

VDI

Zentrum
Ressourceneffizienz

Ökologische und ökonomische Bewertung des Ressourcenaufwands

Reinigungstechnologien
in der industriellen Produktion



Studie: Ökologische und ökonomische Bewertung des Ressourcenaufwands - Reinigungstechnologien in der industriellen Produktion

Autorinnen und Autoren:

Kerstin Angerer, Fraunhofer-Einrichtung für Gießerei-, Composite- und Verarbeitungstechnik IGCV
Andrea Hohmann, Fraunhofer-Einrichtung für Gießerei-, Composite- und Verarbeitungstechnik IGCV
Vico Seifert, Fraunhofer-Institut für Verfahrenstechnik und Verpackung IVV
Christoph Tammer, Fraunhofer-Einrichtung für Gießerei-, Composite- und Verarbeitungstechnik IGCV

Fachliche Ansprechpartnerin:

Dr.-Ing. Ulrike Lange, VDI Zentrum Ressourceneffizienz GmbH

Wir danken Herrn M. Sc. Alexander Leiden und Herrn Prof. Dr.-Ing. Christoph Herrmann vom Institut für Werkzeugmaschinen und Fertigungstechnik der Technischen Universität Braunschweig für ihre fachliche Unterstützung.

Die Studie wurde im Rahmen der Nationalen Klimaschutzinitiative des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit erstellt.

Redaktion:

VDI Zentrum Ressourceneffizienz GmbH (VDI ZRE)
Bertolt-Brecht-Platz 3
10117 Berlin
Tel. +49 30-27 59 506-0
Fax +49 30-27 59 506-30
zre-info@vdi.de
www.ressource-deutschland.de

Titelbild: © robertsrob/panthermedia.net

VDI ZRE Publikationen:
Studien

Ökologische und ökonomische Bewertung
des Ressourcenaufwands

Reinigungstechnologien in der
industriellen Produktion

INHALTSVERZEICHNIS

ABBILDUNGSVERZEICHNIS	5
TABELLENVERZEICHNIS	9
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	11
KURZFASSUNG	13
1 EINLEITUNG	16
2 MOTIVATION UND ZIELSETZUNG DER STUDIE	18
3 AUSWAHL UND CHARAKTERISIERUNG DER REINIGUNGSTECHNOLOGIE	20
3.1 Reinigungstechnologien im Überblick	20
3.2 Auswahl praxisrelevanter Reinigungstechnologien	23
3.2.1 Auswahl der Reinigungsverfahrensart	23
3.2.2 Auswahl der Reinigungsanlagenart	25
3.2.3 Einflussfaktoren auf die Reinigung	28
4 METHODEN UND DATENÜBERSICHT	30
4.1 Methoden der ökologischen und ökonomischen Bewertung	30
4.1.1 Methode der Ökobilanzierung	30
4.1.2 Methode der Rohstoffkritikalität	35
4.1.3 Methode der statischen Kostenbewertung	37
4.2 Festlegung des Referenzanwendungsfalls	39
4.3 Festlegung der funktionellen Einheit	43
4.4 Festlegung der Prozessparameter und Produktionsszenarien	46
4.4.1 Prozessparameter	46
4.4.2 Produktionsszenarien	49
4.5 Definition der Systemgrenzen sowie Datenerhebung der relevanten Energie- und Stoffströme	50
4.5.1 Anlagenherstellung	51
4.5.2 Nutzungsphase	53
4.5.3 Verwertungsphase	56
4.6 Datenerhebung der Kostenpositionen	58

4.6.1	Anlagenherstellung	58
4.6.2	Nutzungsphase	60
4.6.3	Verwertungsphase	62
5	BESCHREIBUNG DES ÖKOLOGISCHEN UND ÖKONOMISCHEN BILANZMODELLS	65
5.1	Ökobilanzmodell	65
5.2	Kostenberechnungsmodell	66
6	ÖKOLOGISCHE UND ÖKONOMISCHE BEWERTUNG	68
6.1	Ökologische Bewertung	68
6.1.1	Kumulierter Energieaufwand	69
6.1.2	Kumulierter Rohstoffaufwand	73
6.1.3	Wasserverbrauch	76
6.1.4	Flächeninanspruchnahme	79
6.1.5	Treibhausgaspotenzial	82
6.1.6	Ergebnisgegenüberstellung der ökologischen Bewertung	85
6.2	Rohstoffkritikalität – Versorgungsrisiko	88
6.3	Ökonomische Bewertung	97
6.3.1	Statische Kostenbewertung	97
6.3.2	Parameteranalyse	99
7	SCHLUSSFOLGERUNG	103
	LITERATURVERZEICHNIS	106
	ANHANG A: ÖKOBILANZERGEBNISSE	112
	ANHANG B: ERGEBNISSE KOSTENBEWERTUNG	114
	ANHANG C: SAUBERKEITSANALYSEN FILMISCH MITTELS FLUORESZENZ	115
	ANHANG D: SAUBERKEITSANALYSEN PARTIKULÄR GEMÄß VDA BAND 19.1	116
	ANHANG E: AUSZUG ENERGIEMESSUNGEN EA BEI 60 °C	120

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Übersicht der Reinigungsverfahren	21
Abbildung 2: Schematische Darstellung einer kollabierenden Kavitationsblase	24
Abbildung 3: Schema Einkammer-Reinigungsanlage	26
Abbildung 4: Schema Mehrkammer-Reinigungsanlage mit Umsetzer	27
Abbildung 5: Einflussfaktoren auf nass-chemische Reinigung (Sinnerscher Kreis)	28
Abbildung 6: Rahmen einer Ökobilanzierung nach der DIN-Normserie DIN EN ISO 14040/14044	30
Abbildung 7: Diskrete Kapitalverminderung	38
Abbildung 8: Laufwerkdrichtringe	40
Abbildung 9: Prozessablauf der Reinigung	41
Abbildung 10: Auswertung der Bauteilsauberkeit des Basisszenarios nach VDA 19.1	47
Abbildung 11: Auswertung der Bauteilsauberkeit des Szenarios „70 °C“ nach VDA 19.1	48
Abbildung 12: Auswertung der Bauteilsauberkeit des Szenarios „60 °C optimal“ nach VDA 19.1	49
Abbildung 13: Grafische Darstellung des Szenarienportfolio	50
Abbildung 14: Definition Systemgrenzen	51
Abbildung 15: Stoff- und Energieflüsse der Anlagenherstellung	52
Abbildung 16: Stoff- und Energieflüsse der Nutzungsphase	53
Abbildung 17: Stoff- und Energieflüsse der Verwertungsphase	57
Abbildung 18: Strukturierung des Ökobilanzmodells	65

Abbildung 19: Ökologische Bewertung – Parameterauswahl für Szenarioanalyse	68
Abbildung 20: Kumulierter Energieaufwand (KEA) pro funktionelle Einheit (FE) für den gesamten Lebenszyklus (Basisszenario)	69
Abbildung 21: Kumulierter Energieaufwand (KEA) pro funktionelle Einheit (FE), unterteilt nach Lebenszyklusphasen (Basisszenario)	70
Abbildung 22: Kumulierter Energieaufwand (KEA) pro funktionelle Einheit (FE), Parameteranalyse (Basisszenario)	71
Abbildung 23: Kumulierter Energieaufwand (KEA) pro funktionelle Einheit (FE), Szenarioanalyse (Basisszenario, „min“-Szenario, „max“-Szenario)	72
Abbildung 24: Kumulierter Rohstoffaufwand (KRA) pro funktionelle Einheit (FE) für den gesamten Lebenszyklus (Basisszenario)	73
Abbildung 25: Kumulierter Rohstoffaufwand (KRA) pro funktionelle Einheit (FE), unterteilt nach Lebenszyklusphasen (Basisszenario)	74
Abbildung 26: Kumulierter Rohstoffaufwand (KRA) pro funktionelle Einheit (FE), Parameteranalyse (Basisszenario)	74
Abbildung 27: Kumulierter Rohstoffaufwand (KRA) pro funktionelle Einheit (FE), Szenarioanalyse (Basisszenario, „min“-Szenario, „max“-Szenario)	76
Abbildung 28: Wasserverbrauch pro funktionelle Einheit (FE) für den gesamten Lebenszyklus (Basisszenario)	77
Abbildung 29: Wasserverbrauch pro funktionelle Einheit (FE), unterteilt nach Lebenszyklusphasen (Basisszenario)	77
Abbildung 30: Wasserverbrauch pro funktionelle Einheit (FE), Parameteranalyse, (Basisszenario)	78

Abbildung 31: Wasserverbrauch pro funktionelle Einheit (FE), Szenarioanalyse, (Basisszenario, „min“-Szenario, „max“-Szenario)	79
Abbildung 32: Flächeninanspruchnahme pro funktionelle Einheit (FE) für den gesamten Lebenszyklus (Basisszenario)	80
Abbildung 33: Flächeninanspruchnahme pro funktionelle Einheit (FE), unterteilt nach Lebenszyklusphasen (Basisszenario)	80
Abbildung 34: Flächeninanspruchnahme pro funktionelle Einheit (FE), Parameteranalyse (Basisszenario)	81
Abbildung 35: Flächeninanspruchnahme pro funktionelle Einheit (FE), Szenarioanalyse, (Basisszenario, „min“-Szenario, „max“-Szenario)	82
Abbildung 36: Treibhausgaspotenzial GWP100 pro funktionelle Einheit (FE) für den gesamten Lebenszyklus	83
Abbildung 37: Treibhausgaspotenzial GWP100 pro funktionelle Einheit (FE), unterteilt nach Lebenszyklusphasen	83
Abbildung 38: Treibhausgaspotenzial GWP100 pro funktionelle Einheit (FE), Parameteranalyse (Basisszenario)	84
Abbildung 39: Treibhausgaspotenzial GWP100 pro funktionelle Einheit (FE), Szenarioanalyse, (Basisszenario, „min“-Szenario, „max“-Szenario)	85
Abbildung 40: Ergebnisse der ökologischen Bewertung normiert auf EA - Basisszenario	86
Abbildung 41: Ergebnisse der ökologischen Szenarioanalyse für das Szenario „min“ normiert auf das Basisszenario	87
Abbildung 42: Ergebnisse der ökologischen Szenarioanalyse für das Szenario „max“ normiert auf das Basisszenario	88
Abbildung 43: Statische Kostenbewertung - Parameteranalyse	100
Abbildung 44: Statische Kostenbewertung - Szenarioanalyse	102

Abbildung 45: Energiemessungen Aufheizvorgang Einkammer-Reinigungsanlage	120
Abbildung 46: Energiemessungen Halten 60 °C Einkammer-Reinigungsanlage	120
Abbildung 47: Energiemessungen Reinigungsvorgang 60 °C Einkammer-Reinigungsanlage	121
Abbildung 48: Energiemessungen Reinigungsvorgang 60 °C Einkammer-Reinigungsanlage (Detailansicht einzelner Ablauf ohne Überlagerung der Heizungen)	121

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1:	Vergleich der Eigenschaften der Anlagentypen	27
Tabelle 2:	Kategorien, Kriterien und Indikatoren der Kritikalitätsdimension Versorgungsrisiko	36
Tabelle 3:	Kennwerte der betrachteten Reinigungsanlagen	41
Tabelle 4:	Auszug Parameter bei nass-chemischen Reinigungsverfahren	46
Tabelle 5:	Basisszenario „60 °C“: Niedrige Temperatur, hohe mechanische Einwirkung	46
Tabelle 6:	Szenario „70 °C“: Hohe Temperatur, niedrige mechanische Einwirkung	48
Tabelle 7:	Materialaufwand zur Herstellung der Einkammer- und Mehrkammer-Reinigungsanlage	53
Tabelle 8:	Anlagenzustände zur messtechnischen Erfassung für beide Reinigungstechnologien	56
Tabelle 9:	Definition Parametervariationen – Verwertungsphase	58
Tabelle 10:	Kostenpositionen Anlagenherstellung	58
Tabelle 11:	Kostenpositionen Nutzungsphase	60
Tabelle 12:	Berechnung Personalkostensatz	61
Tabelle 13:	Kostenpositionen Verwertungsphase	62
Tabelle 14:	Eingangsdaten des Kostenberechnungsmodells	67
Tabelle 15:	Bewertung der Kritikalitätsdimension Versorgungsrisiko	95
Tabelle 16:	Statische Kostenbewertung – Basisszenario	98
Tabelle 17:	Statische Kostenbewertung – Parameterauswahl für Szenarioanalyse	101
Tabelle 18:	Ökologische Bewertung – Parameteranalyse	112

Tabelle 19:	Ökologische Bewertung – Szenarioanalyse	113
Tabelle 20:	Statische Kostenbewertung – Parameteranalyse	114
Tabelle 21:	Statische Kostenbewertung – Szenarioanalyse	114
Tabelle 22:	Übersicht der Prüfergebnisse hinsichtlich filmischer Verunreinigung	115
Tabelle 23:	Extraktion, Mikroskopische Analyse & Statistik 60 °C Mehrkammer-Reinigungsanlage	116
Tabelle 24:	Bildmaterial Sauberkeitsanalyse 60 °C Mehrkammer-Reinigungsanlage	117
Tabelle 25:	Extraktion, Mikroskopische Analyse & Statistik 60 °C Einkammer-Reinigungsanlage	118
Tabelle 26:	Bildmaterial Sauberkeitsanalyse 60 °C Einkammer-Reinigungsanlage	119

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

a	Jahr
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
CML	Centrum voor Milieukunde Leiden
CO₂	Kohlenstoffdioxid
DERA	Deutsche Rohstoffagentur
DIN	Deutsches Institut für Normung e. V.
EA	Einkammer-Reinigungsanlage
ELCD	European Reference Life Cycle Database
EN	Europäische Norm
eq	Äquivalente
FE	Funktionelle Einheit
g	Gramm
GCEL	Global Coal Exit List
G_i	Gewichtungsfaktor
GWP	Treibhausgaspotenzial
h	Stunde
HHI	Herfindahl-Hirschmann-Index
I₀	Investitionsausgaben
IGCV	Fraunhofer-Einrichtung für Gießerei-, Composite- und Verarbeitungstechnik IGCV
ISO	Internationale Organisation für Normung
IVV	Das Fraunhofer-Institut für Verfahrenstechnik und Verpackung

IZT	Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung gGmbH
KEA	Kumulierter Energieaufwand
kg	Kilogramm
kHz	Kilohertz
K_j	Korrekturfaktor
KMU	kleine und mittlere Unternehmen
KRA	kumulierter Rohstoffaufwand
LCA	Life Cycle Assessment
m²	Quadratmeter
m³	Kubikmeter
MA	Mehrkammer-Reinigungsanlage
MJ	Megajoule
mm	Millimeter
N	Nutzungsdauer
Nm³	Norm-Kubikmeter
U	Umdrehung
VDA	Verband der Automobilindustrie e. V.
VDI	Verein Deutscher Ingenieure e. V.
VE-Wasser	Vollentsalztes Wasser
W	Watt
WGI	World Governance Indicator
VDI ZRE	VDI Zentrum Ressourceneffizienz GmbH
µm	Mikrometer

KURZFASSUNG

Die Sauberkeitsanforderungen sowie die damit einhergehenden Restschmutzvorgaben sind im Bereich der industriellen Teilefertigung in den letzten Jahren stark gestiegen. Dies zwingt Unternehmen, den Reinigungsprozess nicht mehr als gering priorisierten Bestandteil der Fertigungskette zu sehen, sondern vielmehr als einen wertschöpfenden Verarbeitungsschritt. Hierbei können Ressourceneffizienzpotenziale erschlossen werden, die Material und Energie reduzieren und gleichzeitig zu Kosteneinsparungen führen.

Meist scheidet eine Steigerung der Ressourceneffizienz an einer unzureichenden Kenntnis über die Einflussgrößen auf den Prozess. Um die Reinigungsqualität nicht zu gefährden, werden oftmals veraltete aber eingefahrene Anlagen so lange betrieben, bis für diese entweder kein Service mehr verfügbar ist oder Medien aufgrund von Gefahrstoffverordnungen nicht mehr eingesetzt werden dürfen.

Ziel der Studie ist es, insbesondere KMU aufzuzeigen, welchen Einfluss die Wahl des Reinigungsverfahrens sowie die einstellbaren Prozessparameter auf den Material- und Energieaufwand haben können. Die Ergebnisse der Studie sollen somit einen Impuls zur eingehenden Auseinandersetzung mit dem Prozessschritt Reinigung geben und für die Ressourceneinsparungsmöglichkeiten durch eine optimierte Reinigungstechnologie und Prozessführung sensibilisieren.

Gegenstand der Studie ist der Vergleich einer Einkammer- mit einer Mehrkammer-Ultraschallreinigungsanlage. Ultraschallreinigung ist insbesondere nach spanenden Bearbeitungsschritten ein schnelles, zuverlässiges und wirtschaftliches Verfahren, um filmische Verunreinigungen, wie z. B. Kühlschmierstoffe, Trennmittel oder Polierpasten, aber auch Partikel und Späne zu entfernen. Aus diesen Gründen sind ultraschallunterstützte nasschemische Reinigungsprozesse innerhalb verschiedener Industriebranchen weitverbreitet. Entscheidend für die erzielbare Sauerbarkeit ist neben der

Ultraschallfrequenz die Wahl der Anlagentechnik und die Beladung bzw. Auslastung der Anlage.¹ Die Überführung eines Laufwerkdringens² von einem verunreinigten Zustand nach einem Läpp-Prozess in einen Zustand definierter Sauberkeit stellt als ausgewählte Reinigungsaufgabe die Basis der ökologischen sowie der ökonomischen Bewertung der beiden fokussierten Reinigungstechnologien dar. Dabei handelt es sich um eine „cradle-to-grave“ Bewertung, d. h. es werden alle Lebenswegphasen von der Rohstoffgewinnung bis zur Entsorgung der Reinigungsanlage berücksichtigt.

Für die ökologische Bewertung wird die Methode der Ökobilanzierung nach der ISO-Normrichtlinie DIN EN ISO 14040/14044 eingesetzt. Untersucht werden die in den Richtlinien VDI 4800 Blatt 1, VDI 4800 Blatt 2 sowie VDI 4600 beschriebenen vier Wirkungskategorien kumulierter Energieaufwand (KEA), kumulierter Rohstoffaufwand (KRA), Wasserverbrauch sowie die Landflächeninanspruchnahme. Zusätzlich wird das Treibhausgaspotenzial ermittelt und eine Analyse der Rohstoffkritikalität nach VDI 4800 Blatt 2 durchgeführt. Zur ökonomischen Bewertung wird eine statische Kostenrechnung herangezogen.

Die Studie ist wie folgt aufgebaut: Nach der Einleitung wird in Kapitel 2 die Motivation der Studie kurz erläutert. Im Rahmen von Kapitel 3 wird zunächst ein Überblick über die Reinigungstechnik gegeben. Anschließend erfolgt, abgeleitet aus Daten zur Relevanz einzelner Reinigungstechnologien, die Festlegung des Betrachtungshorizonts auf die nass-chemische Ultraschallreinigung.

Nach einem Kurzüberblick der Methoden der Ökobilanzierung, Rohstoffkritikalität und Kostenbewertung wird in Kapitel 4 der Referenzanwendungsfall auf Grundlage eines realen Bauteils festgelegt und präzisiert. Die funktionale Einheit wurde als „gereinigtes Bauteil“ bestimmt und wie folgt definiert:

¹ Vgl. Schulz, D. (2012), S. 44-47.

² Bauteil aus metallischem Hartguss, welches zur Rückhaltung von Schmiermitteln in einer Vielzahl an unterschiedlichen Maschinen und Fahrzeugen genutzt wird.

„Die Reinigung eines Bauteils bis zu einer Fluoreszenzintensität am Rande der Nachweisbarkeit und einer Filterbelegung nach Partikelextraktion zwischen 0,5 und 1,5 %, verbunden mit der Anforderung, dass maximal ein Partikel größer als 400 µm vorhanden sein darf.“

Daraufhin werden die Systemgrenzen, sowie die relevanten Energie- und Stoffströme definiert. Im Anschluss werden Produktionsszenarien und Prozessparameter festgelegt. Der Betrachtungshorizont umfasst dabei die Reinigungstechnologien Einkammer-Reinigungsanlage und Mehrkammer-Reinigungsanlage nach dem Prinzip der wässrigen Ultraschallreinigung. Um die Abhängigkeit der Bewertung von Prozessparametern evaluieren zu können, wurden je Anlage zwei Kombinationen identifiziert, die trotz Prozessparametervariationen zu einer ähnlichen Bauteilsauberkeit führen. Der Großteil der im Rahmen der Datenerhebung gewonnenen Datensätze ist auf Basis realer Versuchsdurchführungen erzeugt worden. Mithilfe dieser und weiterer Hintergrunddaten wurde in Kapitel 4 das Ökobilanzmodell auf Basis der Software GaBi des Unternehmens thinkstep aufgebaut. Kapitel 6 stellt die Ergebnisse der ökologischen und ökonomischen Bewertung detailliert dar. Deutlich wird dabei, dass die Szenarien der Betriebsparameterkombinationen deutlich weniger Einfluss auf das Ergebnis haben als die Auslastung der Anlagen.

Die Ergebnisse der ökologischen und ökonomischen Bewertung lassen sich im Wesentlichen auf eine Kernaussage reduzieren: Der mit Abstand einflussreichste Faktor auf die Ressourceneffizienz ist die Auslastung der Anlage, wenn alle Systemgrenzen eingehalten werden und das Ziel „ein den Sauberkeitsanforderungen entsprechendes Bauteil abzuliefern“, erfüllt ist.

1 EINLEITUNG

Im Bereich der industriellen Teilefertigung sind die Sauberkeitsanforderungen sowie die entsprechenden Restschmutzvorgaben in den letzten Jahren stark gestiegen. Unternehmen sind so gezwungen, den Reinigungsprozess als einen wertschöpfenden Verarbeitungsschritt zu betrachten und Optimierungen vorzunehmen oder auch neue Anlagenkonzepte zu überprüfen. Hier eröffnen sich Möglichkeiten, Ressourceneffizienzpotenziale zu erschließen und somit Material, Energie und damit Kosten im Betrieb zu senken.

Angesichts von immer strikteren Anforderungen arbeiten die Anlagenhersteller daher an Lösungen, mit denen höhere Sauberkeitsgrade prozesssicher, wirtschaftlich und umweltfreundlich erreicht werden können. Dafür sind einerseits umfangreiche Grundlagenuntersuchungen erforderlich. Andererseits müssen aus den erzielten Ergebnissen anlagentechnische Lösungen erarbeitet werden, die sich zu marktfähigen Kosten in die Anlagen integrieren lassen. Daher besteht ein großer Bedarf an innovativen, umweltverträglichen und wirtschaftlichen Reinigungsverfahren.

Industrielle Reinigungsanlagen dienen der Vorbereitung technischer Bauteile für die weitere Bearbeitung. Die Hauptaufgabe der industriellen Teilereinigung ist das Sicherstellen einer ausreichenden Teilesauberkeit, die den Anforderungen des jeweiligen Folgeprozesses entspricht. Dabei werden vordergründig notwendige Hilfs- und Betriebsstoffe (Fette, Öle etc.) aus den vorangegangenen Bearbeitungsschritten entfernt, um beispielsweise eine hochwertige Lackierung oder Oberflächenveredelung der Bauteile zu ermöglichen. Reste von Ölen, Fetten, Salzen und anderen Stoffen würden anderenfalls die Benetzung und Haftung dieser Schichten auf dem metallischen Substrat erheblich beeinträchtigen bzw. verhindern. Des Weiteren behindern partikuläre Verunreinigungen die Funktionssicherheit von Produkten in der Endanwendung. An der Oberfläche haftende Partikel wie z. B. Späne, Abrieb oder Strahlmittel, können zu Blockaden oder einem erhöhten Verschleiß führen. Hier sind es vor allem die Anforderungen aus dem Fahrzeugbau, die einen steigenden Bedarf an geeigneten Reinigungsverfahren und -anlagen hervorrufen.

In diesem Kontext sind Anlagenhersteller und Anwender gleichermaßen in der Verantwortung, den Reinigungsprozess so zu konzipieren bzw. einzustellen, dass eine ressourcenschonende und qualitätssichernde Reinigung der Bauteile realisiert werden kann. Dies verlangt die Kenntnis über die das Reinigungsergebnis beeinflussenden Parameter und deren Wechselwirkungen. Dabei bestimmen die an das Reinigungsergebnis gestellten Anforderungen maßgeblich das Verfahren und den zu betreibenden Aufwand der Reinigung.

2 MOTIVATION UND ZIELSETZUNG DER STUDIE

Obwohl sich die Wahrnehmung der Wichtigkeit des Prozessschrittes Reinigung in den letzten Jahren zunehmend verbessert hat, ist immer noch branchenübergreifend zu erkennen, dass dieser anderen innerhalb der Fertigungsprozesskette untergeordnet wird. Aufgrund der Komplexitäten und bestehenden Forschungsfragen, z. B., wie andere Parameter im Rahmen der Ultraschallreinigung die Wirkkette des Ultraschalls beeinflussen, nehmen nach wie vor insbesondere KMU Abstand von einer Auseinandersetzung mit diesem Prozessschritt. Verbunden mit den steigenden Anforderungen an die technische Sauberkeit, werden prozesstechnische Maßnahmen, die zu einer Reduktion der Betriebskosten durch Material- und Energieeinsparungen führen, nur schleppend umgesetzt.

Eine Steigerung der Material- und Energieeffizienz von Reinigungsprozessen scheidert oftmals an einer unzureichenden Kenntnis über die Einflussgrößen. Oftmals werden in der industriellen Produktion veraltete aber eingefahrene Anlagen über die vorgegebene Nutzungsdauer hinaus betrieben oder so lange, bis Reinigungsmedien aufgrund von Gefahrstoffverordnungen nicht mehr einsetzbar sind. Bei der Anschaffung neuer Anlagentechnik steht der Anwender dann vor der Entscheidung, auf dem großen Markt der Reinigungstechnik einen Hersteller auszuwählen. Diese decken wiederum meist jeweils nur kleine Bereiche des Spektrums verfügbarer Reinigungstechnik ab und sind somit von vornherein auf bestimmte Prozesse eingeschränkt. Die Investitionsausgaben und Betriebskosten stehen dabei neben dem technologischen Leistungsspektrum im Vordergrund, die Umweltwirkungen und Ressourceneffizienzaspekte werden hingegen oftmals auch aufgrund von Informationsdefiziten nicht berücksichtigt.

Ziel der Studie ist daher, insbesondere KMU aufzuzeigen, welchen Einfluss die Wahl des Reinigungsverfahrens sowie die einstellbaren Prozessparameter auf die Ressourceneffizienz und auf die Unternehmenskosten haben können. Die Ergebnisse der Studie können somit einen entscheidenden Impuls zur eingehenden Auseinandersetzung mit dem Prozessschritt Reinigung geben und für die Kosten- und Ressourceneinsparmöglichkeiten durch eine optimierte Reinigungstechnologie und Prozessführung sensibilisieren.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die Studie folgende Ziele verfolgt:

- Anwendungsbezogene Entscheidungsgrundlage hinsichtlich wirtschaftlicher und ökologischer Größen für die Neubeschaffung von Reinigungstechnologien sowie für eine Optimierung der Prozessführung
- Transparente Darstellung ökonomischer und ökologischer Kennzahlen entlang des Lebenswegs von Reinigungstechnologien (Phase der Anlagenherstellung, Nutzungsphase, Verwertungsphase)
- Schwankungsbreite der ökonomischen und ökologischen Kennzahlen entlang eines definierten Prozessfensters sowie Identifikation der hierfür verantwortlichen Prozessparameter

3 AUSWAHL UND CHARAKTERISIERUNG DER REINIGUNGSTECHNOLOGIE

3.1 Reinigungstechnologien im Überblick

Reinigung ist definiert als das „Entfernen unerwünschter Stoffe (Verunreinigungen) von der Oberfläche von Werkstücken bis zu einem erforderlichen, vereinbarten oder möglichen Grad“³. Weiter ist „der erreichbare Reinheitsgrad (...) abhängig vom Reinigungsverfahren sowie von der Art und Beschaffenheit der Verunreinigungen“⁴.

Klassifikation nach Reinigungsziel

Eine Klassifizierung der Reinigung kann durch die Betrachtung nach dem Ziel der Reinigung in Putzen, Entzundern, Entrostern, Entschichten, Entfetten, Entstauben, Entrußen, Sterilisieren, Desinfizieren sowie Dekontaminieren vorgenommen werden.⁵ Die drei zuletzt genannten Reinigungsziele beziehen sich auf biologische bzw. radioaktive Verunreinigungen und haben hinsichtlich allgemein technischer Anwendungen im Bereich produzierender Unternehmen eine geringere Relevanz.

Klassifikation nach Reinigungsverfahrensart

Ferner sind die Reinigungsverfahren nach DIN 8592 in der Hauptgruppe der Fertigungsverfahren den Trennverfahren zugeordnet und gliedern sich nach der Verfahrensart ihrerseits in Untergruppen. Eine detaillierte Übersicht zu dieser Klassifizierung nach der Verfahrensart ist in Abbildung 1 gegeben und spiegelt den gesamten Lösungsraum für die Gestaltung von Reinigungsprozessen wider.

³ DIN 8592:2003-09, S. 3.

⁴ DIN 8592:2003-09, S. 3.

⁵ Vgl. DIN 8592:2003-09, S. 6.

Gruppe 3.6 Reinigungsverfahren					
3.6.1	3.6.2	3.6.3	3.6.4	3.6.5	3.6.6
Reinigungsstrahlen	mechanisches Reinigen	strömungstechnisches Strahlen	Lösemittelreinigen	chemisches Reinigen	thermisches Reinigen
Druckluft-Reinigungsstr.	Abwischen	Waschen, Spülen	Ablösen	Beizen	Abdampfen
Nassdruckluft-Reinigungsstr.	Bürsten, Fegen	Abblasen	Abbeizen	Ablaugen	Abflammen
Schlamm-Reinigungsstr.	Abkratzen, Abschaben	Absaugen		chemisch Umwandeln	thermisch Zersetzen
Druckflüssigkeitsreinigen	Reinigungsschleifen	Ultraschallreinigung			Reinigungsglühen
Dampfstrahlen	Ausklopfen				
Schleuder-Reinigungsstr.					

Abbildung 1: Übersicht der Reinigungsverfahren⁶

Beim **Reinigungsstrahlen** (3.6.1) werden Strahlmittel als Werkzeug beschleunigt und zum Aufprall auf die zu bearbeitende Oberfläche eines Werkstücks (Strahlgut) gebracht. Kontaminationen werden bei dem Vorgang durch Abrasion entfernt. Für die Beschleunigung des Strahlmittels kann Luft (Druckluftstrahlen), ein Schleuderrad (Schleuderradstrahlen) sowie Wasser (Nassstrahlen) eingesetzt werden. Als Strahlmittel selbst werden häufig mineralische, organische oder metallische Stoffe verwendet.⁷

Beim **mechanischen Reinigen** (3.6.2) werden Kontaminationen durch den Einfluss von Körpern (Reinigungswerkzeug) bzw. deren Bewegung entfernt. Hierzu zählen neben Abwischen, Bürsten, Fegen, Abkratzen, Abschaben, Reinigungsschleifen und Ausklopfen auch weitere Verfahren, wie bspw. die Vibrationsreinigung oder auch das Gleitschleifen.⁸

Die **strömungstechnische Reinigung** (3.6.3) beruht auf dem Einfluss von bewegten Fluiden (bspw. Luft oder Wasser), die auf diese Weise eine Ablösung von Kontaminationen bewirken können. Oft werden bei Nassreini-

⁶ Vgl. DIN 8592:2003-09, S. 7.

⁷ Vgl. Schweinstieg, S. (2012), S. 23.

⁸ Vgl. Motschmann, S. (2010).

gungsverfahren auch Reinigungsmedien zugesetzt, um die Auflösung der Bindungsenergien von Kontaminationen und damit die Reinigungswirkung zu verstärken.

Neben den Reinigungsmedien auf Wasserbasis werden auch Lösemittel zu Reinigungszwecken eingesetzt. Diese können in Kohlenwasserstoffe, sauerstoffhaltige Kohlenwasserstoffe (Alkohole) sowie Chlorkohlenwasserstoffe eingeteilt werden.⁹ Der zugehörige Vorgang wird als **Lösemittelreinigung** (3.6.4) bezeichnet.¹⁰

Beim **chemischen Reinigen** (3.6.5) werden Säuren, Laugen oder Chemikalien, die eine gezielte chemische Reaktion bewirken, zu Reinigungszwecken eingesetzt. Die Wirkungsmechanismen sind hier je nach eingesetztem Stoff sehr unterschiedlich, sodass eine einheitliche Darstellung der Verfahren nicht möglich ist.

Beim **thermischen Reinigen** (3.6.6) werden die Verunreinigungen durch hohe Temperaturen verdampft, chemisch umgewandelt oder zersetzt. Die hohen Temperaturen werden durch unterschiedliche Methoden, wie bspw. den Einsatz von Öfen, von Laserstrahlung oder der direkten Applikation von Flammen oder heißen Medien, erzeugt.¹¹

Klassifikation nach Reinigungsverfahrensgruppen

In der industriellen Anwendung werden in vielen Fällen die aufgeführten Reinigungstechnologien untereinander kombiniert. Abweichend von der Gliederung in Abbildung 1, existiert ebenfalls eine praxisnahe Unterteilung in die Verfahrensgruppen Strahlverfahren, mechanische Verfahren, thermische Verfahren, Nassverfahren, Sonderverfahren sowie sonstige Verfahren.¹²

⁹ Vgl. Schweinstieg, S. (2012), S. 27.

¹⁰ Die Arbeit von Kreisel, G.; Wilbert, H.-P.; Goldhan, G. (1998) erstellte eine vergleichende Betrachtung/Ökobilanzierung verschiedener Reinigungsmedien, auf die für ein besseres Verständnis der Umweltwirkungen von Reinigungsmedien zurückgegriffen werden kann.

¹¹ Vgl. Künne, B. und Richard, T. (2015).

¹² Vgl. Bilz, M. et al. (2012), S. 7.

Während die Gruppen Strahlverfahren, mechanische Verfahren und thermischen Verfahren den oben beschriebenen Eigenschaften (3.6.1, 3.6.2, 3.6.6) entsprechen, umfasst die **Gruppe der Nassverfahren** hierbei vor allem das strömungstechnische Reinigen (3.6.3) und verbindet diese durch den Einsatz unterschiedlicher Reinigungsmedien mit den Eigenschaften der chemischen Reinigung (3.6.5) oder der Lösemittelreinigung (3.6.4). Damit wird durch den Einsatz von Nassverfahren ein breites Spektrum der industriellen Reinigungsaufgaben abgedeckt. Die Sonderverfahren umfassen beispielsweise die Plasmareinigung, die Laserstrahl- und Elektronenstrahlreinigung, während z. B. die Vakuumdestillation oder die chemische Entlackung unter den sonstigen Verfahren zusammengefasst werden.

3.2 Auswahl praxisrelevanter Reinigungstechnologien

3.2.1 Auswahl der Reinigungsverfahrensart

Die Anwendung von Reinigungsverfahren ist immer dann notwendig, wenn der Sauberkeitszustand von Bauteilen und Komponenten die Anforderungen des Folgeprozesses oder der Endanwendung nicht erfüllt. Basierend auf der Markt- und Trendanalyse in der industriellen Teilereinigung – durchgeführt durch die Fraunhofer-Allianz Reinigungstechnik –, sind die Anwender von reinigungstechnischen Verfahren vorwiegend den Branchen Fahrzeugbau, Metallindustrie und Maschinenbau zugeordnet.¹³ Diese Branchen sind geprägt durch den Einsatz und die Verarbeitung metallischer Werkstoffe. Die Verarbeitung von Metallen erfordert in den meisten Fällen den Einsatz von Fertigungshilfsstoffen, die zusammen mit partikulären Kontaminationen Rückstände auf den Bauteiloberflächen hinterlassen und hartnäckige Verschmutzungen bilden. In Kombination mit der häufig komplexen geometrischen Gestalt der Bauteile erfolgt die Entfernung dieser Verschmutzungen häufig mit nass-chemischen Reinigungsverfahren. Dies zeigt sich auch in einem Marktanteil der Nassverfahren von 59 % bei den Anwendern, wobei hier eine Unterteilung in lösemittelbasierte und wässrige Reinigungsverfahren vollzogen wird. Letztere bieten hinsichtlich der Reinigungsziele ein größeres Anwendungsspektrum und kommen mit

¹³ Vgl. Bilz, M. et al. (2012), S. 7.

einem Anteil von 65 % am Häufigsten zum Einsatz.¹⁴ Hierbei sind es insbesondere Ultraschall-, Spritzreinigungs- und Umflutverfahren, die die mechanische Reinigungswirkung im Prozess verstärken. Die große Verbreitung wässriger Tauchverfahren mit Unterstützung durch **Ultraschall und Umfluten** bei produzierenden Unternehmen ist ein Hinweis auf die hohe Praxisrelevanz der Verfahren.

Ultraschallreinigung

Die Ultraschallreinigung ist ein Verfahren, bei dem mittels im Reinigungsbecken angebrachter Schwingungserzeuger Ultraschall eingebracht wird, der sich in Form von Longitudinalschwingungen im Reinigungsmittel ausbreitet. Unter dem Einfluss eines örtlich in der Unterdruckphase befindlichen Schallfelds entstehen Hohlräume in Flüssigkeiten, die als Kavitationsblasen bezeichnet werden (Abbildung 2).



Abbildung 2: Schematische Darstellung einer kollabierenden Kavitationsblase¹⁵

Die Kavitationsblase entsteht bevorzugt an Grenzflächen, die eine unebene Oberfläche aufweisen. Verschmutzungen auf Bauteiloberflächen sind meist inhomogen in ihrer Struktur verteilt und bieten somit optimale Kavitationsbildungseigenschaften.¹⁶ Durch kurzzeitig auftretende hohe Implisionsdrücke, die an den Verunreinigungen entstehen, werden Partikel und

¹⁴ Vgl. Bilz, M. et al. (2012), S. 21.

¹⁵ Vgl. Gülich, J. (2010), S.263.

¹⁶ Vgl. Kahlen, I. (2012).

filmische Kontaminationen von der Bauteiloberfläche abgesprengt und, unterstützt durch einen sich ausbildenden Flüssigkeitsjet, von der Oberfläche abtransportiert¹⁷ und anschließend im Reiniger gelöst bzw. dispergiert. Ultraschallgestützte Verfahren werden bereits vielfach im Bereich der industriellen Bauteilreinigung eingesetzt. Die Auslegung von Anlagentechnik beruht jedoch meist nicht auf einer wissenschaftlichen Analyse des Wirkprinzips und dessen Randbedingungen, sondern auf subjektivem Erfahrungswissen der Anlagenhersteller.

Umfluten

Das Umfluten, oder auch Druckumfluten genannt, bezeichnet ein geschlossenes Tauchverfahren, bei dem die mechanische Reinigungswirkung durch Düsensysteme unterhalb der Bauteiloberfläche verstärkt wird. Über eine Pumpe wird die Reinigungsflüssigkeit angesaugt und mit einem Druck von 5 bis 20 bar wieder in das Bad gedrückt¹⁸. Neben den hohen Turbulenzen, die durch die vorherrschenden Pumpendrucke erzeugt werden, wird das Bauteil während des Reinigungsvorgangs durch Dreh- oder Schwenkbewegungen des Korbs in eine Relativbewegung versetzt, wodurch ständig wechselnde dynamische Druckverhältnisse entstehen. Die Druckgefälle reichen dabei vom Überdruck- bis zum Unterdruckbereich (Sog). Der Reinigungseffekt, der durch diese ständigen Strömungsumkehrungen entsteht, eignet sich in hohem Maße für die Reinigung von Hohlräumen, Tiefenbohrungen und Hinterschneidungen.

3.2.2 Auswahl der Reinigungsanlagenart

Automatisierbare Anlagen für **nass-chemische Reinigungsprozesse** unterscheiden sich typischerweise in der Anzahl und Ausstattung der Prozesskammern, in denen die Bauteile gereinigt werden. Entscheidende Faktoren für die Auslegung solcher Anlagen sind neben ökonomischen und ökologischen Aspekten vor allem: Verschmutzung, Reinigungsobjekt und Zielsauberkeit. Für Reinigungsanlagen, die erhöhte Anforderungen bezüglich der technischen Sauberkeit erfüllen sollen, existieren zwei grundsätz-

¹⁷ Vgl. VDI Technologiezentrum (2000).

¹⁸ Vgl. Haase, B. (1996), S. 78.

liche Verfahrensalternativen, die sich anhand der Anzahl von Prozesskammern unterscheiden.

Einkammer-Reinigungsanlagen

Einkammer-Reinigungsanlagen bestehen aus einer Prozesskammer, die nach der Bestückung mit dem Reinigungsgut teilweise oder vollständig mit Reinigungsfluid und/oder Spülmedium gefüllt wird (Abbildung 3). Ausgestattet sind Einkammer-Reinigungsanlagen meist mit der Technik für Ultraschall- und Umflutverfahren. Die Befüllung der Prozesskammer erfolgt über separate Spül- und Reinigungstanks, während das Reinigungsobjekt über die gesamte Prozessdauer in der Kammer verbleibt. Damit ist dieser Anlagentyp vorwiegend für den Chargenbetrieb geeignet.

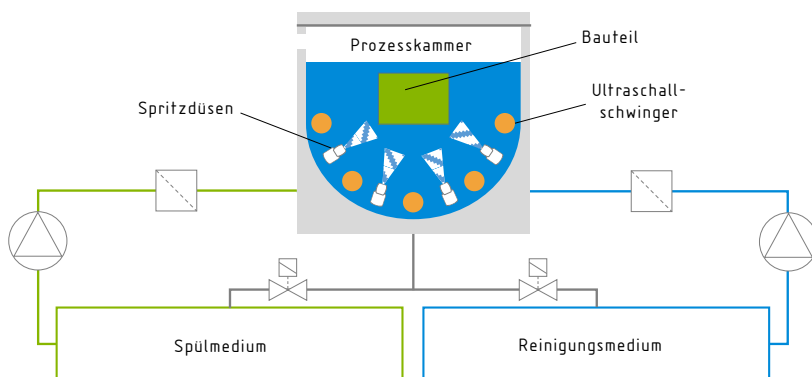


Abbildung 3: Schema Einkammer-Reinigungsanlage

Mehrkammer-Reinigungsanlagen

Mehrkammer-Reinigungsanlagen bringen im Gegensatz zu Einkammer-Reinigungsanlagen das Reinigungsgut zum Reinigungsmedium. Hierbei stehen typischerweise drei bis sechs offene Prozesskammern zur Verfügung, die bereits das jeweilige Reinigungs- oder Spülmedium enthalten (Abbildung 4). Diese sind innerhalb eines geschlossenen Aufbaus zusammengefasst. Bei den einzelnen Prozesskammern wird zumeist Ultraschall als mechanische Reinigungskomponente eingesetzt. Anstelle des Umflutens steht hierbei eine einfache Umwälzung des Mediums mit einem sehr geringen Volumenstrom im Vordergrund, die der Medienaufbereitung in Form von Filtration und Ölabscheidung dient. Das Reinigungsgut wird von

einer Kammer in die nächste bewegt, wodurch bei sachgemäßem Betrieb der Anlage die Restverschmutzung auf dem Bauteil bei jedem Schritt verringert wird. Die kontinuierliche Aufbereitung der Reinigungs- und Spülmedien erlaubt es, eine solche Anlage als Durchlauflinie zu betreiben.

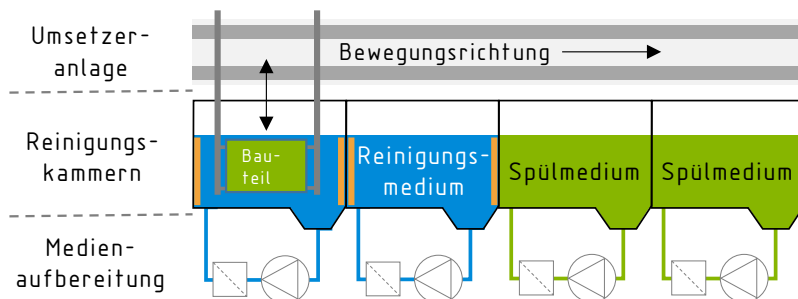


Abbildung 4: Schema Mehrkammer-Reinigungsanlage mit Umsetzer

Vergleich von Einkammer- und Mehrkammer-Reinigungsanlagen

Beide Anlagentypen weisen Vor- und Nachteile auf, die sich im Betrieb auf die ökonomische und ökologische Bilanz auswirken (Tabelle 1). Aufgrund der bereits genannten baulichen Unterschiede beider Anlagen, existiert ebenfalls ein Unterschied in der Prozessabfolge der Reinigung. Während der Prozess der Mehrkammer-Reinigungsanlage durch die Abfolge der Kammern vorgegeben ist, wird die Reihenfolge der Prozessschritte für die Einkammer-Reinigungsanlage durch die Anlagensteuerung festgelegt, wodurch eine erhöhte Prozessflexibilität erreicht wird. Die einzelnen Prozessschritte sind hinsichtlich der Betriebsgrößen variabel und werden so gewählt, dass die Anforderungen der Reinigungsaufgabe erfüllt werden.

Tabelle 1: Vergleich der Eigenschaften der Anlagentypen

Eigenschaften	Einkammer-Anlage	Mehrkammer-Reinigungsanlage
erreichbare technische Sauberkeit	gut	sehr gut
Flexibilität (Prozessanpassung)	sehr gut	gut
Bauteildurchsatz	gering	hoch
Platzbedarf	gering	hoch
Investitionsausgaben	gering	hoch

3.2.3 Einflussfaktoren auf die Reinigung

Die Wirkzusammenhänge, die bei nass-chemischen Reinigungsabläufen vorherrschen, werden mithilfe des Sinnerschen Kreises in Abbildung 5 veranschaulicht.¹⁹

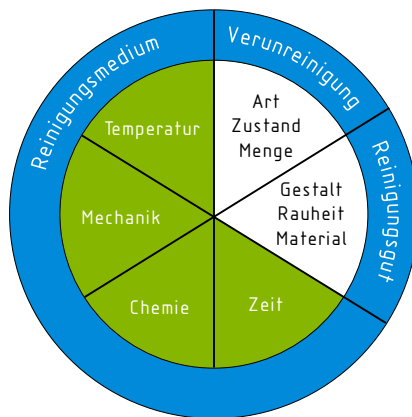


Abbildung 5: Einflussfaktoren auf nass-chemische Reinigung (Sinnercher Kreis)²⁰

Dieser umfasst die drei Komponenten Verunreinigung, Reinigungsgut und Reinigungsverfahren, deren Zusammenspiel das Reinigungssystem bestimmt. Die mit dem Reinigungsverfahren eingebrachten Effektoren – Temperatur, Chemie, Mechanik, Zeit – bilden die Prozessparameter, die auf die gegebene Verunreinigung und das Reinigungsgut abgestimmt werden müssen. Dabei treten Wechselwirkungen der Effektoren untereinander auf, sodass sich die Prozesseinflüsse gegenseitig kompensieren können. Eine exakte Abstimmung auf den spezifischen Anwendungsfall ist Voraussetzung für den Reinigungserfolg und Grundlage für die Wirtschaftlichkeit des Prozesses. Das bedeutet beispielsweise, dass zur Erzielung des gleichen Reinigungsergebnisses bei gewünschter Verkürzung der Reinigungszeit mindestens der Einfluss einer der weiteren aufgeführten Faktoren in kompensierender Weise erhöht werden muss. Durch die Erhöhung der Temperatur oder den gesteigerten Einsatz von Chemikalien kann die Reinigungszeit

¹⁹ Vgl. Wildbrett, G. (1996), S. 94.

²⁰ Vgl. Wildbrett, G. (1996), S. 94.

zwar verkürzt werden, jedoch sind dabei stets die resultierenden Umwelt- und Kostenaspekte in Betracht zu ziehen. Auch die Verstärkung der Reinigungsmechanik ist im industriellen Einsatz aus anlagen- und prozesstechnischer Sicht begrenzt. Weiterhin bilden hier Investitionsausgaben und Betriebskosten wichtige Entscheidungsgrundlagen bei der Auslegung des Reinigungsprozesses. Neben der Perspektive des Reinigungsprozesses müssen auch Anforderungen des Reinigungsgutes berücksichtigt werden. So können Reinigungsgüter bspw. durch eine hohe Einwirkung von Ultraschall oder Temperatur beeinträchtigt werden.

Damit zeigen sich die Komplexität der Nassverfahren und gleichzeitig das Potenzial einer Prozessoptimierung. Die Auswahl eines passenden Verfahrens und der einhergehenden Einstellung zielführender Parameter basiert auf Fachwissen und Kenntnissen über auftretende Wechselwirkungen. Das wachsende Bewusstsein über verfahrenstechnische Zusammenhänge aufseiten der Anwender von Reinigungstechnologien ermöglicht die Optimierung von Prozessketten.

4 METHODEN UND DATENÜBERSICHT

4.1 Methoden der ökologischen und ökonomischen Bewertung

4.1.1 Methode der Ökobilanzierung

Die Ökobilanzierung (engl. Life Cycle Assessment, LCA) bezeichnet die systematische Analyse der potenziellen Umweltwirkungen von Produkten sowie von Verfahren oder Dienstleistungen unter Berücksichtigung des gesamten Lebenszyklus, d. h. von der Wiege bis zur Bahre. Speziell im Bereich der Prozessgestaltung und -optimierung können Ökobilanzergebnisse z. B. als Entscheidungshilfe für eine umweltgerechten Produktion, Nutzung oder Verwertung verwendet werden. Die Internationale Organisation für Normung (ISO) gibt Richtlinien für die Durchführung einer Ökobilanz im Rahmen der Norm DIN EN ISO 14040/14044²¹ vor. Diese besteht hiernach aus vier Hauptphasen, wie in Abbildung 6 ersichtlich.

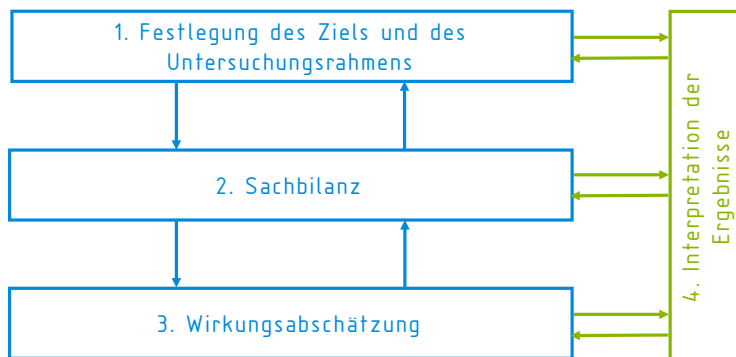


Abbildung 6: Rahmen einer Ökobilanzierung nach der DIN-Normreihe DIN EN ISO 14040/14044²¹

Hierzu zählen die Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens, die Erstellung der Sachbilanz, die Wirkungsabschätzung sowie Auswertung und Interpretation der Ergebnisse. Wie in Abbildung 6 dargestellt, bauen die vier Hauptphasen aufeinander auf. Die Ergebnisse einer einzelnen

²¹ Vgl. DIN EN ISO 14044:2006 und DIN EN ISO 14040:2009-11.

Phase werden von den jeweiligen nachfolgenden Phasen aufgegriffen. Die Durchführung der Ökobilanzierung erfolgt dabei iterativ. Dies ermöglicht eine Anpassung vorangegangener Phasen an den wachsenden Kenntnisstand aus nachfolgenden Phasen.

(1) Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens

In dieser Phase werden nicht nur die Zielstellung und der Untersuchungsrahmen in Verbindung mit den zu betrachtenden Systemgrenzen definiert, auch der Untersuchungsgegenstand wird festgelegt. Dieser wird als funktionelle Einheit (FE) bezeichnet und stellt die Bezugsgröße einer jeden Ökobilanz dar. Alle In- und Outputströme sowie die darauf aufbauenden Analysen sind auf die FE ausgerichtet bzw. normiert. Die Wahl der Systemgrenzen und des Detaillierungsgrades ist primär abhängig von der Zielstellung. Die Breite und Tiefe einer Ökobilanzierung kann je nach Festlegung der Zieldefinition variieren und hat einen erheblichen Einfluss auf die weiteren drei Phasen der Ökobilanzierung.

(2) Erstellung der Sachbilanz

Die Sachbilanz umfasst die Datenerhebung und die Berechnung relevanter In-/Outputströme für jedes Prozessmodul innerhalb der Systemgrenzen. Bei der Datenbereitstellung kann zwischen einem technischen Vorder- und Hintergrundsystem unterschieden werden. Während Energie- und Stoffflüsse im Vordergrundsystem durch technische Zwischenprodukte, wie beispielsweise den Energie- oder Materialverbrauch, beschrieben werden, verbindet das technische Hintergrundsystem diese Daten mit den entnommenen Ressourcen und der in die Umwelt (Luft, Wasser, Boden) freigesetzten Emissionen. Für die Hintergrunddaten kann oftmals auf Datenbanken (ProBas, ELCD, GaBi Databases, ecoinvent database, PlasticsEurope etc.) zurückgegriffen werden. Für das Vordergrundsystem sind hingegen je nach Untersuchungsgegenstand zusätzlich Literaturrecherchen, Expertenbefragungen oder Messreihen erforderlich. Alle notwendigen Daten werden abschließend in der Sachbilanz unter Berücksichtigung der funktionellen Einheit zu einer Gesamtbilanz aufsummiert. Die Modellierung, d. h. der Aufbau des Energie- und Stoffstrommodells, kann mithilfe einer Ökobilanz-Software erfolgen.

(3) Wirkungsabschätzung

Die Wirkungsabschätzung dient der Identifikation, der Quantifizierung und der Beurteilung von potenziellen Umweltwirkungen des zu betrachtenden Systems. Die Auswahl der Wirkungskategorien, die Klassifizierung und die Charakterisierung werden, unter Berücksichtigung des gewählten Wirkungsindikators, von der ISO-Normserie 14040 als obligatorisch eingestuft.

Nachdem in Abhängigkeit der zu untersuchenden Umweltwirkungen die entsprechenden Wirkungskategorien festgelegt wurden, erfolgt die Klassifizierung. Dieser Schritt steht für die Einteilung der Sachbilanzergebnisse in die Wirkungskategorien. Auf die Klassifizierung folgt die Charakterisierung, welche die Quantifizierung der Umweltwirkungen beschreibt. Die Sachbilanzergebnisse der verschiedenen Wirkungskategorien werden mithilfe von Charakterisierungsfaktoren entsprechend gewichtet und zu je einem Wirkungsindikator aggregiert. Die Berechnung der Charakterisierungsfaktoren unterliegt dabei dem hinterlegten Umweltwirkungsmodell eines jeden einzelnen Wirkungsindikators. Eine weitere Aggregation der unterschiedlichen Wirkungskategorien ist aufgrund der unterschiedlichen Umweltwirkungen bzw. physikalischen Wirkprinzipien nicht ohne weiteres möglich.

(4) Interpretation und Auswertung der Ergebnisse

Nach der Wirkungsabschätzung folgt die Auswertung der Ergebnisse. Diese umfasst die Interpretation und kritische Diskussion der Ergebnisse aus der Wirkungsabschätzung unter Berücksichtigung der festgelegten Zielstellung und des definierten Untersuchungsrahmens. Sensitivitätsanalysen werden verwendet, um Auswirkungen von Datenunsicherheiten zu untersuchen. Ist ein Einfluss gegeben, müssen die Daten exakter erhoben werden. Mithilfe von Parameter- und Szenarioanalysen können des Weiteren unterschiedliche Produktionsszenarien dargestellt und analysiert werden. Auf Grundlage der Auswertung werden Schlussfolgerungen, Empfehlungen und Entscheidungshilfen formuliert.

Im Rahmen der vorliegenden Studie werden insgesamt fünf für die ökologische Bewertung relevante Wirkungsindikatoren betrachtet. Hierzu gehören der kumulierte Energieaufwand (KEA), der kumulierte Rohstoffaufwand

(KRA), der Blauwasserverbrauch, die Landflächeninanspruchnahme sowie das Treibhausgaspotenzial.

Kumulierter Energieaufwand (KEA)

Die Bestimmung des kumulierten Energieaufwands (KEA) erfolgt nach der VDI-Richtlinie 4600 „Kumulierter Energieaufwand (KEA); Begriffe, Berechnungsmethoden“²². Dieser ist definiert als die Summe der bereitgestellten Primärenergie entlang des Lebenszyklus der funktionellen Einheit. Der Begriff Primärenergie steht hierbei für die Energie, welche der Umwelt entnommen und einem technischen System zugeführt wird. Im weiteren Sinne wird der Verbrauch von erneuerbaren und nicht erneuerbaren energetischen Ressourcen erfasst. Hierzu zählen beispielsweise neben den Ressourcen Erdöl und Erdgas auch erneuerbare Energien wie Wind- und Sonnenenergie. Der Wirkungsindikator kumulierter Energieaufwand wird in der Einheit MJ/FE angegeben, wobei die primärenergetische Bewertung anhand der Brennwerte (obere Heizwerte) erfolgt. Grundsätzlich kann zwischen den zwei Kategorien KEA regenerativ und KEA erschöpflich unterschieden werden.

KEA regenerativ umfasst alle primärenergetischen Aufwendungen in Form von erneuerbaren Energie- und Stoffträgern. Der Einsatz von Primärenergie in Form von erschöpflichen Energie- und Stoffträgern wird hingegen durch die Kategorie KEA erschöpflich erfasst. Hierzu zählen sowohl fossile als auch nukleare Primärenergieaufwendungen.

Kumulierter Rohstoffaufwand (KRA)

Der kumulierte Rohstoffaufwand (KRA) wird nach der VDI-Richtlinie 4800 Blatt 2 „Ressourceneffizienz - Bewertung des Rohstoffaufwands“²³ ermittelt und beschreibt die Summe der eingesetzten bzw. benötigten Rohstoffmengen je funktioneller Einheit. Nicht berücksichtigt werden dabei die Rohstoffe Wasser und Luft. Angegeben wird der kumulierte Rohstoffauf-

²² Vgl. VDI 4600:2012-01.

²³ Vgl. VDI 4800 Blatt 2:2018-03.

wand (KRA) in kg/FE und kann in die folgenden vier Kategorien unterteilt werden:

- Die Kategorie $KRA_{\text{energetisch}}$ umfasst sämtliche aufgewendete Energierohstoffe
- Unter der Kategorie $KRA_{\text{metallisch}}$ werden hingegen sämtliche mineralische Rohstoffe zusammengefasst, welche zur Erzeugung von Metallen eingesetzt werden
- $KRA_{\text{Bau- und Industriemineralien}}$ umfasst die restlichen mineralischen Rohstoffe, welche nicht zum Indikator $KRA_{\text{metallisch}}$ gezählt werden
- Die aufgewendeten biotischen Rohstoffe werden der Kategorie KRA_{biotisch} zugeordnet

Blauwasserverbrauch

Der Blauwasserverbrauch beinhaltet den Verbrauch von Oberflächen- und Grundwasser. Nicht berücksichtigt wird der Verbrauch von Regenwasser. Berechnet wird der virtuelle bzw. latente Wasserverbrauch. Die Einheit des Blauwasserverbrauchs ist definiert als m^3/FE .

Flächeninanspruchnahme

Die Flächeninanspruchnahme berücksichtigt die Nutzung verschiedener Flächenarten über einen bestimmten Zeitraum. Flächen zählen zu den natürlichen Ressourcen und können entsprechend der Nutzung in Acker-, Weide-, Forst-, Gebäude-, Verkehrs- oder Deponieflächen unterteilt werden. Die Flächeninanspruchnahme wird in der Einheit $\text{m}^2 \cdot \text{a}/\text{FE}$ angegeben.

Zur Bewertung der Flächeninanspruchnahme werden in dieser Studie die Flächen den Kategorien Landwirtschafts- und Siedlungsflächen zugeordnet.

Treibhausgaspotenzial

Zum Treibhausgaspotenzial (engl. Global Warming Potential, kurz GWP) tragen alle Sachbilanzergebnisse bei, welche eine Erwärmung der Erde verursachen. Hierzu zählen beispielsweise die Treibhausgase Methan, Lachgas oder Kohlenstoffdioxid. Der Treibhauseffekt eines Stoffes wird relativ zu dem Treibhausgaspotenzial von Kohlenstoffdioxid (CO₂) angegeben. Die entsprechende Einheit lautet kg CO₂-Äquivalent/FE. Im Rahmen der vorliegenden Studie werden die Indikatorwerte GWP₁₀₀ berücksichtigt. Diese stellen den Beitrag eines Stoffes zum Treibhauseffekt, gemittelt über den Zeitraum von hundert Jahren, dar. Die Berechnung des Treibhausgaspotenzials erfolgt nach dem Umweltwirkungsmodell CML 2001 Januar 2016.

4.1.2 Methode der Rohstoffkritikalität

Zur Bewertung der Rohstoffkritikalität wird die Kritikalitätsanalyse nach VDI 4800 Blatt 2 „Ressourceneffizienz - Bewertung des Rohstoffaufwands“²⁴ durchgeführt. Betrachtet wird die Kritikalitätsdimension Versorgungsrisiko. Hierbei werden die potenziellen Versorgungsrisiken eines Rohstoffes berücksichtigt. Das Versorgungsrisiko setzt sich aus drei Kategorien, bestehend aus 13 Indikatoren, zusammen. Eine Übersicht der Indikatoren ist in Tabelle 2 aufgeführt.

²⁴ Vgl. VDI 4800 Blatt 2:2018-03.

Tabelle 2: Kategorien, Kriterien und Indikatoren der Kritikalitätsdimension Versorgungsrisiko²⁵

Kategorien	Kriterien	Indikator
geologische, technische und strukturelle Kriterien	statische Reichweite	Verhältnis von Reserven zu globaler Jahresproduktion
	Koppelproduktion/Nebenproduktion	Grad der Koppelproduktion/Nebenproduktion
	Recycling	Verbreitungsgrad funktionaler End-of-Life-Recyclingtechnologien
	logistische Beschränkung	Wirtschaftlichkeit von Lagerung und Transport
	Beschränkung durch Naturereignisse	Verbreitungsgrad natürlicher Vorkommen/Anbauggebiete
geopolitische und regulatorische Kriterien	Länderkonzentration der Reserven	Herfindahl-Hirschmann-Index der Reserven
	Länderkonzentration der Produktion	Herfindahl-Hirschmann-Index der Länderproduktion
	geopolitische Risiken der Weltproduktion	politisches Länderrisiko
	regulatorische Risiken für Rohstoffprojekte	regulatorisches Länderrisiko
ökonomische Kriterien	Unternehmenskonzentration der globalen Produktion	Herfindahl-Hirschmann-Index der Unternehmen
	globaler Nachfrageimpuls	Grad der Nachfragesteigerung
	Substituierbarkeit	technische Machbarkeit und Wirtschaftlichkeit von Substitutionen in Hauptanwendungen
	Rohstoffpreisschwankungen	annualisierte Preisvolatilität

Die Indikatoren werden für den jeweils zu bewertenden Rohstoff bestimmt und anschließend den Klassen des Wertebereichs 0; 0,3; 0,7 oder 1 zugeordnet. Die Einteilung erfolgt entsprechend den Vorgaben der VDI-Richtlinie 4800 Blatt 2. Die einzelnen Indikatorwerte werden nachfolgend zu einer Gesamtkritikalität zusammengefasst. Hierfür wird die Methode der degressiven Addition herangezogen. Dabei werden die Indikatorwerte des Versorgungsrisikos je Rohstoff in absteigender Reihenfolge der Größe nach geordnet. Danach wird für jeden Indikator ein Gewichtungsfaktor G_i nach Gleichung (4.1) bestimmt und mit dem jeweiligen Indikatorwert multipliziert. Der Index i steht für den Ordnungsrang eines Indikatorwertes.

$$G_i = \frac{2^{(i-1)}}{3^i} \quad (4.1)$$

²⁵ Vgl. VDI 4800 Blatt 2:2018-03, S 14ff.

Zur Normierung der gewichteten Indikatorwerte werden diese mit dem Korrekturfaktor K_j multipliziert. Dieser wird mithilfe von Gleichung (4.2) berechnet. Der Index j beschreibt die Anzahl an Indikatorwerten, welche für die Kritikalitätsbewertung berücksichtigt werden.

$$K_j = \frac{1}{\sum_{i=1}^j G_i} \quad (4.2)$$

Aus der Summe der normierten und gewichteten Indikatorwerte ergibt sich je Rohstoff eine aggregierte Gesamtkritikalität für das Versorgungsrisiko.

Aus Gründen der Übersichtlichkeit erfolgt eine detailgenaue Beschreibung der Ermittlung der Indikatoren sowie der verwendeten Datengrundlage unter Kapitel 6.2 im Rahmen der Kritikalitätsbewertung.

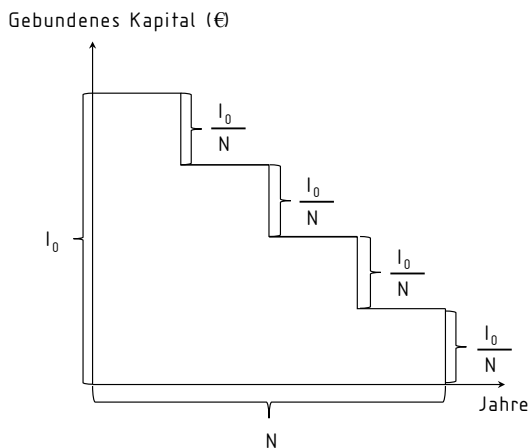
4.1.3 Methode der statischen Kostenbewertung

Die ökonomische Bewertung wird anhand einer Kostenvergleichsrechnung durchgeführt. Dabei werden die jährlichen Zusatzkosten pro Bauteil, die durch die Reinigungen entstehen, für beide betrachteten Reinigungsanlagen ermittelt.

Die Kostenvergleichsrechnung basiert auf der Methode einer statischen Kostenbewertung.²⁶ Die jährlichen Gesamtkosten ergeben sich aus den jährlich anfallenden Betriebskosten (B_a) und dem Kapitaldienst (z. B. Zinsen auf Kredite). Die Betriebskosten umfassen die Personal-, Material-, Energie-, Instandhaltungs-, Rüst- und Werkzeugkosten. Ebenfalls berücksichtigt wurden die Mietkosten. Details zur Berechnung der Betriebskosten werden unter Kapitel 4.6 aufgezeigt. Der Kapitaldienst besteht wiederum aus dem Wiedergewinnungs- und dem Verzinsungsanteil. Der Wiedergewinnungsanteil $\left(\frac{I_0}{N}\right)$ steht für die Abschreibung der Anfangsinvestitionsausgaben I_0 über die Nutzungsdauer N . Der Verzinsungsanteil setzt sich hingegen zusammen aus dem durchschnittlich gebundenen Kapital, multipliziert mit dem Kalkulationszinssatz i . Im Fall von Investitionsrechnungen wird häufig von jährlichen Tilgungen am Ende des entsprechenden Be-

²⁶ Vgl. Grob, H. L. (2015); S. 22.

triebsjahres ausgegangen.²⁷ Aus diesem Grund wird eine diskrete Kostenminderung unterstellt, welche in Abbildung 7 schematisch dargestellt wird. Eine Verminderung um einen Restwertanteil wird im Rahmen der Studie nicht berücksichtigt.



$$\text{Durchschnittlich gebundenes Kapital} = \frac{I_0}{2} * \frac{N+1}{N}$$

Abbildung 7: Diskrete Kapitalverminderung²⁸

Die statische Kostenbewertung unter der Berücksichtigung einer diskreten Kapitalverminderung unterliegt der folgenden Gleichung:²⁹

$$K_a = B_a + \frac{I_0}{N} + \frac{I_0}{2} * \frac{N+1}{N} * i \quad (4.3)$$

K_a : Jährliche Gesamtkosten

B_a : Jährliche Betriebskosten

I_0 : Anfangsinvestitionsausgaben

N : Nutzungsdauer

i : Kalkulationszinssatz

²⁷ Vgl. Poggensee, K. (2015); S. 40ff.

²⁸ In Anlehnung an Poggensee, K. (2015); S. 49.

²⁹ Vgl. Poggensee, K. (2015); S. 52.

4.2 Festlegung des Referenzanwendungsfalls

Um die Allgemeingültigkeit und die Aussagekraft der Studie zu stärken, sollte bei der Festlegung der Referenzanwendung, aber auch der zu untersuchenden Reinigungstechnik großer Wert auf Marktbedürfnisse und Praxisrelevanz gelegt werden. Zudem ist für die Durchführung einer belastbaren und transparenten ökologischen und ökonomischen Analyse die Datenverfügbarkeit bei der Auswahl der Reinigungstechnologien zu berücksichtigen. Daher wurde der folgende Referenzanwendungsfall gewählt.

Referenzanwendungsfall

Reale, **industriell gefertigte Bauteile (Laufwerkdichtringe) (a)** mit filmischen und partikulären Verunreinigungen werden jeweils in einer **Einkammer- sowie einer Mehrkammeranlage (b)** durch ein wässriges Reinigungsverfahren mit Ultraschall- und Spritzreinigungsverfahren von einem **definierten Bauteil-IST-Zustand** auf einen **definierten Bauteil-SOLL-Zustand (c)** gereinigt. Als Reinigungsmedium wird für beide Anlagentypen ein Neutralreiniger eingesetzt.

(a) Referenzbauteil

Bezüglich dieser Aspekte wurde als Referenzversuchsobjekt ein **reales, industriell gefertigtes Bauteil** ausgewählt. Hierbei handelt sich um Laufwerkdichtringe aus metallischem Hartguss, welche zur Rückhaltung von Schmiermitteln in einer Vielzahl an unterschiedlichen Maschinen und Fahrzeugen genutzt werden. Die in Abbildung 8 gezeigten Dichtringe weisen einen Außendurchmesser von 119 mm und eine Masse von 240 g auf. Zur Gewährleistung der Funktionssicherheit sind bei den Bauteilen hohe Anforderungen an Maßtoleranzen und Qualität der Werkstoffoberfläche gestellt. In einem Bearbeitungsschritt wird dies durch einen Läppvorgang unter Einsatz einer Läpppaste erreicht. Dieses Fertigungsverfahren hinterlässt auf der Bauteiloberfläche ölige, ggf. leicht angetrocknete Schichten, bestehend aus Läppöl, Schleifkörnern und Materialabrieb des Grundwerkstoffes. Für die weitere Verarbeitung und die letztendliche Funktionserfüllung der Laufwerkdichtringe gelten diese **filmischen und partikulären Verunreinigungen** als störend und müssen demnach durch einen Reinigungsprozess bis zu einem definierten Grad entfernt werden.



Abbildung 8: Laufwerkdichtringe

(b) Einkammer- und Mehrkammeranlage

Wie in Kapitel 3.2 beschrieben, eignet sich für diese Reinigungsaufgabe ein **wässriges Reinigungsverfahren** mit Ultraschall- und Spritzreinigung sowie leicht alkalischem oder ph-Wert-neutralem Reinigungsmedium. Insbesondere in Bezug auf die industrielle und marktwirtschaftliche Relevanz dieses Verfahrens wird als Referenzanwendungsfall der Vergleich zwischen **Mehrkammer- und Einkammer-Reinigungsanlage** gewählt. Aus Gründen der Anlagen- und Datenverfügbarkeit für eine Versuchsdurchführung innerhalb eines ausgewählten Referenzszenarios wird im Rahmen der Studie auf zwei entsprechende Versuchsanlagen³⁰ im Technikum der beteiligten Forschungseinrichtungen zurückgegriffen. Basierend auf den in Kapitel 3.2.2 genannten baulichen und technischen Unterschieden beider Anlagen, existieren ebenfalls unterschiedliche Prozessabfolgen der Reinigungen. Während der Prozess der Mehrkammer-Reinigungsanlage durch die Abfolge der Kammern vorgegeben ist, wird die Reihenfolge der Prozessschritte für die Einkammer-Reinigungsanlage durch die Anlagensteuerung festgelegt (Abbildung 9).

³⁰ Einkammer-Reinigungsanlage des Fraunhofer IVV bzw. Mehrkammer-Reinigungsanlage des Fraunhofer IGCV, jeweils im Produktionsmaßstab ausgeführt

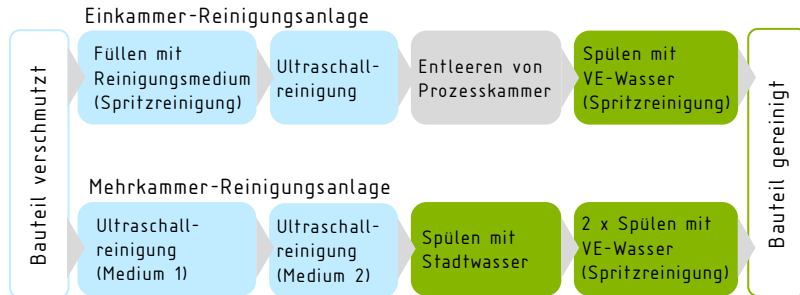


Abbildung 9: Prozessablauf der Reinigung

Die einzelnen Prozessschritte sind hinsichtlich der Betriebsgrößen variabel und werden so gewählt, dass die Anforderungen der Reinigungsaufgabe erfüllt werden. In Tabelle 3 sind die beiden für diese Studie betrachteten Anlagen hinsichtlich ihrer Kennwerte gegenübergestellt.

Tabelle 3: Kennwerte der betrachteten Reinigungsanlagen

Kennwerte	Einkammer-Reinigungsanlage	Mehrkammer-Reinigungsanlage
Baujahr	2016	2017
Reinigungstanks	700 Liter	2 Stück mit jeweils 72 Liter
Spültanks	700 Liter	3 Stück mit jeweils 64 Liter
Aufstellfläche	3.600 mm x 2.600 mm	7.000 mm x 4.000 mm
Prozesskammer	max. 408 Liter	-
Reinigungsmedium	Neutralreiniger (40 °C bis 80 °C)	Neutralreiniger (bis 70 °C)
Spülmedium	VE-Wasser (bis 80 °C)	Stadt- und VE-Wasser (bis 70 °C)
Filter	Beutelfilter 10 µm Feinheit	Kerzenfilter 10 µm Feinheit
max. Bauteilabmessung (LxBxH)	500 mm x 400 mm x 500 mm	350 mm x 260 mm x 250 mm
Bauteilgewicht	max. 50 kg	max. 15 kg
Bauteilrotation	bis 10 U/min	10 U/min
Ultraschallfrequenz	40 kHz (alternativ 25 kHz)	25, 40, 80, 120 und 150 kHz
Ultraschallschwinger	5 Stabschwinger	3 Plattenschwinger pro Reinigungskammer
max. Leistungsdichte	15,8 W/l	15,6 W/l
Düsenanordnung	4 Register à 7 Flachstrahldüsen	-
Düsendruck	4,5 bar	-

Trotz vorhandener Unterschiede bezüglich handhabbarer Bauteilgrößen und -gewichte wird hierbei ersichtlich, dass sich die Anlagen in einer grundsätzlich vergleichbaren Größenklasse befinden. Von einer theoretischen Ausschöpfung einzelner Spezifika der eingesetzten Anlagen, bspw. einer Erhöhung der Testteilanzahl für eine einzelne Anlage oder die simultane Nutzung mehrerer Waschkörbe, wurde zugunsten der Vergleichbarkeit von Randbedingungen abgesehen.

Die Aufstellfläche der Anlagen unterscheidet sich, bedingt durch das Anlagenprinzip. Potenzielle Restriktionen hinsichtlich der Abmessungen können in der Praxis die Auswahl der Reinigungstechnologie einschränken, werden im Rahmen der Studie jedoch nicht berücksichtigt.

Eine Trocknung der Bauteile wird in diesem Referenzanwendungsfall nicht berücksichtigt. Grund dafür ist der einfache geometrische Aufbau der Laufwerkdictringe und die für die Reinigung notwendigen Temperaturen der Reinigungsmedien. Nach dem abschließenden Spülvorgang trocknen die noch warmen Bauteile schon bei Umgebungsbedingungen innerhalb der zugrunde gelegten Prozesszeiten ab, weshalb eine zusätzliche Trocknung im Referenzszenario nicht notwendig ist. Dieser Ansatz erfordert es jedoch, die Umgebungsbedingungen konstant zu halten. Es wird vorausgesetzt, dass während der Reinigungsprozesse die Umgebungstemperatur bei $20\text{ °C} \pm 3\text{ K}$ und die relative Luftfeuchte bei $55\% \pm 10\%$ liegen. Ebenso werden die Laufwerkdictringe bei diesen Bedingungen temperiert, um temperaturbedingte Einflüsse auf die Reinigung auszuschließen.

(c) Überführung von Bauteil-IST-Zustand in Bauteil-SOLL-Zustand

Um den Reinigungsgrad bzw. -erfolg zu definieren, wird die Reinigung als Überführung eines Bauteil-IST-Zustands in einen Bauteil-SOLL-Zustand betrachtet (siehe auch Kapitel 4.3). Der IST-Zustand wird dabei durch die Eingangsverunreinigung der Laufwerkdictringe bestimmt. Diese Eingangsverunreinigung unterliegt in der industriellen Praxis aufgrund der Vielzahl von Einfluss- bzw. Störgrößen innerhalb der Fertigungsprozesskette gewissen Schwankungen. Die Vergleichbarkeit von Reinigungstechnologien wird üblicherweise mittels der Unterschreitung eines definierten Grenzwertes der im Prozess erzeugten Bauteilsauberkeit hergestellt. Dieser Grenzwert kann in der Praxis, insbesondere beeinflusst durch Anforderungen der Folgeprozessschritte, vielfältige Ausprägungen annehmen. Beispiele hierfür können in Bezug auf filmische Verunreinigungen gravimetrische Angaben wie Gramm pro Quadratmeter, Milligramm pro Bauteil, aber auch zulässige Restschichtdicken oder das Vorhandensein fluoreszierender Rückstände, bis zu einem Intensitäts- und oder flächenbezogenen Grenzwert sein. In Bezug auf partikuläre Verunreinigungen sind, unterstützt durch den VDA Band 19 Teil 1, Angaben wie maximale Partikelgröße, maximale Anzahl innerhalb bestimmter Partikelgrößenklassen, Filterbele-

gungen einer Analysemembrane bzw. deren gravimetrische Auswertung typische Anforderungen. Schwankungen im Bereich der Eingangsverunreinigungen werden bei der Prozessauswahl und -parametrisierung durch Sicherheiten adressiert.

4.3 Festlegung der funktionellen Einheit

Für eine belastbare Interpretation ökologischer und ökonomischer Kennzahlen der gewählten Reinigungstechnologien muss gewährleistet sein, dass nur der Vergleich von konkreten Produkten, definiert durch einen vergleichbaren Nutzen und vergleichbare Randbedingungen, erfolgt. Konkret bedeutet das, dass die Technologien die gleiche Funktion, z. B. Reinigungsgrad für einen definierten Schmutztyp, und eine spezifizierte Bauteilgeometrie erfüllen müssen. Die im Rahmen der Studie zu definierende Funktion muss dabei auch bei einer Variation der Prozessparameter eingehalten werden können. Die funktionelle Einheit (FE) stellt diese Bezugsgröße in der Ökobilanz dar. Alle quantifizierten Input- und Outputflüsse des Systems werden auf diese Einheit referenziert. Dies ermöglicht den Vergleich verschiedener Prozesse oder Produkte. Die festgelegte funktionelle Einheit gilt sowohl für die ökologische als auch für die ökonomische Bewertung und ist wie folgt definiert:

Funktionelle Einheit

Die Reinigung eines Bauteils gemäß Kapitel 4.2 bis zu einer Fluoreszenzintensität am Rande der Nachweisbarkeit und einer Filterbelegung nach Partikelextraktion zwischen 0,5 und 1,5 %, verbunden mit der Anforderung, dass maximal ein Partikel größer als 400 µm vorhanden sein darf. Dies ist gültig für die nachstehend genannten Randbedingungen.

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde eine **funktionsorientierte funktionelle Einheit** gewählt, folglich müssen die zu bewertenden Technologien einen konkreten Nutzen erfüllen. In diesem Fall handelt es sich dabei um die Reinigung des unter Kapitel 4.2 ausgewählten Referenzbauteils unter Berücksichtigung der Rahmenbedingungen **Verschmutzungsgrad und Reinigungsgrad**. Zur Bestimmung der Nutzenerfüllung wurden für beide Rahmenbedingungen Verschmutzungsgrad und Reinigungsgrad feste Zielgrößen definiert, an welchen sich die Datenerhebung von Energie-

und Stoffflüsse orientiert (Kapitel 4.5). Der Zustand „gereinigt“ wird dabei präzisiert durch ein definiertes Niveau technischer Sauberkeit in Bezug auf filmische und partikuläre Verunreinigungen. Im Kontext der ökologischen sowie der ökonomischen Bewertung der beiden fokussierten Reinigungstechnologien resultiert aus der schlichten Unterschreitung eines Grenzwertes für Bauteilsauberkeit keine belastbare Datenbasis, da beispielsweise Ressourcenaufwände meist eng mit der erzielten Sauberkeit verknüpft sind.

Anforderungen an die funktionelle Einheit: Verschmutzungsgrad

Um die Vergleichbarkeit herstellen zu können, bedarf es zum einen der Reduktion von Schwankungen auf Seiten der Eingangsgrößen. Im Referenzanwendungsfall wurde dazu u. a. die Bauteilentnahme definiert: So wurden alle 54 Testbauteile bei dem bereitstellenden produzierenden Unternehmen gleichzeitig innerhalb eines Prozessschrittes auf einer Anlage geläpft, direkt im Anschluss aus der Produktionsprozesskette entnommen und an Ort und Stelle luftdicht separat verpackt. Nach einer Lagerdauer von 14 Tagen wurden diese jeweils ca. eine Stunde vor der Versuchsdurchführung entnommen und im Korbträger, der für beide Reinigungsanlagen eingesetzt wurde, positioniert. Zur statistischen Absicherung wurde für eine Teilmenge der verschmutzten Bauteile darüber hinaus durch eine orts aufgelöste Messung der Fluoreszenz die Schichtdicke bzw. Verteilung der filmischen Verunreinigung beurteilt. Angaben zur Messumgebung und Auszüge der Aufnahmen befinden sich im Anhang C.

Anforderungen an die funktionelle Einheit: Reinigungsgrad

Zum anderen wurde anstatt eines Sauberkeitsgrenzwertes ein zu erreichendes Intervall definiert. Vereinfacht dargestellt dürfen die Bauteile im Rahmen des Vergleichs nicht den Zustand „sauber“ erreichen, da dieser im Rahmen der Versuche nicht mehr sinnvoll quantifizierbar ist. Der im Anwendungsfall eingesetzte Prozesshilfsstoff bringt diesbezüglich jedoch Herausforderungen mit sich: Die Entfernbarkeit der filmischen Bestandteile durch die eingesetzte Reinigungstechnologie ist ungleich höher als die der partikulären Bestandteile. Aus einer sinnvollen Definition eines Intervalls für die filmische Komponente, das Grundöl der Läpppaste, innerhalb der Nachweisgrenzen gängiger Messverfahren der Fluoreszenz resultiert daher

das Vorhandensein partikulärer Rückstände in praxisferner Dimension. Einher mit dem Verlust eines realitätsnahen Bezugs zu Anforderungen durch Folgeprozesse geht dabei die Überschreitung von Grenzen der korrekten Quantifizierbarkeit durch die Auswertungsmethoden mittels gängiger Ansätze des VDA Band 19 Teil 1.

Aufgrund dieser Divergenz wird in Bezug auf das möglichst exakt zu erreichende Level der technischen Sauberkeit folgende Definition und Priorisierung getroffen:

Filmische Verunreinigung

Auf Basis der laserinduzierten Fluoreszenz wird eine ortaufgelöste Messung durchgeführt. Sauberkeitsziel ist der möglichst exakte Rand der Nachweisbarkeit für die vorliegende filmische Verunreinigung bei einer gegebenen Parametrisierung des Prüfsystems mit hoher Empfindlichkeit (siehe Anhang C).

Partikuläre Verunreinigung

Das Messverfahren erfolgt in Anlehnung an VDA Band 19 Teil 1. Restlich verbliebene Partikel werden in einem Spülkabinett mit einem Lösemittel extrahiert und durch eine Filtermembrane aufgefangen. Eine zugrunde liegende Spülvorschrift wurde auf Basis einer durchgeführten Abklingmessung zu

- Abspritzen Bauteil 5000 ml (500 ml/min) und
- Nachspritzen Spülkabinett 1000 ml (500 ml/min) festgelegt.

Die so gewonnene Filtermembrane wird anschließend in Bezug auf Partikelgröße und -art sowie die optische Belegung der Filtermembrane analysiert (vgl. Anhang D). Aufgrund der erwarteten, sehr geringen Größe der Läppkörner und der damit verbundenen hohen Anzahl von besonders kleinen Partikelklassen wird der Filter anschließend optisch hinsichtlich der Partikelbelegung ausgewertet. Ziel ist es hierbei, eine Filterbelegung größer 0,5 % und kleiner 1,5 % zu erreichen. Kombiniert wird dies mit der Forderung, dass pro Bauteil maximal ein Partikel größer 400 µm vorhanden sein darf.

4.4 Festlegung der Prozessparameter und Produktionsszenarien

4.4.1 Prozessparameter

Die in Kapitel 3.2 vorgestellten und ausgewählten Reinigungstechnologien müssen befähigt werden, die getroffenen Anforderungen für die vorgestellte Referenzanwendung (Kapitel 4.2) und die funktionelle Einheit (Kapitel 4.3) hinsichtlich der Bauteilsauberkeit zu erfüllen. Als Stellhebel hierfür stehen u. a. die in Tabelle 4 dargestellten Parameter zur Verfügung:

Tabelle 4: Auszug Parameter bei nass-chemischen Reinigungsverfahren

Kategorie	Parameter
Bewegung	Rotationsgeschwindigkeit, Hubhöhe, Hub
Ultraschall	Frequenz, Leistung
Temperatur	Temperatur Reiniger, Temperatur Spülmedium
Spritzen	Druck, Düse, Geometrie, Abstand
Medien	Typ Reiniger, Konzentration Reiniger, Entgasung, Volumenstrom Umwälzung
Badpflege	Filtration, Standzeit
Bauteilträger	Ausrichtung, Position, Fixierung
Zeiten	Reinigungszeit, Reinigungszeit Ultraschall, Spüldauer
Verkettung	Programmabfolge

Basierend auf einer für den Anwendungsfall üblichen Konfiguration, wurde ein Basisszenario entwickelt, welches in möglichst vielen Gesichtspunkten bei beiden Reinigungstechnologien identisch ausgestaltet werden kann und die Sauberkeitsvorgaben erreicht. Auf Basis einer statistisch geplanten Versuchsreihe wurden dazu folgende Festlegungen getroffen (Tabelle 5).

Tabelle 5: Basisszenario „60 °C“: Niedrige Temperatur, hohe mechanische Einwirkung

Parameter	Einkammer-Anlage (EA)	Mehrkammer-Anlage (MA)
Rotationsgeschwindigkeit	5 U/min	10 U/min
Frequenz	40 kHz	40 kHz
Leistung	11 W/l	15 W/l
Temperatur Reiniger	60 °C	60 °C
Temperatur Spülmedium	60 °C	60 °C
Druck	4 bar	-
Typ Reiniger	Olschner Optimal 9.1SP-N	Olschner Optimal 9.1SP-N
Typ Spülmedium	VE-Wasser	VE-Wasser
Konzentration Reiniger	3 %	3 %
Reinigungszeit ³¹	570 s	570 s
davon Ultraschall	90 s	300 s
Spüldauer	60 s Spritzen	2x 90 s 1x 60 s Tauchen

³¹ Inklusive Nebenzeiten wie Kammer entleeren oder abtropfen.

Ausgehend von der niedrigsten Temperatur für einen sinnvollen Einsatz des Reinigers (60 °C für Spritzreinigung), wurden Parameter mit einer relativ hohen Ultraschalleistung eingesetzt, um das Reinigungsergebnis in das geforderte Sauberkeitsintervall (Abbildung 10 bzw. Anhang C, Anhang D) zu versetzen.

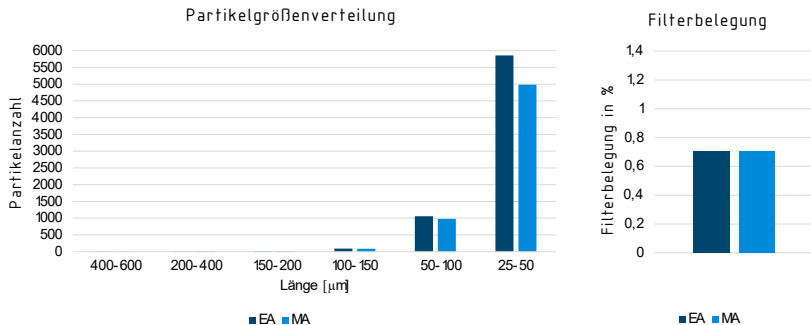


Abbildung 10: Auswertung der Bauteilsauberkeit des Basisszenarios nach VDA 19.1

Die Einflüsse einzelner Prozessparameter auf die zu erzielende Bauteilsauberkeit sind durchaus unterschiedlich stark ausgeprägt. Großen Einfluss auf die erzielbare technische Sauberkeit haben gemäß Abbildung 5 die Reinigungsdauer, die Ultraschalleistung als Stellhebel für die Komponente Mechanik, das Reinigungsmedium sowie die Temperatur. In der Theorie können bei vergleichbarer Ausgangssituation und gleichem Sauberkeitsergebnis die Parameter in sich kompensierender Art und Weise verändert werden. Nicht zwangsläufig ist ein dabei entstehendes vergleichbares Sauberkeitsergebnis auch im Hinblick auf den Ressourceneinsatz vergleichbar. Neben der Bewertung der untersuchten Reinigungstechnologien mit jeweils ähnlicher Parameterkonstellation ist demnach auch ein Vergleich in einem weiteren Betriebspunkt ähnlicher Reinigungsleistung von besonderem Interesse. Dies ermöglicht im Speziellen eine Aussage darüber, ob der Einfluss einer veränderten Parametrierung innerhalb einer Reinigungstechnologie unter Umständen größer ist als der Faktor der Technologieauswahl.

In Bezug auf den Ressourcenverbrauch während des Anlagenbetriebs kann bereits aufgrund der vorhandenen Anschlussleistungen vermutet werden,

dass die Heizelemente zur Temperierung der Medien einen bedeutenden Stellhebel darstellen. Ausgehend von einer Medientemperatur von 70 °C, wurde daher ein zweites Betriebsparameter-Szenario (Tabelle 6) entwickelt, welches ebenfalls am Bauteil eine technische Sauberkeit im geforderten Intervall erzielen kann.

Tabelle 6: Szenario „70 °C“: Hohe Temperatur, niedrige mechanische Einwirkung

Parameter	Einkammer-Anlage (EA)	Mehrkammer-Anlage (MA)
Rotationsgeschwindigkeit	5 U/min	10 U/min
Frequenz	40 kHz	40 kHz
Leistung	7,4 W/l	7,5 W/l
Temperatur Reiniger	70 °C	70 °C
Temperatur Spülmedium	70 °C	70 °C
Druck	3 bar	-
Typ Reiniger	Olschner Optimal 9.1SP-N	Olschner Optimal 9.1SP-N
Typ Spülmedium	VE-Wasser	VE-Wasser
Konzentration Reiniger,	3 %	3 %
Reinigungszeit ³²	560 s	570 s
davon Ultraschall	60 s	300 s
Spüldauer	60 s Spritzen	2x 90 s 1x 60 s Tauchen

Auf Basis dieser Parametrisierung ergibt sich am Bauteil eine technische Sauberkeit, die in Abbildung 11 dargestellt ist.

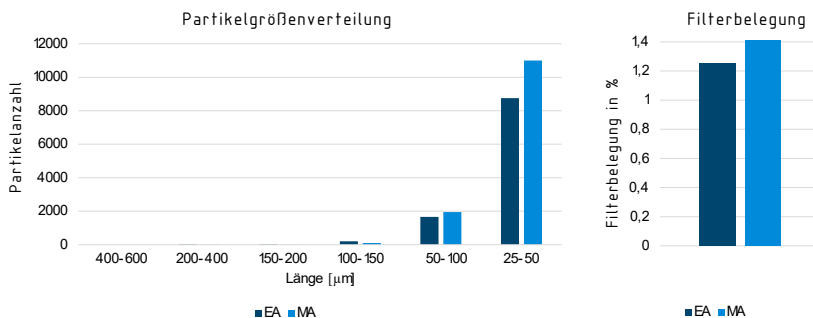


Abbildung 11: Auswertung der Bauteilsauberkeit des Szenarios „70 °C“ nach VDA 19.1

Die beiden Parameterkombinationen „60 °C“ und „70 °C“ erzeugen auf beiden Anlagen jeweils vergleichbare Sauberkeitsergebnisse. Der Fokus liegt dabei auf der Vergleichbarkeit im Rahmen der funktionellen Einheit, um die anschließende Bewertung auf eine solide Basis zu stellen. Beide

³² inkl. Nebenzeiten wie Kammer entleeren oder abtropfen.

Anlagen sind darüber hinaus prinzipiell in der Lage höhere Sauberkeitsanforderungen zu erreichen. Als Referenz wurde für die Mehrkammer-Reinigungsanlage ein zusätzliches Szenario entwickelt, welches unter Ausschöpfung der Parametergrenzen für eine Temperatur von 60 °C ein bestmögliches, „optimales“ Reinigungsergebnis (Abbildung 12) erzielt.

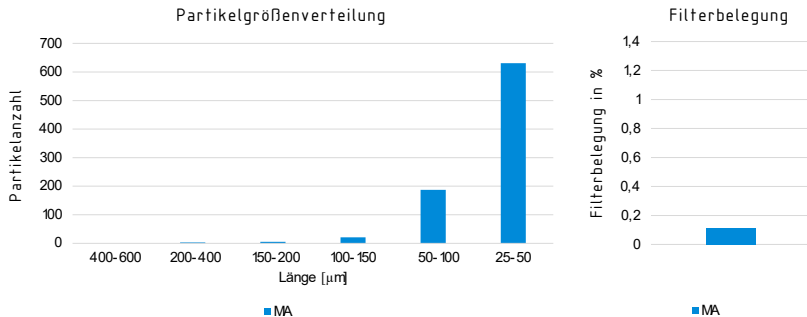


Abbildung 12: Auswertung der Bauteilsauberkeit des Szenarios „60 °C optimal“ nach VDA 19.1

Im Vergleich zum Basisszenario „60 °C“ wurde insbesondere ein zweiter Reinigungsschritt integriert. Beide Reinigungsschritte sind über eine Dauer von jeweils drei Minuten mit Ultraschallunterstützung der Frequenzen 25 kHz und 40 kHz (Bad 1) sowie 80 kHz und 150 kHz (Bad 2) realisiert. Durch die Reduktion der Spülschritte auf zweimal 45 s und einmal 30 s ist die Gesamtdauer des Reinigungsvorganges dabei sogar auf acht Minuten verkürzt worden.

4.4.2 Produktionsszenarien

Neben den Betriebs- bzw. Prozessparametern hat auch das Nutzungsszenario der Anlage im Rahmen der Produktion (Kapitel 4.5.2) einen großen Einfluss auf die ökonomische und ökologische Bewertung der Reinigungstechnologien. Zugrunde gelegt wird dabei die Annahme einer Nutzungsdauer von im Bereich der Reinigungstechnik durchaus üblichen 20 Jahren. Was die Auslastung der Anlage über diesen Zeitraum anbelangt, so wird im Basisszenario von einem Zweischichtbetrieb an fünf Wochentagen ausgegangen. Da in der Auslastung ein großer Einfluss vermutet wird, werden insgesamt vier Variationen mit den Extremen 24/7 sowie einem halben Tag in der Woche in die Betrachtung aufgenommen. Bei den Bauteilen, die pro Waschkorb und Zyklus in die Anlage eingebracht werden, kann zwi-

schen drei und fünf Bauteilen variiert werden. Neben den bereits in Kapitel 4.4.1 dargestellten Betriebs- bzw. Prozessparametern bietet das Szenarienportfolio noch Flexibilität hinsichtlich der Verwertungsrouten. Dabei kann ausgewählt werden, ob bei der Medienentsorgung ein Ölabscheider berücksichtigt werden soll. In Abbildung 13 ist die Gesamtheit der Szenarien mit der jeweiligen Basisausprägung grafisch dargestellt.

Anzahl Bauteile	Anlagenauslastung	Betriebszustand	Verwertungsrouten	Demontage
<ul style="list-style-type: none"> ■ 3 Bauteile pro Zyklus ■ 5 Bauteile pro Zyklus 	<ul style="list-style-type: none"> ■ 20 Jahre 24/7 ■ 20 Jahre 16/5 ■ 20 Jahre 8/5 ■ 20 Jahre 4/1 	<ul style="list-style-type: none"> ■ hohe Temperatur, niedrige mechanische Einwirkung ■ niedrige Temperatur, hohe mechanische Einwirkung ■ MA: niedrige Temperatur, optimale Bauteilsauberkeit 	<ul style="list-style-type: none"> ■ mit Ölabscheider ■ ohne Ölabscheider 	<ul style="list-style-type: none"> ■ einfache Demontage ■ tiefgehende Demontage

Parameter in Blau beschreiben das [BASISSZENARIO](#)

Abbildung 13: Grafische Darstellung des Szenarienportfolios

4.5 Definition der Systemgrenzen sowie Datenerhebung der relevanten Energie- und Stoffströme

Im ersten Schritt der Ökobilanzierung (Abbildung 6) werden neben der funktionellen Einheit ebenfalls die für die Bewertung relevanten Systemgrenzen festgelegt. Darauf aufbauend werden die hiermit verbundenen Energie- und Stoffströme ermittelt, welche nachfolgend entsprechend quantifiziert werden.

Sowohl die ökologische als auch die ökonomische Bewertung decken, wie in Abbildung 14 dargestellt, die drei Phasen Anlagenherstellung, Nutzungs- und Verwertungsphase ab.

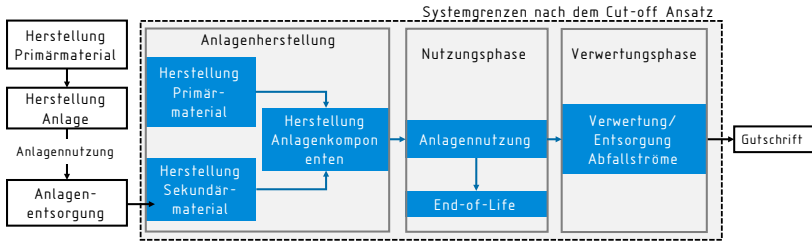


Abbildung 14: Definition Systemgrenzen

Für jede dieser Phasen wurden die entsprechend relevanten Energie- und Stoffflüsse ermittelt, welche aufgrund der Übersichtlichkeit erst in den nachfolgenden Abschnitten für jede Phase dargestellt sind. Die ökonomische und ökologische Bewertung unterliegt der standortspezifischen Systemgrenze Deutschland. Lagen zum Zeitpunkt der Bewertung keine länderspezifischen Modellierungsdaten vor, wurde auf europäische Eingangsdaten zurückgegriffen. Transportprozesse wurden nicht berücksichtigt.

Bei der Erstellung des Ökobilanzmodells wurde ein Cut-off-Ansatz gewählt (Abbildung 14). Hierbei liegt der Fokus nicht auf dem Recycling am Lebensende eines Produktes. Stattdessen wird der Einsatz von Sekundärmaterial in der Phase der Anlagenherstellung berücksichtigt³³. Aus diesem Grund werden eventuell anfallende Gutschriften durch Recycling nicht in die Bewertung mit einbezogen. Eine Ausnahme bildet der Stoffstrom „Wasser“. Im Folgenden werden die Stoff- und Energieflüsse der Phasen Anlagenherstellung, Nutzungs- und Verwertungsphase aufgezeigt.

4.5.1 Anlagenherstellung

Eine Übersicht der Energie und Stoffflüsse in der Anlagenherstellung ist in Abbildung 15 dargestellt.

³³ Vgl. Paul, S. und Wiesen, K. (2016), S. 2 f.

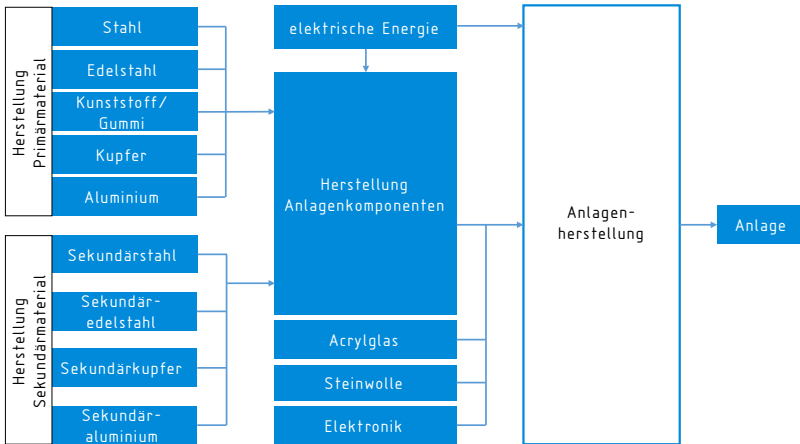


Abbildung 15: Stoff- und Energieflüsse der Anlagenherstellung

Die relevanten Eingangsmaterialien und hieraus bestehenden Anlagenkomponenten wurden für die Phase Anlagenherstellung anhand der zur Verfügung stehenden Stücklisten der beiden Reinigungsanlagen identifiziert. Von Bedeutung sind vor allem unterschiedliche Metalle. Hierzu zählen Stahl, Edelstahl, Kupfer und Aluminium. Ebenfalls relevant sind die Eingangsgrößen Kunststoff/Gummi, Acrylglas, Steinwolle und Elektronikkomponenten. Da ein Cut-off-Ansatz gewählt wurde, wird auch der Einsatz von Sekundärmaterial berücksichtigt. Für die benötigte elektrische Energie zur Herstellung der Anlagenkomponenten und der Anlage selbst wurde der deutsche Strommix herangezogen. Ausgangsgröße des Untersystems Anlagenherstellung stellt die gefertigte Anlage dar. Die Energie- und Stoffflüsse in der Anlagenherstellung beziehen sich jeweils auf eine Anlage.

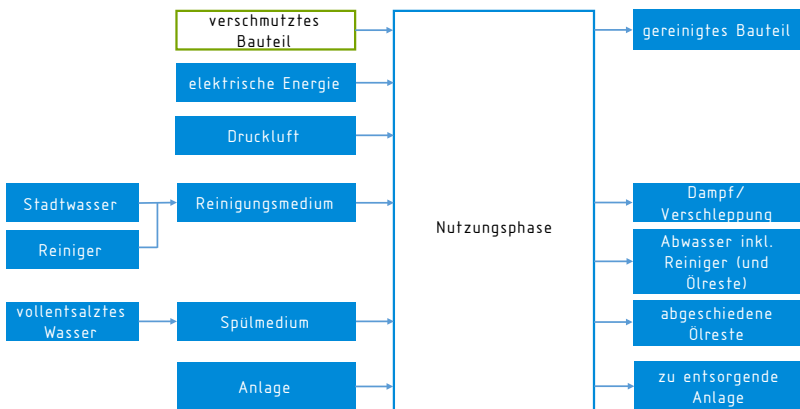
Auf Basis der Stücklisten konnten weiterhin die Gewichtsanteile der Material- und Komponentengruppen für die Einkammer- und die Mehrkammer-Reinigungsanlage ermittelt werden. Da innerhalb der Reinigungsanlagen korrosive Flüssigkeiten eingesetzt werden, sind alle Elemente, die mit diesen in Kontakt stehen oder in Kontakt kommen können, aus Edelstahl gefertigt. Einzelne Baugruppen, bei denen die Wahrscheinlichkeit der Korrosion geringer ist, werden meist aus Aluminium oder beschichtetem Stahl hergestellt. Mit einem Anteil von 77 % bis fast 83 % am Gesamtgewicht überwiegen die Edelstahlkomponenten jedoch im Fall beider Anlagen.

Tabelle 7: Materialaufwand zur Herstellung der Einkammer- und Mehrkammer-Reinigungsanlage

Material- und Komponentengruppe	Gewicht	Anteil am Gesamtgewicht
Einkammer-Reinigungsanlage		
Edelstahl	3849,8 kg	82,8 %
Stahl	644,2 kg	13,9 %
Aluminium	45,0 kg	1,0 %
Kupfer	20,0 kg	0,4 %
Kunststoff/Gummi	10,0 kg	0,2 %
Elektronikkomponenten	80,0 kg	1,7 %
Mehrkammer-Reinigungsanlage		
Edelstahl	1569 kg	77,0 %
Stahl	200 kg	9,9 %
Elektronikkomponenten	108 kg	5,3 %
Acrylglas	100 kg	4,9 %
Kupfer	30 kg	1,5 %
Kunststoff/Gummi	18 kg	1,4 %

4.5.2 Nutzungsphase

Die Nutzungsphase bildet den Reinigungsprozess ab. Eine Unterteilung in mehrere Teilschritte wurde nicht vorgenommen, da die Reinigung einen in sich geschlossenen Prozess darstellt. Abbildung 16 zeigt einen Überblick über die Energie- und Stoffflüsse der Nutzungsphase.



□ Direkt mit dem Bauteil verbundene Stoff- und Energieströme werden nicht berücksichtigt.

Abbildung 16: Stoff- und Energieflüsse der Nutzungsphase

Für beide Reinigungstechnologien werden die elektrische Energie, Druckluft, Stadtwasser, vollentsalztes Wasser (VE-Wasser) und Reiniger benötigt. Für die elektrische Energie wird auch in der Nutzungsphase der deutsche

Strommix herangezogen. Neben der elektrischen Energie kann zur Beheizung von Reinigungsanlagen grundsätzlich auch Prozesswärme genutzt werden. Dieser Ansatz findet meist bei großen Lackieranlagen Anwendung, wird im vorliegenden Fall aber nicht mit einbezogen.

Es werden ein Reinigungs- und ein Spülmedium verwendet. Ersteres setzt sich zusammen aus Stadtwater und Reiniger, während das Spülmedium vollständig aus VE-Wasser besteht. Die Herstellung des VE-Wassers wird innerhalb der ökologischen Bewertung getrennt zur Stadtwaterbereitstellung berücksichtigt. Die Reinigerkonzentration beträgt in diesem Zusammenhang 3 %, wobei es sich beim eingesetzten Reiniger um den Reiniger Olschner Optimal 9.1SP-N³⁴ handelt. Dieser ist für die Spritz- und Ultraschallreinigung zur Entfernung von Ölen, Fetten und Polierpasten geeignet.

Einen weiteren Stoffstrom stellt das verschmutzte Bauteil dar. Direkt mit dem Bauteil verbundene Energie- und Stoffströme, z. B. im Rahmen der Bauteilfertigung, sind kein Bestandteil der definierten Systemgrenze. Alle Energie- und Stoffflüsse beziehen sich auf die funktionelle Einheit eines gereinigten Bauteils.

Für eine aussagekräftige Bewertung ist besonders im Rahmen der Nutzungsphase eine umfangreiche und exakte Datenbasis erforderlich. Denn insbesondere aufgrund der Kombination von hohen elektrischen Anschlussleistungen und einer langen Nutzungsdauer der Reinigungsanlagen wird dieser Phase ein enorm hoher Einfluss auf die ökologischen und ökonomischen Kenngrößen prognostiziert. Aus diesem Grund soll im Rahmen der Datenerhebung für die Nutzungsphase weitgehend auf Annahmen sowie Literatur- und Datenbankwerte verzichtet, sondern stattdessen mit realen Messdaten der untersuchten Reinigungstechnologien gearbeitet werden. Hierfür wurden die Anlagen mit umfangreicher Messtechnik zur Bestimmung des Energie-, Wasser- und Druckluftverbrauchs ausgestattet. Beispielsweise wurden für die Messung des elektrischen Energieverbrauchs mehrere mobile Netzanalysatoren³⁵ eingesetzt. Zur Einhaltung der

³⁴ Daten über die Zusammensetzung des Reinigers wurden von der Bernd Olschner GmbH bereitgestellt und sind Bestandteil der Systemgrenzen.

³⁵ Typ „PQ-Box 100“ der Firma A. Eberle GmbH & Co. KG.

Systemgrenzen bzw. Gewährleistung der Vergleichbarkeit mussten im Rahmen der Datenerhebung Differenzmessungen durchgeführt werden. So ist beispielsweise in der Mehrkammer-Reinigungsanlage eine VE-Wasseranlage integriert, während die Einkammer-Reinigungsanlage an einer zentralen VE-Wasserversorgung angeschlossen ist. Der über den geplanten Medienneuanatz (vgl. Kapitel 4.5.3) hinaus gehende Wasserverbrauch wurde über die Korrektur von Füllständen berechnet. Versuche ohne Bauteile oder Körbe erlaubten weiterhin die Differenzierung von verschleppten und verdampften Anteilen der Medien. Der Druckluftverbrauch wurde mittels einer vor der Gesamtversorgung der Anlage eingebrachten Durchflusssensorik zur Bestimmung des Normvolumenstromes³⁶ ermittelt.

Im Gegensatz zu vielen anderen Produktionsanlagen, wie z. B. Bearbeitungszentren, die verhältnismäßig schnelle Zustandsänderungen ermöglichen, sind Reinigungsanlagen insbesondere im nass-chemischen Umfeld von einer gewissen Trägheit geprägt. So spielt sich eine Zustandsänderung von Stand-by (Medientemperatur bei Raumtemperatur) in Richtung eines Reinigungsprozesses (auf Basis von 70 °C Medientemperatur) im konkreten Beispiel im Zeitraum von zwei bis drei Stunden ab. Dieser energieintensive Zustandswechsel tritt, wie auch weitere, in Abhängigkeit vom Nutzungsszenario unterschiedlich oft ein. Die Erfassung von Energie- und Stoffströmen kann daher nicht lediglich in den eingeschwungenen Zuständen auf Basis der Betriebsparameterszenarien erfolgen. Zur Erfassung der Gesamtnutzungsszenarien sind demnach zwingend die Messdaten verschiedener Zustandswechsel oder stationärer Zustände erforderlich. Diese wurden in Versuchsreihen für beide Reinigungstechnologien bzw. -anlagen messtechnisch erfasst. Darüber hinaus wurden selbstverständlich auch die Reinigungsprozesse selbst über einen repräsentativen Zeitraum³⁷ aufgezeichnet. Eine Übersicht zu aufgezeichneten Messreihen findet sich in Tabelle 8. In Anhang E sind exemplarische Messdaten der Einkammer-Reinigungsanlage für das Szenario 60 °C dargestellt. Mit Ausnahme des Reinigungsvorganges für optimale Bauteilsauberkeit bei der Mehrkammer-

³⁶ Typ Flowtherm NT in Verbindung mit Messrohr „TA DI 27,2“ der Firma Höntzsch GmbH.

³⁷ Ca. fünf bis zehn aufeinanderfolgende Reinigungszyklen, bis ein eingeschwungener Zustand erreicht wurde.

Reinigungsanlage wurden alle Zustände für beide Reinigungstechnologien erfasst.

Tabelle 8: Anlagenzustände zur messtechnischen Erfassung für beide Reinigungstechnologien

Anlagenzustand	Beschreibung
Aufheizen 60 °C	alle Bäder von Raumtemperatur auf 60 °C aufheizen
Aufheizen 70 °C	alle Bäder von Raumtemperatur auf 70 °C aufheizen
Temperatur Halten 60 °C	alle Bäder bei 60 °C halten
Temperatur Halten 70 °C	alle Bäder bei 70 °C halten
Nachtabenkung	alle Bäder bei 35 °C halten
Ruhezustand	Stand-by-Betrieb der Anlage (Heizungen, Umwälzungen & Kinematik inaktiv)
Bauteilbewegungen	gezielte sequenzielle Ansteuerung der Kinematik der Anlage (Linearachsen, Drehmotoren, Pumpen, etc.)
Reinigen 60 °C	Reinigungsvorgang mit niedriger Temperatur und hoher mechanischer Einwirkung
Reinigen 70 °C	Reinigungsvorgang mit hoher Temperatur und niedriger mechanischer Einwirkung
Reinigen 60 °C „optimal“	Reinigungsvorgang mit niedriger Temperatur und Optimierungen für eine hervorragende Bauteilsauberkeit

Für all diese Zustände wurden jeweils Zeiten, Temperaturen sowie der Energie- und Druckluftbedarf bestimmt. Zusätzlich erfolgte eine Messung der Verdunstung und Verschleppung in den oben genannten Anlagenzuständen. Die erhobenen Daten dienen als Berechnungsgrundlage für die gesamten Energie- und Stoffströme der Szenarien unter Berücksichtigung der Art der Anlagenauslastung.

4.5.3 Verwertungsphase

Die Verwertungsphase kann in zwei Bereiche untergliedert werden: in die Verwertung der Abfallströme des Reinigungsprozesses selbst und in die Verwertung der zu entsorgenden Anlage nach Ende der maximalen Nutzungsdauer. Die Stoff- und Energieflüsse der Verwertungsphasen sind in Abbildung 17 dargestellt. Aufgrund der gewählten Systemgrenzen (Cut-off Ansatz) werden mögliche rückgewonnene Materialien durch die Anlagensorgung nicht weiterberücksichtigt (Abbildung 14).

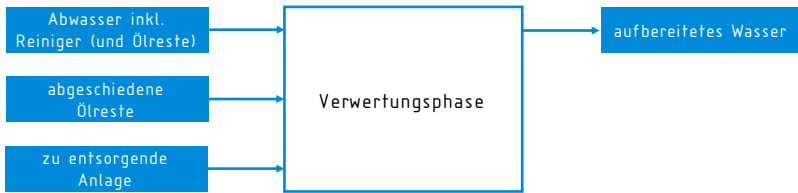


Abbildung 17: Stoff- und Energieflüsse der Verwertungsphase

Die Zusammensetzung des Abwassers ist von der Reinigungsanlage abhängig. Ist ein Ölabscheider verbaut, werden ölige Verschmutzungsreste separiert. Im Idealfall besteht das Abwasser folglich nur aus Wasser und Reiniger. Bei Anlagen ohne Ölabscheider entsteht Abwasser, welches sowohl mit Reiniger als auch mit Öl kontaminiert ist. In beiden Fällen wird das eingesetzte Wasser wiederaufbereitet. Über das maximale Fassungsvermögen der jeweiligen Reinigungs- und Spülbecken kann die Menge an eingesetzten VE-Wasser, Stadtwasser und Reiniger und damit die Menge an Abwasser je Anlage bestimmt werden. Unter Berücksichtigung einer Reinigerkonzentration von 3 % fallen für die Einkammer-Reinigungsanlage demnach 1360 Liter Abwasser an, in welchem 20,4 Liter Reiniger enthalten sind. Für die Mehrkammer-Reinigungsanlage entstehen wiederum 285,84 Liter Abwasser inklusive 2,16 Liter Reiniger. Reinigungs- und Spülmedium werden bei der Mehrkammer-Reinigungsanlage unabhängig von der Anlagenausnutzung alle acht Wochen ausgetauscht, während der Wechselzyklus für die Einkammer-Reinigungsanlage bei zwölf Wochen liegt. Aufgrund des höheren Fassungsvermögens der Reinigungsanlage können hier größere zeitliche Abstände gewählt werden. Die maximale Verschmutzung pro Bauteil liegt bei 1 g.³⁸ Die Menge der Ölreste liegt dementsprechend ebenfalls bei ca. 1 g/FE.

Neben der Verwertung der Abfallströme wird auch die Entsorgung der Reinigungsanlagen nach Ablauf der maximalen Nutzungsdauer betrachtet. Diese beinhaltet die Demontage der Reinigungsanlage und die Sortierung nach den Materialbestandteilen. Die Anlagenentsorgung wird ausschließlich für die ökonomische Bewertung berücksichtigt. In Bezug auf die ökolo-

³⁸ Gewichts Differenz zwischen ungereinigtem und gereinigtem Bauteil.

gische Bewertung wird diese vernachlässigt, da der Rückbau der Anlagen in Handarbeit erfolgt³⁹. Die hierfür berücksichtigten Kosten können Kapitel 4.6.3 entnommen werden. Insgesamt wurden für die Verwertungsphase die unter Tabelle 9 aufgelisteten Parametervariationen definiert, wobei die Parameterauswahl „Demontage und Entsorgung“ ausschließlich für die ökonomische Bewertung Gültigkeit hat.

Tabelle 9: Definition Parametervariationen – Verwertungsphase

Parameter	Parametervariation
Verwertungsrouten	mit Ölabscheider
	ohne Ölabscheider
Demontage und Entsorgung	einfache Demontage
	tiefgehende Demontage

4.6 Datenerhebung der Kostenpositionen

Zur Datenerhebung der Kostenpositionen wurde auf öffentliche Datenbanken, Literaturrecherchen, Industriedaten sowie auf die interne Datengrundlage des Fraunhofer IGCV und des Fraunhofer IVV zurückgegriffen. Die Berechnung der Kostenpositionen erfolgt in Abhängigkeit der in Kapitel 4.4 festgelegten Prozessparameter und wird im Folgenden für die drei Phasen Anlagenherstellung, Nutzungsphase und Verwertungsphase dargestellt.

4.6.1 Anlagenherstellung

Die Kosten der Anlagenherstellung werden durch den Kostenfaktor „Investitionsausgaben“ abgebildet. In die Berechnung gehen diese in Form einer jährlichen Abschreibung ein. Im Rahmen der statischen Kostenrechnung handelt es sich dabei um eine lineare Abschreibung über die Nutzungsdauer. Diese beträgt für beide Anlagen 20 Jahre. Tabelle 10 zeigt eine Übersicht über die Kostenfaktoren der Phase Anlagenherstellung:

Tabelle 10: Kostenpositionen Anlagenherstellung

Kostenposition	Einkammer-Anlage (EA)	Mehrkammer-Anlage (MA)
Investitionsausgaben ⁴⁰	113.000 €	183.534 €

³⁹ Vgl. Scholpp GmbH.

⁴⁰ Die Investitionsausgaben sind interne Daten des Fraunhofer IGCVs und des Fraunhofer IVVs und enthalten den Anschaffungspreis sowie die Transport-, Montage- und Inbetriebnahmekosten.

Die Kosten der Anlagenherstellung pro Bauteil werden unter Berücksichtigung der Investitionsausgaben je Anlage wie folgt berechnet:

$$\text{Kosten pro Bauteil}_{\text{Anlagenherstellung}} = \frac{I_0}{N \cdot B_N} \quad (4.4)$$

I_0 : Investitionsausgaben in €
 N : Nutzungsdauer in Jahren
 B_N : Anzahl gereinigter Bauteile pro Jahr

Die Anzahl der gereinigten Bauteile pro Jahr B_N wird dabei in Abhängigkeit der Prozessparameter „Art der Anlagenauslastung“ und „Anzahl Bauteile“ berechnet:

$$B_N = \frac{S \cdot h_S \cdot T}{t_{\text{zyklus}}} * B_{\text{zyklus}} * 52 \quad (4.5)$$

B_N : Anzahl gereinigter Bauteile pro Jahr
 S : Anzahl Schichten pro Tag
 h_S : Stunden pro Schicht
 T : Arbeitstage pro Woche
 t_{zyklus} : Dauer pro Reinigungszyklus in Stunden
 B_{zyklus} : Anzahl Bauteile pro Reinigungszyklus

Im Rahmen der statischen Kostenbewertung fallen zudem Zinskosten an, welche unter Berücksichtigung einer diskreten Kapitelverminderung nach Gleichung 3.4 ermittelt werden.

$$\text{Zinskosten} = \frac{I_0}{2} * \frac{N+1}{N} * i \quad (4.6)$$

I_0 : Anfangsinvestitionsausgaben
 N : Nutzungsdauer
 i : Kalkulationszinssatz

Als Kalkulationszinssatz wurde der kalkulatorische Zinssatz für das Kalkulationsjahr 2019 verwendet. Dieser liegt bei 5,74 % und basiert auf dem Mittelwert der Emissionsrenditen für festverzinsliche Wertpapiere inländischer öffentlicher Emittenten aus den vergangenen fünfzig Jahren (1968 bis 2017)⁴¹.

⁴¹ Vgl. gpaNRW (2019).

4.6.2 Nutzungsphase

Die Kostenfaktoren der Nutzungsphase können unterteilt werden in Anlagen-, Personal-, Energie- und Materialkosten. Zu den Anlagenkosten werden die Kostenfaktoren Instandhaltungskosten, Rüstungskosten und Werkzeugkosten gezählt, während die Energiekosten nach Druckluftkosten und Stromkosten gegliedert werden. Eine Übersicht der für die Berechnung herangezogenen Kostenpositionen ist in Tabelle 11 zu finden.

Tabelle 11: Kostenpositionen Nutzungsphase

Kostenposition	Einkammer-Anlage (EA)	Mehrkammer-Anlage (MA)
Anlagenkosten		
Instandhaltung ⁴²	500 €/a	1.450 €/a
Rüstungskosten ⁴²	1.459 €/a	0 €/a
Werkzeugkosten ⁴²	10 €/a	0 €/a
Personalkosten		
Personalkostensatz Standard ⁴³	30 €/h	
Personalkostensatz Nacht ⁴³	38 €/h	
anteilige Berücksichtigung ⁴²	25 %/h	
Energiekosten		
Elektrische Energie ⁴⁴	0,19 €/kWh	
Druckluft ⁴⁵	0,019 €/Nm ³	
Materialkosten		
Reiniger ⁴²	7,35 €/l	
Wasser ⁴⁶	1,72 €/m ³	
Mietkosten		
Anlagenfläche ⁴²	10 m ²	28 m ²
Mietkostensatz pro Monat ⁴⁷	5,5 €/m ²	

Die Rüstkosten der Einkammer-Reinigungsanlage beziehen sich auf den Ultraschallschwinger der Anlage. Im Fall unterschiedlicher Reinigungsaufgaben, bei denen verschiedene Frequenzen notwendig sind, werden Rüstzeiten von vier Stunden im Monat angesetzt. Die Anlagenkosten werden wie folgt berechnet:

⁴² Interne Daten des Fraunhofer IGCVs und des Fraunhofer IVVs.

⁴³ siehe Tabelle 12.

⁴⁴ Vgl. Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft (BDEW) (2019), S. 24.

⁴⁵ Vgl. Festo AG & Co. KG (2014), S. 2.

⁴⁶ Vgl. Statistisches Bundesamt (Destatis) (2018b); Datenbasis Deutschland 2016.

⁴⁷ Vgl. Stadt Augsburg (2014); Datenbasis Produktionsflächen/Cityrand/mittel/max.

$$Kosten_{Anlage} = \frac{(K_I + K_R + K_W)}{B_N} \quad (4.7)$$

K_I : Instandhaltungskosten pro Jahr

K_R : Rüstungskosten pro Jahr

K_W : Werkzeugkosten pro Jahr

B_N : Anzahl gereinigter Bauteile pro Jahr

Die Personalkosten werden auf Basis der geltenden Tarife ab April 2018 der IG Metall berechnet (Tabelle 12). Berücksichtigt wurde der Bereich Metall-Elektro, wobei sich die Personalkosten auf die Entgeltgruppe 6 der Stufe B beziehen. Diese gilt für diejenigen Mitarbeiter mit einer mindestens dreijährigen einschlägigen abgeschlossenen Berufsausbildung inklusive einer zusätzlichen fachspezifischen Qualifikation. Es wird angenommen, dass pro Schicht ein Mitarbeiter zu 25 % an der Reinigungsanlage beschäftigt ist. Unterschieden wird zwischen den Personalkostensätzen Standard und Nacht.

Tabelle 12: Berechnung Personalkostensatz

Kostenposition	Personalkosten
Entgelt pro Jahr ⁴⁸	40.344 €/a
13. Monateinkommen (45 %) ⁴⁸	1.513 €/a
Leistungszulage (14 %) ⁴⁸	5.648 €/a
Rentenversicherung (9,30 %) ⁴⁹	3.752 €/a
Gesetzliche Krankenversicherung (7,30 %) ⁵⁰	2.945 €/a
Arbeitslosenversicherung (1,25 %) ⁵¹	504 €/a
Pflegeversicherung (1,53 %) ⁵²	615 €/a
Arbeitsstunden pro Woche ⁵³	35 h
Personalkostensatz Standard	30 €/h
Kostenzuschlag Nacht (25 %) ⁴⁸	8 €/h
Personalkostensatz Nacht	38 €/h

Der Personalkostensatz Nacht gilt für den Zeitraum von 20 bis 6 Uhr. Es gelten die Schichtzeiten 1. Schicht: 6 bis 14 Uhr, 2. Schicht: 14 bis 22 Uhr und 3. Schicht: 22 bis 6 Uhr. Die Gesamtpersonalkosten pro Bauteil werden wie folgt ermittelt:

⁴⁸ Vgl. IG Metall (2019).

⁴⁹ Vgl. Sozialgesetzbuch (SGB VI) (2018), § 287 SGB VI.

⁵⁰ Vgl. Bundesministerium für Gesundheit (2018).

⁵¹ Vgl. Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz (2019).

⁵² Vgl. Sozialgesetzbuch (SGB XI) (2018), § 55 SGB XI.

⁵³ Vgl. IG Metall (2017).

$$Kosten_{personal} = \frac{(PK_{Standard} * h_{Standard} + PK_{Nacht} * h_{Nacht}) * T}{B_N} * 52 \quad (4.8)$$

$PK_{Standard}$: Personalkostensatz Standard

PK_{Nacht} : Personalkostensatz Nacht

$h_{Standard}$: Anzahl Standardarbeitsstunden pro Tag (gilt ab 6 bis 20 Uhr)

h_{Sonder} : Anzahl Nachtarbeitsstunden pro Tag (gilt ab 20 bis 6 Uhr)

T: Arbeitstage pro Woche

B_N : Anzahl gereinigter Bauteile pro Jahr

Auch die Kostenpositionen Energie, Material und Miete werden für jedes Szenario für jedes Jahr erhoben und durch die Anzahl der gereinigten Bauteile dividiert. Die entsprechenden Mengen für Energie und Material wurden dabei in Kapitel 4.5 dargestellt.

$$Kosten_{Energie/Materiel/Miete} = \int_{i=1}^n \frac{m_i * p_i}{B_N} \quad (4.9)$$

m_i : Menge des Kostenfaktors i pro Jahr

p_i : Preis des Kostenfaktors i pro Jahr

B_N : Anzahl gereinigter Bauteile pro Jahr

Durch die Aufsummierung aller Kostenpositionen ergeben sich die Zusatzkosten pro Bauteil in der Nutzungsphase.

4.6.3 Verwertungsphase

Im Unterschied zur ökologischen Bewertung wurde im Rahmen der Kostenbewertung nicht nur die Verwertung der anfallenden Abfallströme, sondern auch die Verwertung der Anlage selbst betrachtet. Eine Auflistung der Kostenpositionen erfolgt in Tabelle 13.

Tabelle 13: Kostenpositionen Verwertungsphase

Kostenposition	Einkammer-Anlage (EA)	Mehrkammer-Anlage (MA)
Verwertung Abfallströme		
flüssiger Sonderabfall ⁵⁴	0,16 €/l (zzgl. 50 €/Transport, Maut, Begleitschein)	
Abwasserentgelt ⁵⁵	2,4 €/m ³	
Wechselzyklus des Reinigungs- und Spülmediums	zwölf Wochen	acht Wochen
Verwertung Reinigungsanlage		
einfache Demontage ⁵⁶	2.350 €	3.820 €
tiefgehende Demontage ⁵⁶	2.870 €	4.370 €

⁵⁴ Kosteneinschätzung erfolgt durch Industriepartner (Industriepartner unterliegt der Geheimhaltung) (Stand 2019).

⁵⁵ Vgl. Statistisches Bundesamt (Destatis) (2018b); Datenbasis Deutschland 2016.

⁵⁶ Kostenkalkulation erfolgt durch Scholpp GmbH (Stand 2019).

Abwasser, welche ausschließlich Anteile des Reinigers und keine ölhaltigen Rückstände des Läppöls enthalten, dürfen der standardmäßigen Verwertungsrouten der Abwasserentsorgung zugeführt werden. Besitzt die betrachtete Reinigungsanlage einen Ölabscheider, kann für die Entsorgung des Spül- und Reinigungsmediums folglich das geltende Abwasserentgelt angesetzt werden. Die Abwasserreste, welche durch den Ölabscheider getrennt während des Reinigungsvorgangs abgeschieden werden, werden hingegen der Sonderentsorgungsrouten zugeführt. Im Fall der Mehrkammer-Reinigungsanlage werden Reinigungs- und Spülmedium alle acht Wochen gewechselt. Aufgrund des größeren Fassungsvermögens der Becken kann für die Einkammer-Reinigungsanlage ein Wechselzyklus von zwölf Wochen angenommen werden. Die 50 € Zusatzkosten von der Sonderabfallentsorgung für Transport, Maut und Begleitschein fallen pro Abholung an und richten sich nach dem jeweiligen Wechselzyklus der Medien. Im Fall der Einkammer-Reinigungsanlage fallen die Zusatzkosten folglich etwa siebenmal und im Fall der Mehrkammer-Reinigungsanlage rund viermal pro Jahr an. Kommt kein Ölabscheider zum Einsatz, wird das gesamte Spül- und Reinigungsmedium als Sonderabfall entsorgt. Die Kosten für die Entsorgung der Abfallströme werden pro Jahr berechnet und anschließend durch die entsprechende Anzahl an gereinigten Bauteilen dividiert.

$$\text{Kosten}_{\text{Verwertung Abfallströme}} = \frac{(m_{\text{Sonder}} * p_{\text{Sonder}} + m_{\text{Standard}} * p_{\text{Standard}} + \frac{p_{\text{Zusatz}} * 52}{\text{Zyklus}})}{B_N} \quad (4.10)$$

m_{Sonder} : Menge an ölhaltigem Abwasser in Liter

m_{Standard} : Preis für die Sonderentsorgung von Abwasser in €/Liter

p_{Sonder} : Preis für die Standardentsorgung von Abwasser in €/Liter

p_{Standard} : Preis für die Entsorgung von Abwasser in €/Liter

p_{Zusatz} : Zusatzkosten für die Sonderentsorgung von Abwasser in €/Abholung

Zyklus: Wechselzyklus des Reinigungs- und Spülmediums in Wochen

B_N : Anzahl Bauteile pro Jahr

Zur Abschätzung der Entsorgungskosten der Reinigungsanlagen wurde die Scholpp GmbH hinzugezogen, durch die eine individuelle Kostenkalkulation auf Basis von Erfahrungswerten für beide Anlagen erfolgte. Enthalten sind hierbei die Kosten für die Demontage und den Abtransport der Anlage sowie die besenreine Übergabe an den Kunden. Für die Erstellung der Kosteneinschätzung müssen die Anlagen individuell bewertet werden. Neben dem Grad der notwendigen oder gewünschten Demontage müssen

auch die örtlichen Gegebenheiten in der jeweiligen Werkshalle berücksichtigt werden. Diese können einen erheblichen Einfluss auf die Gesamtkosten haben. Aus diesem Grund hat das Unternehmen Scholpp die Demontagenkosten für den Fall einer einfachen und einer tiefgehenden Demontage bestimmt. Eine „einfache Demontage“ liegt vor, wenn die zu entsorgende Anlage an einem leicht zugänglichen Standort positioniert ist. Befindet sich die Anlage beispielsweise nicht in einer ebenerdig begehbaren Fertigungshalle, vergrößert dies die Komplexität der Demontage. Dies hat wiederum Auswirkungen auf die Kosten. Eine komplexe Demontage wird als „tiefgehende Demontage“ bezeichnet. Nicht berücksichtigt sind die Entsorgungskosten und eine eventuelle Vergütung von Schrotterlösen. Die Entsorgungserlöse richten sich immer nach den tagesaktuellen Preisen. Jedoch decken sich diese oftmals mit den Aufwendungen, welche die Entsorgung verursachen, weshalb diese in der statischen Kostenrechnung vernachlässigt werden. Die Zusatzkosten pro Bauteil für die Verwertung der Anlagen werden analog zu den Kosten der Phase Anlagenherstellung berechnet.

$$K_{\text{Kostenverwertung Anlage}} = \frac{V_{\text{Anlage}}}{N \cdot B_N} \quad (4.11)$$

V_{Anlage} : Verwertungskosten der Anlage am Ende der Nutzungsdauer

N : Nutzungsdauer in Jahre

B_N : Anzahl gereinigter Bauteile pro Jahr

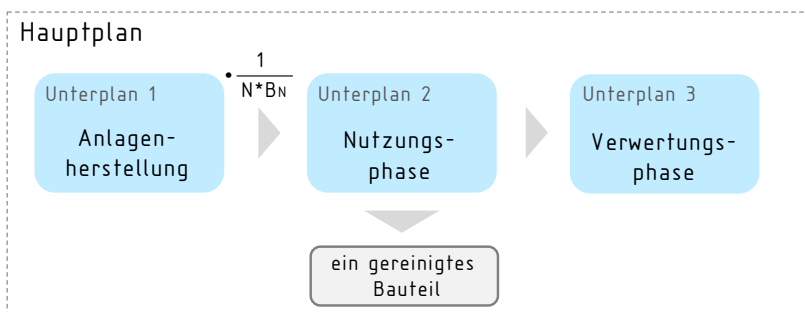
5 BESCHREIBUNG DES ÖKOLOGISCHEN UND ÖKONOMISCHEN BILANZMODELLS

5.1 Ökobilanzmodell

Auf Basis der in Kapitel 4 vorgestellten Energie- und Stoffströme sowie den daraus generierten Datensätzen bzw. verwendeten Hintergrunddaten wurde das Ökobilanzmodell mithilfe der Software GaBi (Ganzheitliche Bilanzierung) (Version 8.7.0.18) des Unternehmens thinkstep erstellt.

Das Ökobilanzmodell besteht aus einem Hauptplan, der in drei Unterpläne entsprechend den Lebenswegphasen, aufgeteilt ist (Abbildung 18).

Im Unterplan Anlagenherstellung sind die Energie- und Stoffströme modelliert und mit den entsprechenden Hintergrunddaten verknüpft, die für die Herstellung einer Anlage benötigt werden. Es wurde aufgrund der unterschiedlichen Materialzusammensetzungen und -mengen sowohl für die Einkammer- als auch für die Mehrkammer-Reinigungsanlage ein Unterplan erstellt.



N: Nutzungsdauer der Anlage

B_N : Anzahl gereinigter Bauteile pro Jahr

Abbildung 18: Strukturierung des Ökobilanzmodells

Im Unterplan „Nutzungsphase“ wurden alle Energie- und Stoffströme berücksichtigt, die für die Reinigung eines Bauteils, der FE, benötigt werden. Die Umweltwirkungen der Anlage fließen dabei anteilig mit ein (Abbildung 18), indem diese auf die Anzahl der Bauteile, welche innerhalb der Nutzungsdauer gereinigt werden, aufgeteilt werden (siehe Faktor $1/(N \cdot B_N)$).

Die Energie- und Stoffströme in der Nutzungsphase sind parametrisiert hinterlegt, um die unter Kapitel 4.4 definierten Produktionsszenarien abbilden zu können.

Der Unterplan „Entsorgungsphase“ enthält die Energie- und Stoffströme für zwei unterschiedliche Verwertungsrouten. Je nachdem, ob die Reinigungsanlage über einen Ölabscheider verfügt oder nicht, wird das Abwasser entlang der Standard- oder der Sonderverwertungsrouten entsorgt bzw. aufbereitet. Die entsprechenden Energie- und Stoffströme sind dabei auf die FE, ein gereinigtes Bauteil, bezogen.

5.2 Kostenberechnungsmodell

Für die Durchführung der statischen Kostenberechnung wurde ein Excel-Tool aufgebaut, in welchem die einzelnen Kostenpositionen als Datengrundlage hinterlegt wurden. Die Kostenfaktoren wurden, wie bereits unter Kapitel 4.6 erläutert, mithilfe von öffentlichen Datenbanken, über Literaturrecherchen sowie auf Basis von Industrie- und internen Daten des Fraunhofer IGCVs und des Fraunhofer IVVs ermittelt (Tabelle 10 bis Tabelle 13). Diese und der kalkulatorische Zinssatz i sowie die Nutzungsdauer N bilden die Hintergrunddaten des Berechnungstools. Die Eingangsdaten bestehen aus den in Kapitel 4.5 erhobenen Stoff- und Energieströmen für EA und MA sowie den Prozessparametern „Anzahl der Bauteile“, „Art der Anlagenauslastung“, „Verwertungsrouten“, „Demontage und Entsorgung“. Die Stoff- und Energieflüsse variieren entsprechend dem gewählten Betriebsszenario der Reinigungsanlage. Tabelle 14 zeigt eine detaillierte Auflistung der notwendigen Eingangsdaten des Kostenberechnungsmodells.

Tabelle 14: Eingangsdaten des Kostenberechnungsmodells

Eingabeparameter	Einheit
Anzahl Schichten	Anzahl
Stunden pro Schicht	h
Arbeitstage pro Woche	d
Anzahl Bauteile pro Korb	Anzahl
Anzahl Körbe pro Waschgang	Anzahl
Zeit pro Waschzyklus	h
elektrische Energie pro Waschzyklus	kWh
Druckluftbedarf pro Waschzyklus	Nm ³ /h
Druckluftbedarf Nachtabsenkung	Nm ³ /h
Druckluftbedarf Hochheizen	Nm ³ /h
Zeit pro Heizvorgang	h
elektrische Energie pro Heizvorgang	kWh
Leistung Nachtbetrieb	kW
Menge Reiniger	l/Wechsel
Menge Wasser	l/Wechsel
Wechsel Medium	Wochen
Verschleppung/Verdunstung pro Zyklus	l/Zyklus
Menge an Ölresten aus Ölabscheider	g/Bauteil
Demontage und Entsorgung der Anlage	[1] Einfache Demontage; [2] Tiefgehende Demontage

Über eine parametrisierte Modellierung werden nach der Methode der statischen Kostenberechnung die Kosten der Anlagenherstellung, der Nutzungsphase sowie die Kosten der Verwertungsphase und die Zinskosten pro Bauteil in Abhängigkeit der Eingangsdaten berechnet. Die Nutzungsphase umfasst hierbei die Kostenpositionen Anlagen-, Personal-, Energie-, Material- und Mietkosten.

6 ÖKOLOGISCHE UND ÖKONOMISCHE BEWERTUNG

6.1 Ökologische Bewertung

Die ökologische Bewertung beinhaltet die Auswertung des Basisszenarios (Kapitel 4.4) und die Durchführung einer Parameteranalyse. Basierend auf den Ergebnissen aller Umweltindikatoren, wurde ein Szenario mit den geringsten Umweltwirkungen („min“-Szenario) und den höchsten Umweltwirkungen („max“-Szenario) für die Darstellung und Diskussion der Ergebnisse ausgewählt. Eine Übersicht über alle betrachteten Parameter-einstellungen findet sich in Kapitel 4.4.2 bzw. in Abbildung 13. In Abbil-dung 19 sind die daraus resultierenden minimalen und maximalen Szena-rien der ökologischen Bewertung dargestellt.

Anzahl Bauteile	Anlagen-auslastung	Betriebszustand	Verwertungs- route
<ul style="list-style-type: none"> ■ 3 Bauteile pro Zyklus ■ 5 Bauteile pro Zyklus 	<ul style="list-style-type: none"> ■ 20 Jahre 24/7 ■ 20 Jahre 16/5 ■ 20 Jahre 8/5 ■ 20 Jahre 4/1 	<ul style="list-style-type: none"> ■ hohe Temperatur, niedrige mechanische Einwirkung ■ niedrige Temperatur, hohe mechanische Einwirkung ■ MA: niedrige Temperatur, optimale Bauteilsauberkeit 	<ul style="list-style-type: none"> ■ mit Ölabscheider ■ ohne Ölabscheider
MIN SZENARIO	BASISSZENARIO	MAX SZENARIO	
5 Bauteile	3 Bauteile	3 Bauteile	
20 Jahre 24/7	20 Jahre 16/5	20 Jahre 4/1	
20 Jahre Nutzungsdauer	20 Jahre Nutzungsdauer	20 Jahre Nutzungsdauer	
24 h Betriebszeit	16 h Betriebszeit	5 h Betriebszeit	
7 Tage die Woche	5 Tage die Woche	1 Tag die Woche	
60 °C (EA)	60 °C	70 °C (EA)	
70 °C (MA)		60 °C (MA)	
mit Ölabscheider	mit Ölabscheider	ohne Ölabscheider	

Abbildung 19: Ökologische Bewertung – Parameterauswahl für Szenarioanalyse

Untersucht wurden die Umweltindikatoren kumulierter Energieaufwand (KEA), kumulierter Rohstoffaufwand (KRA), Blauwasserverbrauch, Flächeninanspruchnahme und das Treibhausgaspotenzial (GWP) für eine Einkammer- (EA) und eine Mehrkammer-Reinigungsanlage (MA). Eine detaillierte Übersicht über die Ökobilanzergebnisse der Parameteranalyse liegt unter Anhang A vor.

6.1.1 Kumulierter Energieaufwand

Die Ermittlung des kumulierten Energieaufwands erfolgte nach VDI-Richtlinie 4600 „Kumulierter Energieaufwand (KEA); Begriffe, Berechnungsmethoden“⁵⁷. Abbildung 20 zeigt den Gesamtenergieaufwand für das **Basisszenario** der Einkammer- und Mehrkammer-Reinigungsanlage, unterteilt nach KEA regenerativ und KEA erschöpflich.

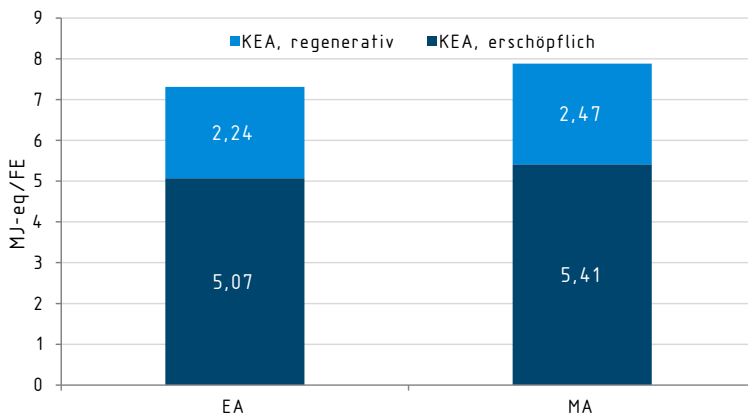


Abbildung 20: Kumulierter Energieaufwand (KEA) pro funktionelle Einheit (FE) für den gesamten Lebenszyklus (Basisszenario)

KEA regenerativ als auch KEA erschöpflich weisen einen vergleichsweise höheren Wert für die Mehrkammer-Reinigungsanlage auf. Die Differenz zur Einkammer-Reinigungsanlage liegt bei 9,3 % (KEA regenerativ) bzw. 6,3 % (KEA erschöpflich), wobei in beiden Fällen der Energieverbrauch in der Nutzungsphase den Haupteinflussfaktor darstellt. Zwar weist die Mehrkammer-Reinigungsanlage bei der Reinigung selbst einen geringeren Energieverbrauch auf, der Strombedarf zum Halten der Absenkttemperatur außerhalb der Betriebszeiten ist aber deutlich höher. Im Basisszenario (16/5) führt dieser Sachverhalt dazu, dass pro gereinigtes Bauteil der anteilige Stromverbrauch bei der MA höher als bei der EA ist, was sich entsprechend auch auf den kumulierten Energieaufwand auswirkt.

⁵⁷ Vgl. VDI 4600:2012-01.

In Abbildung 21 ist zusätzlich der kumulierte Energieaufwand unterteilt nach den Lebenszyklusphasen, dargestellt.

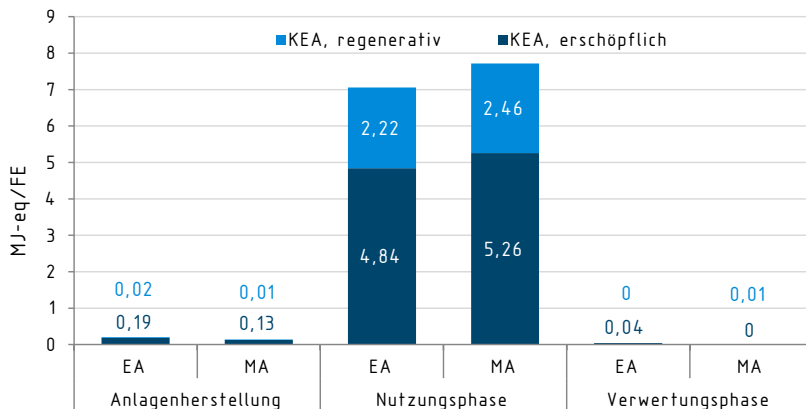


Abbildung 21: Kumulierter Energieaufwand (KEA) pro funktionelle Einheit (FE), unterteilt nach Lebenszyklusphasen (Basisszenario)

Aufgrund der hohen Stückzahl an gereinigten Bauteilen pro Nutzungsdauer (EA: 63.737 bzw. MA: 59.038 Bauteile pro Jahr) hat weder die Phase Anlagenherstellung mit einem durchschnittlichen Anteil von 2,3 % noch die Verwertungsphase mit einem durchschnittlichen Anteil von 0,4 % einen signifikanten Einfluss auf den Gesamtenergieaufwand über den gesamten Lebenszyklus. Der Einfluss der Nutzungsphase überwiegt deutlich. Hier liegt im Durchschnitt ein Anteil am Gesamtenergieaufwand von 97 % vor. Mithilfe einer Parameteranalyse wurde der Einfluss unterschiedlicher Produktionsparameter auf das Basisszenario ermittelt (0%-Linie in Abbildung 22). Eine positive prozentuale Änderung entspricht dabei einer Erhöhung des kumulierten Energieaufwands.

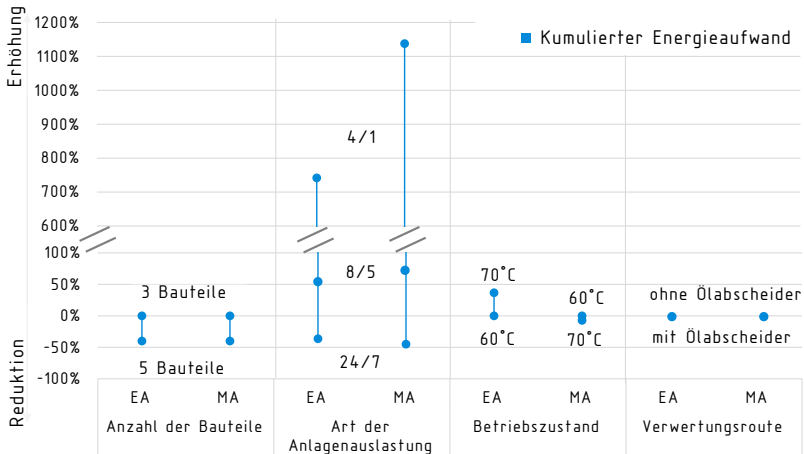


Abbildung 22: Kumulierter Energieaufwand (KEA) pro funktionelle Einheit (FE), Parameteranalyse (Basisszenario)

Die Art der Anlagenauslastung hat den größten Einfluss auf den Primärenergiebedarf. Dies hängt vor allem mit den Energieaufwendungen zum Hochheizen der Anlage, welches, mit Ausnahme des Dauerbetriebs, jeden Tag erfolgen muss, sowie mit dem Energieverbrauch zum Halten der Absenkttemperatur außerhalb der Betriebszeiten zusammen. Bei einer niedrigeren Anlagenauslastung werden diese Umweltwirkungen auf eine geringere Anzahl an gereinigten Bauteilen verteilt. Weiterhin ist der Stromverbrauch zum Halten der Absenkttemperatur bei der Mehrkammer-Reinigungsanlage im Vergleich zur Einkammer-Reinigungsanlage dominanter. Ein durchgängiger Betrieb (24/7, es erfolgt keine Nachtabsenkung) führt daher bei der Mehrkammer-Reinigungsanlage zu einem höheren Reduktionspotenzial.

Durch die gleichzeitige Reinigung mehrerer Bauteile (drei anstatt fünf) kann der KEA um durchschnittlich 41 % reduziert werden. Grund hierfür ist u. a., dass die Energie- und Stoffströme in der Nutzungsphase nahezu unabhängig von der Anzahl an simultan gereinigten Bauteilen sind und daher auf mehrere Bauteile aufgeteilt werden. Die Erhöhung der Betriebstemperatur bei gleichzeitiger Reduktion der mechanischen Einwirkung führt hingegen zu einem um 37 % höheren Primärenergieverbrauch bei der EA. Bei der MA hat der Betriebszustand hingegen kaum einen Einfluss.

Auch die Verwendung eines Ölabscheiders führt zu keiner signifikanten Änderung des kumulierten Energieaufwands.

Alle Parameter, die zu einer Reduktion geführt haben, wurden in einem „min“-Szenario zusammengefasst. Das „max“-Szenario beinhaltet entsprechend alle Produktionseinstellungen, die eine Erhöhung bewirkten. In Abbildung 23 sind die maximalen Schwankungsbreiten des kumulierten Energieaufwands dargestellt. Der dargestellte horizontale Balken entspricht dabei den Umweltwirkungen des Basisszenarios.

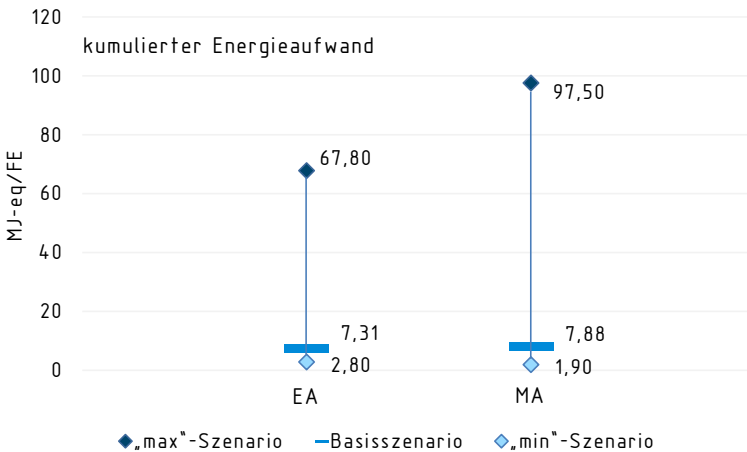


Abbildung 23: Kumulierter Energieaufwand (KEA) pro funktionelle Einheit (FE), Szenarioanalyse (Basisszenario, „min“-Szenario, „max“-Szenario)

Szenario „min“ ermöglicht eine Reduktion des kumulierten Energieaufwandes pro FE um 62 % im Vergleich zum Basisszenario für die Einkammer-Reinigungsanlage. In Hinblick auf eine Mehrkammer-Reinigungsanlage kann der Primärenergiebedarf um 75 % auf 1,9 MJ-eq pro gereinigtes Bauteil gesenkt werden und ist damit geringerer als der KEA der Einkammer-Reinigungsanlage. Wird das Szenario „max“ gewählt, tritt eine durchschnittliche Zunahme von 982 % gegenüber dem Basisszenario auf.

6.1.2 Kumulierter Rohstoffaufwand

Die Berechnung des kumulierten Rohstoffaufwands erfolgte nach der VDI-Richtlinie 4800 Blatt 2 „Ressourceneffizienz - Bewertung des Rohstoffaufwands“⁵⁸. Abbildung 24 zeigt den Gesamtrohstoffaufwand für die Einkammer- und Mehrkammer-Reinigungsanlage für das unter Kapitel 4.4 definierte **Basisszenario**.

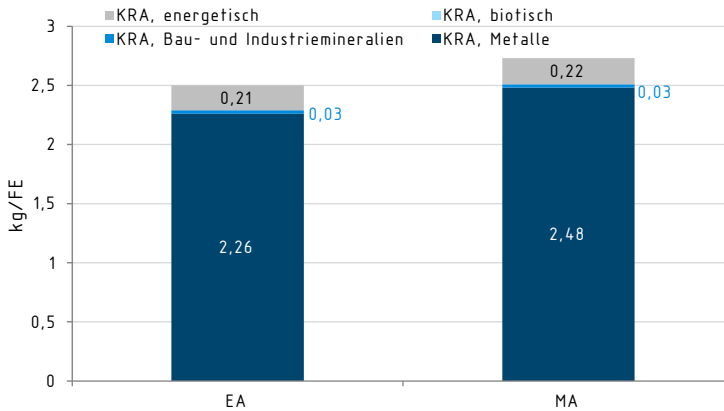


Abbildung 24: Kumulierter Rohstoffaufwand (KRA) pro funktionelle Einheit (FE) für den gesamten Lebenszyklus (Basisszenario)

KRA_{biotisch} und $KRA_{\text{Bau- und Industriemineralien}}$ haben einen vernachlässigbar geringen Einfluss auf den Gesamtrohstoffaufwand, wohingegen $KRA_{\text{metallisch}}$ diesen dominiert. Das gilt sowohl für die Einkammer- als auch für die Mehrkammer-Reinigungsanlage, wobei der kumulierte Rohstoffaufwand im Fall Ersterer etwa um 8,4 % niedriger ist. Um die Relevanz der einzelnen Lebenswegphasen aufzuzeigen, wird der kumulierte Rohstoffaufwand in Abbildung 25, unterteilt nach den Phasen Anlagenherstellung, Nutzungs- und Verwertungsphase, dargestellt.

⁵⁸ Vgl. VDI 4800 Blatt 2:2018-03.

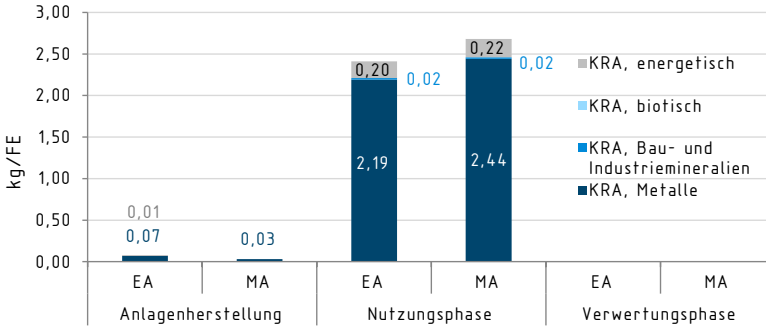


Abbildung 25: Kumulierter Rohstoffaufwand (KRA) pro funktionelle Einheit (FE), unterteilt nach Lebenszyklusphasen (Basisszenario)

Ähnlich wie beim KEA dominiert die Nutzungsphase mit einem durchschnittlichen Anteil von 97,6 % den kumulierten Rohstoffaufwand. Die Auswirkung der Anlagenherstellung auf den KRA ist mit einem mittleren Anteil von 2,3 % ebenso vernachlässigbar gering wie der Einfluss der Verwertungsphase. Mithilfe einer Parameteranalyse wurde der Einfluss unterschiedlicher Produktionsparameter auf das Basisszenario (0%-Linie in Abbildung 26) ermittelt. Eine positive prozentuale Änderung entspricht dabei einer Erhöhung des kumulierten Rohstoffaufwands.

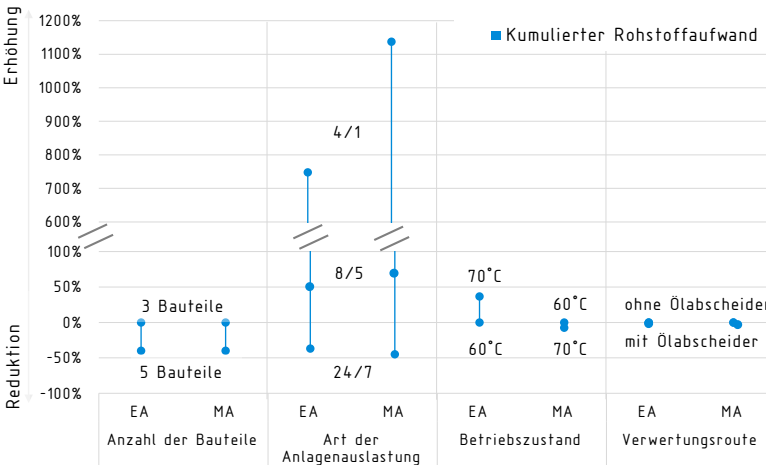


Abbildung 26: Kumulierter Rohstoffaufwand (KRA) pro funktionelle Einheit (FE), Parameteranalyse (Basisszenario)

Ist die Anlage durchgehend im Betrieb (24/7), ist eine Reduktion des Gesamtrohstoffaufwands im Vergleich zum Basisszenario um durchschnittlich 41 % möglich. Wird die Anlage im Einschichtbetrieb (8/5) oder sogar nur eine halbe Schicht pro Woche (4/1) betrieben, steigt der KRA um bis zu 748 % für EA und 1137 % für MA im Vergleich zum Basisszenario. Dies liegt darin begründet, dass bei einer geringen Anlagenauslastung die Umweltbelastungen durch das Aufheizen der Anlage sowie das Halten der Absenkttemperatur außerhalb der Betriebszeiten auf eine geringere Anzahl an gereinigten Bauteilen verteilt werden. Werden anstatt drei fünf Bauteile pro Zyklus gereinigt, kann der kumulierte Rohstoffaufwand für beide Reinigungsanlagen gegenüber dem Basisszenario im Mittel um etwa 40 % gesenkt werden. Eine Änderung des Betriebszustandes für die Einkammer-Reinigungsanlage auf eine höhere Prozesstemperatur von 70 °C bei einer gleichzeitig niedrigeren mechanischen Einwirkung führt hingegen zu einer Zunahme des KRA um 37 % gegenüber dem Basisszenario. Die Änderung des Betriebszustandes im Fall der Mehrkammer-Reinigungsanlage hat hingegen einen vernachlässigbar geringen Einfluss. Ebenso führt die Verwendung eines Ölabscheiders zu keinen signifikanten Änderungen des KRA.

Aus den Szenarien „min“ und „max“ ergeben sich folglich die in Abbildung 27 dargestellten maximalen Schwankungsbreiten. Der dargestellte horizontale Balken entspricht dabei den Umweltwirkungen des Basisszenarios.

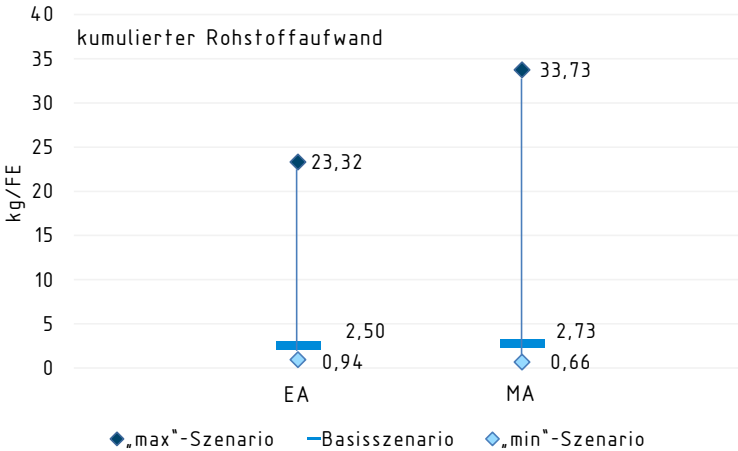


Abbildung 27: Kumulierter Rohstoffaufwand (KRA) pro funktionelle Einheit (FE), Szenarioanalyse (Basisszenario, „min“-Szenario, „max“-Szenario)

Das Szenario „min“ führt zu einer Gesamtreduktion des kumulierten Rohstoffaufwandes um 62 % (EA) bzw. 75 % (MA). Aus dem Szenario „max“ resultiert stattdessen ein Zuwachs der Umweltwirkungen um 800 % für die Einkammer-Reinigungsanlage und um 1130 % für die Mehrkammer-Reinigungsanlage.

6.1.3 Wasserverbrauch

Der Wasserverbrauch wurde entsprechend der Definition des Blauwasserverbrauchs bewertet. Berücksichtigt wurde der tatsächliche Verbrauch. Hierunter zählt ausschließlich der Anteil des Wassers, welches nicht zurückgeführt werden kann. Aus diesem Grund wird trotz Cut-off-Ansatz die Rückgewinnung des Wassers im Zuge der Aufbereitung berücksichtigt, weswegen die Verwertungsphase negative Werte für den Blauwasserverbrauch aufweisen kann. Abbildung 28 zeigt eine Übersicht über den Wasserverbrauch für die Einkammer- und die Mehrkammer-Reinigungsanlage.

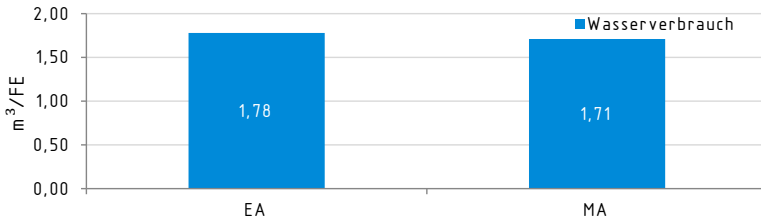


Abbildung 28: Wasserverbrauch pro funktionelle Einheit (FE) für den gesamten Lebenszyklus (Basisszenario)

Im Gegensatz zum KEA und KRA weist die Mehrkammer-Reinigungsanlage in Bezug auf den Wasserverbrauch einen geringeren Wert als die Einkammer-Reinigungsanlage auf. Es liegt eine Differenz von 0,07 m³/FE vor. Dies entspricht einer prozentualen Abweichung von etwa 4 %. Grund hierfür ist das niedrigere Fassungsvermögen der Reinigungs- und Spülbecken. In Abbildung 29 ist der Wasserverbrauch zusätzlich, unterteilt nach den einzelnen Lebenswegphasen, dargestellt.

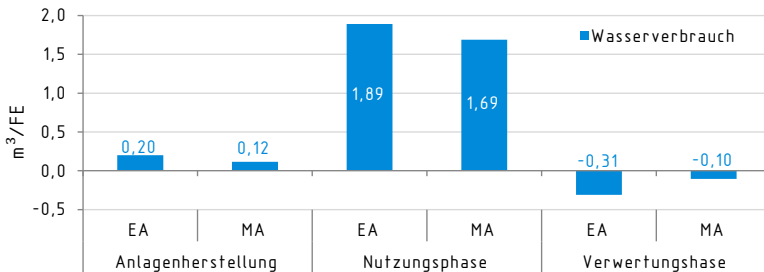


Abbildung 29: Wasserverbrauch pro funktionelle Einheit (FE), unterteilt nach Lebenszyklusphasen (Basisszenario)

Durchschnittlich 9 % des Wassers werden in der Anlagenherstellung verbraucht, während die Nutzungsphase im Mittel einen Anteil von 103 % einnimmt. In der Verwertungsphase können hingegen im Durchschnitt 12 % zurückgewonnen werden. Hierdurch reduziert sich der tatsächliche Wasserverbrauch über den gesamten Lebenszyklus. Die Parameteranalyse auf Grundlage des definierten Basisszenarios stellt die Abhängigkeit des Wasserverbrauchs bezüglich unterschiedlicher Parametervariationen heraus (Abbildung 30; 0%-Linie entspricht dem Basisszenario). Eine positive prozentuale Änderung entspricht dabei einer Erhöhung des Blauwasser- verbrauchs.

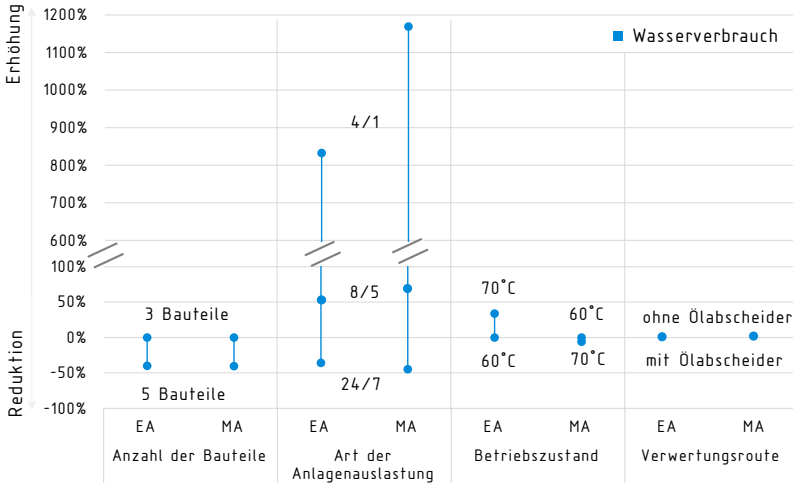


Abbildung 30: Wasserverbrauch pro funktionelle Einheit (FE), Parameteranalyse, (Basisszenario)

Den größten Einfluss auf den Wasserverbrauch hat die Anlagenauslastung. Ist die Anlagenauslastung gering, kann der Verbrauch lediglich auf eine geringe Anzahl an Bauteilen verteilt werden, da die Häufigkeit des Wasserwechsels weitgehend unabhängig von der Anlagenauslastung ist. Werden fünf anstatt drei Bauteile gleichzeitig gereinigt, sinkt der Wasserverbrauch pro FE im Schnitt um 40 % im Vergleich zum Basisszenario. Sinkt die Anlagenauslastung hingegen auf eine Schicht pro Tag (8/5) oder sogar auf eine halbe Schicht pro Woche (4/1), erhöht sich der Wasserverbrauch pro FE erheblich. Gegenüber dem Basisszenario ist eine Zunahme von bis zu 833 % für EA und bis zu 1169 % für MA möglich. Während die Variation des Betriebszustands für MA lediglich einen geringen Einfluss zeigt, führt bei der EA eine höhere Betriebstemperatur von 70 °C zu einer Erhöhung des Wasserverbrauchs um 34 % im Vergleich zum Basisszenario. Der Einsatz des Ölabscheiders zeigt hingegen auch auf den Wasserverbrauch keinen signifikanten Einfluss.

Die maximalen Schwankungsbreiten für den Blauwasserverbrauch sind in Abbildung 31 dargestellt. Die eingezeichneten horizontalen Balken entsprechen dabei den Umweltwirkungen des Basisszenarios.

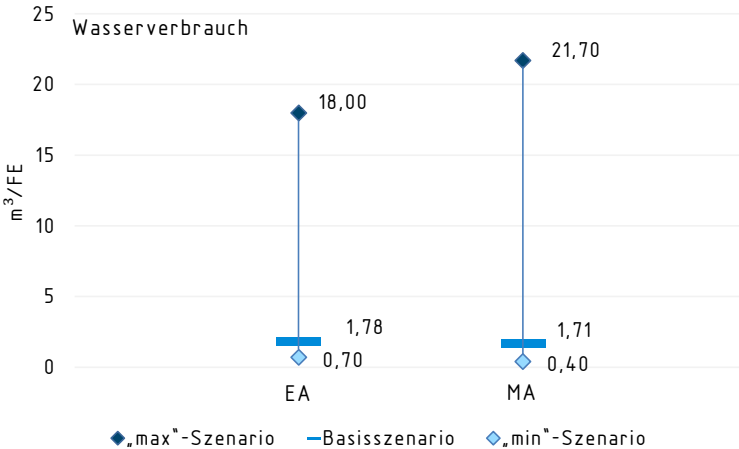


Abbildung 31: Wasserverbrauch pro funktionelle Einheit (FE), Szenarioanalyse, (Basisszenario, „min“-Szenario, „max“-Szenario)

Die größtmögliche Reduktion des Wasserverbrauchs vom Basisszenario beträgt 62 % (EA) bzw. 75 % (MA). Die ermittelte Gesamtzunahme im Rahmen des Szenarios „max“ liegt wiederum bei 911 % (EA) bzw. 1169 % (MA).

6.1.4 Flächeninanspruchnahme

Für die Bewertung der Flächeninanspruchnahme wurden die benötigten Flächen zur Bereitstellung der Rohstoffe berücksichtigt. Bei der Zuordnung verschiedener Flächenarten in Siedlungs- und Landwirtschaftsflächen wurde, wie unter Kapitel 4.1.1 beschrieben, vorgegangen. Die Flächeninanspruchnahme über den gesamten Lebenszyklus ist in Abbildung 32 für die Einkammer- sowie für die Mehrkammer-Reinigungsanlage dargestellt.

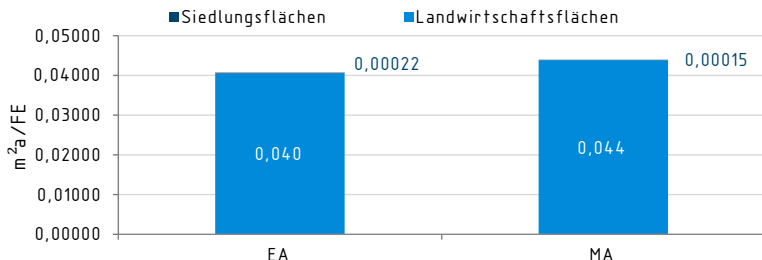


Abbildung 32: Flächeninanspruchnahme pro funktionelle Einheit (FE) für den gesamten Lebenszyklus (Basisszenario)

Die Flächeninanspruchnahme wird dominiert von dem Einfluss der Inanspruchnahme von Landwirtschaftsflächen. Die EA weist weiterhin einen geringfügig niedrigeren Bedarf auf, wobei die Differenz zur Mehrkammer-Reinigungsanlage bei etwa 0,004 m²a/FE liegt. Dies entspricht einer prozentualen Abweichung von 9 %. Zur Verdeutlichung wurde eine Differenzierung in die Lebenszyklusphasen Anlagenherstellung, Nutzungs- und Verwertungsphase vorgenommen (Abbildung 33).

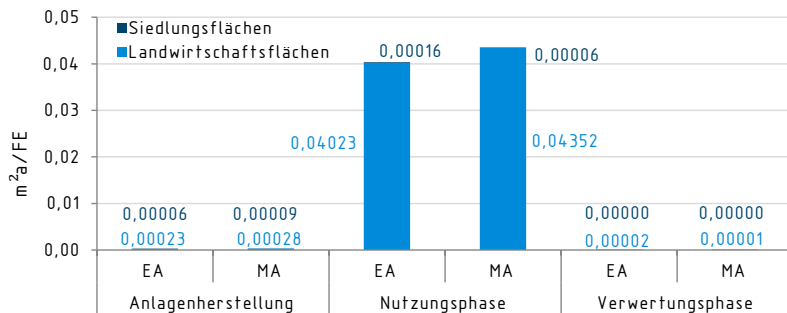


Abbildung 33: Flächeninanspruchnahme pro funktionelle Einheit (FE), unterteilt nach Lebenszyklusphasen (Basisszenario)

Der Einfluss der Verwertungsphase ist in Bezug auf die Flächeninanspruchnahme mit durchschnittlich 0,04 % vernachlässigbar gering. Ebenso die Anlagenherstellung, welche im Mittel 0,8 % zur gesamten Flächeninanspruchnahme beiträgt. Die Nutzungsphase nimmt stattdessen jeweils einen Anteil von etwa 99 % ein. Die Haupteinflussgrößen auf die Flächeninanspruchnahme wurden mithilfe einer Parameteranalyse ermittelt. Deren Ergebnisse sind in Abbildung 34 dargestellt, wobei die 0%-Linie das Ba-

Basisszenario und eine positive prozentuale Änderung eine Erhöhung der Flächeninanspruchnahme darstellt.

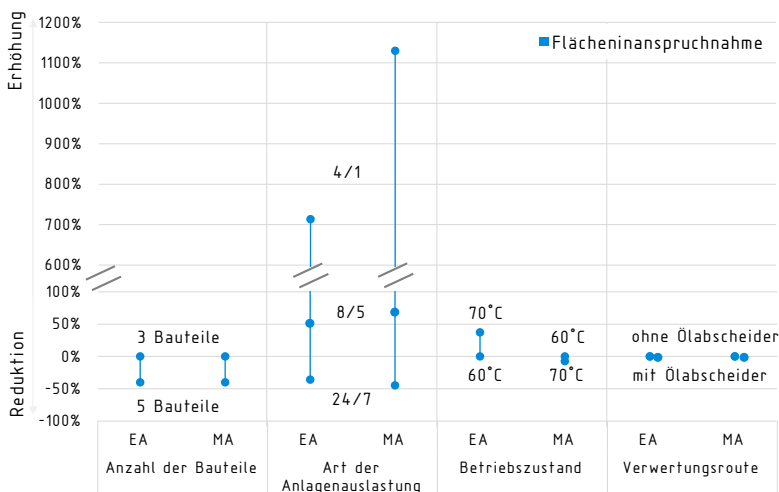


Abbildung 34: Flächeninanspruchnahme pro funktionelle Einheit (FE), Parameteranalyse (Basisszenario)

Auch für die Flächeninanspruchnahme hat die Art der Anlagenauslastung einen erheblichen Einfluss. Ähnlich wie bei den Umweltindikatoren KEA und KRA werden bei einer niedrigen Anlagenauslastung die Umweltwirkungen lediglich auf eine kleine Anzahl an gereinigten Bauteilen verteilt.

Werden fünf anstatt drei Bauteile pro Zyklus gereinigt, kann die Flächeninanspruchnahme pro gereinigtes Bauteil im Vergleich zum Basisszenario durchschnittlich um 40 % gesenkt werden. Eine Reduktion der Anlagenauslastung bewirkt hingegen eine deutliche Zunahme der Flächeninanspruchnahme pro FE. Ist die Reinigungsanlage lediglich eine Schicht pro Tag (8/5) oder eine halbe Schicht pro Woche (4/1) in Betrieb, steigt der Flächenverbrauch im Vergleich zum Basisszenario um bis zu 714 % für EA und bis zu 1130 % für MA.

Wird der Betriebszustand von EA auf eine höhere Betriebstemperatur mit einer geringen mechanischen Einwirkung (Betriebszustand „70 °C“) geändert, führt dies zu einem höheren Flächenverbrauch von 37 % in Bezug auf das Basisszenario. Im Gegensatz hierzu sorgt eine Änderung des Betriebs-

zustandes der MA lediglich für eine geringe Variation der Flächeninanspruchnahme gegenüber dem Basisszenario. Der Einsatz eines Ölabscheiders hat währenddessen für beide Anlagen keinen signifikanten Einfluss auf die Umweltbelastung pro FE.

Die maximale Schwankungsbreite, welche sich durch eine Kombination der untersuchten Parameter ergibt, ist in Abbildung 35 dargestellt. Der eingezeichnete horizontale Balken entspricht dabei den Umweltwirkungen des Basisszenarios.

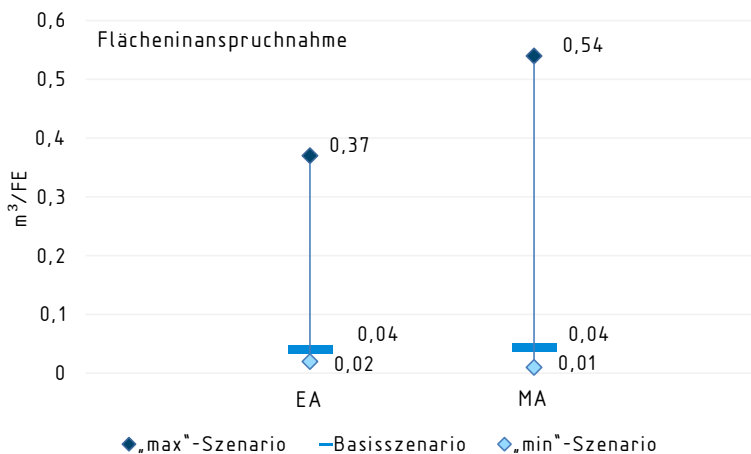


Abbildung 35: Flächeninanspruchnahme pro funktionelle Einheit (FE), Szenarioanalyse, (Basisszenario, „min“-Szenario, „max“-Szenario)

Für das Szenario „min“ tritt eine Gesamtreduktion der Flächeninanspruchnahme gegenüber dem Basisszenario von 62 % (EA) bzw. 76 % (MA) auf. Das Szenario „max“ verzeichnet im Vergleich eine Zunahme von 835 % (EA) bzw. 1137 % (MA) im Vergleich zum Basisszenario.

6.1.5 Treibhausgaspotenzial

Die Berechnung des Treibhausgaspotenzials erfolgt entsprechend der Methode CML 2001 (Stand Januar 2016). In Abbildung 36 ist das Treibhausgaspotenzial GWP100 für die Einkammer- und die Mehrkammer-Reinigungsanlage über deren gesamten Lebensweg dargestellt.

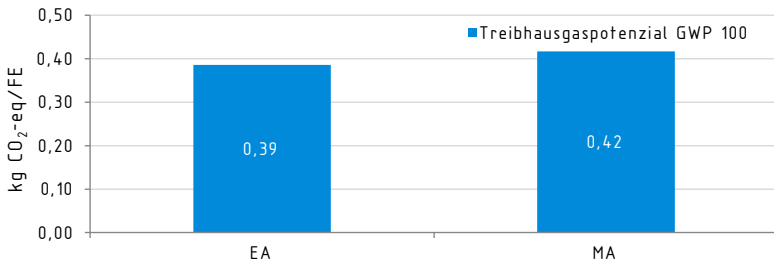


Abbildung 36: Treibhausgaspotenzial GWP100 pro funktionelle Einheit (FE) für den gesamten Lebenszyklus

Das Treibhausgaspotenzial der Einkammer-Reinigungsanlage ist im Vergleich zur Mehrkammer-Reinigungsanlage um 0,03 kg CO₂-eq/FE höher. Die Differenz entspricht einer prozentualen Abweichung von rund 7 %. Abbildung 37 zeigt eine Analyse des Treibhausgaspotenzials, unterteilt nach den Lebenswegphasen Anlagenherstellung, Nutzungs- und Verwertungsphase.

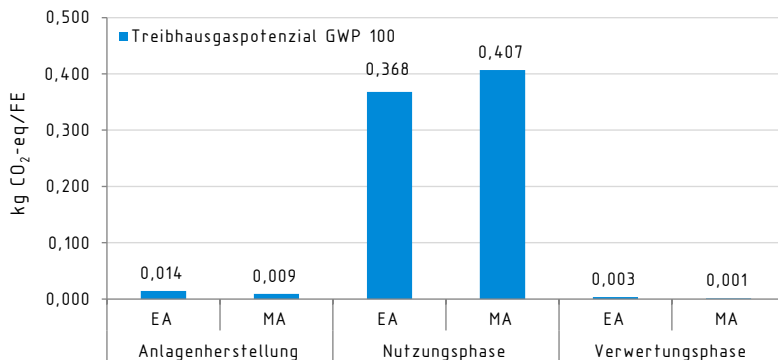


Abbildung 37: Treibhausgaspotenzial GWP100 pro funktionelle Einheit (FE), unterteilt nach Lebenszyklusphasen

Die Anlagenherstellung nimmt einen Anteil von 3,7 % (EA) bzw. 2,2 % (MA) am Gesamt Treibhausgaspotenzial ein, während der Anteil der Nutzungsphase 95,3 % (EA) bzw. 97,6 % (MA) beträgt. Der Einfluss der Verwertungsphase ist hingegen in Bezug auf das Treibhausgaspotenzial mit 0,9 % (EA) und 0,3 % (MA) äußerst gering. Die Ergebnisse der nachfolgenden Parameter- und Szenarienanalysen zeigen den Einfluss einzelner (Abbildung 38) und kombinierter (Abbildung 39) Parametervariationen auf

das Gesamt Treibhausgaspotenzial pro funktionelle Einheit. In Abbildung 38 stellt die 0%-Linie das Basisszenario dar; Parameter, die zu einer Erhöhung des Treibhausgaspotenzials führen, haben eine positive prozentuale Änderung des Treibhausgaspotenzials zur Folge.

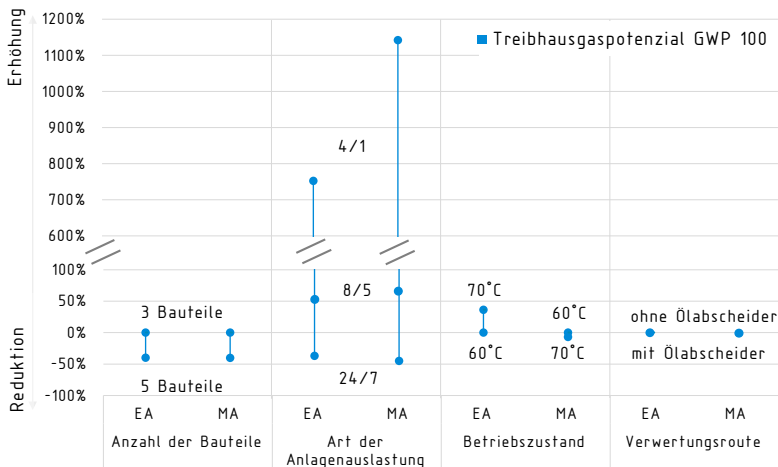


Abbildung 38: Treibhausgaspotenzial GWP100 pro funktionelle Einheit (FE), Parameteranalyse (Basisszenario)

Ähnlich wie bei den vorangegangenen Wirkungskategorien hat die Anlagenauslastung den größten Einfluss auf das Treibhausgaspotenzial. Ist die Anlagenauslastung gering, werden die Umweltbelastungen pro Bauteil auf eine niedrigere Anzahl an Bauteilen verteilt. Dies hängt vor allem mit den Energieaufwendungen zum Hochheizen der Anlage, welches mit Ausnahme des Dauerbetriebs jeden Tag erfolgen muss, sowie dem Energieverbrauch zum Halten der Absenkttemperatur außerhalb der Betriebszeiten zusammen.

Die Erhöhung der Anzahl an Bauteilen pro Reinigungszyklus von drei auf fünf bewirkt eine Reduktion des Treibhausgaspotenzials um etwa 40 % im Vergleich zum Basisszenario. Sinkt die Anlagenauslastung hingegen, führt dies zu einer Zunahme der Umweltbelastung um bis zu 752 % (EA) bzw. 1142 % (MA).

Die Variation des Betriebszustandes hat stattdessen lediglich einen signifikanten Einfluss bei der Einkammer-Reinigungsanlage. Im Fall einer höheren Betriebstemperatur nimmt das Treibhausgaspotenzial bei einer gleichzeitig niedrigeren mechanischen Einwirkung pro FE um 36 % gegenüber dem Basisszenario zu.

Die Verwendung eines Ölabscheiders hat hingegen vernachlässigbar geringe Auswirkungen auf das Treibhausgaspotenzial pro gereinigtem Bauteil.

In Abbildung 39 ist die maximale Schwankungsbreite des Treibhausgaspotenzials dargestellt.

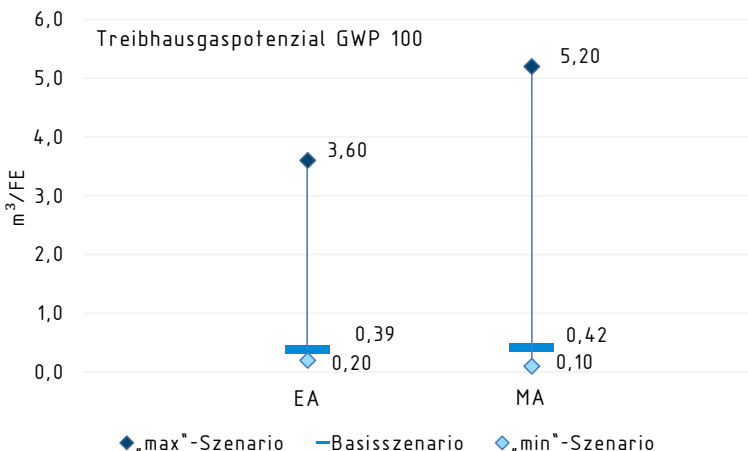


Abbildung 39: Treibhausgaspotenzial GWP100 pro funktionelle Einheit (FE), Szenarioanalyse, (Basisszenario, „min“-Szenario, „max“-Szenario)

Das Szenario „min“ führt zu einer Abnahme des Treibhausgaspotenzials pro funktioneller Einheit um 62 % (EA) bzw. 75 % (MA). Aus dem Szenario „max“ resultiert hingegen eine Zunahme gegenüber dem Basisszenario um 838 % für die Einkammer-Reinigungsanlage und um 1142 % für die Mehrkammer-Reinigungsanlage.

6.1.6 Ergebnisgegenüberstellung der ökologischen Bewertung

Um die Einkammer- mit der Mehrkammer-Reinigungsanlage für das Basisszenario übersichtlich für alle betrachteten Umweltindikatoren vergleiche

chen zu können, wurden die Ergebnisse der ökologischen Bewertung für jeden Indikator jeweils auf den Indikatorwert der Einkammer-Reinigungsanlage normiert (Abbildung 40).

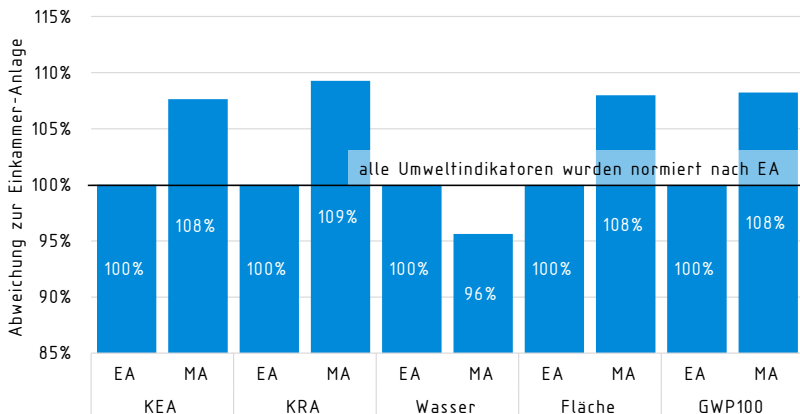


Abbildung 40: Ergebnisse der ökologischen Bewertung normiert auf EA - Basisszenario

Anhand Abbildung 40 wird ersichtlich, dass die Mehrkammer-Reinigungsanlage für alle betrachteten Umweltwirkungen mit Ausnahme des Wasserverbrauchs eine höhere Umweltbelastung aufweist. Die Differenz zur Einkammer-Reinigungsanlage liegt je nach Umweltindikator bei 8 bis 9 %. Grund hierfür ist der anteilig höhere Energieverbrauch der Mehrkammer-Reinigungsanlage pro FE. Dieser wird v. a. durch einen höheren Leistungsbedarf während der Nachtabenkung verursacht. Im Gegensatz hierzu verzeichnet die Einkammer-Reinigungsanlage aufgrund des größeren Fassungsvermögens von Reinigungs- und Spülbecken einen höheren Wasserverbrauch gegenüber der Mehrkammer-Reinigungsanlage.

In Abbildung 41 und Abbildung 42 ist ein Vergleich der Schwankungsbreiten (min/max) für alle Umweltwirkungen zu sehen. Für eine übersichtliche Darstellung wurden die Umweltindikatoren beider Szenarien jeweils nach dem Basisszenario der EA bzw. MA normiert. Die Gegenüberstellung des Szenarios „min“ mit dem Basisszenario zeigt, dass eine höhere Reduktion der Umweltwirkungen für die Mehrkammer-Reinigungsanlage möglich ist. Beispielsweise weist KEA für EA lediglich 38 % der Umweltbelastung pro FE im Vergleich zum Basisszenario auf. Daraus ergibt sich eine Reduktion

von KEA um 62 %. Dies gilt ebenso für die anderen Umweltindikatoren. Generell kann für die Mehrkammer-Reinigungsanlage eine Reduktion von rund 75 % erreicht werden, während für die Einkammer-Reinigungsanlage eine Abnahme von 62 % im Vergleich zum Basisszenario vorliegt.

Im Fall des „min“-Szenarios weist die Mehrkammer-Reinigungsanlage folglich niedrigere Umweltwirkungen auf. Grund hierfür ist die Art des Energieverbrauchs der beiden Anlagen. Wird eine durchgängige Anlagenauslastung (24/7) gewählt, wird der Gesamtenergieverbrauch ausschließlich vom Energiebedarf des Reinigungsprozesses bestimmt. Während die Einkammer-Reinigungsanlage einen geringeren Energiebedarf in Bezug auf die Nachtabenkung aufweist, ist deren Energieverbrauch in Bezug auf die Heizphase und den Reinigungsvorgang selbst gegenüber der Mehrkammer-Reinigungsanlage höher. Da die betrachteten Wirkungskategorien primär vom Strombedarf beeinflusst werden, können im „min“-Szenario für die Mehrkammer-Reinigungsanlage geringere Umweltbelastungen gegenüber der Einkammer-Reinigungsanlage erreicht werden.

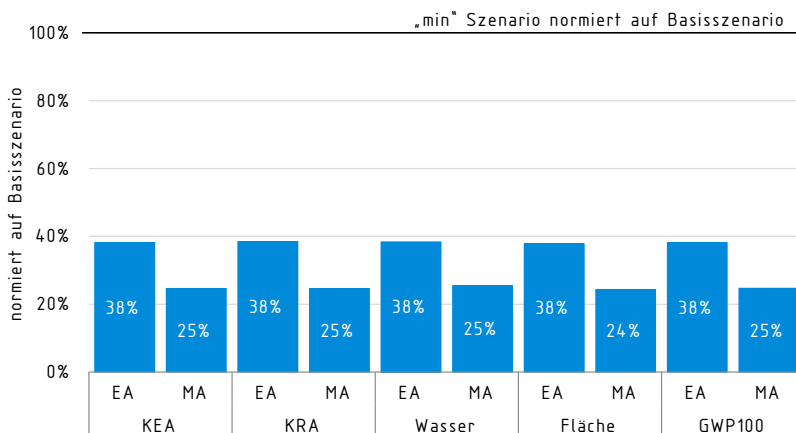


Abbildung 41: Ergebnisse der ökologischen Szenarioanalyse für das Szenario „min“ normiert auf das Basisszenario

Abbildung 42 verdeutlicht jedoch, dass gegenüber dem Szenario „min“, das Szenario „max“ eine deutliche Zunahme der Umweltwirkungen für alle

Umweltindikatoren nach sich zieht. Grund hierfür ist primär eine sehr geringe Anlagenauslastung (4/1), wobei diese auf die Mehrkammer-Reinigungsanlage einen größeren Einfluss hat als auf die Einkammer-Reinigungsanlage. Dies ist auf den höheren Energieverbrauch während der Nachtabsenkung zurückzuführen, welche im Fall einer Anlagenauslastung von einer halben Schicht pro Woche den Gesamtenergiebedarf pro FE dominiert.

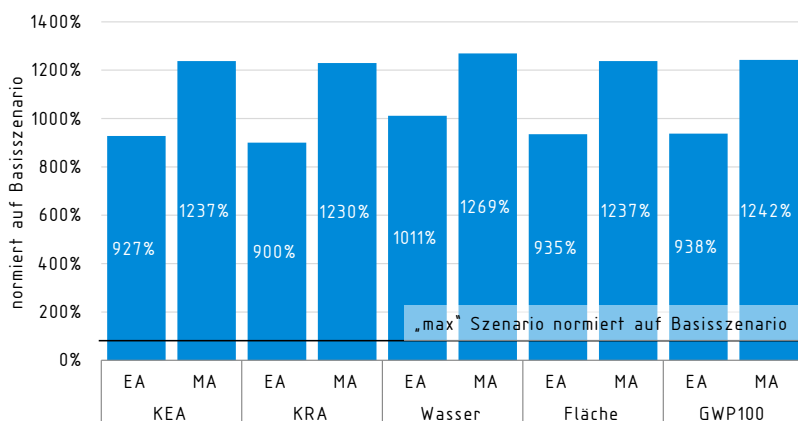


Abbildung 42: Ergebnisse der ökologischen Szenarioanalyse für das Szenario „max“ normiert auf das Basisszenario

6.2 Rohstoffkritikalität - Versorgungsrisiko

Zur Bewertung der Rohstoffkritikalität wurde die Kritikalitätsanalyse nach VDI 4800 Blatt 2 „Ressourceneffizienz - Bewertung des Rohstoffaufwands“⁵⁹ durchgeführt. Dabei wurden die Rohstoffe, welche in der Anlagenherstellung massentechnisch eine übergeordnete Rolle spielen, berücksichtigt. Hierzu zählt Stahl und Edelstahl mit den häufigsten eingesetzten Legierungselementen (Chrom, Nickel, Molybdän, Wolfram, Vanadium, Silizium, Mangan, Phosphat, Titan und Niob)⁶⁰ sowie die Metalle Aluminium und Kupfer. Aufgrund einiger Kunststoffelemente, z. B. für Dichtungen, wurde zudem der fossile Rohstoff Erdöl betrachtet. Weiterhin hat die ökolo-

⁵⁹ Vgl. VDI 4800 Blatt 2:2018-03.

⁶⁰ Vgl. Informationsstelle Edelstahl Rostfrei.

gische Bewertung gezeigt, dass die Nutzungsphase bzw. der Strombedarf einen zentralen Anteil an den resultierenden Umweltwirkungen hat. Deswegen stehen ebenfalls die Energierohstoffe Kohle, Erdgas und Uran im Fokus der Kritikalitätsbewertung. Der eingesetzte Reiniger ist weder mengenmäßig noch in Bezug auf die ökologische und ökonomische Bewertung relevant, weswegen dessen Bestandteile hier nicht betrachtet wurden. Um die Bewertung nachvollziehen zu können, folgt zuerst eine kurze Erläuterung zu den Indikatoren des Versorgungsrisikos.

(1) Geologische, technische und strukturelle Kriterien

Statische Reichweite

Die statische Reichweite steht für das Verhältnis zwischen den vorhandenen globalen Reserven und der Jahresproduktion des Rohstoffes:

$$\textit{statische Reichweite} = \frac{\text{globale Reserven}}{\text{Jahresproduktion des Rohstoffes}} \quad (6.1)$$

Der Begriff Reserve bezeichnet dabei die Teilmenge der geologischen Ressourcen, deren Förderung zum gegebenen Zeitpunkt wirtschaftlich und technologisch machbar ist. Zur Berechnung der statischen Reichweite der metallischen Rohstoffe wurden die Rohstoffdaten des U.S. Geological Survey herangezogen. Berücksichtigt wurde jeweils die Jahresproduktion und die Reservenverfügbarkeit zum Stand 2018⁶¹. Für die restlichen Rohstoffe wurde die Datenbank des World Energy Councils verwendet (Stand 2016)⁶².

Koppelproduktion/Nebenproduktion

Wenn ein Rohstoff als Neben- oder Koppelprodukt gewonnen wird, besteht eine Abhängigkeit zum Angebot bzw. zur Nachfrage des Hauptprodukts. Aus diesem Grund erfolgt eine Klassifizierung nach dem „Grad der Koppelproduktion/Nebenproduktion“. Die Datenbasis für die Bewertung lieferte eine Studie zum Thema Rohstoffkritikalität des Instituts für Zukunfts-

⁶¹ Vgl. U.S. Geological Survey (USGS) (2019).

⁶² Vgl. World Energy Council (2016).

studien und Technologiebewertung (IZT)⁶³. Weiterhin wurden VDI-Standardwerte berücksichtigt und auf Expertenwissen zurückgegriffen.

Recycling

Das Kriterium Recycling betrachtet die stoffliche Verwertung von End-of-Life-Abfällen. Liegen etablierte Recyclingtechnologien vor, können natürliche Ressourcen geschont und das Gesamtrohstoffangebot durch Sekundärrohstoffe erweitert werden. Je stärker etablierte Recyclingtechnologien zur Verfügung stehen und je geringer der Grad des Downcyclings ist, desto positiver wirkt sich dies auf die Rohstoffkritikalität aus. Ein stoffliches Recycling ist im Fall der fossilen Energierohstoffe nicht möglich, weswegen diese auf den Indikatorwert 1 (Recycling nicht etabliert) gesetzt wurden. Die Datenbasis für die Bewertung der restlichen Rohstoffe lieferte die Studie zum Thema Rohstoffkritikalität des Instituts für Zukunftsstudien und Technologiebewertung (IZT).

Logistische Beschränkung

Der Parameter „Wirtschaftlichkeit von Lagerung und Transport“ berücksichtigt die Transportentfernungen, Handelsverflechtungen und Lagerfähigkeit eines Rohstoffes. Als Datenbasis wurden vorgegebene Standardwerte der VDI-Richtlinie herangezogen oder auf Expertenschätzungen zurückgegriffen. Bei der Klassifizierung von Uran wurde die Gefahr der radioaktiven Strahlung berücksichtigt.

Beschränkung durch Naturereignisse

Dieser Indikator bezieht sich maßgeblich auf biotische Rohstoffe, deren Verfügbarkeit teilweise erheblich durch Naturereignisse (z. B. Dürre, Überschwemmung und Schädlingsbefall) beeinflusst werden kann. Die Anfälligkeit gegenüber Naturereignissen ist für die Gewinnung und Förderung von mineralischen und fossilen Rohstoffen gering. Aus diesem Grund wird diesen laut VDI-Richtlinie der Standardwert 0 zugeordnet.

⁶³ Vgl. Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung (IZT) (2011).

(2) Geopolitische und regulatorische Kriterien

Länderkonzentration der Reserven

Ist eine hohe Verteilung der Reserven auf mehrere Länder gegeben, liegt ein geringeres Risiko zur Ausnutzung einer vorhandenen Marktmacht vor. Das Länderrisiko der Reserven wurde mithilfe des Herfindahl-Hirschmann-Index (HHI) bestimmt. Dieser ist definiert als die Summe der quadrierten Anteilswerte x_i aller Marktteilnehmer n .

$$HHI = \sum_{i=1}^n \left(\frac{x_i}{\sum_{i=1}^n x_i} \right)^2 \quad (6.2)$$

Bei der Berechnung muss sichergestellt werden, dass mindestens 80 % der Gesamtreserven berücksichtigt werden. Als Berechnungsgrundlage wurde die gleiche Datenbasis wie im Fall der statischen Reichweite herangezogen.

Länderkonzentration der Produktion

Der Indikator „Länderkonzentration der Produktion“ dient ebenfalls zur Bewertung der Marktmachtverteilung. Hierfür wurde ebenfalls der Herfindahl-Hirschmann-Index (HHI) als Berechnungsmethode verwendet, wobei auf die Datenbasis der „statischen Reichweite“ und der „Länderkonzentration der Reserven“ zurückgegriffen werden konnte.

Geopolitische Risiken der Weltproduktion

Die politische Stabilität eines Landes kann den Rohstoffzugang maßgeblich beeinflussen. Hierzu zählen insbesondere Länder in denen anhaltende politische und militärische Auseinandersetzungen bestehen. Das politische Risiko wurde auf Basis der Indikatoren „Mitspracherecht und Verantwortung“ und „Politische Stabilität und Abwesenheit von Gewalt“ berechnet. In die Bewertung gehen beide Indikatoren jeweils für die Gesamtheit (mindestens 80 %) aller Abbau- und Exportländer ein. Beide werden jährlich für derzeit insgesamt 215 Länder von der Weltbank als Bestandteil der World

Governance Indicators (WGI) erhoben. Als Datengrundlage diente das Jahr 2017⁶⁴.

Regulatorische Situation der Rohstoffprojekte

Neben der politischen Stabilität wird die Rohstoffverfügbarkeit ebenfalls durch die wirtschaftlichen, steuerlichen und umweltpolitischen Rahmenbedingungen der Abbau- und Exportländer beeinflusst. Die regulatorische Situation von Rohstoffprojekten wird im Rahmen der Kritikalitätsbewertung durch den Indikator „Regulatorisches Länderrisiko“ berücksichtigt. Zur Berechnung wurden die vier Weltbankindikatoren „Schutz des Eigentums“, Handels-, Wettbewerbs- und Umweltpolitik“, „Korruptionskontrolle“ und „Bürokratieaufwand und öffentlichen Daseinsfürsorge“ für mindestens 80 % der Abbau- und Exportländer eines Rohstoffes herangezogen. Als Datengrundlage diente ebenfalls das Bezugsjahr 2017⁶⁴.

(3) Ökonomische Kriterien

Unternehmenskonzentration der globalen Produktion

Rohstoffpreise sowie Rohstoffangebot können entscheidend durch die Unternehmen beeinflusst werden, weswegen sich eine geringe Unternehmenskonzentration kritisch auf das Versorgungsrisiko auswirkt. Entsprechend zur Länderkonzentration der Reserven und der Produktion wird auch die Unternehmenskonzentration der globalen Produktion mithilfe des Herfindahl-Hirschmann-Index (HHI) berechnet. Als Datengrundlage für die Bestimmung der Unternehmenskonzentration der Rohstoffe Eisen, Uran und Kohle wurden die Informationen zur jährlichen Produktionsmenge des World Steel Association (Stand 2017)⁶⁵, die Datenbank der World Nuclear Association (Stand 2017)⁶⁶ sowie die Datenbank Global Coal Exit List (GCEL) (Stand 2018)⁶⁷ herangezogen. Für die metallischen Rohstoffe wurden die entsprechenden Werte aus den DERA-Rohstoffinformationen der

⁶⁴ Vgl. World Bank Group (2019).

⁶⁵ Vgl. World Steel Association (2017).

⁶⁶ Vgl. World Nuclear Association (2019).

⁶⁷ Vgl. Urgewald.

Rubrik „Firmenkonzentration“⁶⁸ und aus dem rohstoffwirtschaftlichen Steckbrief der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR)⁶⁹ übernommen. Für die Rohstoffe Erdöl und Erdgas sind hingegen die Standardwerte entsprechend der VDI-Richtlinie Grundlage.

Globaler Nachfrageimpuls

Innovative Technologiesprünge oder Technologiewechsel können eine disruptive Nachfragesteigerung mit sich bringen. Im Zuge einer starken Nachfragesteigerung erhöht sich das Risiko von Preissteigerungen abhängig davon, ob eine gleichzeitige Ausweitung der Produktion realisiert werden kann. Eine sich hierdurch ergebende Beeinflussung der Rohstoffkritikalität wird anhand des Indikators „Grad der Nachfragesteigerung“ berücksichtigt. Für die Bewertung der Rohstoffkritikalität wurden soweit möglich, Standardwerte entsprechend der zugrunde liegenden VDI-Richtlinien übernommen sowie auf Expertenschätzungen zurückgegriffen.

Substituierbarkeit

Eine funktionelle Substitution von Rohstoffen kann aus Technologie und Funktionssicht machbar sein, jedoch hohe Kosten nach sich ziehen. Aus diesem Grund wird im Rahmen der Ressourcenkritikalität die Substituierbarkeit eines Rohstoffes kategorial bewertet. Die Klassifizierung reicht von einer vollständigen Substituierbarkeit ohne größeren Aufwand und Leistungseinbußen bis hin zur technischen und/oder wirtschaftlich nicht vertretbaren Substitution. Für die Bewertung der Rohstoffkritikalität wurde analog zum Indikator „Grad der Nachfragesteigerung“ auf Standardwerte entsprechend der VDI-Richtlinie oder Expertenschätzungen zurückgegriffen.

Rohstoffpreisschwankungen

Die Schwankungsbreiten innerhalb eines bestimmten Zeitraumes von Rohstoffpreisen werden mithilfe des Indikators „Annualisierte Preisvolatilität“ berechnet. In diesem Fall wurde der Zeitraum Februar 2018 bis Januar

⁶⁸ Vgl. Deutsche Rohstoffagentur (DERA) (2014).

⁶⁹ Vgl. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR).

2019 berücksichtigt. Die „Annualisierte Preisvolatilität“ wurde für die Rohstoffe Kohle, Erdgas, Uran und Eisen auf Grundlage der vorliegenden täglichen Schlusskurs-Rohstoffpreise⁷⁰ ermittelt. Für die anderen Rohstoffe wurden die Werte des Volatilitätsmonitors 2019 der Deutschen Rohstoffagentur (DERA)⁷¹ herangezogen.

(4) Zusammenfassung

Die Ergebnisse der Rohstoffkritikalitätsbewertung des Versorgungsrisikos sind in Tabelle 15 dargestellt. Abgebildet sind die Kritikalitätswerte der einzelnen Indikatoren sowie die aggregierte Gesamtkritikalität. Zur besseren Übersicht wurden die Rohstoffe absteigend nach der Gesamtkritikalität angeordnet.

⁷⁰ Vgl. finanzen.net.

⁷¹ Vgl. Deutsche Rohstoffagentur (DERA) (2019).

Tabelle 15: Bewertung der Kritikalitätsdimension Versorgungsrisiko

Rohstoff/ Element	Anwendungsbereich	Geologische, technische und strukturelle Indikatoren					Geopolitische und regulatorische Indikatoren				Ökonomische Indikatoren				Aggregation (degressive Addition)
		Verhältnis von Reserven zu globaler Jahresproduktion	Grad der Koppelproduktion/ Nebenproduktion	Verbreitungsgrad funktioneller EoL- Recyclingtechnologien	Wirtschaftlichkeit von Lagerung und Transport	Verbreitungsgrad natürlicher Vorkommen /Anbaugebiete	Herfindahl-Hirschmann- Index der Reserven	Herfindahl-Hirschmann- Index der Länderproduktion	Politisches Länderrisiko	Regulatorisches Länderrisiko	Herfindahl-Hirschmann- Index der Unternehmen	Grad der Nachfragessteigerung	Substituierbarkeit	Annualisierte Preisvolatilität	
Vanadium	Legierungselement	0	1	0,7	0	0	1	1	0,7	0,7	0,3	0,3	0,3	1	0,92
Chrom	Legierungselement	1	0	0,3	0	0	1	1	0,7	0,3	0,3	0,3	0,3	0,7	0,91
Kobalt	Legierungselement	0,7	0,7	0,7	0	0	1	1	0,7	0,7	0,3	0,3	1	1	0,89
Wolfram	Legierungselement	0,7	0	0,3	0	0	1	1	0,7	0,3	1	0,3	0,7	0,3	0,88
Molybdän	Legierungselement	0,3	0	0,7	0	0	1	1	0,7	0,3	0,7	0	0,7	0,7	0,84
Phosphat	Legierungselement	0	0	1	0,7	0	1	1	0,7	0,3	0,7	0,3	1	0,3	0,81
Uran	Stromerzeugung	1	0	1	0,7	0	0,3	1	0,7	0,7	0,3	0,3	0,3	0	0,81
Niob	Legierungselement	0	0,3	0,7	0	0	1	1	0	0	1	0	0,7	0,7	0,79
Mangan	Legierungselement	0,7	0	0,3	0	0	0,7	0,7	0,7	0,7	0,3	0	1	1	0,76
Nickel	Legierungselement	0,7	0,3	0,3	0	0	0,7	0,3	0,7	0,3	0	0,3	1	0,7	0,75
Silizium	Legierungselement	0	0	0,7	0	0	0,3	1	0,7	0,3	1	0	0,7	0,3	0,71
Eisen	Stahl/Edelstahl	0,3	0	0,3	0	0	0,7	0,7	0,7	0,7	0	0	0,7	0	0,63
Aluminium	Aluminiummetall	0	0	0,3	0	0	0,7	0,7	0,7	0,7	0,3	0	0,7	0,7	0,63
Kupfer	Kupfermetall, Elektronik	0,7	0,3	0,3	0	0	0,3	0,7	0,7	0,3	0,3	0,3	0,7	0,7	0,62
Erdgas	Stromerzeugung	0,7	0,3	1	0,3	0	0,3	0,3	0,7	0,7	0,3	0	0	0	0,59
Kohle	Stromerzeugung	0	0	1	0	0	0,3	1	0,7	0,3	0,3	0,3	0	0	0,52
Erdöl	Kunststoffherstellung	0,3	0	0,3	0,3	0	0,3	0,3	0,7	0,3	0,3	0,7	0	1	0,52
Titan	Legierungselement	0	0	0,3	0	0	0,7	0,3	0,7	0,3	0,3	0	0,3	1	0,51

Daten berechnet und Quellen bekannt und referenziert
Standardwert durch Richtlinie vorgegeben
Expertenschätzung



Bezogen auf die aggregierte Gesamtkritikalität sind die Rohstoffe Vanadium, Chrom, Kobalt und Wolfram am kritischsten einzustufen, gefolgt von Molybdän, Phosphat und Uran. Mit Ausnahme von Uran handelt es sich hierbei um Legierungsbestandteile von Stahl- und Edelmetallen. Vor allem Chrom wird sehr häufig und in höheren Konzentrationen eingesetzt. Je nach Legierung können bis zu über 28 % Chrom⁷² enthalten sein. Der Einsatz von Kohle und Erdgas als fossile Energierohstoffe und der Einsatz von Erdöl zur Herstellung von Kunststoff ist hingegen in Bezug auf die Rohstoffkritikalität als unkritisch anzusehen.

Werden die einzelnen Indikatorwerte betrachtet, zeigt sich, dass vor allem die „Länderkonzentration der Reserven“ und die „Länderkonzentration der Jahresproduktion“ für einen Großteil der betrachteten Rohstoffe mit einem Kritikalitätswert von 0,7 oder 1 als kritisch bzw. sehr kritisch anzusehen sind. Dies gilt ebenfalls für das „Politische Länderrisiko“, da hier mit Ausnahme des Rohstoffes Niob alle Rohstoffe bei einer Kritikalität von 0,7 liegen. Im Gegensatz hierzu weist das „Regulatorische Länderrisiko“ und die „Unternehmenskonzentration der globalen Produktion“ für eine Vielzahl von Rohstoffen mit 0,3 lediglich einen moderaten Kritikalitätswert auf. Im Fall der metallischen Rohstoffe sind zudem die „Logistische Beschränkung“ sowie die „Beschränkung durch Naturereignisse“ unkritisch. Bei den Rohstoffen Erdgas, Erdöl und Uran ist hingegen die „Logistische Beschränkung“ nicht zu vernachlässigen. Vor allem der Transport und die Lagerung von Uran sind aufgrund der Gefahr vor radioaktiver Strahlung und der hiermit verbundenen aufzuwendenden Kosten als kritisch einzustufen.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass im Gegensatz zur ökologischen Bewertung bei der Kritikalitätsbewertung vorrangig die Anlagenherstellung eine zentrale Rolle spielt. Dies ist auf den Einsatz von Stahl und Edelstahl mit den entsprechenden Legierungselementen zurückzuführen. Die Verwendung von Kupfer und Aluminium sowie der Einsatz von Erdöl zur Herstellung von Kunststoffen können hingegen vergleichsweise als unkritisch eingestuft werden. Dies gilt ebenfalls für den Einsatz der

⁷² Vgl. Informationsstelle Edelstahl Rostfrei (ISER).

Rohstoffe Kohle und Erdgas zur Stromerzeugung, welche in der Nutzungsphase für die Reinigung der Bauteile benötigt wird.

6.3 Ökonomische Bewertung

Die ökonomische Bewertung umfasst analog zur ökologischen Bewertung die Auswertung des Basisszenarios und die Durchführung einer Parameteranalyse und einer Szenarioanalyse. Für die Szenarioanalyse wurden jeweils ein minimales und ein maximales Kostenszenario definiert. Dieses entspricht allerdings nicht dem minimalen und maximalen Umweltszenario, da hierfür die Ergebnisse der ökologischen Parameteranalyse zugrunde gelegt wurden. Im Fall der ökonomischen Bewertung orientiert sich die Szenarioanalyse an der ökonomischen Parameteranalyse. Für die Auswertung wurde die Methode der „Statischen Kostenbewertung“ (Kapitel 4.1.3) verwendet.

6.3.1 Statische Kostenbewertung

Mithilfe der Methode „statische Kostenbewertung“ wurden die Zusatzkosten pro Bauteil, welche bei der Reinigung entstehen, für eine Nutzungsdauer von 20 Jahren ermittelt. Aufgrund unterschiedlicher Zykluszeiten können die Gesamtkosten der Einkammer-Reinigungsanlage (zehn Minuten und 59 Sekunden) auf 63.737 Bauteile, die Gesamtkosten der Mehrkammer-Reinigungsanlage (zwölf Minuten und 41 Sekunden) auf lediglich 59.038 Bauteile umgelegt werden. Tabelle 16 zeigt die Ergebnisse der Kostenbewertung für das unter Kapitel 4.4 definierte Basisszenario für die Einkammer-Reinigungsanlage sowie für die Mehrkammer-Reinigungsanlage.

Tabelle 16: Statische Kostenbewertung – Basisszenario

Kostenfaktor	Einkammer-Anlage		Mehrkammer-Anlage	
	€/FE	Anteil	€/FE	Anteil
Anlagenherstellung				
Abschreibungskosten	0,09 €	9,12 %	0,16 €	13,60 %
Teilsumme	0,09 €	9,12 %	0,16 €	13,60 %
Nutzungsphase				
Anlagenkosten	0,03 €	3,18 %	0,02 €	2,15 %
Instandhaltungskosten	0,01 €	0,81 %	0,02 €	2,15 %
Rüstungskosten	0,02 €	1,36 %	0,00 €	0,00 %
Werkzeugkosten	0,00 €	0,02 %	0,00 €	0,00 %
Personalkosten	0,51 €	52,64 %	0,55 €	48,32 %
Energiekosten	0,21 €	21,8 %	0,23 €	19,73 %
elektrische Energie	0,17 €	17,67 %	0,19 €	16,22 %
Druckluft	0,04 €	4,13 %	0,04 €	3,51 %
Materialkosten	0,06 €	6,14 %	0,05 €	4,47 %
Kosten Reiniger	0,06 €	6,09 %	0,05 €	4,43 %
Kosten Wasser	0,00 €	0,05 %	0,00 €	0,04 %
Mietkosten	0,01 €	1,04 %	0,03 €	2,74 %
Mietkosten	0,01 €	1,04 %	0,03 €	2,74 %
Teilsumme	0,82 €	84,80 %	0,88 €	77,42 %
Verwertungsphase				
Demontage und Entsorgung	0,00 €	0,19 %	0,00 €	0,28 %
Kosten Abwasserentsorgung	0,00 €	0,39 %	0,01 €	0,50 %
Teilsumme	0,01 €	0,58 %	0,01 €	0,78 %
Zinskosten				
Kalkulatorische Zinskosten	0,05 €	5,50 %	0,09 €	8,20 %
Teilsumme	0,05 €	5,50 %	0,09 €	8,20 %
Gesamtsumme	0,97 €	100,00 %	1,14 €	100,00 %

Insgesamt werden die Gesamtkosten durch die Nutzungsphase dominiert. Im Mittel haben diese einen Anteil von 80 %. Die Kosten der Nutzungsphase werden wiederum hauptsächlich durch Personal- und Energiekosten verursacht. Etwa 50 % der Gesamtkosten fallen für Personalkosten und rund 20 % für Energiekosten an. Im Vergleich hierzu sind die Kosten pro Bauteil, verursacht durch die Verwertungsphase, vernachlässigbar gering.

Die Reinigungskosten pro Bauteil sind für die Mehrkammer-Reinigungsanlage um rund 17,5 % höher im Vergleich zur Einkammer-Reinigungsanlage. Dies entspricht einem absoluten Betrag von 0,17 €. Allerdings weist die Einkammer-Reinigungsanlage geringere Investitionsausgaben, Personal- und Mietkosten auf. Die geringeren Personal- und Energiekosten der Einkammer-Reinigungsanlage sind primär auf die verschiedenen Zykluszeiten der Anlagen zurückzuführen. Die Anlagen- und Materialkosten sind für die Einkammer-Reinigungsanlage hingegen vergleichsweise höher. Die Materialkosten pro Bauteil liegen je nach Anlage

etwa zwischen 4,5 und 6 % und setzen sich nahezu zu 100 % aus den Reinigerkosten zusammen. Grund für die höheren Materialkosten der EA ist das höhere Fassungsvermögen des Reinigungsbeckens. Bei einer identischen Reinigerkonzentration von 3 % sind im Reinigungsmedium der Einkammer-Reinigungsanlage ungefähr 90 % mehr Reiniger enthalten. Bei der ökonomischen Bewertung wurde jedoch berücksichtigt, dass aufgrund des größeren Fassungsvermögens der Becken das Spül- und Reinigungsmedium lediglich alle zwölf Wochen anstatt alle acht Wochen gewechselt werden muss. Dies hat wiederum einen positiven Einfluss auf die Materialkosten der Einkammer-Reinigungsanlage, weswegen der Unterschied zwischen den Anlagen nur minimal ist.

6.3.2 Parameteranalyse

Für die Parameteranalyse der ökonomischen Bewertung wurden analog zur ökologischen Bewertung die Anzahl der Bauteile, die gleichzeitig gereinigt werden können, die Art der Anlagenauslastung, der Betriebszustand und die Art der Abwasserreinigung in der Anlage untersucht. Zusätzlich wurden zwei unterschiedliche Möglichkeiten zur Demontage und Entsorgung der Anlage betrachtet. In Abbildung 43 sind die Ergebnisse der Parameteranalyse für die Einkammer- und für die Mehrkammer-Reinigungsanlage dargestellt. Dabei wird jeweils die Änderung der Reinigungskosten pro Bauteil im Vergleich zum Basisszenario (0%-Linie) aufgezeigt.

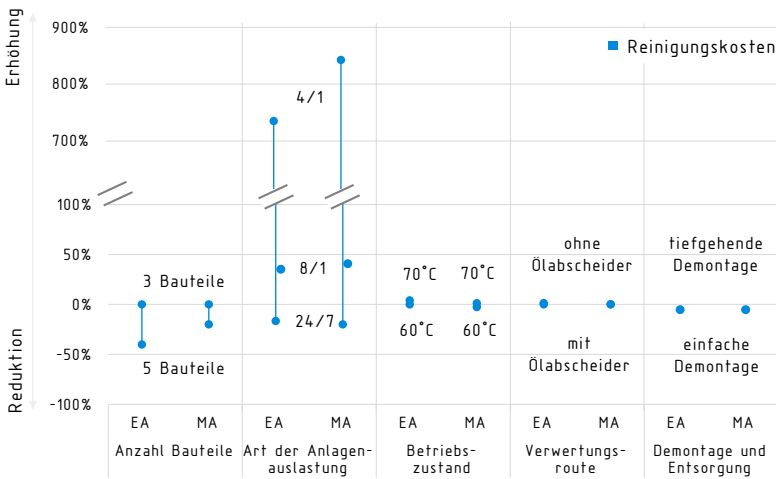


Abbildung 43: Statische Kostenbewertung – Parameteranalyse

Analog zur ökologischen Bewertung hat die Art der Anlagenauslastung auch auf die anfallenden Reinigungskosten einen erheblichen Einfluss. Ist die Auslastung geringer, werden insbesondere die Energiekosten der Nachtabenkung und die Materialkosten (Reiniger) nur auf wenige Bauteile verteilt.

Bei einer Erhöhung der Bauteile pro Reinigungszyklus können die Kosten pro Bauteil um durchschnittlich 40 % im Vergleich zum Basisszenario reduziert werden. Wird hingegen die Anlagenauslastung auf eine Schicht pro Tag oder sogar auf eine halbe Schicht pro Woche variiert, nehmen die Gesamtkosten pro Bauteil um bis zu 735 % (EA) bzw. 843 % (MA) gegenüber dem Basisszenario zu. Eine Erhöhung der Betriebstemperatur bei einer gleichzeitigen Reduktion der mechanischen Einwirkung führt im Mittel zu 3 % höheren Kosten. Liegt die Parametervariation „60 °C_{optimal}“ für die MA vor, können die Kosten aufgrund geringerer Zykluszeiten (zwölf Minuten, 19 Sekunden) und eines geringeren Energieverbrauchs während des Reinigungsprozesses hingegen um 2,6 % reduziert werden.

Im Hinblick auf die Verwertungsphase werden für eine tiefgehende Demontage und eine Anlage ohne Ölabscheider zwar höhere Kostensätze

verwendet (Tabelle 17), jedoch hat dies keine signifikanten Auswirkungen auf die Reinigungskosten pro Bauteil.

Auf Basis der Ergebnisse der Parameteranalyse wurden zusätzlich zum Basisszenario ein minimales (min) und maximales (max) Kostenszenario definiert. Eine Übersicht der Parametervariationen für alle drei Szenarien ist in Tabelle 17 zu sehen.

Tabelle 17: Statische Kostenbewertung – Parameterauswahl für Szenarioanalyse

Parameter	„min“-Szenario	Basisszenario	„max“-Szenario
Anzahl der Bauteile pro Reinigungszyklus	5 Bauteile	3 Bauteile	3 Bauteile
Art der Anlagenauslastung	20 Jahre 24/7 20 Jahre Nutzungsdauer 24 h Betriebszeit 7 Tage pro Woche	20 Jahre 16/5 20 Jahre Nutzungsdauer 16 h Betriebszeit 5 Tage pro Woche	20 Jahre 4/1 20 Jahre Nutzungsdauer 4 h Betriebszeit 1 Tag pro Woche
Betriebszustand	60 °C (EA) 60 °C _{optimal} (MA)	60 °C	70 °C
Verwertungsroute	mit Ölabscheider	mit Ölabscheider	ohne Ölabscheider
Demontage und Entsorgung	einfache Demontage	einfache Demontage	tiefgehende Demontage

Die Reinigungskosten wurden mithilfe der statischen Kostenbewertung für die Szenarien „min“ und „max“ berechnet und dem Basisszenario gegenübergestellt. Dieses entspricht nicht dem minimalen und maximalen Umweltszenario, da hierfür die Ergebnisse der ökologischen Parameteranalyse zugrunde gelegt wurden. Im Fall der ökonomischen Bewertung orientiert sich die Szenarioanalyse hingegen an der ökonomischen Parameteranalyse. Abbildung 44 zeigt die Ergebnisse der Szenarioanalyse, d. h. die maximale Schwankungsbreite der Reinigungskosten.

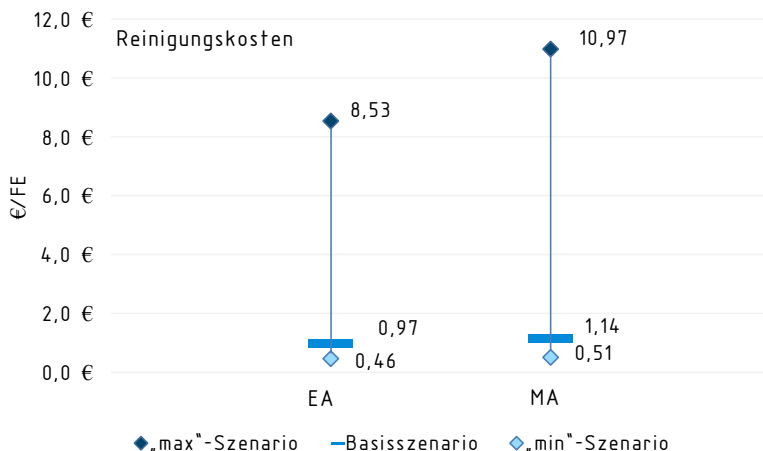


Abbildung 44: Statische Kostenbewertung – Szenarioanalyse

Im Vergleich zum Basisszenario kann für das Szenario „min“ eine Gesamtkostenreduktion pro Bauteil von 0,51 € auf 0,46 € (EA) bzw. von 0,64 € auf 0,51 € (MA) erreicht werden. Die prozentuale Kostenabnahme liegt bei 52 % für die Einkammer-Reinigungsanlage und bei 56 % im Fall der Mehrkammer-Reinigungsanlage. Die Kostensteigerung im Fall des Szenarios „max“ beläuft sich wiederum auf 7,56 € (8,53 €) bzw. 9,83 € (10,97€) pro Bauteil. Dies entspricht einem Anstieg um 778 % (EA) bzw. 860 % (MA). Eine detaillierte Übersicht der Parameteranalyse und der Szenarioanalyse befindet sich unter Anhang B.

7 SCHLUSSFOLGERUNG

Im Rahmen der Studie wurden die ökologischen und ökonomischen Kennzahlen zur Ermittlung des Ressourcenaufwands für zwei Ultraschallreinigungsanlagen ermittelt und miteinander verglichen. Für das Basisszenario (Abbildung 13) weist die Einkammer-Reinigungsanlage einen geringeren kumulierten Energie- und Rohstoffaufwand sowie eine kleinere Flächeninanspruchnahme und ein niedrigeres Treibhausgaspotenzial als die Mehrkammer-Reinigungsanlage auf. Auch die Reinigungskosten sind geringfügig niedriger. Lediglich der Wasserverbrauch ist bei der Einkammer-Reinigungsanlage im Vergleich zur Mehrkammer-Reinigungsanlage höher. Dies ist auf das höhere Fassungsvermögen der Reinigungs- und Spülbecken zurückzuführen.

Weiterhin wurde der Einfluss unterschiedlicher Reinigungsparameter auf den Ressourcenaufwand erhoben. Bei beiden untersuchten Anlagen hat insbesondere die Anlagenauslastung einen signifikanten Einfluss auf die Ergebnisse gezeigt. Neben einer Erhöhung der simultan zu reinigenden Bauteile im Waschkorb kann auch eine dauerhafte Nutzung der Anlage zu einer deutlichen Reduktion der Kosten bzw. Umweltwirkungen um bis zu 50 % im Vergleich zum Basisszenario führen. Wird die Reinigungsanlage hingegen nur gering ausgelastet, werden die Ressourceninanspruchnahme und die Reinigungskosten, die bei den Aufheizvorgängen oder beim Vorhalten der Absenkttemperaturen entstehen, nur auf wenige Bauteile umgelegt. Ableiten lassen sich daraus drei Erkenntnisse für den Anlagenbetrieb bzw. die Anlagendimensionierung:

- Eine bestehende Anlage sollte immer mit der maximalen Anzahl an im Korb oder Werkstückträger unterzubringender Teile bestückt werden
- Eine Bündelung von Waschaufträgen ist sinnvoll, um Aufheizvorgänge zu reduzieren
- Eine neu zu dimensionierende Anlage sollte möglichst exakt auf die Anzahl der zu reinigenden Teile ausgelegt sein

Für den Einsatz von Reinigungsanlagen bei kleinen und mittleren Unternehmen sollte weiterhin eine flexible Nutzung der Anlagen, beispielsweise

über mehrere Produktlinien hinweg, geprüft werden, um eine optimale Auslastung zu erreichen.

Die Reinigungsparameter, der Betriebszustand oder die Verwendung eines Ölabscheiders haben hingegen kaum einen Einfluss auf die Ressourceninanspruchnahme. Lediglich bei der Einkammer-Reinigungsanlage führt eine höhere Betriebstemperatur zu höheren Umweltwirkungen um bis zu 36 %. Dies ist mit dem höheren Energieverbrauch während der Aufheizvorgänge und während des Betriebs zu begründen. Bei der Mehrkammer-Reinigungsanlage wird der Energieverbrauch vor allem durch das Halten der Absenkttemperatur (Nachtabsenkung) dominiert, sodass eine höhere Betriebstemperatur das Ergebnis nur geringfügig beeinflusst. Eine Optimierung der Anlagenparameter (Temperaturreduktion von 70 °C auf 60 °C für die Mehrkammer-Reinigungsanlage) hat darüber hinaus gezeigt, dass die technische Sauberkeit signifikant verbessert werden kann (Abbildung 10 und Abbildung 12). Damit einhergehend werden sogar die Reinigungskosten um 3 % und die Auswirkungen auf den Ressourcenaufwand um durchschnittlich 4 % gegenüber dem Basisszenario gesenkt. Dies zeigt, dass die Umsetzung höherer Sauberkeitsanforderungen nicht immer mit einem höheren Ressourcenbedarf einhergeht, solange diese durch eine Parametrierung der bestehenden Reinigungstechnologie realisierbar ist.

Eine Kombination aller Reinigungsparameter in einem minimalen und maximalen Szenario hat ergeben, dass bei einer hohen Anlagenauslastung, die Mehrkammer-Reinigungsanlage zu niedrigeren Umweltwirkungen führt. Bei einem Dreischichtbetrieb mit sieben Tagen pro Woche erfolgt keine Nachtabsenkung. Der Leistungsbedarf hierfür ist bei der Mehrkammer-Reinigungsanlage aber signifikant höher als bei der Einkammer-Reinigungsanlage. Der Energiebedarf für die Reinigung selbst ist dagegen niedriger. Bei einem dauerhaften Betrieb sollte daher die Mehrkammer-Reinigungsanlage eingesetzt werden, während im Fall einer niedrigen Auslastung die Einkammer-Reinigungsanlage zu bevorzugen ist.

Dies gilt jedoch nicht in Bezug auf die ökonomische Bewertung. Im Gegensatz zur ökologischen Bewertung ist der Einfluss des Energieverbrauchs hier deutlich geringer. Die Kosten werden stattdessen maßgeblich durch die aufzuwendenden Personalkosten beeinflusst. Die Mehrkammer-

Reinigungsanlage weist jedoch unabhängig vom Szenario grundsätzlich höhere Reinigungskosten auf. Dies ist eine Folge der höheren Investitionsausgaben und der längeren Reinigungszyklen im Vergleich zur Einkammer-Reinigungsanlage. Nicht berücksichtigt wurde dabei, dass bei der Mehrkammer-Reinigungsanlage Bauteile fortlaufend gereinigt werden können, die Einkammer-Reinigungsanlage dagegen einen Batchprozess darstellt. Mehrere Reinigungskammern haben somit den Vorteil, dass bereits während eines laufenden Reinigungszyklus die Reinigung weiterer Bauteile gestartet werden kann. Die Anzahl an Bauteilen pro Zyklus steigt gegenüber der Einkammer-Reinigungsanlage, der Einfluss auf die Energie- und Stoffströme ist jedoch nur gering. Eine Verdoppelung der Bauteilanzahl pro Zyklus führt somit zu einer Reduktion um rund 50 %. Im Fall des Basisszenarios könnten damit einhergehend die Reinigungskosten um etwa 40 % gegenüber der Einkammer-Reinigungsanlage gesenkt werden. Die Mehrkammer-Reinigungsanlage sollte aus ökonomischer Sicht daher ausschließlich gewählt werden, wenn der Vorteil mehrerer Reinigungskammern ausgenutzt werden kann.

Zusammenfassend lässt sich hervorheben, dass im Fall einer geringen Anlagenauslastung sowohl aus ökologischer als auch aus ökonomischer Sicht die Anschaffung und das Betreiben einer Reinigungsanlage unrentabel sind. Ein bei schwankender oder geringer Auslastung profitabler Lösungsansatz für KMU könnte, zumindest innerhalb der hier betrachteten Systemgrenzen, die Beauftragung von Dienstleistern für eine Lohnreinigung sein. Diese können üblicherweise durch die Kombination von Aufträgen Anlagen sinnvoll auslasten. Zu berücksichtigen wäre in diesem Fall jedoch der Einfluss eines notwendigen Transportweges zur Umsetzung des Reinigungsprozessschrittes.

LITERATURVERZEICHNIS

Bilz, M.; Motschmann, S.; Mankiewicz, J. (2012): Markt- und Trendanalyse der industriellen Teilereinigung 2012. Fraunhofer IPK, Berlin, ISBN: 978-3-98814405-8-4.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2014): Phosphat - Rohstoffwirtschaftliche Steckbriefe [online]. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) [abgerufen am 13.03.2019], verfügbar unter: http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Min_rohstoffe/Downloads/rohstoffsteckbrief_phosphat2014.pdf?__blob=publicationFile&v=2

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2016): Silizium - Rohstoffwirtschaftliche Steckbriefe [online]. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) [abgerufen am 13.03.2019], verfügbar unter: https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Min_rohstoffe/Downloads/rohstoffsteckbrief_si_2016.pdf?__blob=publicationFile&v=3

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2017): Nickel - Rohstoffwirtschaftliche Steckbriefe. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) [abgerufen am 13.03.2019], verfügbar unter: https://www.deutsche-rohstoffagentur.de/DE/Themen/Min_rohstoffe/Downloads/rohstoffsteckbrief_ni.pdf?__blob=publicationFile&v=3

Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz (2019): Verordnung über die Erhebung von Beiträgen zur Arbeitsförderung nach einem niedrigeren Beitragssatz für die Kalenderjahre 2019 bis 2022 (Beitragssatzverordnung 2019 - BeiSaV 2019) [online]. Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz [abgerufen am 18.03.2019], verfügbar unter: https://www.gesetze-im-internet.de/beisav_2019/___1.html

Bundesministerium für Gesundheit (2018): Beiträge und Tarife [online]. Bundesministerium für Gesundheit [abgerufen am 18.03.2019], verfügbar unter: <https://www.bundesgesundheitsministerium.de/themen/krankenversicherung/online-ratgeber-krankenversicherung/krankenversicherung/beitraege-und-tarife.html>

Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft (BDEW) (2019): BDEW-Strompreisanalyse Januar 2019 [online]. Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft (BDEW) [abgerufen am 18.03.2019], verfügbar unter: https://www.bdew.de/media/documents/190115_BDEW-Strompreisanalyse_Januar-2019.pdf

Deutsche Rohstoffagentur (DERA) (2015): DERA-Rohstoffliste 2014 - Angebotskonzentration bei mineralischen Rohstoffen und Zwischenprodukten [online]. Deutsche Rohstoffagentur (DERA) [abgerufen am 13.03.2019], verfügbar unter: www.bgr.bund.de/DERA/DE/Rohstoffinformationen/

Deutsche Rohstoffagentur (DERA) (2019): Volatilitätsmonitor Januar 2019 [online]. Deutsche Rohstoffagentur (DERA) [abgerufen am 13.03.2019], verfügbar unter: www.bgr.bund.de/DERA/DE/Rohstoffinformationen/

DIN 8592:2003-09: Fertigungsverfahren Reinigung - Einordnung, Unterteilung, Begriffe. Beuth Verlag GmbH, Berlin.

DIN EN ISO 14040:2009-11: Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen. Beuth Verlag GmbH, Berlin.

DIN EN ISO 14044:2006: Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen. Beuth Verlag GmbH, Berlin.

Festo AG & Co. KG (2014): White Paper - Energiekosten in Druckluftsystemen bis zu 60 % senken [online]. Festo AG & Co. [abgerufen am 18.03.2019], verfügbar unter: https://www.festo.com/net/SupportPortal/Files/300856/WhitePaper_EnergySavingServices_DE.pdf

finanzen.net (2019): Rohstoffpreise [online]. finanzen.net [abgerufen am 13.03.2019], verfügbar unter: www.finanzen.net

gpaNRW (2019): Kalkulatorischer Zinssatz 2019 [online]. gpaNRW [abgerufen am 15.03.2019], verfügbar unter: https://gpanrw.de/de/aktuelles/aktuelle-meldungen/hinweise-zum-kalkulatorischen-zinssatz-2019/6_175.html

Grob, H. L. (2015): Einführung in die Investitionsrechnung - Eine Fallstudiengeschichte. 5. Auflage, Verlag Franz Vahlen, München, ISBN: 978-3-8006-5073-6.

Gülich, J. F. (2010): Saugverhalten und Kavitation. In: Gülich, J. F. (Hrsg.): Kreiselpumpen: Handbuch für Entwicklung, Anlagenplanung und Betrieb. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, ISBN 978-3-642-05479-2, S. 259-338.

Haase, B. (1996): Bauteilreinigung – Alternativen zum Einsatz von Halogenkohlenwasserstoffen. Expert Verlag, Malsheim, ISBN 978-3-8169-1467-9.

IG Metall (2017): Tarifbindung – Was sie bringt, wem sie nutzt [online]. IG Metall [abgerufen am 18.03.2019], verfügbar unter: <https://www.igmetall.de/tarif/besser-mit-tarif/tarifbindung-was-sie-bringt-wem-sie-nutzt>

IG Metall (2019): Metall- und Elektroindustrie [online]. IG Metall [abgerufen am 18.03.2019], verfügbar unter: <https://www.igmetall.de/tarif/tariftabellen/wie-viel-gibt-es>

Informationsstelle Edelstahl Rostfrei (ISER) (o. J.): Werkstoff-Datenblätter [online]. Informationsstelle Edelstahl Rostfrei (ISER) [abgerufen am 13.03.2019], verfügbar unter: <https://www.edelstahl-rostfrei.de/page.asp?pageID=25>

Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung (IZT) (2011): Kritische Rohstoffe für Deutschland – Identifikation aus Sicht deutscher Unternehmen wirtschaftlich bedeutsamer mineralischer Rohstoffe, deren Versorgungslage sich mittel- bis langfristig als kritisch erweisen könnte [online]. KfW Bankengruppe [abgerufen am 13.03.2019], verfügbar unter: www.umweltpakt.bayern.de/abfall/publikationen/987/kritische-rohstoffe-deutschland

Kahlen, I. (2012): Untersuchung des Reinigungseffektes von Ultraschall auf Oberflächen von Chirurgie-Instrumenten und dessen prototypische Umsetzung in ein Dekontaminationsverfahren. Dissertation, Technische Universität Berlin.

- Kreisel, G.; Wilbert, H.-P.; Goldhan, G. (1998):** Ganzheitliche Bilanzierung/Bewertung von Reinigungs-/Vorbehandlungstechnologien in der Oberflächenbehandlung [online], Institut für Technische Chemie der FSU Jena, Cleaner Production Germany (CPG), Portal zum Umwelttechnologietransfer, Umweltbundesamt [abgerufen am 03.05.2019], verfügbar unter: <https://www.cleaner-production.de/index.php/de/themen/energie-und-materialeffizienz/metall/1129-ganzheitliche-bilanzierung-bewertung-von-reinigungs-vorbehandlungstechnologien-in-der-oberflaechenbehandlung>
- Leudolph, J.; Sommer, J. (1998):** Grundsätzliches zur wässrigen Teilereinigung, JOT - Journal für Oberflächentechnik, 38(4).
- Motschmann, S.; Bilz, M. (2010):** Technologie und Anwendung für die Reinigung - Strahlende Gewinner, WB - Werkstatt und Betrieb, 143(10).
- Poggensee, K. (2015):** Investitionsrechnung - Grundlagen - Aufgaben - Lösungen. 3. Auflage, Springer Gabler; Wiesbaden, ISBN: 978-3-658-03090-2.
- Paul, S.; Wiesen, K. (2016):** Einsatz von Sekundärmaterial vs. recyclinggerechtes Design - Diskussion verschiedener End-of-Life-Allokationen unter Berücksichtigung der europäischen Abfallhierarchie. In: uwf UmweltWirtschaftsForum. Springer Professional, Ausgabe 1/2016, 24. Jahrgang, S. 7-13, DOI: 10.1007/s00550-016-0395-6.
- Schulz, D. (2012):** Ultraschall als Problemlöser: Reinigung großer Mengen zerspanter Teile. JOT - Journal für Oberflächentechnik, 52(8).
- Schweinstieg, S. (2012):** Technische Sauberkeit in der Refabrikation (Fortschritte in der Konstruktion und Produktion). 1. Auflage, Shaker, Aachen, ISBN: 978-3844014181.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (2018b):** Wasserwirtschaft - Entgelt für die Trinkwasserversorgung in Tarifgebieten nach Tariftypen 2014 bis 2016 [online]. Statistisches Bundesamt (Destatis) [abgerufen am 18.03.2019], verfügbar unter: https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/Wasserwirtschaft/Tabellen/Tw_06_Entgelt_Trinkwasserversor_Tarifgeb_nachTariftypen2014_2016_Land_Bund.html

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2018a): Entgelte nach Tariftypen im Abwasserbereich. Ausgewählte Entgelte für die Abwasserentsorgung in Tarifgebieten nach Tariftypen in Deutschland 2014 bis 2016 [online]. Statistisches Bundesamt (Destatis) [abgerufen am 18.03.2019], verfügbar unter:
https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/Wasserwirtschaft/Tabellen/Entgelte_Tariftypen.html

Stadt Augsburg (2014): Mietpreiserhebung gewerblicher Immobilien in Augsburg 2014 [online]. Stadt Augsburg [abgerufen am 18.03.2019], verfügbar unter: <http://www.standort-augsburg.de/Mietpreise-Gewerbeimmobilien.31.0.html>

Sozialgesetzbuch (SGB VI) (2018): Sechstes Buch - Gesetzliche Rentenversicherung [online]. Bundesministerium für Justiz und für Verbraucherschutz [abgerufen am 18.03.2019], verfügbar unter:
<https://www.sozialgesetzbuch-sgb.de/sgbvi/1.html>

Sozialgesetzbuch (SGB XI) (2018): Elftes Buch - Soziale Pflegeversicherung [online]. Bundesministerium für Justiz und für Verbraucherschutz [abgerufen am 18.03.2019], verfügbar unter:
<https://www.sozialgesetzbuch-sgb.de/sgbxi/55.html>

Umweltbundesamt (UBA) (o. J.): Gefährliche Abfälle - Altöl [online]. Umweltbundesamt (UBA) [abgerufen am 19.03.2019], verfügbar unter:
<https://www.umweltbundesamt.de/themen/abfall-ressourcen/abfallwirtschaft/abfallarten/gefaehrliche-abfaelle/altoel>

Urgewald (o. J.): Database: Global Coal Exit List (GCEL) [online]. Urgewald [abgerufen am 13.03.2019], verfügbar unter: www.coalexit.org/

U.S. Geological Survey (USGS) (2019): Mineral Commodity Summaries 2019 [online]. U.S. Geological Survey (USGS) [abgerufen am 13.03.2019], verfügbar unter: www.minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/

VDI 4600:2012-01: Kumulierter Energieaufwand (KEA) - Begriffe, Berechnungsmethoden. Verein Deutscher Ingenieure e.V., Beuth Verlag, Berlin.

VDI 4800 Blatt 1:2016-02: Ressourceneffizienz - Methodische Grundlagen, Prinzipien und Strategien. Beuth Verlag GmbH, Berlin.

VDI 4800 Blatt 2:2018-03: Ressourceneffizienz - Bewertung des Rohstoffaufwands. Beuth Verlag, Berlin.

VDI Technologiezentrum (2000): Technologiefrüherkennung: Technologieanalyse von der Kavität zur Sonotechnologie. Abteilung Zukünftige Technologien des VDI-Technologiezentrums, Düsseldorf, ISSN: 1436-5928.

Verband der Automobilindustrie (2015): Prüfung der technischen Sauberkeit - Partikelverunreinigung funktionsrelevanter Automobilteile. 2. Überarbeitete Auflage, Qualitätsmanagement in der Automobilindustrie, Band 19.1.

World Bank Group (2019): The Worldwide Governance Indicators (WGI) [online]. World Bank Group [abgerufen am 13.03.2019], verfügbar unter: <http://info.worldbank.org/governance/wgi/index.aspx#home>

World Energy Council (2016): Energy Resources [online]. World Energy Council [abgerufen am 13.03.2019], verfügbar unter: www.worldenergy.org/data/resources/

World Nuclear Association (2019): World Uranium Mining Production [online]. World Nuclear Association [abgerufen am 13.03.2019], verfügbar unter: <http://www.world-nuclear.org/>

World Steel Association (2017): 2017-2016 ranking: companies with more than 3 million tonnage [online]. World Steel Association [abgerufen am 13.03.2019], verfügbar unter: www.worldsteel.org/steel-by-topic/statistics/top-producers

ANHANG A: ÖKOBILANZERGEBNISSE

Tabelle 18: Ökologische Bewertung – Parameteranalyse

Absolutwerte		GWP	KEA	KRA	Wasser	Fläche
Einkammer-Reinigungsanlage EA						
Basis	Basis	0,39	7,31	2,49	1,78	0,04
Bauteile	3 Bauteile	0,39	7,31	2,49	1,78	0,04
	5 Bauteile	0,23	4,39	1,50	1,07	0,02
Anlagen- auslastung	24/7	0,24	4,65	1,57	1,14	0,03
	16/5	0,39	7,31	2,49	1,78	0,04
	8/5	0,60	11,20	3,85	2,77	0,06
	4/1	3,29	61,50	21,15	16,60	0,33
Betriebs- zustand	70 °C	0,53	9,99	3,41	2,38	0,06
	60°C	0,39	7,31	2,49	1,78	0,04
	60°C optimal					
Verwertungs- route	mit Ölabscheider	0,39	7,31	2,49	1,78	0,04
	ohne Ölabscheider	0,39	7,31	2,49	1,78	0,04
Mehrkammer-Reinigungsanlage MA						
Basis	Basis	0,42	7,88	2,73	1,71	0,04
Bauteile	3 Bauteile	0,42	7,88	2,73	1,71	0,04
	5 Bauteile	0,25	4,73	1,64	1,02	0,03
Anlagen- auslastung	24/7	0,23	4,35	1,50	0,94	0,02
	16/5	0,42	7,88	2,73	1,71	0,04
	8/5	0,72	13,60	4,70	2,95	0,08
	4/1	5,18	97,50	33,73	21,70	0,54
Betriebs- zustand	70 °C	0,39	7,32	2,53	1,61	0,04
	60°C	0,42	7,88	2,73	1,71	0,04
	60°C optimal	0,40	7,55	2,61	1,64	0,04
Verwertungs- route	mit ÖA	0,42	7,88	2,73	1,71	0,04
	ohne ÖA	0,42	7,88	2,73	1,71	0,04
Änderungen im Vgl. zur Basis		GWP	KEA	KRA	Wasser	Fläche
Einkammer-Reinigungsanlage EA						
Basis	Basis	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
Bauteile	3 Bauteile	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	5 Bauteile	-39,90 %	-39,95 %	-40,0 %	-39,89 %	-40,0 %
Anlagen- auslastung	24/7	-36,79 %	-36,39 %	-36,96 %	-35,96 %	-35,86 %
	16/5	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	8/5	54,15 %	53,21 %	54,37 %	55,62 %	52,41 %
	4/1	752,33 %	741,31 %	747,90 %	832,58 %	713,50 %
Betriebs- zustand	70 °C	36,27 %	36,66 %	36,58 %	33,71 %	37,40 %
	60°C	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	60°C optimal					
Verwertungs- route	mit Ölabscheider	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	ohne Ölabscheider	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
Mehrkammer-Reinigungsanlage MA						
Basis	Basis	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
Bauteile	3 Bauteile	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	5 Bauteile	-40,05 %	-39,97 %	-40,00 %	-40,35 %	-40,00 %
Anlagen- auslastung	24/7	-44,84 %	-44,80 %	-44,84 %	-44,80 %	-44,65 %
	16/5	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	8/5	72,42 %	72,59 %	72,24 %	72,51 %	71,86 %
	4/1	1142,21 %	1137,31 %	1137,30 %	1169,01 %	1129,69 %
Betriebs- zustand	70 °C	-6,95 %	-7,11 %	-7,35 %	-5,85 %	-7,15 %
	60°C	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	60°C optimal	-4,08 %	-4,19 %	-4,10 %	-4,09 %	-4,10 %
Verwertungs- route	mit ÖA	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
	ohne ÖA	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %

Tabelle 19: Ökologische Bewertung – Szenarioanalyse

Absolutwerte	GWP	KEA	KRA	Wasser	Fläche
Einkammer-Reinigungsanlage EA					
„min“-Szenario	0,15	2,79	0,02	0,68	0,94
Basisszenario	0,39	7,31	0,04	1,78	2,49
„max“-Szenario	3,62	67,80	0,37	18,00	23,32
Mehrkammer-Reinigungsanlage MA					
„min“-Szenario	0,10	1,94	0,01	0,44	0,66
Basisszenario	0,42	7,88	0,04	1,71	2,73
„max“-Szenario	5,18	97,50	0,54	21,70	33,73
Anderungen im Vgl. zur Basis	GWP	KEA	KRA	Wasser	Fläche
Einkammer-Reinigungsanlage EA					
„min“-Szenario	-61,92 %	-61,83 %	-61,51 %	-61,69 %	-62,18 %
Basisszenario	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
„max“-Szenario	837,82 %	827,50 %	800,15 %	911,24 %	834,78 %
Mehrkammer-Reinigungsanlage MA					
„min“-Szenario	-75,30 %	-75,38 %	-75,42 %	-74,50 %	-75,65 %
Basisszenario	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %
„max“-Szenario	1142,21 %	1137,31 %	1129,69 %	1169,01 %	1137,30 %

ANHANG B: ERGEBNISSE KOSTENBEWERTUNG

Tabelle 20: Statische Kostenbewertung – Parameteranalyse

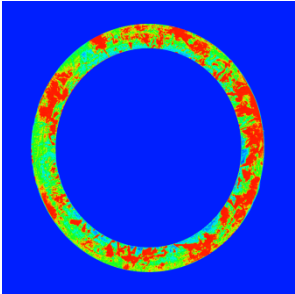
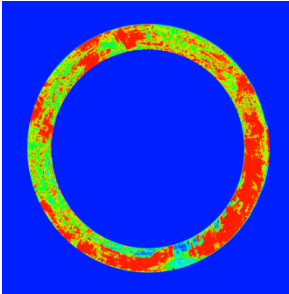
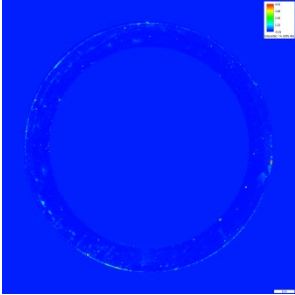
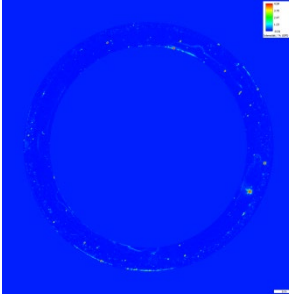
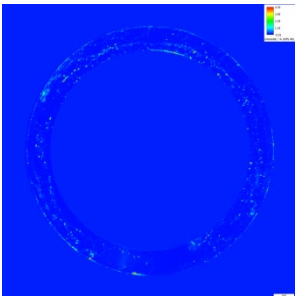
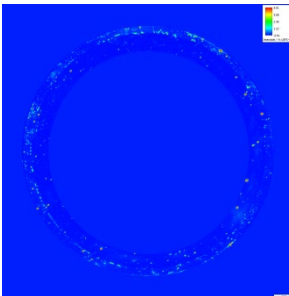
Absolutwerte		Zusatzkosten pro Bauteil	
		Einkammer-Reinigungsanlage EA	Mehrkammer-Reinigungsanlage MA
Basis	Basis	0,00 €	0,00 €
Bauteile	3 Bauteile	0,00 €	0,00 €
	5 Bauteile	-0,39 €	-0,46 €
Anlagen-auslastung	24/7	0,16 €	-0,23 €
	16/5	0,00 €	0,00 €
	8/5	0,36 €	0,49 €
	4/1	7,14 €	9,63 €
Betriebs-zustand	70 °C	0,04 €	0,01 €
	60 °C	0,00 €	0,00 €
	60 °C optimal		-0,03 €
Verwertungs-route	mit Ölabscheider	0,00 €	0,00 €
	ohne Ölabscheider	0,00 €	0,00 €
Demontage & Entsorgung	einfache Demontage	0,00 €	0,00 €
	tiefgehende Demontage	0,00 €	0,00 €
Änderungen im Vgl. zur Basis in Prozent		Zusatzkosten pro Bauteil	
		Einkammer-Reinigungsanlage EA	Mehrkammer-Reinigungsanlage MA
Basis	Basis	0,00 %	0,00 %
Bauteile	3 Bauteile	0,00 %	0,00 %
	5 Bauteile	-39,99 %	-39,99 %
Anlagen-auslastung	24/7	-16,59 %	-19,86 %
	16/5	0,00 %	0,00 %
	8/5	37,18 %	42,96 %
	4/1	735,18 %	842,63 %
Betriebs-zustand	70 °C	4,12 %	1,20 %
	60 °C	0,00 %	0,00 %
	60 °C optimal		-2,56 %
Verwertungs-route	mit Ölabscheider	0,00 %	0,00 %
	ohne Ölabscheider	1,48 %	0,31 %
Demontage & Entsorgung	einfache Demontage	0,00 %	0,00 %
	tiefgehende Demontage	0,00 %	0,04 %

Tabelle 21: Statische Kostenbewertung – Szenarioanalyse

Szenario	Zusatzkosten pro Bauteil	
	Einkammer-Reinigungsanlage EA	Mehrkammer-Reinigungsanlage MA
Absolutwerte		
„min“-Szenario	0,00 €	0,00 €
Basisszenario	-0,51 €	-0,64 €
„max“-Szenario	7,56 €	9,83 €
Änderungen im Vgl. zur Basis in Prozent		
„min“-Szenario	0,00 %	0,00 %
Basisszenario	-52,99 %	-55,69 %
„max“-Szenario	778,34 %	860,19 %

ANHANG C: SAUBERKEITSANALYSEN FILMISCH
MITTELS FLUORESZENZ

Tabelle 22: Übersicht der Prüfergebnisse hinsichtlich filmischer Verunreinigung

Prozess- parameter	Aufnahmen laserinduzierte Fluoreszenz	
Stichproben vor Reinigungs- prozess		
Anlagentyp	EA	MA
„60 °C“		
„70 °C“		

System: F-Scanner (Fraunhofer IPM)
Leistung: 300 mW; Auflösung: 500 μm ; Verstärkung: 80 %

ANHANG D: SAUBERKEITSANALYSEN PARTIKULÄR GEMÄß VDA BAND 19.1

Szenario 60 °C Mehrkammer-Reinigungsanlage



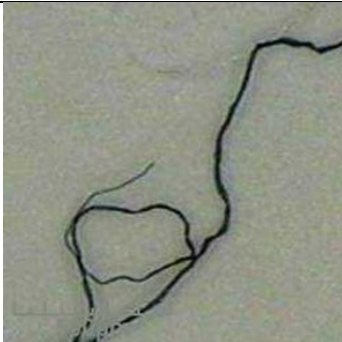
Tabelle 23: Extraktion, Mikroskopische Analyse & Statistik 60 °C Mehrkammer-Reinigungsanlage

Extraktion & Gravimetrie					
Verfahren:	Spritzen		Anzahl Teile:	1	
Spülflüssigkeit:	Haku 1025-921		Filterart:	Cellulose 5 µm	
Menge [ml]:	6000 ml		Gewicht [mg]:	n. ermittelt	
Mikroskopische Analyse					
Maßstab	X:4,3µm/Px1 Y:4,3 µm/Px1		Auswerte-Ø [mm]:	44	
Filterbelegung	0,70508		zulässige Belegung	1,5 % (Cellulose), 3 % (Nylon)	
größter metallischer Partikel			Länge [µm]:	236	Breite ⁷³ [µm]: 22
größter nichtmetallischer Partikel ⁷⁴			Länge [µm]:	445	Breite [µm]: 25
gestreckte Länge der längsten Faser			L _{str} [µm]:	4909	Insg. [mm]: 24,7
Ausführliche Statistik					
Länge	Code	auf Filtermembran		pro Bauteil	
[µm]		insgesamt	metallisch	insgesamt	metallisch
> 3000	N	0	0	0,0	0,0
2000...3000	M	0	0	0,0	0,0
1500...2000	L	0	0	0,0	0,0
1000...1500	KL	0	0	0,0	0,0
600...1000	J	0	0	0,0	0,0
400...600	I	1	0	1,0	0,0
200...400	H	11	2	11,0	2,0
150...200	G	14	1	14,0	1,0
100...150	F	88	13	88,0	13,0
50...100	E	980	155	980,0	155,0
25...50	D	4984	401	4984,0	401,0
15...25	C	9378	223	9378,0	223,0
5...15	B	18735	79	18735,0	79,0

⁷³ Partikelbreiten sind in diesem Bericht stets als senkrechter Schnitt gemessen.

⁷⁴ Partikel ohne Fasern gezählt; Faserkriterium: nicht metallisch, Verhältnis Lstr / Flächeninkreis > 20 und Flächeninkreis ≤ 50 µm.

Tabelle 24: Bildmaterial Sauberkeitsanalyse 60 °C Mehrkammer-Reinigungsanlage

	
Größter metallischer Partikel 236 µm x 22 µm	Zweitgrößter metallischer Partikel 224 µm x 96 µm
	
Größter nichtmetallischer Partikel 445 µm x 25 µm	Zweitgrößter nichtmetallischer Partikel 291 µm x 24 µm
	
Filterübersicht 0,71 % Belegung auf Ø = 44 mm	Längste Faser Feret _{max} = 2036 µm / L _{str} = 4609 µm

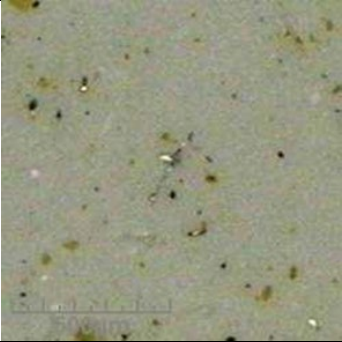





Szenario 60 °C Einkammer-Reinigungsanlage

Tabelle 25: Extraktion, Mikroskopische Analyse & Statistik 60 °C Einkammer-Reinigungsanlage

Extraktion & Gravimetrie					
Verfahren:	Spritzen	Anzahl Teile:	1		
Spülflüssigkeit:	Haku 1025-921	Filterart:	Cellulose 5 µm		
Menge [ml]:	6000 ml	Gewicht [mg]:	n. ermittelt		
Mikroskopische Analyse					
Maßstab	X:4,3µm/Px1 Y:4,3 µm/Px1	Auswerte-Ø [mm]:	44		
Filterbelegung	0,704751	zulässige Belegung	1,5 % (Cellulose), 3 % (Nylon)		
größter metallischer Partikel		Länge [µm]:	269	Breite ⁷⁵ [µm]:	58
größter nichtmetallischer Partikel ⁷⁶		Länge [µm]:	419	Breite [µm]:	33
gestreckte Länge der längsten Faser		L _{str} [µm]:	3107	Insg. [mm]:	16,9
Ausführliche Statistik					
Länge	Code	auf Filter- membran		pro Bauteil	
[µm]		insgesamt	metallisch	insgesamt	metallisch
> 3000	N	0	0	0,0	0,0
2000...3000	M	0	0	0,0	0,0
1500...2000	L	0	0	0,0	0,0
1000...1500	KL	0	0	0,0	0,0
600...1000	J	0	0	0,0	0,0
400...600	I	1	0	1,0	0,0
200...400	H	8	1	8,0	1,0
150...200	G	13	4	13,0	4,0
100...150	F	93	33	93,0	33,0
50...100	E	1057	274	1057,0	274,0
25...50	D	5860	607	5860,0	607,0
15...25	C	9948	343	9948,0	343,0
5...15	B	19951	125	19951,0	125,0

⁷⁵ Partikelbreiten sind in diesem Bericht stets als senkrechter Schnitt gemessen.⁷⁶ Partikel ohne Fasern gezählt; Faserkriterium: nicht metallisch, Verhältnis L_{str} / Flächeninhalt > 20 und Flächeninhalt ≤ 50 µm.

Tabelle 26: Bildmaterial Sauberkeitsanalyse 60 °C Einkammer-Reinigungsanlage

	
Größter metallischer Partikel 269 μm x 58 μm	Zweitgrößter metallischer Partikel 186 μm x 26 μm
	
Größter nichtmetallischer Partikel 419 μm x 33 μm	Zweitgrößter nichtmetallischer Partikel 390 μm x 53 μm
	
Filterübersicht 0,70 % Belegung auf $\varnothing = 44 \text{ mm}$	Längste Faser Feret _{max} = 708 μm / L _{str} = 3107 μm

ANHANG E: AUSZUG ENERGIEMESSUNGEN EA BEI 60 °C

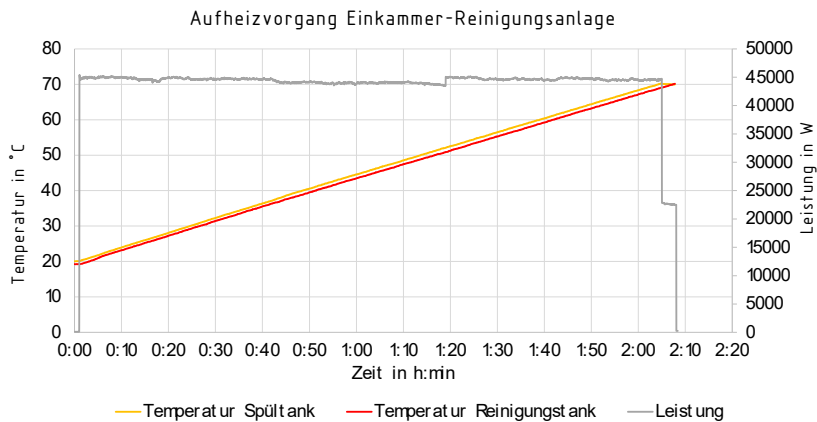


Abbildung 45: Energiemessungen Aufheizvorgang Einkammer-Reinigungsanlage

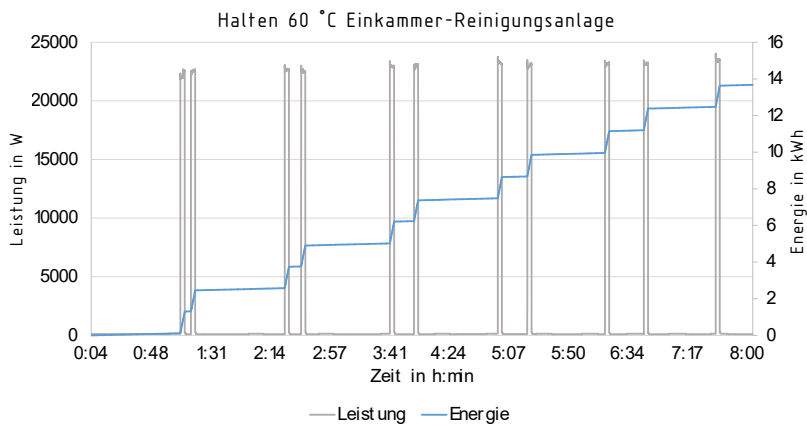


Abbildung 46: Energiemessungen Halten 60 °C Einkammer-Reinigungsanlage

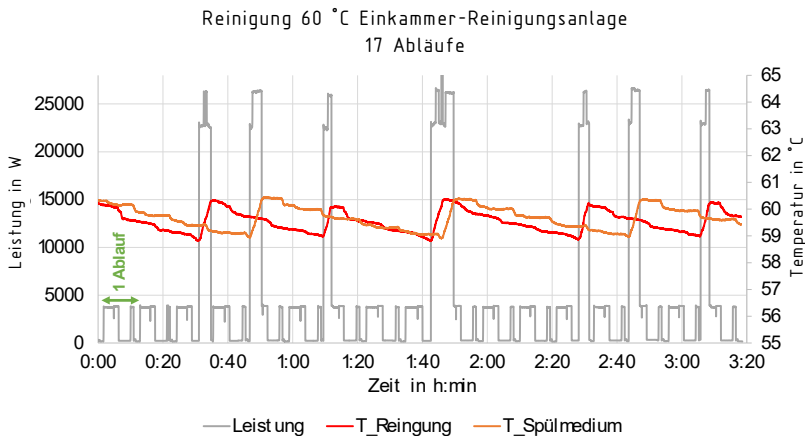


Abbildung 47: Energiemessungen Reinigungsvorgang 60 °C Einkammer-Reinigungsanlage

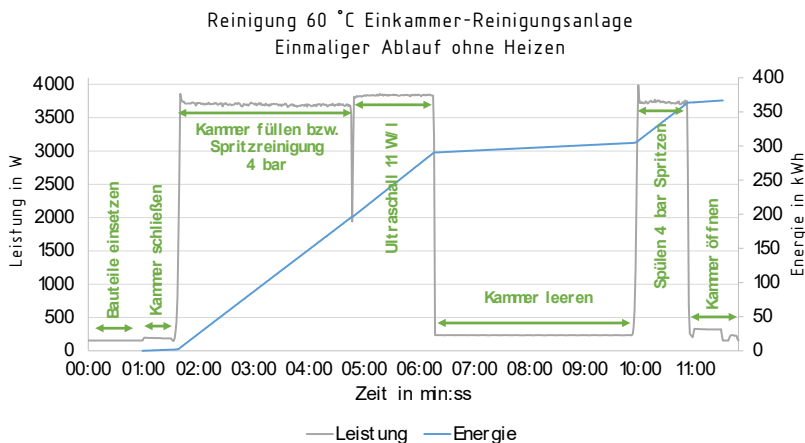


Abbildung 48: Energiemessungen Reinigungsvorgang 60 °C Einkammer-Reinigungsanlage (Detailansicht einzelner Ablauf ohne Überlagerung der Heizungen)

VDI Zentrum Ressourceneffizienz GmbH (VDI ZRE)
Bertolt-Brecht-Platz 3
10117 Berlin
Tel. +49 30-2759506-0
Fax +49 30-2759506-30
zre-info@vdi.de
www.ressource-deutschland.de

Im Auftrag des:



Bundesministerium
für Umwelt, Naturschutz
und nukleare Sicherheit



NATIONALE
KLIMASCHUTZ
INITIATIVE