpfungsanalysen greifen in sensible betriebswirtschaftliche Rechnungen eines Unternehmens ein und werden von diesen in der Regel nicht offengelegt.

Im Rahmen des Projekts wird der Nutzen des Produktsystems „KKA“ sowohl über eine LCC (vgl. Kapitel 3.4.1 und 5) als auch verschiedene Qualitätsindikatoren (vgl. Kapitel 3.4.2 und 6.3) ermittelt.

3.4.1. Lebenszykluskostenrechnung

Im Vergleich zur Ökobilanz existiert für die LCC noch kein etablierter Untersuchungsrahmen⁹³. Hunkeler et al. (2008) unterscheiden drei verschiedene LCC-Ansätze:

- Die konventionelle LCC erfasst lediglich interne Kosten, die vom jeweiligen Akteur direkt getragen werden müssen. Nicht berücksichtigt werden externe Kosten, die zu Lasten anderer Akteure oder der Gesellschaft gehen.
- Die Umwelt-LCC (Environmental LCC) betrachtet zusätzlich externe Kosten, die in einer vorhersehbaren Zukunft innerhalb des betrachtenden Zeitraums für den Akteur internalisiert werden müssen.
- Die volkswirtschaftliche LCC betrachtet zusätzlich Kosten, die auch in der Zukunft von der Gesellschaft getragen werden müssen.

Swarr et al. (2011) unterscheiden drei Akteursgruppen: Produzent, Konsument und Gesellschaft. Aus Perspektive der Produzenten stehen die Produktlebenszyklusphasen⁹⁴ Forschung und Entwicklung sowie Herstellung im Fokus. Diese können z. B. mit Hilfe von Wertschöpfungs- bzw. Netto- Wertschöpfungsanalysen bewertet werden. Aus Konsumentensicht sind ausschließlich Anschaffungs- und Nutzungsphase sowie ggf. die Entsorgungsphase von Bedeutung für die Kaufentscheidung. Die gesellschaftliche Perspektive umfasst auch Externalitäten über den gesamten Lebenszyklus, die von der Gesellschaft getragen werden müssen, wobei die Entsorgungsphase mit zu berücksichtigen ist und somit stärker in den Vordergrund tritt.

⁹³ Rebitzer und Hunkeler (2003), Swarr et al. (2011), Heijungs et al. (2013)

⁹⁴ Vgl. Kapitel 2.3.2.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Im Rahmen des Projekts wird für die Ermittlung der Lebenszykluskosten die Perspektive der Betreiber der KKA also der Privathaushalte eingenommen. Es werden alle Kosten, die über den Lebenszyklus des Produkts von diesem Akteur getragen werden müssen, berücksichtigt. Es wird angenommen, dass die Anschaffung von KKA komplett über Privatvermögen finanziert wird. Es wird eine durchschnittliche Inflationsrate von 1,5 % über die Lebenszyklusdauer angesetzt. Trotz des langen betrachteten Zeitraums von 25 Jahren wird keine Diskontierung vorgenommen⁹⁵. Die genaue Beschreibung weiterer Annahmen zu den einzelnen Kostenpositionen für die jeweiligen Anlagentypen sowie die Sensitivitätsanalyse befindet sich im Anhang 29, 31.

Für die Durchführung einer LCC kann der in Abbildung 3-6 dargestellte Untersuchungsrahmen in Anlehnung an die ISO 14 040 (Ökobilanz) verwendet werden⁹⁶. Erfolgt die LCC wie im vorliegenden Fall in Verbindung mit einer Umweltbewertung (hier Ökobilanz) ist auf eine einheitliche, vergleichbare Systemabgrenzung bei beiden Bilanzierungen zu achten⁹⁷. Für die verschiedenen LCC-Ansätze und –perspektiven werden sich diese Systemabgrenzungen nicht einheitlich darstellen.

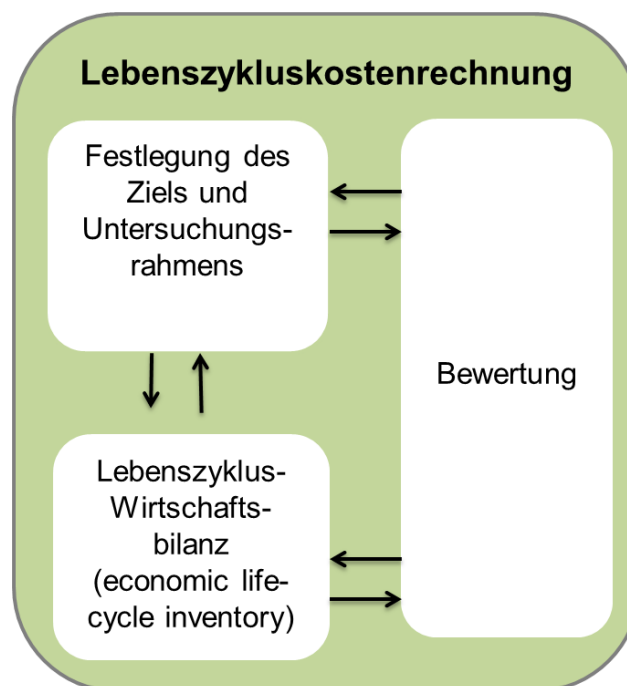


Abbildung 3-6: Untersuchungsrahmen für die Lebenszykluskostenrechnung (Eigene Darstellung)

In Anlehnung an Abbildung 2-8 und Tabelle 3-2 werden die Kosten den fünf Lebenszyklusphasen Kauf, Planung und Einbau, Nutzung, Ausbau und Verfüllen der Baugrube sowie Entsorgung zugeordnet (vgl. Abbildung 3-7). Auf eine Ausdifferenzierung

⁹⁵ Bei Privathaushalten wird mit der Diskontierung die Zeitpräferenz der Bürger berücksichtigt (vgl. zum Beispiel Mühlenkamp 1994, S. 166ff.). Zur Ableitung der Zeitpräferenz orientiert man sich i.d.R. am Ertrag von langfristigen Staatsanleihen als risikolose Kapitalanleihen (Mühlenkamp 1994, S. 182). Aktuell liegen die inflationsbereinigten Erträge derartiger Anleihen deutlich unter 1 % und eher bei Null. Zugleich zeigen die Sensitivitätsanalysen, dass die Diskontierung keinen bedeutsamen Einfluss auf die Ergebnisse hat (vgl. Anhang 31). Aus diesem Grund wird keine Diskontierungsrate angesetzt.

⁹⁶ Swarr et al. (2011)

⁹⁷ Rebitzer und Hunkeler (2003)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

von Kosten nach einzelnen Bauteilen wird verzichtet. Differenziert wird jedoch in der Herstellungsphase zwischen den Kosten für die Behälter und die restlichen Anlagenteile („Technik“).

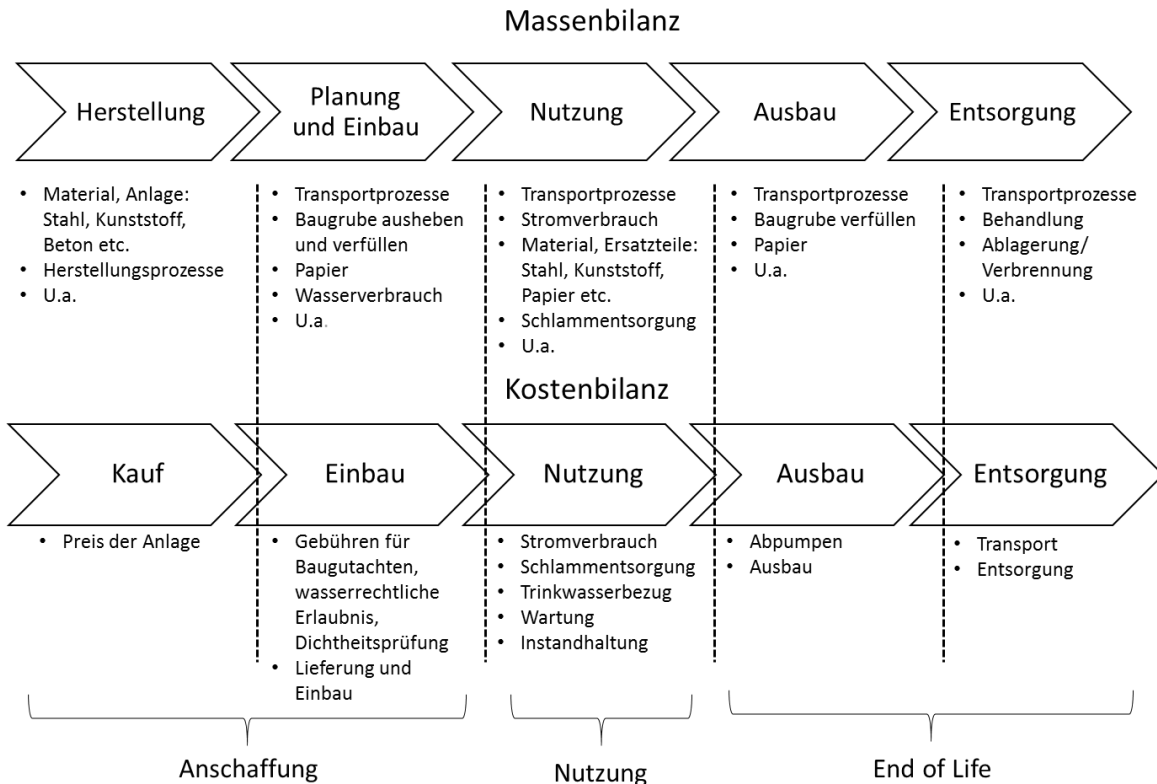


Abbildung 3-7: Systemabgrenzung der Gesamtkosten über den Lebenszyklus aus Betreiberperspektive (Eigene Darstellung)

3.4.2. Produktleistung und Qualität

Alternativ oder ergänzend zur LCC können zur Bewertung des Produktsystemnutzens Kriterien zur Produktleistung oder -qualität herangezogen werden⁹⁸. Wenn möglich sollte aber die Produktleistung bereits über die funktionelle Einheit erfasst werden. Im vorliegenden Fall besteht sie wie in Kapitel 2.3.3 beschrieben „in der Behandlung häuslichen Schmutzwassers definierter Qualität und Menge zur Qualität gemäß geforderter Ablaufklasse, hier C“ und ist gemäß den getroffenen Annahmen in Kapitel 2 als für alle Anlagen identisch zu bewerten.

Demgegenüber können sich bezüglich der Produkt- und Dienstleistungsqualität Unterschiede zeigen. Qualität ist kein einheitlich verwendeter Begriff⁹⁹. Je nach Definition kann Qualität als ein objektiv messbares Konzept, indem Merkmale wie technische Konformität von zentraler Bedeutung sind, oder zur Abbildung subjektiver Präferenzen verstanden werden.

Zur Erfassung der Produktqualität von KKA können folgende Aspekte Berücksichtigung finden:

- Zuverlässigkeit: niedrigere Störungsanfälligkeit, Einhalten der Ablaufwerte,

⁹⁸ EEA (1999)

⁹⁹ Zum Qualitätsbegriff vgl. Garvin (1984).

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

- Kundenservice: z. B. Fernüberwachung und
- Kundenfreundlichkeit (gemessen am Aufwand für den Betreiber für Sichtkontrollen, Wartungsaufwand, Wechsel von Ersatzteilen, Häufigkeit der Schlammabfuhr etc.).

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen wird wie in Kapitel 2 erläutert davon ausgegangen, dass die betrachteten, über eine bauaufsichtliche Zulassung verfügenden KKA die gemäß Ablaufklasse geforderten Reinigungsleistungen zuverlässig erbringen. Insofern sind bezüglich dieser Qualitätskriterien die betrachteten KKA als gleichwertig einzustufen. Gleichwohl weisen verschiedene Untersuchungen auf durchaus nicht nur auf Einzelfälle beschränkte Überschreitungen der geforderten Ablaufwerte hin¹⁰⁰. Für eine Integration von Aspekten der Zuverlässigkeit in den zu entwickelnden Bewertungsmaßstab erscheint jedoch zum einen die verfügbare Datenlage nicht ausreichend, zum anderen deuten die verfügbaren Untersuchungen darauf hin, dass verschiedene nicht vom KKA-Anbieter zu beeinflussenden und nicht anlagentypspezifischen Aspekten (z. B. Betreiberverhalten, Qualität der Wartung) eine große Bedeutung zukommt. Diese Aspekte kommen jedoch bei der hier im Vordergrund stehenden Kaufentscheidung nicht zum Tragen.

Im Bereich Kundenservice unterscheiden sich die Angebote der KKA-Anbieter und Wartungsfirmen zum Teil deutlich. Insbesondere sind hier verschiedene Fernüberwachungstechnologien und damit verbundene Dienstleistungsangebote zu nennen, die (in der Regel verbunden mit zusätzlichen Kosten) den Betreiber in unterschiedlichem Umfang von seinen Aufgaben (z. B. Kontroll- und Dokumentationspflichten) entbinden. Das DIBt vergibt für über ein entsprechendes Überwachungssystem¹⁰¹ verfügende Anlagen Anwendungszulassungen, die wie in Kapitel 2.2 beschrieben nur eine statt zwei Wartungen pro Jahr einfordern. Entsprechende Dienstleistungsangebote befinden sich aktuell im Aufbau. Unter den zum Stichtag 7. Oktober 2014 zugelassenen Anlagen verfügten nur einzelne über eine entsprechende Anwendungszulassung. Durch die nur einmal jährlich eingeforderte Wartung reduzieren sich zunächst der Transportaufwand und die damit einhergehenden Umweltwirkungen. Inwiefern dem ein erhöhter Transportaufwand aufgrund häufigerer Reparatur- und Instandhaltungseinsätze gegenübersteht, kann derzeit aufgrund fehlender Erfahrungen und Datenerhebungen nicht beurteilt werden.

Die Diskussion der Fachleute im Projektbeirat und die Auswertung von Anwendungszulassungen ergeben, dass der Aufwand für den Betreiber (hier sog. Kundenfreundlichkeit) im laufenden Betrieb für die verschiedenen Anlagentypen vergleichbar ist. Auch die Anzahl der in der Anwendungszulassung geforderten Zahl an Wartungen pro Jahr und deren Umfang ist einheitlich¹⁰² (vgl. Tabelle 2-2). Dennoch beeinflussen notwendige Vor-Ort-Einsätze für Wartung, Instandhaltung und Schlamm Entsorgung die Kundenfreundlichkeit. In Kapitel 6.3 wird beispielhaft für qualitätsbasierte Ökoeffizienzansätze ein möglicher Indikator für die Kundenfreundlichkeit vorgestellt (vgl. auch Kapitel 7).

¹⁰⁰ Von der Heide et al. (2015, 2013).

¹⁰¹ Es werden außerdem zusätzliche Bauteile (z. B. GPM-Module) notwendig.

¹⁰² PKA ausgenommen.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

4 Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen) des KKA-Lebenszyklus

Unter Verwendung der in Kapitel 3.3.3 benannten Bewertungskriterien sind die verschiedenen KKA-Typen und die mit dem Lebenszyklus von KKA verbundene Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen) wie im Folgenden dargestellt zu bewerten. Die der Charakterisierung der Anlagentypen zugrundeliegenden Annahmen sind dem Anhang 15 zu entnehmen. Es ist anzumerken, dass deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Anlagentypen identifiziert werden konnten, da jedoch auch innerhalb der einzelnen Anlagentypen signifikante Unterschiede existieren, ist stets eine anlagenspezifische Bewertung anzustreben. Dies gilt auch für die Berücksichtigung standortspezifischer bewertungsrelevanter Gegebenheiten.

4.1 Ökobilanzielle Bewertung (LCA)

Zur Abschätzung der Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen) des untersuchten Produktsystems wird eine Sachbilanz erstellt, die die Basis der Abschätzung und Bewertung der Umweltwirkungen über den Lebenszyklus bildet. Die Ergebnisse der Sachbilanz (vgl. Anhang 6 bis 13) verweisen bzgl. des Rohstoffeinsatzes auf die Bedeutung von Energieträgern hin. Beim Output sind insbesondere Luftemissionen (darunter Kohlendioxid, Stickstoffoxide und Schwefeldioxid sowie Feinstaub) von Bedeutung. Die Emissionen zu Boden und Wasser sind weniger umweltrelevant: zu nennen sind jedoch Zink in den Boden sowie Zink und Aluminium ins Wasser. Die ökobilanzielle Bewertung dieser Sachbilanzergebnisse berücksichtigt die in Tabelle 3-3 dargestellten Wirkungs- und Schadenskategorien der LCIA-Methode IMPACT 2002+ (vgl. Kapitel 3.3.2.2).¹⁰³ Das Produktsystem „KKA“ wird im Folgenden bzgl. der genannten Schadenskategorien bewertet. Die Bewertung erfolgt für die in Tabelle 4-1 genannten Anlagentypen.

Tabelle 4-1: Bewertete Anlagentypen gemäß Tabelle 2-6 (Eigene Darstellung)

Anlagentyp	Behältermaterial	Beschriftung im Bericht
Festbett	PE	A1
	Beton	A1B
Biofilter	PE	E1
	Beton	E1B
Pflanzenkläranlage, vertikal	PE	G1
	Beton	G1B
SBR-Druckluft	PE	H1
	Beton	H1B
SBR-Maschinenteknik	PE	J1
	Beton	J1B
Wirbel-Schwebbett	PE	L1
	Beton	L1B
Anlagentypunabhängig, zusätzlich	PP	Vgl. Kapitel 6.2.1.
	GFK	

¹⁰³ Die Bewertung im Rahmen des Projekts wird unter Verwendung der Software SimaPro, Version 8.03.14 durchgeführt.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

4.1.1 Gesamtumweltwirkung

Werden zur (vergleichenden) Bewertung die Gesamtumweltwirkungen¹⁰⁴ auf Basis der Methode IMPACT2002+ in Pt herangezogen, ergeben sich für die verschiedenen Anlagentypen die in den Abbildungen 4-1 bis Abbildung 4-3 dargestellten Bewertungsergebnisse. Danach reichen die mit dem Lebenszyklus von 25 Jahren verbundenen Umweltwirkungen der verschiedenen Anlagentypen von 1,13 Pt (E1:¹⁰⁵ Biofilter, PE) bis 3,61 Pt (A1B: Festbett, Beton). Die Umweltwirkungen einer KKA über den gesamten Lebenszyklus hinweg entsprechen der Größenordnung der Umweltwirkungen von einem bis dem dreieinhalbfachen eines durchschnittlichen EU-Bürgers pro Jahr¹⁰⁶. Abbildung 4-1 verdeutlicht außerdem, dass abgesehen von Biofiltern (E1, E1B) und PKA (G1, G1B) ca. 70 bis 80 % der Umweltwirkungen in der Nutzungsphase anfallen. Davon wiederum sind je nach Anlagentyp ca. 80 % auf den Stromverbrauch zurückzuführen. Die Schlamm Entsorgung macht demgegenüber nur 1 bis 2 % der Umweltwirkungen der Nutzungsphase aus¹⁰⁷. Bei PKA (G1, G1B) entsprechen die Umweltwirkungen in der Nutzungsphase nur einem geringen Anteil von ca. 10 % der Gesamtumweltwirkungen. Dies resultiert aus dem nicht vorhandenen Stromverbrauch, der reduzierten Wartungshäufigkeit und der nicht vorhandenen Notwendigkeit des Austauschs von Bauteilen in der Nutzungsphase (Instandhaltung). Dem stehen relativ hohe Umweltwirkungen in der Entsorgungsphase gegenüber. Evtl. „Gutschriften“ in der Entsorgungsphase resultieren aus den recycelten Materialmengen.

Werden die Gesamtumweltwirkungen über die Lebenszyklen der verschiedenen Anlagentypen nach den Schadenskategorien „Ressourcen“, „Ökosystemqualität“, „Menschliche Gesundheit“ und „Treibhauspotenzial“ differenziert¹⁰⁸, ergeben sich Anteile gemäß Abbildung 4-2. Der Anteil der Umweltwirkungen an den Gesamtumweltwirkungen¹⁰⁹ im Bereich Ressourcenverbrauch schwankt zwischen ca. 30 und 43 %, im Bereich Treibhauspotenzial zwischen 27 und 38 %, im Bereich menschliche Gesundheit zwischen 17 und 32 % und im Bereich Ökosystemqualität zwischen 3 und 5 %.

¹⁰⁴ Gesamter Lebenszyklus der gesamten Anlage bzw. des gesamten Produktsystems.

¹⁰⁵ Vgl. Tabelle 2-6.

¹⁰⁶ Vgl. Ausführungen in Kapitel 3.3.2.2 zur Normierung.

¹⁰⁷ Unter Beachtung der getroffenen Berechnungsannahmen wie eine leerungsspezifische Transportstrecke von 10 km (vgl. Anhang 15). Bspw. aus der Siedlungsdichte resultierende Besonderheiten und gebietsspezifische Unterschiede sind an dieser Stelle nicht berücksichtigt.

¹⁰⁸ Vgl. Kapitel 3.3.2.2.

¹⁰⁹ Vgl. Kapitel 3.3.2.2.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

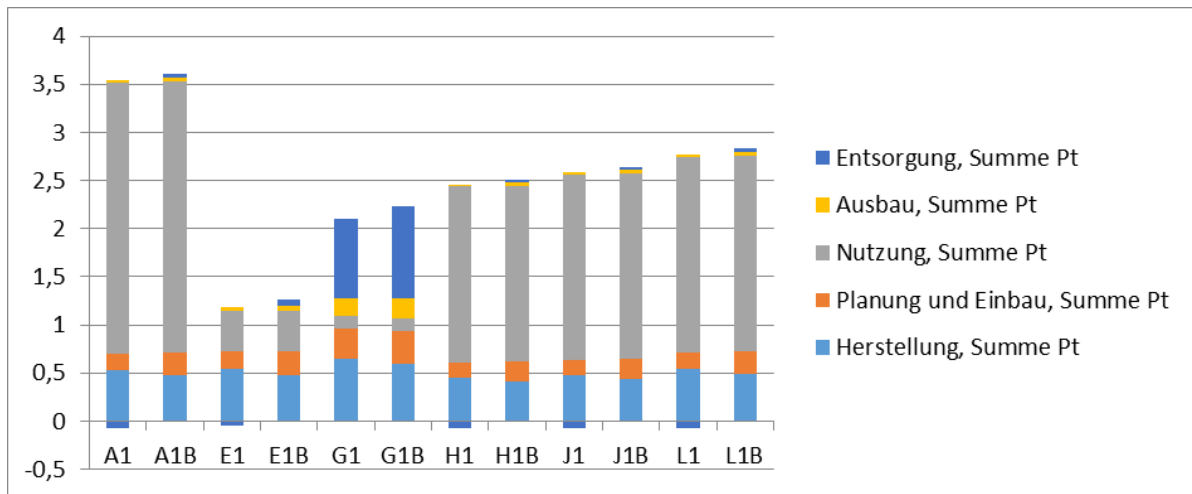


Abbildung 4-1: Umweltwirkungen, gesamt nach Lebenszyklusphasen, IMPACT 2002+ in Pt, (Eigene Darstellung)

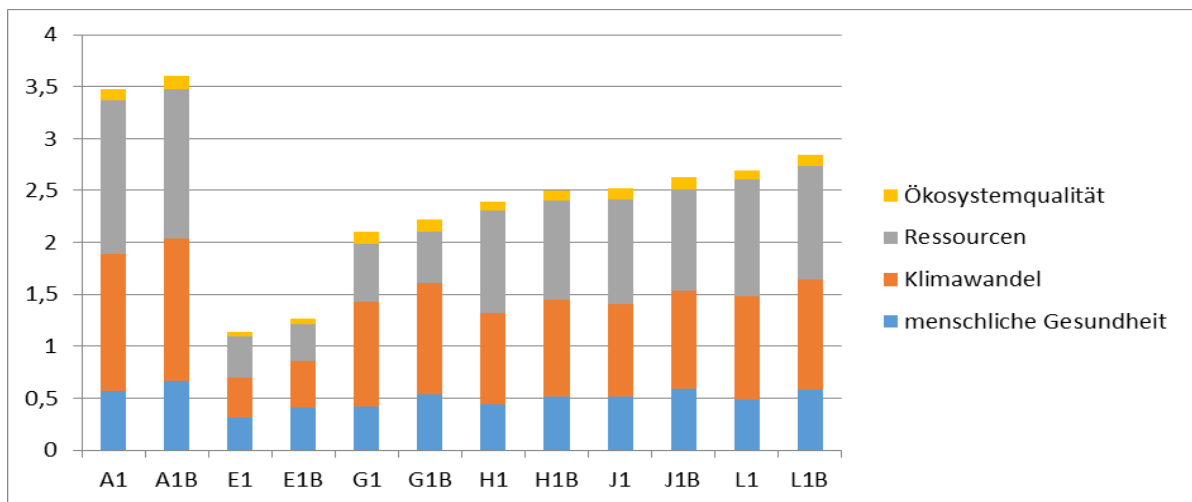


Abbildung 4-2: Umweltwirkungen nach Schadenskategorien, gesamter Lebenszyklus, IMPACT 2002+ in Pt (Eigene Darstellung)

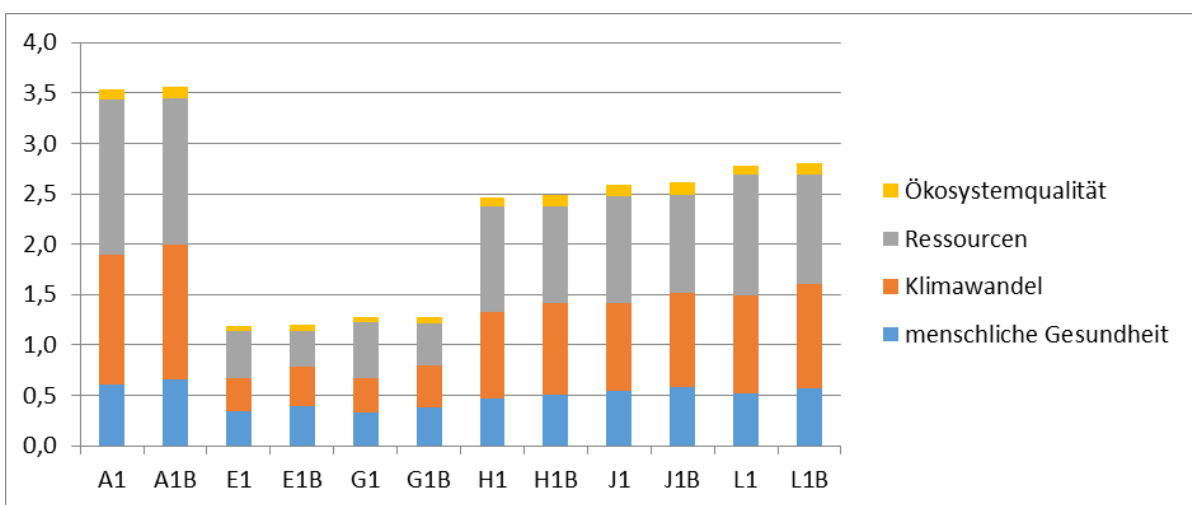


Abbildung 4-3: Umweltwirkungen nach Schadenskategorien, gesamter Lebenszyklus ohne Entsorgungsphase, IMPACT 2002+ in Pt (Eigene Darstellung)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Dem „Ressourcenverbrauch“ kommen mit Ausnahme der Biofilter (E1B) und PKA (G1B) in Betonbauweise anteilig die größten Umweltwirkungen zu. Platz zwei nehmen außer bei den Biofiltern anteilig die Schäden im Bereich „Treibhauspotenzial“ ein. Die anteiligen Wirkungen im Bereich „Menschliche Gesundheit“ sind bezogen auf die Pt beim Festbett (A1B) in Betonbauweise am höchsten (0,67 Pt) und beim Biofilter (E1) in PE-Bauweise am niedrigsten (0,308 Pt). Auf Pt Umweltwirkung bezogen reichen die Werte für Schäden im Bereich „Treibhauspotenzial“ von 0,4 Pt (Biofilter PE (E1)) bis 1,37 Pt (Festbett Beton (A1B)), im Bereich „Ressourcen“ von 0,352 Pt (Biofilter Beton (E1B)) bis 1,48 Pt (Festbett PE (A1)) und im Bereich der „Ökosystemqualität“ von 0,04 Pt (Biofilter PE (E1)) bis 0,123 Pt (SBR, Maschinentchnik Beton (J1B); PKA (G1B), dicht gefolgt vom Festbett (A1B) in Betonbauweise.

Beim Vergleich der SBR-Varianten, ausgestattet mit Druckluft (H1, H1B) oder Maschinentchnik (J1, J1B) ergeben sich bei gleichen Behältergrößen für die SBR-Maschinentchnik-Varianten (J1, J1B) für alle vier Schadenskategorien tendenziell höhere Umweltwirkungen. Im Vergleich zu Betonbehältervarianten sind diese Unterschiede bei PE-Behältervarianten für die Schadenskategorien „Menschliche Gesundheit“ und „Ökosystemqualität“ deutlicher ausgeprägt. Dies ist auf den umfangreicheren Einsatz an Bauteilen wie Pumpen etc. in Herstellungs- und Nutzungsphase und die bei PE-Behältern im Vergleich zu Betonbehältern reduzierte Schadwirkung in der Kategorie „Menschliche Gesundheit“ zurückzuführen. Ferner sind Anlagentypen mit überdurchschnittlichem Materialeinsatz im Bereich „Metalle“ für Bauteile wie Pumpen etc. - wie es für die SBR-Maschinentchnik-Anlagen - zutrifft tendenziell mit höheren Schadwirkungen im Bereich „Ökosystemqualität“ verbunden. Auch das Recycling der Metalle führt zu „Gutschriften“ in der Entsorgungsphase, die jedoch von der Größe sehr deutlich einerseits hinter denen der PE-Behälter zurückbleiben und andererseits von den negativen Umweltwirkungen der Betonbehälter in der Entsorgungsphase sehr deutlich übertroffen werden. Dennoch ist dem Einsatz technischer Ausrüstung entsprechende Beachtung zu schenken, insbesondere, wenn sie über die hier angenommenen Mindestmengen in Herstellungs- und Nutzungsphase hinaus zum Einsatz kommt.

Tabelle 4-2¹¹⁰ fasst für die einzelnen Systembestandteile und Lebenszyklusphasen gemäß Abbildung 2-8 die anteiligen Gesamtumweltwirkungen in Pt für die verschiedenen Anlagentypen zur Übersicht zusammen.

Erwähnt sei an dieser Stelle, dass dem Abfall- bzw. Outputstrom „Klärschlamm“¹¹¹ bezüglich der Umweltwirkungen im Vergleich zum Gesamtlebenszyklus nur eine geringe Bedeutung zukommt. Auf die Schlamm Entsorgung entfallen lediglich 1 bis 2 % der Umweltwirkungen¹¹² (vgl. hierzu Kapitel 6.2.3).

¹¹⁰ Ohne Korrektur von Rundungsfehlern aufgrund der gewählten Nachkommastelle.

¹¹¹ Im Bericht als Schlamm bezeichnet.

¹¹² Unter Beachtung der zugrunde gelegten Berechnungsannahmen. Auch hier sind die angesetzten Systemabgrenzungen und Berechnungsannahmen als tendenziell vorteilhaft (mit eher geringen Umweltwirkungen verbunden) zu bezeichnen (relativ große Transportfahrzeuge und kurze Transportstrecken von 10 km pro Leerung, vgl. Anhang 15).

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Tabelle 4-2: Anteil der Lebenszyklusphasen und Systembestandteile an der Gesamtökobilanz, anlagentypspezifisch und in % (Eigene Darstellung)

Ökobilanz, %													Durchschnitt
Anlagentyp	Festbett		Biofilter		PKA		SBR, DL		SBR, MT		Wirbel-Schwebbett		
Codierung	A1	A1B	E1	E1B	G1	G1B	H1	H1B	J1	J1B	L1	L1B	
Anschaffung	20,0%	19,6%	64,0%	57,4%	45,8%	42,3%	25,3%	24,6%	25,2%	24,5%	26,5%	25,7%	29,6%
Herstellung	15,1%	13,2%	48,1%	38,0%	30,7%	26,7%	19,0%	16,5%	19,1%	16,7%	20,2%	17,4%	20,7%
Behälter	9,7%	8,0%	32,8%	24,4%	20,6%	17,2%	11,7%	9,5%	11,2%	9,1%	12,5%	10,2%	12,9%
Technik	5,4%	5,2%	15,3%	13,6%	10,1%	9,5%	7,3%	6,9%	8,0%	7,6%	7,6%	7,3%	7,8%
Schrank, Metall	1,7%	1,7%					2,5%	2,4%	2,4%	2,3%	2,2%	2,1%	1,6%
Verdichter	0,5%	0,5%					0,6%	0,6%			0,7%	0,6%	0,3%
Schwimmschalter	0,5%	0,5%					0,7%	0,7%	0,7%	0,6%	0,6%	0,6%	0,5%
Steuerung	0,5%	0,4%					0,7%	0,6%	0,6%	0,6%	0,6%	0,6%	0,4%
Kabel	0,3%	0,2%					0,4%	0,4%	1,0%	1,0%	0,3%	0,3%	0,4%
Zu- und Ablaufrohre	0,3%	0,3%	1,1%	0,9%	0,6%	0,5%	0,5%	0,5%	0,5%	0,5%	0,4%	0,4%	0,5%
Probenahme, intern	0,2%	0,2%					0,3%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%
Festbett, PVC	0,4%	0,4%											0,1%
Druckluftheber	0,2%	0,2%					0,4%	0,4%			0,3%	0,2%	0,2%
Leerrohr	0,5%	0,5%					0,7%	0,7%	0,2%	0,2%	0,6%	0,6%	0,4%
Magnetventil	0,1%	0,1%					0,3%	0,3%			0,1%	0,1%	0,1%
Druckluftschlauch	0,1%	0,1%					0,1%	0,1%			0,1%	0,1%	0,0%
Membranbelüfter	0,1%	0,1%					0,0%	0,0%			0,1%	0,1%	0,0%
Verteilerrohre	0,1%	0,1%	0,2%	0,2%	0,5%	0,4%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%
Strukturelemente, PE			1,3%	1,2%									0,1%
Probenahmeschacht			2,7%	2,4%	1,5%	1,4%							0,4%
Filterkörper, Steinwolle			7,4%	6,6%									0,6%
Entlüftungsrohre			2,5%	2,2%									0,2%
Alarm, mechanisch			0,1%	0,1%	0,0%	0,0%							0,0%
Kippheberschacht					2,2%	2,1%							0,3%
Vlies, PE					1,1%	1,0%							0,2%
Folie, PE					3,1%	2,9%							0,4%
Filterkörper, PKA					1,1%	1,0%							0,2%
Tauchmotorbelüfter									0,5%	0,5%			0,1%
Tauchmotorpumpe									1,4%	1,3%			0,2%
Geräteträger									0,4%	0,3%			0,1%
Aufwuchskörper, PE											1,3%	1,2%	0,2%
Einbau	4,9%	6,5%	15,9%	19,4%	15,1%	15,6%	6,3%	8,1%	6,0%	7,8%	6,3%	8,2%	8,9%
Dichtheitsprüfung	0,1%	0,1%	0,4%	0,3%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,1%	0,1%	0,2%
wasserrechtl. Erlaubnis, Abnahme	0,1%	0,1%	0,4%	0,3%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,2%	0,1%	0,1%	0,2%
Tiefbau und Inbetriebnahme	4,3%	4,2%	14,0%	12,5%	11,7%	11,0%	5,6%	5,3%	5,3%	5,1%	5,6%	5,4%	6,6%
Tiefbau, Material	2,5%	2,4%	7,9%	7,0%	4,9%	4,6%	3,2%	3,1%	3,1%	2,9%	3,2%	3,0%	3,5%
Tiefbau, Baugrube	1,9%	1,8%	6,1%	5,4%	6,6%	6,2%	2,3%	2,2%	2,2%	2,1%	2,4%	2,3%	3,1%
Tiefbau, Heben		0,0%	0,1%	0,2%	0,2%	0,2%		0,0%		0,0%			0,0%
Lieferung, Anlage	0,1%	1,8%	0,5%	5,6%	2,7%	3,9%	0,1%	2,2%	0,1%	2,1%	0,1%	2,3%	1,6%
Beratung	0,2%	0,2%	0,7%	0,6%	0,4%	0,4%	0,3%	0,3%	0,3%	0,3%	0,3%	0,3%	0,3%
Nutzung	81,2%	78,1%	37,6%	33,4%	5,9%	5,6%	76,5%	73,0%	76,6%	73,3%	75,3%	71,7%	62,3%
Stromverbrauch	69,7%	67,1%					59,8%	57,1%	56,9%	54,4%	61,0%	58,1%	47,2%
Schlamm Entsorgung	1,2%	1,2%	2,6%	2,3%	1,4%	1,3%	1,8%	1,7%	1,7%	1,6%	1,1%	1,0%	1,5%
... Klärschlamm	1,1%	1,0%	2,2%	2,0%	1,2%	1,1%	1,5%	1,5%	1,5%	1,4%	0,9%	0,9%	1,3%
... Wasserverbrauch	0,2%	0,2%	0,4%	0,3%	0,2%	0,2%	0,3%	0,2%	0,2%	0,2%	0,1%	0,1%	0,2%
Wartung	5,5%	5,3%	17,0%	15,1%	4,6%	4,3%	8,0%	7,6%	7,6%	7,3%	7,1%	6,8%	7,2%
Ersatzteile	4,8%	4,6%	18,0%	16,0%			6,9%	6,6%	10,4%	10,0%	6,1%	5,8%	6,5%
... davon Ersatzteile	3,4%	3,3%	16,9%	15,1%			5,0%	4,7%	8,4%	8,1%	4,4%	4,2%	5,2%
... davon Fahrt	1,3%	1,3%	1,1%	0,9%			1,9%	1,8%	2,0%	1,9%	1,7%	1,6%	1,4%
End-of-Life-Phase	-1,2%	2,2%	-1,6%	9,1%	48,2%	52,1%	-1,8%	2,4%	-1,8%	2,2%	-1,8%	2,6%	8,1%
Ausbau	0,8%	0,8%	2,8%	2,5%	6,6%	6,2%	1,0%	0,9%	0,9%	0,9%	1,1%	1,0%	1,9%
Entleeren	0,1%	0,1%	0,2%	0,2%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%
Verfüllen	0,8%	0,7%	2,7%	2,4%	6,5%	6,1%	0,9%	0,8%	0,8%	0,8%	1,0%	1,0%	1,8%
Entsorgung	-2,1%	1,4%	-4,4%	6,6%	41,6%	45,9%	-2,8%	1,5%	-2,7%	1,3%	-2,9%	1,6%	6,2%
Abtransport	0,0%	0,3%	0,1%	1,0%	2,6%	3,1%	0,0%	0,4%	0,0%	0,4%	0,0%	0,4%	0,6%
Entsorgung	-2,1%	1,1%	-4,5%	5,6%	39,0%	42,8%	-2,8%	1,1%	-2,7%	1,0%	-2,9%	1,2%	5,6%
gesamt	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

4.1.2 Schadenskategorie „Menschliche Gesundheit“

Werden die kg CO₂-Äquivalente wie in IMPACT 2002+ separat als Schadenskategorie erfasst¹¹³, sind die Wirkungen im Bereich Schäden an Ökosystemen mit 3 bis 5 % der Gesamtumweltwirkungen im Vergleich mit anderen Schadenskategorien als gering einzustufen. Dies gilt nicht für die Schadenskategorie „Menschliche Gesundheit“, die (bezogen auf die gemäß Kapitel 3.3.2.2 normierten Werte) im Vergleich zum Treibhauspotenzial nur geringfügig weniger schadensrelevant ist. Hier zeigen sich insbesondere in der Wirkungskategorie „Inhalative Aufnahme (Anorganika)“, normiert (vgl. Tabelle 3-3) relevante Schadwirkungen.

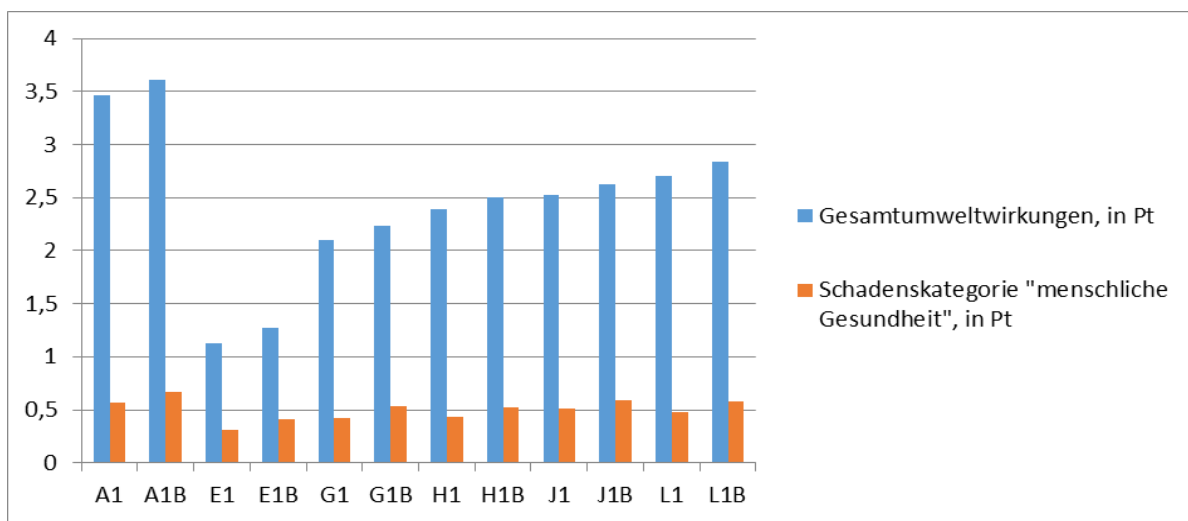


Abbildung 4-4: Vergleich Gesamtumweltwirkungen in Pt und Schadenskategorie „Menschliche Gesundheit“ in Pt, gesamter Lebenszyklus (Eigene Darstellung)

Die größten Anteile bezogen auf den Gesamtlebenszyklus der Anlage entfallen auf den Stromverbrauch, die Herstellung der Behälter, insbesondere Betonbehälter, die Transportprozesse und den Ersatz von Bauteilen in der Nutzungsphase sowie auf die Planungs- und Einbauphase. Die anteiligen Werte der Herstellung von PE-Behältern erreichen nur ca. 60 % von denen der Betonbehälter. Bei PKA entfallen große Anteile auf die Entsorgungsphase, hier insbesondere auf die Entsorgung des Filtermaterials. Auch wirkt sich der Einsatz von Betonbehältern deutlich negativ in der Entsorgungsphase aus. (Große) Betonbehälter und / oder umfangreiche technische Ausrüstung führen zu überdurchschnittlichen Wirkungsanteilen innerhalb der Wirkungskategorie „Inhalative Aufnahme (Anorganika)“ bzw. der Schadenskategorie „Menschliche Gesundheit“ insgesamt. Dies wird verstärkt durch mit größeren Betonbehältern und umfangreicherer Technik verbundenem erhöhten Transportaufwand. Letzteres führt bei PKA in Verbindung mit den großen Anteilen der Entsorgungsphase und dem hohen Transportaufwand für das Filtermaterial (vgl. Abbildung 4-5), trotz fehlendem Stromverbrauch in der Nutzungsphase zu einer ähnlichen Wirkungsintensität innerhalb dieser Schadenskategorie wie bei einer SBR-Anlage, Druckluft (H1) mit PE-Behälter.

¹¹³ Die LCIA-Methode ReCiPe unterscheidet die drei Schadenskategorien „Menschliche Gesundheit“, „Ökosysteme“ und „Ressourcen“ und ordnet die kg CO₂-Äquivalente den Schadenskategorien „Ökosystemqualität“ und „menschliche Gesundheit“ zu. (Für einen Vergleich der LCIA-Methoden siehe z. B. EU (2010).)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

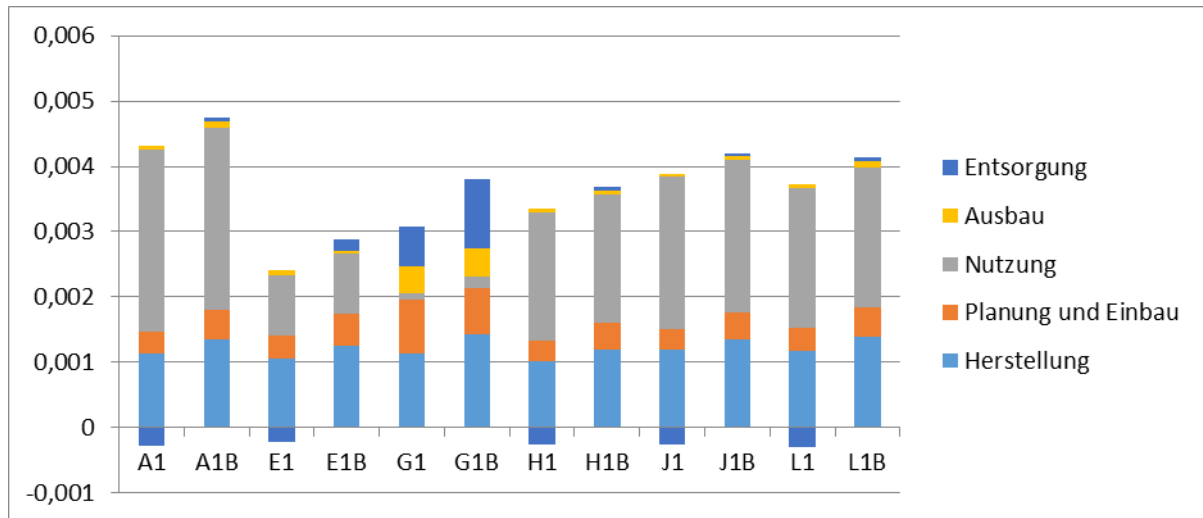


Abbildung 4-5: Schadenscategory „Menschliche Gesundheit“ in DALY, gesamt nach Lebenszyklusphasen (Eigene Darstellung)

Die Reihung der Anlagen nach der Schadenscategory „Menschliche Gesundheit“, normiert ähnelt der gemäß Gesamtumweltwirkungen, normiert (vgl. Abbildung 4-4). Insgesamt unterscheiden sich die verschiedenen Anlagentypen bzgl. dieser Schadenscategory kaum, deutliche Vorteile sind jedoch dem Biofilter in PE-Bauweise zuzusprechen.

4.1.3 Schadenscategory „Ressourcen“

Werden die verschiedenen Anlagentypen bzgl. der Gesamtumweltwirkungen und der Schadenscategory „Ressourcen“ für den Gesamtlebenszyklus verglichen, ergeben sich deutliche Unterschiede sowohl in der Reihung der Anlagenvarianten als auch der Höhe der Umweltwirkungen innerhalb dieser Schadenscategory (vgl. Abbildung 4-6). Deutliche Vorteile bzgl. des Ressourcenverbrauchs (vgl. Tabelle 3-3) sind gegenüber anderen Anlagentypen den Biofiltern (E1, E1B) und PKA (G1, G1B) zuzuschreiben.

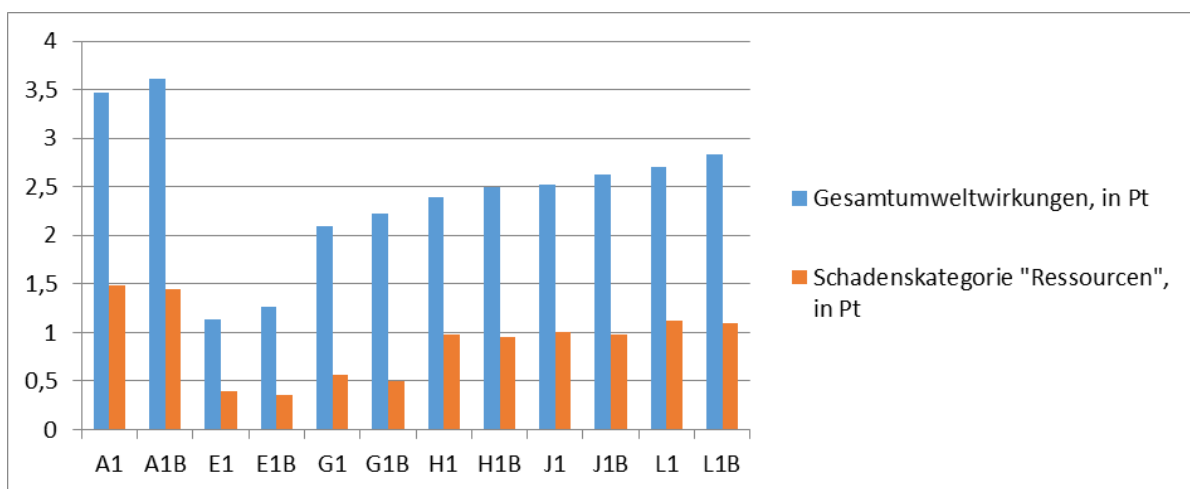


Abbildung 4-6: Vergleich Gesamtumweltwirkungen in Pt und Schadenscategory „Ressourcen“ in Pt, gesamter Lebenszyklus (Eigene Darstellung)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Abbildung 4-7 verdeutlicht die herausragende Bedeutung der Nutzungsphase für diese Schadenskategorie. Dies ist wiederum vordergründig auf den Stromverbrauch in der Nutzungsphase zurückzuführen. Dementsprechend tritt die Bedeutung der Nutzungsphase und somit auch diese Schadenskategorie insgesamt für die Biofilter (E1, E1B) und PKA (G1, G1B) im Vergleich zu den anderen Anlagentypen deutlich zurück.

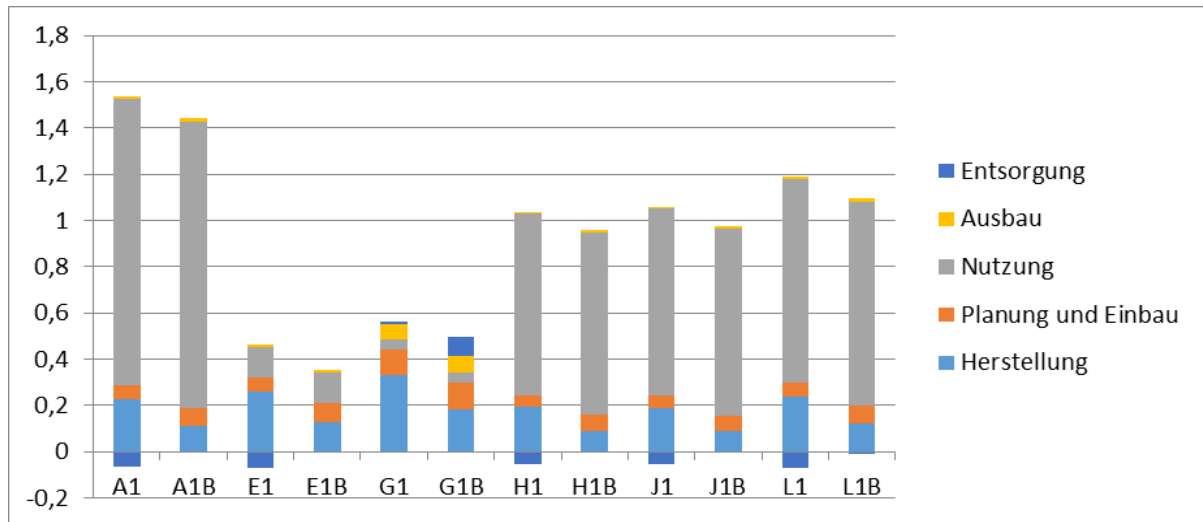


Abbildung 4-7: Schadenskategorie „Ressourcen“ in Pt, gesamt nach Lebenszyklusphasen (Eigene Darstellung)

Bzgl. der Herstellungsphase weisen Anlagen mit PE-Behältern tendenziell höhere „Umweltwirkungen“ in der Schadenskategorie Ressourcen im Vergleich zu Anlagen mit Betonbehältern auf. Wird jedoch der gesamte Lebenszyklus berücksichtigt, ergeben sich kaum Unterschiede zwischen Anlagen mit PE- oder Beton-Behältern. Werden demgegenüber die Gesamtumweltwirkungen über den Lebenszyklus betrachtet, ergibt sich ein Nachteil für Anlagen mit Betonbehältern.

PKA (G1, G1B) grenzen sich auch bzgl. dieser Schadenskategorie deutlich von den anderen Anlagentypen ab, so entfallen bei diesem Anlagentyp auf Herstellungs-, Planung und Einbau sowie Ausbauphase deutlich höhere Umweltwirkungen im Vergleich zu den anderen Anlagentypen. Da der entscheidende Einfluss der Nutzungsphase der anderen Anlagentypen fehlt, ist der Lebenszyklus der PKA (G1, G1B) –ähnlich den Biofiltern– insgesamt dennoch mit einem im Vergleich zu den anderen Anlagentypen deutlich geringerem Schadenspotenzial in der Kategorie „Ressourcen“ verbunden.

4.1.4 Schadenskategorie „Treibhauspotenzial“

Bezogen auf die Wirkungskategorie Treibhauspotenzial in kg CO₂-Äquivalenten ergibt sich gegenüber den Gesamtumweltwirkungen bzgl. der Reihung der verschiedenen Anlagentypen ein Bild gemäß Abbildung 4-8 und Abbildung 4-9.

Ohne Berücksichtigung der Entsorgungsphase (vgl. Abbildung 4-9) gleichen sich Biofilter (E1, E1B) und PKA (G1, G1B) bezüglich der kg CO₂-Äquivalente als auch der Gesamtumweltwirkungen. Beide Anlagentypen weisen bzgl. der genannten Umweltwirkungen deutliche Vorteile gegenüber anderen Anlagentypen auf. Die

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Festbetтанlagen (A1, A1B) schneiden bzgl. dieser Schadenskategorie, mit und ohne Entsorgungsphase am schlechtesten ab.



Abbildung 4-8: Vergleich Gesamtumweltwirkungen in Pt und Treibhauspotenzial in Pt, gesamter Lebenszyklus (Eigene Darstellung)

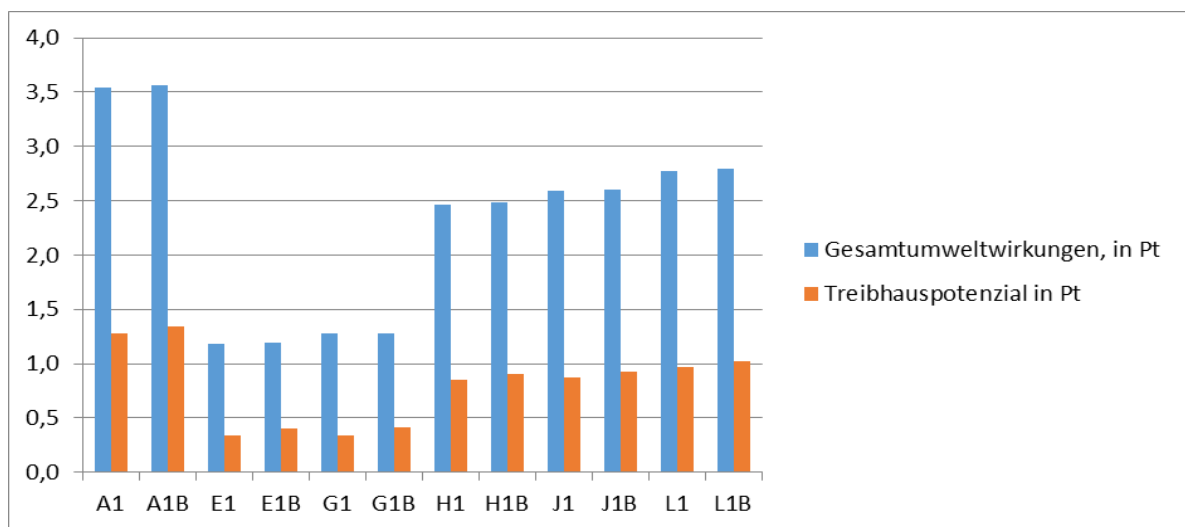


Abbildung 4-9: Vergleich Gesamtumweltwirkungen in Pt und Treibhauspotenzial in Pt, gesamter Lebenszyklus ohne Entsorgungsphase (Eigene Darstellung)

Wird die Entsorgungsphase mit einbezogen spiegeln die kg CO₂-Äquivalente nicht mehr ausreichend die Reihung gemäß Gesamtumweltwirkungen wider. So werden über die kg CO₂- Äquivalente die Recyclingpotenziale („Gutschriften“) der Kategorie Ressourcen (insbesondere) bei PE-Behältern nicht ausreichend berücksichtigt.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

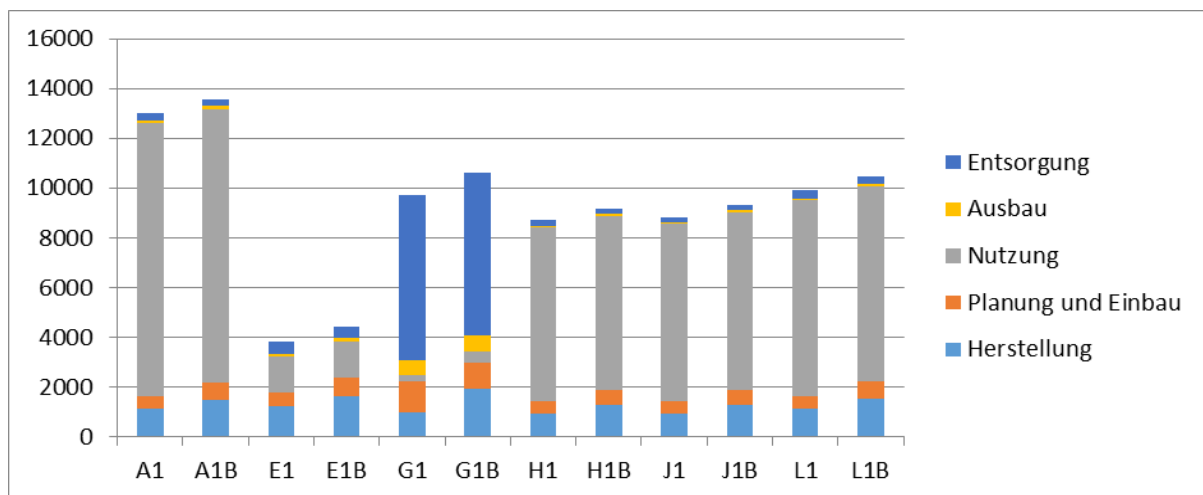


Abbildung 4-10: Treibhauspotenzial in kg CO₂-Äquivalenten, gesamt nach Lebenszyklusphasen (Eigene Darstellung)

Die Umweltwirkungen innerhalb der Schadenskategorie „Treibhauspotenzial“ werden dominiert vom Stromverbrauch in der Nutzungsphase. Weiterhin besondere Relevanz entfalten die Herstellung der Behälter sowie die Wartung und allgemein die Transportprozesse sowie bei Anlagen mit Betonbehältern auch die Planungs- und Einbauphase. Dies erklärt das schlechte Abschneiden der Festbett-Anlagen, die den größten Stromverbrauch haben (vgl. Anhang 21), gegenüber den SBR-Anlagen größere Behälter benötigen (vgl. Anhang 17) sowie in Ergänzung zu den technischen Anlagen zur Belüftung und Förderung sowie deren Instandhaltung noch durch zusätzlichen Materialverbrauch für das Festbett gekennzeichnet sind.

Auch bzgl. dieser Schadenskategorie unterscheiden sich die PKA (G1, G1B) deutlich von den anderen Anlagentypen. So dominiert hier die Entsorgungsphase die Umweltwirkungen in der Schadenskategorie „Treibhauspotenzial“. Verantwortlich hierfür sind insbesondere die Entsorgung des Filtermaterials aber auch die umfangreichen Transportprozesse und die thermische Verwertung der Kunststoffe. Weiterhin relevant sind die Herstellung der Behälter, die Planungs- und Einbauphase und bei Anlagen mit Betonbehältern auch die Ausbauphase.

Zur (absoluten) Einordnung des Treibhauspotenzials von KKA sind in Tabelle 4-3 Vergleichswerte aus dem Alltag privater Haushalte angegeben. Als Wirkungskategorie ergeben sich für die Herstellungsphase der verschiedenen KKA-Typen kg CO₂-Äquivalente von ca. 950 (SBR-Druckluft und Maschinenteknik mit PE-Behälter, H1 und J1) bis 2000 (PKA mit Betonbehälter, G1B) pro Anlage gemäß Annahmen im Rahmen des Projekts. Dies entspricht gemäß Tabelle 4-3 ungefähr zehn einfachen Flügen von Wien nach Innsbruck. Bezogen auf den gesamten Lebenszyklus der KKA ergeben sich Werte von ca. 8.800 kg CO₂-Äquivalenten (SBR-Druckluft und Maschinenteknik mit PE-Behälter, H1 und J1) und ca. 13.500 kg CO₂-Äquivalenten (Festbett mit Betonbehälter, A1B). Dem entsprechen gemäß Tabelle 4-3 die CO₂-Emissionen des Lebenszyklus von 100 Bürostühlen. *Hinweis: Der hier angestellte Vergleich kann nur für eine sehr grobe Einordnung der mit KKA über ihren gesamten Lebenszyklus verbundenen Emissionen dienen. Für eine bessere Vergleichbarkeit der genannten Werte müssten Systemabgrenzung und methodische Vorgehensweise zur Ermittlung der Vergleichswerte denen des Projekts entsprechen!*

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Tabelle 4-3: Beispiele für die Verursachung von Treibhausgasemissionen, in kg CO₂-Äquivalenten (Eigene Darstellung)

Ursachen zur Entstehung von Treibhausgasemissionen	Treibhausgasemissionen in kg CO ₂ -Äquivalenten
Einfacher Flug einer Person Wien-Innsbruck (495 km)	138 kg CO ₂ ¹⁾
Einfache Fahrt mit dem PKW Wien-Innsbruck (495 km)	77 kg CO ₂ ¹⁾
Heizung mit Erdgas	0,3 kg CO ₂ -Äquivalente / kWh ²⁾
Kühlschrank mit einfachem Gefrierfach	220 kg CO ₂ pro Jahr ¹⁾
Produktion, Distribution, Entsorgung eines Bürostuhls	106,44 kg CO ₂ -Äquivalente ³⁾
Waschmaschinen-Waschgang bei 90 Grad	1,1 kg CO ₂ ⁴⁾

¹⁾ durchschnittlicher Energieverbrauch v. 350 kWh pro Jahr, WWF (2012); ²⁾ Mayer et al. (2014); ³⁾ Griefshammer et al. (2010); ⁴⁾ StromAuskunft.de (2016)

Grundsätzlich weist die Auswertung der Ergebnisse der Voruntersuchungen mit IMPACT 2002+ dem Treibhauspotenzial in kg CO₂-Äquivalenten mit 27 bis 38 % der Gesamtumweltwirkungen eine hohe Umweltwirkungsrelevanz zu und gibt ohne Entsorgungsphase tendenziell die Reihung der verschiedenen Anlagentypen gemäß Gesamtumweltwirkungen wieder. Nicht erfasst werden über die kg CO₂-Äquivalente die in der Entsorgungsphase recycelten Materialmengen, welche bei Betrachtung der Gesamtumweltwirkungen zu negativen Werten in der Entsorgungsphase („Gutschriften“) führen können (vgl. Abbildung 4-1). Deshalb scheint es grundsätzlich möglich, das Treibhauspotenzial auch als Single-Indikator heranzuziehen, wenn ergänzend eine separate, zusätzliche Abbildung der Entsorgungsphase und des Ressourceneinsatzes erfolgt.

Die Verwendung der Gesamtumweltwirkungen nach IMPACT 2002+ erscheint gemäß den Ausführungen zu den einzelnen Schadenskategorien als geeigneter Mittelweg zur Erfassung der Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen) der verschiedenen Anlagentypen und wird als Indikator zur Beschreibung der Umweltwirkungen im Rahmen der Ökoeffizienzanalyse herangezogen (vgl. Kapitel 6).

Um Rückschlüsse auf die Wirkungsrelevanz von in der Massenbilanz erfassten Kenngrößen des Lebenszyklus der KKA schließen zu können, sind die mit den einzelnen Produktbestandteilen und Prozessen des Lebenszyklus verbundenen Material- und Energieverbräuche zu bewerten. Aufgrund der engen Korrelation von Energieverbrauch und kg CO₂-Äquivalenten wird der Stromverbrauch gut über den Indikator „Treibhauspotenzial“ abgebildet (vgl. Abbildung 4-13 und Abbildung 4-14). Für die Gesamtumweltwirkungen (Ressourceninanspruchnahme) spielen demgegenüber ebenso Menge und Art des über den gesamten Lebenszyklus verwendeten Materials eine Rolle. Wie in Kapitel 3 eingeführt, lässt sich dieser Einfluss über die Quantifizierung des Materialverbrauchs in der Massenbilanz (z. B. kg PE, kg Messing) allein nicht erfassen (vgl. Kapitel 3.3.2.1). Deshalb werden im folgenden Kapitel mögliche Ansätze zur Beschreibung des Ressourcenverbrauchs im engeren Sinne diskutiert.

4.2 Charakterisierung des Ressourcenverbrauchs im engeren Sinne („Ressourcenindikatoren“)

Über die Ressourcenindikatoren sollen Menge und Qualität der über die Massenbilanz aufgenommenen, in den einzelnen Lebenszyklusphasen eingesetzten Materialien und Rohstoffe erfasst und bewertet werden. Ressourcenindikatoren dienen in Ökobilanzen nicht

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

der Darstellung von Umweltwirkungen, sondern sollen nach Ciroth (2014) den „ökonomischen Effekt des Verbrauchs darstellen“. Über die Schadenskategorie „Ressourcen“ wird in IMPACT 2002+ der **Einsatz fossiler und mineralischer Ressourcen** bewertet.

Hinweis: Zur Bewertung des Ressourcenverbrauchs ist neben den hier näher untersuchten fossilen und mineralischen Ressourcen auch der **Wassereinsatz** zu bewerten. Im Rahmen des Projekts wird hierzu lediglich der „direkte“ Wasserverbrauch in den Lebenszyklusphasen „Planung und Einbau“ sowie „Nutzung“ in Zusammenhang mit dem Betrieb der KKA erfasst (vgl. Tabelle 3-2). Die umfassende Beurteilung des Ressourceneinsatzes im Hinblick auf die Ressource Wasser würde zum einen auch die Wassermengen des gesamten wasserwirtschaftlichen Infrastruktursystems erfassen (z. B. Wassereinsatz zur Toilettenspülung). Zum anderen erfordert die Bewertung des Wasserverbrauchs über die Bewertung des Einsatzes fossiler und mineralischer Rohstoffe hinausgehende methodische Ansätze. Dies konnte im Rahmen des Projekts jedoch nicht näher berücksichtigt werden.

(Vgl. z. B. Berger und Finkbeiner (2010))

Der Ressourcenverbrauch wird durch die verschiedenen LCIA-Methoden in unterschiedlicher Weise abgebildet. In CML / ILCD wird für die Bewertung des Einsatzes mineralischer Ressourcen die Wirkungskategorie „abiotic resource depletion“ genutzt, in der die Referenzressource Antimon (kg Sb-Äquivalente) verwendet wird. Dieser Indikator wird hier ergänzend zu IMPACT 2002+ zur Bewertung des Materialverbrauchs insbesondere unter Knappheitsgesichtspunkten herangezogen (vgl. Kapitel 3.3 und 4.2.1). Um den mit dem Materialverbrauch in der Massenbilanz verbundenen Ressourcenverbrauch (im engeren Sinne) zu charakterisieren, wird außerdem der Indikator KRA ermittelt. Wie bereits erwähnt, spiegelt auch dieser jedoch weder Knappheitsaspekte noch die mit dem Material- und Rohstoffverbrauch verbundenen Umweltwirkungen wider. Indikatoren wie der KRA sind deshalb nur in Kombination mit weiteren Umweltindikatoren zur Bewertung der Nachhaltigkeit der Ressourceninanspruchnahme durch Materialverbrauch aussagefähig.

4.2.1 Charakterisierung des Materialverbrauchs

Aus den Informationen der Sachbilanz (vgl. Anhang 6 bis 13) kann der mit dem Produktsystem verbundene Rohstoffaufwand abgeschätzt und unter Knappheitsaspekten sowie bezüglich der Umweltwirkungen bewertet werden. Neben der Mengenangabe ist die Bedeutung der Materialqualität zu beachten. In Tabelle 4-4 sind für die in der Massenbilanz erfassten Materialarten Umrechnungsfaktoren wie der KRA, knappheitsgewichtete Material- und Rohstoffverbräuche sowie ausgewählte Umweltwirkungen pro kg Materialart dargestellt. Die Angaben zu den einzelnen Stoffströmen und Materialarten in Tabelle 4-4 beziehen sich auf die Systembeschreibung im Rahmen des Projekts.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Tabelle 4-4: Charakterisierung der Stoffströme¹¹⁴ (Eigene Darstellung)

	Aluminium	Stahlbeton	Edelstahl	E- Schrott	Filt. (PKA)	Kabel	Messing	Papier	PE	PP	PVC	Steinwolle
<i>Massenbilanz:</i>	<i>1 kg</i>	<i>1 kg</i>	<i>1 kg</i>	<i>1 kg</i>	<i>1 kg</i>	<i>1 kg</i>	<i>1 kg</i>	<i>1 kg</i>	<i>1 kg</i>	<i>1 kg</i>	<i>1 kg</i>	<i>1 kg</i>
kg Sb Äq.	1,09E-03	6,84E-06	2,34E-03	1,46E-02	2,01E-08	3,31E-03	1,08E-01	8,57E-05	2,30E-06	2,24E-06	5,00E-06	6,46E-06
MJ KEA	5,29E+01	1,30E+00	5,24E+01	3,01E+02	4,54E-02	8,03E+01	6,70E+01	2,29E+01	7,66E+01	7,52E+01	6,10E+01	1,85E+01
Pt, IMPACT 2002+	2,14E-03	4,90E-05	2,80E-03	9,68E-03	9,04E-07	8,50E-03	1,01E-02	5,67E-04	9,00E-04	9,09E-04	7,17E-04	5,09E-04
kg CO ₂ Äq.	7,45E+00	1,89E-01	4,55E+00	1,85E+01	1,83E-03	4,00E+00	4,61E+00	1,30E+00	1,74E+00	1,81E+00	1,99E+00	1,37E+00
kg CO ₂ Äq. in Pt	7,54E-04	1,92E-05	4,60E-04	1,85E-03	1,83E-07	4,16E-04	4,75E-04	1,34E-04	1,13E-04	1,83E-04	2,01E-04	1,38E-04
DALY	6,96E-06	1,34E-07	1,09E-05	3,12E-05	2,71E-09	3,78E-05	4,41E-05	1,47E-06	9,62E-07	1,61E-06	7,16E-07	1,68E-06
DALY in Pt	9,82E-04	1,89E-05	1,53E-03	4,39E-03	3,82E-07	5,30E-03	6,22E-03	2,07E-04	1,35E-04	2,27E-04	1,01E-04	2,37E-04
DALY Anteil zu GesamtUW in %	45,95	38,5	54,86	45,41	42,25	62,35	61,53	36,59	15,05	24,92	14,09	46,59
(KRA) kg/kg	4,32E+00	1,19E+00	3,79E+00	9,01E+00	1,04E+00	3,54E+00	6,22E+00	2,58E+00	1,02E+00	1,11E+00	1,45E+00	1,96E+00

¹¹⁴ Die Angaben pro kg Stoffstrom beziehen sich auf die Systemabgrenzung und Berechnungsannahmen des Projekts! Die Materialbezeichnungen im Tabellenkopf verstehen sich dementsprechend als eine Art Kategorisierung und nicht naturwissenschaftlich/geologische Bezeichnung. Gegenüber materialspezifischen Angaben zu den genannten Stoffströmen anderer Quellen und Datenbanken (vgl. www.ecoinvent.org, www.oekobaudat.de) können sich dementsprechend Abweichungen in den aufgeführten Werten ergeben.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Aus den Angaben in Tabelle 4-4 wird deutlich, dass der Verbrauch eines Kilogramms der verschiedenen Stoffströme / Materialien mit einem unterschiedlichen Rohstoffverbrauch verbunden ist. Die angegebenen kg Sb-Äquivalente weisen auf unterschiedliche Knappheit der verschiedenen Materialien hin. Außerdem ist der Verbrauch einer bestimmten Materialmenge für die verschiedenen Stoffströme mit Unterschieden bezüglich der resultierenden Umweltwirkungen verbunden. Unter dem Gesichtspunkt Knappheit ist Metallen und elektronischen Bauteilen besondere Beachtung zu schenken. Auch der KRA weist insbesondere diesen Stoffströmen pro kg Massenbilanz hohe Rohstoffverbräuche zu. Bezüglich der Treibhausemissionen sind insbesondere die elektronischen Bauteile und Metalle zu nennen aber auch die Kunststoffe. Bezogen auf 1 kg Massenbilanz spielen bzgl. Knappheitsindikator, KRA und Treibhauspotenzial die Materialien Stahlbeton und Filtermaterial eine untergeordnete Rolle. Hinsichtlich der Schadenskategorie „Menschliche Gesundheit“ weichen die verschiedenen Stoffströme pro kg Massenbilanz weniger stark voneinander ab, Stahlbeton ist hier in eine vergleichbare Größenordnung wie die Kunststoffe einzuordnen. Werden die Gesamtumweltwirkungen pro kg Massenbilanz betrachtet, ergeben sich für das Filtermaterial die mit Abstand geringsten Werte und die höchsten für die Metalle. Stahlbeton und Kunststoffe liegen hier in einer vergleichbaren Größenordnung. Auch hier gelten die Aussagen wieder bezogen auf die Systembeschreibung im Rahmen des Projekts und die in Tabelle 3-2 genannten Kunststoffe.

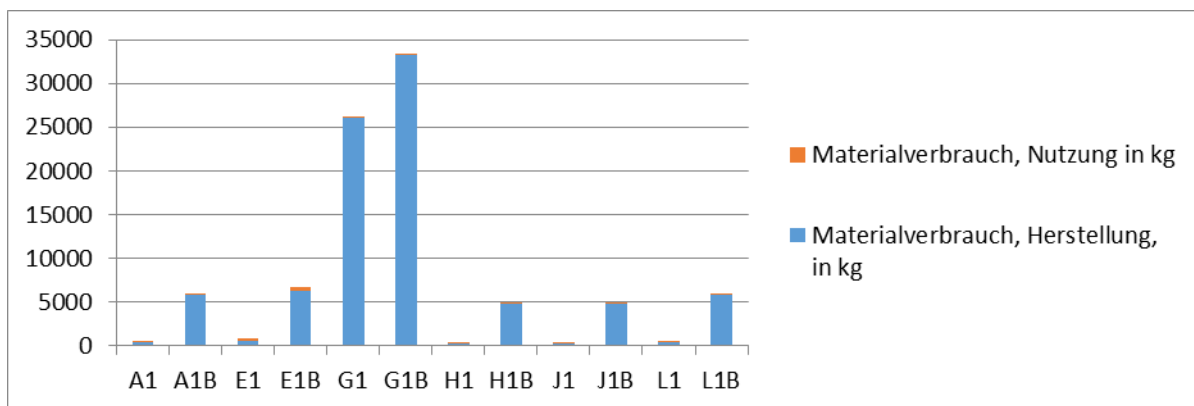


Abbildung 4-11: Materialverbrauch in Herstellungs- und Nutzungsphase in kg (Eigene Darstellung)

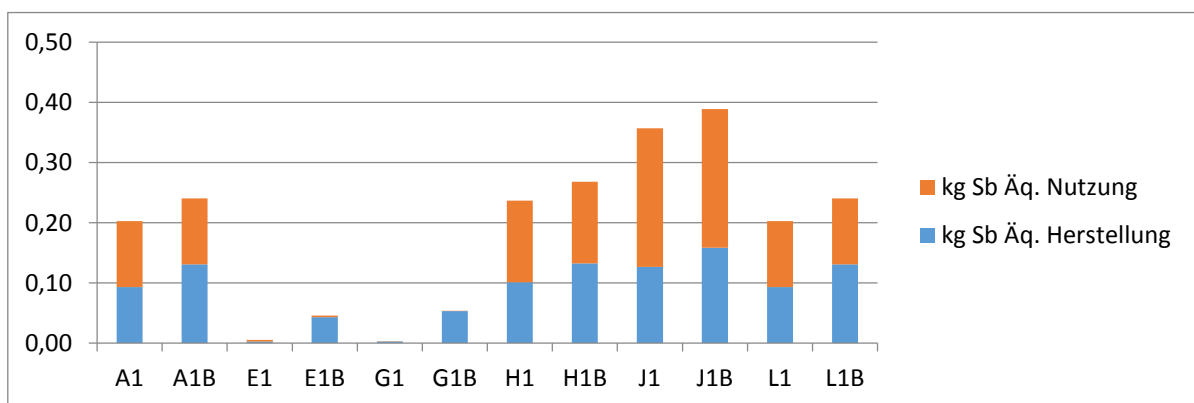


Abbildung 4-12: Materialverbrauch in Herstellungs- und Nutzungsphase in kg Sb – Äquivalenten (Eigene Darstellung)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Diese Informationen können Hinweise darauf geben, welche Materialarten besonders sorgsam eingesetzt werden sollten. Dies betrifft insbesondere die aufgeführten Metalle und elektronischen Geräte aber auch Kunststoffe. Wird zusätzlich zu den Werten in Tabelle 4-4 die Menge, in der die verschiedenen Materialien in den KKA bzw. dem zugehörigen Lebenszyklus gemäß Systembeschreibung vorkommen, berücksichtigt, ergibt sich folgendes Bild:

- Hinsichtlich Knappheit kommen Edelstahl, elektronischen Geräten, Messing, Kabel aber auch dem Stahlbeton eine besondere Bedeutung zu.
- Hinsichtlich des kumulierten Rohstoffaufwandes spielt das Filtermaterial bei PKA und Stahlbeton eine wichtige Rolle.
- Hinsichtlich des Treibhauspotenzials sind Stahlbeton und Kunststoffe (hier insbesondere PE, da als Behältermaterial eingesetzt), sowie mit Abstand auch Steinwolle und Edelstahl besonders relevant.
- Hinsichtlich der Gesamtumweltwirkungen wird insbesondere Stahlbeton und PE sowie mit Abstand auch Edelstahl, Kabel und die Steinwolle sowie Sand und Kies als Tiefbaumaterial eine wichtige Rolle zugeschrieben.

Der Unterschied zwischen Massenangabe nach Massenbilanz und bezogen auf kg Sb-Äquivalente ist in den Abbildungen 4-11 und 4-12 beispielhaft für Herstellungs- und Nutzungsphase dargestellt. PKA (G1, G1B) weisen bezogen auf diese beiden Lebenszyklusphasen den mit Abstand größten Materialverbrauch auf. Außerdem wird für alle Anlagentypen der Einfluss des Behältermaterials Beton auf die Massenbilanzwerte sichtbar. Werden diese Massenbilanzangaben in kg Sb-Äquivalenten angegeben, erscheinen die PKA (sowie die Biofilter) mit dem geringsten Materialverbrauch aller Anlagentypen und die Bedeutung der Massen der Betonbehälter tritt deutlich zurück. Angegeben in kg Sb-Äquivalenten weisen die SBR-Maschinentechnik-Anlagen (J1, J1B) den größten Materialverbrauch im Vergleich zu den anderen Anlagentypen auf. Dies spiegelt die Bedeutung des Einsatzes von Metallen und elektronischen Geräten wider, wenn der Materialverbrauch unter Knappheitsaspekten (hier am Beispiel des genannten Indikators) bewertet wird.

Relevanz entfalten für das betrachtete Produktsystem somit aufgrund ihrer Mengen und / oder Knappheit und Umweltwirkung für das untersuchte Produktsystem insbesondere folgende Stoffströme:

- Stahlbeton,
- PE¹¹⁵,
- Edelstahl,
- Sand/Kies,
- Kabel und
- Steinwolle.¹¹⁶

¹¹⁵ Die Berechnung der Gesamtumweltwirkungen enthält keine PP- und GFK-Behälter. Vgl. hierzu jedoch Kapitel 6.2.1.

¹¹⁶ Die Steinwolle soll als anlagenspezifische Besonderheit hier nicht weiter betrachtet werden. Die genannten Materialarten spielen insbesondere für die Behälter eine Rolle.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Die hinsichtlich Mengen und / oder Knappheit und Umweltwirkung besonders relevanten Materialien lassen sich insbesondere folgenden Produktbestandteilen zuordnen:

- Behältern,
- Maschinenteknik und deren Ersatzhäufigkeit sowie
- Materialien aus dem Tiefbau.

Auch wenn hier nicht mehr explizit mit aufgeführt, ist zu beachten, dass der Einsatz von Metallen wie zum Beispiel Messing und elektronischen Geräten aufgrund der massenspezifisch hohen Umweltwirkungen und Knappheit der Materialien besondere Aufmerksamkeit gewidmet werden sollte. Die der Massenbilanz der Anlagentypen zugrundeliegenden Mengenangaben orientieren sich an einem minimal notwendigen Materialverbrauch und können in der Praxis erheblich abweichen. Die hier angegebenen qualitativen und quantitativen Orientierungswerte können jedoch auch in diesen Fällen zur Bewertung herangezogen werden. Die grundsätzliche Einordnung der Umweltrelevanz der verschiedenen Stoffströme bleibt hiervon unberührt.

4.2.2 Exkurs: Kritische Rohstoffe

Die Sicherstellung eines zuverlässigen und nachhaltigen Zugangs zu Rohstoffen gewinnt sowohl innerhalb der EU als auch weltweit zunehmend an Bedeutung. Von besonderem Interesse sind hierbei sog. kritische Rohstoffe, die von hoher wirtschaftlicher Bedeutung und gleichzeitig mit Risiken in der Versorgung verbunden sind. Anhand dieser beiden Kriterien¹¹⁷ definieren EU (2014) folgende Rohstoffe als kritisch: Antimon, Beryllium, Borate, Chrom, Kobalt, Kokskohle, Fluorit, Gallium, Germanium, Indium, Magnesit, Magnesium, (natürlicher) Graphit, Niobium, PGMs¹¹⁸, Phosphatgestein, REEs¹¹⁹ (schwer), REEs (leicht), Siliciummetall und Wolfram. Die Auflistung an als kritisch eingestuft Rohstoffen bezieht sich auf die Definitionsweise von Kritikalität der EU (2014) und ist Veränderungen unterworfen. Auch bedeutet die Auflistung nicht, dass nur dem Einsatz hier genannter Rohstoffe besondere Beachtung geschenkt werden sollte.

Zur Abschätzung der Bedeutung kritischer Rohstoffe für das Produktsystem „KKA“ werden die Sachbilanzergebnisse der verschiedenen Anlagentypen nach deren Vorkommen ausgewertet. Dabei zeigt sich, dass auch im Produktsystem „KKA“ kritische Rohstoffe, teilweise im Vergleich zu einem Personenkraftfahrzeug in relevanten Mengen vorkommen. Dies betrifft u. a. Chromium, Gallium und seltene Erden (vgl. Anhang 14). Weitergehende Analysen sind jedoch nicht Gegenstand des Projekts.

Die Definition kritischer Rohstoffe bezieht sich vor allem auf die Gewährleistung der Bereitstellung von Produktionsfaktoren für die jeweilige Industrie. Hierbei spielen auch Faktoren wie Knappheit eine Rolle¹²⁰, stehen jedoch nicht im Vordergrund. Mit der jeweiligen Rohstoffgewinnung verbundene Umweltwirkungen werden nicht erfasst. Die Bewertung der

¹¹⁷ Zur Charakterisierung und Definition der Kritikalität von Rohstoffen siehe auch Tuma et al. (2014).

¹¹⁸ Platinum group metals: Palladium, Platin, Rhodium, Ruthenium, Iridium, Osmium. (EU (2014), S. 17)

¹¹⁹ Seltene Erden (Rare earth elements – REE): Scandium, Lanthan, Cerium, Praseodymium, Neodymium, Samarium, Europium, Gadolinium, Terbium, Dysprosium, Erbium, Yttrium, sonstige. (EU (2014), S. 19)

¹²⁰ Vgl. Tuma (2014), EU (2014), Erdmann et al. (2011).

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Kritikalität von Rohstoffen findet bei der Ökoeffizienzbewertung im Rahmen des Projekts keine weitere Berücksichtigung.

4.2.3 Charakterisierung des Energieverbrauchs

Bezüglich des Energieverbrauchs (und der erforderlichen Transportprozesse) unterscheiden sich die verschiedenen Anlagentypen teilweise erheblich. So schwankt der Stromverbrauch¹²¹ zum direkten Betrieb der Anlage in der Nutzungsphase zwischen 0 und 15.700 kWh in 25 Jahren (vgl. Anhang 21 und Abbildung 4-13). Aus dem Stromverbrauch resultieren ca. 80 % der Umweltwirkungen der Nutzungsphase, die wiederum abgesehen von den Biofiltern und PKA – wie bereits erwähnt – ca. 70 bis 80 % der Umweltwirkungen des Gesamtlebenszyklus ausmacht. Abbildung 4-13 stellt für die Nutzungsphase den Stromverbrauch und Transportaufwand in kWh¹²² für die verschiedenen Anlagentypen dar. Das Behältermaterial und –volumen¹²³ spielt an dieser Stelle keine Rolle. Deutlich wird die Korrelation des Stromverbrauchs mit der Schadenskategorie „Treibhauspotenzial“ und -vor dem Hintergrund des großen Anteils des Stromverbrauchs an den Umweltwirkungen der Nutzungsphase- auch mit den Gesamtumweltwirkungen (vgl. Abbildung 4-14).

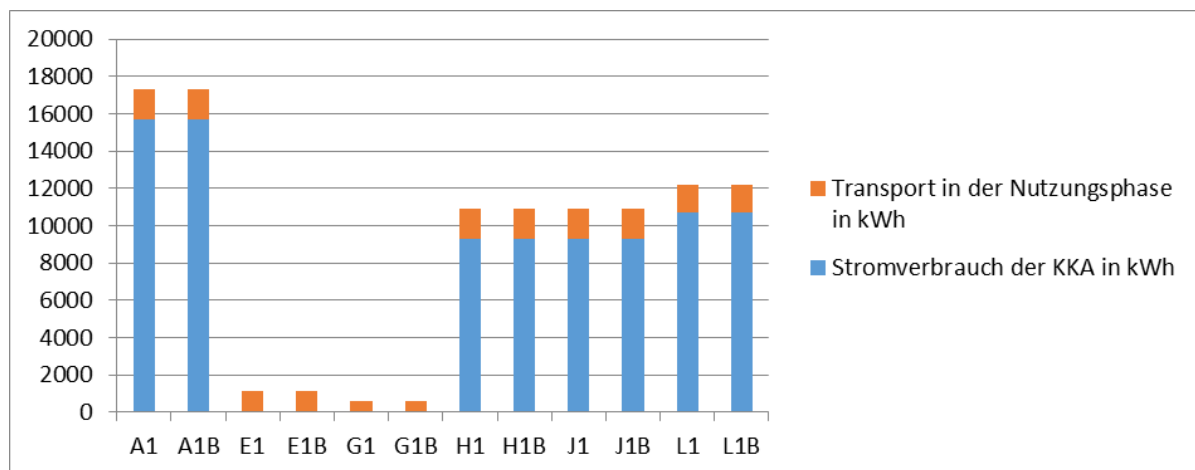


Abbildung 4-13: Energieverbrauch in der Nutzungsphase in kWh (Eigene Darstellung)

¹²¹ Auch wenn aus dem zur Verfügung stehenden Datenmaterial charakteristische Unterschiede bezüglich des Stromverbrauchs zwischen den verschiedenen Anlagentypen benannt werden können, zeigen sich zum einen auch erhebliche Unterschiede innerhalb eines Anlagentyps und zum anderen wird der Stromverbrauch auch entscheidend von äußeren Rahmenbedingungen und dem Betreiberverhalten beeinflusst.

¹²² Berechnet aus dem Energiegehalt im und dem durchschnittlichen Kraftstoffverbrauch pro PKW-km bzw. tkm, zurückgelegten Transportwegen und transportierten Massen gemäß Massenbilanz (vgl. Anhang 1 bis 4). Berechnungsannahmen: PKW mit 7 Liter / 100 km; LKW mit 3,4 l / 100 tkm (vgl. Destatis (2011)); 9 kWh / Liter Kraftstoff.

¹²³ Ein potenziell höherer Energiebedarf zur Belüftung größerer Wassermengen aufgrund größerer Behältervolumen wird im Projekt nicht quantifiziert.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

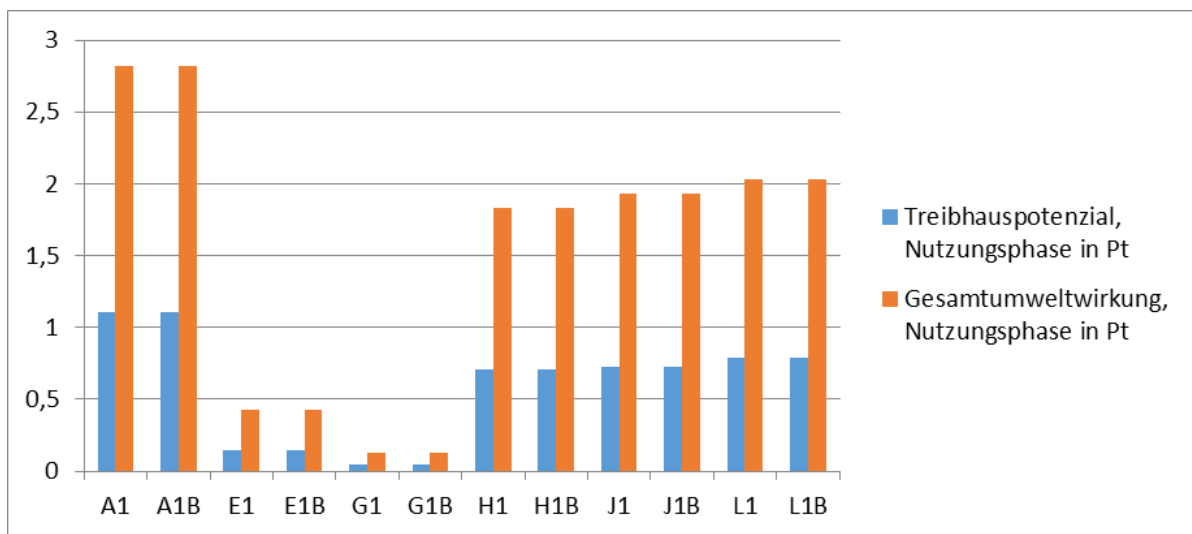


Abbildung 4-14: Umweltwirkungen des Energieverbrauchs in der Nutzungsphase (Eigene Darstellung)

Zusätzlich zum Stromverbrauch in der Nutzungsphase ist der Lebenszyklus der KKA mit verschiedenen Transportprozessen verbunden (vgl. Anhang 1 bis 4, 15). Abbildung 4-15 zeigt den Umfang angegeben in kWh für die Lebenszyklusphasen „Planung und Einbau“, „Nutzung“ sowie „Ausbau“ auf. Bezogen auf kWh entfallen große Anteile des Transportaufwands auf die Nutzungs- sowie Planungs- und Einbauphase. Die Planungs- und Einbauphase wird diesbezüglich geprägt vom Tiefbau, den Baugrubengrößen und den damit verbundenen Materialtransporten. So spiegelt der Transportaufwand in dieser Phase die unterschiedlichen Behältervolumen der verschiedenen Anlagentypen wider. Besonders deutlich wird dies bei PKAs (G1, G1B), die aufgrund des großen Vorklärvolumens und der notwendigen Anlage des Pflanzenbeetes hier einen stark überdurchschnittlichen Transportaufwand aufweisen. Bzgl. des Behältermaterials wird der größere Transportaufwand für Beton- im Vergleich zu PE-Behältern sichtbar (vgl. Abbildung 4-15). Transportprozesse für Beratung, Dichtheitsprüfung und Bauabnahme etc. werden für alle Anlagentypen gleich angesetzt (vgl. Anhang 1 bis 4, 15).

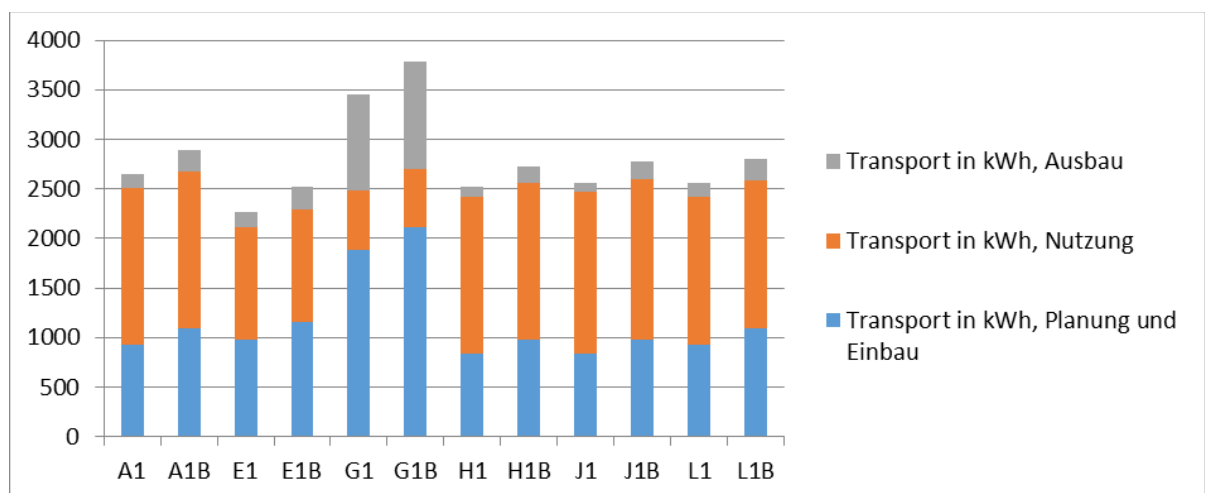


Abbildung 4-15: Transport nach Lebenszyklusphasen in kWh (Eigene Darstellung)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

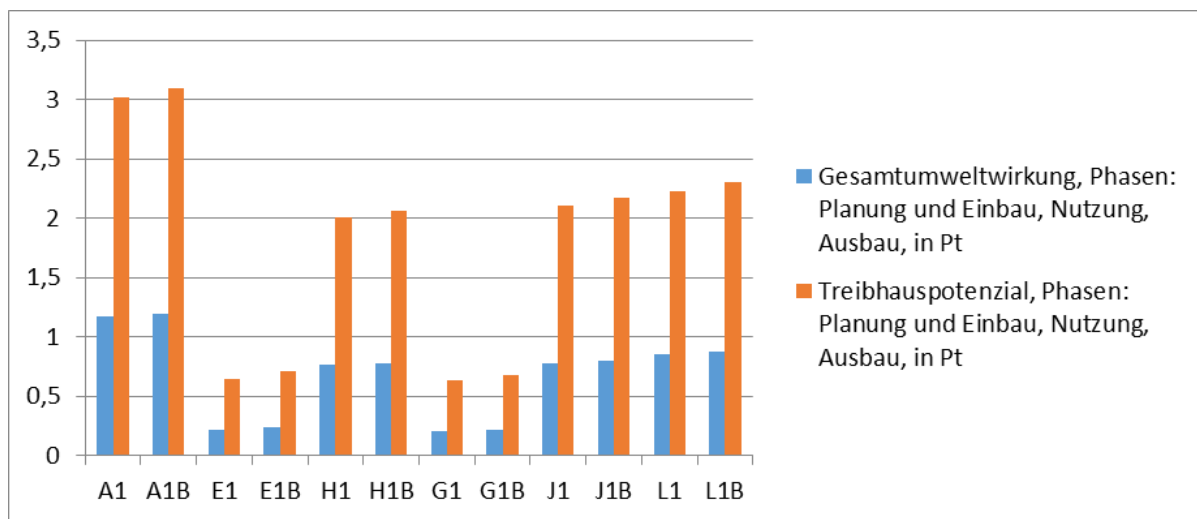


Abbildung 4-16: Ausgewählte Umweltwirkungen des Transports, gesamt nach Lebenszyklusphasen in Pt (Eigene Darstellung)

Die Transportprozesse in der Nutzungsphase werden geprägt durch die Anfahrt zur Wartung zweimal jährlich, und die Transportprozesse in Verbindung mit dem Austausch der Ersatzteile (Instandhaltung). Die Transportprozesse in Verbindung mit der Schlammabfuhr spielen demgegenüber nur eine untergeordnete Rolle¹²⁴. Die bei PKA (G1, G1B) nur einmal jährlich geforderte Regelwartung und der nicht notwendige Austausch von Ersatzteilen während der Nutzungsphase sowie der geringe Schlammanfall führen zu dem stark unterdurchschnittlichen Transportaufwand in der Nutzungsphase bei PKA. Auch Biofilter (E1, E1B) weisen deutliche Vorteile gegenüber den anderen Anlagentypen (außer PKA) auf, da der notwendige Austausch von Ersatzteilen (Instandhaltung) im Vergleich zu den SBR-, Festbett- und Wirbel-Schwebbett-Anlagen stark reduziert ist. Da sich der Transportaufwand für die Regelwartungen gleicht, der Transportaufwand für die Schlammabfuhr nur geringe Relevanz besitzt und sich somit unterschiedlicher Schlammanfall nicht entscheidend auswirkt auf die Gesamtbilanz, werden Unterschiede im Transportaufwand in der Nutzungsphase von den mit der Instandhaltung verbundenen Transportprozessen geprägt. Im Vergleich der technischen Anlagentypen sind bzgl. der Instandhaltung gemäß Systembeschreibung im Projekt am häufigsten bei SBR-Anlagen mit Maschinenteknik (J1, J1B) Bauteile auszutauschen und somit dieser Anlagentyp mit dem größten Transportaufwand in der Nutzungsphase verbunden.

Der Transportaufwand in der Ausbauphase resultiert aus dem Abtransport der Anlage und der Anlieferung des Materials zum Verfüllen der Baugrube, so dass hier insbesondere das Behältervolumen relevant ist. Es spiegelt sich teilweise im Behältergewicht wider, und beeinflusst den notwendigen Materialeinsatz für das Verfüllen der Baugrube. Diesbezüglich ist der Transportaufwand im Vergleich zur Planungs- und Einbauphase reduziert, da das Bettungsmaterial im Boden verbleibt und nicht abtransportiert und entsorgt wird. Die prägende Relevanz des Behältervolumens zeigt sich in der Reihung des Transportaufwands der verschiedenen Anlagentypen, so weisen in der Ausbauphase die SBR-Anlagen (H1, H1B, J1, J1B) den niedrigsten Transportaufwand auf, gefolgt von Festbett (A1, A1B) und Wirbel-Schwebbett (L1, L1B) und schließlich von Biofiltern (E1, E1B). Die PKA (G1, G1B)

¹²⁴ Siehe auch Fußnote 112.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

weisen mit Begründung gemäß Planungs- und Einbauphase den mit Abstand größten Transportaufwand in der Ausbauphase und damit, trotz geringstem Transportaufwand aller Anlagentypen in der Nutzungsphase, den insgesamt größten Transportaufwand auf (vgl. Abbildung 4-15).

Gemäß Abbildung 4-16 gibt der Transportaufwand, bilanziert nach kWh nicht die Reihung der verschiedenen Anlagentypen gemäß Treibhauspotenzial oder Gesamtumweltwirkungen der drei genannten Phasen wieder.

Da Daten der Massenbilanz in der Praxis leicht zugängliche und Herstellern verfügbare Informationen darstellen, sind relevante Einflussgrößen zu benennen, die eine hinreichend genaue Abbildung der Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen) des Lebenszyklus der KKA ermöglichen. Aufbauend auf diesen Einflussgrößen kann ein „vereinfachter“ Ansatz zur Ökoeffizienzbewertung vorgestellt werden, der die Generierung von Bewertungsergebnissen gemäß Kapitel 6 in einer in der Praxis leicht anwendbaren Weise ermöglicht. Die Untersuchungsergebnisse der Kapitel 4.1 und 4.2 deuten an, dass die folgenden Einflussfaktoren dafür herangezogen werden können:

- Behältervolumen,
- Stromverbrauch in der Nutzungsphase,
- Instandhaltung,
- Transport (inklusive Wartung) und
- (Materialmenge und -art) bzw. Recyclinganteile.

In Kapitel 7 wird erläutert, wie aufbauend auf den genannten Einflussfaktoren eine vereinfachte Bewertung und Optimierung des Produktsystems „KKA“ durchgeführt werden kann.

Zur Bedeutung der Schlamm Entsorgung und diesbezüglichen Verbesserungspotenzialen vgl. Kapitel 6.2.3.

5 Ermittlung der Gesamtkosten aus Betreiberperspektive

Gemäß der in Kapitel 3.4.1 beschriebenen Vorgehensweise wird eine Gesamtkostenrechnung aus Betreiberperspektive für die verschiedenen KKA-Typen (vgl. Tabelle 2-6) angefertigt. Die meisten Kostenpositionen werden aus verschiedenen Sekundärquellen (Studien, Hersteller-Katalogen, Websites, Werbematerial etc.) ermittelt und repräsentieren nur einen Teil des gesamten Marktes. Dazu ist an dieser Stelle anzumerken, dass der monetäre Wert oft einen verzerrten Eindruck von Genauigkeit vermitteln kann: Preise sind volatil, da sie sowohl auf unterschiedlichen internen Betriebsrechnungen / Kostenstrukturen als auch Verkaufsstrategien basieren. Wie bei der Ökobilanz (vgl. Einleitung zu Kapitel 4) gelten die Anmerkungen zu anlagenspezifischen Unterschieden innerhalb der einzelnen Anlagentypen sowie standortspezifischen Abweichungen auch für die Gesamtkostenrechnung. Aus diesen Gründen ist die Gesamtkostenrechnung daher als eine Größenordnung zu verstehen, die den Vergleich unterschiedlicher Anlagentypen ermöglicht. Die der Gesamtkostenrechnung zugrundeliegenden Berechnungsannahmen sind unter Anhang 29 zu finden.

Unter Verwendung der in Kapitel 3.4.1 beschriebenen Berechnungsmethoden sind die Gesamtkosten wie folgt zu bewerten: Bezogen auf den gesamten Lebenszyklus unterscheiden sich die Gesamtkosten um bis zu 10.000 € zwischen PKA (G1 und G1B) und Festbetтанlage (A1 und A1B). Im Durchschnitt liegen die Gesamtkosten für die 12 abgebildeten Anlagentypen bei ca. 22.800 € (Abbildung 5-1).

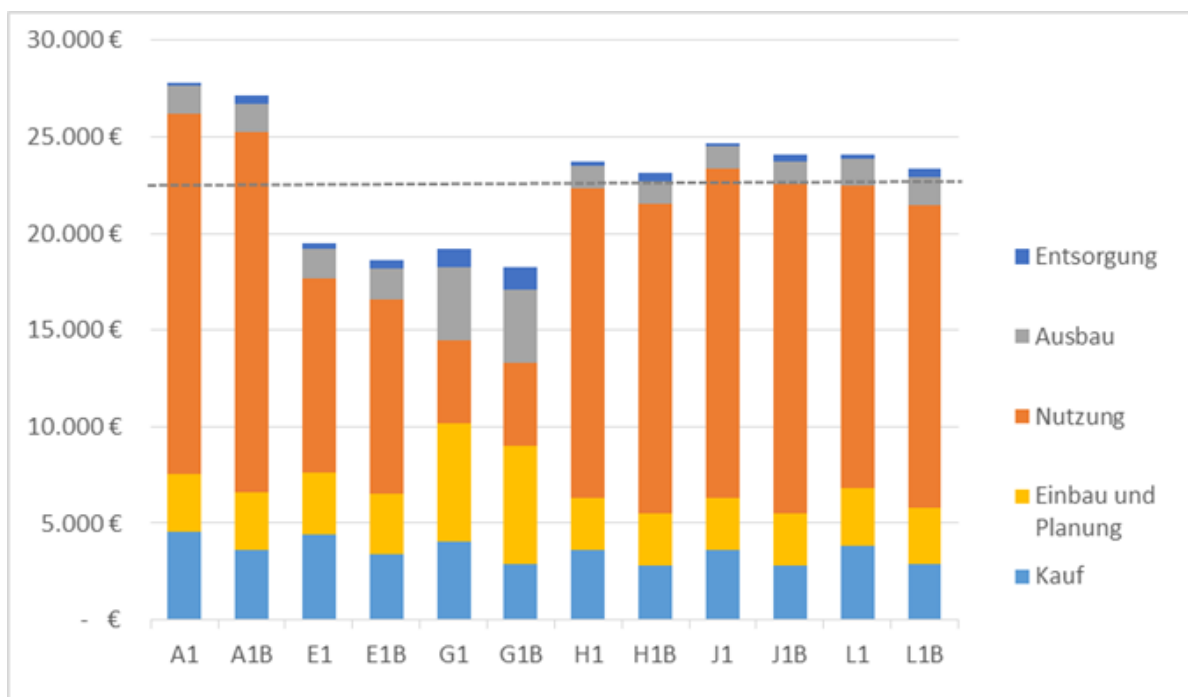


Abbildung 5-1: Gesamtkosten nach Anlagentypen und Lebenszyklusphasen¹²⁵, in € (Eigene Darstellung)

¹²⁵ Vgl. Abbildung 3-7.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Tatsächlich weichen die Kauf- und sogar die Einbaukosten der meisten Anlagen nur geringfügig voneinander ab. Die SBR-Anlagen mit Betonbehälter (H1B und J1B) sind mit Anschaffungskosten von ca. 5.500 € die günstigsten Anlagen. Die niedrigen Kosten im Vergleich der 12 Anlagentypen lassen sich sowohl durch einen leicht günstigeren Kaufpreis als auch durch die niedrigsten Tief- und Einbaukosten erklären. E1B (Biofilter) und A1B (Festbett) sind durch etwas höhere Anlagenpreise gekennzeichnet. Nur G1B (PKA) fällt wegen besonders hoher Einbau- und Tiefbaukosten aufgrund des großen Behältervolumens und dem benötigten Pflanzenbeet auf.

Der Gesamtkostenunterschied ist vor allem auf die Kosten in der Nutzungsphase zurückzuführen. Mit einem durchschnittlichen Wert von 13.600 € stellen sie unter Bezug auf die zugrunde gelegte Nutzungsdauer von 25 Jahren für die meisten Anlagen über zwei Drittel der Gesamtkosten dar, wobei große Unterschiede zwischen den einzelnen Anlagentypen zu erkennen sind (Abbildung 5-2).

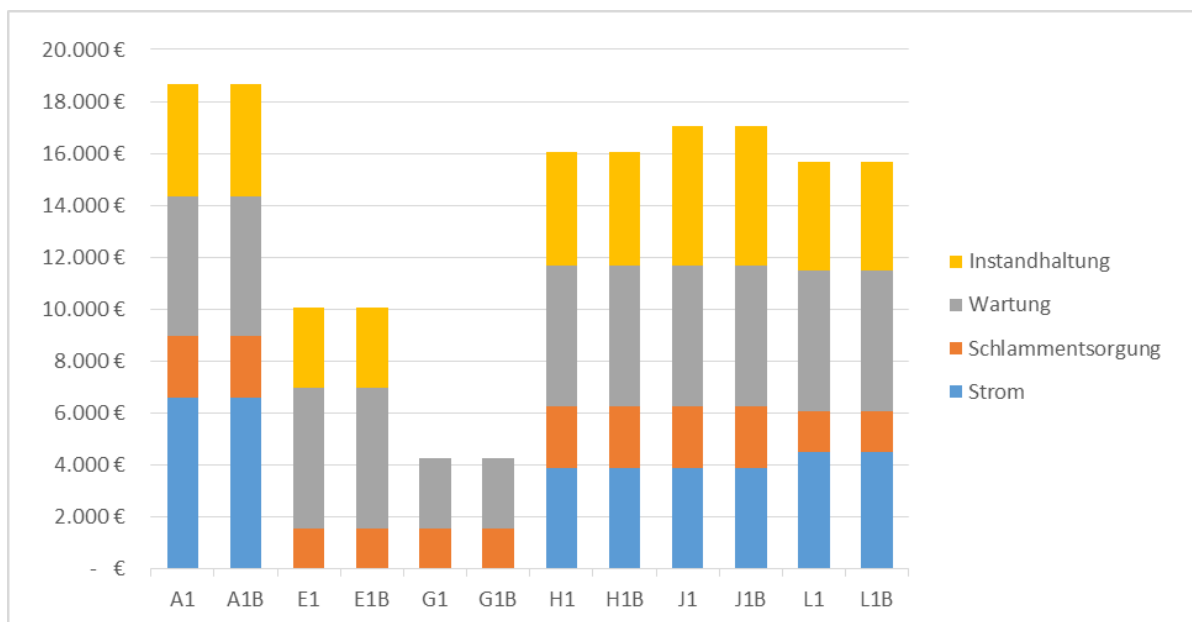


Abbildung 5-2: Kosten der Nutzungsphase nach Anlagentypen und Kostenposition, in € (Eigene Darstellung)

SBR- und Wirbel-Schwebbett-Anlagen weisen ähnliche Gesamtkosten auf. Die unterschiedlichen Varianten von SBR-Anlagen unterscheiden sich leicht bei der Instandhaltung: Tauchmotorbelüfter und -pumpe müssen häufiger gewechselt werden (vgl. Anhang 24), so dass SBR-Maschinentechnik-Anlagen (J1, J1B) etwas aufwendiger zu betreiben sind. Die Nutzung von Festbett-Anlagen ist durch einen besonders hohen Stromverbrauch gekennzeichnet. In Kombination mit höheren Anschaffungskosten macht dies die Festbett-Anlage zur wirtschaftlich unattraktivsten Anlage von allen.

Die PKA (G1, G1B) und Biofilteranlagen (E1, E1B) bieten die kostengünstigste Nutzung, die die höheren Anschaffungskosten überkompensieren und somit die niedrigsten Gesamtkosten über den Lebenszyklus aufweisen. Dies ist vor allem auf den stromlosen Betrieb und, zum geringeren Teil, auf den niedrigen Schlammfall zurückzuführen. Darüber hinaus zeichnen sich die PKA dadurch aus, dass über den gesamten Lebenszyklus kein

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Tausch von Ersatzteilen notwendig ist und die Anlage nur einmal im Jahr gewartet werden muss.

Durch die Bedeutung der Kosten der Nutzungsphase über den Gesamtlebenszyklus besteht die Möglichkeit, dass sich Betreiber¹²⁶ für eine Anlage mit den niedrigsten Anschaffungskosten entscheiden, über den gesamten Lebenszyklus gerechnet jedoch höhere Kosten tragen. Die Kosten, ausgedrückt in Prozent des durchschnittlichen verfügbaren Einkommens pro Einwohner in Deutschland¹²⁷ zeigen die tatsächliche finanzielle Belastung der privaten Haushalte über den Lebenszyklus auf (vgl. Abbildung 5-3).

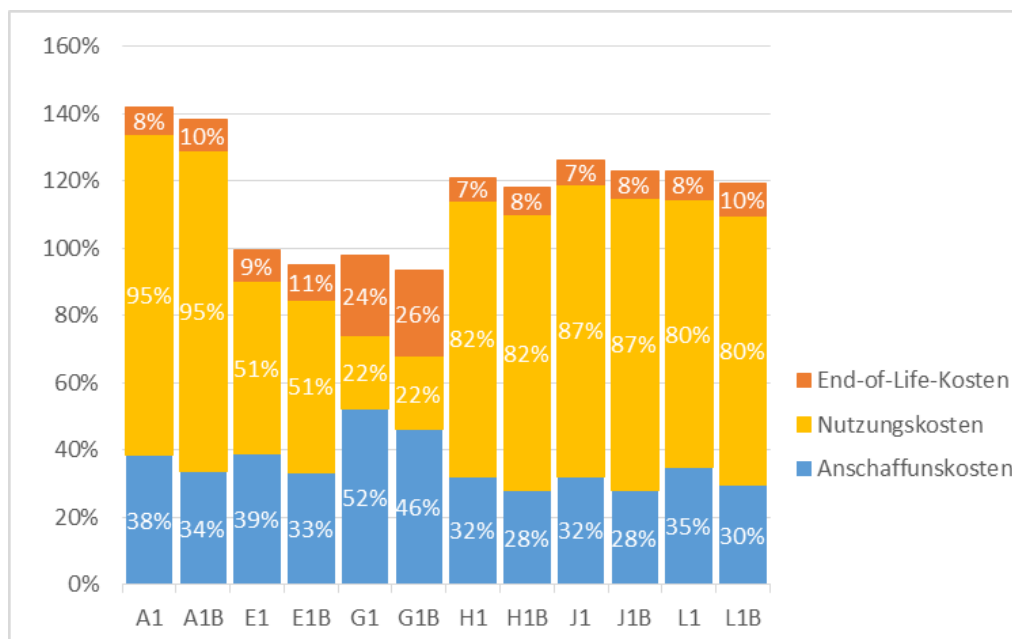


Abbildung 5-3: Normierte Gesamtkosten nach Anlagentypen und Lebenszyklusphase, in % vom jährlichen verfügbaren Einkommen in Deutschland (Eigene Darstellung)

Je nach Anlagentyp erfordern KKA über den Gesamtlebenszyklus Kosten zwischen ca. 95 % (PKA) und 140 % (Festbett) des durchschnittlichen jährlichen verfügbaren Einkommens eines Einwohners in Deutschland. Einen beträchtlichen Anteil, der zwischen 30 % (H1B: SBR-Druckluft und J1B: SBR-Maschinen-Technik) und knapp 50 % (G1B: PKA) liegt, machen die Kosten der Anschaffungsphase in Form einer hohen einmaligen Ausgabe aus. Die End-of-Life-Phase fällt entsprechend weniger ins Gewicht (meistens weniger als 10 %, außer im Fall von PKA, wo diese Phase 25 % ausmacht). Sollten aber gleichzeitig Reinvestitionskosten anfallen, würde dies eine zusätzliche finanzielle Belastung bedeuten. So wird bspw. für die PKA davon ausgegangen, dass innerhalb der Nutzungsphase kein Austausch des Bettmaterials notwendig wird.

¹²⁶ Z. B. aus Mangel an verfügbarem Kapital.

¹²⁷ Verfügbares Einkommen pro Einwohner für 2014 in Deutschland in Höhe von 19.611 €. (Statistisches Bundesamt (2015))

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

6 Ermittlung von ökobilanzbasierten Ökoeffizienzindikatoren

Die Ergebnisse der Ökobilanzierung (Kapitel 3 und 4) und der Ermittlung des Produktsystemnutzens (Kapitel 5 und 6.2) werden sowohl graphisch als auch rechnerisch für die Bestimmung der Ökoeffizienz in Beziehung gesetzt (vgl. Abbildung 3-1).

- *Graphische Darstellung:*

Die graphische Darstellung dient vor allem dazu, den Trade-Off zwischen Kosten und Umweltwirkungen der einzelnen Anlagen bzw. der Teilsysteme (einzelne Bausteine und Lebenszyklusphasen) sichtbar zu machen. Der Trade-Off quantifiziert die Erhöhung einer Dimension, die notwendig ist, um bei einer Minderung der anderen Dimension den ursprünglichen Nutzen¹²⁸ zu halten. Im Rahmen des Projekts wird der Referenz-Trade-Off als das Verhältnis zwischen den durchschnittlichen Gesamtkosten und den durchschnittlichen Umweltwirkungen der zwölf betrachtenden Anlagen festgestellt (entspricht 9.309€ /Pt).

Es wird eine Normierung der Umweltwirkungen (UW) und der Kosten (K) der einzelnen Teilsysteme (i) für die verschiedenen Anlagentypen (A) auf die durchschnittlichen Werte der zwölf KKA, jeweils 22.806€ und 2,45 Pt angesetzt (Gleichung 1 und 2). Diese bestimmt somit den Referenzpunkt D mit den Koordinaten x=1 und y=1 und ein Verhältnis von 1 (äquivalent zu 9.309€/Pt) bei der Auswertung der Ergebnisse (Abbildung 6-1).

$$UW_{A_i} = UW_{A_i \text{ abs}} / \frac{\sum UW}{\text{Anzahl KKA}} = UW_{A_i \text{ abs}} / 2,45 \quad (\text{Gleichung 1})$$

$$K_{A_i} = K_{A_i \text{ abs}} / \frac{\sum K}{\text{Anzahl KKA}} = K_{A_i \text{ abs}} / 22.806 \quad (\text{Gleichung 2})$$

Für die Teilsysteme wird zusätzlich eine Skalierung um Eins vorgenommen. Die Skalierung dient dazu, gleichzeitig mögliche Abweichungen der Teilsysteme vom Referenz-Trade-Off zu berücksichtigen und die Vergleichbarkeit zwischen Teilsystemen sowie mit dem Gesamtsystem zu ermöglichen. Graphisch entspricht dies der Projektion des Mittelwerts des Teilsystems i (D_i) auf die Trade-Off-Linie (D), die durch den Punkt D verläuft. Entlang der Trade-Off-Linie ist die Ökoeffizienz konstant, der Trade-Off zwischen Kosten und Umweltwirkungen aber variabel: D'_α weist proportional ein Verhältnis mit höheren Umweltwirkungen auf, D'_β mit höheren Kosten.

¹²⁸ Der Begriff Nutzen ist hier im volkswirtschaftlichen Sinne zu verstehen (wirtschaftliche Erträge abzüglich externer Umweltkosten).

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

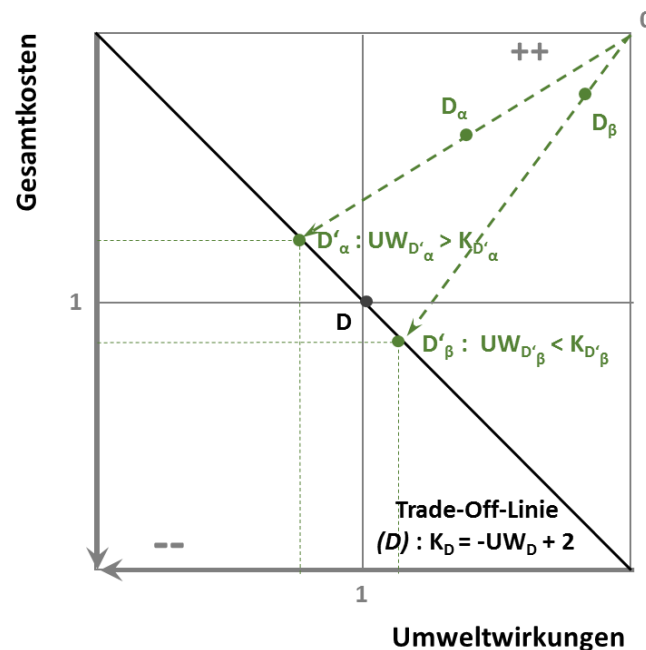


Abbildung 6-1: Skalierung der Durchschnittswerte der Kosten und Umweltwirkungen der Anlagen für die Teilsysteme (einzelne Bausteine und Lebenszyklusphasen) (Eigene Darstellung)

Die Koordinaten der einzelnen Anlage (A_i) lassen sich für die Teilsysteme proportional hochrechnen und abbilden (Gleichung 3 und 4):

$$UW_{A'_i} = \frac{UW_{D'_i}}{UW_{D_i}} * UW_{A_i} \quad (\text{Gleichung 3})$$

$$K_{A'_i} = \frac{K_{D'_i}}{K_{D_i}} * K_{A_i} \quad (\text{Gleichung 4})$$

Zusätzlich werden die Umweltwirkungen und Kosten so abgebildet, dass sich die niedrigsten Werte rechts auf der x-Achse und oben auf der y-Achse befinden, um der Konvention der Ökoeffizienz zu entsprechen.

- Berechnung der ökobilanzbasierten Ökoeffizienzindikatoren:

Rechnerisch können aufgrund des offenen und flexiblen Rahmens der Ökoeffizienzanalyse viele Arten von Indikatoren eine Aussage zur quantitativen Ökoeffizienz liefern. Die ISO 14 045 stellt als Anforderung an den Ökoeffizienzindikator lediglich, dass ein steigender Wert die verbesserte Umweltleistung bei gleichbleibendem Produktnutzen oder den verbesserten Produktnutzen bei gleichbleibender Umweltleistung widerspiegeln muss. Im Rahmen des Projekts wird die Ökoeffizienz über den y-Achsen-Schnittpunkt der Trade-Off-Linie ermittelt¹²⁹.

Trade-off-Linien sind Linien gleicher Ökoeffizienz und laufen senkrecht zur Ursprungsgerade¹³⁰. Sie besitzen immer eine Steigung von $a = -1$. Der y-Achsen-

¹²⁹ Vergleiche demgegenüber die Berechnung der vereinfachten Ökoeffizienzindikatoren in Kapitel 7.

¹³⁰ Die Ursprungsgerade verläuft durch den Nullpunkt und D.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Schnittpunkt ist dann gleich zur Summe der Koordinaten x und y des bekannten Punkts (Abbildung 6-2).

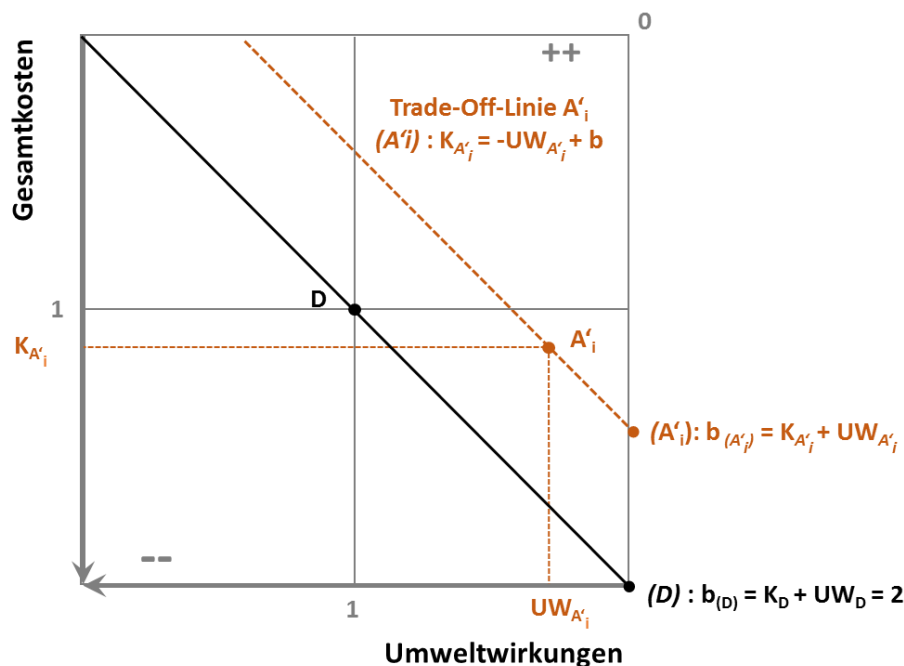


Abbildung 6-2: Berechnungsansatz zur Bestimmung der Ökoeffizienzindikatoren (Eigene Darstellung)

Das Verhältnis zwischen den y-Achsen-Schnittpunkten $b_{(D)}$ und $b_{(A_i)}$ bildet die Ökoeffizienz (Gleichung 5 und Abbildung 6-2). Der Ökoeffizienzindikator lässt sich sowohl über den normierten Wert als auch den skalierten Wert um Eins berechnen.

$$\text{ÖEI}_A = \frac{b_{(D_i)}}{b_{(A_i)}} = \frac{UW_{D_i} + K_{D_i}}{UW_{A_i} + K_{A_i}} \quad \text{oder} \quad \frac{b_{(D)}}{b_{(A_i)}} = \frac{2}{UW_{A_i} + K_{A_i}} \quad (\text{Gleichung 5})$$

Ein Wert über Eins heißt höhere Ökoeffizienz als der Referenzpunkt, ein Wert unter Eins niedrigere Ökoeffizienz. Identische Ökoeffizienzwerte können einen Unterschied bei den Umweltwirkungen aufweisen, der von den Gesamtkosten im selben Umfang ausgeglichen wird. Eine Verbesserung der Ökoeffizienz von 10% ergibt sich aus dem gleichzeitigen Rückgang der Kosten und der Umweltwirkungen um 10% (Win-Win Situation) oder aus einer Verbesserung der Umweltwirkungen um 20% bei gleichbleibenden Kosten (Umweltverbesserungsansatz) bzw. niedrigeren Kosten um 20% bei gleichbleibender Umweltbelastung (Kostenverbesserungsansatz).

Unter Verwendung dieses Berechnungsansatzes werden zuerst die unterschiedlichen KKA-Typen anhand der Umweltwirkungen und der Gesamtkostenrechnung in einer sog. kosten- (und ökobilanz-)basierten Ökoeffizienz (vgl. Kapitel 6.1) verglichen.

6.1 Kostenbasierte Ökoeffizienz

Zur Bestimmung der Ökoeffizienz können nun die normierten Gesamtkosten und Ökobilanz-Ergebnisse graphisch dargestellt und zueinander ins Verhältnis gesetzt werden.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Die Ökoeffizienzwerte der KKA sind in Abbildung 6-3 dargestellt. Nur drei Anlagentypen weichen erheblich vom Referenzpunkt (1:1) ab: Biofilter- (E1 und E1B) und PKA (G1 und G1B) erreichen höhere Ökoeffizienzwerte, während die Festbett-Anlagen (A1 und A1B) am schlechtesten von allen Anlagentypen abschneiden. Biofilter-Anlagen und PKA unterscheiden sich kaum hinsichtlich der Gesamtkosten, dafür betragen die Umweltwirkungen in der Entsorgung der PKA das Zehnfache von Biofiltern und belasten somit den Ökoeffizienzindikator der PKA. Festbett-Anlagen werden sowohl durch ihre Kosten als auch Umweltwirkungen als weniger ökoeffizient eingestuft. SBR- (H1, H1B, J1 und J1B) und Wirbel-Schwebebett-Anlagen (L1 und L1B) liegen dicht beieinander, wobei SBR-Druckluft-Anlagen vor allem durch niedrigere Umweltwirkungen etwas besser abschneiden.

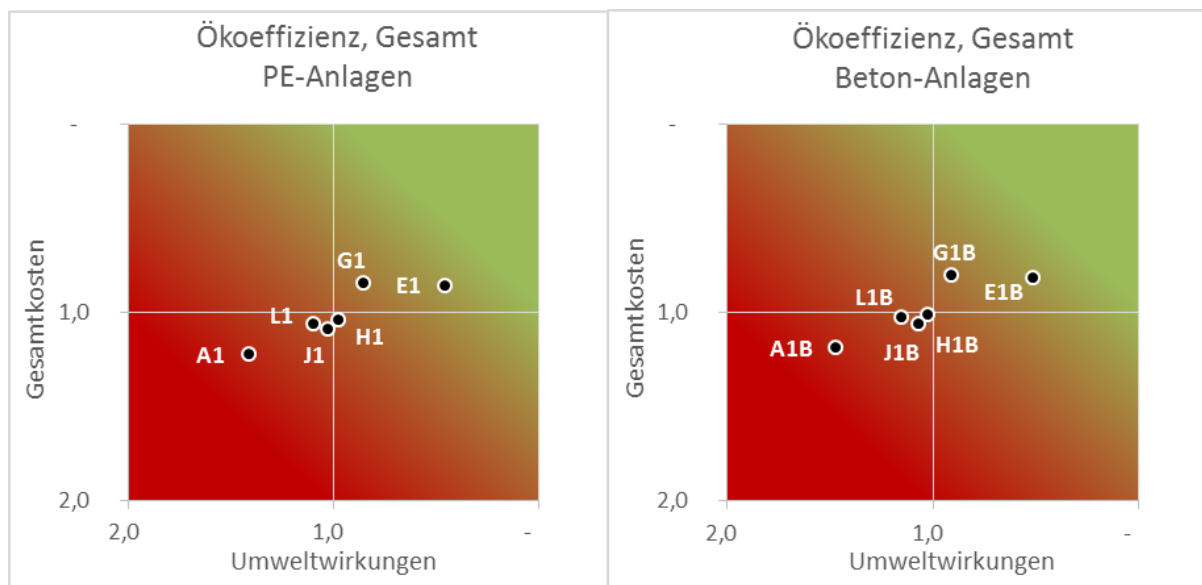


Abbildung 6-3: Ökoeffizienz nach Anlagentypen differenziert nach verwendetem Behältermaterial (PE oder Beton) (Eigene Darstellung)

In der Anschaffungsphase sind die Ergebnisse relativ homogen. Unterschiede in der Kaufphase sind eher auf Behältervolumen und -material und weniger auf den Einsatz verschiedener Technologien zurückzuführen. Allgemein weisen Anlagen mit PE-Behältern unter Beachtung der getroffenen Berechnungsannahmen immer eine tendenziell bessere Ökoeffizienz als Beton-Varianten auf. Zwar ist die Herstellung von PE-Behältern mit größeren, unerwünschten Umweltwirkungen verbunden und sie sind wesentlich teurer beim Kauf, gleichzeitig sind sie leichter zu transportieren und lassen sich recyceln (Abbildung 6-4). Entscheidend für die Einbauphase ist das Volumen für den Aushub. Somit sind PKA (G1 und G1B) aufgrund der notwendigen umfangreichen Tiefbauarbeiten benachteiligt.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

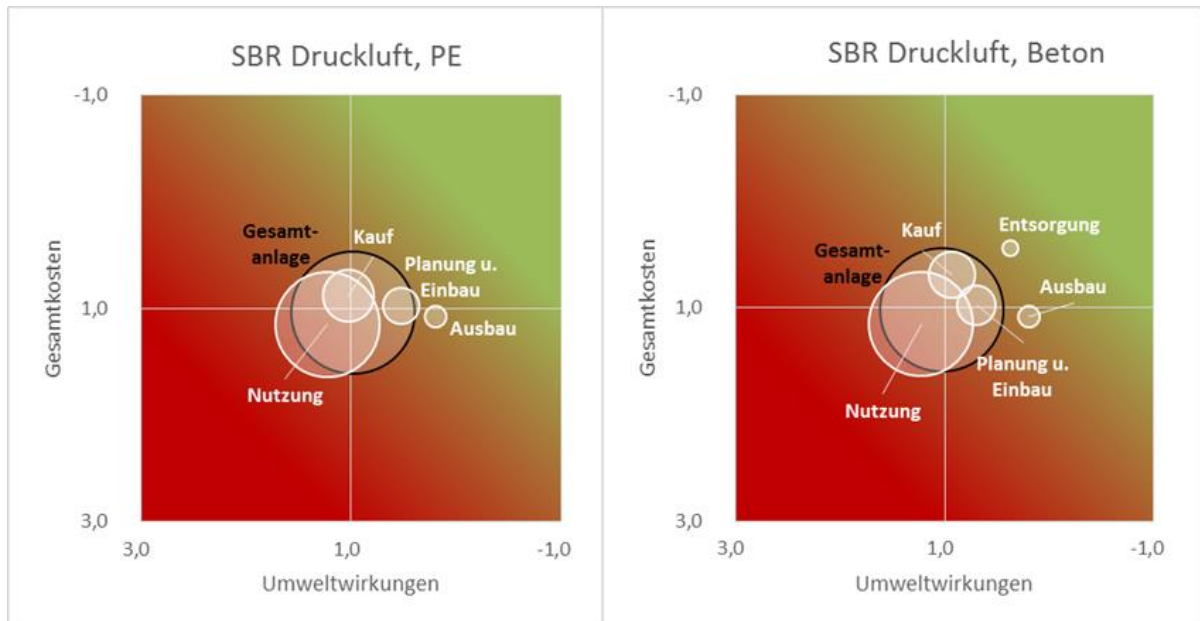


Abbildung 6-4: Vergleich der Ökoeffizienz über den Lebenszyklus, SBR-Druckluft-Anlage (PE und Beton) (Eigene Darstellung)

Unterschiede in der gesamten Ökoeffizienz sind zu großen Teilen auf die Nutzungsphase zurückzuführen, auch weil die Nutzungsphase den Lebenszyklus am meisten beeinflusst. Graphisch lässt sich dies anhand der Blasenfläche am Beispiel der SBR-Druckluft-Anlage erkennen (Abbildung 6-4). Für Festbett- (A1 und A1B), SBR- und Wirbel-Schwebbett-Anlagen (H1, H1B, J1; J1B, L1 und L1B) wiegt die Nutzungsphase über 70 % der gesamten Ökoeffizienz: allein 40 % sind auf den Stromverbrauch aufgrund der damit verbundenen negativen Umweltwirkungen zurückzuführen (Abbildung 6-5). Dagegen spielt die Schlamm Entsorgung¹³¹ kaum eine Rolle aufgrund des niedrigen Anteils an der Gesamtökoeffizienz.

¹³¹ Unter Beachtung der Berechnungsannahmen.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

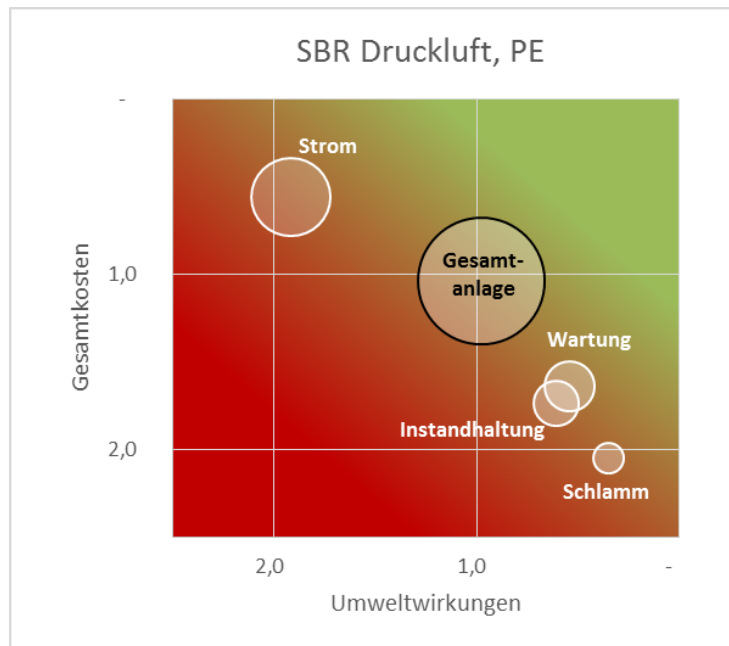


Abbildung 6-5: Ökoeffizienz der Nutzungsphase, SBR-Druckluft-Anlage (PE) (Eigene Darstellung)

Für stromlos betriebene Anlagen, Biofilter (E1, E1B) und PKA-Anlagen (G1, G1B), ergibt sich dementsprechend ein anderes Bild. Zwar sind sie insgesamt ökoeffizienter und die Nutzungsphase verliert wesentlich an Bedeutung, aber dieser Vorteil wird zum Teil durch das größere Behältervolumen ausgeglichen und so wiegt die Kaufphase in der gesamten Ökoeffizienz mit knapp 50 % doppelt so viel wie bei anderen Anlagentypen. Nennenswert ist der Einsatz von Steinwolle als Filterkörper, der allein für 22 % (E1B) bis 24 % (E1) der Umweltwirkungen von Biofilter-Anlagen (E1 und E1B) über den Lebenszyklus verantwortlich ist und somit die Ökoeffizienz in der Kauf- und Nutzungsphase belastet (Abbildung 6-6).

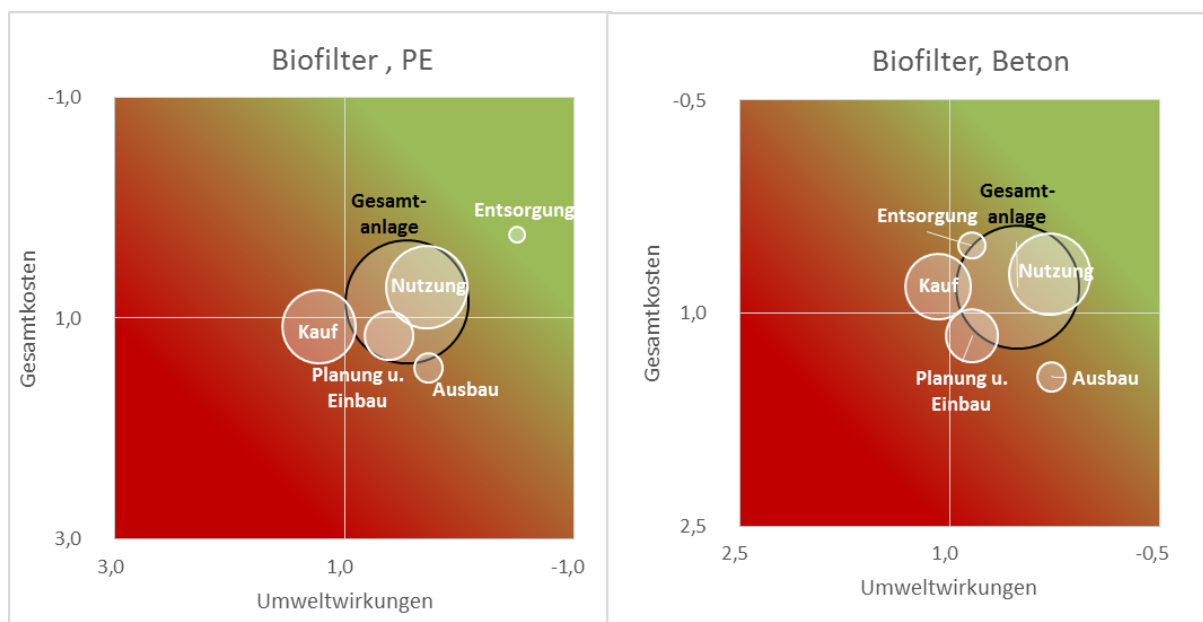


Abbildung 6-6: Vergleich der Ökoeffizienz über den Lebenszyklus, Biofilter-Anlage (PE und Beton) (Eigene Darstellung)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Die Herstellung des Beet-Materials von PKA (Folien, Vlies sowie Sand und Kies) macht 5 % der Umweltwirkungen aus. Stärker wirkt sich das Beet auf die Ökoeffizienz der Planungs- und Einbau- sowie End-of-Life-Phase (Ausbau und Entsorgung) aus (Abbildung 6-7). Der Einbau macht knapp ein Viertel der gesamten Ökoeffizienz aus, aufgrund 80 % höherer Kosten und 45 % (G1) bzw. 60 % (G1B) mehr Umweltwirkungen im Vergleich zum Durchschnitt der betrachteten Anlagen. Die End-of-Life-Phase von PKA wiegt über ein Drittel im Ökoeffizienzindikator. Demgegenüber geht diese Phase bei den meisten anderen Anlagentypen lediglich mit einem Gewicht von 2 bis 5 % ein: in der End-of-Life-Phase weist die PKA mehr als das Doppelte der Kosten von anderen Anlagen und das Fünffache der Umweltwirkungen auf. Dafür erreicht die PKA in der Nutzungsphase den höchsten Ökoeffizienzwert: die Anlage kann stromlos betrieben werden, benötigt unter normalen Bedingungen keinen Tausch von Ersatzteilen und wird nur einmal im Jahr gewartet, was zu dem relativ hohen Ökoeffizienzindikator über den Gesamtlebenszyklus führt.

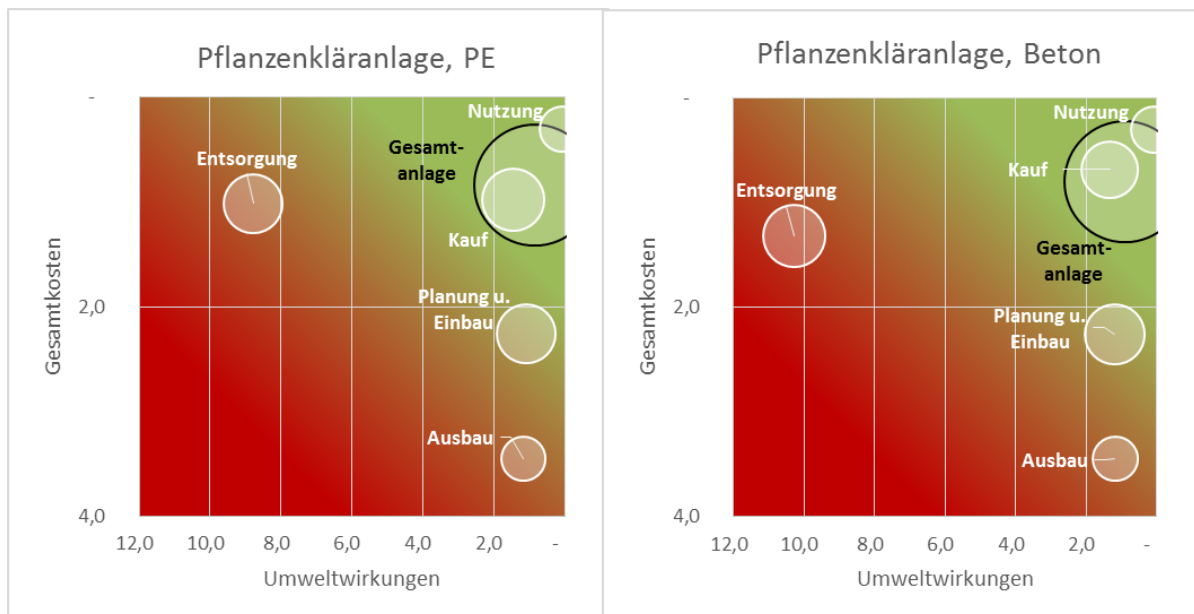


Abbildung 6-7: Vergleich der Ökoeffizienz über den Lebenszyklus, PKA (PE und Beton) (Eigene Darstellung)

Die Bedeutung der Ökoeffizienz von KKA auf einer volkswirtschaftlichen Ebene lässt sich anhand von Hochrechnungen für eine Region einordnen. Basierend auf der Auswertung von Daten aus Bayern wird dies beispielhaft dargestellt.

Nach den vorliegenden Abwasserbeseitigungskonzepten der Gemeinden des Freistaates Bayern werden auf Dauer rund 380.000 Einwohner ihr Schmutzwasser über dezentrale Abwasserbehandlungsanlagen entsorgen. Dies entspricht voraussichtlich 84.000 KKA, davon sind 68.000 bereits mit einer biologischen Behandlungsstufe nachgerüstet worden (Stand 01.04.2013)¹³². Aus der Statistik des Kleinkläranlagen-Portals wird die Anlagenanzahl von Ablaufklasse C, vier EW auf 17.054 bestehende KKA (21.067 gemäß Prognose) davon 8.016 bestehende SBR-Anlagen (9.902 gemäß Prognose) und 1.364 bestehende PKA (1.685 gemäß Prognose) geschätzt. Beide Technologien machen ca. 55% der gebauten Anlagen aus. Die anderen, in der verwendeten Statistik genannten Technologien konnten

¹³² Schraner (2014)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

den in der Ökoeffizienz-Auswertung des Projekts abgebildeten nicht eindeutig zugeordnet werden, und bleiben deshalb hier unberücksichtigt.

Die Hochrechnung der Kosten für den Freistaat Bayern ergibt Gesamtkosten über den Lebenszyklus von 388,9 Mio. Euro (Stand 2013), davon 119 Mio. Euro in der Anschaffungsphase (Tabelle 6-1).

Tabelle 6-1: Kumulierte Kosten für Ablaufklasse C, vier EW Anlagen in Bayern, davon PKA und SBR-Anlagen nach dem Stand 2013 und Prognose in Mio. Euro (Eigene Darstellung)

	Anzahl	Kauf	Planung und Einbau	Nutzung	Ausbau	Entsorgung	Gesamt
4 EW, AK C	17.054 (21.067)	60,6 (74,8)	58,4 (72,1)	232,4 (287,1)	30,1 (37,1)	7,6 (9,4)	388,9 (480,5)
PKA	1.364 (1.685)	3,9-5,5 (4,8-6,8)	8,4 (10,4)	5,8 (7,2)	5,2 (6,4)	1,3-1,7 (1,6-2,1)	25,0-26,2 (30,8-32,4)
SBR	8.016 (9.902)	22,8-29,3 (28,2-36,1)	21,3 (26,3)	158,9-168,7 (128,6-136,5)	9,5 (11,7)	1,4-3,2 (1,8-4,0)	183,4-198,0 (229,1-244,6)

Die kumulierten Umweltwirkungen für Bayern erreichen 41.779 Pt über den Lebenszyklus: Dies entspricht den jährlichen Umweltwirkungen einer mittelgroßen Stadt. Allein die Anschaffungsphase macht 12.372 EU-Einwohner-Äq. (Tabelle 6-2) aus.

Tabelle 6-2: Kumulierte Umweltwirkungen für PKA und SBR-Anlagen in Bayern nach dem Stand 2013 und Prognose in Pt (Eigene Darstellung)

	Anzahl	Herstellung	Planung und Einbau	Nutzung	Ausbau	Entsorgung	Gesamt
4 EW, AK C	17.054 (21.067)	8.661 (10.669)	3.711 (4.584)	26.041 (32.169)	782 (966)	2.585 (3.193)	41.779 (51.611)
PKA	1.364 (1.685)	812-881 (1 003-1 089)	432-475 (534-587)	171 (211)	190 (234)	2 313-2 603 (2 857-3 334)	3 987-4 345 (4 925-5 368)
SBR	8.016 (9.902)	3 310-3 864 (4 089-4 773)	1 218-1 635 (1 505-2 020)	14 693-15 462 (18 150-19 100)	184 (228)	-1 098-513 (- 1357-634)	18 660-21 289 (23 051-26 299)

Eine durchschnittliche Verbesserung der Ökoeffizienz um 10% über den Lebenszyklus, die sich aus einer Kostenverbesserung ergibt (bei konstanten Umweltwirkungen), würde für die privaten Haushalte eine kumulierte Einsparung von 77,8 Mio € (96,1 Mio € gemäß Prognose), davon 23,8 Mio € (29,4 Mio €) in der Anschaffungsphase, bedeuten. Sollte dieselbe Verbesserung der Ökoeffizienz ausschließlich durch eine Verbesserung der Umweltinanspruchnahme erreicht werden, könnte diese um 8.356 Pt (10.322 Pt gemäß Prognose), davon 2.474 Pt (3.056 Pt) in der Anschaffungsphase, reduziert werden. Demgegenüber sind beim Einsatz weniger ökoeffizienter Anlagenvarianten auch entsprechend höhere Kosten und Umweltwirkungen möglich.

6.2 Auswirkungen der Gestaltung der Behälter auf die Gesamtökoeffizienz der KKA

Ergänzend zur Ökoeffizienzanalyse verschiedener Anlagentypen wird im Folgenden am Beispiel von SBR-Druckluft-Anlagen der Einfluss von Behältermaterial und -volumen sowie der Zusammenhang zwischen Behältervolumen und Schlamm Entsorgung auf die Ökoeffizienz der KKA näher untersucht.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

6.2.1 Auswirkungen des Behältermaterials

Behälter werden oft in Beton oder PE-Varianten angeboten, seltener kommen sie in PP oder GFK vor (vgl. Kapitel 2 und Anhang 16).

Die Auswahl eines bestimmten Materials für eine KKA ist dabei weniger an den Typ bzw. an das Behandlungsverfahren an sich geknüpft als an den konkreten Anwendungsfall vor Ort. Zum Beispiel können bei hohen Grundwasserständen Behälter aus Beton i.d.R. leichter gegen Auftrieb gesichert werden als Kunststoffanlagen. Ebenso sind Betonbehälter für den Einbau unter Verkehrswegen besser geeignet. Behälter aus Kunststoff müssen in diesem Fall in der Regel zusätzlich gegen die vertikale Verkehrslast gesichert werden. Neben den Faktoren Grundwasser und Überbauung spielen auch die chemischen Umwelt-Voraussetzungen eine Rolle bei der Auswahl des adäquaten Behältermaterials. Je nach Qualität der Inputstoffe können bei Behältern aus Beton nach längerer Einwirkzeit und unter anaeroben Bedingungen Korrosionserscheinungen (biogene Schwefelsäurekorrosion – BSK) auftreten. Diese können wiederum die Funktionalität und die Standsicherheit der KKA beeinflussen. Daher sollte beim Vorhandensein von stark schwefelhaltigen Umweltbedingungen auf den Einsatz von Betonbehältern verzichtet werden.

Diesbezügliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Behältermaterialien bzw. aufgrund lokaler Standortbedingungen ggf. notwendig werdende zusätzliche Maßnahmen wie die Verankerung von Kunststoffmaterial bei hohem Grundwasserstand bleiben im Rahmen des Projekts unberücksichtigt. Die Ökoeffizienzanalyse dient dazu, Unterschiede in den Kosten und Umweltwirkungen unabhängig von diesen technischen Eigenschaften zu untersuchen. So wird analysiert, welchen Einfluss verschiedene Behältermaterialien auf die Ökoeffizienz der KKA haben. Die Auswertung bezieht sich auf eine 4,5 m³ SBR-Druckluft-Anlage in vier Behältermaterialvarianten: Beton, PE, PP und GFK.

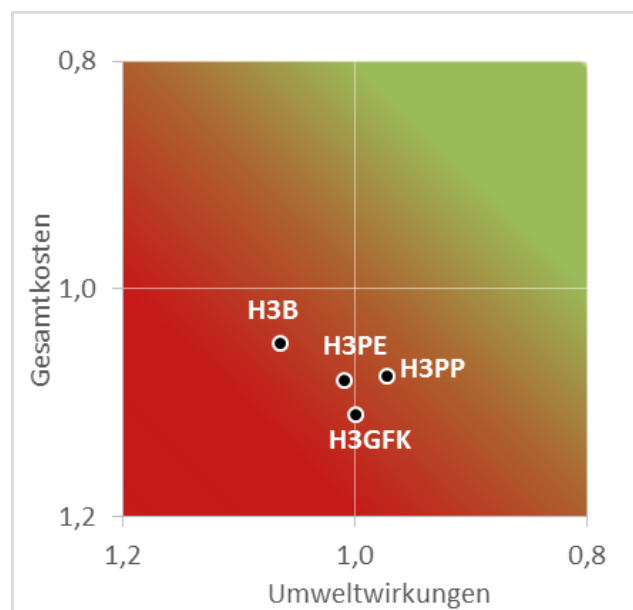


Abbildung 6-8: Einfluss des Behältermaterials auf die Gesamtökoeffizienz einer SBR-Druckluft-Anlage mit einem 4,5 m³-Behälter (Eigene Darstellung)¹³³

¹³³ H3B/PE/PP/GFK=4,5m³, Beton/PE/PP/GFK; SBR, Druckluft.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

In der Anschaffungsphase sind Unterschiede in der Ökoeffizienz vor allem auf die Kosten zurückzuführen. Beton ist die weitaus günstigste Variante: für einen 4,5 m³ Behälter sind PE und PP fast doppelt so teuer und GFK um 165 %. Dieser Preisunterschied zugunsten Beton wird aber durch höhere Entsorgungskosten über den Lebenszyklus zum Teil relativiert. Obwohl die Herstellung von Beton-Behältern leicht umweltfreundlicher als PE ist, sorgt das hohe Gewicht für mehr Umweltwirkungen bei Lieferung und Abtransport. Zusätzlich fällt die Entsorgungsphase durch höhere Umweltwirkungen im Vergleich zu PE- und PP-Behältern auf, so dass Beton-Behälter insgesamt mit den meisten Umweltwirkungen verbunden sind. Umweltfreundlicher und auch ökoeffizienter erweist sich PP-Material, trotz der höheren Anschaffungskosten. Die mit der Herstellung¹³⁴ verbundenen Umweltwirkungen sind am niedrigsten bei GFK. Beide Materialien (PP, GFK) unterscheiden sich jedoch stark bei der Entsorgung: PP wird zu 42% recycelt, während GFK rein thermisch verwertet wird (Anhang 26).

Für die Gesamtökoeffizienz einer SBR-Anlage ist das Behältermaterial von Bedeutung aber nicht entscheidend. Über den Lebenszyklus ist ein Beton-Behälter um 1400€ günstiger als die GFK-Variante. Dies macht ca. 6% der durchschnittlichen Gesamtkosten der bewerteten KKA aus. Die umweltfreundlichere PP-Variante erzeugt 0,22 Pt Umweltwirkungen weniger, oder 9% der durchschnittlichen Gesamtumweltwirkungen der bewerteten KKA. So erreicht eine ökoeffiziente PP-Variante einer SBR-Anlage einen Ökoeffizienzwert von knapp 0,98 gegenüber 0,95 für eine weniger ökoeffiziente GFK- oder Beton-Variante (vgl. Abbildung 6-8). Darüber hinaus setzt der Preis des Behälters tendenziell ein „falsches“ Signal für eine ökoeffiziente Kaufentscheidung. Unabhängig von den lokalen Standortbedingungen und dem konkreten Anwendungsfall die zusätzlich noch berücksichtigt werden müssen, sollte die Auswahl der Behälter deswegen sorgfältig erfolgen.

6.2.2 Auswirkungen des Behältervolumens

KKA-Typen sind mit unterschiedlichen Mindestbehältervolumen zugelassen, tatsächlich werden sie aber oft mit größeren Behältern geplant und eingebaut. Die folgenden Untersuchungen zur Auswirkung des Behältervolumens auf die Gesamtökoeffizienz des Lebenszyklus einer KKA werden für SBR-Druckluft-Anlagen für die Varianten 3,5 m³, 4,5 m³ und 6,5 m³ Behältergröße jeweils in PE und Beton durchgeführt.

¹³⁴ Ohne differenzierte Abbildung vorgelagerter Wertschöpfungsketten und zugehöriger Transportwege.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

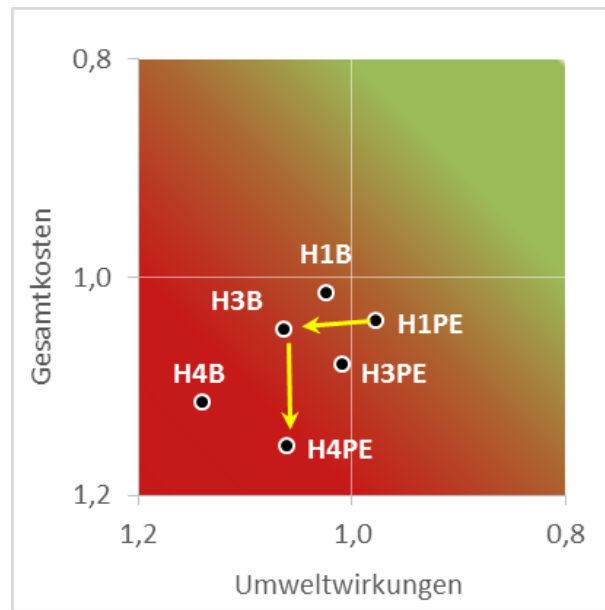


Abbildung 6-9: Auswirkung des Behältervolumens auf die Gesamtökoeffizienz am Beispiel einer SBR-Druckluft-Anlage (Eigene Darstellung)

Volumenunterschiede zwischen einem Behälter (hier bezogen auf die Materialien PE und Beton) von 3,5 m³ (H1) und 4,5 m³ (H3) wirken sich auch unter Berücksichtigung des zusätzlichen Einbau- und Ausbauraufwands in begrenztem Umfang auf die Ökoeffizienz der SBR-Anlage aus. Bei einem Volumen von 6,5 m³ (H4) sind aber die Gesamtkosten als auch die Umweltwirkungen über den gesamten Lebenszyklus gerade um 10% höher im Vergleich zu einem 3,5 m³-Behälter. Werden nur die Lebenszyklusbausteine, die vom Behältermaterial beeinflusst sind, mitberücksichtigt, ergeben sich Ökoeffizienzwerte für die Beton-Variante zwischen 0,98 für einen 3,5 m³ Behälter und 0,89 für einen 6,5 m³-Behälter. Für die PE-Variante bewegen sich die Ökoeffizienzwerte zwischen 0,99 und 0,90. Somit wird die Bedeutung des Behältervolumens auf die Ökoeffizienz der Anlage deutlich. Generell wirken sich PE-Behälter stärker auf die Kosten aus, während bei Beton-Behältern die Umweltwirkungen eine größere Rolle spielen.

Für den Betreiber entsteht über den Lebenszyklus der Anlage ein doppelter Trade-Off zwischen Behältergröße, -material und Kosten: ein 3,5 m³ PE-Behälter kostet kaum weniger als ein 4,5 m³ Beton-Behälter, aber dafür müssen höhere Umweltwirkungen für den Beton-Behälter in Kauf genommen werden. Umgekehrt ist ein 6,5 m³ PE-Behälter nicht umweltschädlicher als die 4,5 m³ Beton-Variante, kostet aber erheblich mehr (vgl. Abbildung 6-9). Informationen zu den Umweltwirkungen sind bei Kaufentscheidungen somit für die Wahl ökoeffizienter Behälter notwendig.

Die Auswahl eines Behältervolumens orientiert sich an regelwerksseitigen Vorgaben der DWA-M 221¹³⁵ und den DIBt-Zulassungsgrundsätze¹³⁶ sowie weiteren technischen Belangen. Die Konzipierung einer Anlage unter Einhaltung eines Mindestvolumens ermöglicht zwar die Installation einer kompakten Anlage, was bei begrenzten Platzverhältnissen ein deutlicher Vorteil ist. Allerdings reagieren diese Anlagen auch

¹³⁵ DWA (2012)

¹³⁶ DIBt (2014a)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

sensibler auf Fracht- bzw. hydraulische Stöße. Anlagen mit größeren Volumina insbesondere bei der Vorklärung können Stoßbelastungen besser abfangen. Ebenfalls können bei Anlagen mit spezifisch größeren Vorklärungen unter günstigen Randbedingungen anaerobe Abbauprozesse einsetzen, die zu einer Reduzierung des Schlammvolumens führen. Das zu entsorgende Schlammvolumen bzw. die Anzahl der Entsorgungszyklen können damit ggf. reduziert werden. Der Zusammenhang zwischen Behältervolumen und Schlamm Entsorgung bzw. Unterschieden in den daraus resultierenden Kosten und Umweltwirkungen wird im folgenden Kapitel näher untersucht.

6.2.3 Auswirkungen auf die Schlamm Entsorgung

Neben dem Schlammanfall an sich, beeinflusst somit auch das vorhandene Behältervolumen (hier insbesondere das verfügbare Vorklär- und Schlamm Speichervolumen) die mit der Schlamm Entsorgung verbundenen Kosten und Umweltwirkungen. Größere Behälter werden in diesem Zusammenhang oft mit dem Argument eines niedrigeren Aufwands bei der Schlamm Entsorgung angeboten. Außerdem wird insbesondere die Häufigkeit der Schlammabfuhr in der Praxis durch entsprechende gebühren- und satzungsrechtliche Regelungen beeinflusst. Wenngleich gemäß Zulassungsgrundsätzen des DIBt¹³⁷ eine bedarfsgerechte Schlammabfuhr vorzunehmen ist, zeigt eine Auswertung der Satzungen von Abwasserzweckverbänden (AZV) in Bayern, Sachsen und Thüringen¹³⁸, dass vielfach unabhängig vom Bedarf feste Abfuhrintervalle vorgeschrieben werden (Anhang 30): knapp 70% der untersuchten AZV setzen ein festes Abfuhrintervall fest, davon überwiegend eine jährliche Leerung. Ein fester Abfuhrpreis¹³⁹, der sich stark auf die durchschnittlichen Kosten der Schlammabfuhr bei häufiger Leerung auswirken könnte, kommt nur in vier der untersuchten Fälle (entspricht 8%) vor und bleibt deshalb in der weiteren Auswertung unberücksichtigt.

Allgemein sind robuste Daten zum Schlammanfall der verschiedenen Anlagentypen in der Nutzungsphase nur eingeschränkt verfügbar. Daten der Prüffelder zum Schlammanfall beziehen sich auf den relativ kurzen Prüfungszeitraum von 38 Wochen¹⁴⁰ unter standardisierten Betriebsbedingungen an einem bestimmten Anlagenstandort. Hierdurch nicht erfasst werden die sich in der Praxis im Dauerbetrieb einstellenden verfahrenstechnischen Bedingungen, die sich wiederum auf den Schlammanfall auswirken. Beides wird außerdem stark vom Betreiberverhalten beeinflusst.

BDZ (2013) hat basierend auf Herstellerbefragungen und Prüfberichten Angaben zum durchschnittlichen Schlammanfall pro angeschlossenen EW und Jahr für verschiedene Anlagentypen veröffentlicht (vgl. Anhang 22). Die Angaben beziehen sich auf in der Praxis im Rahmen der Schlammabfuhr entsorgte Schlamm mengen und beinhalten eine unbestimmte Menge von Wasser¹⁴¹. So wird bei der Entsorgung fast das gesamte Vorklär volumen und ggf. der Schlamm Speicherbehälter unabhängig vom Schlamm Spiegel geleert. Je nach Anlagentyp und Behältergröße weichen außerdem die vorhandenen

¹³⁷ DIBt (2014a)

¹³⁸ Eigene Erhebung im Rahmen des Projekts: Über 55% der AZV fordern eine jährliche Leerung, und 12% eine Leerung alle zwei Jahre.

¹³⁹ Unter festem Abfuhrpreis wird eine Pauschale pro Leerung unabhängig von der abgefahrenen Schlamm menge verstanden.

¹⁴⁰ DIN EN 12 566-3, S. 29.

¹⁴¹ Lange (2016)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Vorklärvolumen und Schlamm-speicherkapazitäten stark voneinander ab. Die Angaben des BDZ (2013) erlauben somit nur eingeschränkt Rückschlüsse auf den tatsächlichen anlagentypspezifischen Schlammanfall. Deutlich wird auch -neben der Bedeutung des Schlammanfalls an sich- der Einfluss von Behältervolumen und bedarfsunabhängigen, zeitgebundenen Abfuhrintervallen auf die entsorgten Schlamm-mengen bzw. Schlamm-/Wasser-Gemisch-Mengen und somit die mit der Schlamm-entsorgung verbundenen Kosten und Umweltwirkungen. Dieser Zusammenhang wird im Folgenden näher untersucht.

Spezifische Volumina pro Einwohner und Jahr für die Schlamm-speicher sind für Anlagen mit Biofilm und Anlagen mit suspendierter Biomasse im technischen Regelwerk festgelegt worden¹⁴². Daraus wird ein theoretischer maximaler Schlammanfall pro Einwohner für die verschiedenen Anlagentypen abgeleitet und mit der maximalen Schlamm-speicherkapazität nach Zulassung in Verbindung gesetzt (Tabelle 6-3).

Tabelle 6-3: Maximale Schlammkapazität und theoretischer maximaler Schlammanfall nach Anlagentypen (Eigene Darstellung)

Technologie	Maximale Schlammkapazität (nach Zulassung)	Spezifische Volumina der Vorbehandlung für eine Schlamm-speicherzeit von 1 Jahr (Nach DWA (2012))
SBR 3,5 m ³ (Standard)	70% des Schlamm-speichers	125 I/E Primärschlamm-speicher + 125 I/E Überschlussschlamm-speicher bei gemeinsamer Speicherung
SBR mit vergrößerter Vorklärung	50% der Vorklärung	
Festbett	50% des Schlamm-speichers	125 I/E Primärschlamm-speicher + 50 I/E Überschlussschlamm-speicher bei gemeinsamer Speicherung
Wirbel-Schwebebett	50% der Vorklärung	
Biofilter	33% vom Gesamtnutzvolumen	125 I/E Primärschlamm-speicher
PKA ¹⁴³	33% vom Gesamtnutzvolumen	

Unter Annahme einer der Bemessung entsprechenden Anlagenauslastung (hier vier EW) ergeben sich aus der Behältergröße ein theoretischer Leerungsabstand sowie eine zu entsorgende Schlamm-Wasser-Gemisch-Menge für die verschiedenen Anlagentypen gemäß Tabelle 6-4. Dabei wird angenommen, dass die Vorklärung vollständig, ohne Berücksichtigung des vorhandenen Schlamm-spiegels geleert wird. Das Vorklärungsvolumen bestimmt somit die entsorgte Schlamm- bzw. Schlamm-Wasser-Gemisch-Menge. Eine potenzielle Reduzierung des zu entsorgenden Schlamm-volumens durch anaerobe Abbauprozesse bei längerem Leerungsabstand/Faulzeit kann aufgrund der diesbezüglich unzureichenden Datengrundlage nicht berücksichtigt bzw. quantifiziert werden.

¹⁴² DWA (2012)

¹⁴³ Nach Zulassung Z.55.4-310 Ablaufklasse C bis 2015. Die Zulassung bis 2020 sieht eine Entsorgung bei 50 % Füllgrad der Vorklärung vor.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Tabelle 6-4: Leerungsabstand nach Anlagentypen und Behältervolumen (Eigene Darstellung)¹⁴⁴

Technologie	Behältervolumen [m ³]	Vorklärung ¹⁴⁵ [m ³]	Schlamm Speicher [m ³]	Leerungsabstand [Jahr]
SBR (Standard)	3,5	1,6	1,1	1,1
SBR mit vergrößerter Vorklärung	4,5	3,1	1,6	1,6
	6,5	5,0	2,5	2,5
Festbett	4,5	2,1	1,1	1,5
Wirbel-Schwebbett	4,5	2,1	1,1	1,5
Biofilter	5,0	2,3	1,5	3,1
PKA	6,5	6,0	2,0	4,0

Die Behältergröße beeinflusst die Schlamm Speicherkapazitäten. Steigt beides, führt dies bei bedarfsgerechter Leerung zu einer entsprechenden Vergrößerung des Leerungsabstandes bzw. einer Reduzierung der Abfuhrhäufigkeit. Da jedoch zum einen in der Praxis vielfach nicht – wie eingangs erläutert- von einer bedarfsgerechten Leerung ausgegangen werden kann und andererseits bei jeder Leerung auch erhebliche Wasseranteile mit abgepumpt und entsorgt werden, kann der Einsatz größerer Behälter auch mit zusätzlichen Umweltwirkungen und Kosten im Vergleich zu kleineren Behältervarianten verbunden sein.

Die Auswirkungen des beschriebenen Zusammenhangs werden im Rahmen des Projekts näher untersucht. Um anlagenspezifische Einflüsse auf den Schlammanfall auszuklammern, wird die Auswertung auf SBR-Druckluft-Varianten begrenzt: es werden eine 3,5 m³ Standard-Version, sowie zwei Anlagen mit vergrößerter Vorklärung (in jeweils 4,5 m³ und 6,5 m³ Behältergröße), jeweils mit jährlicher und bedarfsgerechter Leerung betrachtet (Abbildung 6-10).

Unter der Annahme einer Entsorgungsgebühr pro abtransportiertem m³ wird generell die Ökoeffizienz der Schlammabfuhr vom Anteil der abgefahrenen Schlammmenge und nicht von der Behältergröße bestimmt. Bei größeren Behältern wird der Schlamm zwar weniger oft abgeholt, aber dafür in größerer Menge und somit ist die Schlammabholung über den Lebenszyklus für den Betreiber sowohl hinsichtlich der Kosten als auch der Umweltwirkungen als neutral einzustufen¹⁴⁶. Da mit dem größeren Behälter an sich jedoch sowohl höhere Kosten als auch Umweltwirkungen verbunden sind, sind Anlagen mit vergrößerter Vorklärung grundsätzlich immer weniger ökoeffizient als Anlagen mit kleineren Behältervolumen.

Bezogen auf das Gesamteinzugsgebiet eines AZV wäre zusätzlich der Einfluss der Routengestaltung und deren Optimierung („rollender Kanal“) auf die Kosten und Umweltwirkungen der Schlammentsorgung zu prüfen. Es ist zu vermuten, dass es langfristig einen gewissen Trade-Off zwischen bedarfsgerechter Schlammabfuhr für den Betreiber und der Optimierung der Route des AZV geben wird, der aber im Rahmen dieses Projekts nicht weiter untersucht werden kann.

¹⁴⁴ Unter Annahme von vier angeschlossenen Einwohnern. Sollte die Anzahl der angeschlossenen EW darunter liegen, würde dementsprechend der Leerungsabstand zunehmen.

¹⁴⁵ Das Vorklärungsvolumen berechnet sich aus dem Nutzbehältervolumen, das zwischen 0,3 und 0,5 m³ unter dem Behältervolumen liegt.

¹⁴⁶ Es wird kein Abfuhrfestpreis berechnet.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

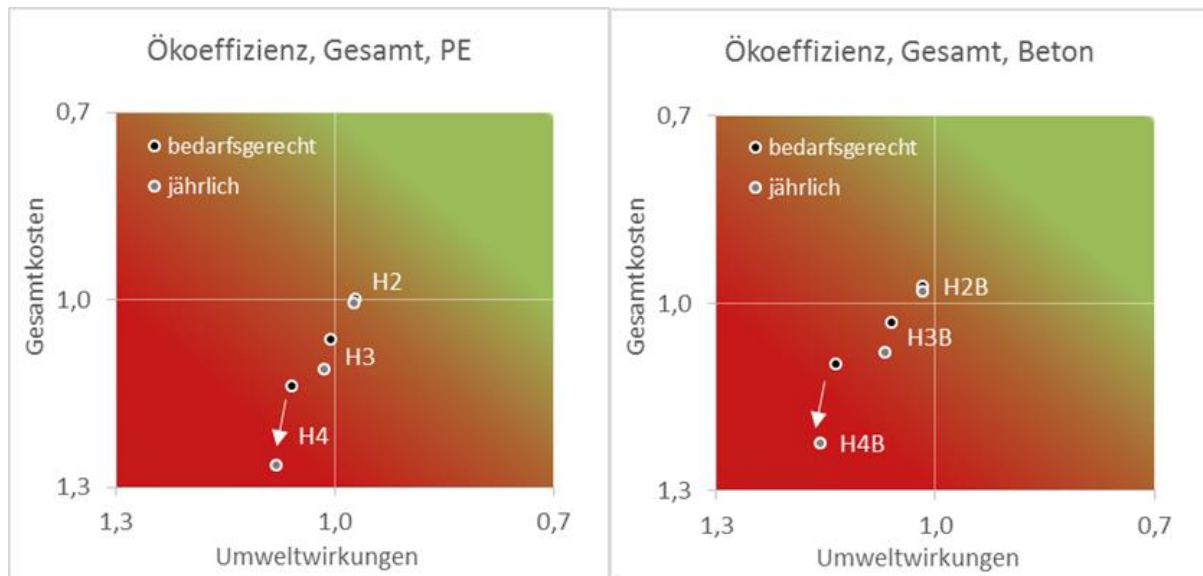


Abbildung 6-10: Auswirkung des Leerungsabstandes auf die Ökoeffizienz von SBR-Druckluft-Anlagen in 3,5 m³ (H2), 4,5 m³ (H3) und 6,5 m³ (H4) Behältergröße (nach DWA (2012)) (Eigene Darstellung)

Der Unterschied zwischen jährlicher und bedarfsgerechter Leerung spiegelt sich vor allem in den Kosten und kaum in den Umweltwirkungen wider. Dies liegt u.a. daran, dass die Analyse von einer Transportstrecke pro angefahrener Anlage von durchschnittlich 10 km pro Leerung ausgeht. Größere Transportstrecken für die Schlammabfuhr würden sich entsprechend auf die Ökobilanz der Schlammabfuhr auswirken.

Der Leerungsabstand macht für Anlagen mit Mindestbehältervolumen fast keinen Unterschied: So ist die Schlammspeicherkapazität bei Anlagenauslastung gemäß Bemessung auf einen Zeitraum von ca. einem Jahr ausgelegt – jährliche und bedarfsgerechte Leerung sind nahezu deckungsgleich. Auch ist die Schlammspeicherkapazität bezüglich des Anteils am Behältervolumen im Vergleich zu Anlagen mit vergrößerter Vorklärung höher. Dementsprechend ist der pro Leerung abgefahrene Wasseranteil relativ gering. Je größer der Behälter, desto bedeutsamer wird demgegenüber der Leerungsabstand. Größere Behältervolumen und / oder geringere Schlammspeicherkapazitäten bei vergrößerter Vorklärung führen zu größeren relativen Wasseranteilen bei der Schlammabfuhr. Auch ist der größere Behälter an sich mit höheren Kosten und Umweltwirkungen verbunden. Deswegen sollte der Einbau von größeren Behältern bei Anlagenauslastung gemäß Bemessung nur in Betracht gezogen werden, wenn eine bedarfsgerechte Abfuhr gewährleistet werden kann, um eine übermäßige Verschlechterung der Ökoeffizienz zu vermeiden (Abbildung 6-10).

Die negativen Auswirkungen eines größeren Behältervolumens auf die Ökoeffizienz können bei effektivem anaeroben Schlammabbau zum Teil ausgeglichen werden. Hersteller und Fachliteratur¹⁴⁷ deuten an, dass ab einer gewissen Schlammagerzeit anaerobe Abbauprozesse in einem Maße auftreten, dass keine Schlammabfuhr mehr nötig ist. Würde dieser Effekt schon für eine SBR-Anlage mit 4,5 m³ Behältervolumen (H3 und H3B) auftreten, würde die Ökoeffizienz der Anlage sich gerade auf dem Niveau einer Standard-

¹⁴⁷ UAN (2002)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

SBR Anlage (H2 und H2B) bezogen auf den Gesamtlebenszyklus und die Annahmen dieses Projekts bewegen (Abbildung 6-11).

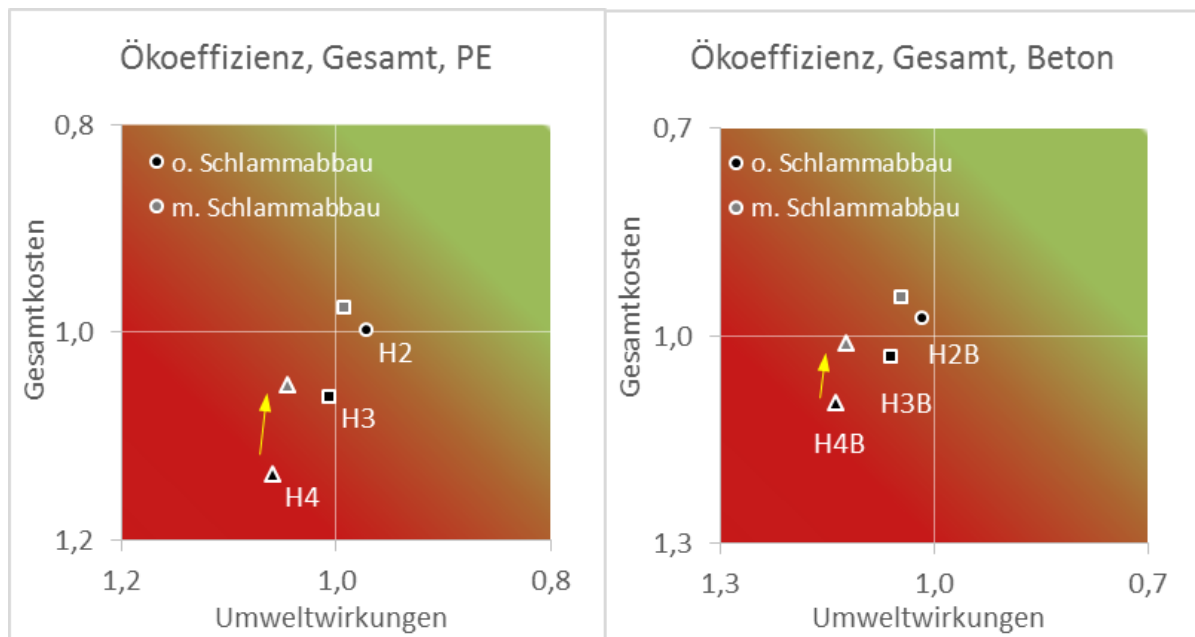


Abbildung 6-11: Mögliche Auswirkungen des anaeroben Schlammabbaus auf die Ökoeffizienz einer SBR-Druckluft-Anlage in 3,5 m³, 4,5 m³ und 6,5 m³ Behältergröße (Eigene Darstellung)

Somit gilt, je größer der Behälter und somit der Leerungsabstand, desto wahrscheinlicher, dass anaerobe Abbauprozesse zur Schlammvolumenreduktion in ausreichendem Maße auftreten. Im Fall der beispielhaft betrachteten SBR-Druckluft-Anlage ist es eher unwahrscheinlich, dass die positiven Einflüsse anaerober Abbauprozesse auf die Kosten und Umweltwirkungen der Schlamm Entsorgung die negativen Auswirkungen der hierfür notwendigen größeren Behälter überschreiten. Standortsspezifische Einflüsse wie größere Entfernung und / oder Kosten der Schlammabfuhr sollten in der Abwägung berücksichtigt werden, um die Entscheidung zu unterstützen.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sich die Wahl des Behältermaterials bezogen auf die Gesamtökoeffizienz einer SBR-Druckluft-Anlage nicht entscheidend auswirkt. Relevanter ist jedoch das Behältervolumen: der zusätzliche Materialverbrauch in der Herstellungsphase, aber auch das Verfüllmaterial und der Erdaushub in Ein- und Ausbauphase sind hierfür bestimmend. Der Betreiber steht vor einem Trade-Off zwischen Behältermaterial, -volumen und Kosten, der ohne weitere Informationen zu den Umweltwirkungen des Behälters zur Entscheidung für nicht-ökoeffiziente Anlagenvarianten führen kann. Unter Berücksichtigung der Untersuchungsannahmen besteht kein Hinweis darauf, dass Anlagen mit größeren Behältern auch bei („effektivem“) anaeroben Schlammabbau ökoeffizienter sind¹⁴⁸. Bei Vorhandensein bestimmter Standortbedingungen (größere Transportwege und / oder höhere Schlammabfuhrkosten) könnte jedoch ein Punkt erreicht werden, an dem der Effekt auftritt. Aber ohne robuste Daten zum Schlammfall und Schlammabbau ist es kaum möglich dies zu quantifizieren und zu bewerten.

¹⁴⁸ Klimaschädliche Methanemissionen werden an dieser Stelle der Betrachtung vernachlässigt, wären aber bei den Umweltwirkungen zu berücksichtigen, wenn sie bei einer überdimensionierten Behälterauslegung planmäßig in Kauf genommen würden.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

6.3 Qualitätsbasierte Ökoeffizienz (Kundenfreundlichkeit)

Der folgende Abschnitt soll die Anwendung eines einfachen Qualitätsindikators (hier Kundenfreundlichkeit) als Alternative zur Gesamtkostenrechnung für die Bewertung des Nutzens in der Ökoeffizienz illustrieren.

- *Kundenfreundlichkeit*

Eine so genannte Kundenfreundlichkeit wird hier als ein relativ niedriger Aufwand für den Betreiber definiert (vgl. Kapitel 3.4.2). Da der Einsatz von Fachpersonal mit einem gewissen monetären sowie nicht-monetären Aufwand für den Betreiber verbunden ist, und gleichzeitig der Umfang der täglichen und monatlichen Kontrollen des Betreibers selbst für alle Anlagentypen ähnlich ist, wird die Kundenfreundlichkeit ausschließlich anhand der Anzahl von Vor-Ort-Einsätzen über den Lebenszyklus (Anhang 43)¹⁴⁹ gemessen. Zwar sind die geforderte Zahl an Wartungen in der Anwendungszulassung (abgesehen von PKA und Anlagen mit Fernüberwachung) einheitlich festgelegt, aber der Umfang der Schlammabfuhr ist vom Anlagentyp und der Schlammspeicherkapazität abhängig. Die Häufigkeit des Tauschs von Ersatzteilen im Rahmen der Instandhaltung stellt außerdem einen möglichen Indikator zur Bewertung der Störanfälligkeit des Anlagentyps dar.

Die Erfassung des Betreiberaufwands über die Vor-Ort-Einsätze über den Lebenszyklus führt zum Teil zur stärkeren Differenzierung zwischen den Anlagen im Vergleich zur Gesamtkostenrechnung (vgl. Kapitel 5). Dies liegt daran, dass 90% der Vor-Ort-Einsätze in der Nutzungsphase stattfinden, wo sich die Anlagen am stärksten unterscheiden. Vor allem die Wartung und Schlammentsorgung gewinnen an Bedeutung in der Auswertung. Einbau- und Ausbauphase werden dadurch relativiert, während die Kaufphase gar nicht abgebildet ist. Dies führt dazu, dass größere Behälter positiver bewertet werden: die Schlammabfuhr erfolgt weniger häufig, aber die damit verbundenen höheren Kosten und der Aufwand in der Anschaffungs- und End-of-Life-Phase bleiben unberücksichtigt. So sind die Vor-Ort-Einsätze vor allem zur Abbildung der Nutzungsphase mit Ausnahme des Stromverbrauchs geeignet.

Die PKA (G1 und G1B) fällt aufgrund der nur einen Wartung pro Jahr anderen Anlagen gegenüber auf. Auch Anlagen mit größerem Behälter und niedrigerem Schlammanfall, die weniger oft geleert werden müssen, weisen eine deutlich niedrigere Anzahl an Vor-Ort-Einsätzen auf (E1, E1B, G1, G1B und L1, L1B), während SBR-Anlagen (H1, H1B, J1 und J1B) aufgrund des kleinen Behälters und damit einer häufigeren Schlammabfuhr schlechter abschneiden (Abbildung 6-11).

- *Qualitätsbasierte Ökoeffizienz*

Aus der Kundenfreundlichkeit und den Ergebnissen der Ökobilanz lässt sich eine sogenannte qualitätsbasierte Ökoeffizienz ableiten, die in Anlehnung an die kostenbasierte Ökoeffizienz berechnet wird (vgl. einleitende Erläuterungen zu Kapitel 6).

¹⁴⁹ Im Fall der Montage und Demontage, ist der Vor-Ort-Einsatz als Anzahl von Arbeitstagen zu verstehen.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

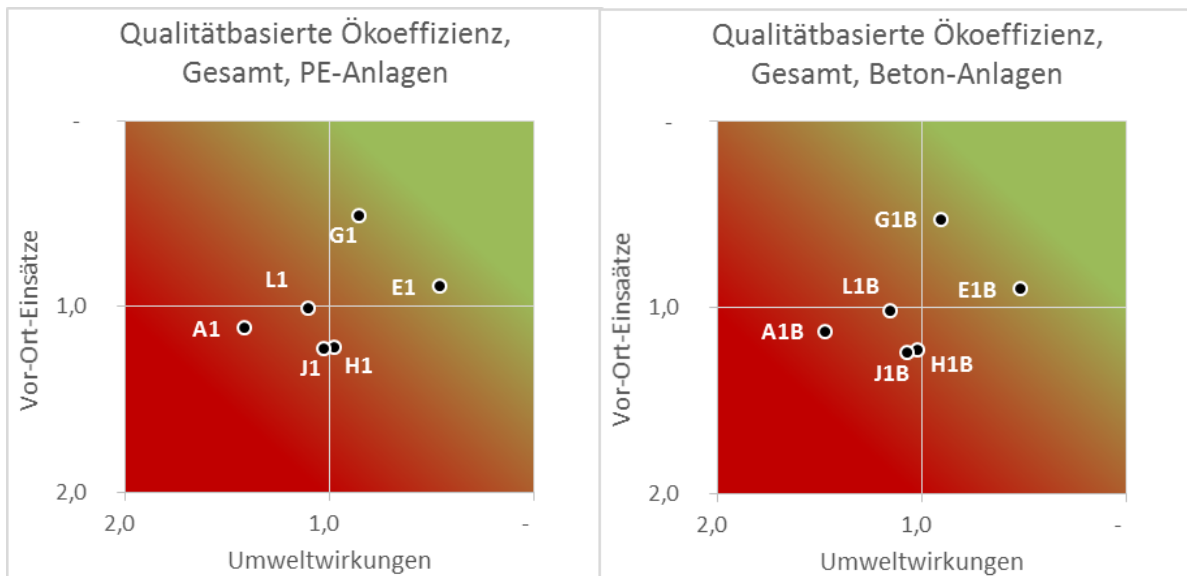


Abbildung 6-12: Qualitätsbasierte Ökoeffizienz nach Anlagentypen differenziert nach verwendetem Behältermaterial (PE oder Beton) (Eigene Darstellung)

Der qualitätsbasierten Ökoeffizienz wird eine hohe Repräsentativität für die Einbau-, Nutzungs- und Ausbauphase im Vergleich zur kostenbasierten Ökoeffizienz beigemessen. Dies liegt u. a. daran, dass die Gesamtkosten und die Ökobilanz aufgrund der zugrundeliegenden Annahmen in der Berechnung teilweise ohnehin stark korrelieren (z. B. Stromkosten und Stromverbrauch). Mit dem qualitätsbasierten Ökoeffizienzindikator können also Einflussfaktoren, die sich über den Vor-Ort-Einsatz-Indikator nicht abbilden lassen, über die Ökobilanz in die Gesamtanalyse einbezogen werden, ohne die zugehörigen Gesamtkosten zu berücksichtigen. So können auch gewisse Doppelzählungen in der Bewertung vermieden werden.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

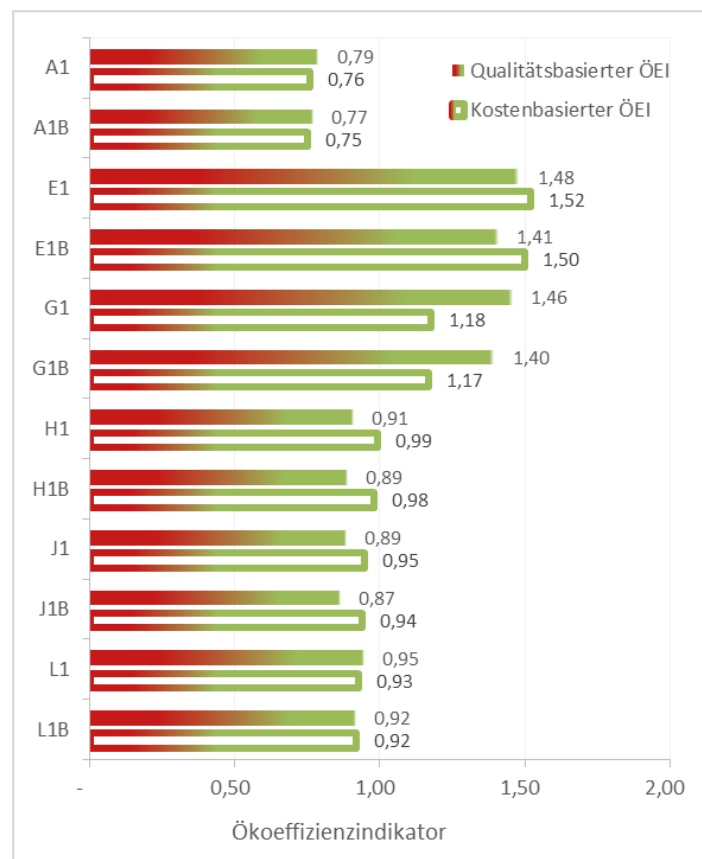


Abbildung 6-13: Vergleich der qualitätsbasierten Ökoeffizienz mit der kostenbasierten Ökoeffizienz über den Lebenszyklus der verschiedenen Anlagentypen (Eigene Darstellung)

Aufgrund der dominierenden Bedeutung der Nutzungsphase für die Kundenfreundlichkeit besitzt die qualitätsbasierte Ökoeffizienz eine begrenzte Gültigkeit über den Gesamtlebenszyklus der KKA. Einerseits sind Vor-Ort-Einsätze weniger geeignet, um den Umfang der Kauf- und Entsorgungsphase zu messen: vor allem Anlagen mit größerem Behälter oder aufwendigem Einbau und Ausbau wie die PKA werden vorteilhaft bewertet (Abbildung 6-12). Gleichzeitig liefert die Ökobilanz keinen ausreichenden Hinweis zur Erfassung der ökonomischen Dimension dieser beiden Phasen. Zwar sind Kosten und Umweltwirkungen der Behälter über das Volumen korreliert, aber der Einsatz unterschiedlicher Materialien für den Behälter und die Technik führt zu erheblichen Unterschieden zwischen den Anlagen in der Herstellungsphase (vgl. Kapitel 6.2).

So ist die qualitätsbasierte Ökoeffizienz nur begrenzt geeignet, den Gesamtlebenszyklus der KKA abzubilden. Dennoch deutet die Analyse auf wichtige Einflussfaktoren für die Bewertung der verschiedenen Lebensphasen hin: die Kundenzufriedenheit (gemessen an der Anzahl von Vor-Ort-Ansätzen) bildet die Nutzungsphase außer dem Stromverbrauch ab. Behältervolumen und –material sind nicht nur entscheidend in der Herstellungs- und Entsorgungsphase, sondern auch für Ein- und Ausbau. Eine sinnvolle Kombination der Kundenzufriedenheit mit anderen einfachen Indikatoren kann die Erfassung des Lebenszyklus ermöglichen. Das folgende Kapitel beschreibt ein entsprechendes Indikatorset.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

7 Indikatorenset zur pragmatischen Bestimmung der Ökoeffizienz von KKA

Aus der umfassenden Ermittlung der Ökoeffizienz von KKA anhand verschiedener Nutzen- und Umweltindikatoren sowie der Untersuchung von Einflussgrößen auf die Ökoeffizienz kann ein Indikatorenset abgeleitet werden, das eine Bewertung des Produktsystems „KKA“ ermöglicht, die die Ergebnisse der kosten- und ökobilanzbasierten Ökoeffizienzanalyse widerspiegelt. Mit Hilfe von Korrelationsanalysen konnten folgende Indikatoren identifiziert werden, die eine pragmatische Bestimmung der Ökoeffizienz des Produktsystems „KKA“ erlauben:

- Behältergröße,
- Anlagengewicht,
- Netto-Materialverbrauch,
- Vor-Ort-Einsatz und
- Stromverbrauch in der Nutzungsphase.

Die genannten Indikatoren stellen in der Praxis leicht zugängliche Informationen dar. Abbildung 7-1 verdeutlicht die über die Indikatoren erfassten Einflussgrößen bzw. den Ansatz zur Berechnung des Indikatorensets.

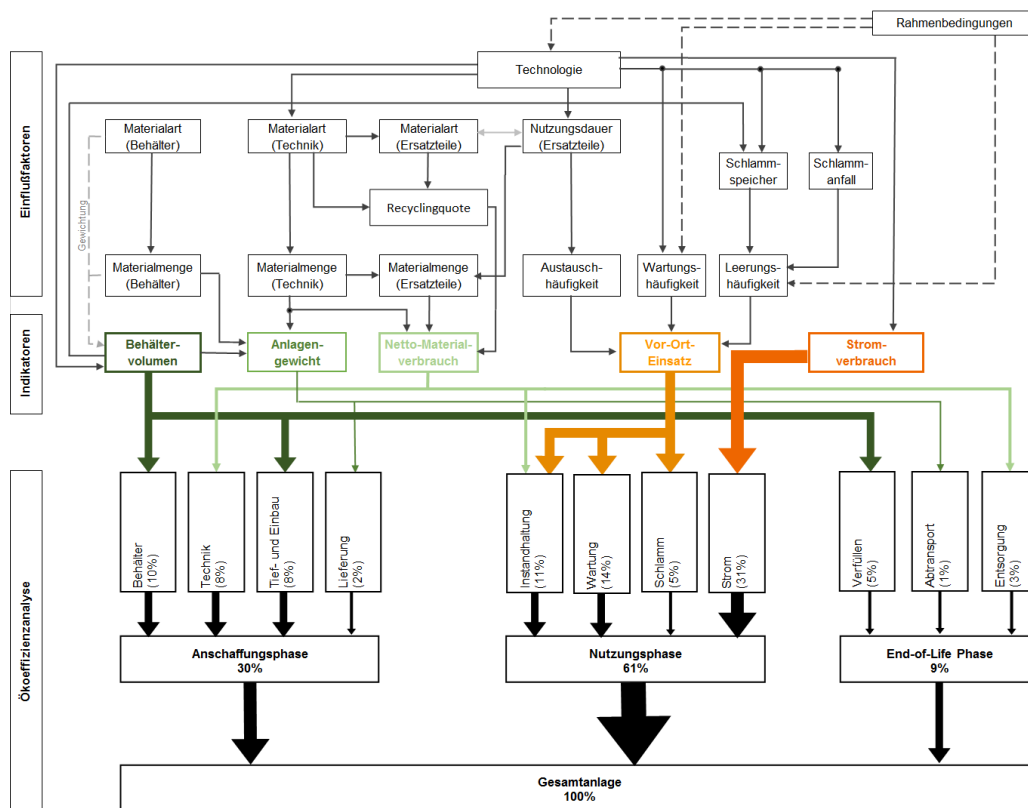


Abbildung 7-1: Aufbau des Indikatorensets zur pragmatischen Bestimmung der Ökoeffizienz und dessen Zusammenhang mit dem Produktsystem „KKA“ (Eigene Darstellung)^{150, 151}

¹⁵⁰ Die Gewichtung des Behältermaterials umfasst die Herstellungs- und Entsorgungsphase. In der Planung und Einbau- sowie Ausbauphase wird das Material über das Gewicht der Anlage erfasst.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Die genannten Indikatoren sind folgendermaßen zu charakterisieren (Abbildung 7-1):

- **Behältergröße:** Die Auswirkung der Behältergröße ist vielfältig und für verschiedene Bausteine der Analyse von Bedeutung. Das Volumen steht in direktem Zusammenhang zum Materialverbrauch des Herstellungsprozesses und dessen Auswirkung in der Entsorgungsphase. Es bestimmt aber auch die Größe der Baugrube und die nötige Menge an Material für Ein- und Ausbau. Zuletzt wirkt es sich auf zahlreiche energieintensive Prozesse (Transport des Einbau- und Ausbaumaterials, Erdaushub) aus.¹⁵²

Damit die Auswirkungen der verschiedenen Behältermaterialien erfasst werden können, wird eine Gewichtung angesetzt (Tabelle 7-1). Der Gewichtungsfaktor spiegelt den Unterschied in der Ökoeffizienz eines 4,5 m³-Behälters für die Herstellungs- und Entsorgungsprozesse wider. An dieser Stelle nicht berücksichtigt ist die Auswirkung des Materialgewichts auf die Transportprozesse im Zusammenhang mit Lieferung und Abtransport der Anlage, da sie über das Gewicht der Anlage separat erfasst wird.

Tabelle 7-1: Gewichtungsfaktor für das Behältermaterial (Eigene Darstellung)

Behältermaterial	Gewichtungsfaktor
PE	0,96
Beton	1,0
PP	1,18
GFK	0,86

- **Anlagengewicht:** Das Gewicht der Anlage wird hauptsächlich vom verwendeten Behältermaterial und zum geringeren Teil vom Behältervolumen bestimmt. Es wirkt sich direkt auf die Umweltwirkungen des Transports der Anlage aus. Somit ist auch der Umfang des Pflanzenbeets mitberücksichtigt.
- **Netto-Materialverbrauch:** Der Indikator dient dazu, den Einsatz von verschiedenen Materialien in Abwesenheit eines robusten Indikators für den Materialverbrauch¹⁵³ zu spiegeln. Die verwendeten Materialien unterscheiden sich bezüglich der durchschnittlichen stofflichen Verwertungsquote (Recyclingquote) stark voneinander. Dies wirkt sich erheblich auf die Ökoeffizienz der Entsorgungsphase der verschiedenen Stoffströme aus. Damit die Logik der anderen Indikatoren beibehalten wird (je höher der Indikator, desto negativer wirkt es sich auf die Ökoeffizienz der Anlage aus), wird hier vom Nicht-Recyclinganteil (dem sogenannten Netto-Materialverbrauch) ausgegangen. Da die Auswirkung des Behältermaterials schon als Gewichtung der Behältergröße erfasst wird, werden unter Netto-Materialverbrauch

¹⁵¹ Nicht abgebildet in der Anschaffungsphase sind die Bausteine „Wasserrechtliche Erlaubnis“ und „Dichtheitsprüfung“, da sie nicht anlagenspezifisch sind. Sie machen etwa 2% aus.

¹⁵² PKA stellen im Vergleich zu den anderen betrachteten Anlagentypen hinsichtlich der Abbildung des Behältervolumens einen Sonderfall dar. Da das notwendige Pflanzenbeet nicht als Behälter erfasst ist, wird es zusätzlich zum Behältervolumen (hier: der Vorklärung) anteilig mit 25% des Beetvolumens eingerechnet, um den umfangreichen zusätzlichen (Material-)Aufwand bei Ein- und Ausbau zu berücksichtigen.

¹⁵³ Vgl. Kapitel 4.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

nur die Stoffströme der weiteren Anlagenteile eingerechnet, um Doppelzählungen zu vermeiden.

- **Vor-Ort-Einsatz:** Der Vor-Ort-Einsatz-Indikator bildet nur den Wartungs-, Instandhaltungs- und Schlammabfuhraufwand in der Nutzungsphase über den Lebenszyklus ab und unterscheidet sich somit leicht von dem ermittelten Indikator im Kapitel 6.3. Die Anzahl der Wartungen entspricht den Angaben der bauaufsichtlichen Zulassungen (vgl. Tabelle 2-2). Die Instandhaltung hängt von der Anfälligkeit der Anlage, d.h. der theoretischen Lebensdauer der zu ersetzenden Bauteile wie Pumpen und Verdichter ab (vgl. Anhang 24). Die Häufigkeit der Schlammabfuhr ergibt sich aus dem theoretischen Schlammanfall gemäß Anhang 22 und der Schlammspeicherkapazität der Anlagen.
- **Stromverbrauch:** Dieser Indikator benötigt keine weitere Umrechnung. Zu beachten sind jedoch die Hinweise zu den diesbezüglichen Annahmen für die verschiedenen Anlagentypen (vgl. Anhang 21). Der Stromverbrauch im Einzelfall kann u. a. auch aufgrund des Betreiberhaltens innerhalb eines und zwischen verschiedenen Anlagentypen erheblich von diesen Annahmen abweichen.

Die einzelnen Indikatoren bieten konkrete Ansatzpunkte, um Stärken und Schwächen der Anlagen zu erkennen und Optimierungsmaßnahmen über den Lebenszyklus zu identifizieren. Weiterhin lassen sie sich zu einem Einzelindikator aggregieren, der die Ökoeffizienz der Anlagen wiedergibt und einen pragmatischen Indikator darstellt. Abbildung 7-2 beschreibt die Schritte zur Ermittlung der pragmatischen Ökoeffizienz.

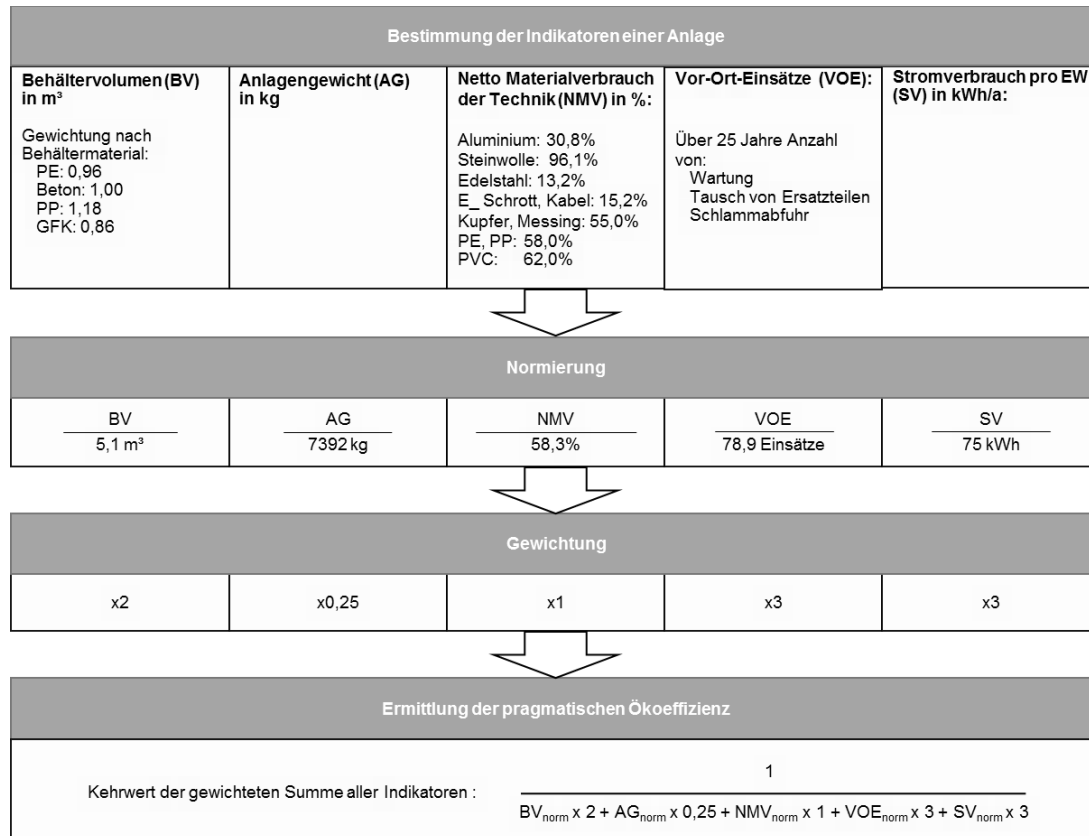


Abbildung 7-2: Fließschema zur Bestimmung eines pragmatischen Ökoeffizienzindikators aus dem Indikatorenset (Eigene Darstellung)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

▪ **Normierung:**

Die Normierung dient dazu, die Vergleichbarkeit der Indikatoren zu ermöglichen. Hier wird weiterhin der Durchschnittswert der 12 abgebildeten Anlagentypen für die verschiedenen Indikatoren als Normierungsgröße angewandt (Tabelle 7-2): somit bedeutet ein Wert über 1, dass die Anlage schlechter als der Durchschnitt abschneidet.

Tabelle 7-2: Normierungsgrößen zur Bestimmung des Indikatorensets für die Ökoeffizienz (Eigene Darstellung)

Indikator	Normierungsgröße
Behältergröße (m ³)	5,1
Anlagengewicht (kg)	7392
Stromverbrauch (kWh)	75
Vor-Ort-Einsatz (Zahl)	78,9
Netto-Materialverbrauch (%)	58,3%

▪ **Gewichtung:**

Die Gewichtung soll die relative Bedeutung der einzelnen Indikatoren gegeneinander widerspiegeln, um eine Aggregation in einem einzelnen Indikator zu ermöglichen. So tragen die Indikatoren unterschiedlich zur Gesamtökoeffizienz bei. Letzteres wird durch die Pfeilgröße in Abbildung 7-1 dargestellt. Folgende Gewichtungsfaktoren werden den verschiedenen Indikatoren zugeordnet (Tabelle 7-3).

Tabelle 7-3: Gewichtung der Indikatoren des Indikatorensets zur Bestimmung der Gesamtökoeffizienz von KKA (Eigene Darstellung)

Indikator	Gewichtung
Behältergröße	2,00
Anlagengewicht	0,25
Stromverbrauch	3,00
Vor-Ort-Einsatz	3,00
Netto-Materialverbrauch	1,00

Dem Indikator „Behältergröße“ wird aufgrund seiner herausragenden Bedeutung für die Anschaffungs- und Entsorgungsphase ein Koeffizient von 2 zugeordnet. Das Anlagengewicht spiegelt vor allem die Auswirkungen des Behältermaterials und des Einsatzes von weiteren schweren Materialien auf die Transportprozesse wider, und besitzt eine darauf begrenzte Bedeutung für die Gesamtökoeffizienz, die mit einem Koeffizient von 0,25 gewichtet wird. Der Stromverbrauch und der Vor-Ort-Einsatz sind wegen ihrer entscheidenden Bedeutung für die Nutzungsphase insbesondere und die Gesamtökoeffizienz allgemein mit einem Koeffizient von 3 hochgestuft. Der Netto-Materialverbrauch bleibt bei einem Koeffizient von 1.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

- **Ermittlung der pragmatischen Ökoeffizienz:**

Die Ermittlung der pragmatischen Ökoeffizienz erfolgt über die Aggregation der fünf Indikatoren. Damit ein höherer Wert des Indikators als höhere Ökoeffizienz interpretiert werden kann, wird der Kehrwert der gewichteten Summe für den pragmatischen Ökoeffizienzindikator angewandt.

Die auf diese Weise ermittelten Werte nähern sich der kosten- und ökobilanzbasierten Ökoeffizienz (Kapitel 6.1) sehr gut an (Abbildung 7-3): nur der Unterschied zwischen Beton und PE-Varianten fällt generell mehr auf.

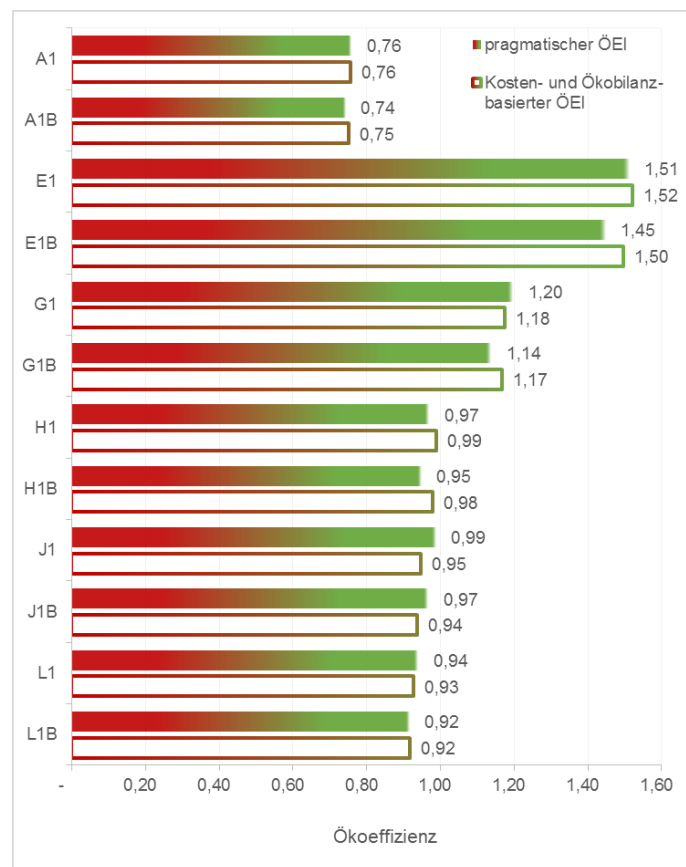


Abbildung 7-3: Vergleich der Ökoeffizienzwerte der verschiedenen Anlagentypen je nach Bestimmungsmethode (Eigene Darstellung)

Weiterhin ermöglicht die Darstellung des Indikatorensets in einem Netzdiagramm den Vergleich der einzelnen Dimensionen (Abbildung 7-4).

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

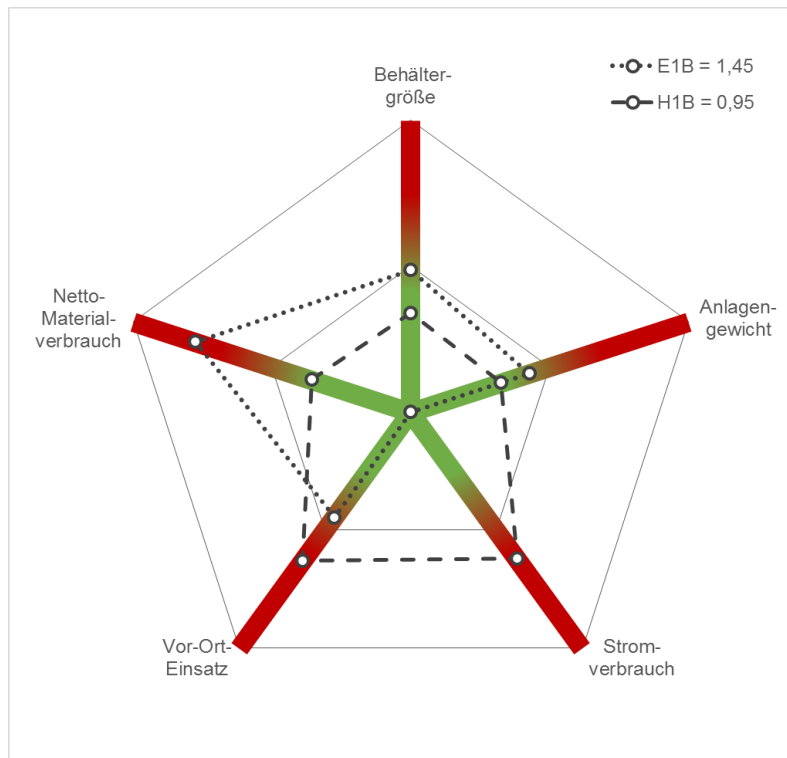


Abbildung 7-4: Indikatorenset zur Abbildung der Ökoeffizienz von KKA am Beispiel eines Biofilters und einer SBR-Druckluft-Anlage mit Betonbehälter (Eigene Darstellung)

Am Beispiel von Biofiltern und SBR-Druckluft-Anlagen mit Behältern aus Beton kann man die jeweiligen Stärken und Schwächen der Anlagen beispielhaft verdeutlichen und konkrete Ansatzpunkte für Optimierungsmaßnahmen identifizieren. Die Ökoeffizienz der SBR-Anlage (H1B) wird vor allem durch einen höheren Stromverbrauch und eine relativ hohe Zahl an Vor-Ort-Einsätzen belastet: dafür fallen die (relativ geringen, unerwünschten) Auswirkungen aufgrund einer kleineren Behältergröße, niedrigerem Gewicht und höherem Netto-Materialverbrauch auf. Die Biofilter-Anlage (E1B) unterscheidet sich vor allem von der SBR-Anlage durch stromlosen Betrieb aber hohem Netto-Materialverbrauch aufgrund des Einsatzes von Steinwolle als Aufwuchskörper im Vergleich zu den recycelbaren Anlagenbauteilen der SBR-Anlage. Aufgrund der hohen Bedeutung des Stromverbrauchs und der Vor-Ort-Einsätze für die Ökoeffizienz der Anlagen, erweist sich die Biofilter-Anlage aber deutlich ökoeffizienter als die SBR-Druckluft-Anlage.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

8 FAZIT

Die Steigerung der Ressourcen- und Energieeffizienz der in der Wasserwirtschaft eingesetzten Produkte, Verfahren und Systemgestaltungen erfordert entsprechende Informationen und Bewertungsansätze. Mit der Anwendung der im Rahmen des Projekts entwickelten methodischen Ansätze zur Analyse und Bewertung der Ökoeffizienz von KKA werden entscheidende Informationen für eine praxisnahe, an ausgewählten Nachhaltigkeitsaspekten orientierte Systemauswahl bereitgestellt und darüber hinaus Anlagenherstellern Informationen und Ansätze zur gezielten Produktverbesserung aufgezeigt. Herstellern werden Daten und weitere Informationsquellen zur Ermittlung von Umweltaspekten ihrer Anlagenbaureihen zur Verfügung gestellt und das eigene Produkt kann gegenüber Konkurrenzprodukten bzw. dem entwickelten Standard eingeordnet werden. Auch liefern die Projektergebnisse wichtige Beiträge für Nachweis- und Dokumentationspflichten im Bereich Umweltproduktdeklarationen und „Umweltfreundliche Beschaffung“.

Das Konzept der Ökoeffizienz zielt darauf ab, den Ressourcenverbrauch und die Umweltauswirkungen von Produkten und Dienstleistungen zu verringern und gleichzeitig deren Nutzen zu verbessern (Kapitel 3). Gemäß ISO 14 045 ist die Ökoeffizienzbewertung „ein quantitatives Managementwerkzeug, das die Untersuchung der Umweltauswirkungen im Verlauf des Lebensweges eines Produktsystems in Bezug auf den zugehörigen Nutzen [...] für [bestimmte] Anspruchsgruppen“¹⁵⁴ ermöglicht. Die Anwendungsmöglichkeiten sind vielfältig. Sie reichen von der Entscheidungsunterstützung bei der Produktentwicklung und -fertigung, über die Standardentwicklung für die Kommunikation zum Endkunden bis hin zum Ranking von Unternehmen oder Produktionsstandorten¹⁵⁵. Gemäß ISO 14 045 ist die Wirkungsabschätzung zur Bewertung der Umweltwirkungen nach ISO 14 040 und 14 044 in Form einer Ökobilanz durchzuführen, die Methode zur Bewertung des Produktsystemnutzens bleibt demgegenüber unbestimmt.

Im Projektbericht werden drei methodische Ansätze zur Bestimmung der Ökoeffizienz von KKA vorgestellt: zwei ökobilanzbasierte und eine pragmatische Herangehensweise. Letztere ist insbesondere durch Praxisnähe und leichte Anwendbarkeit auch für kleine und mittelständische Unternehmen (KMU) geeignet. Die pragmatische Bestimmung der Ökoeffizienz (über ein Indikatorenset) basiert auf der Quantifizierung und Bewertung von über die Voruntersuchungen als besonderes relevant identifizierten Einflussgrößen auf Umweltwirkungen und Kosten, zu denen in der Praxis Daten verfügbar sind. In die ökobilanzbasierten Ansätze gehen neben der Bewertung der Umweltwirkungen zur Charakterisierung des Nutzens des Produktsystems dessen Lebenszykluskosten aus Betreiberperspektive, hier der Privathaushalte, oder die Anzahl der notwendigen Vor-Ort-Einsätze beim Betreiber als Qualitätsindikator ein. Die Bewertung der Umweltwirkungen erfolgt mit der LCIA-Methode IMPACT 2002+.

¹⁵⁴ ISO 14 045 (2012), S. 5.

¹⁵⁵ Vgl. z. B. Figge et al. (2006).

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Die Ökoeffizienzbewertung zielt insbesondere darauf ab, die Erbringung aufgrund umweltrechtlicher und –behördlicher Vorgaben geforderter Reinigungsleistungen durch KKA im Einklang mit einer nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen bei gleichzeitig möglichst geringer Kostenbelastung der Betreiber zu unterstützen. Dabei steht die Bewertung der Nachhaltigkeit von Bau und Betrieb der notwendigen Infrastruktur (KKA) im Vordergrund. Die mit dem eigentlichen Abwasserstrom verbundenen Umweltwirkungen (Perspektive Gewässerschutz) sind nicht Bestandteil der Untersuchungen. Es wird davon ausgegangen, dass die Leistungsfähigkeit der KKA innerhalb einer Ablaufklasse als einheitlich definiert werden kann und die im Rahmen des Projekts untersuchten Anlagen, die über eine bauaufsichtliche Zulassung verfügen, die geforderten Ablaufwerte zuverlässig einhalten (vgl. Kapitel 2). Ein Vergleich mit anderen potenziellen Entsorgungsmöglichkeiten bzw. Systemgestaltungen der Abwasserentsorgung ist nicht Gegenstand der Untersuchungen.

Die Untersuchungsergebnisse beziehen sich auf die zum Stand 7. Oktober 2014 beim DIBt zugelassenen KKA (vgl. Kapitel 2). Die im entsprechenden Verzeichnis des DIBt aufgeführten Anlagentypen (Neubau) bilden die Basis der Charakterisierung des am Markt verfügbaren Anlagenbestandes (vgl. Tabelle 2-6). Zur Verbreitung dieser Anlagentypen in der Praxis siehe Kapitel 2. Berücksichtigt werden die Anlagentypen Biofilter, SBR-Druckluft, SBR-Maschinenteknik, PKA, Wirbel-Schwebbett und belüftetes Festbett. Die Standardisierung zum Aufbau eines Referenzsystems für die Bewertung der Ökoeffizienz orientiert sich bzgl. des Behältervolumens an minimal erforderlichen Größenordnungen und zieht zur Charakterisierung des Stromverbrauchs und des Schlammfalls durchschnittliche und / oder typspezifische Annahmen heran. Betrachtet wird der gesamte Lebenszyklus der KKA mit den Lebenszyklusphasen: Herstellung (Kauf) und Planung und Einbau (=Anschaffungsphase), Nutzungsphase sowie Ausbau und Entsorgung (=End-of-Life-Phase) (vgl. Abbildung 3-7) für eine Anschlussgröße von vier EW und die Ablaufklasse C (vgl. Kapitel 2).

Für die verschiedenen KKA-Typen werden für die einzelnen Lebenszyklusphasen Untersystemeinheiten (z. B. verwendeter Pumpentyp) definiert und standardisiert (vgl. Abbildung 2-8 und Kapitel 2.3.2). Ebenso standardisiert werden die zugrunde gelegten Rahmenbedingungen (z. B. keine zusätzlichen Maßnahmen zur Auftriebssicherung der Behälter) und Berechnungsannahmen (z. B. Transportwege, Nutzungsdauer der Teile). Die Standardisierung gewährleistet hierbei einerseits die Vergleichbarkeit der Bewertungsergebnisse verschiedener Anlagen(-typen) und erleichtert andererseits die Identifizierung der Untersystemeinheiten, auf die die einzelnen Bewertungsergebnisse (Umweltwirkungen und Kosten) zurückzuführen sind. Ersteres liefert Informationen für eine an Nachhaltigkeitszielen ausgerichtete Auswahl geeigneter Anlagentypen. Letzteres ermöglicht die zielgerichtete, an Nachhaltigkeitsaspekten orientierte Optimierung des Produktsystems.

Für den Gesamtlebenszyklus der KKA mit einer Dauer von 25 Jahren resultieren Umweltwirkungen in einer Größenordnung von einem bis dem dreieinhalbfachen eines EU-Bürgers (vgl. Kapitel 4). Es zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Anlagentypen bzgl. der aggregierten und normierten Gesamtumweltwirkungen (vgl. Kapitel 3.3 und 4). Auch die Verteilung der Umweltwirkungen auf die einzelnen Lebenszyklusphasen gestaltet sich bei den verschiedenen Anlagentypen unterschiedlich. Ca. 70 bis 80 % der Umweltwirkungen fallen in der Nutzungsphase an. Davon wiederum sind je nach Anlagentyp

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

ca. 80% auf den Stromverbrauch zurückzuführen. Dies trifft nicht auf die Biofilter (stromlos betrieben) zu, die über ihren Lebenszyklus mit den geringsten Umweltwirkungen aller betrachteten Anlagentypen verbunden sind. Auch für die Pflanzenkläranlagen, die (bei ausreichendem Gefälle) stromlos betrieben werden können, spielt die Nutzungsphase gegenüber dem Gesamtlebenszyklus nur eine untergeordnete Rolle. Der Lebenszyklus der Festbetтанlagen ist im Vergleich zu den anderen betrachteten Anlagentypen mit den größten Umweltwirkungen verbunden.

Bezogen auf die vier Schadenskategorien und Normierungsansätze der LCIA-Methode IMPACT 2002+ entfallen anteilig die größten Umweltwirkungen auf die Schadenskategorie „Ressourcen“ gefolgt vom „Treibhauspotenzial“ und der „Menschlichen Gesundheit“ (für detaillierte Angaben vgl. Kapitel 4.1). Die Wirkungen im Bereich Schäden an Ökosystemen sind aufgrund der separaten Erfassung der kg CO₂-Äquivalente unter der Schadenskategorie „Treibhauspotenzial“ mit 3 bis 5 % der Gesamtumweltwirkungen im Vergleich mit anderen Schadenskategorien als gering einzustufen¹⁵⁶.

Die Lebenszykluskosten der verschiedenen Anlagentypen unterscheiden sich bezogen auf den Gesamtlebenszyklus um bis zu 10.000 €. Die Spanne reicht von ca. 18.500 € (PKA, Beton G1B und Biofilter, Beton E1B) bis zu über 27.800 € (Festbett, PE A1). Bezogen auf das verfügbare Einkommen privater Haushalte in Deutschland ergibt sich eine kumulierte finanzielle Belastung der Betreiber über den Lebenszyklus, die zwischen ca. 95 % (PKA) und 140 % (Festbett) liegt. Allein die Anschaffungsphase erzeugt mit zwischen 28 % (SBR-Druckluft H1B) und über 52 % (PKA, G1) eine bedeutsame Ausgabe für den Betreiber. Im Vergleich der verschiedenen Anlagentypen zeigen sich außerdem deutliche Unterschiede in der Verteilung der Kosten auf die einzelnen Lebenszyklusphasen. Bei den meisten Anlagentypen werden die Gesamtkosten von denen in der Nutzungsphase geprägt. Diese machen im Durchschnitt aufgrund der Wartungs- (22%), Instandhaltungs- (16%) und Stromkosten (14%) zwei Drittel der Gesamtkosten aus. Stromlos betriebene Anlagen (Biofilter, PKA) schneiden dementsprechend besser ab. Darüber hinaus benötigt die PKA keinen Austausch von Ersatzteilen und wird nur einmal im Jahr gewartet. Dadurch werden die höheren Anschaffungskosten infolge des größeren Behälters und des umfangreichen Ein- und Ausbaus des Pflanzenbeets weit überkompensiert.

Werden zur Bestimmung der ökobilanz- und kostenbasierten Ökoeffizienz (vgl. Kapitel 6.1) die Ergebnisse der LCC und der LCA miteinander in Beziehung gesetzt, ergeben sich für die Biofilter-Anlagen (E1 und E1B) die höchsten Ökoeffizienzwerte aller Anlagentypen. Biofilter-Anlagen und PKA unterscheiden sich kaum hinsichtlich der Gesamtkosten, dafür betragen die Umweltwirkungen in der Entsorgung der PKA das Zehnfache von Biofiltern und belasten somit den Ökoeffizienzindikator der PKA. Festbett-Anlagen werden sowohl durch ihre Kosten als auch Umweltwirkungen als weniger ökoeffizient eingestuft. SBR- (H1, H1B, J1 und J1B) und Wirbel-Schwebbett-Anlagen (L1 und L1B) liegen dicht beieinander, wobei SBR-Druckluft-Anlagen vor allem durch niedrigere Umweltwirkungen etwas besser abschneiden. Festbett-Anlagen weisen aufgrund der höchsten Kosten und Umweltwirkungen die geringste Ökoeffizienz der betrachteten Anlagentypen auf.

¹⁵⁶ An dieser Stelle ist noch einmal darauf hinzuweisen, dass im Rahmen des Projekts nicht die mit dem Abwasserstrom und damit verbundenen Umwelt- und Gewässerschutzwirkungen bewertet werden, sondern die infrastrukturellen Anlagen an sich.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Um Rückschlüsse auf die Wirkungsrelevanz (hinsichtlich Umweltwirkungen und Kosten) von in der Massenbilanz erfassten Kenngrößen des Lebenszyklus der KKA schließen zu können, sind die mit den einzelnen Produktbestandteilen und Prozessen des Lebenszyklus verbundenen Material- und Energieverbräuche zu bewerten. Anhand der folgenden Einflussgrößen können vereinfacht Ökoeffizienzwerte der KKA bestimmt werden, die gut die Bewertungsergebnisse gemäß aufwendigerer ökobilanz- und kostenbasierter Ökoeffizienz wiedergeben (vgl. Kapitel 7) aber gleichzeitig in der Praxis einfacher zu bestimmen sind:

- Behältergröße,
- Anlagengewicht,
- Netto-Materialverbrauch,
- Vor-Ort-Einsatz und
- Stromverbrauch in der Nutzungsphase.

Die Relevanz der Behälter kann insbesondere über deren Volumen beschrieben werden, das sich auf die notwendigen Baugrubengrößen und auch auf den notwendigen Materialverbrauch im Bereich des Tiefbaus auswirkt. Letzteres ist wiederum mit entsprechenden Transportprozessen verbunden. Das Behältergewicht hängt vom eingesetzten Behältermaterial ab und prägt entscheidend das Anlagengewicht insgesamt. Es wirkt sich auf den Umfang der Transportprozesse des Produktsystems „KKA“ aus. Für PKA spielt hier neben dem Behälter auch das Pflanzenbeet eine entscheidende Rolle. Während in der Herstellungsphase die Ökoeffizienz der KKA vom Behältervolumen und –material und weniger vom Einsatz verschiedener Technologien bestimmt wird, prägt der Stromverbrauch in der Nutzungsphase nicht nur diese sondern auch die Ökoeffizienz des gesamten Lebenszyklus der KKA. Für den Materialverbrauch konnte kein robuster Indikator ermittelt werden, der dessen Umweltwirkung und /oder Knappheit hinreichend abbildet. In Ermangelung eines solchen Indikators wird der Netto-Materialverbrauch der Anlagentechnik aus Herstellung und Instandhaltung herangezogen. So unterscheiden sich die verwendeten Materialien bzgl. der durchschnittlichen stofflichen Verwertungsquote (Recyclingquote) stark voneinander. Einflüsse auf die Transportprozesse werden neben dem Behältervolumen und –material vom Wartungs-, Instandhaltungs- und Schlammabfuhr Aufwand in der Nutzungsphase bestimmt. Diese Einflussgrößen können über die Anzahl der Vor-Ort-Einsätze beim Betreiber beschrieben werden. Nach einer entsprechenden Wichtung können diese Indikatoren zu einem pragmatischen Ökoeffizienzindikator aggregiert werden (vgl. Kapitel 7). Ferner können die einzelnen Dimensionen des genannten Indikatorensets zur Bestimmung der pragmatischen Ökoeffizienz auch als Spinnendiagramme dargestellt werden (vgl. Kapitel 7 und Anhang 44 bis 49). Die Darstellung als Spinnendiagramm ermöglicht Herstellern die Identifizierung konkreter Ansatzpunkte zur Verbesserung der Ökoeffizienz innerhalb des Produktsystems bzw. Lebenszyklus „KKA“.

Die der Charakterisierung der Anlagentypen zugrundeliegenden Annahmen sind dem Anhang 1 bis 5, 15) zu entnehmen. Es ist anzumerken, dass deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Anlagentypen identifiziert werden konnten, da jedoch auch innerhalb der einzelnen Anlagentypen signifikante Unterschiede existieren, ist stets eine anlagenspezifische Bewertung anzustreben. Dies gilt auch für die Berücksichtigung standortspezifischer bewertungsrelevanter Gegebenheiten. Die vorgestellten methodischen Ansätze zur Bewertung der Ökoeffizienz der KKA können für hersteller- und anlagenspezifische Bewertungen anderer KKA eingesetzt und die Bewertungsergebnisse im

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Vergleich zum im Rahmen des Projekts beschriebenen Referenzsystem eingeordnet werden. Der Bezug zum Referenzsystem dient zum einen der Vergleichbarkeit und zeigt zum anderen auf, an welchen Stellen das Produktsystem tendenziell ökoeffizienter abschneiden könnte. Sollen technische Systeme bewertet werden, die sich in ihrem strukturellen Aufbau deutlich von den dem Referenzsystem zugrundeliegenden Anlagentypen unterscheiden, ist zunächst die Eignung der methodischen Ansätze zu überprüfen. So zeigen die Untersuchungen, dass sich bereits die PKA aufgrund ihrer von den anderen Anlagentypen stark abweichenden Systemstruktur / Massenbilanz weniger leicht in den entwickelten Bewertungsstandard einordnen.

Außerhalb der bilanzierten Systemgrenze und damit unberücksichtigt bleiben Verpackungen, Transportprozesse von Anlagenbestandteilen bis zum Anbieter der KKA; eine detaillierte und differenzierte Abbildung der Herstellungsprozesse der einzelnen Bauteile wie Pumpen etc.; Abweichungen von Standardbedingungen (bzgl. Einbau, Abwasserbehandlung auf zentraler Kläranlage, Schlammbehandlung); Messeinrichtungen, IT-Infrastruktur, Kanalnetz; Landnutzung am Anlagenstandort sowie Abweichungen in weiteren Qualitätsmerkmalen wie Zuverlässigkeit, Haltbarkeit, Bedienungs- und Nutzungskomfort. Ggf. zum Einsatz kommende zusätzliche Hilfs- und Betriebsstoffe für Herstellung und Nutzungsphase konnten aufgrund fehlender Daten nicht berücksichtigt und bilanziert werden. Ist diesbezüglich von erheblichen Unterschieden bei den zu vergleichenden Anlagen auszugehen, sind entsprechende Prozesse zu bilanzieren und zusätzlich in die Bewertung zu integrieren.

Aufbauend auf den Untersuchungen und Bewertungsergebnissen lassen sich zum Produktsystem „KKA“ folgende grundsätzliche Einschätzungen treffen:

Allgemeine Feststellungen

- Es lassen sich deutliche Unterschiede in der Ökoeffizienz der verschiedenen Anlagentypen über deren Gesamtlebenszyklus und die jeweilige Relevanz der einzelnen Lebenszyklusphasen erkennen.
- Dominiert wird die Ökoeffizienz des Gesamtlebenszyklus von der Nutzungsphase bzw. dem Stromverbrauch in ihr. Stromlos betriebene Anlagentypen sind dementsprechend ökoeffizienter.
- Die Entsorgung des anfallenden Schlammes in der Nutzungsphase macht an den Gesamtumweltwirkungen unter Berücksichtigung der getroffenen Berechnungsannahmen nur einen Anteil von ca. 1 % bis 2 % und an der Ökoeffizienz von ca. 5 % aus.
- Der Festlegung einer geeigneten Behältergröße ist besondere Beachtung zu schenken. Größere Behälter wirken sich nicht nur negativ auf den Kaufpreis aus, sondern können auch verschiedene Umweltwirkungen über den gesamten Lebenszyklus nachteilig beeinflussen.

Eingesetztes Material, Entsorgungsphase und Recycling

- Folgenden Stoffströmen des Produktsystems „KKA“ kommt aufgrund ihrer Mengen und / oder Knappheit und Umweltwirkungen eine besondere Relevanz zu: Stahlbeton, PE, Edelstahl, Sand / Kies, Kabel und Steinwolle.
- Besondere Beachtung ist aufgrund der massenspezifisch hohen Umweltwirkungen und Knappheit der Materialien außerdem Metallen allgemein und elektronischen

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Bauteilen zu schenken, insbesondere wenn sie über das im Rahmen des Projekts angenommene Maß hinaus zum Einsatz kommen.

- Die hinsichtlich Mengen und / oder Knappheit und Umweltwirkungen besonders relevanten Materialien lassen sich insbesondere folgenden Produktbestandteilen zuordnen: Behälter, Maschinenteknik und deren Ersatzhäufigkeit sowie Materialien aus dem Tiefbau.
- Umweltwirkungen und Kosten der Entsorgungsphase beeinflussen die Gesamtökoeffizienz. Die bewerteten Anlagentypen und eingesetzten Materialien sind durch unterschiedliche Recyclingfähigkeit und Transportaufwand im Rahmen der End-of-Life-Phase gekennzeichnet.

Qualität und Zuverlässigkeit

- Bei der Bewertung des Produktsystemnutzens spielen neben Kriterien zur Bewertung der Produktleistung auch solche zur Bewertung der Produktqualität eine Rolle. Demgegenüber ergeben sich bzgl. der Produkt- und Dienstleistungsqualität Unterschiede. Der Aufwand für den Betreiber im laufenden Betrieb ist für die verschiedenen Anlagentypen vergleichbar (unberücksichtigt an dieser Stelle bleiben unterschiedliche Dienstleistungsangebote für Betrieb, Wartung und Instandhaltung wie z. B. Betreiberkonzept „Zentraler Betrieb dezentraler Anlagen“). Auch die Anzahl geforderter Wartungen pro Jahr ist abgesehen von PKA und Anlagen mit Fernüberwachungssystemen einheitlich. Dennoch beeinflussen notwendige Vor-Ort-Einsätze für Wartung, Instandhaltung und Schlamm Entsorgung die Kundenfreundlichkeit (vgl. Kapitel 3.4.2 und 6.3).
- Über 10% der Ökoeffizienz sind auf den Austausch von Ersatzteilen zurückzuführen. Somit sind die Qualität der einzelnen Teile und die damit verbundene Nutzungsdauer von Bedeutung. Inwieweit sich die Qualität der einzelnen Teile auf die Kosten und Umweltwirkungen auswirkt und den Instandhaltungsaufwand ausgleichen kann, war nicht Bestandteil der Untersuchungen.

Kostenaspekte

- Durch die „Verschiebung“ von Kosten von der Herstellungs- in die Nutzungsphase werden ggf. Auswahlentscheidungen begünstigt, die bei niedrigen Anschaffungskosten über den Gesamtlebenszyklus gesehen mit höheren Kosten für den Betreiber verbunden sind.
- Beton erweist sich als das kostengünstigste Behältermaterial, aber das hohe Gewicht und die Entsorgung führen zu den höchsten Umweltwirkungen im Vergleich verschiedener Behältermaterialien. PP-Behälter sind insgesamt am ökoeffizientesten, jedoch durch hohe Anschaffungspreise und geringe Verbreitung gekennzeichnet.

Ansatzpunkte der Systemoptimierung, Einflussmöglichkeiten von Herstellern und Betreibern

- Die Behältergröße ist mit Sorgfalt zu wählen, da sie die Ökoeffizienz der Anlage beeinflusst. Negativen Wirkungen großer Behälter bzgl. der Umweltwirkungen (Behältermaterial, Transport, Tiefbaumaterial, ggf. erhöhter Stromverbrauch, ggf. größere Technikauslegung) und Kosten stehen potenzielle Vorzüge wie höhere Betriebssicherheit und Vorteile in Verbindung mit der Schlamm Entsorgung gegenüber.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

- Das Behältervolumen beeinflusst die mit der Schlammmentsorgung verbundenen Kosten und Umweltwirkungen. Positive Wirkungen in Verbindung mit der Schlammmentsorgung sind nur bei ausreichenden anaeroben Abbauprozessen / Mineralisierung des Schlammes und hohen Schlammmentsorgungskosten sowie langen Transportwegen zu erwarten. Dem stehen ggf. klimaschädliche Methanemissionen gegenüber. Die Vorteilhaftigkeit im Einzelfall ist zu prüfen. Dabei sind auch satzungsrechtliche Vorgaben zu berücksichtigen.
- Allgemein muss noch einmal die Notwendigkeit der bedarfsgerechten Schlammabfuhr betont werden, da nur so gewährleistet werden kann, dass möglichst geringe Wasseranteile abgefahren werden und somit die Ökoeffizienz von Anlagen mit größeren Behältern sich nicht weiter verschlechtert.
- Zwischen Behältergröße, -material und Kosten entsteht für den Betreiber über den Lebenszyklus der Anlage ein doppelter Trade-Off: ein 3,5 m³ PE-Behälter kostet kaum weniger als ein 4,5 m³ Beton-Behälter, aber dafür müssen höhere Umweltwirkungen für den Beton-Behälter in Kauf genommen werden. Nicht berücksichtigt sind hierbei vorgelagerte Wertschöpfungsketten und damit verbundene Transportprozesse, die zum Beispiel bei GFK-Behältern die Ökoeffizienz negativ beeinflussen können.

Die vorgestellten methodischen Bewertungsansätze sollten hinsichtlich der folgenden Aspekte weiterentwickelt werden:

- Studien zur Reinigungsleistung von KKA in der Praxis zeigen, dass dank der stetigen Verbesserung der Qualität der Wartung von KKA in den letzten Jahren in der Regel gute, den Anforderungen entsprechende Reinigungsleistungen erzielt werden. Dennoch kommt es nach wie vor auch zu Grenzwertüberschreitungen, die insbesondere auf Fehler bei Auswahl, Einbau oder Sanierung der KKA und unsachgemäßes Betreiberverhalten zurückzuführen sind. Die Zuverlässigkeit des Anlagenbetriebs ist dementsprechend näher zu untersuchen.
- Für einen Vergleich über verschiedene Ablaufklassen hinweg und damit für verschiedene Produktleistungen sind die vorgestellten methodischen Bewertungsansätze um Möglichkeiten zur Abbildung der unterschiedlichen Produkt- bzw. Gewässerschutzleistung zu erweitern bzw. ist die funktionelle Einheit entsprechend anzupassen.
- Dies gilt in ähnlicher Weise für dezentrale, wasserwirtschaftliche Systemeinheiten im Bereich der Regen- und Brauchwassernutzung sowie Grau- und Schmutzwasserwasserbehandlung, die andere, zusätzliche Nutzen (z. B. die Bereitstellung von Brauchwasser) generieren. Grundsätzlich kann jedoch auch zur Abbildung dieser Systeme sehr gut auf die Vorarbeiten des Projekts aufgebaut werden.
- Zur Abbildung der Auswirkungen des Zusammenhangs von Behältervolumen und Schlammmentsorgung sowie den in der Praxis tatsächlich anfallenden Schlammengen ist die Datenbasis für weiterführende Beurteilungen zu verbessern.
- Ein Ausbau der Datenbasis ist außerdem hinsichtlich der folgenden Aspekte anzustreben: vorgelagerte Wertschöpfungsketten, Einsatz von Hilfs-, Betriebs- und Zusatzstoffen, End-of-Life-Phase (z. B. realitätsnahe, regionale

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Entsorgungsszenarien) sowie Ausprägung und Einfluss regionaler Rahmenbedingungen wie Siedlungsdichte.

- Der Einfluss von Fernüberwachungssystemen ist aufbauend auf den derzeit in Entwicklung befindlichen Systemen und Praxiserfahrungen detaillierter abzubilden und zu bewerten. Vorteile ergeben sich hinsichtlich einer potenziell erhöhten Zuverlässigkeit des Anlagenbetriebs und damit der Ablaufqualität, ggf. verringerten Transportprozessen (durch reduzierte Wartungshäufigkeit) – jedoch ist derzeit unklar, inwiefern dem ggf. ein erhöhter Transportaufwand aufgrund einer erhöhten Anzahl an Vor-Ort-Einsätzen gegenübersteht- und einem vergrößerten Kundennutzen. Dafür entstehen dem Kunden jedoch entsprechend höhere Kosten und es werden zusätzliche elektronische Bauteile zur Datenfernübertragung notwendig.
- Die Bewertungsergebnisse sind für größere Anlagen hochzurechnen.
- Die Integration weiterer Anlagentypen wie z. B. Tauchkörper oder Anlagen mit belüfteter Vorklärung ist möglich und ggf. erforderlich. Weichen die zu integrierenden Anlagentypen deutlich von denen der im derzeitigen Referenzsystem abgebildeten ab, ist die Notwendigkeit methodischer Anpassungen zu prüfen.

Die regionalen Hochrechnungen der mit dem Lebenszyklus von KKA verbundenen Kosten und Umweltwirkungen gemäß Kapitel 6.1 deuten deren Bedeutung auf einer volkswirtschaftlichen Ebene an und zeigen sowohl Einsparpotenziale als auch den möglichen Umfang einer nichtökoeffizienten Ressourceninanspruchnahme an. Dabei sind die über das Referenzsystem im Rahmen des Projekts erfassten Umweltwirkungen als tendenziell unterdurchschnittlich im Vergleich zum in der Praxis realisierten Anlagenbestand zu bewerten.

Die im Projektbericht beschriebenen methodischen Bewertungsansätze und -ergebnisse werden in einer Broschüre praxisnah für Hersteller, Betreiber und Abwasserzweckverbände aufbereitet und darin auch Hinweise zu weiterführenden Informationen gegeben. Damit werden die Projektergebnisse einer breiten (Fach-)Öffentlichkeit zugänglich gemacht.

Das Projektteam bedankt sich herzlich für die fachliche Unterstützung des Projektbeirats und die finanzielle Förderung des Projekts durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU).

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Literatur

Auth, S., Seyler, F. (2007): Was kostet eine Kleinkläranlage? Ergebnisse einer Herstellerbefragung, im Auftrag des Bayerischen Landesamt für Umwelt.

Balkema, A. J., Preisig, H. A., Otterpohl, R., Lambert, F.J.D. (2002): Indicators for the sustainability assessment of waste water treatment systems. In: Urban Water 4 (2), S. 153-161.

Barjenbruch, M., Cauchi, A., Exner, E., Müller, R., Vignoles, C., Weigert, B. (2010): COMPAS-Studie: Betriebsverhalten von Kleinkläranlagen. Unter besonderen Betriebsbedingungen: Vergleichende Studie auf dem Demonstrationsfeld des BDZ e. V. in Leipzig. In: wwt 11-12/2012. S. 34-38.

Baustoffe-liefern.de, www.baustoffe-liefern.de/bestellung/ (abgerufen am 21.01.2015).

Berger, M., Finkbeiner, M. (2010): Water Footprint: How to Address Water Use in Life Cycle Assessment? In: Sustainability 2010, 2, 919-944.

Berthold, A. (Geschäftsführer des Zweckverbands für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung Leipzig-Land, ZV WALL): Entfernungskilometer für Schlamm Entsorgung. Schriftliche Mitteilung vom 19.01.2015.

Bildungs- und Demonstrationszentrum für dezentrale Abwasserbehandlung (BDZ) e. V. (2016): EuGH Urteil vom 16. Oktober 2014 (Rechtssache C-100/13) und dessen Auswirkung auf das Bauprodukt Kleinkläranlage, Veröffentlichung auf der Webseite vom 10.06.2015. [http://www.bdz-abwasser.de/de/eugh-urteil-vom-16-oktober-2014-rechtssache-c-100-13-und-essen-auswirkung-auf-das-bauprodukt-kleink](http://www.bdz-abwasser.de/de/eugh-urteil-vom-16-oktober-2014-rechtssache-c-100-13-und-dessen-auswirkung-auf-das-bauprodukt-kleink). Abgerufen am 2. Februar 2016.

Bildungs- und Demonstrationszentrum für dezentrale Abwasserbehandlung (BDZ) e. V. (2013): Investitions- und Betriebskosten von Kleinkläranlagen, Informationsbroschüre, 2. Auflage. Leipzig, 31.05.2013.

Böhm, M. (2008): Gesamtökobilanz verschiedener Kleinkläranlagensysteme. Diplomarbeit an der Hochschule Amberg Weiden, Fakultät für Maschinenbau und Umwelttechnik.

Böttger, S. (Tilia GmbH, Leipzig): Wartungsaufwand Kleinkläranlagen. Schriftliche Mitteilung vom 24.10.2014a.

Böttger, S. (Tilia GmbH, Leipzig): Berechnung Klärschlammengen. Schriftliche Mitteilung vom 24.10.2014b.

Böttger, S. (Tilia GmbH, Leipzig): Kosten für Biofilter. Schriftliche Mitteilung vom 07.04.2015.

Bradlee, C., Steinmetz, D., Saling, P., Uhlmann, B. (2009): Submission for NSF Protocol352 Validation and Verification of Eco-efficiency Analysis, Part A. BASF's Eco-efficiency Analysis Methodology, erarbeitet von BASF Corporation, Product Stewardship, 100 Campus Drive, Florham Park, NJ, 07932.

Buchert, M., Manhart, A., Bleher, D., Pingel, D.; Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) (Hrsg.) (2012): Recycling kritischer

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Rohstoffe aus Elektronik-Altgeräten. LANUV-Fachbericht 38. Recklinghausen 2012. Online abrufbar unter: http://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_commercedownloads/30038.pdf (abgerufen am 10.02.2016).

Bullinger, Hans-Jörg. 1994. Einführung in das Technologiemanagement. Modelle, Methoden, Praxisbeispiele. Stuttgart. Teubner. 329 Seiten.

Bundesamt für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (o. J.): Informationsportal Nachhaltiges Bauen; www.nachhaltigesbauen.de (abgerufen am 15.12.2015).

Bundesverband Baustoffe – Steine und Erden e. V. (2015): Bericht zum Aufkommen und Verbleib mineralischer Bauabfälle im Jahr 2012; http://www.baustoffindustrie.de/root/img/pool/downloads_2015/240215/mineralischebauabfaelle_2012.pdf (abgerufen am 26.01.2016).

Ciroth, A. (2014): Indikatoren zur Ressourceneffizienz in der Ökobilanzierung, aktueller Stand, Vortrag im Rahmen der 3. Sitzung des Runden Tisches zu Ressourceneffizienz im Bauwesen, Berlin 15.04.2015, A. Ciroth, GreenDelta GmbH Berlin.

Confederation of European Paper Industries (cepi) (2014): Key Statistics EUROPEAN PULP AND PAPER INDUSTRY 2013. S. 21.

Corominas, Ll., Foley, J., Guest, J. S., Hospido, A., Larsen, H. F., Morera, S., Shaw, A. (2013): Life Cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. In: Water Research 47 (2013). 5480-5492.

Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) (o. J.): Ermittlung der nutzbaren Wärmemenge einer Kleinkläranlage zur Verbesserung eines Kompostierungsprozesses mit Wärmepumpe, Abschlussbericht; <http://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-23822.pdf> (abgerufen am 15.12.2015).

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) (2012): Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kleinkläranlagen mit aerober biologischer Reinigungsstufe, Merkblatt DWA-M 221.

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA) (2014): Grundsätze für die Planung und Implementierung Neuartiger Sanitärsysteme (NASS), Arbeitsblatt DWA-A 272.

Deutsches Institut für Bautechnik (DIBt) (2014a): Zulassungsgrundsätze Kleinkläranlagen. Stand Februar 2014. DIBt (Hrsg.) (2014), Berlin.

Deutsches Institut für Bautechnik (DIBt) (2014b): Verzeichnis der allgemeinen bauaufsichtlichen Zulassungen. Zulassungsbereich: Klärtechnik. Stand 07. Oktober 2014.

Deutsches Kupferinstitut (2016): Kupfer, Recycling; <http://copperalliance.de/%C3%BCber-kupfer/recycling> (abgerufen am 26.01.2016).

DIN EN 12566-1 (2004-05): Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW - Teil 1: Werkmäßig hergestellte Faulgruben (enthält Änderung A1:2003), Deutsches Institut für Normung e. V.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

DIN Fachbericht CEN/TR 12566-2 (2007-02): Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW - Teil 2: Bodenfiltrationssysteme, Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN 12566-3: 2013-09, Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW - Teil 3: Vorgefertigte und/oder vor Ort montierte Anlagen zur Behandlung von häuslichem Schmutzwasser, Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN 12566-4: 2008-01, Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW - Teil 4: Bausätze für vor Ort einzubauende Faulgruben, Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN Fachbericht CEN/TR 12566-5: 2009-01, Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW - Teil 5: Filtrationsanlagen für vorbehandeltes häusliches Schmutzwasser, Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN 12566-6: 2013-05, Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW - Teil 6: Vorgefertigte Anlagen für die weitergehende Behandlung des aus Faulgruben ablaufenden Schmutzwassers, Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN 12566-7: 2013-07, Kleinkläranlagen für bis zu 50 EW - Teil 7: Vorgefertigte Anlagen für eine dritte Reinigungsstufe, Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN 15804: 2014-07, Nachhaltigkeit von Bauwerken - Umweltproduktdeklarationen - Grundregeln für die Produktkategorie Bauprodukte, Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN ISO 14025: 2011-10, Environmental labels and declarations – Type III environmental declarations – Principles and procedures, Deutsches Institut für Normung e. V.

DIN EN ISO 14040 ff, environmental management – Product ecological balance – principles and general requirements, International Organization for Standardization.

DIN EN ISO 14044: 2006-10: Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen, Deutsches Institut für Normung e. V.

Dorgeloh, E. (Prüf- und Entwicklungsinstitut für Abwassertechnik an der RWTH Aachen e. V.). Projekttreffen mit dem Prüf- und Entwicklungsinstitut für Abwassertechnik. Persönliche / mündliche Mitteilung vom 05.02.2015.

Dorgeloh, E & Defrain, M. (2008): Einsatz der Membranfiltration in Kleinkläranlagen. Prüf- und Entwicklungsinstitut für Abwassertechnik, Vortrag während der DVWK/DWA Membrantage, Kassel, 17. – 19. Juni 2008.

Ehrenfeld, J. R. (2005). Eco-efficiency. Journal of Industrial Ecology, 9(4), S. 6-8.

Environdec (2013): General Programme Instructions for the International Environmental Product Declaration System, http://www.environdec.com/Documents/GPI/General_programme_instructions_2_01_20130918.pdf (abgerufen am 29.01.2016).

Erdmann, L., Behrendt, S., Feil, M. (2011): Kritische Rohstoffe für Deutschland. Identifikation aus Sicht deutscher Unternehmen wirtschaftlich bedeutsamer mineralischer Rohstoffe, deren Versorgungslage sich mittel- bis langfristig als kritisch erweisen könnte. Im Auftrag der KfW

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Bankengruppe. Abschlussbericht. Berlin, 30. September 2011. Online abrufbar unter: <https://www.izt.de/fileadmin/publikationen/54416.pdf> (abgerufen am 01.10.2014).

Europäische Kommission (o. J.): CP-DS: Legislation on substances in construction products; <http://ec.europa.eu/enterprise/construction/cpd-ds/> (abgerufen am 15.12.2015).

Europäische Kommission (o. J.): Kritische Rohstoffe; http://ec.europa.eu/growth/sectors/raw-materials/specific-interest/critical/index_en.htm (abgerufen am 13.01.2016).

European Environment Agency (EEA) (1999): Making sustainability accountable: Eco-efficiency, resource productivity and innovation. Proceedings of a workshop on the occasion of the Fifth Anniversary of the European Environment Agency (EEA). Copenhagen, 28-30 October 1998, (Topic report, 11).

Europäisches Parlament und Rat der Europäischen Union (09.03.2011): Verordnung (EU) Nr. 305/2011 zur Festlegung harmonisierter Bedingungen für die Vermarktung von Bauprodukten und zur Aufhebung der Richtlinie 89/106/EWG des Rates (EU-Bauproduktenverordnung). Amtsblatt der Europäischen Union, L88/5-88/43, 04.04.2011.

European Commission, Joint Research Centre (o. J.): Material Efficiency of Products for the Circular Economy; http://sa.jrc.ec.europa.eu/?page_id=775 (abgerufen am 13.01.2016).

European Pollutant Release and Transfer Register (E-PRTR) (o. J.): <http://prtr.ec.europa.eu/> (abgerufen am 15.12.2015).

European Commission (EU) (2014): Report on critical raw materials for the EU. Report of the Ad hoc Working Group on defining critical raw materials. May 2014. Online verfügbar unter: https://suche.web.de/web?origin=tb_sbox_ff&q=eu%20report%20on%20critical%20raw%20materials, (abgerufen am 01.10.2014).

European Union (EU) (2013a): Green Public Procurement. Criteria for Waste Water Infrastructure; http://ec.europa.eu/environment/gpp/pdf/waste_water_criteria.pdf (abgerufen am 15.12.2015).

European Union (EU) (2013b): GPP Criteria for Waste Water Infrastructure. Technical Background Report; http://ec.europa.eu/environment/gpp/pdf/waste_water_tech.pdf (abgerufen am 29.03.2016).

European Commission (EU), Joint Research Centre (JRC), (2011): Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. Based on existing environmental impact assessment models and factors. Available on the Internet: <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Recommendation-of-methods-for-LCIA-def.pdf>. European Union, 2011. (abgerufen am 07.03.2016).

European Commission (EU), Joint Research Centre (JRC), (2010): Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment. ILCD handbook. Background document. Available on the Internet: <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Handbook-LCIA-Background-analysis-online-12March2010.pdf>. European Union, 2010. (abgerufen am 19.01.2014).

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e. V. (fbr) (Hrsg.) (2015): Marktübersicht Regenwassernutzung und Regenwasserversickerung. Grauwasserrecycling, Kleinkläranlagen. Ausgabe 2015 / 2016. Darmstadt: fbr Dialog GmbH. 8. Ausgabe: März 2015.

Felmeden, J., Kluge, T., Koziol, M., Libbe, J., Michel, B., Scheele, U. (2010): Ökoeffizienz kommunaler Wasser-Infrastrukturen – Bilanzierung und Bewertung bestehender und alternativer Systeme, netWORKS-Papers, Heft 26. Berlin, April 2010.

Figge, F., Barkemeyer, R. Hahn, T., Liesen, A. (2006): The Advance guide to sustainable value calculations; <http://www.advance-project.org/downloads/theadvanceguidetosustainablevaluecalculations.pdf> (abgerufen am 15.12.2015).

Förtsch, S. (2012): Aktuelle Schwerpunkte der kommunalen Abwasserbeseitigung in Sachsen, Vortrag bei Regionalkonferenzen, Sachsen, 2012, Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Referat Siedlungswasserwirtschaft, Grundwasser, S. 1-21.

Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung ISI (2004): Werkstoffeffizienz Einsparpotenziale bei Herstellung und Verwendung energieintensiver Grundstoffe. I. A. Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit.

Frischknecht et al. (2003): Ecoinvent Database, Duebendorf, Switzerland, abrufbar auf <http://www.ecoinvent.org/>.

Garvin, D. A. (1984). What does product quality really mean. Sloan management review, 26(1).

Genzowsky, K., Bolle, F.-W., Rohn, A., Merkel, W. (2011): Der Carbon Footprint von Prozessen und Anlagen in der Wasserwirtschaft, in: LESAM Spezial 2011, S. 52- 55.

Geyler, S., Laforet, L., Lautenschläger, S. (2015): Ökoeffizienzanalyse in der Wasserwirtschaft – ein brachliegendes Potential? Beispiele zur Verdeutlichung der Anwendungsbreite. In: Zehn Jahre transdisziplinäre Nachhaltigkeitsforschung an der Universität Leipzig. Festschrift anlässlich des zehnjährigen Bestehens des Instituts für Infrastruktur und Ressourcenmanagement (IIRM). Studien zu Infrastruktur und Ressourcenmanagement. Band 5. Logos Verlag, S. 71-85.

Giegrich, J., Liebich, A., Lauwigi, C., Reinhardt, J. (2012): Indikatoren / Kennzahlen für den Rohstoffverbrauch im Rahmen der Nachhaltigkeitsdiskussion, <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/indikatoren-kennzahlen-fuer-den-rohstoffverbrauch> (abgerufen am 15.12.2015). Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA).

Goedkoop, M., Oele, M., Leijting, J., Ponsioen, T., Meijer, E. (2013): Introduction to LCA with SimaPro. Report version 5.1. November 2013.

Grieshammer, R., Brommer, E., Gattermann, M. Grether, S., Krüger, M., Teufel, J., Zimmer, W. (2010): CO₂-Einsparpotenzial für Verbraucher. Öko-Institut e. V. im Auftrag der

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Verbraucherzentrale Bundesverband e. V., <http://www.oeko.de/oekodoc/1029/2010-081-de.pdf> (abgerufen am 26.01.2016).

Guinée, J. B. (2002): Handbook on life cycle assessment operational guide to the ISO standards. The international journal of life cycle assessment, 7(5), S. 311-313.

Hahn, P. (Umweltamt, SG Wasser/Abwasser, Landkreis Leipzig). Gebühren für die wasserrechtliche Erlaubnis zum Einleiten von häuslichem Abwasser. Schriftliche Mitteilung vom 05.01.2016.

Hegemann, G. und Böning, T. (2000): Kosten der Abwasserbehandlung im ländlich strukturierten Raum. Institut für Abfall- und Abwasserwirtschaft e. V., im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW.

Heijungs, R. (2007): From thermodynamics efficiency to Eco-Efficiency in: Huppés, G. (Hrsg): Quantified eco-efficiency: An introduction with applications; Dordrecht [u.a.]: Springer 2007.

Heijungs, R., Settanni, E., Guinée, J. (2013): Toward a computational structure for life cycle sustainability analysis: unifying LCA and LCC. In: Int J Life Cycle Assess 18 (9), S. 1722–1733.

Hellström, D., Jeppsson, U., Karrman, E. (2000): A framework for systems analysis of sustainable urban water management. In: Environmental Impact Assessment Review 20 (3), S. 311-321.

Herbst, H. (2008): Bewertung zentraler und dezentraler Abwasserinfrastruktursysteme, Aachen. Dissertation.

Hillenbrand, T., Hiessl, H., Lüninck, B., Sartorius, C., Walz, R. (2013): Herausforderungen einer nachhaltigen Wasserwirtschaft. Innovationsreport, Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB), Berlin (Arbeitsbericht, 158), online verfügbar unter: <https://www.tab-beim-bundestag.de/de/pdf/publikationen/berichte/TAB-Arbeitsbericht-ab158>, abgerufen am 26.6.2015.

Hillenbrand, T. (2009): Analyse und Bewertung neuer urbaner Wasserinfrastruktursysteme. Dissertation.

Höft, Uwe. 1992. Lebenszykluskonzepte. Grundlage für das strategische Marketing- und Technologiemanagement. Berlin. E. Schmidt. 308 S.

Holländer, R., Weidner, S., Schock, G.; Pelzl, W., Lenk, T., Kühn, W., Thomas, E., Brandl, A., Kuhn, M., Rottmann, O., Winkler, C., Zacharias, G., Lautenschläger, S. (2010): Nachhaltiges regionales Flächenressourcenmanagement am Beispiel von Brachflächen der Deutschen Bahn AG. Integration von Flächen in den Wirtschaftskreislauf. Abschlussbericht, im Auftrag von Umweltbundesamt (UBA) und Deutsche Bahn AG. UBA-Text: 35/2010.

Huppés, G., & Ishikawa, M. (2005a). Why Eco-efficiency? In: Journal of Industrial Ecology, 9(4), 2-5.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Huppel, G., & Ishikawa, M. (2005b). A Framework for Quantified Eco-efficiency Analysis. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 25-41.

Huppel, G., & Ishikawa, M. (2005c). Eco-efficiency and Its Terminology. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 43-46.

Huppel, G., Ishikawa, M. (2007): An introduction to quantified eco-efficiency analysis. In *Quantified Eco-Efficiency*, S. 1-38, Springer Netherlands.

Hügel, K. (2000): Ökobilanzen in der Siedlungswasserwirtschaft, Dissertation, Technische Wissenschaften ETH Zürich, Nr. 13913, 2001.

Humbert, S., De Schryver, A., Bengoa, X., Margni, M., & Jolliet, O. (2012). IMPACT 2002+: User Guide. *Draft for version Q2.21* (version adapted by Quantis). 1. November 2012. Online verfügbar unter: http://www.quantis-intl.com/pdf/IMPACT2002_UserGuide_for_vQ2.21.pdf.

Hunkeler D, Lichtenvort K, Rebitzer G (eds.) (2008): Environmental life cycle costing. SETAC, Pensacola, FL (US) in collaboration with CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

Igos, E., Dalle, A., Tiruta-Barna, L., Benetto, E., Baudin, I., & Mery, Y. (2013): Life Cycle Assessment of water treatment: What is the contribution of infrastructure and operation at unit process level? In: *Journal of Cleaner Production* 65 (2014), S. 424-431.

Institut Bauen und Umwelt e. V. (o. J.): Wozu Umwelt-Produktdeklaration? (EPDs); <http://bau-umwelt.de/hp6239/Wozu-EPDs.htm?ITServ=CY166f5f87X14b73861688XY7f63> (abgerufen am 15.12.2015).

Institut Bauen und Umwelt e. V. (o. J.): www.bau-umwelt.com (abgerufen am 15.12.2015).

Institut für Infrastruktur und Ressourcenmanagement (IIRM) (2015): Projekttreffen zum DBU-Projekt „Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen“, in Leipzig am 13.01.2015.

IPCC (2001): Climate Change 2001: The Scientific Basis. Intergovernmental Panel on Climate Change, S. 385-391, http://www.grida.no/publications/other/ipcc_tar/?src=/climate/ipcc_tar/ (abgerufen am 15.01.2016).

ISO 14040 (2006): Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen. DIN Deutsches Institut für Normung e. V. November 2009.

ISO 14044 (2006): Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen. DIN Deutsches Institut für Normung e. V. Oktober 2006.

ISO 14045 (2012): Environmental management – Eco-efficiency assessment of product systems – Principles, requirements and guidelines, International Organization for Standardization (ISO).

Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., & Rosenbaum, R. (2003). IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), 324-330.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Jübner, K. Dichtheitsprüfung bei Kleinkläranlagen und Abflusslosen Sammelgruben, http://www.umweltaktion.de/pics/medien/1_1340628261/Dichtheitspruefung_bei_KKA_nach_geltenden_Normen.pdf (abgerufen am 04.03.2016)

Kämpfer, W., Berndt, M., Londong, J., Kaub, J.-M. (2004): Zustandserfassung von Kleinkläranlagen in Thüringen und Vorschläge für die technische Umsetzung der Anforderungen der Abwasserordnung; im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, Thüringen.

Kicherer, A. (2000): Ökoeffizienz-Analyse als Entscheidungshilfe zur nachhaltigen Entwicklung. In: Chemietechnik, Volume 72, Ausgabe 9, S. 942–943.

Kicherer, A. (2001): Ökoeffizienz-Analyse als betrieblicher Nachhaltigkeitsindikator. In: Chemietechnik Volume 73, Ausgabe 4, S. 404–406.

Kluge, T., Libbe, J. (2006): Transformation netzgebundener Infrastruktur. Strategien für Kommunen am Beispiel Wasser, Berlin.

Kommunale Umweltaktion U.A.N. (2004): Hinweise für Betreiber zum Bau und Betrieb von Kleinkläranlagen.

Kommunale Umweltaktion U.A.N. (2002): Bedarfsorientierte Fäkalschlammabfuhr bei Kleinkläranlagen. Heft 43. 2002.

Kosmol, J., Kanthak, J., Herrmann, F., Golde, M., Alsleben, C., Penn-Bressel, G, Schmitz, S. Gromke, U (2012): Glossar zum Ressourcenschutz. Umweltbundesamt (UBA), Januar 2012.

Koziol, M., Veit, A., Walther, J. (2006): Stehen wir vor einem Systemwechsel in der Wasserver- und Abwasserentsorgung? Sektorale Randbedingungen und Optionen im stadttechnischen Transformationsprozess (=netWorks-Papers 22), Berlin.

Kuosmanen, T. (2005). Measurement and Analysis of Eco-efficiency: An Economist's Perspective. In: Journal of Industrial Ecology, 9(4), S. 15-18.

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (Hrsg.) (2005): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). 7. überarbeitete Auflage, Berlin 2005.

Lance, E. (2015): Kleinkläranlagen bald ohne Einhaltefiktion? Ein aktuelles Urteil des Europäischen Gerichtshofs bewirkt für Deutschland, dass die Bauregellisten nicht mehr anwendbar sind. In: wwt 5/2015, S. 17-18.

Lange, A. (BDZ): Schlammbehandlungsverfahren in der Praxis. Schriftliche Mitteilung vom 05.01.2016.

Larsen, H.F., Hauschild M., Wenzel, H., Almemark, M. (2007): Homogeneous LCA methodology agreed by NEPTUNE and INNOWATECH, deliverable D4.1. EC Project "NEPTUNE", contract No.: 036845.

Lee, S. (2013): Eco-Efficient Water Infrastructure: Towards Sustainable Urban Development in Asia and the Pacific, Consultant of UNESCAP (United Nations Economic and Social

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Commission for Asia and the Pacific), http://www.unescap.org/sites/default/files/EEWI_Background%20Paper.pdf (abgerufen am 15.12.2015).

Lindner, C. (2014): Analyse der PVC-Produktion, Verarbeitungs-, Abfall- und Verwertungsströme in Deutschland 2013. CONSULTIC MARKETING & INDUSTRIEBERATUNG GMBH, Folie 44.

Mayer, H., Flachmann, C., Wachowiak, M. Fehrentz, P. (2014): Nachhaltiger Konsum: Entwicklung eines deutschen Indikatorensetzes als Beitrag zu einer thematischen Erweiterung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie. Umweltbundesamt (17/2014); <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/nachhaltiger-konsum-entwicklung-eines-deutschen> (abgerufen am 26.01.2016).

Meß, R., Bernatzky, C., Kolisch, G. (2011): Klimarelevante Emissionen beim Betrieb abwassertechnischer Anlagen In: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 2011 (58) Nr. 7, S. 656-661.

Mühlenkamp, H. (1994): Kosten-Nutzen-Analyse. R. Oldenbourg Verlag München, Wien.

Müller, J., Schubert, R., Woite, M. (2009): Ökonomische und ökologische Bewertung der Auswirkungen des demografischen Wandels auf die Siedlungsentwässerung. Block III: Ökologische Bewertung, TU Dresden.

Oberender, C. (2015): VDI-Richtlinie 4800 „Ressourceneffizienz – Methodische Grundlagen, Prinzipien und Strategien“. Vortrag. MatRessource-FORUM, Dresden, 16. September 2015. Online verfügbar unter: <http://www.matressource.de/fileadmin/redakteure/pdf/Vortraege/Oberender.pdf>, abgerufen am 2. Februar 2016.

Österreichisches Umweltbundesamt (2014): Berechnung von Treibhausgas (THG)-Emissionen verschiedener Energieträger, <http://www5.umweltbundesamt.at/emas/co2mon/co2mon.htm> (abgerufen am 15.01.2016).

PAS 1049: 2004-12 (D). Übermittlung recyclingrelevanter Produktinformationen zwischen Herstellern und Recyclingunternehmen - Der Recyclingpass, Deutsches Institut für Normung e. V.

Pennington, D. W., Margni, M., Payet, J., Jolliet, O. (2006): Risk and regulatory hazard-based toxicological effect indicators in life-cycle assessment (LCA). Human and Ecological Risk Assessment, 12(3), S. 450-475.

Pennington, D. W., Margni, M., Ammann, C., Jolliet, O. (2005): Multimedia fate and human intake modeling: spatial versus nonspatial insights for chemical emissions in Western Europe. Environmental science & technology, 39(4), S. 1119-1128.

Pré (2015): SimaPro Database Manual. Methods Library. Report version 2.8. April 2015. Available on the Internet: <https://www.pre-sustainability.com/download/DatabaseManualMethods.pdf>. (abgerufen am 07.03.2016)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagementsysteme (ProBas) (o. J.), <http://www.probas.umweltbundesamt.de/php/index.php> (abgerufen am 15.01.2016), ein Vorhaben des Umweltbundesamtes und des Internationalen Instituts für Nachhaltigkeitsanalysen und -strategien (IINAS).

Rebitzer, G., und Hunkeler, D. (2003): Life cycle costing in LCM: ambitions, opportunities, and limitations. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(5), 253-256.

Reese, M., Gawel, E., Geyley, S. (2015): Die Nachhaltigkeitsgebote der Siedlungswasserwirtschaft – Kernziele, Grundvoraussetzungen und institutionelle Ansatzpunkte nachhaltiger Wasserver- und Abwasserentsorgung. In: Gawel, E. (Hrsg.): *Die Governance der Wasserinfrastruktur, Band 1: Rahmenbedingungen, Herausforderungen und Optionen*, Berlin, S. 197-289.

Remy, C., Lesjean, B., Hartmann, A. (2011): Die Methodik der Ökobilanz zur ganzheitlichen Erfassung des Energieverbrauchs in der Abwasserreinigung. In: *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 2011 (58)*, Nr. 6, S. 572-576.

Richtlinie [76/160/EWG](#) des Rates vom 8. Dezember 1975 über die Qualität der Badegewässer, <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=URISERV%3A128007#amendingact>, abgerufen am 15.01.2016.

Richtlinie VDI 2243: 2002:07, Recyclingorientierte Produktentwicklung, Verein Deutscher Ingenieure.

Ritthof, M., Rohn, H., Liedtke, C., Merten, T. (2002): MIPS berechnen, Ressourcenproduktivität von Produkten und Dienstleistungen. Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH im Wissenschaftszentrum Nordrhein-Westfalen. Eine Arbeit im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung.

Saling, P., Kicherer, A.; Dittrich-Krämer, B., Wittlinger, R.; Zombik; W., Schmidt, I., Schrott, W., Schmidt, S. (2002): Eco-efficiency Analysis by BASF, The Method. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Volume 7, Number 4 (2002), S. 203-218.

Schaller, S., Wallbaum, H., Merkel, W. (2008): Herausforderungen, Nachhaltigkeitsziele und Entwicklungspfade der kommunalen Wasserwirtschaft. In: Reutter, O. (Hrsg.): *Ressourceneffizienz – Der neue Reichtum der Städte. Impulse für eine zukunftsfähige Kommune*, München, S. 190-206.

Schaltegger, S. (1997): Economics of life cycle assessment: inefficiency of the present approach. In: *Business Strategy and the Environment*, 6(1), S. 1-8.

Schlesinger, M. et al. (2014): Entwicklung der Energiemärkte: Energiereferenzprognose. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft und Technologie (Hrsg.).

Scholten, L., Egger, C., Zheng, J., Lienert, J. (2014): Multikriterielle Entscheidungsanalyse. Neue Ansätze für langfristige Infrastrukturplanung in der Wasserver- und Entsorgung, in: *aqua & gas*, 5, S. 62-69.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Schranner, T. (2014): Kleinkläranlagen bewähren sich in der Praxis. Auswertung der Überwachungsdaten von über 50 000 bayerischen Kleinkläranlagen. In: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 2014 (61) Nr. 8., S. 695-700.

Schütz, H. und Bringezu, S. (2008): Ressourcenverbrauch von Deutschland – aktuelle Kennzahlen und Begriffsbestimmung. Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH. Im Auftrage des Umweltbundesamtes.

Schwarz, M., Röder, J., Wagner, H.-J. (2014): Ökobilanzen in der Pumpenindustrie. Treibhauspotenzial von zwei Abwasser-Tauchmotorpumpen. In: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 2014 (61) Nr. 7.

Scon-marketing GmbH, <https://www.klaeranlagen-vergleich.de/dichtheitspruefung.html> (abgerufen am 04.03.2016).

Stadlbauer, E. A., Fiedler, A., Bojanowski, S., Hossain, S., Frank, A., Lausamnn, R., Petz, F. (2006): Ökoeffizienzanalyse als Entscheidungskriterium bei der Klärschlamm Entsorgung, in: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 2006 (53) Nr. 4. S. 381-386.

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2011): Umweltökonomische Gesamtrechnungen. Weiterentwicklung der Berechnungen und zu den CO₂-Emissionen des Straßenverkehrs im Rahmen des NAMEA-Rechenansatzes – Methodenbericht. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden 2011.

Statistisches Bundesamt (2013): Umwelt – Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserbehandlung und –entsorgung. 2010. Statistisches Bundesamt (Hrsg.), Fachserie 19, Reihe 2.1, Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt (2014): Umwelt. Abfallentsorgung. Erstbehandlung von Elektro- und Elektronikaltgeräten. Ergebnisbericht, Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt (2015): Private Konsumausgaben und Verfügbares Einkommen, Statistisches Bundesamt (Hrsg.), Beiheft zur Fachserie 18, Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt (2016): Verbraucherpreisindizes für Deutschland, lange Reihen ab 1948, Statistisches Bundesamt (Hrsg.), Wiesbaden.

Stromauskunft – Alles über Strom (2016): CO₂-Emissionen; <https://www.stromauskunft.de/die-klimaschuetzer/co2-emissionen/> (abgerufen am 26.01.2016).

Swarr T. E., Hunkeler D, Klöpffer W, Pesonen H-L, Ciroth A, Brent AC, Pagan R (2011) Environmental life cycle costing: a code of practice. Society of Environmental Chemistry and Toxicology (SETAC), Pensacola.

Tauchmann, H., Hafkesbrink, J., Nisipeanu, P., Thomzik, M. (2006): Innovationen für eine nachhaltige Wasserwirtschaft: Einflussfaktoren und Handlungsbedarf, Heidelberg.

TESCO (2012): Product Carbon Footprint Summary; http://www.tescopl.com/assets/files/cms/Tesco_Product_Carbon_Footprints_Summary%281%29.pdf (abgerufen am 15.12.2015).

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Toshiba website: Eco-efficiency, <https://www.toshiba.co.jp/env/en/products/ecp/factor2.htm> (abgerufen am 15/01/2016).

Töws, I. (2012): Kostenvergleich verschiedener Kleinkläranlagentypen, Vortragsprogramm des BDZ auf der IFAT 2012. alles klar GmbH Leipzig.

Töws, I. (Tilia GmbH, Leipzig): Fahrtkosten bei Umtausch von Ersatzteilen. Mündliche Mitteilung (29.06.2015).

Tuma, A., Reller, A., Thorenz, A., Kolotzek, C., Helbig, C. (2014): Nachhaltige Ressourcenstrategien in Unternehmen: Identifikation kritischer Rohstoffe und Erarbeitung von Handlungsempfehlungen zur Umsetzung einer ressourceneffizienten Produktion. Endbericht, im Auftrag von Deutsche Bundesstiftung Umwelt.

Umweltbundesamt (UBA) (2000): Handreichung Bewertung in Ökobilanzen. Hintergrundpapier, http://www.probas.umweltbundesamt.de/download/uba_bewertungsmethode.pdf (abgerufen am 29.01.2016).

Umweltbundesamt (UBA) (2013): Umweltdeklaration von Bauprodukten; <http://www.umweltbundesamt.de/themen/wirtschaft-konsum/produkte/bauprodukte/umweltdeklaration-von-bauprodukten> (abgerufen am 15.12.2015).

Umweltbundesamt (UBA) (2014): Nachhaltiger Konsum: Entwicklung eines deutschen Indikatorensatzes als Beitrag zu einer thematischen Erweiterung der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie; http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_17_2014_nachhaltiger_konsum.pdf (abgerufen am 15.12.2015), S. 85.

United Nations ESCAP (Economic and Social Commission for Asia and the Pacific) (2009): Eco-efficiency Indicators: Measuring Resource-use Efficiency and the Impact of Economic Activities on the Environment; <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/785eco.pdf> (abgerufen am 15.12.2015).

United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2014): Ozone Layer Protection-Science, <http://www3.epa.gov/ozone/science/ods/classone.html> (abgerufen am 15.01.2016).

Vernunftkraft (2014): Problem Rotorblatt – schwierige Trennung; <http://www.vernunftkraft.de/problem-rotorblatt-schwierige-trennung/> (abgerufen am 26.01.2016).

van Vliet, L., Levidow, L., Skenhall, S. A. (2012): Review and selection of eco-efficiency indicators to be used in the EcoWater. Case Studies im Auftrag der Europäische Kommission; http://environ.chemeng.ntua.gr/ecowater/UserFiles/files/D1_1_Review_and_selection_of_eco-efficiency_indicators.pdf (abgerufen am 15.12.2015).

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

von der Heide, S., Hilmer, R., Finke, G. (2013): Zehn Jahre Wartung von Kleinkläranlagen durch zertifizierte Unternehmen Umfragen bestätigen verbesserte Reinigungsleistung. In: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 2013 (60) Nr. 9, S. 774-779.

von der Heide, S., Hilmer, R., Finke, G. (2015): Wartung von Kleinkläranlagen durch zertifizierte Unternehmen. Umfragen bestätigen es: Seit Einführung des DWA-Gütesicherungssystems im Jahr 2003 hat sich die Wartungsqualität von Kleinkläranlagen verbessert. In: wwt 5/2015, S. 8-12.

Wasserhaushaltsgesetz (WHG) vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), zuletzt geändert durch Artikel 320 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474), § 54 (2), §§ 57 und 60.

World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) (2000): Eco-efficiency: creating more value with less impact, www.wbcsd.org/web/publications/eco_efficiency_creating_more_value.pdf (abgerufen am 29.01.2016).

World Health Organization (WHO) (2016): Health statistics and information systems; http://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/metrics_daly/en/ (abgerufen am 18.01.2016).

Wolf, M-A., Pant, R., Chomkhamri, K., Sala, S., Pennington, D. (2012): ILCD Handbook: General Guide for Life Cycle Assessment: Detailed Guidance. Publications Office of the European Union; <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/JRC-Reference-Report-ILCD-Handbook-Towards-more-sustainable-production-and-consumption-for-a-resource-efficient-Europe.pdf> (abgerufen am 15.12.2015), Joint Research Centre, European Commission.

WWF (World Wide Fund for Nature) (2012): CO₂-Rechner-Glossar, Hintergrundpapier; https://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/WWF_Hintergrund_CO2-Rechner.pdf (abgerufen am 15.12.2015).

Zhang, B., Bi J., Fan, Z., Yuan, Z., Ge, J. (2008): Eco-efficiency analysis of industrial systems in China: A data envelopment analysis approach, in: Ecological Economics 68, S. 306-316, 2008.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

ANHANG

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Inhaltsverzeichnis Anhang:

Anhang 1: Massenbilanz, Herstellungsphase (Eigene Darstellung).....	A-3
Anhang 2: Massenbilanz, Planungs- und Einbauphase (Eigene Darstellung).....	A-4
Anhang 3: Massenbilanz, Nutzungsphase (Eigene Darstellung).....	A-5
Anhang 4: Massenbilanz, Ausbauphase (Eigene Darstellung).....	A-6
Anhang 5: Materialinput (Eigene Darstellung)	A-7
Anhang 6: Sachbilanz: Hauptinput über den Lebenszyklus in Pt (Eigene Darstellung)	A-8
Anhang 7: Sachbilanz: Emissionen in die Luft über den Lebenszyklus in Pt (Eigene Darstellung).....	A-9
Anhang 8: Sachbilanz: Emissionen in den Boden über den Lebenszyklus in Pt (Eigene Darstellung).....	A-10
Anhang 9: Sachbilanz: Emissionen ins Wasser über den Lebenszyklus in Pt (Eigene Darstellung).....	A-10
Anhang 10: Sachbilanz: Hauptinput über den Lebenszyklus in Mengen (Eigene Darstellung)	A-11
Anhang 11: Sachbilanz: Emissionen in die Luft über den Lebenszyklus in Mengen (Eigene Darstellung).....	A-12
Anhang 12: Sachbilanz: Emissionen in den Boden über den Lebenszyklus in Mengen (Eigene Darstellung).....	A-13
Anhang 13: Sachbilanz: Emissionen ins Wasser über den Lebenszyklus in Mengen (Eigene Darstellung).....	A-13
Anhang 14: Kritische Rohstoffe in der Herstellungsphase (Eigene Darstellung)	A-14
Anhang 15: Systemabgrenzung, Annahmen Ökobilanz.....	A-15
Anhang 16: Behältermaterial gemäß bauaufsichtlicher Zulassung, Neubau, alle Ablaufklassen (vgl. Kapitel 2) (Eigene Darstellung)	A-17
Anhang 17: Behältergröße orientiert am Mindestnutzvolume (Eigene Darstellung)	A-18
Anhang 18: Durchschnittliche Behältergewichte nach Behältervolumen (Eigene Darstellung)	A-19
Anhang 19: Abbildung einer Tauchmotorpumpe nach Schwarz et al. (2014).....	A-22
Anhang 20: Baugrubenvolumen in Abhängigkeit von der Behältergröße (Eigene Darstellung)	A-27
Anhang 21: Durchschnittlicher Stromverbrauch nach Anlagentyp, keine Differenzierung nach Ablaufklassen.....	A-29
Anhang 22: Zu entsorgende Klärschlammengen pro Einwohner und Jahr nach Anlagentypen (BDZ (2013)).....	A-29
Anhang 23: Berechnungsannahmen zum Schlammvolumen (Eigene Berechnung, Böttger (2014))	A-30
Anhang 24: Durchschnittliche Nutzungsdauer der verwendeten Bauteile und Anzahl der in der Nutzungsphase bilanzierten Bauteile (Eigene Darstellung)	A-31
Anhang 25: Schematische Darstellung der Entsorgungsphase (Eigene Darstellung)	A-33
Anhang 26: Entsorgungswege der verschiedenen Stoffströme, in % (Eigene Darstellung)...	A-35
Anhang 27: Bewertungsmethoden LCIA.....	A-36
Anhang 28: Prüfung der Eignung verschiedener LCIA-Methoden für den Untersuchungszweck des Projekts (Eigene Darstellung).....	A-37

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 29: Kostenannahmen und Quellenangaben für die Gesamtkostenrechnung (Eigene Darstellung).....	A-39
Anhang30: Auswertung der Satzungen von Abwasserzweckverbänden in Bayern, Sachsen und Thüringen (Eigene Darstellung)	A-40
Anhang 31: Sensitivitätsanalyse für die Gesamtkostenrechnung (Eigene Darstellung).....	A-41
Anhang 32: Anteil der Lebenszyklusphasen und Bestandteile an den Gesamtkosten, anlagentypspezifisch und in % (Eigene Darstellung)	A-42
Anhang 33: Vergleich der Ökoeffizienz in der Anschaffungsphase nach Anlagentypen (PE und Beton) (Eigene Darstellung)	A-43
Anhang 34: Vergleich der Ökoeffizienz in der Nutzungsphase nach Anlagentypen (PE und Beton) (Eigene Darstellung)	A-43
Anhang 35: Vergleich der Ökoeffizienz in der Entsorgungsphase nach Anlagentypen (PE und Beton) (Eigene Darstellung)	A-44
Anhang 36: Vergleich der Ökoeffizienz über den Lebenszyklus, Festbett-Anlage (PE und Beton) (Eigene Darstellung)	A-44
Anhang 37: Vergleich der Ökoeffizienz über den Lebenszyklus, Biofilter-Anlage (PE und Beton) (Eigene Darstellung)	A-45
Anhang 38: Vergleich der Ökoeffizienz über den Lebenszyklus, PKA-Anlage (PE und Beton) (Eigene Darstellung).....	A-45
Anhang 39: Vergleich der Ökoeffizienz über den Lebenszyklus, SBR-Druckluft-Anlage (PE und Beton) (Eigene Darstellung)	A-46
Anhang 40: Vergleich der Ökoeffizienz über den Lebenszyklus, SBR-Maschinentechnik-Anlage (PE und Beton) (Eigene Darstellung).....	A-46
Anhang 41: Vergleich der Ökoeffizienz über den Lebenszyklus, Wirbel-Schwebebett-Anlage (PE und Beton) (Eigene Darstellung).....	A-47
Anhang 42: Anteil der Lebenszyklusphasen und Bestandteile an der Ökoeffizienz, anlagentypspezifisch und in % (Eigene Darstellung)	A-48
Anhang 43: Anzahl der Vor-Ort-Einsätze (Eigene Darstellung).....	A-49
Anhang 44: Indikatorenset zur Abbildung der Ökoeffizienz einer Festbett-Anlage (Beton) (Eigene Darstellung).....	A-50
Anhang 45: Indikatorenset zur Abbildung der Ökoeffizienz einer Biofilter-Anlage (Beton) (Eigene Darstellung).....	A-50
Anhang 46: Indikatorenset zur Abbildung der Ökoeffizienz einer Pflanzenkläranlage (Beton) (Eigene Darstellung).....	A-51
Anhang 47: Indikatorenset zur Abbildung der Ökoeffizienz einer SBR-Druckluft-Anlage (Beton) (Eigene Darstellung)	A-51
Anhang 48: Indikatorenset zur Abbildung der Ökoeffizienz einer SBR-Maschinentechnik-Anlage (Beton) (Eigene Darstellung)	A-52
Anhang 49: Indikatorenset zur Abbildung der Ökoeffizienz einer Wirbel-Schwebebett-Anlage (Beton) (Eigene Darstellung)	A-52

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 1: Massenbilanz, Herstellungsphase (Eigene Darstellung)

Festbett		Biofilter		PKA		SBR, DL		SBR, MT		Wirbel-Schwebbett	
A1 Beton	A1	E1 Beton	E1	G1 Beton	G1	H1 Beton	H1	J1 Beton	J1	L1 Beton	L1
ID Herstellung	ID Herstellung	ID Herstellung	ID Herstellung	ID Herstellung	ID Herstellung	ID Herstellung	ID Herstellung	ID Herstellung	ID Herstellung	ID Herstellung	ID Herstellung
ID Behälter	ID Behälter	ID Behälter	ID Behälter	ID Behälter	ID Behälter	ID Behälter	ID Behälter	ID Behälter	ID Behälter	ID Behälter	ID Behälter
Behälter (4,5 m³) 5650 kg	Behälter (4,5 m³) 265 kg	Behälter (5 m³) 6050 kg	Behälter (5 m³) 290 kg	Behälter (6,5 m³) 7500 kg	Behälter (6,5 m³) 340 kg	Behälter (3,5 m³) 4700 kg	Behälter (3,5 m³) 220 kg	Behälter (3,5 m³) 4700 kg	Behälter (3,5 m³) 220 kg	Behälter (4,5 m³) 5650 kg	Behälter (4,5 m³) 265 kg
ID Beschickung und Verteilung	ID Beschickung und Verteilung	ID Beschickung und Verteilung	ID Beschickung und Verteilung	ID Beschickung und Verteilung	ID Beschickung und Verteilung	ID Beschickung und Verteilung	ID Beschickung und Verteilung	ID Beschickung und Verteilung	ID Beschickung und Verteilung	ID Beschickung und Verteilung	ID Beschickung und Verteilung
Zu- und Ablaufrohre 15 kg	Zu- und Ablaufrohre 15 kg	Zu- und Ablaufrohre 15 kg	Zu- und Ablaufrohre 15 kg	Folien 61 kg Vlies 15 kg	Folien 61 kg Vlies 15 kg	Zu- und Ablaufrohre 15 kg	Zu- und Ablaufrohre 15 kg	Zu- und Ablaufrohre 15 kg	Zu- und Ablaufrohre 15 kg	Zu- und Ablaufrohre 15 kg	Zu- und Ablaufrohre 15 kg
Leerrohr	Leerrohr	Verteilerrohre, Schläuche	Verteilerrohre, Schläuche	20 kg	20 kg	Leerrohr	Leerrohr	Leerrohr	Leerrohr	Leerrohr	Leerrohr
20 kg	20 kg	2 kg	2 kg	ID Beschickung und Verteilung	ID Beschickung und Verteilung	20 kg	20 kg	7 kg	7 kg	20 kg	20 kg
Verteilerrohre 2 kg	Verteilerrohre 2 kg	Strukturelemente 15 kg Edelstahl (Kleinteile) 0,14 kg	Strukturelemente 15 kg Edelstahl (Kleinteile) 0,14 kg	Zu- und Ablaufrohre 15 kg	Zu- und Ablaufrohre 15 kg	Verteilerrohre 3 kg	Verteilerrohre 3 kg	Verteilerrohre, Schläuche 3 kg Geräteträger 4 kg	Verteilerrohre, Schläuche 3 kg Geräteträger 4 kg	Verteilerrohre 2 kg	Verteilerrohre 2 kg
ID Belüftung	ID Belüftung	ID Belüftung	ID Belüftung	ID Belüftung	ID Belüftung	ID Belüftung	ID Belüftung	ID Belüftung	ID Belüftung	ID Belüftung	ID Belüftung
Verdichter 6 kg	Verdichter 6 kg	Belüftungselemente Entlüftungsrohre 34 kg	Belüftungselemente Entlüftungsrohre 34 kg	12 kg	12 kg	Verdichter 5 kg	Verdichter 5 kg	Tauchmotorbelüfter 4,1 kg	Tauchmotorbelüfter 4,1 kg	Verdichter 6 kg	Verdichter 6 kg
Membranbelüfter 2,4 kg	Membranbelüfter 2,4 kg			Edelstahl, Kleinteile 0,4 kg	Edelstahl, Kleinteile 0,4 kg	Membranbelüfter 1,2 kg	Membranbelüfter 1,2 kg			Membranbelüfter 1,8 kg	Membranbelüfter 1,8 kg
Magnetventil 0,684 kg	Magnetventil 0,684 kg			Belüftungselemente	Belüftungselemente	Magnetventil 1,71 kg	Magnetventil 1,71 kg	Schlauch 0,2 kg	Schlauch 0,2 kg	Magnetventil 0,684 kg	Magnetventil 0,684 kg
Druckluftschlauch 3 kg	Druckluftschlauch 3 kg					Druckluftschlauch 3 kg	Druckluftschlauch 3 kg			Druckluftschlauch 3 kg	Druckluftschlauch 3 kg
ID Förderung	ID Förderung	ID Förderung	ID Förderung	ID Förderung	ID Förderung	ID Förderung	ID Förderung	ID Förderung	ID Förderung	ID Förderung	ID Förderung
Druckluftheber 9 kg	Druckluftheber 9 kg			Kippheberschacht, Kippwaage 45 kg	Kippheberschacht, Kippwaage 45 kg	Druckluftheber 12 kg	Druckluftheber 12 kg	Tauchmotorpumpen 12 kg	Tauchmotorpumpen 12 kg	Druckluftheber 9 kg	Druckluftheber 9 kg
ID Steuerung/DFÜ	ID Steuerung/DFÜ	ID Steuerung/DFÜ	ID Steuerung/DFÜ	ID Steuerung/DFÜ	ID Steuerung/DFÜ	ID Steuerung/DFÜ	ID Steuerung/DFÜ	ID Steuerung/DFÜ	ID Steuerung/DFÜ	ID Steuerung/DFÜ	ID Steuerung/DFÜ
Steuerung 1,6 kg	Steuerung 1,6 kg	Steuerung	Steuerung	Steuerung	Steuerung	Steuerung 1,6 kg	Steuerung 1,6 kg	Steuerung 1,6 kg	Steuerung 1,6 kg	Steuerung 1,6 kg	Steuerung 1,6 kg
ID Aufwuchs- und Filterkörper	ID Aufwuchs- und Filterkörper	ID Aufwuchs- und Filterkörper	ID Aufwuchs- und Filterkörper	ID Aufwuchs- und Filterkörper	ID Aufwuchs- und Filterkörper	ID Aufwuchs- und Filterkörper	ID Aufwuchs- und Filterkörper	ID Aufwuchs- und Filterkörper	ID Aufwuchs- und Filterkörper	ID Aufwuchs- und Filterkörper	ID Aufwuchs- und Filterkörper
18 kg	18 kg	164 kg	164 kg	25,6 t	25,6 t					35 kg	35 kg
ID Alarm	ID Alarm	ID Alarm	ID Alarm	ID Alarm	ID Alarm	ID Alarm	ID Alarm	ID Alarm	ID Alarm	ID Alarm	ID Alarm
Schwimmschalter 2,4 kg	Schwimmschalter 2,4 kg	mechanisch 0,6 kg	mechanisch 0,6 kg	mechanisch 0,6 kg	mechanisch 0,6 kg	Schwimmschalter 2,4 kg	Schwimmschalter 2,4 kg	Schwimmschalter 2,4 kg	Schwimmschalter 2,4 kg	Schwimmschalter 2,4 kg	Schwimmschalter 2,4 kg
ID Probenahme	ID Probenahme	ID Probenahme	ID Probenahme	ID Probenahme	ID Probenahme	ID Probenahme	ID Probenahme	ID Probenahme	ID Probenahme	ID Probenahme	ID Probenahme
2,7 kg	2,7 kg	30 kg	30 kg	30 kg	30 kg	2,7 kg	2,7 kg	2,7 kg	2,7 kg	2,7 kg	2,7 kg
ID Stromzufuhr	ID Stromzufuhr	ID Stromzufuhr	ID Stromzufuhr	ID Stromzufuhr	ID Stromzufuhr	ID Stromzufuhr	ID Stromzufuhr	ID Stromzufuhr	ID Stromzufuhr	ID Stromzufuhr	ID Stromzufuhr
Kabel 1 kg	Kabel 1 kg					Kabel 1 kg	Kabel 1 kg	Kabel 3 kg	Kabel 3 kg	Kabel 1 kg	Kabel 1 kg
ID Schränke	ID Schränke	ID Schränke	ID Schränke	ID Schränke	ID Schränke	ID Schränke	ID Schränke	ID Schränke	ID Schränke	ID Schränke	ID Schränke
17,5 kg	17,5 kg					17,5 kg	17,5 kg	17,5 kg	17,5 kg	17,5 kg	17,5 kg
ID Betriebsanleitung	ID Betriebsanleitung	ID Betriebsanleitung	ID Betriebsanleitung	ID Betriebsanleitung	ID Betriebsanleitung	ID Betriebsanleitung	ID Betriebsanleitung	ID Betriebsanleitung	ID Betriebsanleitung	ID Betriebsanleitung	ID Betriebsanleitung
Betriebsanleitung 0,3 kg	Betriebsanleitung 0,3 kg	Betriebsanleitung 0,3 kg	Betriebsanleitung 0,3 kg	Betriebsanleitung 0,3 kg	Betriebsanleitung 0,3 kg	Betriebsanleitung 0,3 kg	Betriebsanleitung 0,3 kg	Betriebsanleitung 0,3 kg	Betriebsanleitung 0,3 kg	Betriebsanleitung 0,3 kg	Betriebsanleitung 0,3 kg
Gesamtgewicht Anlage:	Gesamtgewicht Anlage:	Gesamtgewicht Anlage:	Gesamtgewicht Anlage:	Gesamtgewicht Anlage:	Gesamtgewicht Anlage:	Gesamtgewicht Anlage:	Gesamtgewicht Anlage:	Gesamtgewicht Anlage:	Gesamtgewicht Anlage:	Gesamtgewicht Anlage:	Gesamtgewicht Anlage:
5751,6	366,6	6311,0	551,0	33284,3	26124,3	4786,4	306,4	4772,8	292,8	5768,0	383,0

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 2: Massenbilanz, Planungs- und Einbauphase (Eigene Darstellung)

Festbett		Biofilter		PKA		SBR, DL		SBR, MT		Wirbel-Schwebbett	
A1 Beton	A1	E1 Beton	E1	G1 Beton	G1	H1 Beton	H1	J1 Beton	J1	L1 Beton	L1
ID_Planung und Einbau	ID_Planung und Einbau	ID_Planung und Einbau	ID_Planung und Einbau	ID_Planung und Einbau	ID_Planung und Einbau	ID_Planung und Einbau	ID_Planung und Einbau	ID_Planung und Einbau	ID_Planung und Einbau	ID_Planung und Einbau	ID_Planung und Einbau
ID_Baugrundgutachten	ID_Baugrundgutachten	ID_Baugrundgutachten	ID_Baugrundgutachten	ID_Baugrundgutachten	ID_Baugrundgutachten	ID_Baugrundgutachten	ID_Baugrundgutachten	ID_Baugrundgutachten	ID_Baugrundgutachten	ID_Baugrundgutachten	ID_Baugrundgutachten
Baugrundgutachten	Baugrundgutachten	Baugrundgutachten	Baugrundgutachten	Baugrundgutachten	Baugrundgutachten	Baugrundgutachten	Baugrundgutachten	Baugrundgutachten	Baugrundgutachten	Baugrundgutachten	Baugrundgutachten
ID_Beratung	ID_Beratung	ID_Beratung	ID_Beratung	ID_Beratung	ID_Beratung	ID_Beratung	ID_Beratung	ID_Beratung	ID_Beratung	ID_Beratung	ID_Beratung
0,1 kg Papier	0,1 kg Papier	0,1 kg Papier	0,1 kg Papier	0,1 kg Papier	0,1 kg Papier	0,1 kg Papier	0,1 kg Papier	0,1 kg Papier	0,1 kg Papier	0,1 kg Papier	0,1 kg Papier
130 km, PKW	130 km, PKW	130 km, PKW	130 km, PKW	130 km, PKW	130 km, PKW	130 km, PKW	130 km, PKW	130 km, PKW	130 km, PKW	130 km, PKW	130 km, PKW
ID_wasserrechtliche Erlaubnis	ID_wasserrechtliche Erlaubnis	ID_wasserrechtliche Erlaubnis	ID_wasserrechtliche Erlaubnis	ID_wasserrechtliche Erlaubnis	ID_wasserrechtliche Erlaubnis	ID_wasserrechtliche Erlaubnis	ID_wasserrechtliche Erlaubnis	ID_wasserrechtliche Erlaubnis	ID_wasserrechtliche Erlaubnis	ID_wasserrechtliche Erlaubnis	ID_wasserrechtliche Erlaubnis
0,05 kg Papier	0,05 kg Papier	0,05 kg Papier	0,05 kg Papier	0,05 kg Papier	0,05 kg Papier	0,05 kg Papier	0,05 kg Papier	0,05 kg Papier	0,05 kg Papier	0,05 kg Papier	0,05 kg Papier
65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW
ID_Lieferung Anlage	ID_Lieferung Anlage	ID_Lieferung Anlage	ID_Lieferung Anlage	ID_Lieferung Anlage	ID_Lieferung Anlage	ID_Lieferung Anlage	ID_Lieferung Anlage	ID_Lieferung Anlage	ID_Lieferung Anlage	ID_Lieferung Anlage	ID_Lieferung Anlage
0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier
575,2 tkm	36,66 tkm	631,1 tkm	55,1 tkm	2048,4 tkm	1332,37 tkm	478,64 tkm	30,64 tkm	477,28 tkm	29,3 tkm	576,8 tkm	38,3 tkm
ID_Tief- und Einbau	ID_Tief- und Einbau	ID_Tief- und Einbau	ID_Tief- und Einbau	ID_Tief- und Einbau	ID_Tief- und Einbau	ID_Tief- und Einbau	ID_Tief- und Einbau	ID_Tief- und Einbau	ID_Tief- und Einbau	ID_Tief- und Einbau	ID_Tief- und Einbau
Baugrube ausheben	Baugrube ausheben	Baugrube ausheben	Baugrube ausheben	Baugrube ausheben	Baugrube ausheben	Baugrube ausheben	Baugrube ausheben	Baugrube ausheben	Baugrube ausheben	Baugrube ausheben	Baugrube ausheben
Paiper 0,02 kg	Paiper 0,02 kg	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier
Aushub 18 m ³	Aushub 18 m ³	Aushub 19,2 m ³	Aushub 19,2 m ³	Aushub 38,8 m ³	Aushub 38,8 m ³	Aushub 15,6 m ³	Aushub 15,6 m ³	Aushub 15,6 m ³	Aushub 15,6 m ³	Aushub 18 m ³	Aushub 18 m ³
1440 tkm	1440 tkm	1535 tkm	1535 tkm	3104 tkm	3104 tkm	1250 tkm	1250 tkm	1250 tkm	1250 tkm	1440 tkm	1440 tkm
Material- und -abtransport	Material- und -abtransport	Material- und -abtransport	Material- und -abtransport	Material- und -abtransport	Material- und -abtransport	Material- und -abtransport	Material- und -abtransport	Material- und -abtransport	Material- und -abtransport	Material- und -abtransport	Material- und -abtransport
20,16 t	20,16 t	21,122 t	21,122 t	23,999 t	23,999 t	18,2 t	18,2 t	18,2 t	18,2 t	20,16 t	20,16 t
Aushub 12,6 m ³	Aushub 12,6 m ³	Aushub 13,2 m ³	Aushub 13,2 m ³	Aushub 15 m ³	Aushub 15 m ³	Bagger 11,36 m ³	Aushub 11,36 m ³	Bagger 11,36 m ³	Bagger 11,36 m ³	Aushub 12,6 m ³	Aushub 12,6 m ³
1010 tkm	1010 tkm	1055 tkm	1055 tkm	1200 tkm	1200 tkm	910 tkm	910 tkm	910 tkm	910 tkm	1010 tkm	1010 tkm
Einbau	Einbau	Einbau	Einbau	Einbau	Einbau	Einbau	Einbau	Einbau	Einbau	Einbau	Einbau
0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier
Bagger/Heben 3,59 m ³	Bagger/Heben 0,23 m ³	Bagger/Heben 3,94 m ³	Bagger/Heben 0,344 m ³	Bagger/Heben 20,8 m ³	Bagger/Heben 16,33 m ³	Bagger/Heben 2,99 m ³	Bagger/Heben 0,19 m ³	Bagger/Heben 2,98 m ³	Bagger/Heben 0,18 m ³	Bagger/Heben 3,6 m ³	Bagger/Heben 0,24 m ³
ID_Dichtheitsprüfung	ID_Dichtheitsprüfung	ID_Dichtheitsprüfung	ID_Dichtheitsprüfung	ID_Dichtheitsprüfung	ID_Dichtheitsprüfung	ID_Dichtheitsprüfung	ID_Dichtheitsprüfung	ID_Dichtheitsprüfung	ID_Dichtheitsprüfung	ID_Dichtheitsprüfung	ID_Dichtheitsprüfung
0,02 kg	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier
65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW	65 km, PKW
Wasserverbrauch	Wasserverbrauch	Wasserverbrauch	Wasserverbrauch	Wasserverbrauch	Wasserverbrauch	Wasserverbrauch	Wasserverbrauch	Wasserverbrauch	Wasserverbrauch	Wasserverbrauch	Wasserverbrauch
4,5 m ³	4,5 m ³	5 m ³	5 m ³	6,5 m ³	6,5 m ³	3,5 m ³	3,5 m ³	3,5 m ³	3,5 m ³	4,5 m ³	4,5 m ³

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 3: Massenbilanz, Nutzungsphase (Eigene Darstellung)

A1 Beton		E1 Beton		G1 Beton		H1 Beton		J1 Beton		L1 Beton			
Festbett		Biofilter		PKA		SBR_DL		SBR_MT		Wirbel-Schwebbett			
ID	Nutzung	ID	Nutzung	ID	Nutzung	ID	Nutzung	ID	Nutzung	ID	Nutzung		
ID	Stromverbrauch	ID	Stromverbrauch	ID	Stromverbrauch	ID	Stromverbrauch	ID	Stromverbrauch	ID	Stromverbrauch		
15700 kWh	15700 kWh	0 kWh	0 kWh	0 kWh	0 kWh	9300 kWh	9300 kWh	9300 kWh	9300 kWh	10700 kWh	10700 kWh		
ID	Klärschlamm	ID	Klärschlamm	ID	Klärschlamm	ID	Klärschlamm	ID	Klärschlamm	ID	Klärschlamm		
Klärschlammabfuhr, Behandlung auf ZKA (10km, 720 tkm)	Klärschlammabfuhr, Behandlung auf ZKA (10km, 720 tkm)	Klärschlammabfuhr, Behandlung auf ZKA (10km, 480 tkm)	Klärschlammabfuhr, Behandlung auf ZKA (10km, 480 tkm)	Klärschlammabfuhr, Behandlung auf ZKA (10km, 480 tkm)	Klärschlammabfuhr, Behandlung auf ZKA (10km, 480 tkm)	Klärschlammabfuhr, Behandlung auf ZKA (10km, 480 tkm)	Klärschlammabfuhr, Behandlung auf ZKA (10km, 720 tkm)	Klärschlammabfuhr, Behandlung auf ZKA (10km, 720 tkm)	Klärschlammabfuhr, Behandlung auf ZKA (10km, 720 tkm)	Klärschlammabfuhr, Behandlung auf ZKA (10km, 480 tkm)	Klärschlammabfuhr, Behandlung auf ZKA (10km, 480 tkm)		
Verbrennung Klärschlamm (100km, 144 tkm)	Verbrennung Klärschlamm (100km, 144 tkm)	Verbrennung Klärschlamm (100km, 96 tkm)	Verbrennung Klärschlamm (100km, 96 tkm)	Verbrennung Klärschlamm (100km, 96 tkm)	Verbrennung Klärschlamm (100km, 96 tkm)	Verbrennung Klärschlamm (100km, 96 tkm)	Verbrennung Klärschlamm (100km, 144 tkm)	Verbrennung Klärschlamm (100km, 144 tkm)	Verbrennung Klärschlamm (100km, 144 tkm)	Verbrennung Klärschlamm (100km, 96 tkm)	Verbrennung Klärschlamm (100km, 96 tkm)		
60m³ Klärschlamm	60m³ Klärschlamm	40m³ Klärschlamm	40m³ Klärschlamm	40m³ Klärschlamm	40m³ Klärschlamm	40m³ Klärschlamm	60 m³ Klärschlamm	60m³ Klärschlamm	60 m³ Klärschlamm	40m³ Klärschlamm	40m³ Klärschlamm		
Wasserverbrauch, m³	Wasserverbrauch, m³	Wasserverbrauch, m³	Wasserverbrauch, m³	Wasserverbrauch, m³	Wasserverbrauch, m³	Wasserverbrauch, m³	Wasserverbrauch, m³	Wasserverbrauch, m³	Wasserverbrauch, m³	Wasserverbrauch, m³	Wasserverbrauch, m³		
60	60	40	40	40	40	40	60	60	60	40	40		
1,5 kg Papier	1,5 kg Papier	1,5 kg Papier	1,5 kg Papier	1,5 kg Papier	1,5 kg Papier	1,5 kg Papier	1,5 kg Papier	1,5 kg Papier	1,5 kg Papier	1,5 kg Papier	1,5 kg Papier		
ID	Überwachung	ID	Überwachung	ID	Überwachung	ID	Überwachung	ID	Überwachung	ID	Überwachung		
s. Wartung	s. Wartung	s. Wartung	s. Wartung	s. Wartung	s. Wartung	s. Wartung	s. Wartung	s. Wartung	s. Wartung	s. Wartung	s. Wartung		
ID	Wartung	ID	Wartung	ID	Wartung	ID	Wartung	ID	Wartung	ID	Wartung		
Wartung: Transport, Dokumentation 1320 km, PKW 4,49 kg Papier Laboranalysen 0,5 kg Chemikalien	Wartung: Transport, Dokumentation 1320 km, PKW 4,49 kg Papier Laboranalysen 0,5 kg Chemikalien	Wartung: Transport, Dokumentation 1320 km, PKW 4,49 kg Papier Laboranalysen 0,5 kg Chemikalien	Wartung: Transport, Dokumentation 1320 km, PKW 4,49 kg Papier Laboranalysen 0,5 kg Chemikalien	Wartung: Transport, Dokumentation 1320 km, PKW 2,25 kg Papier Laboranalysen 0,25 kg Chemikalien	Wartung: Transport, Dokumentation 660 km, PKW 2,25 kg Papier Laboranalysen 0,25 kg Chemikalien	Wartung: Transport, Dokumentation 660 km, PKW 2,25 kg Papier Laboranalysen 0,25 kg Chemikalien	Wartung: Transport, Dokumentation 1320 km, PKW 4,49 kg Papier Laboranalysen 0,5 kg Chemikalien	Wartung: Transport, Dokumentation 1320 km, PKW 4,49 kg Papier Laboranalysen 0,5 kg Chemikalien	Wartung: Transport, Dokumentation 1320 km, PKW 4,49 kg Papier Laboranalysen 0,5 kg Chemikalien	Wartung: Transport, Dokumentation 1320 km, PKW 4,49 kg Papier Laboranalysen 0,5 kg Chemikalien	Wartung: Transport, Dokumentation 1320 km, PKW 4,49 kg Papier Laboranalysen 0,5 kg Chemikalien		
ID	Ersatzteile	ID	Ersatzteile	ID	Ersatzteile	ID	Ersatzteile	ID	Ersatzteile	ID	Ersatzteile		
Magnetventil 3 Schwimmschalter 3 Steuerung 2 Membranbelüfter 4 Verdichter 2 780 km, PKW	Magnetventil 3 Schwimmschalter 3 Steuerung 2 Membranbelüfter 4 Verdichter 2 780 km, PKW	Steinwolle 344,4 kg 195 km, PKW	Steinwolle 344,4 kg 195 km, PKW				Magnetventil 3 Schwimmschalter 3 Steuerung 2 Membranbelüfter 2 Verdichter 2 780 km, PKW	Magnetventil 3 Schwimmschalter 3 Steuerung 2 Membranbelüfter 2 Verdichter 2 780 km, PKW	Schwimmschalter 3 Steuerung 2 Tauchmotorbelüfter 4 Pumpe 8 845 km, PKW	Schwimmschalter 3 Steuerung 2 Tauchmotorbelüfter 4 Pumpe 8 845 km, PKW	Magnetventil 3 Schwimmschalter 3 Steuerung 2 Membranbelüfter 4 Verdichter 2 780 km, PKW	Magnetventil 3 Schwimmschalter 3 Steuerung 2 Membranbelüfter 4 Verdichter 2 780 km, PKW	
ID	Entsorgung Ersatzteile	ID	Entsorgung Ersatzteile	ID	Entsorgung Ersatzteile	ID	Entsorgung Ersatzteile	ID	Entsorgung Ersatzteile	ID	Entsorgung Ersatzteile	ID	Entsorgung Ersatzteile
Magnetventil 3 Schwimmschalter 3 Steuerung 2 Membranbelüfter 4 Verdichter 2 Transport	Magnetventil 3 Schwimmschalter 3 Steuerung 2 Membranbelüfter 4 Verdichter 2 Transport	Steinwolle 344,4 kg Transport	Steinwolle 344,4 kg Transport				Magnetventil 3 Schwimmschalter 3 Steuerung 2 Membranbelüfter 2 Verdichter 2 Transport	Magnetventil 3 Schwimmschalter 3 Steuerung 2 Membranbelüfter 2 Verdichter 2 Transport	Schwimmschalter 3 Steuerung 2 Tauchmotorbelüfter 4 Pumpe 8 Transport	Schwimmschalter 3 Steuerung 2 Tauchmotorbelüfter 4 Pumpe 8 Transport	Magnetventil 3 Schwimmschalter 3 Steuerung 2 Membranbelüfter 4 Verdichter 2 Transport	Magnetventil 3 Schwimmschalter 3 Steuerung 2 Membranbelüfter 4 Verdichter 2 Transport	
ID	Betriebstagebuch	ID	Betriebstagebuch	ID	Betriebstagebuch	ID	Betriebstagebuch	ID	Betriebstagebuch	ID	Betriebstagebuch	ID	Betriebstagebuch
Papier, bilanziert unter Wartung_Dokumentation	Papier, bilanziert unter Wartung_Dokumentation	Papier, bilanziert unter Wartung_Dokumentation	Papier, bilanziert unter Wartung_Dokumentation	Papier, bilanziert unter Wartung_Dokumentation	Papier, bilanziert unter Wartung_Dokumentation	Papier, bilanziert unter Wartung_Dokumentation	Papier, bilanziert unter Wartung_Dokumentation	Papier, bilanziert unter Wartung_Dokumentation	Papier, bilanziert unter Wartung_Dokumentation	Papier, bilanziert unter Wartung_Dokumentation	Papier, bilanziert unter Wartung_Dokumentation	Papier, bilanziert unter Wartung_Dokumentation	

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 4: Massenbilanz, Ausbauphase (Eigene Darstellung)

Festbett		Biofilter		PKA		SBR_DL		SBR_MT		Wirbel-Schwebebett	
A1 Beton	A1	E1 Beton	E1	G1 Beton	G1	H1 Beton	H1	J1 Beton	J1	L1 Beton	L1
ID Ausbau	ID Ausbau	ID Ausbau	ID Ausbau	ID Ausbau	ID Ausbau	ID Ausbau	ID Ausbau	ID Ausbau	ID Ausbau	ID Ausbau	ID Ausbau
ID Ausbau und Verfüllen	ID Ausbau und Verfüllen	ID Ausbau und Verfüllen	ID Ausbau und Verfüllen	ID Ausbau und Verfüllen	ID Ausbau und Verfüllen	ID Ausbau und Verfüllen	ID Ausbau und Verfüllen	ID Ausbau und Verfüllen	ID Ausbau und Verfüllen	ID Ausbau und Verfüllen	ID Ausbau und Verfüllen
Ausbau, Abtransport der Anlage	Ausbau, Abtransport der Anlage	Ausbau, Abtransport der Anlage	Ausbau, Abtransport der Anlage	Ausbau, Abtransport der Anlage	Ausbau, Abtransport der Anlage	Ausbau, Abtransport der Anlage	Ausbau, Abtransport der Anlage	Ausbau, Abtransport der Anlage	Ausbau, Abtransport der Anlage	Ausbau, Abtransport der Anlage	Ausbau, Abtransport der Anlage
Bagger/Heben 3,59 m ³	Bagger/Heben 0,23 m ³	Bagger/Heben 3,94 m ³	Bagger/Heben 0,344 m ³	Bagger/Heben 20,8 m ³	Bagger/Heben 16,33 m ³	Bagger/Heben 2,99 m ³	Bagger/Heben 0,19 m ³	Bagger/Heben 2,98 m ³	Bagger/Heben 0,18 m ³	Bagger/Heben 3,6 m ³	Bagger/Heben 0,24 m ³
287,6 tkm	18,34 tkm	315,55 tkm	27,55 tkm	1664,185 tkm	1306,19 tkm	239,32 tkm	Transport 15,32 tkm	238,64 tkm	14,65 tkm	288,4 tkm	Transport 19,5 tkm
0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier
Verfüllung	Verfüllung	Verfüllung	Verfüllung	Verfüllung	Verfüllung	Verfüllung	Verfüllung	Verfüllung	Verfüllung	Verfüllung	Verfüllung
4,5 m ³ Sand, 360 tkm	4,5 m ³ Sand, 360 tkm	5 m ³ Sand, 400 tkm	5 m ³ Sand, 400 tkm	22,5 m ³ Sand, 1800 tkm	22,5 m ³ Sand, 1800 tkm	3,5 m ³ Sand, 280 tkm	3,5 m ³ Sand, 280 tkm	3,5 m ³ Sand, 280 tkm	3,5 m ³ Sand, 280 tkm	4,5 m ³ Sand, 360 tkm	4,5 m ³ Sand, 360 tkm
ID Abtransport Anlage	ID Abtransport Anlage	ID Abtransport Anlage	ID Abtransport Anlage	ID Abtransport Anlage	ID Abtransport Anlage	ID Abtransport Anlage	ID Abtransport Anlage	ID Abtransport Anlage	ID Abtransport Anlage	ID Abtransport Anlage	ID Abtransport Anlage
Abtransport Anlage	Abtransport Anlage	Abtransport Anlage	Abtransport Anlage	Abtransport Anlage	Abtransport Anlage	Abtransport Anlage	Abtransport Anlage	Abtransport Anlage	Abtransport Anlage	Abtransport Anlage	Abtransport Anlage
s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.	s.o.
ID Auspumpen	ID Auspumpen	ID Auspumpen	ID Auspumpen	ID Auspumpen	ID Auspumpen	ID Auspumpen	ID Auspumpen	ID Auspumpen	ID Auspumpen	ID Auspumpen	ID Auspumpen
Transport, Behandlung auf ZKA	Transport, Behandlung auf ZKA	Transport, Behandlung auf ZKA	Transport, Behandlung auf ZKA	Transport, Behandlung auf ZKA	Transport, Behandlung auf ZKA	Transport, Behandlung auf ZKA	Transport, Behandlung auf ZKA	Transport, Behandlung auf ZKA	Transport, Behandlung auf ZKA	Transport, Behandlung auf ZKA	Transport, Behandlung auf ZKA
3,15 m ³ , 37,8 tkm	3,15 m ³ , 37,8 tkm	3,5 m ³ , 42 tkm	3,5 m ³ , 42 tkm	4,55 m ³ , 54,6 tkm	4,55 m ³ , 54,6 tkm	2,45 m ³ , 29,4 tkm	2,45 m ³ , 29,4 tkm	2,45 m ³ , 29,4 tkm	2,45 m ³ , 29,4 tkm	3,15 m ³ , 37,8 tkm	3,15 m ³ , 37,8 tkm
0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier	0,02 kg Papier
Verbrennung Klärschlamm	Verbrennung Klärschlamm	Verbrennung Klärschlamm	Verbrennung Klärschlamm	Verbrennung Klärschlamm	Verbrennung Klärschlamm	Verbrennung Klärschlamm	Verbrennung Klärschlamm	Verbrennung Klärschlamm	Verbrennung Klärschlamm	Verbrennung Klärschlamm	Verbrennung Klärschlamm
75,6 kg, 7,56 tkm	75,6 kg, 7,56 tkm	84 kg, 8,4 tkm	84 kg, 8,4 tkm	109,2 kg, 10,9 tkm	109,2 kg, 10,9 tkm	59 kg, 5,9 tkm	59 kg, 5,9 tkm	59 kg, 5,9 tkm	59 kg, 5,9 tkm	75,6 kg, 7,56 tkm	75,6 kg, 7,56 tkm

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 5: Materialinput (Eigene Darstellung)

Anlagentyp		A1	A1B	E1	E1B	G1	G1B	H1	H1B	J1	J1B	L1	L1B	
Herstellung	<i>Anlage, gesamt</i>	kg	366,6	5751,6	551,0	6311,0	26124,3	33284,3	306,4	4786,4	292,8	4772,8	383,0	5768,0
	<i>Behälter</i>		265,0	5650,0	290,0	6050,0	340,0	7500,0	220,0	4700,0	220,0	4700,0	265,0	5650,0
	Stahlbeton	kg	0	5650,0	0	6050,0	0	7500,0	0	4700,0	0	4700,0	0	5650,0
	PE	kg	265,0	0	290,0	0	340,0	0	220,0	0	220,0	0	265,0	0
	<i>sonst. Bauteile</i>		101,6	101,6	261,0	261,0	25784,3	25784,3	86,4	86,4	72,8	72,8	118,0	118,0
	Aluminium	kg	3,06	3,06	0	0	0	0	3,9	3,9	2,5	2,5	3,06	3,06
	Edelstahl	kg	21	21	0,14	0,14	0,4	0,4	20,2	20,2	31	31	21	21
	E-Schrott	kg	1,6	1,6	0	0	0	0	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
	Filt. (PKA)	kg	0	0	0	0	25600	25600	0	0	0	0	0	0
	Kabel	kg	3	3	0	0	0	0	3	3	5	5	3	3
	Messing	kg	0,056	0,056	0	0	0	0	0,14	0,14	0,1	0,1	0,056	0,056
	PE	kg	3,9	3,9	45	45	156	156	1,9	1,9	1,9	1,9	36,9	36,9
	PP	kg	3,6	3,6	0	0	0	0	2,2	2,2	3,2	3,2	3	3
	PVC	kg	65,068	65,068	51,6	51,6	27,6	27,6	53,17	53,17	27,2	27,2	49,068	49,068
	Steinwolle	kg	0	0	164	164	0	0	0	0	0	0	0	0
Papier	kg	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	
Planung und Einbau	Materialverbrauch, gesamt	kg	20160,23	20160,23	21122,23	21122,23	23999,23	23999,23	18200,23	18200,23	18200,23	18200,23	20160,23	20160,23
	Sand, Kies	kg	20160	20160	21122	21122	23999	23999	18200	18200	18200	18200	20160	20160
	Papier	kg	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23	0,23
	Wasser	m³	4,5	4,5	5	5	6,5	6,5	3,5	3,5	3,5	3,5	4,5	4,5
Nutzung	Materialverbrauch, gesamt		35,24	35,24	350,39	350,39	3,75	3,75	33,92	33,92	80,79	80,79	34,04	34,04
	Aluminium	kg	1,68	1,68	0	0	0	0	4,2	4,2	0	0	1,68	1,68
	Stahlbeton	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Edelstahl	kg	9,6	9,6	0	0	0	0	8	8	51,2	51,2	9,6	9,6
	E Schrott	kg	3,2	3,2	0	0	0	0	3,2	3,2	3,2	3,2	3,2	3,2
	Filt. (PKA)	kg	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Kabel	kg	6	6	0	0	0	0	6	6	6	6	6	6
	Kupfer, Messing	kg	0,168	0,168	0	0	0	0	0,42	0,42	0,4	0,4	0,168	0,168
	PE	kg	1,2	1,2	0	0	0	0	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
	PP	kg	7,2	7,2	0	0	0	0	4,4	4,4	12,8	12,8	6	6
	PVC	kg	0,204	0,204	0	0	0	0	0,51	0,51	0	0	0,204	0,204
	Steinwolle	kg	0	0	344,4	344,4	0	0	0	0	0	0	0	0
	Papier	kg	5,99	5,99	5,99	5,99	3,75	3,75	5,99	5,99	5,99	5,99	5,99	5,99
Wasser	m³	60	60	40	40	40	40	60	60	60	60	60	60	
Ausbau	Materialverbrauch, gesamt		7200,04	7200,04	8000,04	8000,04	36000,04	36000,04	5600,04	5600,04	5600,04	5600,04	7200,04	7200,04
	Papier	kg	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
	Sand, Kies	kg	7200	7200	8000	8000	36000	36000	5600	5600	5600	5600	7200	7200

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 6: Sachbilanz: Hauptinput über den Lebenszyklus in Pt (Eigene Darstellung)

	A1	A1B	E1	E1B	G1	G1B	H1	H1B	J1	J1B	L1	L1B
Coal, brown	0,327	0,324	0,007	0,004	0,008	0,004	0,195	0,193	0,196	0,193	0,225	0,222
Coal, hard	0,304	0,308	0,044	0,047	0,021	0,027	0,187	0,190	0,192	0,195	0,215	0,219
Copper, 0.99% in sulfide, Cu 0.36% and Mo 8.2E-3% in crude ore	0,001	0,001					0,001	0,001	0,002	0,002	0,001	0,001
Energy, from coal					0,006	0,004						
Energy, from coal, brown					0,004	0,004						
Energy, from gas, natural		0,001	0,002	0,002	0,040	0,041		0,001				0,001
Energy, from oil					0,024	0,024						
Energy, from uranium					0,008	0,008						
Gas, natural/m ³	0,275	0,257	0,125	0,105	0,153	0,124	0,197	0,181	0,202	0,187	0,224	0,206
Nickel, 1.98% in silicates, 1.04% in crude ore	0,004	0,006		0,002		0,003	0,004	0,006	0,011	0,012	0,004	0,006
Occupation, arable	0,011	0,011					0,007	0,007	0,007	0,007	0,008	0,008
Occupation, arable, non-irrigated, intensive	0,006	0,006					0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004
Occupation, forest, intensive	0,004	0,001	0,004		0,004		0,003		0,003		0,003	
Occupation, mineral extraction site	0,001	0,001			0,002	0,002					0,001	0,001
Oil, crude	0,204	0,199	0,177	0,172	0,249	0,231	0,176	0,172	0,179	0,175	0,195	0,190
Uranium	0,358	0,343	0,037	0,021	0,047	0,028	0,221	0,209	0,223	0,211	0,255	0,240
Weitere Stoffe ¹⁵⁷	0,006	0,004	0,003	0,002	0,001	0,001	0,006	0,005	0,004	0,004	0,005	0,004
Rohstoffe (in Pt)	1,501	1,463	0,399	0,355	0,566	0,500	1,000	0,968	1,021	0,989	1,140	1,102

¹⁵⁷ Alle Stoffe, die weniger als einen Millipunkt ausmachen, werden zusammengefasst.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 7: Sachbilanz: Emissionen in die Luft über den Lebenszyklus in Pt (Eigene Darstellung)

	A1	A1B	E1	E1B	G1	G1B	H1	H1B	J1	J1B	L1	L1B
Aluminium	0,013	0,015	0,002	0,004		0,003	0,012	0,014	0,015	0,016	0,012	0,014
Ammonia	0,005	0,006	0,005	0,005		0,001	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004
Arsenic	0,024	0,025		0,001		0,001	0,024	0,025	0,030	0,030	0,024	0,024
Benzo(a)pyrene	0,003	0,003	0,010	0,010			0,002	0,002	0,001	0,002	0,002	0,002
Cadmium	0,001	0,001					0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Carbon dioxide, fossil	1,203	1,293	0,289	0,384	0,326	0,427	0,795	0,871	0,813	0,888	0,897	0,987
Carbon dioxide, land transformation	0,062	0,030	0,087	0,051	0,484	0,444	0,050	0,024	0,046	0,020	0,065	0,033
Carbon monoxide, fossil	0,001	0,001	0,001		0,003	0,003	0,001		0,001		0,001	0,001
Carbon-14	0,002	0,002					0,001	0,001	0,001	0,001	0,002	0,002
Chromium	0,008	0,012		0,004		0,005	0,007	0,010	0,020	0,023	0,008	0,012
Copper	0,012	0,013	0,003	0,004	0,004	0,005	0,012	0,013	0,014	0,016	0,012	0,013
Dinitrogen monoxide	0,009	0,009	0,001	0,002	0,002	0,003	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006	0,007
Dioxin, 2,3,7,8 Tetrachlorodibenzo-p-	0,008	0,011	0,002	0,006	0,002	0,006	0,005	0,008	0,006	0,008	0,006	0,009
Hydrocarbons, aromatic	0,052	0,042	0,041	0,031	0,036	0,023	0,043	0,035	0,046	0,038	0,048	0,039
Lead									0,001	0,001		
Methane			0,001	0,001	0,189	0,190						
Methane, fossil	0,033	0,031	0,009	0,007	0,008	0,006	0,021	0,020	0,022	0,021	0,025	0,023
Nickel	0,003	0,003					0,003	0,003	0,004	0,004	0,003	0,003
Nitrogen oxides	0,191	0,248	0,101	0,161	0,234	0,298	0,140	0,188	0,147	0,194	0,156	0,213
Particulates, < 2.5 um	0,169	0,210	0,089	0,132	0,094	0,146	0,128	0,162	0,178	0,212	0,143	0,184
Sulfur dioxide	0,111	0,118	0,056	0,063	0,048	0,056	0,083	0,088	0,091	0,096	0,092	0,098
Sulfur hexafluoride	0,008	0,008					0,006	0,006	0,005	0,005	0,006	0,006
Zinc	0,006	0,007	0,001	0,003	0,002	0,003	0,006	0,007	0,009	0,010	0,006	0,007
Weitere Stoffe	0,006	0,006	0,004	0,005	0,006	0,005	0,004	0,005	0,003	0,004	0,005	0,005
Gesamtemissionen in die Luft (in Pt)	1,929	2,094	0,702	0,874	1,439	1,626	1,356	1,494	1,464	1,601	1,523	1,688

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 8: Sachbilanz: Emissionen in den Boden über den Lebenszyklus in Pt (Eigene Darstellung)

	A1	A1B	E1	E1B	G1	G1B	H1	H1B	J1	J1B	L1	L1B
Aluminium	0,007	0,007	0,004	0,004	0,014	0,014	0,005	0,005	0,005	0,005	0,006	0,006
Ammonia					0,026	0,026						
Arsenic	0,003	0,002			0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
Chromium					0,002	0,002						
Copper					0,001	0,001						
Zinc	0,024	0,032	0,022	0,031	0,047	0,052	0,022	0,029	0,023	0,029	0,023	0,031
Weitere Stoffe	0,000	0,000	0,002	0,002	0,002	0,002	0,000	0,001	0,001	0,001	0,000	0,001
Gesamtemissionen in den Boden (in Pt)	0,034	0,042	0,029	0,037	0,094	0,100	0,029	0,036	0,030	0,037	0,031	0,039

Anhang 9: Sachbilanz: Emissionen ins Wasser über den Lebenszyklus in Pt (Eigene Darstellung)

	A1	A1B	E1	E1B	G1	G1B	H1	H1B	J1	J1B	L1	L1B
Aluminium	0,002	0,002					0,002	0,002	0,002	0,002	0,001	0,001
Arsenic	0,001											
Zinc	0,002	0,002					0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002
Weitere Stoffe	0,002	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,002	0,002	0,002	0,002	0,003	0,003
Gesamtemissionen ins Wasser (in Pt)	0,007	0,007	0,003	0,003	0,003	0,003	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006	0,006

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 10: Sachbilanz: Hauptinput über den Lebenszyklus in Mengen (Eigene Darstellung)

Rohstoffe		A1	A1B	E1	E1B	G1	G1B	H1	H1B	J1	J1B	L1	L1B
Coal, brown	kg	81,78	34,25	83,30	30,93	98,27	37,97	69,72	30,29	68,15	28,70	81,68	34,15
Coal, hard	kg	159,87	185,10	184,51	209,52	148,40	185,67	142,09	163,13	151,22	172,20	161,53	186,76
Copper, 0.99% in sulfide, Cu 0.36% and Mo 8.2E-3% in crude ore	kg	1,50	1,50	0,01	0,00	0,01	0,01	1,55	1,54	2,41	2,40	1,50	1,50
Gas, natural/m ³	m ³	293,60	113,72	342,98	144,95	443,02	214,45	244,89	95,61	236,13	86,84	308,76	128,88
Nickel, 1.98% in silicates, 1.04% in crude ore	kg	12,40	22,02	0,10	10,39	0,27	13,04	11,93	19,90	18,06	26,02	12,40	22,02
Occupation, arable	m ² a	1,72	0,52	1,85	0,53	2,39	0,86	1,44	0,44	1,46	0,46	1,74	0,55
Occupation, arable, non-irrigated, intensive	m ² a	1,49	0,42	1,59	0,42	1,94	0,59	1,25	0,37	1,28	0,39	1,50	0,44
Occupation, forest, intensive	m ² a	364,93	59,83	424,75	89,85	475,79	86,25	303,81	50,58	304,13	50,89	366,97	61,87
Occupation, mineral extraction site	m ² a	0,34	1,83	1,29	2,88	7,65	9,63	0,31	1,55	0,35	1,59	0,35	1,83
Oil, crude	kg	309,29	120,39	363,07	154,72	503,10	263,81	256,16	99,44	247,97	91,24	331,12	142,21
Uranium	g	7,76	2,94	8,24	2,94	10,61	4,46	6,47	2,47	6,02	2,02	7,75	2,93

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 11: Sachbilanz: Emissionen in die Luft über den Lebenszyklus in Mengen (Eigene Darstellung)

Gesamtemission in die Luft		A1	A1B	E1	E1B	G1	G1B	H1	H1B	J1	J1B	L1	L1B
Aluminium	g	56,26	79,55	10,91	35,79	5,48	36,54	56,28	75,64	76,53	95,87	56,40	79,70
Ammonia	g	33,94	64,15	114,72	146,91	11,79	52,18	32,47	57,60	39,52	64,63	33,31	63,52
Arsenic	g	1,39	1,49	0,03	0,14	0,03	0,17	1,42	1,50	2,19	2,27	1,39	1,49
Benzo(a)pyrene	mg	41,37	59,98	233,09	252,81	15,60	40,69	38,88	54,31	53,21	68,59	41,62	60,23
Cadmium	mg	448,30	455,21	13,99	21,26	10,89	20,32	458,93	464,69	708,69	714,44	447,59	454,50
Carbon dioxide, fossil	ton	1,03	1,43	1,16	1,58	1,29	1,86	0,88	1,22	0,88	1,22	1,05	1,46
Carbon dioxide, land transformation	g	440,06	768,26	348,95	696,79	234,99	677,37	412,18	685,06	477,05	749,65	441,92	770,11
Carbon monoxide, fossil	kg	4,58	2,60	5,26	3,05	6,87	4,40	3,92	2,27	4,14	2,50	4,97	2,99
Carbon-14	kBq	4,00	3,36	4,12	3,37	5,72	5,00	3,43	2,90	3,59	3,06	4,04	3,40
Chromium	g	18,73	33,24	0,18	15,71	0,42	19,68	18,02	30,05	27,27	39,26	18,73	33,24
Copper	g	4,41	5,25	0,13	1,03	0,14	1,26	4,46	5,17	6,80	7,50	4,40	5,25
Dinitrogen monoxide	g	24,83	29,40	20,60	25,22	21,19	27,77	22,08	25,89	23,00	26,81	24,14	28,71
Dioxin, 2,3,7,8 Tetrachlorodibenzo-p-	µg	0,41	1,17	0,27	1,08	0,25	1,27	0,38	1,01	0,47	1,10	0,41	1,17
Hydrocarbons, aromatic	g	25,93	3,78	31,91	7,63	44,73	16,38	21,56	3,16	21,98	3,58	28,72	6,57
Lead	g	3,89	4,47	0,14	0,75	0,13	0,90	3,95	4,43	6,05	6,53	3,89	4,47
Methane	µg	135,08	181,84	50,58	100,06	48,18	111,36	127,80	166,55	180,35	218,96	135,91	182,67
Methane, fossil	kg	5,51	2,32	6,70	3,18	8,41	4,37	4,63	1,98	4,70	2,06	5,91	2,72
Nickel	g	3,04	3,59	0,36	0,95	0,26	1,00	3,06	3,51	4,55	5,01	3,01	3,56
Nitrogen oxides	kg	2,40	4,45	2,49	4,65	3,01	5,79	2,09	3,80	2,16	3,86	2,44	4,49
Particulates, < 2.5 µm	g	501,40	766,78	337,26	617,99	275,67	634,34	472,26	692,68	599,95	819,93	505,64	771,02
Sulfur dioxide	kg	3,74	4,11	3,80	4,15	3,49	4,06	3,38	3,69	3,88	4,18	3,84	4,21
Sulfur hexafluoride	mg	338,71	313,67	65,49	37,56	75,57	44,45	404,97	384,21	281,15	260,38	339,51	314,47
Zinc	g	3,20	4,68	0,31	1,90	0,36	2,33	3,21	4,44	4,65	5,87	3,20	4,68

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 12: Sachbilanz: Emissionen in den Boden über den Lebenszyklus in Mengen (Eigene Darstellung)

Gesamtemission in den Boden		A1	A1B	E1	E1B	G1	G1B	H1	H1B	J1	J1B	L1	L1B
Aluminium	g	4,34	1,26	4,64	1,25	5,05	1,13	3,69	1,13	3,80	1,24	4,36	1,27
Arsenic	mg	2,19	1,88	2,03	1,67	2,01	1,66	1,94	1,68	2,11	1,85	2,21	1,90
Chromium	mg	39,20	11,17	42,36	11,54	46,51	10,83	33,19	9,92	34,16	10,89	39,34	11,31
Copper	mg	33,06	25,61	32,76	24,20	32,33	23,54	28,81	22,64	29,98	23,80	32,94	25,49
Zinc	g	0,44	0,64	0,46	0,67	0,47	0,76	0,37	0,55	0,39	0,56	0,43	0,64

Anhang 13: Sachbilanz: Emissionen ins Wasser über den Lebenszyklus in Mengen (Eigene Darstellung)

Gesamtemission ins Wasser		A1	A1B	E1	E1B	G1	G1B	H1	H1B	J1	J1B	L1	L1B
Aluminium	g	4,39	4,85	2,79	3,24	3,33	4,01	4,13	4,51	4,89	5,27	4,43	4,89
Arsenic	mg	238,55	179,59	154,18	88,91	181,90	107,67	235,58	186,64	210,33	161,35	238,81	179,84
Zinc	g	11,40	11,97	0,60	1,20	0,48	1,24	11,35	11,82	11,42	11,89	11,34	11,91

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 14: Kritische Rohstoffe in der Herstellungsphase (Eigene Darstellung)

	A1	A1B	E1	E1B	G1	G1B	H1	H1B	I1	I1B	J1	J1B	K1	K1B	L1	L1B	Auto	Laptop
Chromium (g)	5.435,5	9.646,5	43,5	4.551,0	110,1	5.707,8	5.234,2	8.724,4	5.234,3	9.445,3	7.911,0	11.392,3	8.009,0	12.220,0	5.436,0	9.647,0	7.289,2	58,7
Cobalt (g)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
Fluorspar (g)	37,4	24,0	20,9	6,3	22,4	7,0	36,2	25,1	38,9	25,5	41,5	30,4	44,2	30,8	37,5	24,2	466,1	45,8
Gallium (g)	0,5	0,6	0,9	1,0	0,0	0,1	0,6	0,7	0,6	0,7	0,5	0,6	0,5	0,6	0,5	0,6	0,9	0,1
Indium (g)	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,5	0,1
Magnesite (g)	29,8	360,4	23,9	377,8	15,2	460,4	28,3	303,0	29,3	359,9	30,1	305,1	36,5	367,1	30,4	361,0	3.522,8	6,5
Magnesium (g)	70,5	70,5	0,0	0,0	0,0	0,0	89,8	89,8	89,8	89,8	57,6	57,6	57,6	57,6	70,5	70,5	451,6	515,4
Metamorphous rock, graphite containing (g)	4,3	4,2	0,7	0,6	0,2	0,2	5,4	5,3	5,4	5,3	3,5	3,5	3,6	3,5	4,3	4,2	8,3	32,8
metallic ores and industrial minerals (g)	5.578,0	10.106,2	90,0	4.936,6	148,0	6.175,5	5.394,6	9.148,3	5.398,4	9.926,6	8.044,3	11.789,4	8.151,4	12.679,7	5.579,2	10.107,5	11.740,3	659,5
Rhodium, Rh 2.0E-5%, Pt 2.5E-4%, Pd 7.3E-4%, Ni 2.3E+0%, Cu 3.2E+0% in ore (µg)	53,5	54,0	2,1	2,7	0,4	1,1	54,8	55,3	54,9	55,4	81,8	82,2	81,8	82,3	53,5	54,0	198,7	27,7
Rhodium, Rh 2.4E-5%, Pt 4.8E-4%, Pd 2.0E-4%, Ni 3.7E-2%, Cu 5.2E-2% in ore (µg)	30,1	31,8	1,6	3,4	0,5	2,9	31,0	32,3	31,0	32,6	37,4	38,8	37,4	39,0	30,1	31,8	198,8	43,7
PGMs (µg)	83,6	85,8	3,8	6,0	0,9	4,0	85,8	87,6	85,9	88,0	119,2	121,0	119,2	121,3	83,7	85,8	397,4	71,4
Lanthanum (mg)	60,6	60,6	0,6	0,6	0,2	0,2	75,9	75,9	75,9	75,9	52,5	52,4	52,5	52,5	60,6	60,6	73,8	975,6
Cerium (mg)	202,1	202,0	1,9	1,8	0,5	0,6	253,1	253,1	253,1	253,1	175,0	174,9	175,0	175,0	202,1	202,1	246,0	3.254,3
Praseodymium (mg)	3,5	3,5	0,0	0,0	0,0	0,0	4,4	4,4	4,4	4,4	3,1	3,1	3,1	3,1	3,5	3,5	4,3	56,9
Neodymium (mg)	33,3	33,3	0,3	0,3	0,1	0,1	41,7	41,7	41,7	41,7	28,8	28,8	28,9	28,9	33,3	33,3	40,6	536,6
Samarium (mg)	2,5	2,5	0,0	0,0	0,0	0,0	3,2	3,2	3,2	3,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,5	2,5	3,1	40,6
Europium (mg)	0,5	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,6	0,6	0,6	0,4	0,4	0,4	0,4	0,5	0,5	0,6	0,6
Gadolinium (mg)	1,3	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	1,6	1,6	1,6	1,6	1,1	1,1	1,1	1,1	1,3	1,3	1,5	20,3
REEs (mg)	303,8	303,8	2,8	2,8	0,8	1,0	380,5	380,5	380,6	380,5	263,0	263,0	263,1	263,1	303,8	303,8	369,9	4.885,0

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 15: Systemabgrenzung, Annahmen Ökobilanz

Für die Quantifizierung wird jeweils die kleinstmögliche Bemessungsvariante zugrunde gelegt. Für den Einsatz bzw. Einbau werden für alle Anlagen die gleichen Rahmenbedingungen angesetzt. Rahmenbedingungen wie hoher Grundwasserstand, felsiger Untergrund etc., die ggf. zusätzliche bauliche Maßnahmen erfordern, bleiben unberücksichtigt. Für die Erfassung der Bandbreite vorhandener Anlagentypen wird das DIBt-Verzeichnis der allgemeinen bauaufsichtlichen Zulassungen, Stand: 7. Oktober 2014 ausgewertet. Die 295 Zulassungen im Bereich **Neubau von Anlagen** (vgl. Kapitel 2) werden bzgl. der technischen Spezifikationen ausgewertet und durch Herstellerangaben und frei zugängliche Informationen zu den einzelnen Anlagentypen ergänzt, um die mögliche Bandbreite der technischen Realisierung der dezentralen Abwasserbehandlung über KKA abzubilden. Danach ergibt sich ein zugelassener Anlagenbestand differenziert für die verschiedenen Ablaufklassen gemäß Kapitel 2.

Die Zuleitung zur Anlage und die Ableitung zum Gewässer, zur Versickerungsanlage oder die Einleitung in einen Kanal bleiben unberücksichtigt.

Die Möglichkeiten zur Entsorgung des Schlammes werden als unabhängig vom KKA-Typ angesehen. Im Rahmen der Untersuchungen wird lediglich eine Schlamm Entsorgungsvariante charakterisiert sowie die Umweltwirkungen und entstehenden Kosten quantifiziert. Die Entsorgung des Schlammes erfolgt über den Transport zu einer zentralen Kläranlage und dessen Mitbehandlung auf der zentralen Kläranlage sowie die Verbrennung des verbleibenden Schlammes.

Struktur der Systemabgrenzung

Die einzelnen Bestandteile des Untersuchungssystems werden den Lebenszyklusphasen

- Herstellung,
- Planung und Einbau,
- Nutzung,
- Ausbau und Verfüllen der Baugrube sowie
- Entsorgung

zugeordnet (vgl. Abbildung 2-8). Für die den einzelnen Lebenszyklusphasen zugeordneten Systembestandteile werden die im Folgenden beschriebenen Annahmen getroffen. Den abgegrenzten Systembestandteilen werden ferner im Rahmen der Lebenszykluskostenanalyse die jeweils zugehörigen Kosten gegenübergestellt (vgl. Kapitel 5 und Abbildung 3-7).

Lebenszyklusphase „Herstellung“

Der Lebenszyklusphase „Herstellung“ werden alle Bauteile der KKA zugeordnet, die für die erstmalige Aufnahme des funktionstüchtigen Betriebs erforderlich sind. Maßnahmen zur Herstellung der Baugrube, Dichtheitsprüfung sowie die während der Nutzungsphase erforderlichen Ersatzbauteile fallen nicht hierunter (vgl. Abbildung 2-8).

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Innerhalb der Lebenszyklusphase „Herstellung“ werden die Systembestandteile folgendermaßen gruppiert:

- Behälter,
- Beschickung und Verteilung,
- Belüftung,
- Förderung,
- Steuerung/Datenfernübertragung (DFÜ),
- Aufwuchs- und Filterkörper,
- Alarm,
- Probenahme,
- Stromzufuhr,
- Schränke sowie
- Betriebsanleitung.

Zur Beschreibung der einzelnen Systembestandteile und deren ökobilanzieller Abbildung¹⁵⁸ werden die folgenden Annahmen und Festlegungen getroffen:

- **Behälter**

Bezüglich der Behälter unterscheiden sich die KKA in Anzahl, Größe, Materialart und Herstellungsqualität sowie dem verwendeten Herstellungsverfahren.

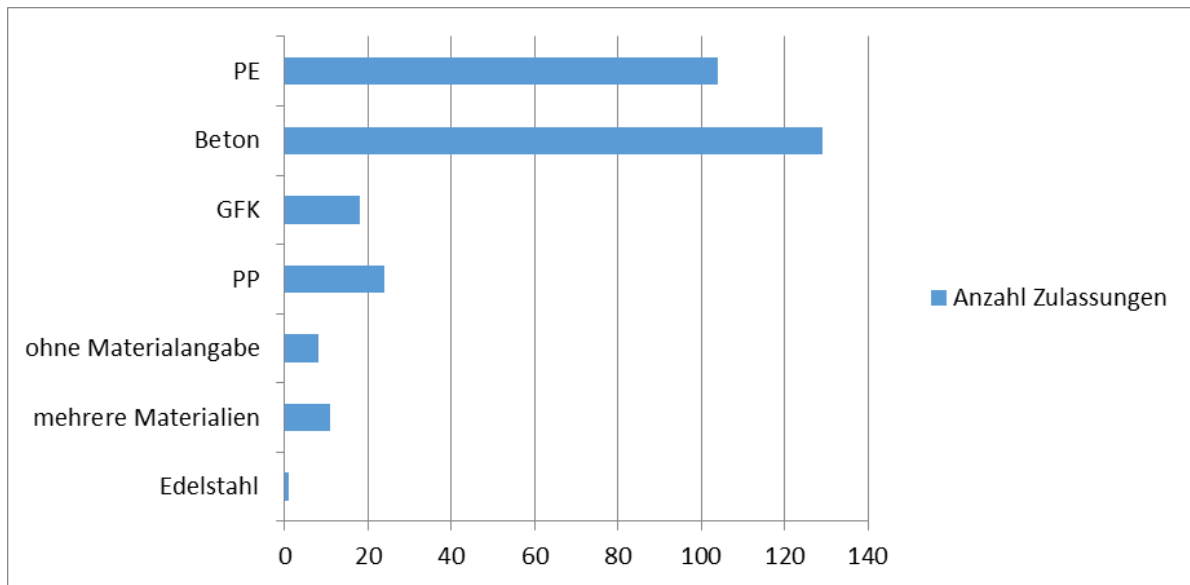
Durch die für die Untersuchungen relevante DIN-EN 12566-3: 2013-09 sind „Anlagen mit Behältern aus Beton, Stahl, PVC-U, Polyethylen (PE), Polypropylen (PP), glasfaserverstärktem Kunststoff (GFK-UP) und Polydicyclopentadien (PDCPD) sowie Anlagen mit Behältern aus flexiblen Bahnen (PE-HD, PP, PVC, EPDM)“ erfasst.

Die Auswertung der Bauaufsichtlichen Zulassungen (Stand 7. Oktober 2014) zeigt für die Ablaufklasse C die in Anhang 16 dargestellte Verteilung bezüglich des verwendeten Materials. Danach kommen die **Materialien** PE, Beton, GFK und PP zum Einsatz. Für die Mehrkammer(-ausfall-)gruben vor Nachbehandlungsanlagen wie PKA und Bodenkörperfiltern wird in der Regel keine Materialangabe gemacht. Einzelne Zulassungen beziehen sich auf mehrere Materialien. Bezogen auf die Anzahl bauaufsichtlicher Zulassungen kommen somit vordergründig PE und Beton sowie, wenn auch in geringerem Maße GFK und PP zur Anwendung. Die Herstellung von Behältern dieser Materialien wird dementsprechend ökobilanziell hinterlegt. Bzgl. der für die PKA verwendeten Folien wird PE angesetzt¹⁵⁹.

¹⁵⁸ Nutzung der Software SimaPro.

¹⁵⁹ Die verfügbare bauaufsichtliche Zulassung im Bereich PKA und Bodenkörperfilter, AK C benennt für die Folien die Materialangabe PE und eine Mindestdicke von 1 mm. *DIN EN* DIN-EN 12566-3: 2013-09 fordert für Folien aus PE eine Mindeststärke von 1,5 mm und eine Dichte von 1400 g/m².

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)



Anhang 16: Behältermaterial gemäß bauaufsichtlicher Zulassung, Neubau, alle Ablaufklassen (vgl. Kapitel 2) (Eigene Darstellung¹⁶⁰)

Sofern Angaben zum **Herstellungsverfahren** in den Zulassungen seitens der KKA-Anbieter vorliegen, wird beim Einsatz von PE vom Rotations- oder Rotationssinterverfahren gesprochen. Die Angaben zu den mit der Behälterherstellung verbundenen Umweltwirkungen bei PE beziehen sich demgegenüber auf den Einsatz des Herstellungsverfahrens (Prozess) „Blow Moulding“, da nur hierfür die Informationen und softwaretechnischen Voraussetzungen gegeben waren. Für PP gibt DIN EN 12566-3 die Herstellungsverfahren Spritzgießverfahren oder Extrusion vor. Es wird hier der Prozess „Injection Moulding“ verwendet.

Die öffentlich zugänglichen Angaben der Hersteller zu den verwendeten Materialien benennen in der Regel nur PE, PP, Beton usw. ohne differenziertere Angaben zum Material und zum Herstellungsprozess zu machen¹⁶¹. Es finden sich Hinweise auf unterschiedliche Wanddicken und herstellereigentliche Unterschiede bei der Behälterherstellung. Diesbezügliche Charakteristika konnten im Rahmen des Projekts aufgrund unzureichender Datenverfügbarkeit jedoch nicht berücksichtigt werden. Hinweise zu den Herstellungsverfahren sind u. a. der DIN EN 12566-3: 2013 zu entnehmen.

Die **Behältergröße** (-volumen) beeinflusst den notwendigen Materialbedarf, das zu transportierende Behältergewicht, die Größe der Baugrube und das verfügbare Schlamm Speichervolumen. Für die Bemessung der Behälter einer KKA existieren (regelwerksseitige) Vorgaben (DWA (2012), DIBt (2014a)) bzw. Mindestgrößen, die zum einen vom Verfahrenstyp und zum anderen von der Gestaltung der Vorklärung bzw. des Schlamm Speichervolumens abhängig sind. Ferner können aus den örtlichen Rahmenbedingungen (z. B. Platzangebot, Zulaufbedingungen) spezielle Anforderungen an die Bemessung resultieren. Letzteres bleibt im Rahmen des Projekts unberücksichtigt bzw. wird standardisiert erfasst.

¹⁶⁰ Datenbasis: DIBt (2014b)

¹⁶¹ Vgl. hierzu die Vorgaben gemäß DIN-EN 12566-3: 2013-09.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Vorklärung

Für die Vorklärung werden drei Varianten berücksichtigt¹⁶²:

- Mehrkammerausfallgrube (V1),
- Vorklärung mit Schlamm Speicher (V2) und
- vergrößerte Vorklärung (V3).

Bei einem Anlagenneubau finden Mehrkammerausfallgruben (V1) gemäß DIN-EN 12566-1 nur selten Verwendung. Im Rahmen der Untersuchungen werden sie als Vorklärungsvariante beim Einsatz von PKA¹⁶³ bilanziert. Allen weiteren untersuchten Anlagentypen werden die Vorklärungsvarianten V2 oder V3 zugeordnet. Die Bauartenzulassungen werden hinsichtlich der dort angegebenen Mindestbehältergrößen für vier EW untersucht. Die Bilanzierung der Mehrkammerausfallgruben erfolgt anlagentyp- und herstellerunspezifisch für Beton und PE.

Gemäß den Zulassungsgrundsätzen des DIBt¹⁶⁴ werden für die Bemessung der Vorklärung Vorgaben unterschieden bzgl. des erforderlichen Schlamm Speichervolumens für die getrennte oder gemeinsame Speicherung von Primär- und Sekundärschlamm. In Verbindung mit der Auswertung der notwendigen Mindestnutzvolamina gemäß bauaufsichtlicher Zulassungen ergeben sich für die verschiedenen Anlagentypen die in Anhang 17 dargestellten Mindestbehältergrößen (Gesamtanlage).

Anhang 17: Behältergröße orientiert am Mindestnutzvolumen (Eigene Darstellung)

Anlagentyp	Behältergröße
SBR	3,5 m ³
Biofilter	5,0 m ³
Wirbel-Schwebbett	4,5 m ³
Belüftetes Festbett	4,5 m ³
PKA	6,5 m ³

Die angegebenen Mindestvolamina gewährleisten für vier angeschlossene EW Schlamm Speicherkapazitäten von bis zu einem Jahr. Die Behälterausslegung wirkt sich (überlagert vom Behandlungsverfahren und dem Betreiberverhalten) auf Häufigkeit und Umfang der Schlammabfuhr und -entsorgung in der Nutzungsphase aus.

Zur Quantifizierung des **Behältergewichtes** wird basierend auf Hersteller- und Literaturangaben die in Anhang 18 dargestellte Gewichtsverteilung in Abhängigkeit vom

¹⁶² Hinweis: In die Untersuchungen fließt nur der Neubau von Anlagen ein.

¹⁶³ Die regelwerksseitigen Vorgaben zu „Bemessung, Bau und Betrieb von Kleinkläranlagen mit Bodenfiltern zur Reinigung kommunalen Abwassers“ (DWA-A 262) befinden sich aktuell in Überarbeitung. Gemäß entsprechendem Gelbdruck vom November 2015 werden deutlich geringere Vorklär volumina für diesen Anlagentyp gefordert. Die Größenangabe in Anhang 17 bezieht sich auf die aktuell gültige regelwerksseitige Forderung von 1,5 m³ Vorklär volumen pro EW.

¹⁶⁴ DIBt (2014a)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Behältervolumen und –material angesetzt. Im Einzelfall kann das Gewicht jedoch auch deutlich von den in Anhang 18 angegebenen Werten abweichen.

Anhang 18: Durchschnittliche Behältergewichte nach Behältervolumen (Eigene Darstellung)

Behälter- volumen, in l	Material, in kg (nicht explizit berücksichtigt ist der erhöhte Materialverbrauch und Herstellungsaufwand durch Mehrbehältersysteme bei gleichem Behältervolumen)			
	PE	PP	GFK	Beton
3000	190	-	-	4000
3500	220	-	-	4700
4000	250	170	-	5250
4500	265	190	134	5650
5000	290	230	-	6050
5500	310	-	148	6450
6000	330	-	-	6900
6500	340	265	-	7500

Anhang 17 deutet auf grundsätzliche Unterschiede in den Mindestbehältergrößen für die verschiedenen Anlagentypen hin. Daraus resultieren Unterschiede in den zugehörigen Behältergewichten (Anhang 18). Die damit verbundenen unterschiedlichen Umweltwirkungen werden entsprechend bilanziert. Davon abweichend können sich jedoch auch innerhalb eines Anlagentyps hersteller- und anwendungsfallspezifisch deutlich unterschiedliche Behältergrößen und -gewichte ergeben. Außerdem kann sich das gleiche Behältervolumen auf einen oder mehrere Behälter verteilen, daraus können sich Auswirkungen auf die notwendige Materialmenge pro m³ Behältervolumen sowie auf die erforderliche Größe der auszuhebenden Baugrube und die zur Bettung und Verfüllung notwendige Materialmenge ergeben.

▪ **Beschickung und Verteilung**

Für den **Zulauf** des Schmutzwassers zur KKA wird unabhängig vom Anlagentyp und den örtlichen Rahmenbedingungen ein Zulaufrohr mit einer Länge von 5 m angesetzt. Gleiches gilt für den **Ablauf** des gereinigten Schmutzwassers. Variiert werden der Rohrdurchmesser (DN)¹⁶⁵ und das Rohrmaterial (PE, PVC). Zusätzliche Anlagen wie längere Zu- und Ablaufrohre oder Anlagen zur Versickerung des gereinigten Schmutzwassers bleiben unberücksichtigt. Für die Ökobilanzierung kann auf vorbestimmte Massenangaben basierend auf der Auswahl des gewünschten Durchmessers eine eigene Massenberechnung über Länge, Durchmesser, Wandstärke, Dichte des verwendeten Rohrmaterials oder bei

¹⁶⁵ DN 110 oder DN 160.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Verfügbarkeit eine direkte Massenangabe zum verwendeten Rohr zurückgegriffen werden. Gemäß DIN EN 12 566-3: 2013-09 beträgt der Mindestrohrinnendurchmesser der Zu- und Ablaufrohre für den Durchfluss im freien Gefälle bei einem nominalen Tagesdurchfluss bis einschließlich 4 m³/d 100 mm. Bei einem nominalen Tagesdurchfluss größer 4 m³/d wird ein Mindestrohrinnendurchmesser von 150 mm vorgegeben.

Die Massenberechnung ist folgendermaßen hinterlegt:

Rohrlänge: 10 m

Rohrdurchmesser, außen: 110 oder 160 mm

Rohrdurchmesser, innen: 103,6 mm bzw. 152 mm

Wandstärke: 3,2 mm bei DN 110 und 4 mm bei DN 160

Dichte, PVC-U= 1400 kg/m³ (Quelle: DIN EN 12566-3)

Volumen (Rohrmaterial):

$$V_{DN\ 110} = V_{\text{außen}} - V_{\text{innen}} = \pi r_{\text{außen}}^2 l - \pi r_{\text{innen}}^2 l = \pi (0,11/2)^2 10 - \pi (0,1036/2)^2 10 = 0,095 \text{ m}^3 - 0,0843 \text{ m}^3 = 0,01074 \text{ m}^3$$

$$V_{DN\ 160} = V_{\text{außen}} - V_{\text{innen}} = \pi r_{\text{außen}}^2 l - \pi r_{\text{innen}}^2 l = \pi (0,16/2)^2 10 - \pi (0,152/2)^2 10 = 0,2 \text{ m}^3 - 0,18 \text{ m}^3 = 0,0196 \text{ m}^3$$

Masse, 10m, DN 110, PVC-U= 0,01074 kg/m³ x 1400 kg/m³= 15,036 kg

Masse, 10m, DN 160, PVC-U= 0,0196 kg/m³ x 1400 kg/m³= 27,44 kg

DN 40mm, Wandstärke 1,9mm

$$V_{DN40, 1m} = \pi (0,04/2)^2 1 - \pi (0,0362/2)^2 1 = 0,00022742 \text{ m}^3$$

$$V_{DN, 1,5m} = 0,00034113 \text{ m}^3$$

Masse, 1m, DN 40, PVC-U= 1400kg/m³*0,00022742m³=0,32kg

Masse, 1,5 m, DN 40, PE HD= 940kg/m³*0,00034113m³=0,32kg

Rohrlänge: 1,5 m

Rohrdurchmesser, außen: 400 mm

Wandstärke: 18 mm

Dichte, PE: 940 kg/m³

$$V_{DN400, 1,5m} = V_{\text{außen}} - V_{\text{innen}} = \pi r_{\text{außen}}^2 l - \pi r_{\text{innen}}^2 l = \pi (0,4/2)^2 1,5 - \pi (0,364/2)^2 1,5 = 0,03240239 \text{ m}^3 \text{ (ca. 30,5 kg)}$$

In gleicher Weise können die Massen für **Verteilerrohre**, **Entlüftungsrohre** und **Leerrohre** ermittelt werden. Die notwendigen Eingangsparameter variieren für die einzelnen

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anlagentypen und / oder Hersteller und sind dementsprechend anlagenspezifisch zu bestimmen. Im Rahmen des Projekts werden basierend auf der Auswertung der berücksichtigten bauaufsichtlichen Zulassungen und weiterführenden Herstellerangaben für die einzelnen Anlagentypen mittlere Rohrlängen bilanziert (vgl. Anhang 1 bis 4). Gleiches gilt für **sonstige Verteileinrichtungen** wie Kippwaagen. Zur ökobilanziellen Bewertung sind jeweils das eingesetzte Material, dessen Menge (Massenangabe) und ein Herstellungsprozess für das jeweilige Bauteil anzugeben.

Neben Rohren kommen **Saug- und Druckschläuche** aus PVC für das Abwasser zum Einsatz. Die Länge ist fallspezifisch anzupassen. (Berechnungsannahmen: **PVC-Schlauch**, 32mm Innendurchmesser = **590 g/m**).

▪ **Belüftung**

Die Behandlung des häuslichen Schmutzwassers erfordert als wesentlichen Bestandteil eine aerobe, biologische Reinigungsstufe, die wiederum der Zufuhr von Sauerstoff bedarf. Die Sauerstoffzufuhr kann über Druckluft, Maschinentchnik oder auch bautechnisch erfolgen und je nach Ausführung die Zufuhr elektrischer Energie erfordern oder stromlos arbeiten. Die Ausgestaltung im Detail differiert anlagentyp- und herstellerspezifisch. Neben spezifischen Lösungen können Grundbausteine zur Belüftung beschrieben und bilanziert werden, die die Bandbreite möglicher Belüftungseinrichtungen abbilden und weitestgehend auch die Basis für die Abbildung spezifischer Anlagen ermöglichen.

Zur Beschreibung und Bilanzierung der Aggregate zur Belüftung über Druckluft oder Maschinentchnik werden marktübliche Aggregate herangezogen und massenbilanziert. Daraus lassen sich grob die damit verbundenen Umweltwirkungen und deren Anteil an den sonstigen Umweltwirkungen der KKA abschätzen. Für detaillierte, produktspezifische Angaben werden ergänzende Ökobilanzierungen in Zusammenarbeit mit den Herstellern der entsprechenden Aggregate empfohlen. Für die Sauerstoffzufuhr ohne Zufuhr elektrischer Energie können zusätzliche Be- und Entlüftungsrohre sowie Strukturelemente (aus Kunststoff) notwendig sein. Art und Umfang sind hierbei anlagen- und herstellerspezifisch.

Bei Druckbelüftung kommen Druckluftschläuche beispielsweise aus Weich-PVC mit Textilgewebe und einem Innendurchmesser von 16mm zum Einsatz. Die Länge ist fallspezifisch anzupassen. (Berechnungsannahmen: PVC-Gewebedruckluftschlauch, 16 mm Innendurchmesser = 273 g/m).

▪ **Pumpen**

Der Betrieb der KKA erfordert je nach (Anlagen-)Typ für die Beschickung sowie den Klarwasser- und Schlammabzug den Einsatz von Pumpen (oder Drucklufthebern). Zur Beschreibung und Bilanzierung werden marktübliche Aggregate herangezogen und massenbilanziert. Daraus lassen sich grob die damit verbundenen Umweltwirkungen und deren Anteil an den sonstigen Umweltwirkungen der KKA abschätzen. Für detaillierte, produktspezifische Angaben werden ergänzende Ökobilanzierungen in Zusammenarbeit mit Pumpenherstellern empfohlen. Im Rahmen des vorliegenden Gutachtens wird ein Pumpentyp exemplarisch bilanziert, der sowohl für die Beschickung als auch den Klarwasser- und Schlammabzug genutzt werden kann. Größe und Leistung des bilanzierten

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Pumpentyps beziehen sich auf marktübliche Aggregate für eine Anschlussgröße von vier EW.

Schwarz et al. (2014) stellen eine Ökobilanz für eine Abwassertauchmotorpumpe, Gewicht 27,4 kg vor. Die von Schwarz et al. (2014) aufgestellte Massenbilanz für diese Pumpe wird gewichtsanteilig für eine entsprechende Pumpe, ausgelegt für eine Anlage mit vier EW, Gewicht 6 kg umgerechnet und ökobilanziert.

Anhang 19: Abbildung einer Tauchmotorpumpe nach Schwarz et al. (2014)

	Materialanteil in %	Materialmenge in kg	Materialmenge in kg, Bezug vier EW (6 kg = ca. 22 %)
Gusseisen	10	2,74	0,6028
Niedriglegierter Stahl	1	0,274	0,06028
Kupfer	9	2,466	0,54252
Hoch legierter Stahl	12	3,288	0,72336
Polyurethan (PUR)	18	4,932	1,08504
Aluminium	12	3,288	0,72336
Karton ¹⁶⁶	10	2,74	0,6028
Sonstiges	11	3,014	0,66308
Unlegierter Stahl	15	4,11	0,9042
Papier (Betriebsanleitung)	2	0,548	0,12056

Die vereinfachte Darstellung bei Böhm (2000) mit 20 % PP und 80 % V2A ergibt bezogen auf 6 kg Pumpengewicht: 1,2 kg PP und 4,8 kg V2A und liefert im Vergleich zu den Berechnungsergebnisse nach Schwarz et al. (2014) ähnliche Umweltwirkungen sowohl qualitativ als auch quantitativ. Die Abbildung der Pumpe erfolgt aufbauend auf der gewichtsanteiligen Massenbilanz nach Schwarz et al. (2014).

Die Anzahl der eingesetzten Tauchmotorpumpen ist fallspezifisch festzulegen.

▪ **Steuerung/DFÜ**

Zur Steuerung von Pumpen und Belüftungseinrichtungen, Stromausfallerkennung und ggf. Führung eines elektronischen Betriebstagebuches verfügt die Mehrzahl der am Markt angebotenen KKA über eine elektronische Steuerungseinheit mit einem Display. Für Zwecke der Fernüberwachung können diese Steuerungseinheiten ebenso genutzt werden. Jedoch werden in diesem Fall zusätzliche Bauteile zur Datenfernübertragung notwendig. Zur Beschreibung und Bilanzierung werden marktübliche Aggregate herangezogen und massenbilanziert. Daraus lassen sich grob die damit verbundenen Umweltwirkungen und deren Anteil an den sonstigen Umweltwirkungen der KKA abschätzen. Für detaillierte,

¹⁶⁶ Da Verpackungsmaterial im Projekt generell nicht berücksichtigt wird (vgl. Kapitel 2.3.2), wird dieser Anteil ausgeklammert.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

produktspezifische Angaben werden ergänzende Ökobilanzierungen in Zusammenarbeit mit den Herstellern empfohlen.

Der Bilanzierung der Steuerungseinheiten liegen folgende Annahmen zugrunde:

Gesamtgewicht 1,6 kg.

▪ **Aufwuchs- und Filterkörper**

Je nach Anlagentyp können Aufwuchs- und Filterkörper zur Schmutzwasserreinigung zum Einsatz kommen. Hierunter werden auch Membranen gefasst, wenngleich diese für die Ablaufklasse C nicht relevant sind¹⁶⁷. Zum Einsatz kommen verschiedene Bauteile und Materialien. Aufwuchskörper sind in der Regel Kunststoffelemente. Als Filtermaterialien finden neben Sand/Kiesgemischen Materialien wie Steinwolle oder PE-Filterwolle Anwendung. Membranen werden im Rahmen des Projekts aufgrund ihrer untergeordneten Bedeutung für die Ablaufklasse C nicht bilanziert.

▪ **Alarm**

Gemäß DIN EN 12566-3: 2013-09 müssen KKA über eine Alarmvorrichtung verfügen, die die Anzeige von Betriebsstörungen gewährleistet. Die Anzeige von Störungen kann akustisch und / oder optisch erfolgen¹⁶⁸. Dies gilt ebenso für die netzunabhängige Stromausfallüberwachung. Folgende konstruktive Lösungen werden im Rahmen der Untersuchungen beispielhaft bilanziert:

- (a) Steigrohr mit Schwimmer,
- (b) Schwimmschalter mit optischer Alarmanzeige über Display der Steuerungseinheit sowie
- (c) optional zusätzlich, Alarmleuchte (nicht bilanziert).

▪ **Probenahme**

Gemäß den Zulassungsgrundsätzen des DIBt¹⁶⁹ ist eine Probenahmeverrichtung vorzusehen, „aus der jederzeit eine ausreichende Abwassermenge aus dem letzten Reinigungszyklus als Probe entnommen werden kann“. Die konstruktionstechnische Realisierung erfolgt bei den am Markt verfügbaren Anlagen über in die Anlage integrierte Probenahmeverrichtungen oder über einen zusätzlichen Probenahmeschacht. Bilanziert werden im Rahmen der Untersuchungen Kunststoffelemente und Probenahmeschächte¹⁷⁰. Darüber hinausgehende anlagen- und herstellerspezifische konstruktive Lösungen sind bei Bedarf zusätzlich zu bilanzieren, sofern von der für die Untersuchungen gewählten Bilanzierungsweise wesentlich abweichende Umweltwirkungen zu erwarten sind.

¹⁶⁷ In der Liste bauaufsichtlicher Zulassungen wird eine Membrananlage mit der Ablaufklasse C aufgeführt.

¹⁶⁸ DIBt (2014a)

¹⁶⁹ DIBt (2014a), S. 11.

¹⁷⁰ DN 400

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Hinweis: Bilanziert werden unter der Lebenszyklusphase „Herstellung“ nur Bauteile und Prozesse, die direkt mit dem Produkt KKA und dessen Herstellung verbunden sind. Gerätschaften zur Probenahme (Verbrauchsmaterialien) und deren Analyse sind in der Lebenszyklusphase „Nutzung“ zu bilanzieren.

Die Vorrichtungen zur Probenahme variieren anlagenspezifisch stark und sind dementsprechend bei Bedarf anlagenspezifisch abzubilden.

▪ **Stromzufuhr**

Der Betrieb der KKA erfordert in der Regel die Zufuhr von elektrischer Energie. Ein Stromanschluss des Betreibers steht zur Verfügung. Die diesbezügliche Infrastruktur wird nicht bilanziert. Unter der Kategorie „Stromzufuhr“ werden Stromkabel standardisierten Typs erfasst. Die Länge kann in Abhängigkeit vom Anlagentyp und / oder den örtlichen Rahmenbedingungen variieren. Ferner finden sich Anlagentypen, die bei geeigneten örtlichen Rahmenbedingungen ohne Stromzufuhr auskommen.

Es werden Kabel mit einem Gewicht von 200 g pro laufenden Meter berücksichtigt.

▪ **Schränke**

Anlagenbestandteile wie Steuerungseinheit, Verteilereinheiten für Druckluft etc. werden in Schränken untergebracht, die im Gebäude oder im Außenbereich installiert sein können. Nach Sichtung der bauaufsichtlichen Zulassungen (Stand 7. Oktober 2014) und weiterführender Herstellerangaben werden zwei verschiedene Schrankvarianten bilanziert: Kunststoff mit Metallmontageplatte einerseits und Metall mit Metallmontageplatte andererseits. Zu unterscheiden ist außerdem zwischen Aufstellung innen oder außen. Die Angaben der Massenbilanz beziehen sich auf eine Variante aus Metall zur Außenaufstellung.

▪ **Betriebsanleitung**

Gemäß DIN EN 12 566-3 ist die KKA „nach der Betriebsanleitung des Herstellers zu betreiben“¹⁷¹. Die Betriebsanleitung ist dem „Betreiber der Anlagen auszuhändigen“¹⁷². Die Betriebsanleitung wird als (zugehöriges) Bestandteil der KKA betrachtet und unter der Lebenszyklusphase Herstellung geführt. Es wird davon ausgegangen, dass die Betriebsanleitung auf Papier, in gedruckter Form erstellt wird. Dementsprechend sind für die ökobilanzielle Bewertung Art und Menge des verwendeten Papiers und das Bedrucken des Papiers zu erfassen. Es wird eine Papierqualität von 80 g/m², Papier mit Recyclinganteil, bunt bedruckt ausgegangen.

Lebenszyklusphase „Planung und Einbau“

Der Lebenszyklusphase „Planung und Einbau“ werden alle notwendigen Maßnahmen zugeordnet, die für die Beratung und Planung, die Lieferung und den Einbau sowie die Inbetriebnahme der KKA notwendig sind.

¹⁷¹ DIN EN 12 566-3, S. 29.

¹⁷² DIBt (2014a)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Innerhalb der Lebenszyklusphase „Planung und Einbau“ werden die Systembestandteile folgendermaßen gruppiert:

- (Baugrundgutachten),
- Beratung,
- wasserrechtliche Erlaubnis, Bauabnahme,
- Lieferung Anlage,
- Tief- und Einbau,
- Dichtheitsprüfung sowie
- Wasserverbrauch.

Zur Beschreibung der einzelnen Systembestandteile und deren ökobilanzieller Abbildung werden die folgenden Annahmen und Festlegungen getroffen:

- **Baugrundgutachten**

Bei der Neuerschließung von Grundstücken kann die Anfertigung eines Baugrundgutachtens notwendig werden. Ferner erfordert die Errichtung von Versickerungsanlagen vorab die Prüfung der Eignung des Baugrundes für den Betrieb einer entsprechenden Anlage. Letzteres bleibt im Rahmen der Untersuchungen jedoch unberücksichtigt. Die potenziell notwendige Anfertigung eines Baugrundgutachtens ist nicht Bestandteil der Untersuchungen.

- **Beratung**

Der Kaufentscheidung bzw. dem Verkauf der Anlage sind Beratungen des Kunden vorgelagert. Dementsprechend werden Fahrtstrecken und Werbematerial bilanziert. Angesetzt werden 2x65 km PKW-Fahrt und Papier leicht beschichtet, bunt bedruckt.

- **Wasserrechtliche Erlaubnis**

Die Errichtung der KKA bzw. die Einleitung des gereinigten Schmutzwassers in ein Gewässer bedarf einer wasserrechtlichen Erlaubnis der zuständigen Unteren Wasserbehörde. Die damit verbundene Dokumentation wird bilanziert. Ferner behält sich die Untere Wasserbehörde eine Bauabnahme vor Ort vor. Angesetzt werden hierfür 1x65km PKW-Fahrt.

Sonstige ggf. erforderliche Genehmigungen (z. B. Baugenehmigung) bleiben an dieser Stelle unberücksichtigt.

- **Lieferung der Anlage**

Die Lieferung der KKA einschließlich Behälter bedarf entsprechender Transportprozesse, die zu bilanzieren sind. Hierfür sind anlagenspezifische Transportlängen und -gewichte zu bestimmen sowie ein Transportmittel zu benennen. Dies sollte anlagen- bzw. herstellerspezifisch erfolgen.

Für die vorliegenden Berechnungen wird ein Transportweg von 100 km angesetzt.

- **Tief- und Einbau**

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Die betrachteten KKA werden in den Boden eingebaut. Dementsprechend ist in Abhängigkeit der Behältergröße eine Baugrube auszuheben, eine Bettungsschicht einzubringen und der verbleibende Hohlraum um den Behälter wieder zu verfüllen. Das dazu notwendige Material ist an-, der Bodenaushub abzutransportieren. Die KKA einschließlich Behälter ist in die Baugrube zu heben.

Für den Einbau der Anlage werden unabhängig von den örtlichen Rahmenbedingungen im Einzelfall standardisierte Annahmen getroffen. Der Einfluss der Behälteranzahl bei gleichem Behältervolumen wird nicht berücksichtigt. Für die Größe der Baugrube und daraus resultierend die Menge des zu transportierenden und zu hebenden Materials werden folgende Annahmen zugrunde gelegt:

Das Volumen der Baugrube ergibt sich aus den Abmessungen des Behälters zuzüglich 0,5 m Umbauung, 0,3 m Überdeckung und einer Bettungsschicht von 0,2 m. Für die Bettungsschicht wird Sand, für die Verfüllung Kies eingesetzt. Hinzu kommt ein Aufschlag von 20 %, um die zusätzlich notwendigen Böschungen beim Baugrubenbau bereitzustellen. Von dieser Berechnungsweise abweichende Annahmen, die aus den örtlichen Rahmenbedingungen resultieren würden, bleiben unberücksichtigt. Ebenso nicht bilanziert werden ggf. notwendige Sondermaßnahmen gegen Auftrieb oder Mehraufwand aufgrund ungünstiger Bodenbeschaffenheit.

Danach ergeben sich in Abhängigkeit von der Behältergröße die in Anhang 20 dargestellten Baugrubengrößen und resultierende Volumina an Verfüllmaterial.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 20: Baugrubenvolumen in Abhängigkeit von der Behältergröße (Eigene Darstellung)

Behältervolumen	Baugrube, m ³ /t (Aushub)	Maße (h/b/l; m)	Sand, m ³	Sand, kg	Kies, m ³	Kies, kg	Sand/ Kies (m ³ /t)
3000	14,4 (12+20%)/ 23	1,5/2/1 (2/3/2)	1,44 (1,2+20%) (0,2/2/3)	2300	9,36 (7,8+20%) (2/3/1,8-3)	14976	10,8/17,3
3500	15,6 (13+20%)/ 25	1,5/2/1,17 (2/3/2,17)	1,56 (1,3+20%)(0,2/3 /2,17)	2496	9,8 (8,2 + 20%)(1,8/3/2,17- 3,5)	15744	11,36/18,2
4000	16,56 (13,8+20%) / 26,5	1,5/2/1,3 (2/3/2,3)	1,68 (1,4 +20%)(0,2/3/2,3)	2688	10,3 (8,6 +20%)(1,8/3/2,3- 4)	16512	11,98/19,2
4500	18 (15+20%) / 28,8	1,5/2/1,5 (2/3/2,5)	1,8 (1,5+20%)(0,2/3 /2,5)	2880	10,8 (9+20%)(1,8/3/2, 5-4,5)	17280	12,6/20,2
5000	19,2 (16+20%)/ 30,7	1,5/2/1,7 (2/3/2,7)	1,92 (1,6+20%) (0,2/3/2,7)	3072	11,3 (9,4+20%) (1,8/3/2,7-5)	18048	13,2/21,1
5500	20,4 (17+20%)/ 32,6	1,5/2/1,83 (2/3/2,83)	2,04 (1,7 + 20%) (0,2/3/2,83)	3264	11,76 (9,8 +20%) (1,8/3/2,83-5,5)	18816	13,8/22,1
6000	21,6 (18+20%)/ 34,6	1,5/2/2 (2/3/3)	2,16 (1,8+20%) (0,2/3/3)	3456	12,24 (10,2+20%) (1,8/3/3-6)	19584	14,4/23,04
6500	22,8 (19+20%)/ 36,5	1,5/2/2,17(2/3/ 3,17)	2,28 (1,9+20%) (0,2/3/3,17)	3648	12,7 (10,6+20%) (1,8/3/3,17-6,5)	20351	15/24

*Annahme: Dichte des Materials¹⁷³ 1,6 t/m³

¹⁷³ <http://www.baustoffe-liefern.de/Rechner/Sand.html>

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

▪ **Dichtheitsprüfung**

Vor Inbetriebnahme der KKA ist/sind der/die Behälter auf Dichtheit zu prüfen. Die Prüfung ist während der Nutzungsdauer ggf. zu wiederholen¹⁷⁴. Bezüglich der Umweltwirkungen sind die An- und Abfahrt (1x65 km PKW) sowie die Dokumentation und der Wasserverbrauch (hier vereinfacht m³ Behältervolumen) zu bilanzieren.

Lebenszyklusphase „Nutzung“

Der Lebenszyklusphase „Nutzung“ werden alle notwendigen Maßnahmen zugeordnet, die für Betrieb, Wartung und Überwachung der KKA notwendig sind. Hierzu zählen auch der Stromverbrauch, die Entsorgung des anfallenden Schlammes und der Ersatz von Bauteilen während der Nutzungsphase sowie deren Entsorgung.

Innerhalb der Lebenszyklusphase „Nutzung“ werden die Systembestandteile folgendermaßen gruppiert:

- Stromverbrauch,
- Schlamm Entsorgung,
- Wartung, einschließlich Überwachung,
- Ersatzteile,
- Entsorgung Ersatzteile und
- Entsorgung Dokumentation.

Zur Beschreibung der einzelnen Systembestandteile und deren ökobilanzieller Abbildung werden die folgenden Annahmen und Festlegungen getroffen:

▪ **Stromverbrauch**

Mit Ausnahme einzelner Anlagentypen ist der Betrieb der KKA mit dem Verbrauch elektrischer Energie (Stromverbrauch) verbunden. Der Stromverbrauch variiert anlagen- und herstellereinspezifisch. Weiterhin kann das Betreiberverhalten den Stromverbrauch beeinflussen. Zur Abschätzung des Stromverbrauchs wird auf veröffentlichte Daten des BDZ e.V. und des PIA, Aachen zurückgegriffen. Danach ergeben sich die in Anhang 21 dargestellten Stromverbräuche. Dorgeloh & Defrain (2008) weisen innerhalb eines Anlagentyps erhebliche Schwankungen im Stromverbrauch aus.

¹⁷⁴ Nach Rücksprache mit dem Projektbeirat wird keine Wiederholung der Dichtheitsprüfung angesetzt.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 21: Durchschnittlicher Stromverbrauch nach Anlagentyp, keine Differenzierung nach Ablaufklassen¹⁷⁵

	SBR	MBR	Frei- bewegl. Aufwk.	Bel. Biofilter	Boden- körper- filter	Festbett	Rotations- tauch- körper	Tropf- körper	Pflanzen- klär- anlagen
Stromverbrauch pro EW in kWh/a bei 4 bis 8 EW	93	90-140	77-147	Bei Hanglage 0	Bei Hanglage 0	157	109	38	2,5
Stromverbrauch in kWh/(E*a) bei 4 normiert auf 8 EW	0,14 (0,56) (204,4)	0,38 (1,52)	-	-	-	0,2 (0,8) (294,4)	-	0,09 (0,36) (131,4)	-
Schwankung	0,08-0,29 (117-423)	-	-	-	-	0,18-0,25 (263-365)	-	0,02-0,3 (29,2-438)	-
Annahme für 4EW über 25 Jahre in kWh	9300		10700			15700			250

▪ **Schlamm Entsorgung**

Während des Betriebs der KKA fällt Klärschlamm an, der einer Entsorgung bedarf. Die Menge des anfallenden Klärschlammes variiert anlagen- und herstellerepezifisch. Weiterhin beeinflusst das Betreiberverhalten den anlagenspezifischen Klärschlammfall. Die Häufigkeit der Entsorgung wird darüber hinaus vom vorhandenen Behältervolumen mit beeinflusst (vgl. Kapitel 6.2.3). Hinsichtlich der Entsorgung des Klärschlammes wird vom Transport zu einer zentralen Kläranlage und die dortige Mitbehandlung mit anschließender Verbrennung ausgegangen.

Anhang 22: Zu entsorgende Klärschlammengen pro Einwohner und Jahr nach Anlagentypen (BDZ (2013))

	SBR	MBR	Frei- beweg- liche Aufwk.	Bel. Bio- filter	Boden- körper- filter	Festbett	Rotations- tauch- körper	Tropf- körper	Pflanzen- klär- anlagen
Schlamm- entsorgung pro EW und Jahr in m ³	0,6	0,3	0,4	0,4	0,4	0,6	0,4	0,6	0,4
Entsorgte Klärschlamm- mengen (m³) in 25 Jahren (4 EW)	60	30	40	40	40	60	40	60	40
Entspricht (t) ¹⁷⁶	72	36	48	48	48	72	48	72	48

¹⁷⁵ Dorgeloh & Defrain (2008), BDZ (2013)

¹⁷⁶ Annahme: 1,2 t/m³

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

BDZ (2013) weisen für die verschiedenen Anlagentypen deutlich unterschiedliche Klärschlamm-mengen aus. So sind die in der biologischen Behandlungsstufe anfallenden Überschussschlamm-mengen bspw. zwischen SBR und belüfteten Festbetтанlagen deutlich unterschiedlich. Demgegenüber weist Dorgeloh (2015) darauf hin, dass für die abtransportierten Klärschlamm- bzw. Schlammwassergemische insbesondere das Volumen der Vorklärung entscheidend ist und nicht der Anlagentyp, so dass für alle KKA-Typen die gleichen Klärschlamm-mengen angesetzt werden könnten (vgl. Kapitel 6.2.3).

Für den durchschnittlichen Transportweg werden 10 km pro KKA angesetzt¹⁷⁷. Die abtransportierten Klärschlamm-mengen durchlaufen den Behandlungsprozess auf der Kläranlage, der ebenfalls in die LCA eingeht. Es wird angenommen, dass die abgefahrenen Schlamm- bzw. Schlamm-Wasser-Gemische den kompletten Behandlungsprozess einer ZKA, mittlerer Größe durchlaufen. Wird eine anaerobe Schlammbehandlung mit Entwässerung und Trocknung des verbleibenden Schlamms unterstellt, werden ca. 2 % der Ausgangsschlamm-menge weitertransportiert und der Verbrennung zugeführt (siehe Beispielrechnung in Anhang 23).

Anhang 23: Berechnungsannahmen zum Schlammvolumen (Eigene Berechnung, Böttger (2014))

Ausgangsmengen Klärschlamm				
Primärschlamm aus KKA		0,5 m ³ /(EW*a)		
Anzahl angeschlossene EW		4 EW		
Primärschlamm aus KKA		2 m ³ /(KKA*a)		
Mitbehandlung Klärschlamm auf ZKA mit Faulung				
Reduktion der Feststofffracht durch Faulung		30%		
Anteil oTR		70%		
Stufe / Verfahrensschritt	Bezeichnung	TS-Gehalt	Schlamm-volumen rel.	Schlamm-volumen abs.
TS Gehalt Primärschlamm	TS roh, zu	2,5%	100%	2,00 m ³
Voreindickung	TS Eind, ab	6%	41,7%	0,83 m ³
<i>Faulung</i>	<i>TS Faul, ab</i>	<i>4%</i>	<i>41,1%</i>	<i>0,82 m³</i>
Nacheindickung nach Faulung	TS Eind, ab	6%	27,4%	0,55 m ³
Entwässerung (ggf. 2-stufig)	TS Entw, ab	30%	5,5%	0,11 m ³
Trocknung	TS Trock, ab	85%	1,9%	0,04 m ³

▪ **Wartung/DFÜ**

KKA sind "vom Hersteller oder einem Fachbetrieb (Fachkundige)" je nach geforderter Ablaufklasse zwei- bis dreimal jährlich zu warten¹⁷⁸ (bei PKA ist ggf. auch eine jährliche Wartung ausreichend). Bezüglich resultierender Umweltwirkungen werden die An- und

¹⁷⁷ Berthold (2015)

¹⁷⁸ Vgl. DIBt (2014a), S. 16.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Abfahrt, die Dokumentation und die Analyse der entnommenen Wasserproben erfasst. Ebenso wird unter dieser Kategorie die (behördliche) Überwachung erfasst, die jedoch ausschließlich in Form der Dokumentation (Papier) bilanziert wird. In Rücksprache mit dem Projektbeirat werden keine zusätzlichen behördlichen Überwachungen und Probenahmen durch die Untere Wasserbehörde angesetzt, da diese nur beim Vorliegen konkreter Anhaltspunkte für mangelhaften Anlagenbetrieb tätig werden.

Berechnungsannahmen zu den Transportlängen: 65 km pro Wartung¹⁷⁹ und KKA¹⁸⁰.

Unberücksichtigt bleiben im Rahmen der Untersuchungen sonstige Messgeräte und die IT-Infrastruktur zur Übertragung, Speicherung und Verarbeitung von Daten der DFÜ.

▪ **Ersatzteile**

Einzelne Bauteile der KKA wie Pumpen, Verdichter oder Filtermaterial bedürfen während der angesetzten Gesamtnutzungsdauer von 25 Jahren eines Austausches. Entsprechend der Nutzungsdauer der einzelnen Bauteile sind diese während der Gesamtnutzungsdauer ggf. mehrfach auszutauschen und die ausgetauschten Bauteile zu entsorgen. In der Lebenszyklusphase „Nutzung“ werden die Prozesse der einzelnen Bauteile analog der Lebenszyklusphase „Herstellung“ bilanziert und um entsprechende Entsorgungsszenarien ergänzt. Transportprozesse werden sowohl für die Anfahrt zum Tausch der Ersatzteile als auch die nachgelagerten Entsorgungsprozesse bilanziert (vgl. Anhang 3).

Anhang 24: Durchschnittliche Nutzungsdauer der verwendeten Bauteile und Anzahl der in der Nutzungsphase bilanzierten Bauteile (Eigene Darstellung)

Bauteil	Durchschnittliche, marktübliche Nutzungsdauer ¹⁸¹	Austauschhäufigkeit innerhalb der Nutzungsphase von 25 Jahren
Kompressoren	10 Jahre	2 mal
Magnetventile	8 Jahre	3 mal
Verteiler	(8 Jahre)	(3 mal)
Membranbelüfter	12 Jahre	2 mal
Tauchmotorbelüfter	5 Jahre	4 mal
Tauchmotorpumpe	5 Jahre	4 mal
Steuerungseinheit, Sender (DFÜ)	10 Jahre	2 mal
Aufwuchs- und Filterkörper, Membranen	anlagenspezifisch	
Schwimmschalter	8 Jahre	3 mal

¹⁷⁹ Böttger (2014a)

¹⁸⁰ Böttger (2014b)

¹⁸¹ Töws (2012)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Die Anzahl der in der Nutzungsphase anzusetzenden Bauteile ergibt sich nach ihrer durchschnittlichen Nutzungsdauer gemäß Anhang 24.

Für die Behälter wird eine Nutzungsdauer von 25 Jahren angesetzt. Es ist an dieser Stelle anzumerken, dass die Vorhersage der Nutzungsdauer von Betonbehältern mit größeren Unsicherheiten im Vergleich zu PE-Behältern behaftet ist. Da Betonbehälter bei Korrosionsproblemen auch deutlich kürzere (aber unter günstigen Bedingungen auch längere) Nutzungsdauern aufweisen können. Dies spiegelt sich in kürzeren Garantiezeiträumen der Hersteller für Betonbehälter wider (fbr (2015)).

▪ **Entsorgung der Ersatzteile**

Die innerhalb der Nutzungsphase ausgetauschten Bauteile sind zu entsorgen. Zusätzlich sind entsprechende Transportprozesse zu bilanzieren. Die Bilanzierung erfolgt gemäß den Beschreibungen zur Lebenszyklusphase „Entsorgung“.

Hinweis: Die Bilanzierung der Entsorgung der der Lebenszyklusphase „Herstellung“ zugeordneten Bauteile erfolgt in der Lebenszyklusphase „Entsorgung“.

▪ **Entsorgung Dokumentation**

Die im Rahmen der Nutzungsphase anfallenden Dokumente sind zu entsorgen. Die Bilanzierung erfolgt gemäß den Beschreibungen zur Lebenszyklusphase „Entsorgung“.

Lebenszyklusphase „Ausbau“

Der Lebenszyklusphase „Ausbau“ werden alle notwendigen Maßnahmen zugeordnet, die für den Ausbau und den Abtransport der Anlagenteile sowie das Verfüllen der Baugrube erforderlich sind. Maßnahmen zum Ersatz einzelner Bauteile während der Nutzungsphase fallen nicht hierunter, sondern werden der Lebenszyklusphase „Nutzung“ zugeordnet.

Innerhalb der Lebenszyklusphase „Ausbau“ werden die Systembestandteile folgendermaßen gruppiert:

- Auspumpen der Anlage und Entsorgung auf ZKA,
- Ausbau,
- Abtransport der Anlage,
- Verfüllen der Baugrube sowie
- Entsorgung der Dokumentation (Papier).

Vor dem Ausbau und Abtransport der Anlage ist das enthaltene Schlamm-Wasser-Gemisch abzupumpen, zur ZKA zu transportieren und dort dem Behandlungsprozess zuzuführen. Es werden für das zu entsorgende Volumen 70 % des Behältervolumens angesetzt.

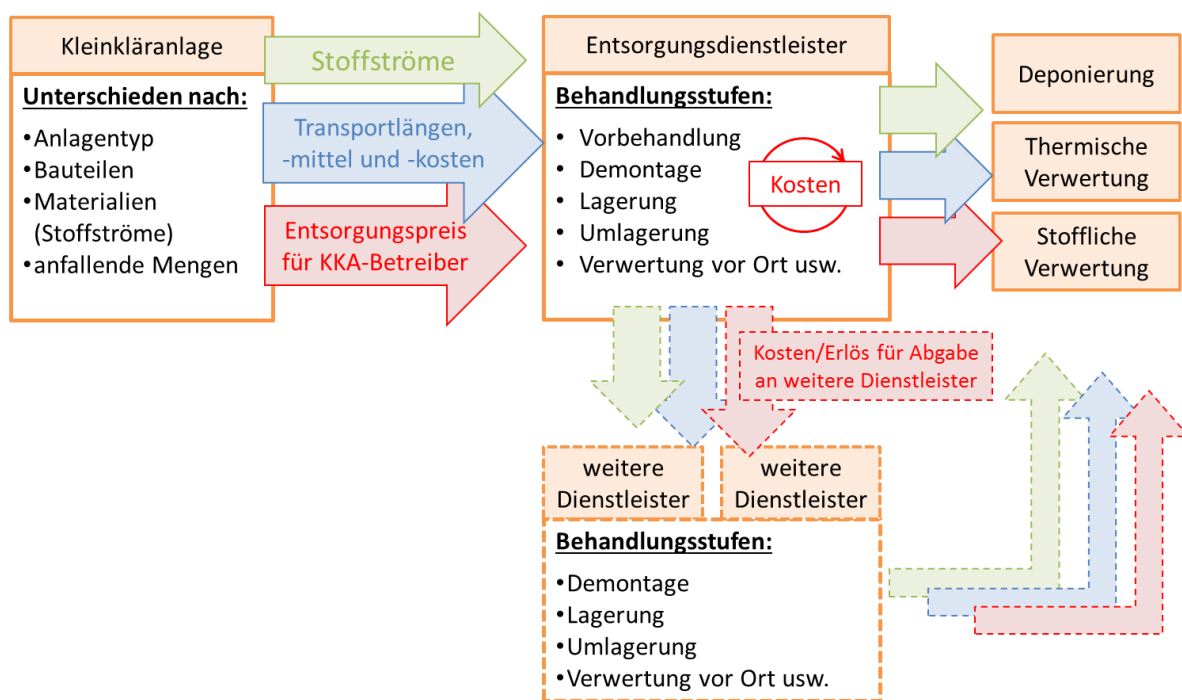
Die Entsorgung der ausgebauten Anlagenteile wird in der Lebenszyklusphase „Entsorgung“ erfasst.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Lebenszyklusphase „Entsorgung“

Die Lebenszyklusphase „Entsorgung“ umfasst die Bilanzierung der Entsorgung der Anlagenbestandteile der Lebenszyklusphase „Herstellung“. Den Lebenszyklusphasen „Planung und Einbau“, „Nutzung“ sowie „Ausbau“ werden Entsorgungsszenarien zugeordnet, die ebenfalls entsprechend der folgenden Beschreibung berechnet werden.

Für die Darstellung von Entsorgungsszenarien werden für die Anlagenbestandteile bzw. das Produktsystem „KKA“ die zugehörigen Stoffströme (Materialverbrauch) bilanziert. Jedem Stoffstrom (Materialart) wird ein Entsorgungsszenario zugeordnet (vgl. Anhänge 25 und 26 sowie 5). Diese Entsorgungsszenarien stellen den stoffstromtypischen Entsorgungsweg in Deutschland dar und geben an, zu welchen Anteilen die Stoffe deponiert, thermisch oder stofflich verwertet werden (vgl. Anhang 26). Anhang 25 verdeutlicht, dass die KKA zunächst vom Standort des Betreibers abtransportiert und die einzelnen Bauteile verschiedenen Zwischenbehandlungsstufen unterzogen werden. Im Rahmen des Projekts bilanziert werden für die einzelnen Stoffströme jedoch nur ein Transportprozess von 100 km Länge und die Endbehandlungsstufe.



Anhang 25: Schematische Darstellung der Entsorgungsphase (Eigene Darstellung)

Zur Bestimmung der Anteile, zu denen die einzelnen Stoffströme den genannten Endbehandlungsstufen zuzuordnen sind, werden zunächst die Abfalldaten des Statistischen Bundesamtes zu den jeweiligen Stoffströmen untersucht. Von diesen Daten wird jedoch Abstand genommen, weil dem Teilabfallszenario der stofflichen Verwertung nach Angaben des Statistischen Bundesamtes alle Behandlungsstufen von Abfällen, welche keiner endgültigen Abfallbeseitigung und -behandlung entsprechen, zugeordnet werden. Somit werden Behandlungsstufen wie bspw. Shreddern und Sortieren zur stofflichen Verwertung gezählt und in die Verwertungsquote eingerechnet. Inwieweit die beispielhaften Abfälle aus Shredder- und Sortieranlagen im Anschluss tatsächlich werkstofflich oder rohstofflich

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

verwertet werden, bleibt unklar. Auch Anteile, welche anschließend in eine thermische Verwertung gelangen, sind in der Angabe „Stoffliche Verwertung“ enthalten.

Da für die Charakterisierung des Materialverbrauchs insbesondere die Recyclingquoten der einzelnen Stoffströme von Interesse sind, werden die in Anhang 26 angegebenen Entsorgungsszenarien für die definierten Stoffströme angesetzt. An den in Anhang 26 unter „stoffliche Verwertung“ angegebenen Stoffstromanteilen wird die Recyclingquote gemäß Kapitel 7 orientiert und im Rahmen des Projekts zur Bestimmung des Recyclinganteils am eingesetzten Material (Netto-Materialverbrauch) herangezogen.

Die auf diese Weise ermittelten und den Bilanzierungen und Bewertungen des Produktsystems „KKA“ zugrunde liegenden Recyclingquoten beschreiben für die verschiedenen Stoffströme grob die derzeit in Deutschland durchschnittlich erzielbaren stoffstromspezifischen Recyclinganteile. Unberücksichtigt bleibt an dieser Stelle, inwieweit sich die Bauteile der KKA für ein stoffliches Recycling eignen und welche Zwischenbehandlungsstufen speziell für diese Produktgruppe erforderlich werden. Auch die bilanzierten Transportwege können nur eine erste grobe Näherung darstellen. Eine detaillierte, über die hier beschriebene Vorgehensweise hinausgehende Abbildung der Entsorgungsphase war im Rahmen des Projekts nicht möglich und stößt auch bezüglich der erforderlichen Datenverfügbarkeit an Grenzen.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 26: Entsorgungswege der verschiedenen Stoffströme, in % (Eigene Darstellung)

Stoffstrom	Summe	Deponie ¹⁸²	Verfüllung	Thermische Verwertung ¹⁸³		Stoffliche Verwertung		Keine Rückgewinnung ¹⁸⁴
				Müllverbrennung	Ersatzbrennstoff / Sonstiges	werkstofflich ¹⁸⁵	rohstofflich ¹⁸⁶	
PVC ¹⁾	100	1	-	48	13	37	1	-
Papier ²⁾	100	4	-	4	-	-	92	-
		3,15	-	3,15	-	-	71,7	22
PE ¹⁾	100	1	-	35	22	41	1	-
PP ¹⁾	100	1	-	35	22	41	1	-
Aluminium ³⁾	100	15,4	-	15,4		69,2		-
Kupfer, Messing ⁴⁾	100	0	-	55		45		-
Stahl, Eisen, Edelstahl ³⁾	100	6,6	-	6,6		86,8		-
Elektroschrott ⁵⁾ (Steuerungseinheit, Kabel, Schwimmschalter)	100	3,7	-	11,5		84,8		-
PKA, Bodenkörperfiltermaterial ⁶⁾	100	55	-	0		45		-
Steinwolle ⁶⁾	100	9	-	87,1		3,9		-
Beton, Stahlbeton ⁶⁾	100	5,3	-	9,2		85,5		-
GFK ⁷⁾	100	-	-	100		-		-

¹⁾ Lindner (2014), ²⁾ Confederation of European Paper Industries (2014), Key Statistics EUROPEAN PULP AND PAPER INDUSTRY (2013), S. 21 ³⁾ Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (2004), ⁴⁾ Deutsches Kupferinstitut (2016), ⁵⁾ Statistisches Bundesamt (2014), ⁶⁾ Bundesverband Baustoffe – Steine und Erden e. V., ⁷⁾ Vernunftkraft (2014)

¹⁸² auch: Beseitigung

¹⁸³ Verbrennung bei gleichzeitiger Nutzung dieser Energie zur Erzeugung von Strom und/oder Dampf bzw. Bereitstellung von Prozesswärme

¹⁸⁴ dauerhaft in Verwendung (z. B. Bücher)

¹⁸⁵ mechanische Aufbereitung von gebrauchten Stoffen, chemische Struktur bleibt unverändert, Altteile werden zerkleinert, gereinigt und nach Sorten getrennt

¹⁸⁶ Veränderung der chemischen Struktur durch Einwirkung von Wärme, Chemie, Biologie etc.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 27: Bewertungsmethoden LCIA

Zur Bewertung der Ressourceninanspruchnahme (einschließlich Umweltwirkungen) ist eine Bewertungsmethode auszuwählen bzw. zu definieren. Zur Auswahl einer Bewertungsmethode werden verfügbare Bewertungsmethoden anhand folgender Kriterien auf ihre Eignung für den Untersuchungszweck beurteilt (vgl. Anhang 28):

- Methodische Unsicherheiten, Wirkungs-/Schadenskategorien,
- Zielgruppe (Konsument oder Produktentwickler),
- wichtige Umweltwirkungen für den Anwendungsbereich KKA,
- Disaggregation der Ergebnisse nach Kategorien,
- Normierungsmöglichkeiten,
- Regionaler Fokus,
- Anwendung in der Wasserwirtschaft: geeignet, bereits verbreitet,
- Umsetzung im Rahmen der Möglichkeiten des verwendeten Programmsystems.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 28: Prüfung der Eignung verschiedener LCIA-Methoden für den Untersuchungszweck des Projekts (Eigene Darstellung)

	Methoden	Zielgruppe	Relevante Wirkungskategorien für KKA	Disaggregation der Ergebnisse nach Kategorien	Normierung	Regionaler und zeitlicher Fokus	Verbreitung in der Wasserwirtschaft	Bemerkenswerte Punkte
Prüfkriterien	Niedrige Unsicherheit (Wirkungs-, Schadenskategorien, kombiniert)	Geeignete Methode für Konsumenten oder Produktentwickler	Global Warming Potenzial (GWP), Humantoxizität (karzinogen), Ökotoxizität, (photochemische Oxidation), Versauerung, Rohstofferschöpfung (Energie- und Materialintensität), Eutrophierung	Separate Indikatoren für Wirkungs- und/oder Schadenskategorien	in Pers. Äq. (EU-Bürger)	Europa (Deutschland)	Anwendungsbeispiel für KA	-
CML	Wirkungskategorien	Kein besonderer Fokus	Klimawandel, Erschöpfung abiotischer Ressourcen, Toxizität für Süßwasser, Meerwasser und Böden, Versauerung	Indikatoren für Wirkungskategorien	Optionale Normierung für Europa	Europa 1995	Üblich	Starker Bias zum Bereich Meerwasser-Ökotoxizität (Heijungs et al 2007)
Ecological Scarcity	Distance-to-target basierend auf Ökologischer Knappheit	Überwiegend politische Entscheidungsträger	Emissionen in Luft, Oberflächengewässer, Grundwasser und Böden; Energieressourcen; natürliche Ressourcen; abgelagerte Abfälle	Aggregation zu einem Umweltbelastungspunkt	Beitrag zum Druck einer bestimmten Region (Gewichtung entsprechend politischer Zielstellungen)	Überwiegend Schweiz 2004-2005, aber in Entwicklung für andere Länder	Kein bekanntes Beispiel	(Hildesheimer 2006 und Frischknecht et al. 2006)
EDIP 2003	Wirkungskategorien	Produktentwickler	GWP; Versauerung; Human- und Ökotoxizität; Ressourcen; Ozonbildung	Indikatoren für Wirkungskategorien	Normierung für Europa	Europa 2004	Weniger üblich als CML	-
EPD	Wirkungskategorien	Hersteller / Konsumenten	GWP; fossile / nichterneuerbare Ressourcen, Versauerung, photochemische Oxidation	Indikatoren für Wirkungskategorien	Keine Normierung		Kein bekanntes Beispiel (jedoch u. a. für einzelne Bauteile/Materialien verfügbar)	Je nach Produktkategorievorschriften (PCR) können weitere Wirkungskategorien eingeführt werden
EPS	Schadenskategorien	Produktentwickler	Keine Wirkungskategorien, nur Schadens-: Menschliche Gesundheit; Naturproduktionskapazität, Erschöpfung natürlicher Ressourcen; Erschöpfung fossiler Ressourcen	Indikatoren für fünf Schadenskategorien: menschliche Gesundheit, Naturproduktionskapazität, Vorrat abiotischer Ressourcen, Biodiversität, kultureller und Freizeitwert	Monetarisierung basiert auf Zahlungsbereitschaft zur Kompensation von Umweltveränderungen (Umweltbelastungseinheit)	Global	Kein bekanntes Beispiel	Noch nicht gänzlich adaptiert auf die Eco-invent-Datenbank (Emissionen fehlen); komplexes aber robustes Model für Biodiversität
ILCD 2011	Wirkungskategorien (Schadenskategorien stehen noch nicht zur Verfügung)	kein besonderer Fokus	Klimawandel; Human- und Ökotoxizität; Versauerung; Ressourcenerschöpfung; photochemische Oxidation, Ozonbildung	Indikatoren für Wirkungskategorien	Keine Normierung	Europa	Kein bekanntes Beispiel	Förderung der derzeitigen Best Practice: für jede Mid-Point-Kategorie, empfohlen werden Modelle anderer Methoden (z. B. CML für Erschöpfung v. Ressourcen, UseTox für Toxizität)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

	Methoden	Zielgruppe	Relevante Wirkungskategorien für KKA	Disaggregation der Ergebnisse nach Kategorien	Normierung	Regionaler und zeitlicher Fokus	Verbreitung in der Wasserwirtschaft	Bemerkenswerte Punkte
Impact 2002+	kombiniert Wirkungs- und Schadens-kategorien	kein besonderer Fokus	Klimawandel; Human- und Ökotoxizität; Versauerung; photochemische Oxidation; Erschöpfung nicht erneuerbarer Energien; Ressourcenverbrauch mineralisch	Indikatoren für vier Schadenskategorien: menschliche Gesundheit, Ökosystemqualität, Klimawandel, Ressourcen	Europäische Personen Äq./Jahr	Europa (Schweiz)	Weniger üblich als CML	Nutzung von Charakterisierungsmodellen von CML, IPCC
Recipe	kombiniert Wirkungs- und Schadens-kategorien	kein besonderer Fokus	Klimawandel; Human- und Ökotoxizität; terrestrische Versauerung, photochemische Oxidation, Erschöpfung fossiler und mineralischer Ressourcen	Indikatoren für drei Schadenskategorien: menschliche Gesundheit, Ökosystem, Ressourcen	überwiegend EU25+3 Europäische Einwohner Äq. / Jahr	Europa	Weniger üblich als CML	Integration von Öko-Indikator 99 (End-point) und CML (Mid-point) in drei wählbare Perspektiven: Individualistisch, Hierarchisch und Egalitär

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 29: Kostenannahmen und Quellenangaben für die Gesamtkostenrechnung (Eigene Darstellung)

	SBR- Druckluft	SBR- Maschinen- -technik	Biofilter, Steinwolle	PKA	Wirbel- Schwebbett	Festbett
Inflationsrate ¹⁸⁷	1,5%/Jahr					
Herstellung						
- davon Behälterpreis ¹⁸⁸	180 €/t (Beton) und 7,5 €/kg (PE)					
- davon Technik	2.000 ¹⁸² €		2275 € ¹⁸⁹	1.500 € ¹⁸³	1.850 € ¹⁹⁰	2.600 € ¹⁸⁴
Planung und Einbau						
Wasserrechtliche Erlaubnis ¹⁹¹	112 € für 10 Jahre					
Lieferung ¹⁹²	500 € insgesamt					
Einbau ¹⁸⁶	1.500 €	1.500 €	2.000 € ¹⁸³	5.000 € ¹⁸³	1.800 €	1.800 €
Dichtheitsprüfung ¹⁹³	400 € für 20 Jahre					
Nutzung						
Strompreise ¹⁹⁴	0,303 €/kW/h					
Klärschlammabfuhrkosten ¹⁹⁵	31 €/m ³					
Verfüllungskosten ¹⁹⁶	1,69 €/m ³					
Wartung ¹⁹⁷	90 €/Wartung					
Ersatzteile in € ¹⁸²						
- Schwimmschalter	75 €					
- Steuerungseinheit	400 €	400 €			260 €	260 €
- Kompressor	250 €				400 €	400 €
- Magnetventile	230 €				140 €	140 €
- Membranbelüfter	100 €				150 €	200 €
- Tauchmotorbelüfter		240 €				
- Tauchmotorpumpe		320 €				
- Aufwuchs- u. Filterkörper			750 €			
Anfahrtskosten ¹⁹¹	90 €/km					
Ausbau						
Entleerung ¹⁸⁹	31 €/m ³					
Ausbau ¹⁹¹	750 €	750 €	1000 €	2.500 €	900€	900 €
Entsorgung ¹⁹⁸						
Beton	Bauschutt für Betonbehälter: 87 €/Container+ 21 €/t Baumischabfall: 87 €/Container + 135 €/t					
PE	Baumischabfall: 87 €/Container + 135 €/t					

¹⁸⁷ Vgl. Statistisches Bundesamt (2016).

¹⁸⁸ Auswertung von Herstellerkatalogen

¹⁸⁹ Herstellerangabe

¹⁹⁰ BDZ (2013)

¹⁹¹ Hahn (2015)

¹⁹² Vgl. Kämpfer et al. (2004), Hegemann und Böning (2000), Kommunale Umweltaktion U.A.N. (2004), Töws (2012), Auth und Seyler (2007).

¹⁹³ Vgl. Scon-marketing GmbH, Jübner.

¹⁹⁴ Schlesinger, M. et al. (2014)

¹⁹⁵ Vgl. Anhang 26.

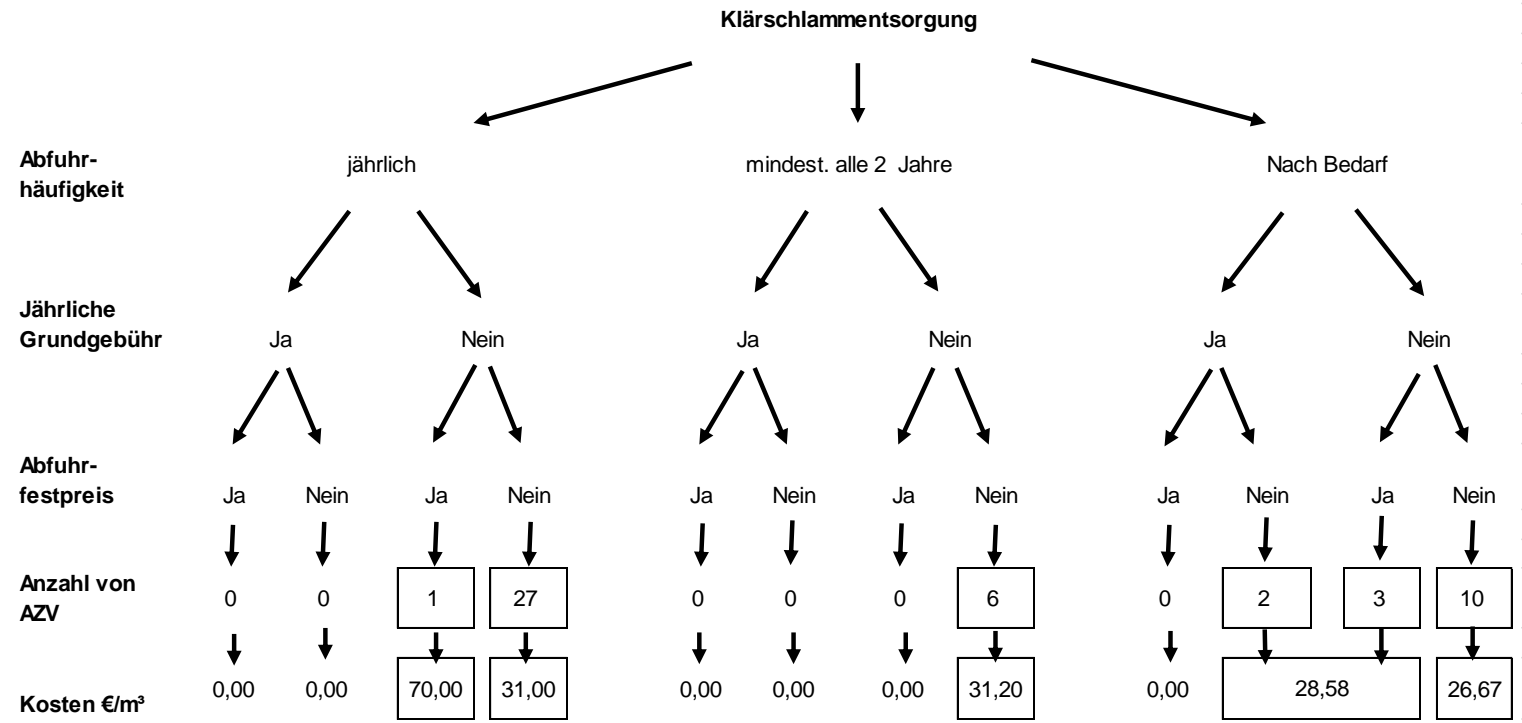
¹⁹⁶ Statistisches Bundesamt (2013)

¹⁹⁷ Töws (2015)

¹⁹⁸ Auswertung von Container-Dienstleistern, Website

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang30: Auswertung der Satzungen von Abwasserzweckverbänden in Bayern, Sachsen und Thüringen¹⁹⁹ (Eigene Darstellung)



¹⁹⁹ Stichprobe von 14 AZV in Bayern, 17 in Sachsen und 18 in Thüringen.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 31: Sensitivitätsanalyse für die Gesamtkostenrechnung (Eigene Darstellung)

Anlagentyp		Ausgangsszenario	Preisanlage (+/- 20%)	Inflation (0,5 %; 2,5%)	Lebensdauer der Ersatzteile (+/- ein Tausch)	Schlamm-sorgungskosten (15€; 60€)	Discontrate (1%; 3%)
Festbett	A1	27.843 €	27 102€ - 28 584€ (+/-2,7%)	25 980€ - 30 054€ (-6,7%, +7,9%)	25 867€ - 29 647€ (-7,1%; +6,5%)	26 617€ - 30 066€ (-4,4%; +8%)	25 242€ - 21 164€ (-9,3%; -24%)
	A1B	27.117 €	26 484€ - 27 750€ (+/-2,3%)	25 202€ - 29 392€ (-7,1%, +8,4%)	25 141€ - 28 921€ (-7,3%; +6,7%)	25 890€ - 29 340€ (-4,5%; +8,2%)	24 467€ - 20 315€ (-9,8%; -25,1%)
Biofilter	E1	19.474 €	18 777€ - 20 170€ (+/-3,6%)	17 884€ - 21 359€ (-8,2%, +9,7%)	19 474€ - 19 474€ (0%; +0%)	18 624€ - 21 014€ (-4,4%; +7,9%)	17 937€ - 15 495€ (-7,9%; -20,4%)
	E1B	18.644 €	18 068€ - 19 220€ (+/-3,1%)	17 000€ - 20 597€ (-8,8%, +10,5%)	18 644€ - 18 644€ (0%; +0%)	17 794€ - 20 184€ (-4,6%; +8,3%)	17 055€ - 14 537€ (-8,5%; -22%)
PKA	G1	19.200 €	18 617€ - 19 783€ (+/-3%)	17 692€ - 21 047€ (-7,9%, +9,6%)	19 200€ - 19 200€ (0%; +0%)	18 326€ - 20 784€ (-4,6%; +8,2%)	17 743€ - 15 529€ (-7,6%; -19,1%)
	G1B	18.287 €	17 837€ - 18 737€ (+/-2,5%)	16 718€ - 20 211€ (-8,6%, +10,5%)	18 287€ - 18 287€ (0%; +0%)	17 414€ - 19 871€ (-4,8%; +8,7%)	16 772€ - 14 472€ (-8,3%; -20,9%)
SBR- Druckluft	H1	23.715 €	23 131€ - 24 298€ (+/-2,5%)	21 902€ - 25 861€ (-7,6%, +9,1%)	21 770€ - 25 495€ (-8,2%; +7,5%)	22 504€ - 25 908€ (-5,1%; +9,3%)	21 484€ - 17 974€ (-9,4%; -24,2%)
	H1B	23.134 €	22 640€ - 23 628€ (+/-2,1%)	21 274€ - 25 339€ (-8%, +9,5%)	21 189€ - 24 914€ (-8,4%; +7,7%)	21 923€ - 25 327€ (-5,2%; +9,5%)	20 858€ - 17 281€ (-9,8%; -25,3%)
SBR-Maschinenteknik	J1	24.702 €	24 119€ - 25 286€ (+/-2,4%)	22 860€ - 26 869€ (-7,5%, +8,8%)	23 127€ - 27 369€ (-6,4%; +10,8%)	23 492€ - 26 896€ (-4,9%; +8,9%)	22 455€ - 18 868€ (-9,1%; -23,6%)
	J1B	24.121 €	23 627€ - 24 615€ (+/-2%)	22 232€ - 26 347€ (-7,8%, +9,2%)	22 546€ - 26 788€ (-6,5%; +11,1%)	22 911€ - 26 315€ (-5%; +9,1%)	21 829€ - 18 175€ (-9,5%; -24,6%)
Wirbel-Schwebbett	L1	24.081 €	23 491€ - 24 672€ (+/-2,5%)	22 330€ - 26 162€ (-7,3%, +8,6%)	22 173€ - 25 827€ (-7,9%; +7,2%)	23 240€ - 25 607€ (-3,5%; +6,3%)	21 842€ - 18 325€ (-9,3%; -23,9%)
	L1B	23.355 €	22 872€ - 23 838€ (+/-2,1%)	21 552€ - 25 500€ (-7,7%, +9,2%)	21 447€ - 25 101€ (-8,2%; +7,5%)	22 514€ - 24 881€ (-3,6%; +6,5%)	21 067€ - 17 477€ (-9,8%; -25,2%)

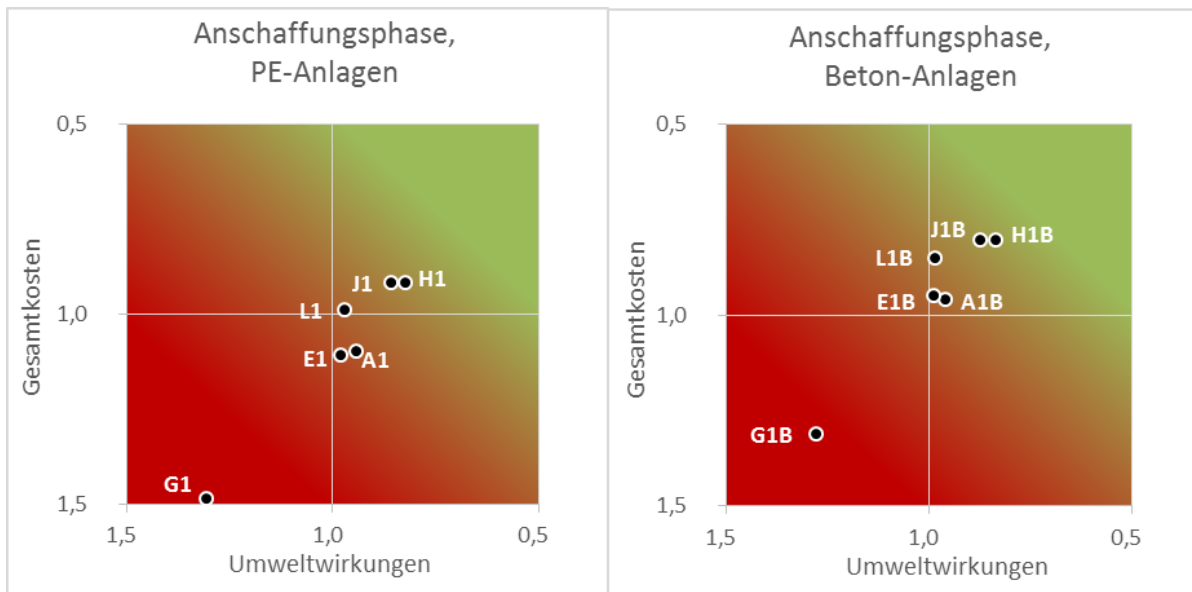
Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 32: Anteil der Lebenszyklusphasen und Bestandteile an den Gesamtkosten, anlagentypspezifisch und in % (Eigene Darstellung)²⁰⁰

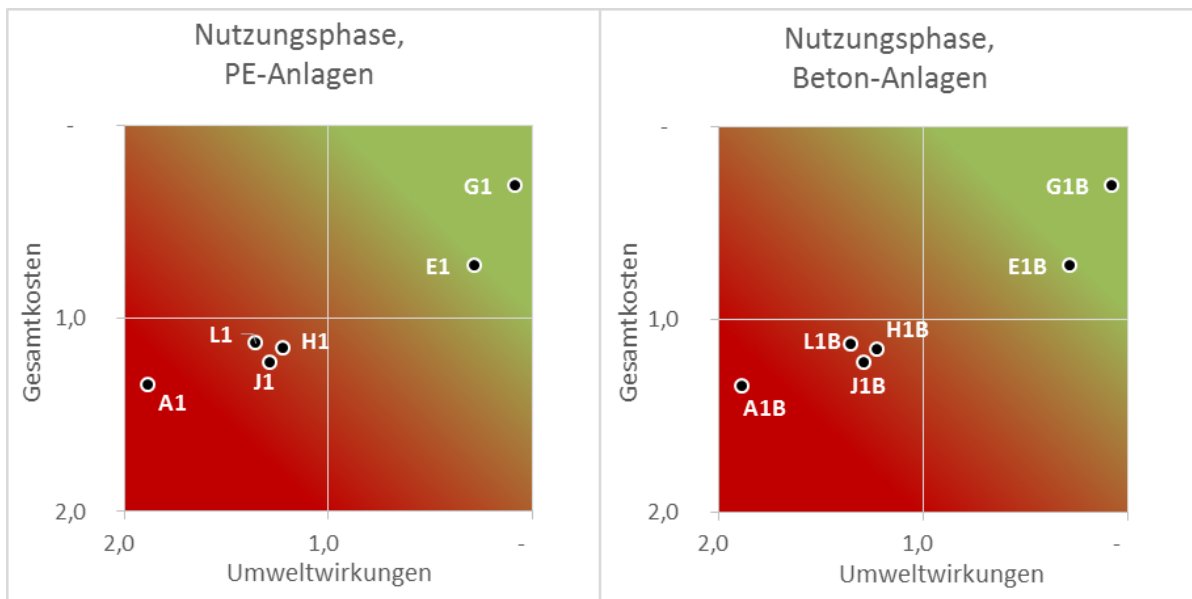
Anlagentyp	Festbett		Biofilter		PKA		SBR, DL		SBR, MT		Wirbel-Schwebbett		Ø
	A1	A1B	E1	E1B	G1	G1B	H1	H1B	J1	J1B	L1	L1B	
Anschaffungskosten	27,1%	24,2%	39,1%	35,0%	53,2%	49,2%	26,6%	23,8%	25,5%	22,8%	28,2%	24,9%	30,6%
Kauf	16,5%	13,3%	22,9%	18,0%	21,1%	15,6%	15,4%	12,3%	14,8%	11,8%	15,9%	12,3%	15,6%
Behälter	7,1%	3,8%	11,2%	5,8%	13,3%	7,4%	7,0%	3,7%	6,7%	3,5%	8,3%	4,4%	6,6%
Technik	9,3%	9,6%	11,7%	12,2%	7,8%	8,2%	8,4%	8,6%	8,1%	8,3%	7,7%	7,9%	8,9%
Einbau	10,6%	10,9%	16,2%	16,9%	32,1%	33,7%	11,2%	11,5%	10,8%	11,0%	12,3%	12,7%	15,0%
Dichtheitsprüfung	1,4%	1,5%	2,1%	2,1%	2,1%	2,2%	1,7%	1,7%	1,6%	1,7%	1,7%	1,7%	1,8%
Wasserrechtl. Erlaubnis	0,9%	0,9%	1,3%	1,4%	1,3%	1,4%	1,1%	1,1%	1,0%	1,1%	1,1%	1,1%	1,1%
Inbetriebnahme	6,5%	6,6%	10,3%	10,7%	26,0%	27,3%	6,3%	6,5%	6,1%	6,2%	7,5%	7,7%	9,9%
Lieferung	1,8%	1,8%	2,6%	2,7%	2,6%	2,7%	2,1%	2,2%	2,0%	2,1%	2,1%	2,1%	2,2%
Nutzung	67,1%	68,9%	51,6%	53,9%	22,3%	23,4%	67,7%	69,4%	69,0%	70,6%	65,0%	67,1%	59,7%
Strom	23,7%	24,3%					16,5%	16,9%	15,8%	16,2%	18,7%	19,2%	13,8%
Schlamm Entsorgung	8,5%	8,7%	8,1%	8,4%	8,2%	8,6%	9,9%	10,2%	9,5%	9,8%	6,5%	6,7%	8,6%
... Schlammabpumpen	8,0%	8,2%	7,7%	8,0%	7,8%	8,2%	9,4%	9,7%	9,1%	9,3%	6,2%	6,4%	8,2%
... Verfüllung	0,4%	0,4%	0,4%	0,4%	0,4%	0,4%	0,5%	0,5%	0,5%	0,5%	0,3%	0,3%	0,4%
Wartung	19,4%	20,0%	27,8%	29,0%	14,1%	14,8%	22,8%	23,4%	21,9%	22,4%	22,5%	23,2%	21,8%
Instandhaltung	15,5%	15,9%	15,8%	16,5%			18,4%	18,9%	21,7%	22,2%	17,4%	17,9%	15,6%
... davon Ersatzteile	10,6%	10,9%	14,1%	14,7%			12,7%	13,0%	15,9%	16,3%	11,7%	12,1%	11,3%
... davon Fahrtkosten	4,9%	5,0%	1,7%	1,8%			5,7%	5,9%	5,7%	5,9%	5,6%	5,8%	4,2%
End-of-Life Phase	5,8%	6,9%	9,3%	11,1%	24,6%	27,4%	5,7%	6,9%	5,5%	6,6%	6,7%	8,0%	9,7%
Ausbau	5,1%	5,3%	8,1%	8,5%	19,7%	20,6%	5,0%	5,1%	4,8%	4,9%	5,9%	6,1%	7,7%
Entleerung	0,5%	0,5%	0,8%	0,8%	1,1%	1,1%	0,5%	0,5%	0,4%	0,5%	0,6%	0,6%	0,6%
Ausbau	4,6%	4,7%	7,3%	7,7%	18,6%	19,5%	4,5%	4,6%	4,3%	4,4%	5,3%	5,5%	7,1%
Entsorgung	0,7%	1,6%	1,2%	2,6%	4,9%	6,7%	0,8%	1,7%	0,7%	1,7%	0,8%	1,9%	1,9%
Entsorgung	0,7%	1,6%	1,2%	2,6%	4,9%	6,7%	0,8%	1,7%	0,7%	1,7%	0,8%	1,9%	1,9%
Gesamtkosten	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%

²⁰⁰ Ohne Korrektur von Rundungsfehlern aufgrund der gewählten Nachkommastelle.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

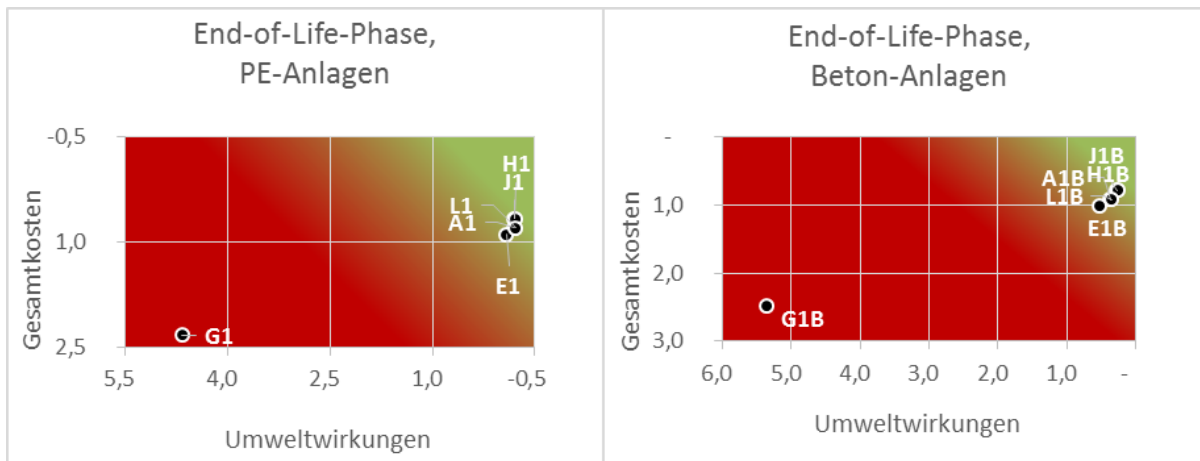


Anhang 33: Vergleich der Ökoeffizienz in der Anschaffungsphase nach Anlagentypen (PE und Beton) (Eigene Darstellung)

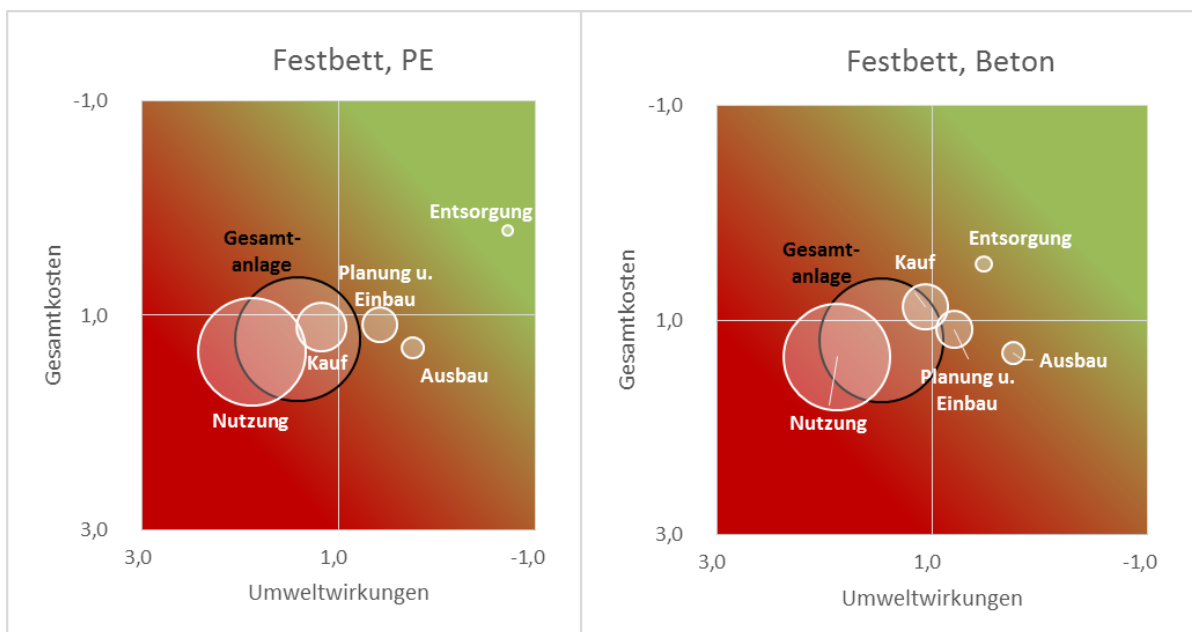


Anhang 34: Vergleich der Ökoeffizienz in der Nutzungsphase nach Anlagentypen (PE und Beton) (Eigene Darstellung)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

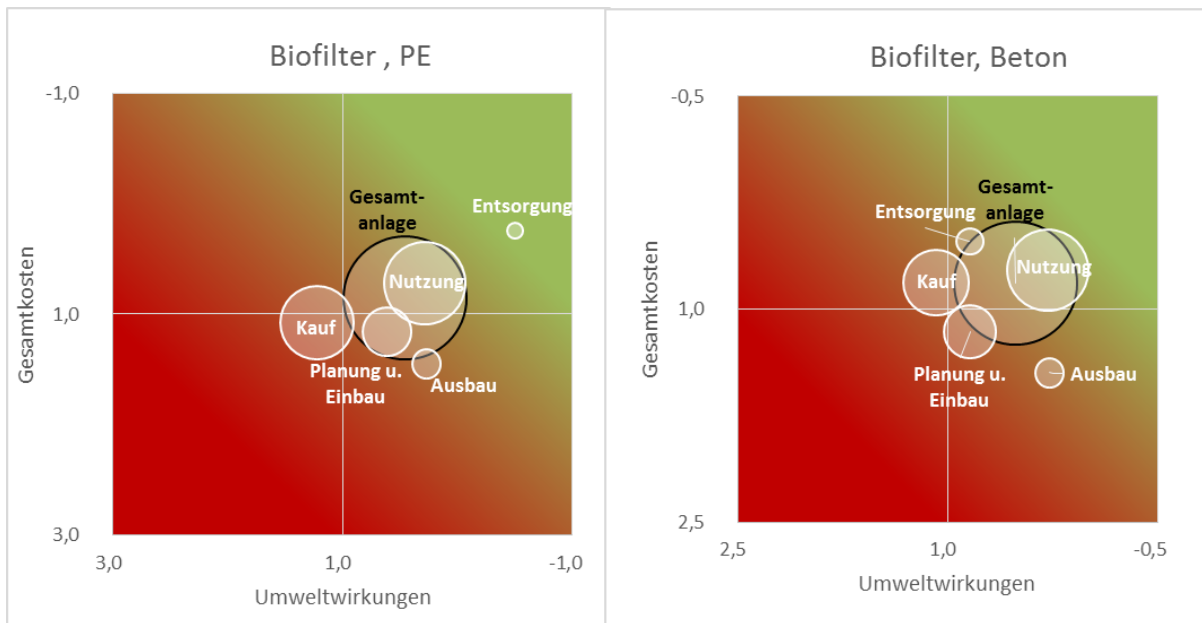


Anhang 35: Vergleich der Ökoeffizienz in der Entsorgungsphase nach Anlagentypen (PE und Beton) (Eigene Darstellung)

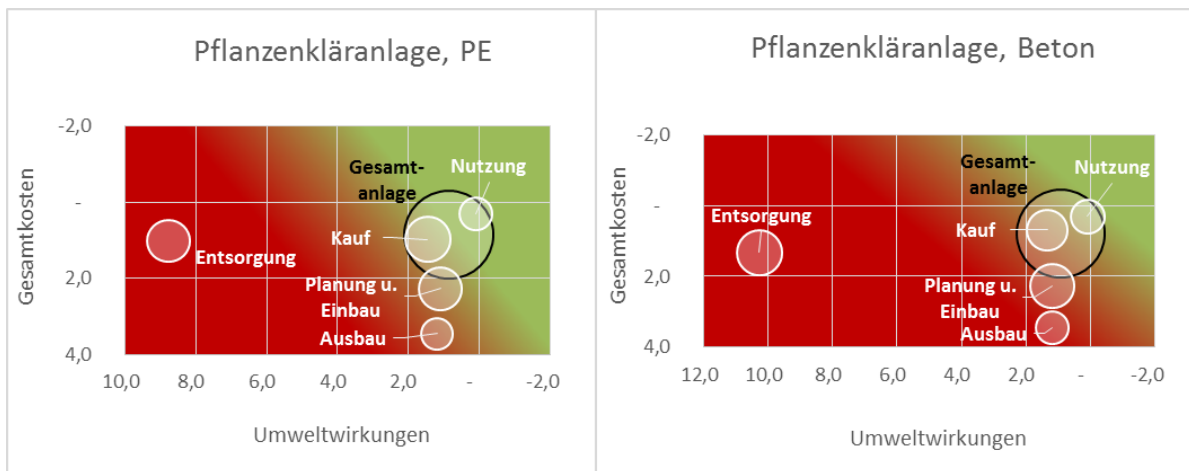


Anhang 36: Vergleich der Ökoeffizienz über den Lebenszyklus, Festbett-Anlage (PE und Beton) (Eigene Darstellung)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

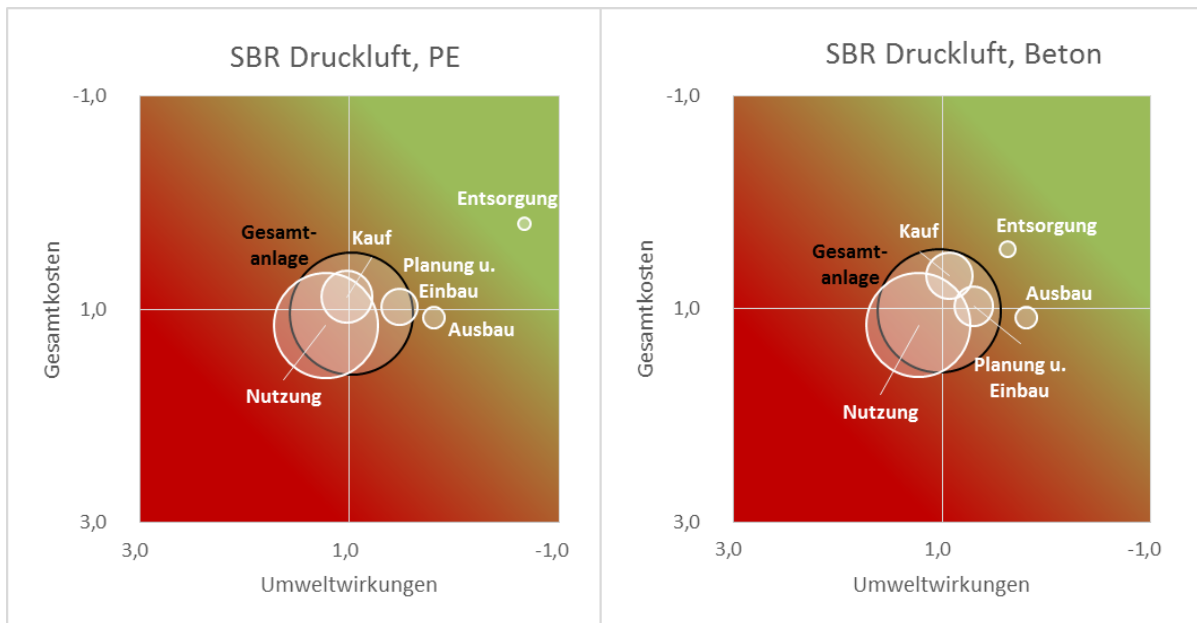


Anhang 37: Vergleich der Ökoeffizienz über den Lebenszyklus, Biofilter-Anlage (PE und Beton) (Eigene Darstellung)

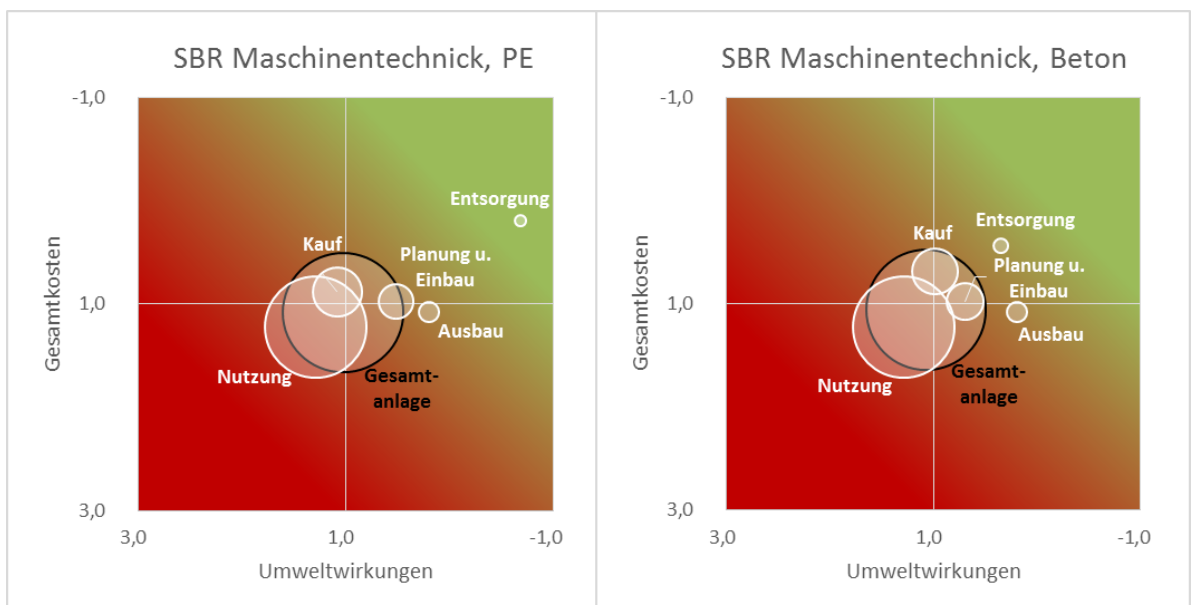


Anhang 38: Vergleich der Ökoeffizienz über den Lebenszyklus, PKA-Anlage (PE und Beton) (Eigene Darstellung)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

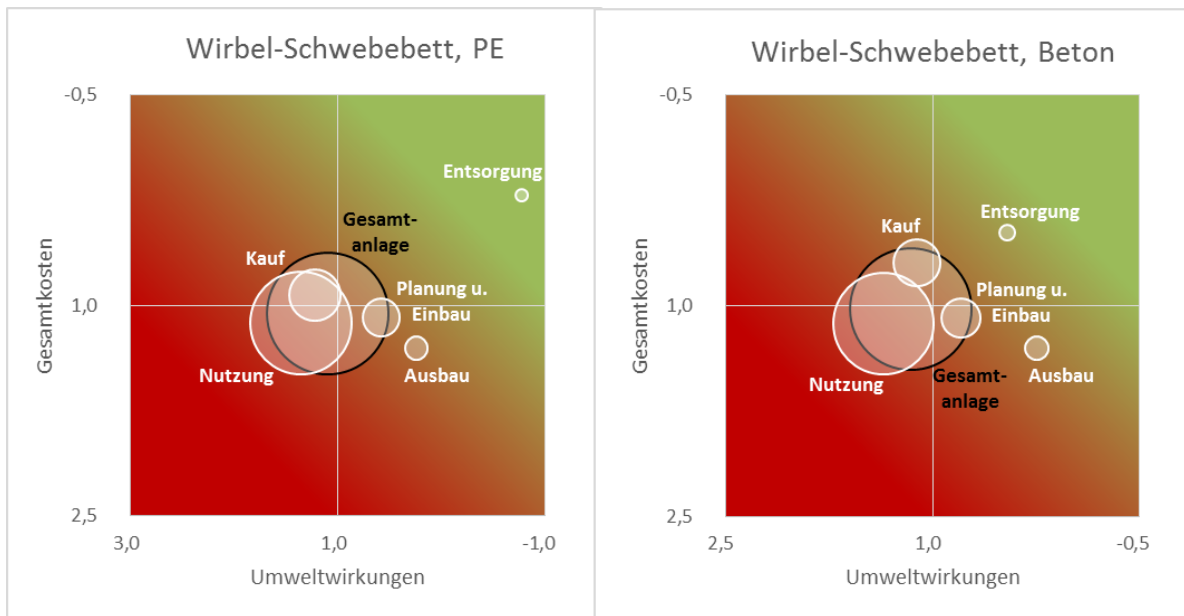


Anhang 39: Vergleich der Ökoeffizienz über den Lebenszyklus, SBR-Druckluft-Anlage (PE und Beton) (Eigene Darstellung)



Anhang 40: Vergleich der Ökoeffizienz über den Lebenszyklus, SBR-Maschinentechnik-Anlage (PE und Beton) (Eigene Darstellung)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)



Anhang 41: Vergleich der Ökoeffizienz über den Lebenszyklus, Wirbel-Schwebbett-Anlage (PE und Beton) (Eigene Darstellung)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

Anhang 42: Anteil der Lebenszyklusphasen und Bestandteile an der Ökoeffizienz, anlagentypspezifisch und in % (Eigene Darstellung)²⁰¹

Anlagentyp	Festbett		Biofilter		PKA		SBR, DL		SBR, MT		Wirbel-Schwebebett		Ø
	A1	A1B	E1	E1B	G1	G1B	H1	H1B	J1	J1B	L1	L1B	
Anschaffungskosten	27,1%	24,2%	39,1%	35,0%	53,2%	49,2%	26,6%	23,8%	25,5%	22,8%	28,2%	24,9%	30,6%
Kauf	16,5%	13,3%	22,9%	18,0%	21,1%	15,6%	15,4%	12,3%	14,8%	11,8%	15,9%	12,3%	15,6%
Behälter	7,1%	3,8%	11,2%	5,8%	13,3%	7,4%	7,0%	3,7%	6,7%	3,5%	8,3%	4,4%	6,6%
Technik	9,3%	9,6%	11,7%	12,2%	7,8%	8,2%	8,4%	8,6%	8,1%	8,3%	7,7%	7,9%	8,9%
Einbau	10,6%	10,9%	16,2%	16,9%	32,1%	33,7%	11,2%	11,5%	10,8%	11,0%	12,3%	12,7%	15,0%
Dichtheitsprüfung	1,4%	1,5%	2,1%	2,1%	2,1%	2,2%	1,7%	1,7%	1,6%	1,7%	1,7%	1,7%	1,8%
Wasserrechtl. Erlaubnis	0,9%	0,9%	1,3%	1,4%	1,3%	1,4%	1,1%	1,1%	1,0%	1,1%	1,1%	1,1%	1,1%
Inbetriebnahme	6,5%	6,6%	10,3%	10,7%	26,0%	27,3%	6,3%	6,5%	6,1%	6,2%	7,5%	7,7%	9,9%
Lieferung	1,8%	1,8%	2,6%	2,7%	2,6%	2,7%	2,1%	2,2%	2,0%	2,1%	2,1%	2,1%	2,2%
Nutzung	67,1%	68,9%	51,6%	53,9%	22,3%	23,4%	67,7%	69,4%	69,0%	70,6%	65,0%	67,1%	59,7%
Strom	23,7%	24,3%					16,5%	16,9%	15,8%	16,2%	18,7%	19,2%	13,8%
Schlamm Entsorgung	8,5%	8,7%	8,1%	8,4%	8,2%	8,6%	9,9%	10,2%	9,5%	9,8%	6,5%	6,7%	8,6%
... Schlammabpumpen	8,0%	8,2%	7,7%	8,0%	7,8%	8,2%	9,4%	9,7%	9,1%	9,3%	6,2%	6,4%	8,2%
... Verfüllung	0,4%	0,4%	0,4%	0,4%	0,4%	0,4%	0,5%	0,5%	0,5%	0,5%	0,3%	0,3%	0,4%
Wartung	19,4%	20,0%	27,8%	29,0%	14,1%	14,8%	22,8%	23,4%	21,9%	22,4%	22,5%	23,2%	21,8%
Instandhaltung	15,5%	15,9%	15,8%	16,5%			18,4%	18,9%	21,7%	22,2%	17,4%	17,9%	15,6%
... davon Ersatzteile	10,6%	10,9%	14,1%	14,7%			12,7%	13,0%	15,9%	16,3%	11,7%	12,1%	11,3%
... davon Fahrtkosten	4,9%	5,0%	1,7%	1,8%			5,7%	5,9%	5,7%	5,9%	5,6%	5,8%	4,2%
End-of-Life Phase	5,8%	6,9%	9,3%	11,1%	24,6%	27,4%	5,7%	6,9%	5,5%	6,6%	6,7%	8,0%	9,7%
Ausbau	5,1%	5,3%	8,1%	8,5%	19,7%	20,6%	5,0%	5,1%	4,8%	4,9%	5,9%	6,1%	7,7%
Entleerung	0,5%	0,5%	0,8%	0,8%	1,1%	1,1%	0,5%	0,5%	0,4%	0,5%	0,6%	0,6%	0,6%
Ausbau	4,6%	4,7%	7,3%	7,7%	18,6%	19,5%	4,5%	4,6%	4,3%	4,4%	5,3%	5,5%	7,1%
Entsorgung	0,7%	1,6%	1,2%	2,6%	4,9%	6,7%	0,8%	1,7%	0,7%	1,7%	0,8%	1,9%	1,9%
Entsorgung	0,7%	1,6%	1,2%	2,6%	4,9%	6,7%	0,8%	1,7%	0,7%	1,7%	0,8%	1,9%	1,9%
Gesamtkosten	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%	100,0%

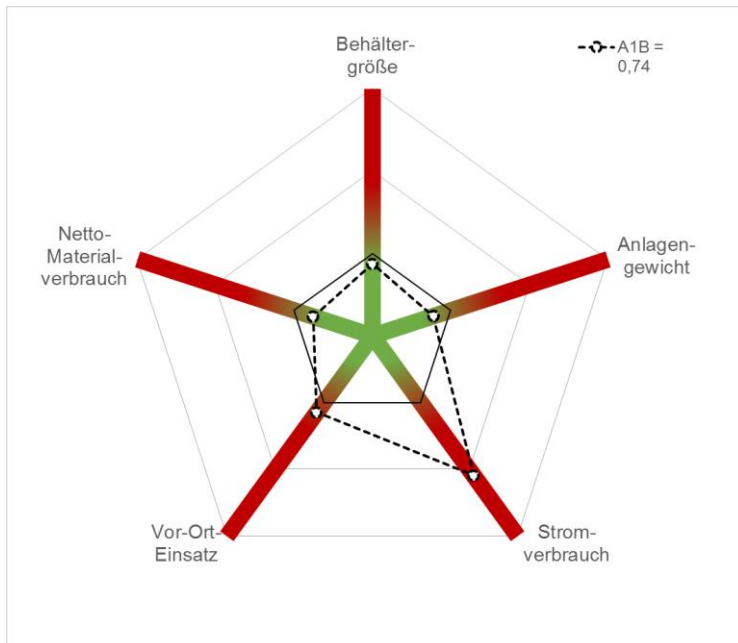
²⁰¹ Ohne Korrektur von Rundungsfehlern aufgrund der gewählten Nachkommastelle.

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

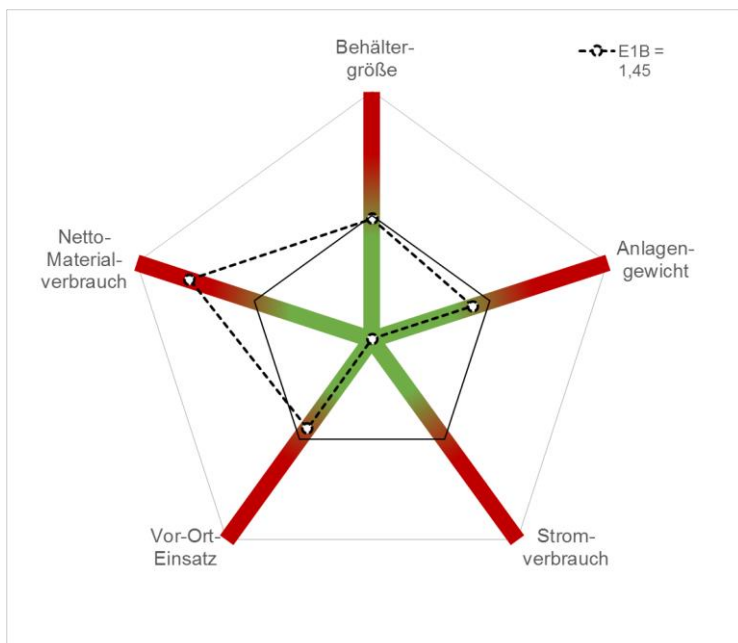
Anhang 43: Anzahl der Vor-Ort-Einsätze (Eigene Darstellung)

Anlagentyp	Festbett		Biofilter		PKA		SBR, DL		SBR, MT		Wirbel-Schwebebett		Ø
	A1	A1B	E1	E1B	G1	G1B	H1	H1B	J1	J1B	L1	L1B	
Anschaffung	6	6	6	6	9	9	6	6	6	6	6	6	7
Kauf	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Behälter	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Technik	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Einbau	6	6	6	6	9	9	6	6	6	6	6	6	7
Dichtheitsprüfung	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
wasserrechtl. Erlaubnis, Abnahme	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Tiefbau und Inbetriebnahme	1	1	1	1	3	3	1	1	1	1	1	1	1
Lieferung, Anlage	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1
Beratung	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Nutzung	91	91	70	70	32	32	100	100	101	101	81	81	79
Stromverbrauch	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Schlamm Entsorgung	29	29	17	17	7	7	38	38	38	38	19	19	24
Wartung	50	50	50	50	25	25	50	50	50	50	50	50	46
Instandhaltung	12	12	3	3	-	-	12	12	13	13	12	12	9
End-of-Life	3	3	3	3	5	5	3	3	3	3	3	3	3
Ausbau	2	2	2	2	3	3	2	2	2	2	2	2	2
Entleeren	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Verfüllen	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1
Entsorgung	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1
Abtransport	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1
Entsorgung	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
gesamt	100	100	79	79	46	46	109	109	110	110	90	90	89

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

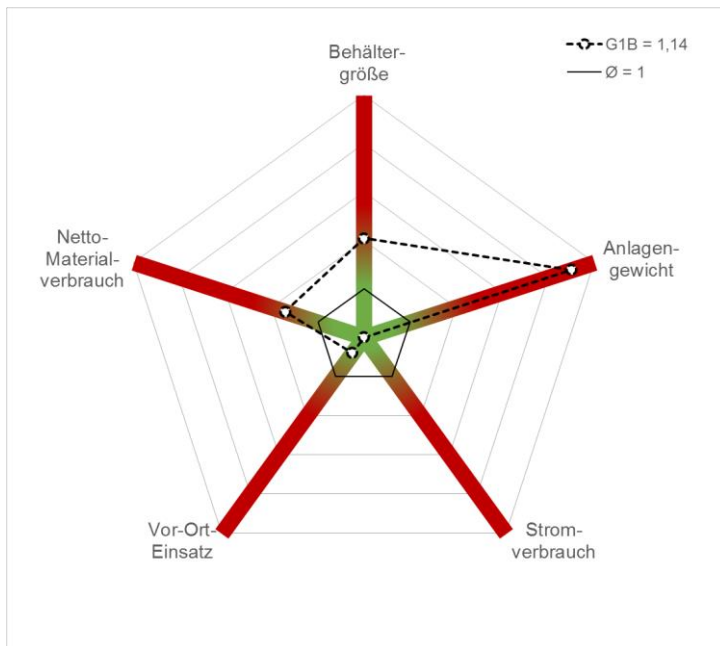


Anhang 44: Indikatorenset zur Abbildung der Ökoeffizienz einer Festbett-Anlage (Beton) (Eigene Darstellung)

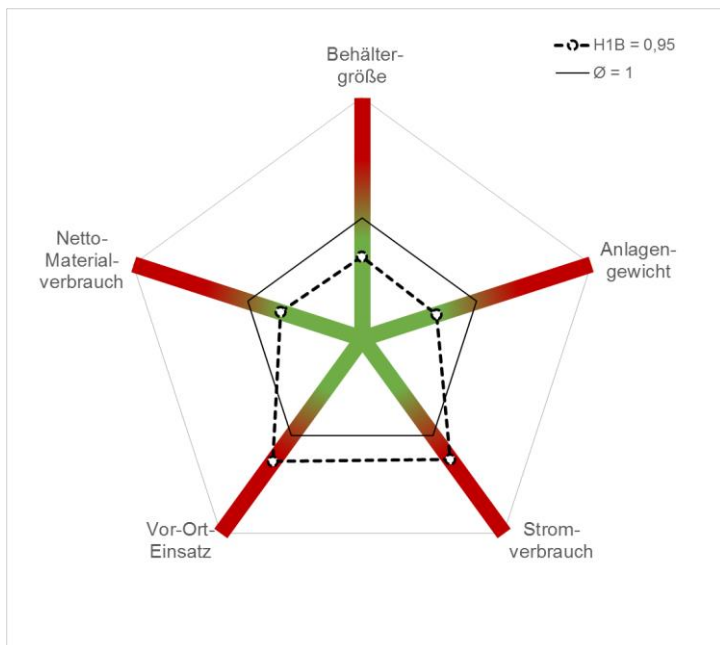


Anhang 45: Indikatorenset zur Abbildung der Ökoeffizienz einer Biofilter-Anlage (Beton) (Eigene Darstellung)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)

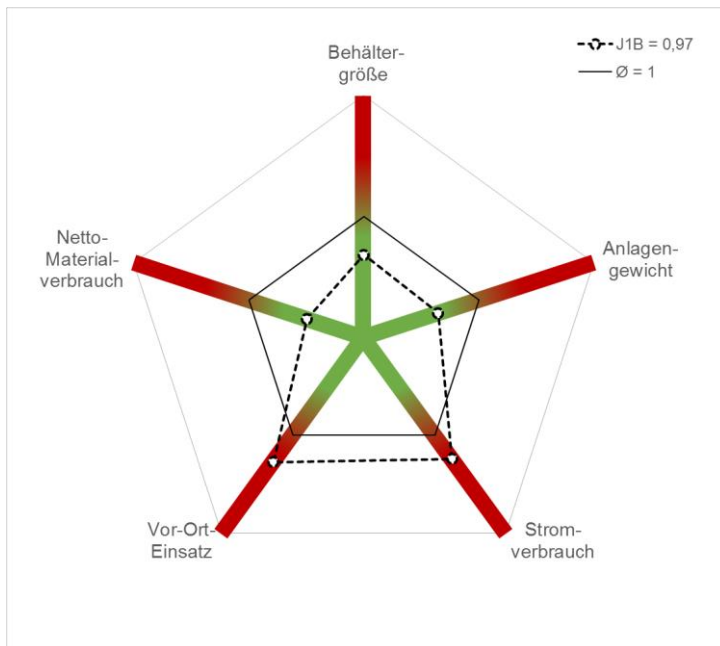


Anhang 46: Indikatorenset zur Abbildung der Ökoeffizienz einer Pflanzenkläranlage (Beton) (Eigene Darstellung)

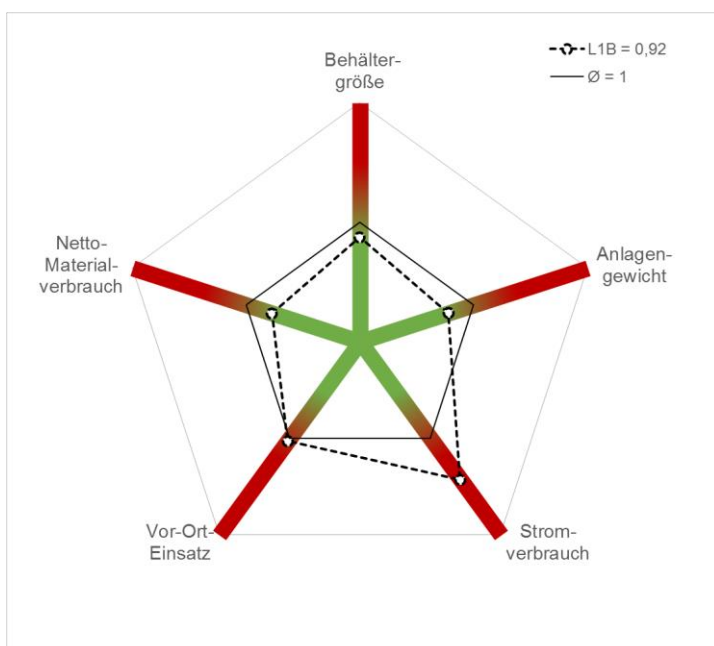


Anhang 47: Indikatorenset zur Abbildung der Ökoeffizienz einer SBR-Druckluft-Anlage (Beton) (Eigene Darstellung)

Lautenschläger et al. (2016) „Analyse und Bewertung der Nachhaltigkeit und Ökoeffizienz von Kleinkläranlagen mit Ableitung von Produktverbesserungen“, gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU)



Anhang 48: Indikatorenset zur Abbildung der Ökoeffizienz einer SBR-Maschinenteknik-Anlage (Beton) (Eigene Darstellung)



Anhang 49: Indikatorenset zur Abbildung der Ökoeffizienz einer Wirbel-Schwebebett-Anlage (Beton) (Eigene Darstellung)