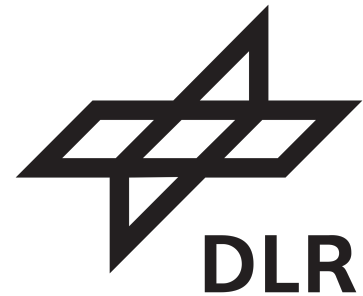


Universität Stuttgart
Fakultät 4 – Energie-, Verfahrens- und Biotechnik



Bewertung von Lebenszyklus-Analysen für solarthermische Kraftwerke

Evaluation of Life Cycle Analyses for Solar Thermal Power Plants

Studienarbeit

im Studiengang Energietechnik
der Fakultät Energie-, Verfahrens- und Biotechnik
Universität Stuttgart

in Kooperation mit dem Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR), Institut für
Solarforschung

vorgelegt von: Juliane Adä

Matrikelnummer: 3502806

Prüfer: Prof. Dr. André Thess

Betreuer am DLR: Dr.-Ing. Tobias Hirsch

Datum der Ausgabe: 01. April 2021

Datum der Abgabe: 08. August 2021

Zusammenfassung

Für den Umbau der Energieversorgung auf Erneuerbare Technologien ist es wichtig, diese auch unter dem Aspekt ihrer Nachhaltigkeit auszuwählen. Ziel dieser Arbeit ist deshalb, durch eine umfangreiche Literaturrecherche den Stand der Technik hinsichtlich der publizierten Life Cycle Assessment-Literatur von solarthermischen Kraftwerken (CSP) zu untersuchen. Dazu wird die Literatur nach definierten Kriterien ausgewählt und speziell die Wirkungskategorien Klimawandel und Kumulierter Energieverbrauch analysiert. Detailliert wird für die Wirkungskategorie Klimawandel anschließend der Einfluss der Zufeuerung, die Aufteilung der Treibhausgas(GHG)-Emissionen auf die einzelnen Baugruppen der CSP-Anlage sowie das Reduktionspotential für die GHG-Emissionen durch Recycling untersucht. Abschließend erfolgt ein Vergleich der CSP-Technologie mit anderen stromerzeugenden, erneuerbaren Technologien.

Als einflussreichste Lebensphasen für den Klimawandel und den Kumulierten Energieverbrauch kristallisieren sich die Rohstoffgewinnung - und Herstellung (R&H) sowie die Betriebs- und Wartungsphase (O&M) heraus. Die Untersuchung zeigt außerdem, dass die Zufeuerung einen großen Einfluss auf die GHG-Emissionen der Anlagen hat. Bei der Analyse der Baugruppen lassen sich anhand der Literatur keine eindeutigen, sensitiven Bauteile ermitteln und auch die Höhe des Recyclingpotentials lässt sich auf Basis der untersuchten Literatur nicht festhalten. Der abschließende Vergleich mit anderen Technologien zeigt, dass CSP-Anlagen inklusive des Speichers mit ihren GHG-Emissionen im Bereich von Wind- und Wasserkraftanlagen und unter denen von PV-Anlagen liegen.

Abstract

The remodelling of the current energy supply to a more sustainable infrastructure requires a selection of the renewable technologies based on their sustainability. Therefore, the aim of this work is to examine the state of the art of the published Life Cycle Assessment literature of solar thermal power plants (CSP) through an extensive literature research. For this purpose, the literature is selected according to defined criteria and the analysis is specifically focused on the impact categories Climate Change and Cumulative Energy Demand. Furthermore, the influence of the co-firing, the distribution of the greenhouse gas (GHG) emissions among the individual assemblies of the CSP system and the reduction potential for the GHG emissions through recycling are examined in detail for the climate change impact category. Finally, the CSP technology is compared with other electricity-generating, renewable technologies.

The raw material extraction and production phase (R&H) as well as the operation and maintenance phase (O&M) are identified as the most influential phases for the impact categories Climate Change and Cumulative Energy Demand. Besides that, the study also shows that the co-firing has a major influence on the GHG emissions of the power plants. Based on the searched literature no sensitive components can be definitely identified and also the potential of recycling can not be determined on the basis of the literature examined. The final comparison with other technologies shows that the GHG emissions of CSP systems including a storage lie in the range of the GHG emissions of wind and hydropower systems and below those of PV systems.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	VII
Tabellenverzeichnis	X
Abkürzungsverzeichnis	XI
Formelzeichen	XIII
1 Einführung	1
1.1 Motivation	1
1.2 Aufgabenstellung	2
2 Ökobilanz als Methode zur Nachhaltigkeitsbewertung	3
2.1 Ökobilanz als Werkzeug zur Nachhaltigkeitsbewertung	3
2.2 Aufbau eines Life Cycle Assessments	5
2.2.1 Zieldefinition und Festlegung des Untersuchungsrahmens	5
2.2.2 Sachbilanz	6
2.2.3 Wirkungsabschätzung	8
2.2.4 Auswertung	12
2.2.5 Spezielle Begrifflichkeiten	12
2.3 Kritische Arbeitsschritte innerhalb des Life Cycle Assessments - Ursache für mögliche Unterschiede	14
2.3.1 Transparenz und Vergleiche	14
2.3.2 Vollständigkeit der Daten	15
2.3.3 Monetäre Betrachtung	15
2.3.4 Geringer Orts- und Zeitbezug	15
3 Auswertung LCA-Literatur von CSP-Anlagen	16
3.1 Zieldefinition und Festlegung des Untersuchungsrahmens	17
3.2 Inhalte der Sachbilanz bei CSP-Anlagen	18
3.2.1 Parabolrinnensysteme	18
3.2.2 Turmsysteme	19
3.3 Wirkungsabschätzung und Auswertung der Wirkungskategorien	21
3.3.1 Wirkungskategorie Klimawandel	21
3.3.2 Kumulierter Energieverbrauch	33
3.3.3 Ausblick - zusätzliche Wirkungskategorien	40

4	Wichtige Einflussfaktoren auf die Lebenszyklusanalyse bei CSP-Anlagen	42
4.1	Einfluss der Zusatzfeuerung	42
4.1.1	Parabolrinnenkraftwerk	43
4.1.2	Turmkraftwerk	46
4.1.3	Schlussfolgerung und Empfehlung	50
4.2	GHG-Emissionen einzelner Komponenten und Baugruppen	51
4.2.1	Kollektorsystem	51
4.2.2	Speichersystem - TES	53
4.2.3	Wärmeträgersystem bei Parabolrinnenkraftwerk	57
4.3	Recycling - End of Life	59
4.3.1	Methoden des End-of-Life Modelling	60
4.3.2	End-of-Life Modelling der untersuchten Publikationen	64
4.3.3	Abschätzung des Einflusses von Recycling auf GHG-Emissionen	69
4.3.4	Schlussfolgerungen bezüglich des Recyclingpotentials	72
5	Technologievergleich	74
5.1	Klimawandel - GHG-Emissionen	74
5.1.1	Allgemein	74
5.1.2	Photovoltaik-Anlagen	75
5.1.3	Alternative Batteriespeichersysteme	76
5.2	Vergleich der ökologische Performance erneuerbarer Technologien	81
6	Abschließende Bewertung	82
	Literatur	85
	Anhang	i

Abbildungsverzeichnis

2.1	Vereinfachter Lebensweg eines Produktsystems	4
2.2	Methodik der LCSA	5
2.3	Phasen einer Ökobilanz	6
2.4	Vereinfachtes Schema für das Vorgehen beim Erstellen der Sachbilanz	7
2.5	Funktioneller Zusammenhang zwischen den Inventarflüssen, den Wirkungskategorien und den Schadenskategorien	8
2.6	Bestandteile der Wirkungsabschätzung	9
2.7	Begriffsbeispiele der Wirkungsabschätzung	11
3.1	Betrachtete Lebenszyklusphasen einer LCA-Untersuchung bei CSP-Kraftwerken	17
3.2	Übersicht der fünf Hauptbaugruppen eines CSP-Parabolrinnensystemen	19
3.3	Übersicht der am häufigsten berücksichtigten Systeme einer LCA von CSP - Turmsystemen	20
3.4	Ergebnisvergleich der in der Originalquelle publizierten und der von [28] harmonisierten Treibhausgas (engl.: greenhouse gas) (GHG)-Emissionen von Parabolrinnen- und Turmkraftwerken.	25
3.5	Vergleich von GHG-Emissionen zwischen Solar Only und hybridem Betrieb von Parabolrinnenkraftwerken	27
3.6	Verteilung der GHG-Emissionen auf die einzelnen Lebensphasen eines Parabolrinnenkraftwerkes	28
3.7	Standort- und Speicherabhängiger Vergleiche direkter und indirekter GHG - Emissionen eines Parabolrinnenkraftwerks	30
3.8	Aufstellung der Gesamt-GHG-Emissionen der recherchierten Turmkraftwerk - Publikation für den Solar Only Betrieb	31
3.9	Aufteilung der GHG-Emissionen innerhalb der Lebensphasen eines Turmkraftwerks im Solar-Only Betrieb	32
3.10	CED von Parabolrinnenkraftwerken	34
3.11	CED von Parabolrinnenkraftwerken	35
3.12	Verhältnis von jährlichem Primärenergieverbrauch zu jährlicher Bruttostromerzeugung bei Parabolrinnenkraftwerken	37
3.13	CED von Turmkraftwerken	38
3.14	Verhältnis von jährlichem Primärenergieverbrauch zu jährlicher Bruttostromerzeugung bei Turmkraftwerken	40
4.1	Anlagenkonfiguration des Parabolrinnenkraftwerks aus [32]	42

4.2	Anlagenkonfiguration des Parabolrinnenkraftwerks aus [36]	44
4.3	Entwicklung der GHG-Emissionen in Abhängigkeit der Zufeuerung	45
4.4	Zunahme der GHG-Emissionen bei Erhöhung der Zufeuerung um 1 % für verschiedene Kraftstoffe	46
4.5	Anlagenkonfiguration des Turmkraftwerks aus [34]	47
4.6	Anlagenkonfiguration des Turmkraftwerks aus [36]	48
4.7	Entwicklung der GHG-Emissionen in Abhängigkeit der Zufeuerung	49
4.8	Zusammensetzung der GHG-Emissionen des Kollektorfelds	52
4.9	Zusammensetzung der GHG-Emissionen des Speichersystems bei Turmsystemen	54
4.10	Zusammensetzung der GHG-Emissionen des Speichersystems beim Parabolrinnenkraftwerk	55
4.11	Zusammensetzung der GHG-Emissionen des Wärmeträgersystems	57
4.12	Vergleich von 1 kg Binary Flüssigsalz, 1 kg Hitec [®] Solar Salt und 1 kg Therminol [®]	59
4.13	Verschiedene Methoden des End-of-Life Modelling	60
4.14	Systemgrenzen der Cut-Off Methode im End-of-Life Modelling	61
4.15	Systemgrenzen des Avoided burden approach im End-of-Life Modelling	63
4.16	Systemgrenzen der CO ₂ -Emissionen für den recycelten und den Primärstahl	70
4.17	Ergebnisse der Überschlagsrechnung zur GHG-Emissionsreduktion durch recycelten Stahl im Kollektorsystem der R&H-Phase	72
4.18	Vergleich der Entsorgungsphase mit den anderen Lebensabschnitte des Parabolrinnenkraftwerks	73
5.1	GHG-Emissionen von PV-Stromerzeugungsanlagen	76
5.2	Anlagenkonfiguration des Turmkraftwerks aus [16]	77
6.1	Wasserverbrauch bei Parabolrinnenkraftwerken während des Lebenszyklus	vii
6.2	Gesamter Wasserverbrauch eines Turmkraftwerks mit Aufteilung des Verbrauchs auf die einzelnen Lebensphasen	x
6.3	Ausschnitt des Materialbedarfs eines Turmkraftwerks	xiii
6.4	Materialverteilung auf die einzelnen Lebensphasen für das Turmkraftwerk aus [16]	xiv
6.5	Materialverteilung auf die einzelnen Lebensphasen für das Parabolrinnenkraftwerk aus [35]	xiv
6.6	Übersicht der berücksichtigten Komponenten der einzelnen Systeme einer LCA von Turmsystemen	xvi
6.7	Übersicht der verschiedenen EPBT-Ergebnisse für Parabolrinnensysteme	xviii
6.8	Übersicht der verschiedenen EPBT-Ergebnisse für Turmsysteme	xviii
6.9	Auxiliary Electricity and Natural Gas Requirements for O&M for the Reference Design and Natural Gas Boiler Alternative (Alt.2)	xix
6.10	<i>Cut-Off</i> -Modellierung ohne Recycling	xxi
6.11	<i>Cut-Off</i> -Modellierung mit 80 % recyceltem Stahl	xxii
6.12	Analyse von 1 kg Therminol [®]	xxiii
6.13	Analyse von 1 kg Binary Flüssigsalz	xxiii

6.14 Analyse von 1 kg Hitec[®] Solar Salt xxiv

6.15 Harmonisierungsparameter Teil 1 xxv

Tabellenverzeichnis

3.1	Ergebnisse der LCA-Untersuchungen von Parabolrinnen- und Turmkraftwerken zur Wirkungskategorie Klimawandel vor der Harmonisierung [28].	22
3.2	Ergebnisse der LCA-Untersuchungen von Parabolrinnen- und Turmkraftwerken zur Wirkungskategorie Klimawandel nach der ersten Harmonisierung	23
3.3	Zuordnung der Speicherkapazitäten und elektrischen Nettoleistungen der einzelnen Konfigurationen (Parabolrinnenkraftwerk) [4]. P = Standort Pretoria, U = Standort Upington, k-SP = kein Speicher, b-SP = begrenzter Speicher, gl-SP = Grundlastspeicher	31
4.1	Anteil der O&M-Phase an den Gesamtemissionen für das Parabolrinnenkraftwerk aus [32]	43
4.2	Anteil der O&M-Phase an den Gesamtemissionen für das Parabolrinnenkraftwerk aus [36]	44
4.3	Übersicht der Gesamtemissionen der verschiedenen Zufeuerungsanteile für das Turmkraftwerk aus [34]	47
4.4	Anteil der O&M-Phase an den Gesamtemissionen für das Turmkraftwerk aus [36]	48
4.5	Zunahme der GHG-Emissionen bei Erhöhung der Zufeuerung um 1 % für verschiedene Kraftstoffe	50
4.6	Ergebnisübersicht der verschiedenen HTF	58
4.7	Recyclingraten der untersuchten Publikationen	66
4.8	GHG-Emissionen der Entsorgungsphase	67
5.1	Übersicht der Gesamt-GHG-Emissionen verschiedener, stromerzeugender Technologien	74
5.2	Übersicht der GHG-Emissionen	78
6.1	Beispiele zur Charakterisierung von Ergebnissen der Sachbilanz	ii
6.2	Methoden der Wirkungsabschätzung [11].	iii
6.3	Parabolrinnenkraftwerk aus [35]: Vergleich des Betriebswasserbedarfs vor Ort von nass- und trockengekühlten Anlagendesigns. *engl.: wet surface air cooler makeup, **Ausschleusung von Kessel- oder Kreislaufwasser aus z. B. Dampfkesseln, engl.: blowdown quench	viii

Abkürzungsverzeichnis

ACC	Luftgekühlter Kondensator (engl.: air cooled condenser)	29
ADP	Abiotischer Ressourcenverbrauch (engl.: abiotic resource depletion) . .	41
AP	Versauerung (engl.: acidification)	40
BWC	Blauwasserverbrauch (engl.: water consumption)	9
CS	Kollektorsystem (engl.: collector system)	18
CSP	konzentrierte Solarenergie (engl.: concentrated solar power)	1
CED	Kumulierter Energieverbrauch (engl.: cumulative energy demand) . . .	9
DB	Datenbanken	13
DNI	Direktnormalstrahlung (engl.: direct normal irradiance)	1
ELCD	European Reference Life Cycle Database	13
EP	Eutrophierung (engl.: eutrophication oder auch freshwater eutrophication)	41
EPBT	Energie-Amortisationszeit (engl.: energy payback time)	9
EPG	Stromerzeugungssystem (engl.: electrical power generation system) . .	19
FE	Süßwasser Ökotoxizität (engl.: freshwater ecotoxicity)	41
GHG	Treibhausgas (engl.: greenhouse gas)	VII
GWP	Treibhauspotential (engl.: global warming potential)	12
HTF	Heat Transfer Fluid	1
HT	Humantoxizität (engl.: human toxicity)	41
HVAC	Heating, Ventilation, Air Conditioning	xvii
ILCD	International Reference Life Cycle Data System	10
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change	22
JRC	Joint Research Centers	13
LCA	Life Cycle Assessment	2
LCC	Life Cycle Costing	4
LCI	Life Cycle Inventory Analyses	6
LCIA	Life Cycle Impact Assessment	8
LCSA	Life Cycle Sustainability Assessment	4
LCT	Life Cycle Thinking	3
ME	Marine Ökotoxizität (engl.: marine ecotoxicity)	41
NEEDS	New Energy Externalities Developments for Sustainability	13
NGCC	Gas-und-Dampf-Kombikraftwerke (engl.: natural gas combined cycle)	75
NREL	National Renewable Energy Laboratory DB	13
O&M	Betriebs- und Wartungsphase (engl.: operations und maintenance) . .	18

PB	Kraftwerksblock (engl.: power block)	19
PCO	Photochemische Oxidantienbildung (engl.: photochemical oxidant formation)	41
PMF	Partikelbildung (engl.: particulate matter formation)	41
PV	Photovoltaik	1
R&H	Rohstoffgewinnung - und Herstellung	27
RS	Receiversystem (engl.: receiver system)	19
S-LCA	Social Life Cycle Assessment	4
SGS	Dampferzeugungssystem (engl.: steam generation system)	19
TA	Terrestrische Versauerung (engl.: terrestrial acidification)	40
TES	Thermisches Energiespeichersystem (engl.: thermal energy storage system)	16
WT	Wärmetauscher	16
WTF	Wärmeträgerfluid	1
WU	Wasserverbrauch (engl.: water use)	9

Formelzeichen

Symbol	Beschreibung	Einheit
C_{th} / E_{th}	thermische Speicherkapazität	MWh _{th}
C_{el}	elektrische Speicherkapazität	MWh _{el}
η	Wirkungsgrad	%
m	Masse	kg
T	Temperatur	K
$E_{el,lifetime}$	Gesamtstromerzeugung	MWh
c_p	spezifische Speicherkapazität	kJ/kg K
P_{netto}	installierte Nettoleistung	MW
Δ	Differenz	-
BSE	jährliche Bruttostromerzeugung	MWh/a
PED	jährliche Primärenergieverbrauch	MWh/a
ZF	Zufeuerung	%
DNI	Direktnormalstrahlung	kWh/m ² a

1 Einführung

1.1 Motivation

„Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs.“

WCED 1987, S. 37 [1]

Seit Beginn der Industrialisierung ist die Konzentration der Treibhausgase in der Atmosphäre stark angestiegen und infolge der durch den Menschen verursachten Treibhausgasemissionen ist der Klimawandel heute eine globale Herausforderung der Menschheit. Ein Aspekt zur Minderung der Treibhausgasemissionen ist die Bereitstellung von Energie auf Grundlage erneuerbarer Energiequellen [2]. In Deutschland wurden im Jahr 2020 19,3 % des Endenergieverbrauchs durch erneuerbaren Energien gedeckt, wovon 53 % durch Windenergie, Photovoltaik (PV), Wasserkraft und Biomasse im Stromsektor erzeugt wurden [3].

Solarthermische Kraftwerke Eine weitere Möglichkeit für eine erneuerbare Stromerzeugung aus Solarenergie in Länder mit hoher Direktnormalstrahlung (engl.: direct normal irradiance) (DNI) sind solarthermische Kraftwerke [4]. In den sogenannten CSP-Kraftwerken¹ wird Solarstrahlung konzentriert, anschließend absorbiert und die Wärmeenergie dann auf ein Heat Transfer Fluid (HTF)² übertragen. Im Kraftwerksblock wird die Wärmeenergie dem Dampfkraftprozess zugeführt und dort auf Basis des Rankine-Prozesses in Strom gewandelt [5] [6]. Die zwei gebräuchlichsten bzw. verbreitetsten Bauarten von CSP-Anlagen sind Parabolrinnenkraftwerke (linienfokussierende Systeme) und Turmkraftwerke (punktfokussierende Systeme).

Nachhaltigkeit Neben der Reduktion von Treibhausgasen und der entsprechenden Kosten während der Strombereitstellung sollten auch andere Aspekte beim Ausbau der Erneuerbare Energien beachtet werden, um die Umstellung nachhaltig zu gestalten. Im Brundtland Bericht „Our Common Future“ aus dem Jahr 1987 wird erstmals eine Definition zur nachhaltigen Entwicklung formuliert. Darin versteht man unter nachhaltiger Entwicklung eine Entwicklung, „die die

¹Anmerkung: CSP → konzentrierte Solarenergie (engl.: concentrated solar power) (CSP)

²Anmerkung: Synonym zu Wärmeträgerfluid (WTF)

Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren, dass künftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können“ (Hauff 1987, S. 46)³ [1].

Nachhaltigkeit wird dabei oft durch die drei Dimensionen ökologische Verantwortung, soziale Gerechtigkeit und wirtschaftliche Leistungsfähigkeit beschrieben. Alle drei Faktoren sind dabei gleichberechtigt zu betrachten, unter dem Aspekt, dass sie sich gegenseitig beeinflussen. Nur unter Berücksichtigung dieser Vorgaben ist eine nachhaltige Entwicklung möglich [7] [8] [9]. Gerade im Zusammenhang mit dem Ausbau Erneuerbaren Energie spielen Nachhaltigkeitsaspekte bei der Entscheidungsfindung eine wichtige Rolle. Deshalb sind insbesondere Bewertungssysteme zum Messen des Erfüllungsgrads von Nachhaltigkeitsaspekten relevant, um der Politik oder auch Unternehmen als Entscheidungshilfe zu dienen [10]. Eines dieser Bewertungssysteme ist das Life Cycle Assessment (LCA).

1.2 Aufgabenstellung

Die vorliegende Arbeit soll den Stand der Technik hinsichtlich LCA-Analysen für CSP-Kraftwerke anhand einer umfangreichen Literaturrecherche zusammenfassen. Dazu wird in Kapitel 2 zunächst näher auf die LCA-Methodik, deren Aufbau und Grenzen eingegangen. Danach werden in Kapitel 3 die Publikationsergebnisse verschiedener Wirkungskategorien analysiert mit Augenmerk auf die Wirkungskategorien Klimawandel und Kumulierter Energieverbrauch. Anschließend werden in Kapitel 4 spezielle Einflussfaktoren der Wirkungskategorie Klimawandel innerhalb des Lebenszyklus der Anlage genauer betrachtet. Dazu gehört die Zufeuerung während der Stromproduktion im Unterkapitel 4.1 und die Entsorgungsphase der Anlage in Unterkapitel 4.3. Außerdem werden im Unterkapitel 4.2 einflussreiche Baugruppe der CSP-Anlage genauer betrachtet. Am Ende der Arbeit wird im Kapitel 5 ein kurzer Vergleich mit anderen stromerzeugenden Technologien aufgestellt und die analysierte Literatur in Kapitel 6 bewertet.

Ziel der Arbeit ist es, ein besseres Verständnis zu erarbeiten, wie sich gewisse Entwicklungen und Betriebsarten innerhalb der CSP-Anlage auf das LCA-Ergebnis auswirken, um so im Vorhinein eine Konkurrenzfähigkeit im Nachhaltigkeitssinn zu anderen erneuerbaren Technologien aufrechtzuerhalten oder zu verbessern.

³Hauff, V. (Hrsg.): Unsere gemeinsame Zukunft. Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung, Greven, 1987; englischer Originaltext vgl. [1]

2 Ökobilanz als Methode zur Nachhaltigkeitsbewertung

Die Definition von Nachhaltigkeit in Kapitel 1 zeigt bereits die Komplexität der Thematik und die Schwierigkeit, Nachhaltigkeit in ihrem zeitlichen, räumlichen und von verschiedenen Akteuren geprägten Ausmaß ganzheitlich zu betrachten [10]. Dennoch werden Bewertungssysteme benötigt, die versuchen, beispielsweise auf Basis des *Life Cycle Thinking (LCT)*, aufzeigen, in welchem Maß Produkte innerhalb ihres Lebenszyklus verschiedene Nachhaltigkeitsaspekte erfüllen. Dadurch können Entscheidungshilfen für politische Entscheidungsträger und Umweltexperten im Bereich Erneuerbare Energien geschaffen werden.

Unter LCT versteht man die ganzheitliche Betrachtung einer Wertschöpfungskette (d.h. von der Rohstoffgewinnung, über die Herstellung und Verarbeitung, Transport, Nutzung und Verkauf bis hin zur Entsorgung), inklusive der Prozessschritte, die nicht unmittelbar mit dem eigentlichen Produkt zu tun haben. Das LCT ermöglicht das Verständnis und die Analyse eines Produktsystems „von der Wiege bis zur Bahre / ins Grab“ [10] [11] [5].

2.1 Ökobilanz als Werkzeug zur Nachhaltigkeitsbewertung

Innerhalb dieser Arbeit handelt es sich bei der Methode zur Bewertung der Nachhaltigkeit um die Ökobilanz oder auch LCA¹ [10].

Die LCA ist ein systematisches Analyse- und Bewertungsverfahren, das die Umweltwirkungen von Produkten über deren gesamten physikalischen Lebenszyklus inklusive aller relevanten Entnahmen aus der Umwelt sowie sämtliche Emissionen in die Umwelt betrachtet. Zum Lebenszyklus zählt die Entnahme der Rohstoffe aus der Umwelt, die Aufbereitung, die Produktfertigung, die Nutzung sowie das Recycling bzw. die Entsorgung (auch 'cradle-to-grave', siehe Abbildung 2.1) [12] [11].

Die Methodik der LCA wird in den internationalen Normen DIN EN ISO 14040 und 14044 beschrieben [13]. Die ganzheitliche Analyse des Produktlebenszyklus soll eine Verlagerung von

¹Im deutschsprachigen Raum hat sich nicht die deutsche Übersetzung *Lebenszyklusanalyse* des Begriffs LCA sondern der vom Deutschen Institut für Normung verwendete Begriff Ökobilanz durchgesetzt. Im weiteren Verlauf der Arbeit wird der Ausdruck LCA verwendet, da dieser in der vorwiegend englischsprachigen Literatur zur Nachhaltigkeitsbewertung von CSP-Kraftwerken verwendet wird.

Umweltschäden (auch Problemverschleppung, engl.: burden shifting) verhindern bzw. identifizieren, an welchen zeitlichen, räumlichen und systemischen Stellen im Lebensweg eines Produkts eine Verlagerung von Umweltschäden² stattfindet [10] [11] [14].

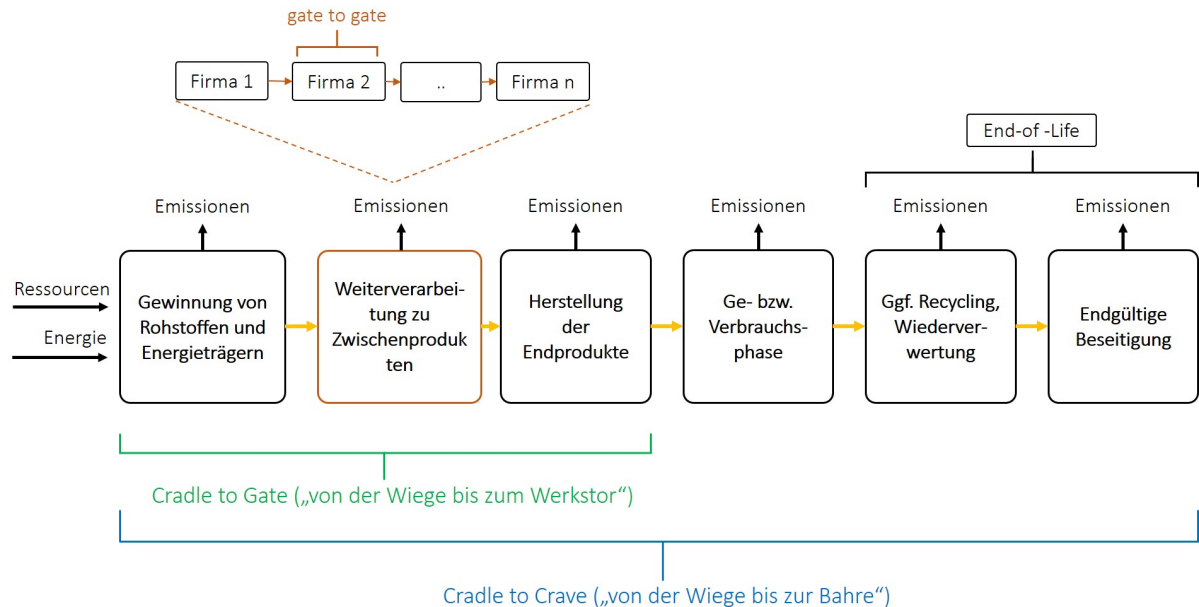


Abbildung 2.1: Vereinfachter Lebensweg eines Produktsystems. Inklusive der Systemgrenzen „gate to gate“, „cradle to gate“ und „cradle to grave“ [10].

Während eine LCA nur die ökologischen Auswirkungen eines Produktsystems entlang seines Lebenszyklus analysiert, bedarf es zur ganzheitlichen Betrachtung der Nachhaltigkeit weiterer Werkzeuge, um die ökonomischen, sozialen sowie ggf. weiteren Aspekte zu betrachten. Eine Möglichkeit ist die Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA), welche sich aus der LCA entwickelt hat. Eine LCSA ist integrativer und umfassender und kombiniert die drei Methoden LCA (ökologische Dimension), Life Cycle Costing (LCC) (ökonomische Dimension) und Social Life Cycle Assessment (S-LCA) (soziale Dimension³). Durch die LCSA soll eine ganzheitliche Optimierung der Wertschöpfungskette ermöglicht werden [13] [15].

In der Abbildung 2.2 ist die Methodik der LCSA dargestellt. In der Vertikalen sind die einzelnen Arbeitsschritte (siehe Kapitel 2.2) der LCA-Methodik aufgetragen und in der horizontalen die drei zu bewertenden Dimensionen. Der erste und letzte Arbeitsschritt wird für alle Dimensionen

²Anmerkung: Unter Verlagerung versteht man, dass beispielsweise die Nutzung eines Produkts an sich frei von negativen ökologischen Effekten ist und damit vermeintlich positiv, obwohl dessen Herstellungsprozess negative Emissionen verursacht. Bei reiner Betrachtung der Nutzungsphase werden die negativen Effekte also lediglich in eine andere Lebensphase verlagert. So wird in der Presse beispielsweise von *emissionsfreien* Elektroautos gesprochen, weil diese während der Nutzung keine direkten CO_2 -Emissionen ausstoßen, obwohl unter anderem der verwendete Strom, der zum Laden der Autos benötigt wird CO_2 -Emissionen verursacht, wenn er aus fossilen Kraftwerken stammt. Ähnliches gilt für Biokraftstoffe. Hier muss berücksichtigt werden, dass u.a. für die Herstellung des Düngers, der bei der Pflanzenproduktion eingesetzt wird, derzeit fossile Energieträger eingesetzt werden [11].

³Anmerkung: Die S-LCA soll gesellschaftliche Problemfelder sowie positive und negative soziale Einflüsse, die durch die Produkte entlang des Produktlebenszyklus entstehen, aufzeigen [13] [15].

gemeinsam durchgeführt. Der zweite und dritte Arbeitsschritt wird für jede Dimension separat betrachtet.

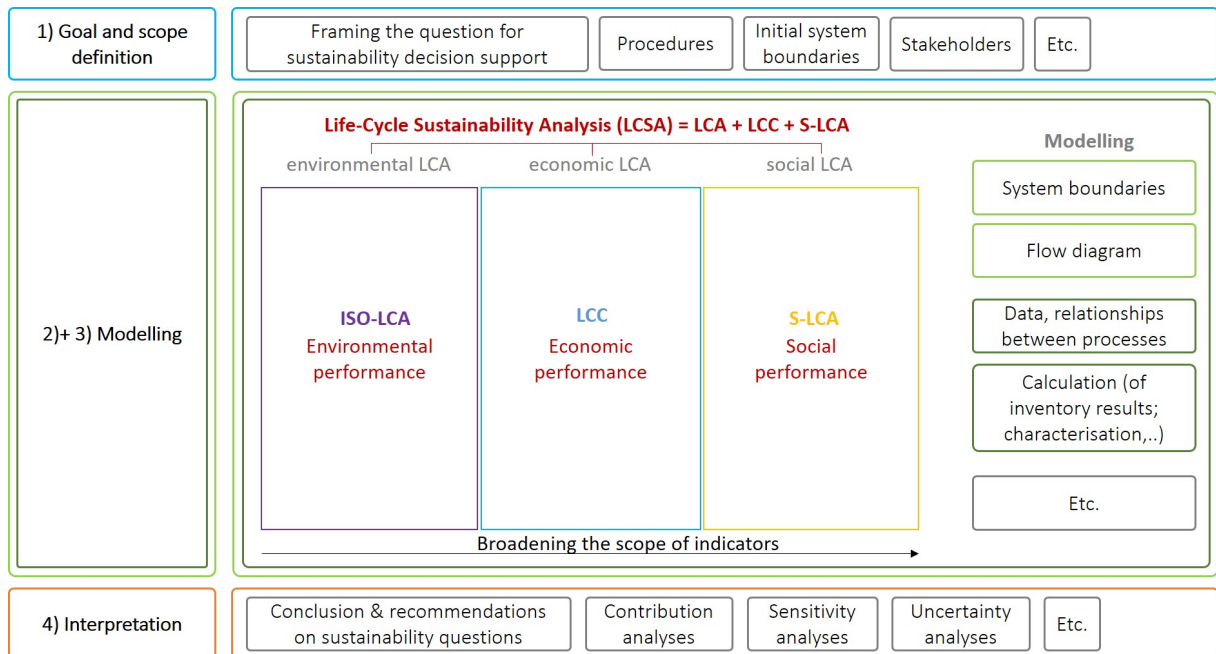


Abbildung 2.2: Methodik der LCSA. Modifiziert nach [15]

Nachfolgend wird auf die Methodik einer LCA sowie deren Grenzen eingegangen. In dieser Arbeit erfolgt keine Betrachtung der LCC und S-LCA, da diese Methoden in der Literatur zur Nachhaltigkeitsbewertung von CSP-Kraftwerken nicht besonders stark vertreten sind.

2.2 Aufbau eines Life Cycle Assessments

In der DIN EN ISO 14040 und DIN EN ISO 14044 wird die Erstellung einer LCA in vier Phasen unterteilt, die nacheinander bearbeitet werden⁴ (siehe Abbildung 2.3). Da es sich bei einer LCA um ein Analysetool mit iterativem Charakter handelt, kann es sein, dass während der Bearbeitung Informationen auftauchen, die das Ergebnis des vorherigen Arbeitsschrittes beeinflussen. In diesem Fall muss der Inhalt des betroffenen Vorgangs angepasst werden [11].

2.2.1 Zieldefinition und Festlegung des Untersuchungsrahmens

Eine LCA beginnt mit der **Zieldefinition** und der **Festlegung des Untersuchungsrahmens** (engl.: *goal and scope definition*). Darin werden die Systemgrenzen des zu untersuchenden Produkt(-systems) und die Zielgröße (auch funktionelle Einheit) festgelegt⁵. Die Systemgrenze

⁴Anmerkung: Detaillierte Informationen zum Erstellen einer eigenen LCA finden sich in [11].

⁵Anmerkung: Bereits in der ersten Phase müssen die in Phase 3 zu untersuchenden Wirkungskategorien definiert werden, weil sich deren Wahl anschließend auf die in der Phase 2 (Sachbilanz) zu ermittelnden Daten auswirkt [11].

definiert dabei den zu betrachtenden Lebensweg des Produkts. Alternativ zu *cradle to cradle* können auch nur Teile des Lebenswegs erfasst werden. Dabei kann es sich um *cradle to gate*- oder *gate to gate*-Studien handeln (siehe dazu auch Abbildung 2.1)

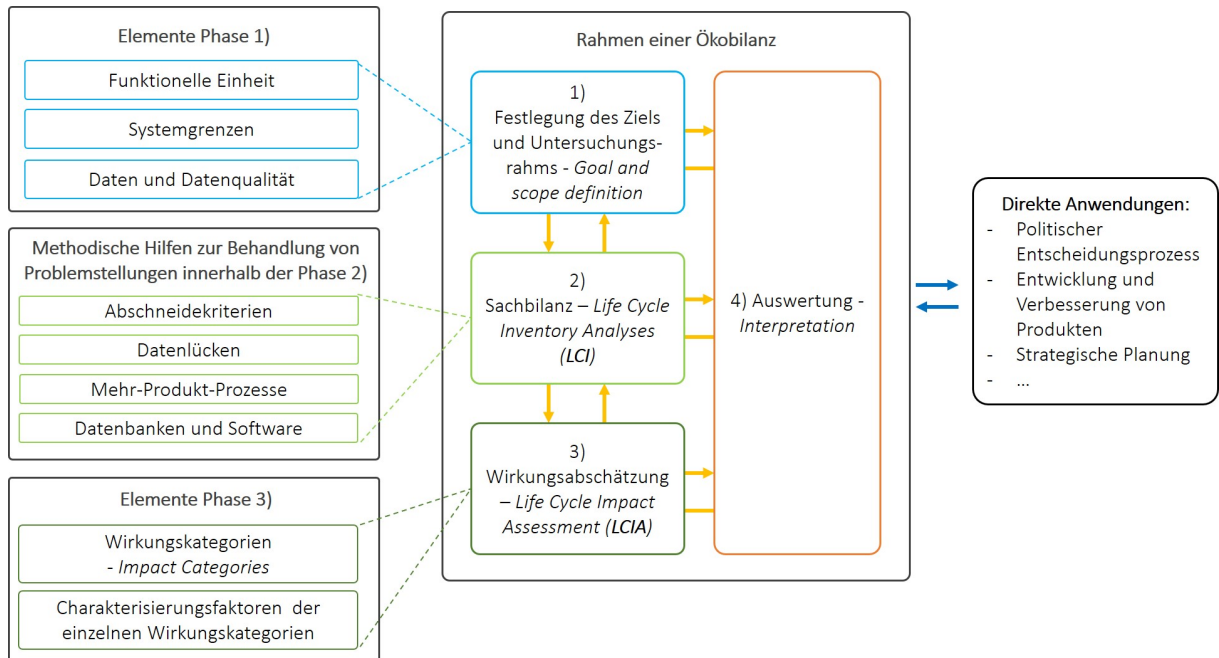


Abbildung 2.3: Phasen einer Ökobilanz. Modifiziert nach [11], [16], [17], [13]

Die funktionelle Einheit ist die Bezugsgröße, auf die sich später alle Emissionen der verschiedenen Wirkungskategorien der dritten Phase beziehen [4] [11]. Bei Stromerzeugungstechnologien wird als funktionelle Einheit häufig 1 kWh_{el} festgelegt, das bedeutet die Emissionen einer Wirkungskategorie beziehen sich jeweils auf 1 kWh_{el}, ausgehend von der Gesamterzeugung des Kraftwerks. Bei gleichen funktionellen Einheiten ist ein Ergebnisvergleich verschiedener Studien möglich.

2.2.2 Sachbilanz

Anschließend werden in der zweiten Phase, der **Sachbilanz** (engl.: *Life Cycle Inventory Analyses (LCI)*), alle aus der natürlichen Umwelt in die Systemgrenzen ein- und ausgehenden Stoff- und Energieströme bzw. Ressourcenaufwendungen des definierten Produkt(-systems) gesammelt und strukturiert [4]. In der Sachbilanz wird dazu ein Modell erstellt, das das zu untersuchende Produktsystem abbildet und dessen Daten als Input der Wirkungsabschätzung dienen [11]. Das Ergebnis der Sachbilanz ist eine Übersicht aller Elementarströme des Produktlebenszyklus pro funktioneller Einheit [11]. Die Abbildung 2.4 zeigt in vereinfachter Form das Verfahren zur Durchführung der Sachbilanz ⁶.

⁶Anmerkung: Bei aufwendigen bzw. komplexen Produktsystemen mit einer großen Anzahl an Prozessen werden zur Erstellung der Sachbilanz meistens spezielle Softwaretools verwendet [11]

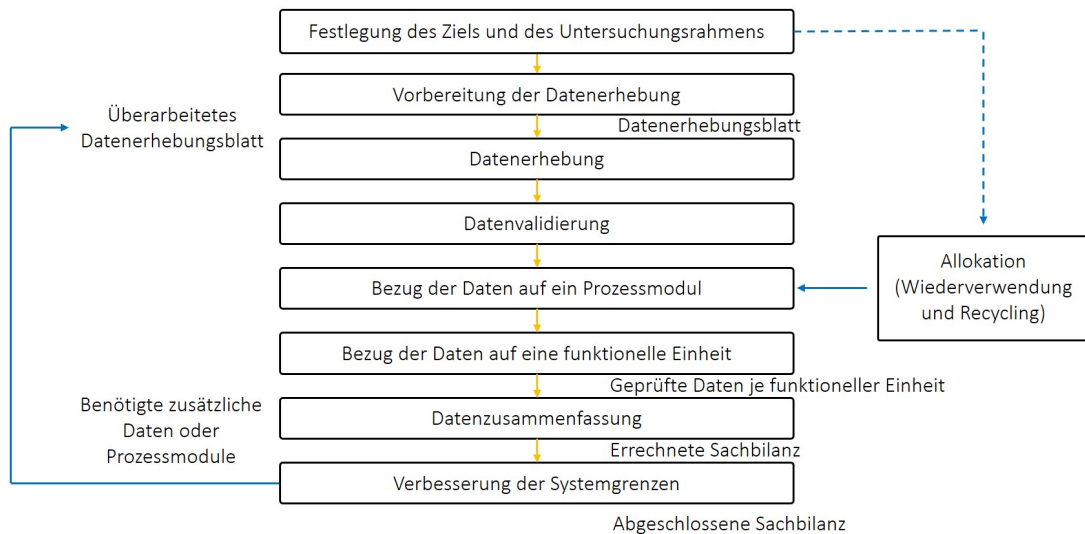


Abbildung 2.4: Vereinfachtes Schema für das Vorgehen beim Erstellen der Sachbilanz. Modifiziert nach [11].

Ein wichtiger Aspekt innerhalb der Sachbilanz ist die Berücksichtigung von Neben- und Koppelprodukten, die während der Herstellung des eigentlichen Produktsystems entstehen. Die richtige Zuordnung der entstanden Input- oder Outputströme auf das zu untersuchende Produktsystem nennt sich Allokation [18] [19]. Bei der Herstellung von Weizen als Hauptprodukt können als Nebenprodukte (Koppelprodukte) beispielsweise Biomasse für Kleinf Feuerungsanlagen, Stroh oder Viehfutter entstehen. Hier muss nun entschieden werden, welcher Anteil der Umweltlasten dem Hauptprodukt und welcher den einzelnen Koppelprodukten angerechnet wird. Diese Aufteilung basiert auf individuellen Entscheidungen des Erstellers. So können dem Weizen 90 % und dem Stroh 10 % der Umweltlasten zugeschrieben werden. Die Aufteilung kann jedoch genauso gut bei 70 % und 30 % liegen, je nach Rahmenbedingung und Allokationsart [20]. Eine exakte Aufteilung der entstandenen Umweltwirkungen ist schwierig, weshalb die Norm eine Vermeidung von Allokationen empfiehlt. Beispielsweise durch eine Erweiterung der Systemgrenze, sodass das Koppelprodukt vollständig in der Sachbilanz berücksichtigt wird [18] [19].

Weitere Problemstellungen innerhalb der Sachbilanz sind [11] ⁷:

- Abschneidekriterien
- **Datenlücken**
- Mehr-Produkt-Prozesse oder auch **Allokation** (s.o.)
- **Datenbanken und Software**

⁷Anmerkung: Informationen zum praktischen Vorgehen beim Erstellen der Sachbilanz finden sich in [11, S.215 - S.223]. Dort sind methodische Hilfen zur Behandlung von Problemstellungen innerhalb der Sachbilanz gegeben, gerade in Bezug auf Abschneidekriterien, Datenlücken, Mehr-Produkt-Prozesse (Allokationen) und Datenbanken

2.2.3 Wirkungsabschätzung

Die dritte Phase ist die **Wirkungsabschätzung** (engl.: *Life Cycle Impact Assessment (LCIA)*). Hier werden den quantitativen Stoffströmen aus der Sachbilanz Umweltwirkungen basierend auf den ausgewählten Wirkungskategorien zugeordnet [11]. Unter Wirkungskategorien versteht man bestimmte Umweltproblemfelder, wie beispielsweise die Treibhausgasemissionen und den damit verbundenen Klimawandel. Unter diesem Umweltproblemfeld werden die Umweltauswirkungen einzelner, dieser Kategorie zugeordneter Schadstoffe zusammengefasst.

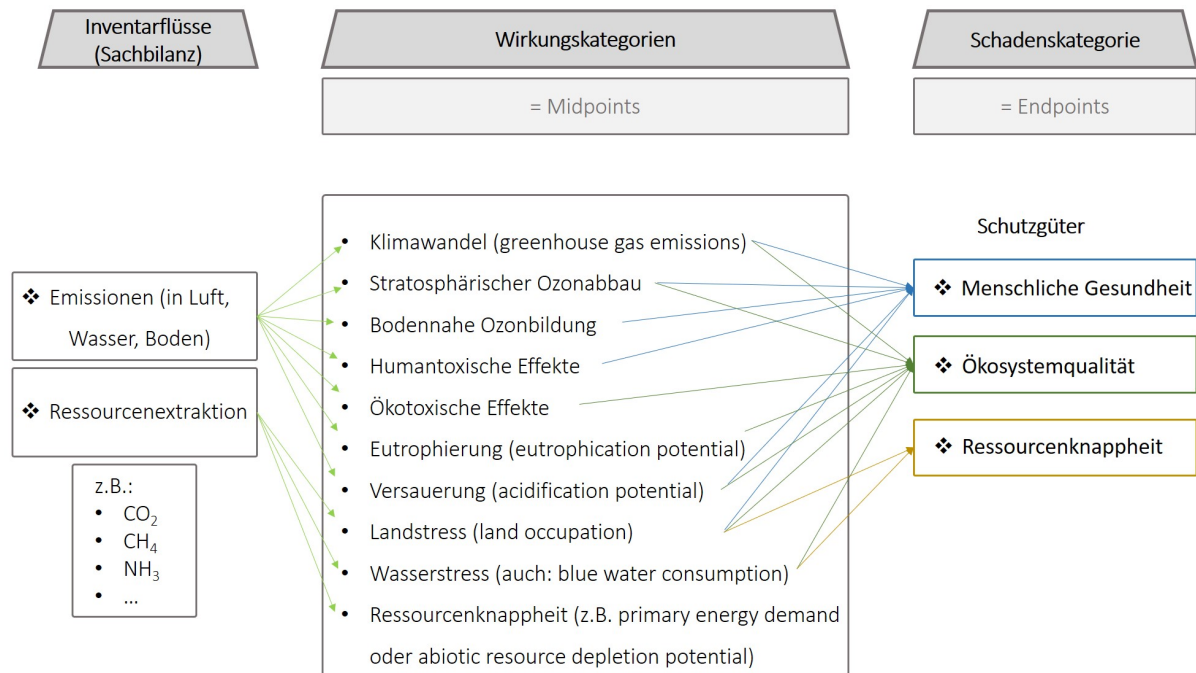


Abbildung 2.5: Funktioneller Zusammenhang zwischen den Inventarflüssen, den Wirkungskategorien und den Schadenskategorien. Modifiziert nach [21], [22]

Die Wirkungsabschätzung soll eine Beurteilung und ein detaillierteres Verständnis eventueller Umweltwirkungen eines Produktsystems auf eines der Umweltproblemfelder ermöglichen [23]. Daneben können auch Einflüsse auf die menschliche Gesundheit und den Ressourcenverbrauch abgebildet werden. Hier spricht man dann von schadensorientierten Wirkungen [24]. Der Zusammenhang zwischen Sachbilanz, verschiedenen Wirkungskategorien (Wirkungsmechanismus 1) und betroffenen Schutzgütern (Wirkungsmechanismus 2) wird in der Abbildung 2.5 gezeigt. In der Wirkungsabschätzung werden keine tatsächlichen Schäden erfasst, sondern nur Inputs- und Outputs quantifiziert, die wiederum Schäden hervorrufen können [25].

Die Wahl der Wirkungskategorien beeinflusst dabei, inwieweit das gesamte Spektrum an Umwelteinflüssen berücksichtigt wird⁸. Oft wird diese Auswahl durch unzureichende Datenvollstän-

⁸Anmerkung: Die Publikation [26] gibt beispielsweise an, dass ca. 90 % der begutachteten LCAs die Wirkungskategorie *Klimawandel/Treibhauspotential*, 71% der begutachteten LCAs den *Kumulierten Energieverbrauch/Primärenergiebedarf* und nur 20-40 % der Studien andere Wirkungskategorien wie das *Versauerungs- und Eutrophierungspotential* untersuchen. Außerdem wird in lediglich 9% der Studien die *Landnutzung* betrachtet.

digkeit, Datenqualität und Datensymmetrie, bedingt durch die Sachbilanz, sowie modellbedingte Unsicherheiten in den Charakterisierungsfaktoren eingeschränkt [11] [23].

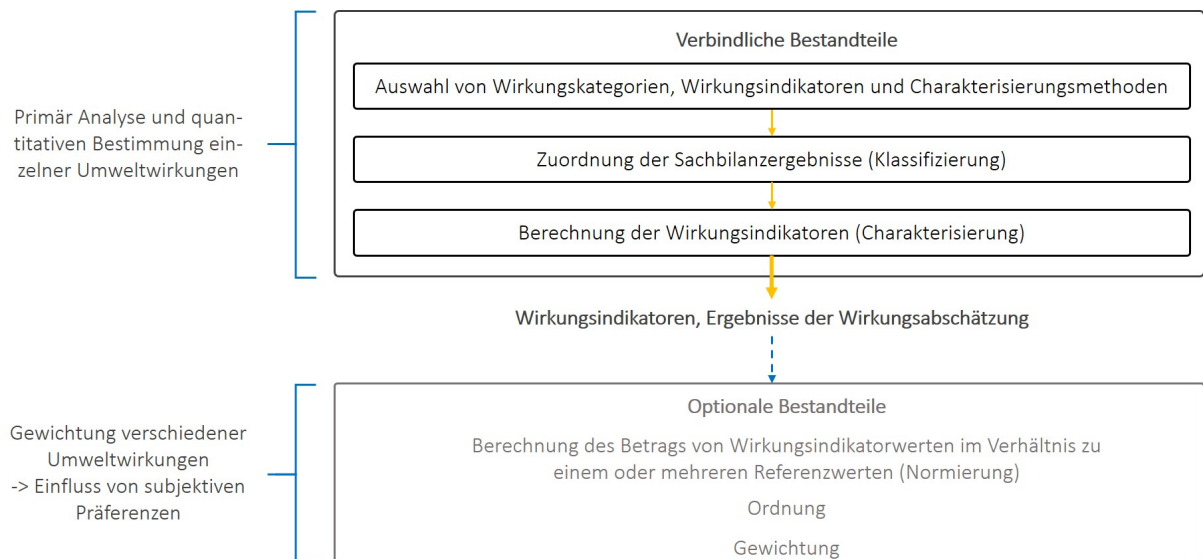


Abbildung 2.6: Bestandteile der Wirkungsabschätzung. Modifiziert nach [11]

Die Wirkungsabschätzung selbst besteht aus den drei Schritten **Auswahl von Wirkungskategorien**, **Klassifizierung** und der **Charakterisierung**. Die Bestandteile und die Reihenfolge ihrer Abarbeitung sind in der Abbildung 2.6 dargestellt [11].

Auswahl und Übersicht der Wirkungskategorien

Eine Übersicht verschiedener Wirkungskategorien basierend auf Informationen des IFEU (Institut für Energie- und Umweltforschung) findet sich im Anhang 2-A. Oft verwendete Wirkungskategorien sind beispielsweise

- Klimawandel / GHG-Emissionen ⁹
- Wasserverbrauch (engl.: water use) (WU), teilweise auch Blauwasserverbrauch (engl.: water consumption) (BWC)
- Kumulierter Energieverbrauch (engl.: cumulative energy demand) (CED)
- Energie-Amortisationszeit (engl.: energy payback time) (EPBT)

⁹Anmerkung: Aufgrund seiner politischen und gesellschaftlichen Sonderstellung gibt es zur Erstellung des Carbon Footprint (andere Bezeichnung für die Wirkungskategorie Treibhausgasemissionen) und damit zur Bewertung des anthropogenen Klimawandels zusätzliche Richtlinien. Die Wichtigsten sind die „Publicly Available Specification 2050“ der British Standards Institution (BSI) und das „Greenhouse Gas Protocol“ des World Resources Institute und des World Business Council for Sustainable Development. Außerdem den Normentwurf DIN EN ISO 14067. Darin wird speziell auf den Umgang mit Recyclingmaterialien, Ökostrom, Müllentsorgung, Allokation, u.a. eingegangen [11]

Weitere Informationen zu den oben gelisteten Wirkungskategorien finden sich im Anhang 2-D. Abhängig davon, wie die Informationen der Sachbilanz genutzt werden sollen, kann zwischen dem Midpoint (wirkungsorientierten)- und Endpoint (schadensorientierten)-Ansatz unterschieden werden [22].

- **Midpoint-Ansatz:** Ermittlung der potenziellen Umweltauswirkungen durch die Wirkungsindikatoren (Wirkungsmechanismus 1 wird berücksichtigt).
- **Endpoint-Ansatz:** Ermittlung möglicher resultierender Schäden an den drei Schutzgütern (menschliche Gesundheit, Ökosystemqualität und Ressourcen) durch Aggregieren der Wirkungen über den Wirkungsmechanismus 2 [22].

Das Problem von Endpoint-Ansätzen ist, dass mindestens zwei Wirkungsmechanismen (siehe Abbildung 2.5) miteinander verknüpft werden müssen und dadurch eine längere, zu modellierende Wirkungskette entsteht, die ihrerseits mit größeren Unsicherheiten (zwischen den ursächlichen Emissionen und den zu messenden Umwelteffekten) verbunden ist [23] [22].

Abhängig von verschiedenen Normen und Richtlinien, die neben der DIN EN ISO 14040/44 zur Erstellung einer LCA herangezogen werden können, machen diese spezielle Vorgaben zur Anzahl von zu verwendenden Wirkungskategorien. Die International Reference Life Cycle Data System (ILCD)-Richtlinie¹⁰ empfiehlt zum Beispiel 15 Midpoint- und 3 Endpoint-Wirkungskategorien, wohingegen die DIN EN ISO 14040/44 keine spezifischen Vorgaben zur Verwendung bestimmter Wirkungskategorien entlang des Lebenswegs macht [22]. Das heißt, abhängig vom Interesse des LCA-Erstellers können hier auch nur einzelne Wirkungskategorien untersucht werden.

Klassifizierung

Innerhalb der Klassifizierung wird jedem Elementarfluss aus der Sachbilanz (mindestens) eine Wirkungskategorie zugeordnet. Ein Elementarfluss kann jedoch auch mehr als eine Wirkungskategorie beeinflussen [11].

Charakterisierung

Im letzten Schritt der LCIA werden die relevanten Elementarflüsse für verschiedene Wirkungskategorien mit den entsprechenden stoffbezogenen Charakterisierungsfaktoren multipliziert. Daraus ergibt sich der Indikatorwert eines jeden Elementarflusses. Die Charakterisierungsfaktoren ermöglichen eine Gewichtung der relevanten Substanzen bezogen auf eine Referenzsubstanz. Für die Wirkungskategorie Klimawandel wird CO₂ als Referenzsubstanz festgelegt und alle anderen Treibhausgase entsprechend ihrer Wirkung im Verhältnis zu CO₂ durch den Charakterisierungsfaktor gewichtet. Die anschließende Aufsummierung aller einzelnen Elementarflüsse ergibt eine

¹⁰Anmerkung: Das ILCD-Handbuch ist Bestandteil der Bemühungen der Europäischen Kommission, nachhaltige Verbrauchs- und Erzeugungsstrukturen zu fördern. Das Handbuch, als Leitlinien für die Durchführung von LCAs entstand in einer Zusammenarbeit der Gemeinsamen Forschungsstelle der EU-Kommission und der Generaldirektion Umwelt [27].

eindimensionale Kennzahl, den Wirkungsindikator, einer jeden Wirkungskategorie. Für die Wirkungskategorie Klimawandel ergibt sich in Anhang 2-B beispielsweise ein Wirkungsindikatorergebnis von 20,5 kg CO₂-Äquivalente / funktioneller Einheit [11]. Die gesamte Beispiel-LCIA ist im Anhang 2-B abgebildet.

Die Charakterisierungsfaktoren stammen aus einem vorher ausgewählten Charakterisierungsmodell¹¹ [11]. Die Frage nach dem zu verwendenden Charakterisierungsmodell wird in einigen Richtlinien vorgegeben, oft wird sie dem Bearbeiter jedoch offengelassen [22]. Diese Optionalität und die Unterschiede innerhalb der verschiedener Charakterisierungsmodelle müssen bei der späteren Ergebnisinterpretation bedacht werden.

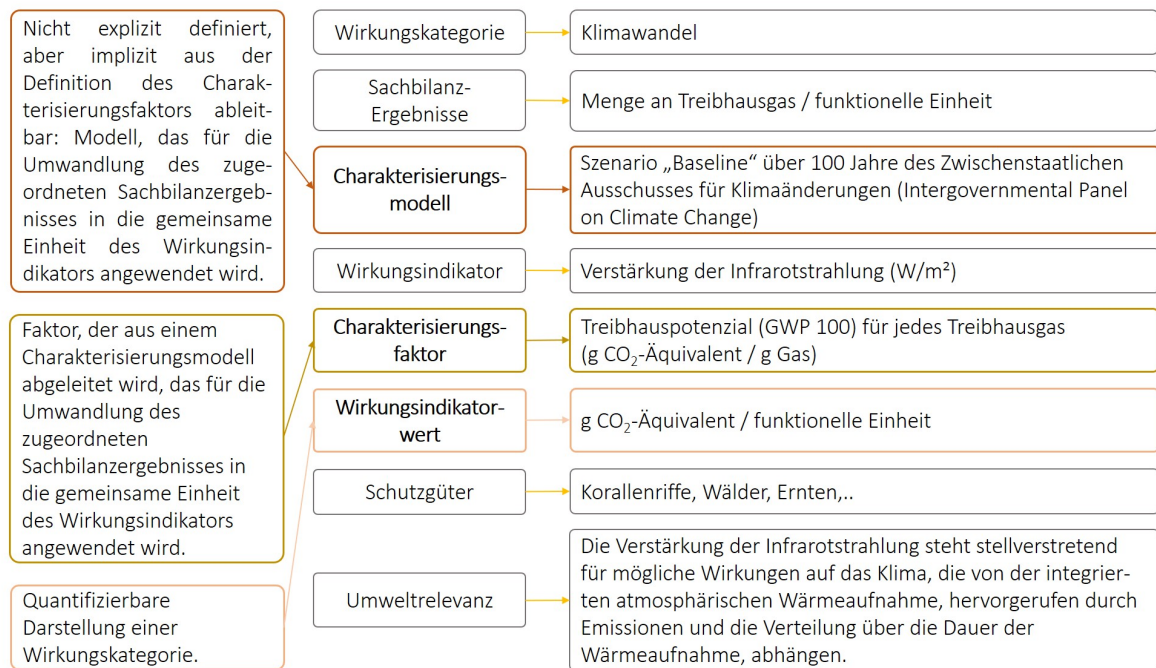


Abbildung 2.7: Begriffsbeispiele der Wirkungsabschätzung am Beispiel der Wirkungskategorie *Klimawandel*. Modifiziert nach [11]

Die Abbildung 2.7 soll zum besseren Verständnis der Begrifflichkeiten am Beispiel der Wirkungskategorie Klimawandel dienen.

Aus dem **Charakterisierungsmodell** ergeben sich die einzelnen **Charakterisierungsfaktoren** der Treibhausgase (synonym Elementarflüsse) in g CO_{2eq}/g Gas, die einen Einfluss auf die Wirkungskategorie Klimawandel haben. Die Charakterisierungsfaktoren ermöglichen eine Zusammenfassung der einzelnen Elementarflüsse zu einem **Wirkungsindikator** auf Basis von CO₂-Äquivalenten. Der Wirkungsindikator beschreibt in der Wirkungskategorie Klimawandel die Verstärkung der Infrarotstrahlung durch alle Treibhausgase des Produktsystems. Der **Wirkungsindikatorwert** ist das Ergebnis des Wirkungsindikators in g CO_{2eq}/funktionelle Einheit, das

¹¹Anmerkung: Eine kleine Übersicht der Charakterisierungsmodelle, wie sie von verschiedenen Richtlinien/Standards vorgeschrieben oder empfohlen werden, finden sich in [22, Seite 70-73]

für die einzelnen Treibhausgase durch die Multiplikation der Treibhausgasmasse in g Gas/funktionelle Einheit mit dem Charakterisierungsfaktor entsteht.

Anmerkung - Wirkungskategorie Klimawandel:

Im englischen Sprachgebrauch wird der Begriff Treibhauspotential (engl.: global warming potential) (GWP) teilweise synonym zum Charakterisierungsfaktor verwendet. In [28, S. 96] wird die Ermittlung der GHG-Emissionen (Synonym zu Wirkungsindikatorwert) beispielsweise beschrieben mit „*the global warming potentials (GWPs) selected to convert the mass of major GHGs to CO₂ equivalents*“. In andere Publikationen wird unter dem GWP direkt der Wirkungsindikator verstanden. Hier muss auf den Kontext geachtet werden, in dem der Begriff verwendet wird.

Die LCIA wird durch eine Analyse der Datenqualität abgeschlossen [11].

2.2.4 Auswertung

Im letzten Schritt, der **Auswertung** (engl.: *Interpretation*), werden die Resultate der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung zusammengefasst und kommentiert. Diese Untersuchungsergebnisse werden dann geprüft und anschließend für den Adressaten verständlich aufbereitet. Die Auswertung kann dann beispielsweise Entscheidungsträgern als Unterstützung dienen. Dabei ist es wichtig, auch die Einschränkungen der angefertigten LCA, basierend auf ihrer Vollständigkeit, Sensitivität und Konsistenz zu nennen [11] [4]. Außerdem können in der Auswertung sogenannte *Hot Spots* identifiziert werden, die innerhalb der Wertschöpfungsketten von Produktsystemen besonders große Umweltwirkungen aufzeigen [13] [12].

Abhängig von der Qualität und Vollständigkeit der Daten sind LCA-Ergebnisse mehr oder weniger belastbar. Deshalb ist es wichtig, dass die Herkunft und Rückverfolgbarkeit der Daten akribisch dokumentiert ist und auch zugrunde liegende Annahmen aufgeführt sind [22].

2.2.5 Spezielle Begrifflichkeiten

Informationen zu den Begrifflichkeiten Software, Datenbank, Methode der Wirkungsabschätzung.

1. Software [29]:

- Wegen der zunehmenden Komplexität von Produktsystemen und Fülle an benötigten Daten zur Erstellung einer LCA sind Softwarelösungen entstanden. Früher wurden LCAs mit Hilfe von Tabellenkalkulationsprogrammen erstellt ¹².
- Inhalte der Software:
 - Lebenszyklusmodellierung der zu untersuchenden Produktsysteme

¹²Anmerkung: In der Regel sind die Datenbanken unabhängig von den Softwarelösungen und müssen eigenständig integriert werden [29].

- Berechnung und Darstellung der Wirkungsbilanz
- Anbieter: eine große Übersicht der am Markt vorhandenen Softwarelösungen finden sich auf der Website des Joint Research Centers (JRC) der europäischen Union. Marktführende Software sind:
 - a) kommerzielle, marktführende Softwarelösungen: SimaPro, Umberto NXT LCA und **GaBi**. Zu GaBi: Diese Software wird auch in vielen LCAs zu CSP-Anlagen verwendet. Angeboten wird sie vom Stuttgarter Unternehmen PE International. Sie enthält in der Vollversion die firmeneigene GaBi-Datenbank und die ecoinvent-Datenbank. Außerdem ermöglicht sie das Erstellen einer S-LCA.
 - b) Open Source Software: *openLCA*. OpenLCA ist eine gebührenfreie Open Source Software vom Berliner Unternehmen GreenDelta. Es können alle frei verfügbaren Datenbanken sofort genutzt werden. Weitere kommerzielle Datenbanken können gegen Gebühr eingebettet werden. Die Software wird wegen ihrer offenen Programmstruktur oft im akademischen Bereich/Forschung eingesetzt.

2. Datenbanken (DB) / auch Ökobilanzdatenbanken [29]:

- Erklärung: Datenbanken existieren unabhängig von der Software. Je nachdem welche Software (als Simulationstool, vgl. oben) genutzt wird, müssen die benötigten Datenbank unter Umständen eigenständig integriert werden. Die Datenbanken enthalten die Sachbilanzdaten, d.h. die Produkt- bzw. Elementarflüsse, die die Umweltwirkungen, z.B. zur Energiebereitstellung, Materialherstellung und -verarbeitung, Transport- und Entsorgungsdienstleistungen, in Form von Emissionen bzw. Immissionen enthalten [29].
- Gebührenfreie DB:
 - a) European Reference Life Cycle Database (ELCD) der JRC
 - b) National Renewable Energy Laboratory DB (NREL)
 - c) New Energy Externalities Developments for Sustainability (NEEDS)
- Kostenpflichtige DB:
 - Ecoinvent-DB: Sie enthält über 9000 Datensätze zur Energiebereitstellung, Transport, Chemikalien, Werkstoffen und Fertigungsprozessen
 - GaBi-Basis-DB: Erweiterung durch branchenspezifische Zusatzmodule ist möglich
- Übersicht der Datenbanken aus einigen der betrachteten Untersuchungen: EcoInvent v.3 in [30]; Ecoinvent database v2.2 und für die Brennstoffe ecoinvent 2.2 database in [31]; Ecoinvent v.2.0 in [32]; Ecoinvent v2.0, Ecoinvent v1.2, Ecoinvent v1.3 in [28]; GaBi database in [33], ecoinvent 2.2 in [34].

3. Methoden der Wirkungsabschätzung: Im Kapitel 2.2.3 wurde bereits darauf hingewiesen, dass bestimmte Richtlinien vorgeben, welche und wie viele Wirkungskategorien in einer LCA nach ihren Vorgaben enthalten sein müssen. Diesen spezifischen Vorgaben sind in verschiedenen *Wirkungsabschätzungsmethoden* definiert. Die Methoden enthalten zum einen den vordefinierten Umfang der zu betrachtenden Wirkungskategorien auch spezifische, softwarebasierte Modellierungsmodelle. Welche Methode für die eigenen LCA verwendet werden kann hängt vom Angebot der benutzten Software ab. Einige bekannte *Wirkungsabschätzungsmethoden*, wie Eco-Indicator 99, IMPACT 2002+, ReCiPe 2008, inkl. deren Inhalte finden sich im Anhang 2-C. Innerhalb der ausgewählten Methode können dann Einschränkungen hinsichtlich der zu untersuchenden Wirkungskategorien getroffen werden^{13 14} [18] [11] [25].

2.3 Kritische Arbeitsschritte innerhalb des Life Cycle Assessments - Ursache für mögliche Unterschiede

Nachfolgend werden einige der kritischsten Arbeitsschritte und die Grenzen der LCA-Methodik aufgeführt. Diese sollten bei der Interpretation von Ergebnissen und dem Vergleich mit anderen Studien bedacht werden.

2.3.1 Transparenz und Vergleiche

Der Vergleich mit Ergebnissen aus anderer Literatur ist schwierig, da während der LCA viele individuelle Annahmen (Systemgrenzen, Allokationsverfahren, Wirkungsabschätzungsmethode, Sachbilanzdaten) getroffen werden [18]. Ein detaillierter Vergleich ist prinzipiell möglich, wenn die Publikation genau genug dokumentiert, wie die oben genannten Annahmen definiert sind. Dennoch sollten auch dann Ergebnisvergleiche nur als Tendenz und nicht als Absolut gesehen werden. Das sollte auch in den folgenden Kapiteln immer bedacht werden, auch wenn nicht explizit darauf hingewiesen wird.

Innerhalb der einzelnen Arbeitsschritte der LCA können folgende Unsicherheiten den Ergebnisvergleich erschweren oder verhindern:

1. **Zieldefinition und Untersuchungsrahmen** → Unterschiedliche Systemgrenzen (Einfluss auf enthaltene Komponenten), Standort des Produktsystems (Einfluss beispielsweise

¹³Anmerkung: Methoden, die beispielsweise in der GaBi-Datenbank enthalten sind: TRACI 2.0, CML 2001, 2013 und 2015, Ecoindicator 99, Ecological Scarcity Method (UBP), EDIP, USEtox und ReCiPe aus <http://www.gabi-software.com/deutsch/software/gabi-software/gabi/features/wirkungsabschaetzungsmethoden-lcia/> (03.05.2021)

¹⁴Anmerkung: Methoden, die beispielsweise in der Software SimaPro enthalten sind: CML-IA, EPS D2015, EPS DX2015, Ecological Scarcity 2013, ILCD 2011 Midpoint+, EDIP 2003, Impact 2002+, EPD 2013, ReCiPe [18]

auf Transportwege, DNI), Lebenszeit der Anlage (Einflussänderung wenn bestimmte Komponenten kürzere Lebenszeiten haben und in einer Anlagekonfiguration zweimal, in einer anderen nur einmal ersetzt werden müssen), u.a. [28]

2. **Sachbilanz** → Unterschiede im Design, Leistungspotential, verwendeten Materialien und festgelegte Konstruktionsaktivitäten für an sich gleiche Produktsysteme. Auch die angenommenen Transportarten, die Berücksichtigung von Ersatzteilen während der Nutzungsphase und das Vorgehen bei fehlenden Sachbilanzdaten für bestimmte Materialien beeinflussen das Ergebnis der Sachbilanz [28]. Ein weiterer Aspekt für die Variabilität sind die verschiedenen Sachbilanzdaten der unterschiedlichen Datenbanken. Selbst innerhalb einer Datenbank kann es für den gleichen Prozess verschiedene Datensätze geben, was die Variabilität der Ergebnis weiter steigert.
3. **Wirkungsabschätzung** → Hier besteht die größte Unsicherheit in den verwendeten Charakterisierungsfaktoren [28].

2.3.2 Vollständigkeit der Daten

In der LCA wird ein reales System als Modell abgebildet. Die Abstraktion des realen Produkts und Produktsystem bildet anschließend nur die systemrelevanten Informationen des Produkts ab. Unterschiede und Annahmen im Modell können später die Vollständigkeit der Daten beeinträchtigen und zu verschiedenen Ergebnissen in der Interpretation führen [11].

2.3.3 Monetäre Betrachtung

In einer reinen LCA werden nur potentielle Umweltwirkungen identifiziert. Die Wirtschaftlichkeit beispielsweise einer CSP-Anlage wird nicht dargestellt [18]. Das sollte bei der Entscheidungsfindung auf Basis von LCA-Ergebnissen immer berücksichtigt werden.

2.3.4 Geringer Orts- und Zeitbezug

Potentielle Umweltwirkungen werden in der LCA keinem festen Ort zugeordnet und auch der Zeithorizont, in dem die potentiellen Umwelteinflüsse wirken ist nicht eindeutig abschätzbar. Die LCA stellt also lediglich potentielle Ergebnisse zur Verfügung, die einigen Interpretationsspielraum bezüglich der Umweltfolgen lassen [18].

3 Auswertung LCA-Literatur von CSP-Anlagen

Im folgenden Kapitel sind die Ergebnisse der LCA-Literaturrecherche zu CSP-Anlagen zusammengestellt. Dazu wird in Kapitel 3.1 zunächst der Untersuchungsrahmen definiert, anschließend erfolgt in Kapitel 3.2 die Festlegung der Sachbilanzinhalte der zu untersuchenden Parabolrinnen- und Turmkraftwerke. In Kapitel 3.3 werden die Ergebnisse der Wirkungskategorien *Klimawandel* und *Kumulierter Energieverbrauch* der analysierten Publikationen diskutiert. Eine weniger detaillierte Aufbereitung der Wirkungskategorien *Wasserverbrauch*, *Energie-Amortisationszeit* und *Ressourcenverbrauch und Landnutzung* findet sich in den Anhängen 3-A, 3-B und 3-C. Die Arbeit wertet lediglich Untersuchungen von Parabolrinnen- und Turmsystemen aus, da es sich bei diesen beiden CSP-Technologien um die Gebräuchlichsten und meist Verbreitetsten handelt.

Einschub - Funktionsweise von Parabolrinnen- und Turmkraftwerken

Bei Parabolrinnenkraftwerken wird die DNI über Parabolrinnenspiegel konzentriert und auf das Absorberrohr reflektiert. Im Absorberrohr fließt das HTF, typischerweise ein synthetisches Öl, dessen Temperatur durch die Absorption der Wärme beim Durchfließen des Solarfelds erhöht wird und anschließend zum Kraftwerksblock geführt wird, wo es einen Dampfkreislauf antreibt [35] [5] [6].

Sobald Wärme zwischengespeichert werden muss, wird ein Thermisches Energiespeichersystem (engl.: thermal energy storage system) (TES) benötigt. Dazu wird beim Parabolrinnensystem die Wärmeenergie des HTF über einen Wärmetauscher (WT) auf das Speichermedium übertragen (meistens eine Mischung aus Nitratsalzen) und in getrennten Heiß- und Kalttanks gespeichert. Sobald die gespeicherte Wärme zur Stromproduktion benötigt wird, muss sie über die WT wieder auf das HTF übertragen werden [5] [6].

Im Gegensatz dazu wird die DNI bei Turmkraftwerken durch das Heliostatfeld konzentriert und auf einen zentral platzierten Turm mit Absorber reflektiert. Der Receiver absorbiert dort anschließend die Strahlung und überträgt die Wärmeenergie auf das HTF (meist Flüssigsalz). Bei Turmsystemen dient das Flüssigsalz als Transport- und Speichermedium. Hierbei wird ein direktes, sensibles Speichersystem verwendet und das HTF wird direkt in Tanks zwischengespeichert, ohne davor einen WT durchlaufen zu müssen [5] [6].

3.1 Zieldefinition und Festlegung des Untersuchungsrahmens

Damit die Ergebnisse einer Wirkungskategorie verschiedener Untersuchungen untereinander verglichen werden können, muss sich das Ergebnis auf die gleiche funktionelle Einheit beziehen. In dieser Arbeit werden deshalb nur Untersuchungen herangezogen, die als Einheit

- (Einheit der Wirkungskategorie) / kWh_{el} bzw.
- (Einheit der Wirkungskategorie) / MWh_{el}

angeben. Ein weiteres Zulassungskriterium ist die Berücksichtigung des gesamten Lebenswegs von *cradle to grave*, d.h. es werden nur LCA-Untersuchungen betrachtet, die alle fünf, in Abbildung 3.1, gezeigten Phasen beinhalten.

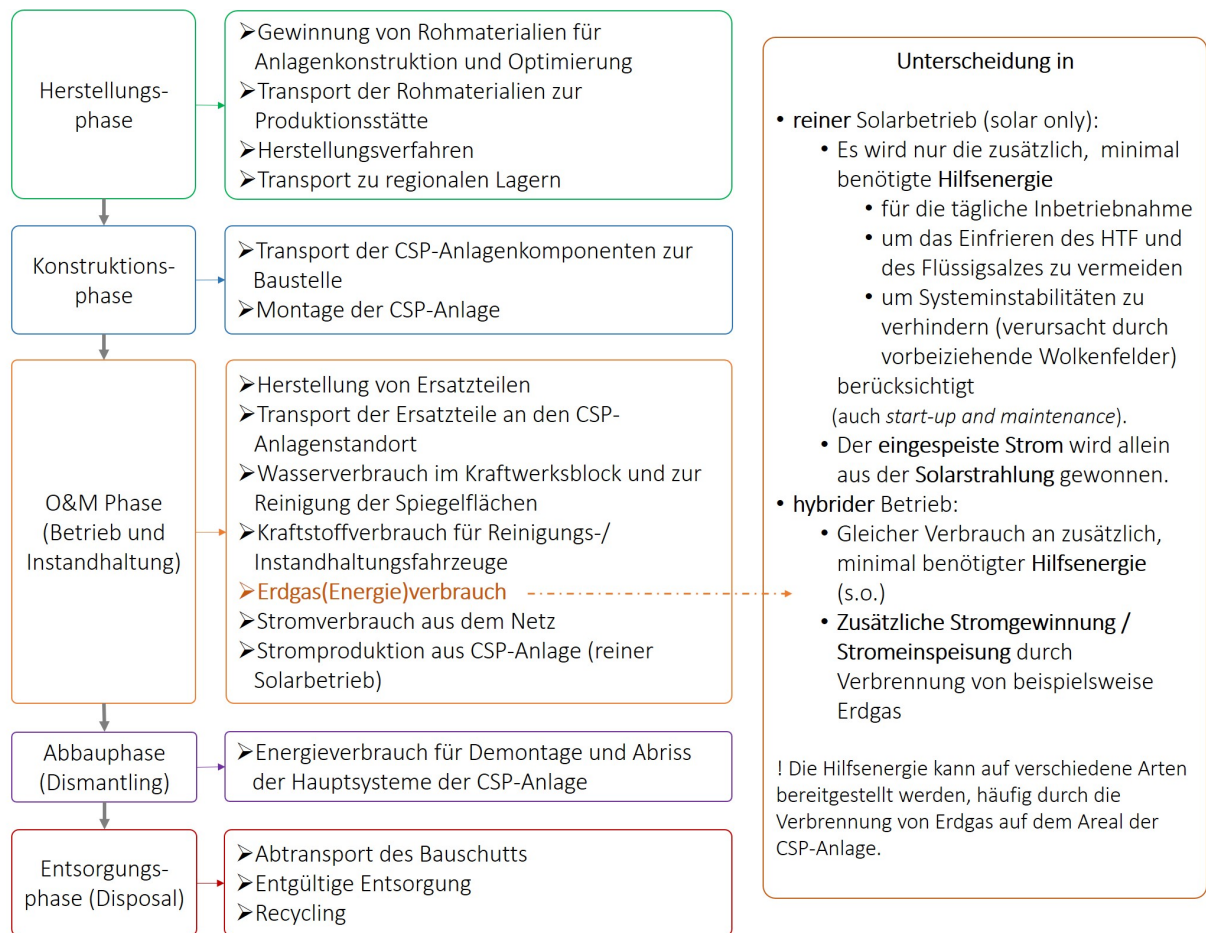


Abbildung 3.1: Betrachtete Lebenszyklusphasen einer LCA-Untersuchung bei CSP-Kraftwerken. Modifiziert nach [16] [32].

Einige Untersuchungen fassen die verschiedenen Lebensphasen auch anders, als in Abbildung 3.1 gezeigt, zusammen. Hier ist es wichtig, dass im gesamten trotzdem alle wichtigen Lebensabschnitte enthalten sind. Auf die Zuordnung, welche Aspekte welcher Lebensphase zugeordnet

sind, muss später in der Auswertung geachtet werden, damit keine falschen Rückschlüssen auf einzelne Lebensphasen gezogen werden.

Eine alternative Zusammenfassung, wie sie z.B. in [30] verwendet wird, ist:

1. **Rohstoffgewinnung und Herstellung**
2. **Konstruktion.**
3. **Betrieb und Instandhaltung** (auch Betriebs- und Wartungsphase (engl.: operations und maintenance) (O&M)).
4. **Rückbau und Abfallbeseitigung** berücksichtigt den Energieverbrauch, benötigtes Maschinenequipment und verschiedenen Arbeitsschritte für das Zerlegen der Anlage. Auch Recyclingaspekte und die Abfallentsorgung werden berücksichtigt.

Hier werden also die beiden letzten Lebensphasen zusammengefasst. Alternativ können die Lebensphasen auch in die drei Abschnitte *Manufacturing Phase* (erste und zweite Lebensphase zusammengefasst), *Operational Phase* (dritte Lebensphase) und *End of Life* (vierte und fünfte Lebensphase) unterteilt werden (siehe Anhang 3-H) oder es wird lediglich, wie beispielsweise in [4], zwischen den *direkten* (entspricht dritten Phase) und *indirekten* (restlichen vier Lebensphasen) Emissionen unterschieden.

3.2 Inhalte der Sachbilanz bei CSP-Anlagen

Da sich die beiden Kraftwerkstypen in ihrem Aufbau unterscheiden, muss die Sachbilanz separat für das Parabolrinnen- bzw. Turmkraftwerk betrachtet werden.

3.2.1 Parabolrinnensysteme

Die Abbildung 3.2 zeigt die einzelnen betrachteten Baugruppen des Parabolrinnenkraftwerks innerhalb der Sachbilanz. Den einzelnen Baugruppen werden nach [32] folgende Komponenten zugeordnet:

1. **HTF-System:** synthetisches Öl, Rohrleitungen, Stickstoffproduktionssystem
2. **Solarfeld / auch Kollektorsystem (engl.: collector system) (CS):** Sonnenkollektoren (einschließlich Rahmen, Spiegel und Fundamente), Nachführsystem, Steuerungen, Fahrzeug zur Reinigung der Kollektoren.
3. **TES:** Rohrleitungen, Speichertanks, Fundamente, Dämmmaterial, WT, Flüssigsalz, Pumpen

4. **Kraftwerksblock (engl.: power block) (PB)**, bestehend aus Dampferzeugungssystem (engl.: steam generation system) (SGS) und Stromerzeugungssystem (engl.: electrical power generation system) (EPG), d.h. es enthält: WT bzw. Dampferzeuger, Dampfturbine, Generator, Entlüfter, Kondensator (bzw. Komponenten des Kühlsystems), Rohrleitungen, Hilfskessel, Trafo-Station
5. **Infrastruktur:** Gebäude, Straßen, Wasseraufbereitungsanlage

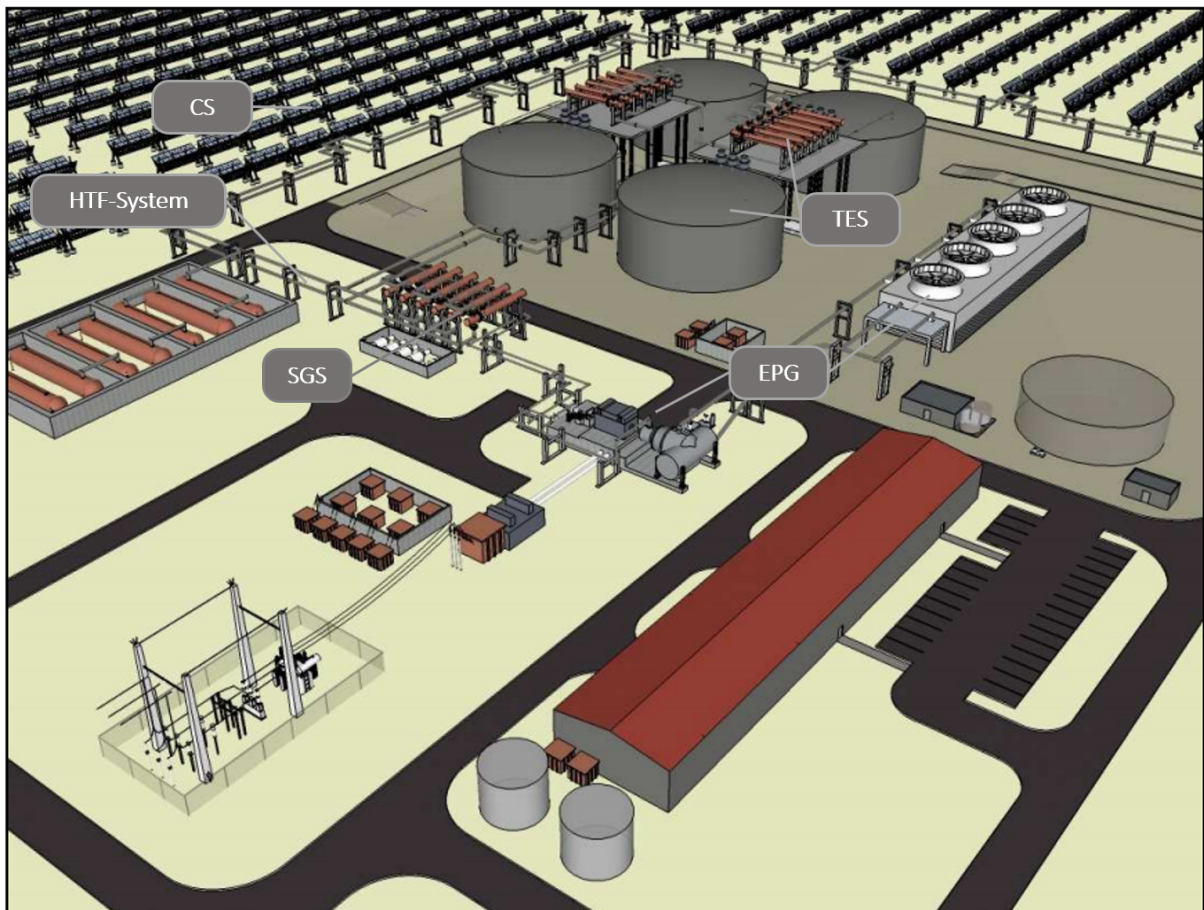


Abbildung 3.2: Übersicht der fünf Hauptbaugruppen eines CSP-Parabolrinnensystemen. (HTF System = Wärmeträgerfluidsystem (engl.: heat transfer fluid system), CS = Kollektorsystem (engl.: collector system), TES = Thermisches Energiespeichersystem (engl.: thermal energy storage system) inklusive Speichermedium, Öl-Salz-Wärmetauscher und Speichertanks, SGS = Dampferzeugungssystem (engl.: steam generation system), EPG = Stromerzeugungssystem (engl.: electrical power generation system). Modifiziert nach [35]

3.2.2 Turmsysteme

Die Abbildung 3.3 zeigt die einzelnen betrachteten Baugruppen innerhalb der Sachbilanz für das Turmkraftwerks .

Den einzelnen Baugruppen werden nach [30] folgende Komponenten zugeordnet:

1. **Receiversystem (engl.: receiver system) (RS)-System:** Turmbauwerk, Receiver, Rohrleitungs- und Umwälzpumpen

2. **Solarfeld / auch Heliostatfeld:** Heliostate, Nachführsystem, Steuerungen
3. **TES:** Rohrleitungen, Speichertanks, Fundamente, Dämmmaterial, WT, Flüssigsalz, Pumpen
4. **PB,** bestehend aus SGS und EPG. D.h.: WT, Dampfturbine, Generator, Entlüfter, Kondensator (bzw. Komponenten des Kühlsystems), Rohrleitungen, Hilfskessel
5. **Infrastruktur:** Gebäude, Straßen, Wasseraufbereitungsanlage

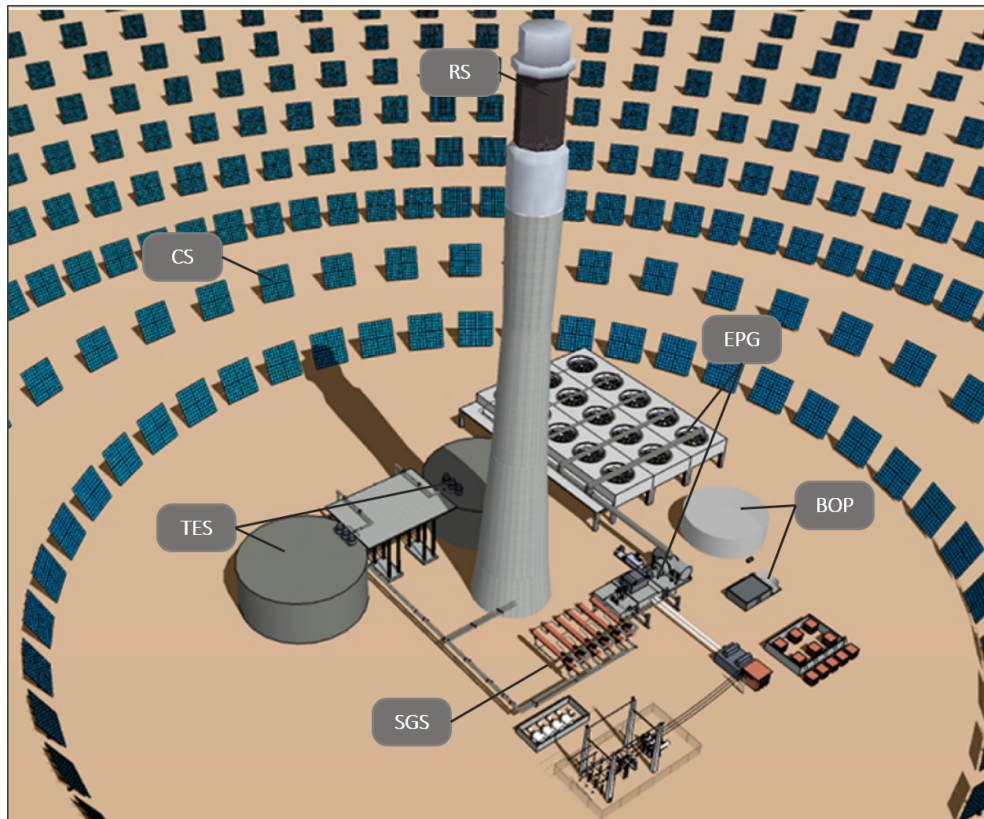


Abbildung 3.3: Übersicht der am häufigsten berücksichtigten Komponenten einer LCA von CSP-Turmsystemen. CS = Kollektorsystem (engl.: collector system), RS = Receiversystem (engl.: receiver system), (TES = Thermisches Energiespeichersystem (engl.: thermal energy storage system), SGS = Dampferzeugungssystem (engl.: steam generation system), EPG = Stromerzeugungssystem (engl.: electrical power generation system). BOP = Ausgleichssystem (engl.: balance of plant system). Die zwei größten, in der Abbildung gezeigten, Teilsysteme des BOP sind der Brauchwassertank und ein Hochspannungstransformator). Modifiziert nach [16]

Eine detailliertere Beschreibung der Komponenten innerhalb der einzelnen Systeme finden sich in Anhang 3-D. In der Publikation [30] wird außerdem ein alternatives Turmkonzept, auch HYSOL¹ genannt, betrachtet. Der genaue Systemaufbau und die Inhalte der Sachbilanz sind bei Bedarf direkt der Publikation [30, S.1111 -S.1113] zu entnehmen.

¹HYSOL ist die Abkürzung für das Forschungsprojekt *Innovative Configuration of a Fully Renewable Hybrid CSP Plant* unter der Leitung des spanischen Ingenieurbüros *ACS-COBRA* und gefördert von der Europäischen Kommission im 7. Rahmenprogramm (FP7-ENERGY-2012-1, CP 308912). Unter einer HYSOL Anlage versteht man eine CSP-Anlage mit TES, inklusive eines Brayton-Kreislaufs, der in Kombination mit einem Rankine-Prozess arbeitet. Genaueres zum Ziel des Projekts in Bezug auf Turmkraftanlagen findet sich in [30].

3.3 Wirkungsabschätzung und Auswertung der Wirkungskategorien

Viele der, vor allem älteren, betrachteten LCA-Untersuchungen arbeiten nach den Vorgaben der DIN EN ISO 14040/44 und legen in ihrer Wirkungsabschätzung den Fokus auf die Wirkungskategorie **Klimawandel**. Außerdem wird häufig der **Kumulierter Energieverbrauch** betrachtet. Nachfolgend werden deshalb in Kapitel 3.3.1 die Rechercheergebnisse der Wirkungskategorie Klimawandel und in Kapitel 3.3.2 die Ergebnisse des Kumulierter Energieverbrauchs diskutiert. Weitere Wirkungskategorien, die für Kraftwerke und speziell für CSP-Anlagen interessant sind, sind der Wasserverbrauch (Anhang 3-A), die Energie-Amortisationszeit (Anhang 3-B) sowie der Ressourcenverbrauch (Anhang 3-C). Informationen zu letzteren sind im Anhang (s.o.) zu finden.

3.3.1 Wirkungskategorie Klimawandel

Die Wirkungskategorie *Klimawandel* adressiert die direkten und indirekten Umweltwirkungen der anthropogenen Erwärmung der Erdatmosphäre verursacht durch spezifische Treibhausgase (CO_2 , CH_4 , N_2O). Als physikalische Grundlage der Modellierung dient der Treibhauseffekt. Durch die Charakterisierungsfaktoren der einzelnen Treibhausgase in Relation zum spezifischen Wirkungspotential von CO_2 , lassen sich deren spezifische Wirkungspotentiale ins Verhältnis setzen und es kann die Klimawirksamkeit der gesamten Treibhausgasemission in CO_{2eq} angegeben werden [23] [4].

Publikationsübersicht und Ergebnis-Harmonisierung

Das 2012 veröffentlichte Review [28] gibt einen guten Überblick über die bis dahin zur Wirkungskategorie Klimawandel, voneinander unabhängigen, veröffentlichten LCA-Untersuchungen über CSP-Anlagen. Den Screening Prozess² haben 19 Arbeiten zu Parabolrinnen- und 17 zu Turmsystemen bestanden (siehe Tabelle 3.1). Dabei variieren die Ergebnisse³ der Parabolrinnenkraftwerke zwischen 12 g $\text{CO}_{2eq}/\text{kWh}$ und 240 g $\text{CO}_{2eq}/\text{kWh}$. Der Median liegt bei 26 g $\text{CO}_{2eq}/\text{kWh}$, der anfängliche Range bei 230 g $\text{CO}_{2eq}/\text{kWh}$ und der Interquartilsabstand bei 83 g $\text{CO}_{2eq}/\text{kWh}$. Für die Turmsysteme ergeben sich Emissionen zwischen 11 g $\text{CO}_{2eq}/\text{kWh}$ und 200 g $\text{CO}_{2eq}/\text{kWh}$. Der Median liegt bei 38 g $\text{CO}_{2eq}/\text{kWh}$, der anfängliche Range bei 190 g $\text{CO}_{2eq}/\text{kWh}$ und der Interquartilsabstand bei 20 g $\text{CO}_{2eq}/\text{kWh}$. Die Spannweite der Ergebnisse ist geringer als beim Parabolrinnensystem, hauptsächlich deshalb, weil weniger Schätzungen bezüglich des hybriden Betriebs einfließen [28].

²Der Screening Prozess ist mehrstufig und garantiert, dass die LCA-Untersuchungen qualitativ einem definierten Standard entsprechen, also dass beispielsweise nur *cradle to grave*-LCAs oder Mehrfachpublikationen nur einfach berücksichtigt werden. Nähere Informationen dazu in [28, S. 94-96]

³Anmerkung: Nachfolgend wird der Begriff GHG-Emissionen synonym zu Wirkungsindikatorwert verwendet.

Tabelle 3.1: Ergebnisse der LCA-Untersuchungen von Parabolrinnen- und Turmkraftwerken zur Wirkungskategorie Klimawandel **vor** der Harmonisierung [28].

CSP-System	Ergebnisspanne in $g CO_{2eq}/kWh$	Publikationsjahr	weitere Informationen
Parabolrinnenkraftwerk	12 bis 240	1997 - 2011	9 Arbeiten zu Zukunftsszenarien, 3 zu Fallstudien, 7 zu fiktiven Anlagen in der Gegenwart
Turmkraftwerk	11 bis 200	1990 - 2008	8 Arbeiten zu Zukunftsszenarien, 7 zu Fallstudien, 2 zu fiktiven Anlagen in der Gegenwart

Die Spannweite der Ergebnisse innerhalb der einzelnen Technologien macht es schwierig, eine Aussage zum Treibhauspotential der CSP-Technologien zu treffen. Warum die Ergebnisse der Untersuchungen innerhalb der einzelnen Technologien schwanken, hat mehrere Ursachen. Eine davon sind die unterschiedlichen getroffenen Annahmen. Um die Variation der Ergebnisse zu reduzieren, wird in der Studie eine Harmonisierung durchgeführt, die die Annahmen in den einzelnen LCA-Untersuchungen an die folgenden Einflussparameter (auch *Light Harmonization Parameters*) angleicht [28]:

1. **Solarer Deckungsanteil:** 100 %, damit das Treibhausgaspotential der reinen solaren Stromproduktion betrachtet wird. Daraus folgt auch, dass die Treibhausgasemissionen reduziert werden, wenn die Anlage in der LCA eigentlich im hybriden Betrieb läuft. Außerdem nimmt der Jahresenergieertrag der Anlage ab, wenn der aus Erdgas (o.ä.) erzeugte Strom abgezogen wird ⁴.
2. **DNI:** 2.400 kWh/m² a.
3. **Lebensdauer:** 30 Jahre
4. **Wirkungsgrad der Anlage im Auslegungspunkt** (engl.: *solar-to-electric efficiency*):
 - Parabolrinne: 15 %
 - Turmkraftwerk: 20 %
5. **GWP:** Aktualisieren der Charakterisierungsfaktoren von Methan (CH_4) und Stickstoffdioxid (N_2O) anhand der neuesten Daten des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
6. **Bereinigung** von Einflüssen durch die Verbrennung von Erdöl (o.ä.) zur Bereitstellung von **Hilfsenergie** sowie den zusätzlichen Stromverbrauch (aus regionalem Stromnetz), damit die Studien die selben Systemgrenzen besitzen.

⁴Anmerkung: Ob eine Anlage im reinen Solarbetrieb oder in einem hybriden Model betrieben wird, hat einen großen Einfluss auf das GWP. Näheres dazu in Kapitel 4.

Das Ergebnis nach der Harmonisierung ist in der Tabelle 3.2 gezeigt. Die harmonisierten Ergebnisse beziehen sich auf den reinen Solarbetrieb und klammern den zusätzlichen Stromverbrauch aus dem Stromnetz sowie den Einsatz von Hilfsenergien aus.

Tabelle 3.2: Ergebnisse der LCA-Untersuchungen von Parabolrinnen- und Turmkraftwerken zur Wirkungskategorie Klimawandel nach der ersten Harmonisierung [28]. Min = Minimum, Max = Maximum, M = Median, IQA = Interquartilsabstand, R = Range.

CSP-System	Einheit	Min	Max	M	IQA	R
Parabolrinnenkraftwerk	$g CO_{2eq}/kWh$	13	55	22	11	42
Turmkraftwerk	$g CO_{2eq}/kWh$	9	42	23	13	34

Im Vergleich zur ursprünglich großen Bandbreite von ca. 200 g CO_{2eq}/kWh weisen die Ergebnisse nach der Harmonisierung eine deutlich geringe Schwankungsbreite von ca. 30 g CO_{2eq}/kWh auf. Dies zeigt, dass die jeweiligen Randbedingungen der zugrunde liegenden Studien einen deutlichen Einfluss auf das Ergebnis haben. Wesentliche Erkenntnisse aus der Harmonisierung sind im Folgenden zusammengestellt [28].

1. Parabolrinnenkraftwerk:

- a) Einfluss des solaren Deckungsanteils: Bei fünf Arbeiten wurden die davor festgelegten solaren Deckungsanteile von 75 % - 85 % auf 100 % angehoben. Das Resultat ist eine Abnahme des Median um 18 % und eine Reduktion des Interquartilsabstandes um 85 %, d.h. die Ergebnisse der Untersuchungen liegen näher beieinander und weisen dadurch auf eine höhere Konsistenz hin. Der Median nach der Harmonisierung liegt bei 22 g CO_{2eq}/kWh.
- b) Der Einfluss auf die gesamten GHG-Emissionen bei Parabolrinnenkraftwerken, der durch die Entfernung von Hilfsenergie durch Erdgasverbrennung und Stromverbrauch verursacht wird, ist gering, da lediglich zwei Arbeiten diese Emissionen überhaupt berücksichtigt haben.

2. Turmkraftwerk:

- a) Einfluss des solaren Deckungsanteils: Der Median liegt nach der Harmonisierung bei 35 g CO_{2eq}/kWh statt 38 g CO_{2eq}/kWh. Der Harmonisierungseffekt ist weniger ausgeprägt, da nur zwei Arbeiten mit solaren Deckungsanteilen von 82 % bzw. 85 % gearbeitet haben. Der Range bzw. die Spannweite nimmt aber um 63 % ab, was den großen Einfluss des solaren Deckungsanteils auf die GHG-Emissionen bestätigt.
- b) Einfluss auf die gesamten GHG-Emissionen durch die Entfernung von Hilfsenergien und den zusätzlichen Stromverbrauch ist, wie bei den Parabolrinnenkraftwerken, gering⁵.

⁵Anmerkung: Auch wenn die in [28] betrachtete Literatur in fast allen Fällen die Hilfsenergien nicht mitefasst, ist es bei einer vollständigen LCA wichtig diesen zusätzlichen Verbrauch von Erdgas und Strom zu berücksichtigen. Da diese in der Harmonisierung aber ausgelassen wurden, sind auch die GHG-Emissionen unterbewertet.

- c) Wirkungsgrad im Auslegungspunkt: Ausgehend von den publizierten Ergebnissen reduziert sich durch die Anpassung des Wirkungsgrads der Median auf 29 g CO_{2eq}/kWh. Das entspricht einer Abnahme von 22%. Die Annahmen zur Solar-to-electric efficiency lagen vor der Harmonisierung für Turmkraftwerke zwischen 14 - 20 % (im Mittel bei 16,5 %), und damit 3,5 % unter dem festgelegten Harmonisierungsparameter. Eine Zunahme im Gesamtwirkungsgrad führt zu einer faktischen Abnahme der GHG-Emissionen, da sich die Bezugsmenge Stromproduktion bei unverändertem Anlageninventar erhöht⁶.
- d) Lebensdauer: vor der Harmonisierung liegt die durchschnittlich angenommene Lebensdauer bei 28 Jahren. Die Anpassung führt zu einer Reduktion des Median um 17 % auf 31 g CO_{2eq}/kWh statt 38 g CO_{2eq}/kWh. Der Interquartilsabstandes nimmt um 25 % ab.
3. Ergebnis nach Anwendung aller Harmonisierungsparameter (Parabolrinnenkraftwerk zusätzliche Parameter: DNI, Lebensdauer, Wirkungsgrad im Auslegungspunkt, GWP; Turmkraftwerke zusätzliche Parameter: DNI, GWP):
- a) Parabolrinnenkraftwerk: Der Interquartilsabstandes wird um 87 % auf 11 g CO_{2eq}/kWh reduziert und der Median liegt nach Anpassung der publizierten Annahmen auf einen gemeinsamen Nenner bei 22 g CO_{2eq}/kWh statt 26 g CO_{2eq}/kWh (Abnahme von 17 %).
- b) Turmkraftwerk: Der Interquartilsabstandes wird um 33 % auf 13 g CO_{2eq}/kWh reduziert und der Median liegt nach Anpassung der publizierten Annahmen auf einen gemeinsamen Nenner bei 23 g CO_{2eq}/kWh statt 38 g CO_{2eq}/kWh (Abnahme von 38 %).

Schlussfolgerung Als Schlussfolgerung kann man aus der Arbeit von [28] für die GHG-Emissionen im reinen Solarbetrieb, ohne die Berücksichtigung von Hilfsenergien, ableiten, dass diese im Mittel für

1. Parabolrinnenkraftwerke bei 22 g CO_{2eq}/kWh
2. Turmkraftwerke bei 23 g CO_{2eq}/kWh

liegen (für die ausgewählten LCAs, die im Zeitraum von 1990-2011 publiziert wurden). Unter Berücksichtigung der Schwankungsbreite und begrenzten Anzahl an Veröffentlichungen, lässt sich aus den Daten kein systematischer Unterschied in der GHG-Bewertung von Parabolrinnen- und Turmkraftwerken ableiten.

⁶Anmerkung: Der Wirkungsgrad im Auslegungspunkt wurde zuvor mit 20 % angenommen, da dieser 2012 für den Fall von Turmkraftwerken als repräsentativ für aktuelle Designs bzw. den neusten Stand der Technik galt.

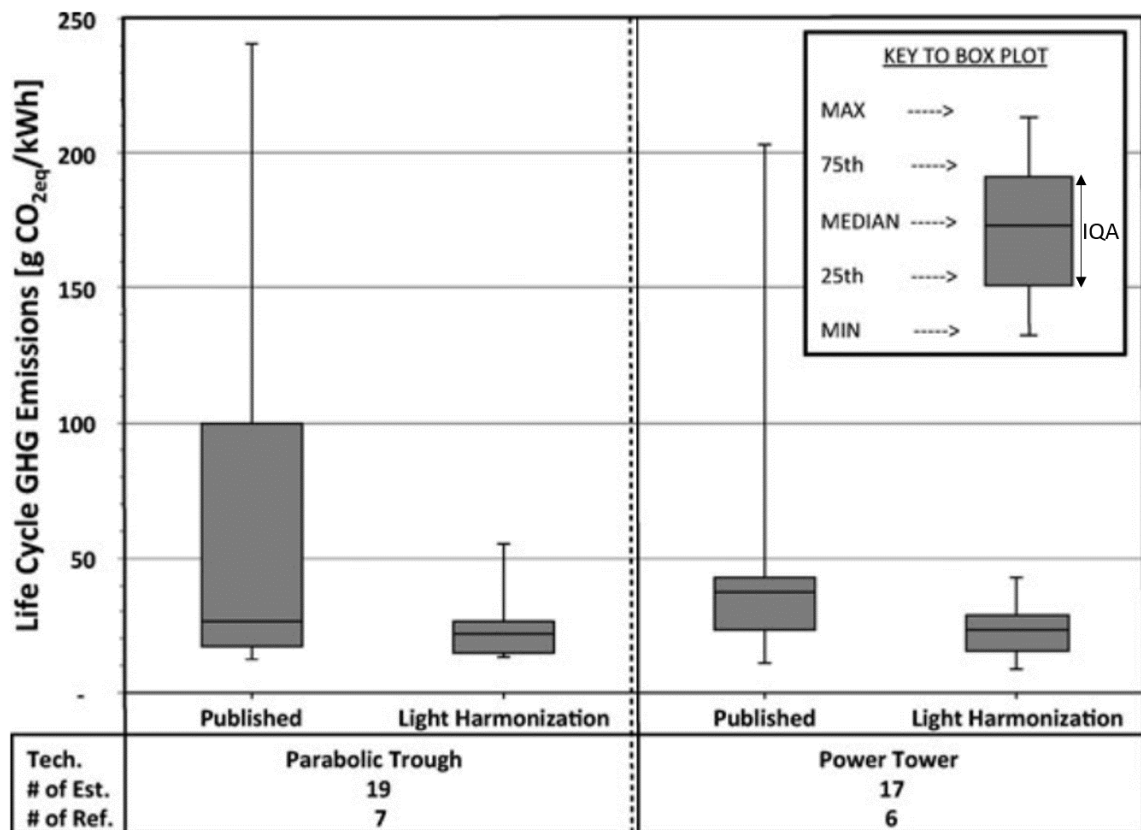


Abbildung 3.4: Ergebnisvergleich der in der Originalquelle publizierten und der von [28] harmonisierten GHG-Emissionen von Parabolrinnen- und Turmkraftwerken.

Die Abbildung 3.4 stellt noch einmal die Ergebnisse vor und nach der Harmonisierung gegenüber.

Detailbetrachtung

Die Methodik der Arbeit [28] hilft bei der Angleichung der verschiedenen Gesamt-GHG-Emissionen aus unterschiedlichen Studien und gibt damit einen Orientierungswert für CSP-Anlagen im reinen Solarbetrieb für die Wirkungskategorie Klimawandel.

Ausgehend von diesem Orientierungswert werden nachfolgend für ausgewählte LCA-Untersuchungen die Gesamt-GHG-Emissionen bezüglich ihrer Aufteilung auf die einzelnen Lebensphasen und Komponente der CSP-Anlage analysiert.

Auswahl der Publikationen Hierzu werden die Ergebnisse einzelner Publikationen, auch unabhängig von [28]), die dazu detaillierte Angaben machen, ausgewertet. Aus dem Review-Paper [28] werden die Publikationen [35] und [36] verwendet, da diese Hilfsenergien mitberücksichtigen sowie 2011 bzw. 2008 veröffentlicht wurden und damit relativ aktuell sind. Da das Review-Paper [28] 2012 verfasst wurde, berücksichtigt es keine LCAs die später veröffentlicht wurden. Deshalb

werden zwei weitere Review-Paper ([5] aus dem Jahr 2017, [37] aus dem Jahr 2017) verwendet, um die Vorauswahl, der zu untersuchenden LCA-Literatur, zu erweitern.

Die Vorauswahl passieren nur LCAs,

1. deren Gesamt-GHG-Emissionen im harmonisierten IQA⁷ des Review-Papers [28] liegen,
2. die primär nach 2012 verfasst wurden, um einen aktuellen Stand der Anlagentechnik zu garantieren,
3. die Parabolrinnen- oder Turmkraftwerke betrachten und
4. mehr als eine Wirkungskategorie analysieren oder einen Vergleich verschiedener Systemkonfigurationen anstellen.

Parabolrinnenkraftwerk Die Abbildung 3.5 zeigt die Gesamt-GHG-Emissionen der ausgewählten LCA Literatur zu Parabolrinnenkraftwerken im Solar-Only Betrieb⁸ [32] [31] [35]. Vergleichend dazu sind die Gesamtemissionen angegeben, die für einen erweiterten hybriden Betrieb anfallen, wenn zusätzlich, neben den nötigen Hilfsenergien im Solar-Only Betrieb, auch Erdgas und Strom aus dem angeschlossenen Netz, zur zusätzlichen Stromproduktion verwendet werden⁹ [32] [31]. Die Hilfsenergien benötigt die CSP-Anlage um betrieben werden zu können. Je nach Anlagenkonfiguration teilen sich diese unterschiedlich auf. Genaueres zur Bereitstellung und Aufteilung der Hilfsenergie in den drei oben genannten Publikationen findet sich im Anhang 3-E.

Die GHG-Emissionen für den Solar-Only Betrieb liegen zwischen 24 g CO_{2eq}/kWh und 27 g CO_{2eq}/kWh und damit etwas über dem Median für Parabolrinnenkraftwerke aus [28]. Da in [28] die Hilfsenergien aber nicht enthalten sind, sind die oben angegebenen GHG-Emissionen plausibel.

Die Abbildung 3.5 zeigt außerdem, dass die Emissionen bei einer zusätzlichen Stromproduktion von 12 % durch die Verbrennung von verschiedenen Energieträgern um mindestens das Doppelte ansteigen, abhängig vom verbrannten Rohstoff. Hier sticht Erdgas mit einem Anstieg der Emissionen von 26,6 kg CO_{2eq}/MWh auf 124 kg CO_{2eq}/MWh bzw. 26,9 kg CO_{2eq}/MWh auf 125 kg CO_{2eq}/MWh besonders hervor [32] [31]. In Kapitel 4.1 wird genauer auf den Einfluss der Zufeuerung eingegangen. Eine vorläufige Schlussfolgerung ist aber, dass im hybriden Modus die gesamten GHG-Emissionen stark ansteigen, weil die Zufeuerung in der O&M-Phase zusätzliche Emissionen verursacht.

⁷Anmerkung: Der IQA (Interquartilsabstand) gibt hier das Intervall ist, in dem die mittleren 50 % der LCA-Ergebnisse liegen. Quelle: https://de.wikipedia.org/wiki/Interquartilsabstand_%28Deskriptive_Statistik%29

⁸Anmerkung: Betrachteter Aufbau besteht aus synthetischem Öl als WTF, Flüssigsalz- TES (zwischen 6,3 h - 7,5 h) basierend auf einer 2-Tank-Konfiguration.

⁹Anmerkung: Ziel des hybriden Betriebs oder auch der Zusatzfeuerung ist die Erhöhung der Stromeinspeisung durch die Zunahme der Betriebsstunden.

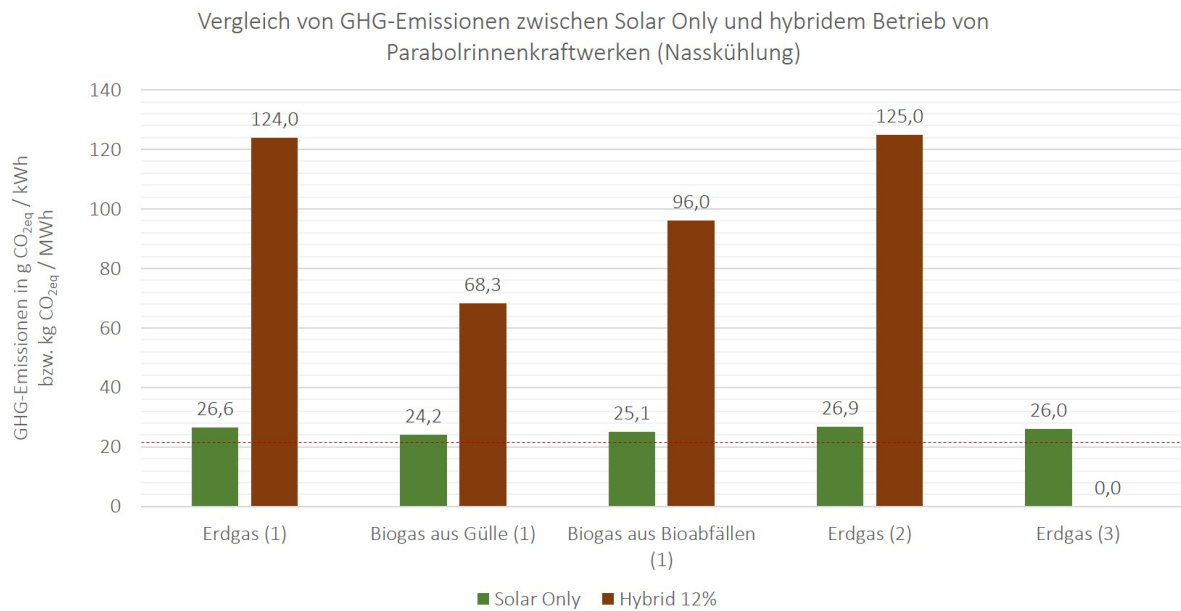


Abbildung 3.5: Vergleich von GHG-Emissionen zwischen Solar Only Betrieb (inkl. Hilfsenergien (Stromverbrauch und Verbrennung von Energieträgern)) und hybridem Betrieb (12 % Zufeuerung durch die Verbrennung von fossilen Rohstoffen zur zusätzlichen Stromspeisung ins Netz) von Parabolrinnenkraftwerken. Kühlungsart: Nasskühlung. Zuordnung der Publikationen: (1) = [32], (2) = [31], (3) = [35] (kein hybrider Betrieb)

Auswertung der Lebensphasen des Solar-Only Betriebs :

In der Publikation [35] fallen 46 % der GHG-Emissionen während der Rohstoffgewinnung - und Herstellung (R&H), gefolgt von 39% in der O&M-Phase, an (siehe Abbildung 3.6). Innerhalb der R&H-Phase sind das Kollektorfeld mit 39 %, das TES mit 23 % und anschließend das HTF mit 21 % die Hauptverursacher der Emissionen¹⁰. Für die O&M-Phase sind die Nutzung von Strom aus dem Netz ¹¹ mit 67 % und die Verbrennung von Erdgas ¹² mit 18 % die Hauptverursacher der Emissionen [35].

Die Abbildung 3.6 zeigt neben der Publikation [35] auch die Aufteilung der GHG-Emissionen der Arbeit [32]. Für beide Publikationen ergeben sich Gesamt-GHG-Emissionen die sich mit 26 g CO_{2eq}/kWh [35] und 26,6 kg CO_{2eq}/MWh [32] fast nicht unterscheiden. Jedoch unterscheidet sich die Aufteilung der Emissionen auf die einzelnen Lebensphasen.

¹⁰Anmerkung: Im Fließtext der Publikation wird angegeben, dass das Solar-collecot-assemble für 33 % und das HTF für 15 % der Emissionen verantwortlich sind. Das Solar-collecot-assemble ist definiert als Teil des Solarfeldsystems. Es ist nicht klar, was anschließend unter dem in Tabelle 2 angegebenen Solarfeld zu verstehen ist. Welches nach den in der Tabelle 2 angegebenen Werten 39 % der Emissionen verursacht. Außerdem ergibt sich für das HTF nach Tabelle 2 ein Anteil von 21 % und nicht wie im Text angegeben 15 % Hier ist nicht klar, ob sich HTF lediglich auf das Fluid oder auch das gesamte System bezieht. Da die Tabelle 2 aber in die 4 Hauptbaugruppen aufgeteilt ist wird für die Auswertung dieser Arbeit angenommen, dass sich die Emissionen der Tabelle auch auf die Hauptbaugruppen beziehen. Außerdem werden in dieser Arbeit die prozentualen Angaben, die sich aus der Tabelle 2 berechnen lassen, angegeben und nicht die aus dem Fließtext der Publikation [35].

¹¹Anmerkung: Erdgas wird hier für den Systemstart und den Schutz des HTF vor Einfrieren benutzt. Inwieweit der Stromverbrauch die GHG-Emissionen beeinflusst hängt stark von dem regionalen Strommix ab.

¹²Anmerkung: Erdgasverbrennung wird genutzt für die Deckung der parasitären Lasten während der Stunden ohne Stromerzeugung. Siehe dazu Anhang 3-E.

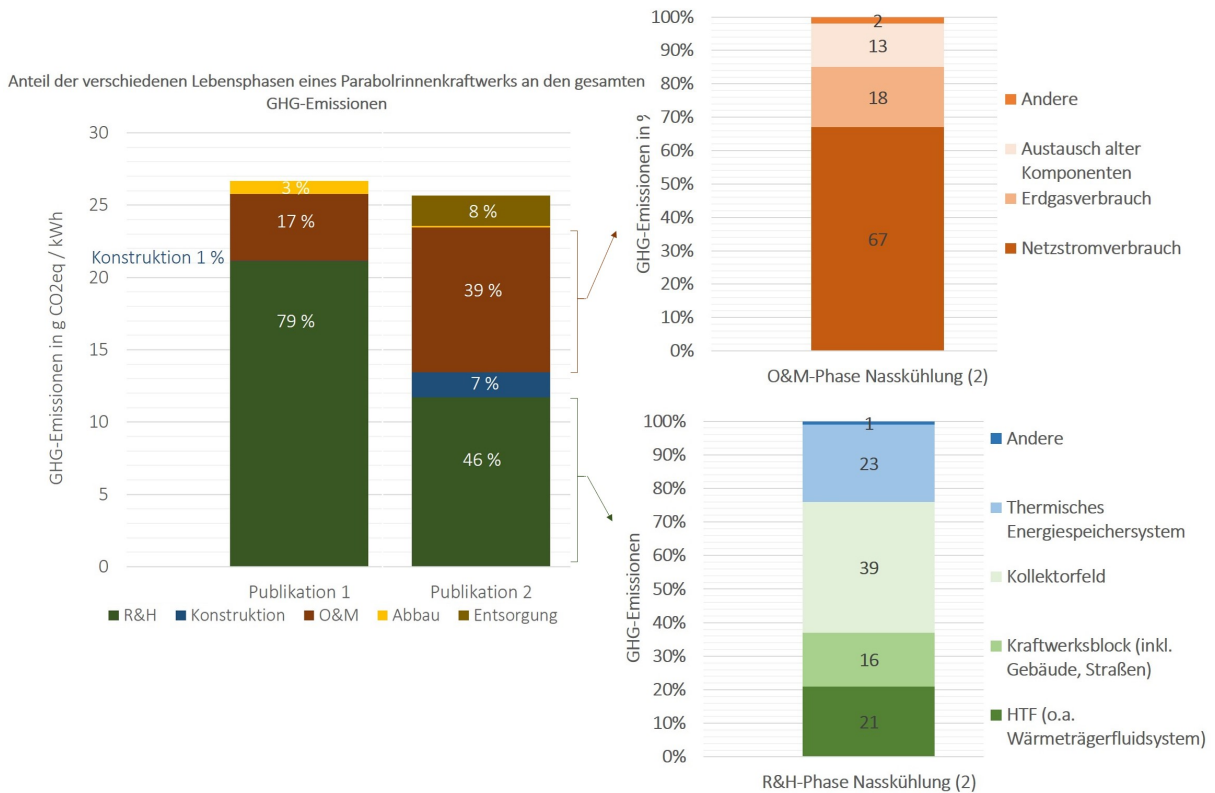


Abbildung 3.6: Verteilung der GHG-Emissionen auf die einzelnen Lebensphasen eines Parabolrinnenkraftwerkes im Solar-Only Betrieb mit Nasskühlung. Zuordnung der Publikationen: (1) = [32], (2) = [35].

Es lässt sich zwar festhalten, dass die R&H-Phase mit 79 % und die O&M-Phase mit 17 % am stärksten zu den Emissionen beitragen, jedoch unterscheidet sich die prozentuale Aufteilung. In der Publikation [31] findet sich keine Aufteilung der GHG-Emissionen auf die einzelnen Lebensphasen.

O&M-Phase Speziell die GHG-Emissionen der O&M-Phase aus der ersten Publikation [35] sind fast doppelt so hoch wie die der Anlage aus [32]. Der Vergleich des Netzstromverbrauchs in der O&M-Phase der beiden Publikation zeigt, dass dieser mit 3.700 MWh/a [35] deutlich größer als die 550 MWh/a der anderen Anlage aus [32]. Deshalb kann eine mögliche Ursache für die unterschiedlichen GHG-Emissionen der O&M-Phase der Netzstromverbrauch sein. Genauere Angaben können dazu nicht gemacht werden, weil keine der Publikationen angibt, mit welchen GHG-Emissionen der Netzstrom berücksichtigt wird.

Anmerkung zur O&M-Phase Um bewerten zu können, inwieweit man von einheitlichen GHG-Emissionen in der O&M-Phase des Solar-Only Betriebs ausgehen kann, muss genauer auf die Definition der Hilfsenergien in den einzelnen Publikationen eingegangen werden. Außerdem muss berücksichtigt werden, inwieweit Strom aus dem Netz für den Betrieb benötigt wird, da dieser in der LCA über den Strommix des Landes, in dem die Anlage steht, Einfluss nimmt. Die

drei in der Abbildung 3.5 verwendeten Publikationen benötigen die Hilfsenergien zur Dampfbereitstellung während des Startvorgangs und um das Einfrieren des HTF zu verhindern. Der Anteil der Erdgasverbrennung für die Hilfsenergie bei [32] und [31] mit einer jährlichen Bruttostromerzeugung von 165.687 MWh/a liegt bei 1 %. Der Anteil der Erdgasverbrennung in [35] mit einer jährlichen Bruttostromerzeugung von 426.700 MWh/a (Nasskühlung) bzw. 438.800 MWh/a (Luftgekühlter Kondensator (engl.: air cooled condenser) (ACC)) liegt bei 0,6 % bzw. 1 %. Da die Erdgasverbrennung in den ersten beiden Arbeiten anteilig höher ist, kann daran liegen, dass die Wärme zusätzlich verwendet wird um die Systemstabilität zu garantieren sowie das Einfrieren des Flüssigsalzes zu verhindern.

Der Netzstrombedarf der Publikationen [32] und [31] liegt bei ca. 0,3 % der jährlichen Bruttostromerzeugung. Der Netzstrom wird über den spanischen Strommix berücksichtigt. Der Netzstrombedarf der Publikationen [35] liegt bei 0,8 % bzw. 0,9 % der jährlichen Bruttostromerzeugung. Der Netzstrom wird über den U.S. Strommix berücksichtigt. Beim Strombedarf ist es schwierig einen Vergleich bzw. Grund für den Unterschied im Verbrauch der drei Publikationen anzustellen. Zum einen, weil in der Publikation [35] der gesamte On-Site Verbrauch (d.h. sowohl Netz- also auch Eigenverbrauch) nicht angegeben ist. Zum anderen, weil die anderen beiden Arbeiten nicht genauer angeben, wofür der Strom benötigt wird.

R&H-Phase Auch der Anteil der Gesamt-GHG-Emissionen an der R&H-Phase unterscheidet sich stark. Dieser ist für das Kraftwerk aus [32] mit 21 kg CO_{2eq}/MWh fast doppelt hoch wie der aus [35]. Wie hoch der Einfluss der einzelnen Baugruppe innerhalb der R&H-Phase ist wird in der Publikation [32] aber nicht angegeben, weshalb die Ursache für die unterschiedliche Höhe der Emissionen in der R&H-Phase beider Publikationen hier nicht nachvollzogen werden kann.

Schlussfolgerung Auf Basis dieser Daten ist es faktisch nicht möglich eine genaue Aussage zur Verteilung der Emissionen auf die Lebensphasen zu treffen. Auch in [36] und [4] werden Angaben zum Anteil der einzelnen Lebensphasen an den Gesamt-GHG-Emissionen gemacht, jedoch kann hier kein Vergleich durchgeführt werden, weil sich die Aufteilung der Lebensphasen sowie der einzelnen Baugruppen zu stark unterscheiden und weitere Unsicherheiten in die Betrachtung einfließen würden.

Zusatz - Setup mit Trockenkühlung Die Publikation [35] betrachtet neben dem Parabolrinnenkraftwerk mit Nasskühlung auch ein Setup mit ACC und analysiert, wie sich die GHG-Emissionen durch den Wechsel der Kühlungsart verändern. Es fallen keine nennenswerten Änderungen auf und der prozentuale Anteil der GHG-Emissionen an den einzelnen Lebensphasen bleibt konstant. In absoluten Werten steigen die Emissionen um jeweils 1 g CO_{2eq}/kWh in den Lebensphasen R&H und O&M. Da die Effizienz des Dampfkreisprozesses bei einer Trockenkühlung geringer ist, muss für die gleiche installierte Nettoleistung die eingebaute Turbine eine höhere Bruttoleistung aufweisen, als die des nassgekühlten Systems. Das, die höhere Anzahl an benötigten Kollektoren und die Zunahme an HTF führen in der Herstellungsphase primär zu

den zunehmenden Emissionen [35]. Die höheren Emissionen in der O&M-Phase lassen sich durch den zusätzlichen Erdgasverbrauch im Hilfskessel und Stromverbrauch zur Deckung der größeren parasitären Last erklären [35].

Zusatz - Speicherkapazität Die Arbeit [4] zeigt den Einfluss auf die indirekten (Emissionen aller Lebensphasen ausgenommen der O&M-Phase) GHG-Emissionen in Abhängigkeit der Speicherkapazität und des Standorts. In der Abbildung 3.7 werden die verschiedenen indirekten Emissionen gegenübergestellt.

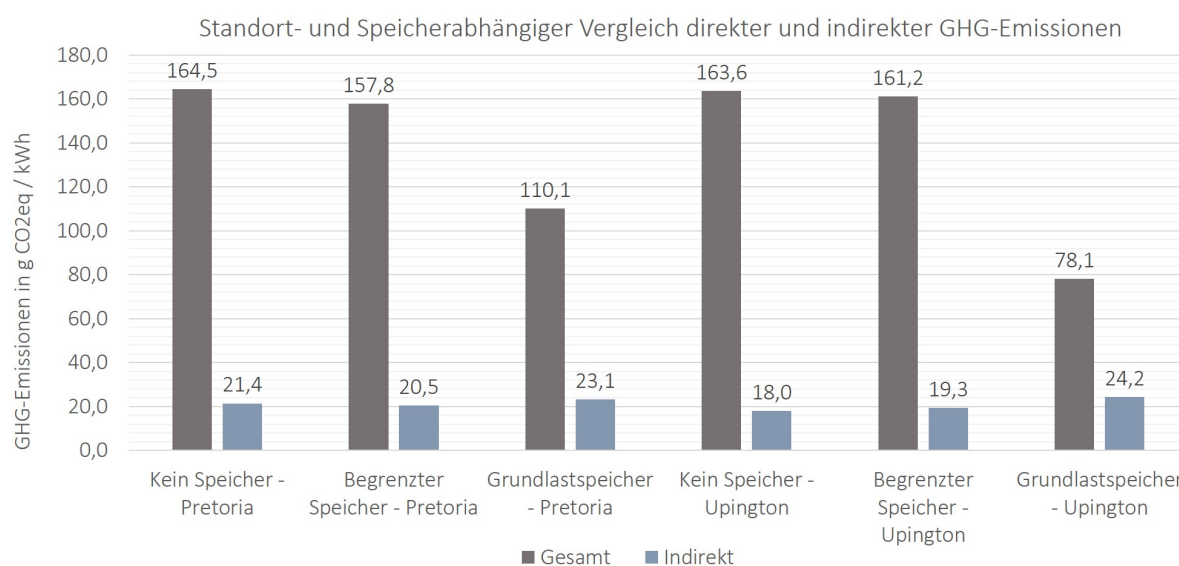


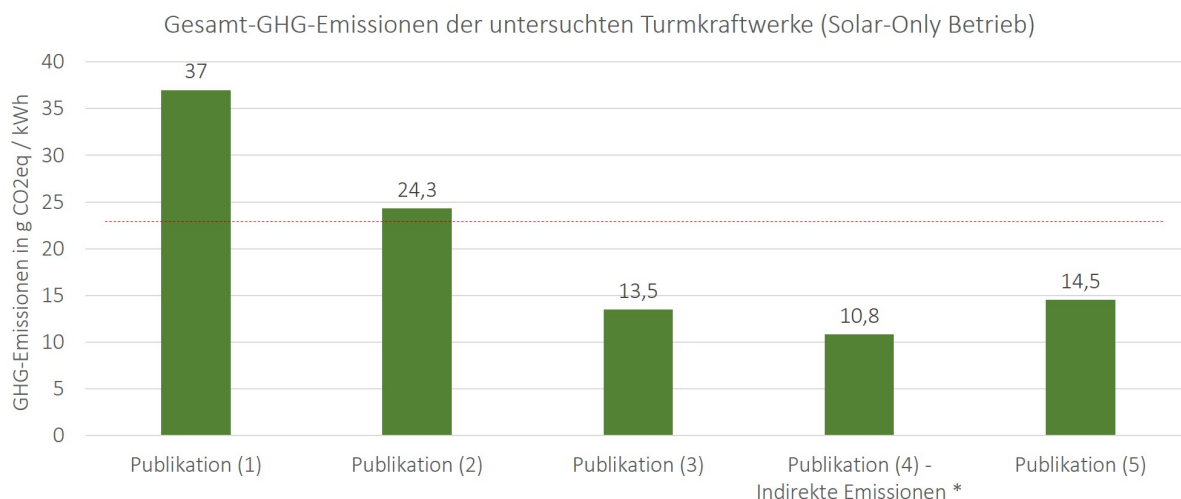
Abbildung 3.7: Standort- und Speicherabhängiger Vergleiche direkter und indirekter GHG-Emissionen eines Parabolrinnenkraftwerks. Indirekte = Emissionen ohne zusätzliche Verfeuerung von Diesel. Gesamt = indirekte + direkte Emissionen. Unter direkten Emissionen versteht man die Emissionen, die während der O&M-Phase durch Verfeuerung von Diesel im fossil befeuerten Wärmeträgeröl-Erhitzer anfallen [4].

Die Abbildung zeigt, für diese spezielle Publikation [4], dass mit zunehmendem Speicherausbau die indirekten Emissionen ansteigen (ausgenommen *kein Speicher - Pretoria*). Ein größerer Speicher geht mit einem Ausbau des Solarfelds einher, welches jedoch in vielen Sommerstunden nicht vollständig genutzt werden kann. Die Abbildung 3.7 zeigt, dass der größere Aufwand in der Bauphase durch den größeren Speicher nicht einhergeht mit einem identisch hohen Anstieg in der solaren Stromproduktion, weil die indirekten Emissionen nicht konstant bleiben sondern steigen. Erst in Kombination mit den direkten Emissionen der O&M-Phase zeigen sich in dieser Publikation reduzierte Gesamt-GHG-Emissionen für die Deckung eines vorgegebenen, gleichen Lastprofils, weil durch die zusätzliche Speicherkapazität der Anteil der Zufuehrung reduziert werden kann. Unterschiede zwischen den zwei Standorten ergeben sich durch die unterschiedlichen Transportstrecken [4]. Die Tabelle 3.3 zeigt die Zuordnung der Speicherkapazitäten und elektrischen Nettoleistungen der einzelnen Konfigurationen der Publikation [4].

Tabelle 3.3: Zuordnung der Speicherkapazitäten und elektrischen Nettoleistungen der einzelnen Konfigurationen (Parabolrinnenkraftwerk) [4]. P = Standort Pretoria, U = Standort Upington, k-SP = kein Speicher, b-SP = begrenzter Speicher, gl-SP = Grundlastspeicher

	P k-SP	P b-SP	P gl-SP	U k-SP	U b-SP	U gl-SP
E_{th-sp} in MWh _{th}	0	830	2060	0	1100	1920
P_{netto} in MW	106	50	50	106	50	50
E_{th-sp} / P_{netto}	-	17	41	-	22	38

Turmkraftwerk Die Ergebnisse der untersuchten LCAs von Turmkraftwerken mit Flüssigsalz als HTF und Speichermedium (TES-Speicherkapazitäten zwischen 6 h - 14 h) im Solar-Only Betrieb liegen zwischen 13,5 g CO_{2eq}/kWh und 37 g CO_{2eq}/kWh¹³ (siehe Abbildung 3.8).



*nur indirekten Emissionen angegeben, da die Gesamtemissionen die O&M-Phase mit Zuführung enthalten.

Abbildung 3.8: Aufstellung der Gesamt-GHG-Emissionen der recherchierten Turmkraftwerk-Publikation für den Solar Only Betrieb (inkl. Hilfsenergien). Zuordnung der Publikationen: (1) = [16], (2) = [33], (3) = [17], (4) = [4], (5) = [34]

O&M-Phase Wie auch bei den Parabolrinnensystemen fällt ein Großteil der GHG-Emissionen in der O&M-Phase an. Für die O&M-Phase in [16] werden 45 % der Gesamtemissionen angegeben. Davon sind 97 % auf den Verbrauch von geliefertem Hilfsstrom zurückzuführen (U.S. Strommix mit 775 g CO_{2eq}/kWh). Der Vergleich mit der Publikation [33] bestätigt die Vermutung, dass ein Großteil der Emissionen, hier 55 %, durch die O&M-Phase verursacht werden (davon 99 % durch den Netzstromverbrauch, afrikanischem Strommix; primär Kohlefeuerung). Die Publikationen

¹³Anmerkung: Die in diesem Abschnitt betrachteten Publikationen ([16], [33], [17], [4], [34]) beziehen die für den Betrieb benötigten Hilfsenergien mit ein und liegen deshalb zum Teil über dem Median für Turmkraftwerke des Review-Papers [28].

[34] und [4] lassen keinen Rückschluss auf die Emissionen einer O&M-Phase zu, die nur die Hilfsenergien und keine Zufeuerung mitberücksichtigt.

Die Abbildung 3.9 zeigt beispielhaft die Aufteilung der GHG-Emissionen des Turmkraftwerks aus [16].

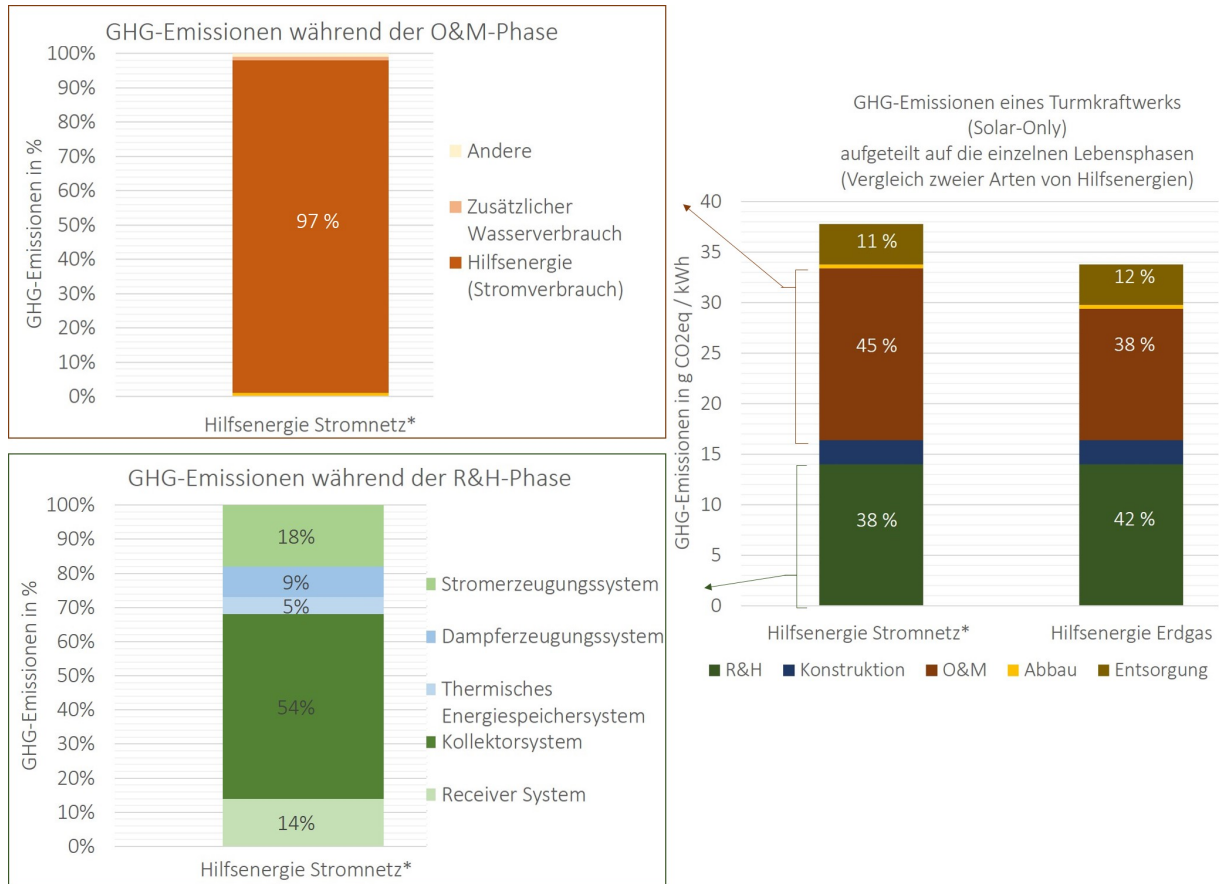


Abbildung 3.9: Aufteilung der GHG-Emissionen innerhalb der Lebensphasen eines Turmkraftwerks im Solar-Only Betrieb. *(U.S. Strommix, Emissionsfaktor = $775 \text{ g CO}_{2eq}/\text{kWh}$) [16]

R&H-Phase Eine weitere einflussreiche Lebensphase ist die R&H-Phase. Die Publikation [16] gibt den Anteil der R&H-Phase mit 38 % an. Für eine alternative Anlagenkonfiguration innerhalb der Publikation mit Hilfsenergiebereitstellung durch Erdgas werden 42 % der Emissionen in der R&H-Phase verursacht (siehe Abbildung 3.9). Auch der Vergleich mit [33] bestätigt grundsätzlich die Bedeutung der R&H-Phase, die bei deren Turmkraftwerk für ca. 50 % der Gesamt-GHG-Emissionen verantwortlich ist.

Innerhalb der R&H-Phase wird ein Großteil der Emissionen durch das Kollektorsystem bzw. Heliostatfeld verursacht. Der Anteil der Emissionen des Heliostatfelds an den Emissionen der R&H-Phase unterscheidet sich aber zwischen den verschiedenen Publikationen (26 % [17], 30 % [33], 54 % [16], 65 % an den indirekten Emissionen [34]).

Schlussfolgerung Die Analyse der verschiedenen Publikationen zeigt eine große Variabilität in der Verteilung der Emissionen auf die einzelnen Lebensphasen und Baugruppen. Auch scheint der Bewertung des Netzstroms als Hilfsenergie ein großer Einfluss bezüglich der Emissionen der O&M-Phase zuzukommen.

Empfehlung Sowohl für die O&M-Phase von Parabolrinne- als auch Turmkraftwerken sollte eine detaillierte Untersuchung des Netzstromeinflusses erfolgen. Diese sollte zum einen verschiedene Strommixe berücksichtigen sowie den Einfluss auf die Gesamtemissionen, abhängig von der Menge des genutzten Stroms aus dem Netz. So könnten sich abhängig vom Standort Vor- und Nachteile einer Hilfsbereitstellung durch Netzstrom im Vergleich mit anderen Hilfsenergiebereitstellung herauskristallisieren.

Anmerkung: Auf den Einfluss der Zufeuerung wird in diesem Kapitel nicht näher eingegangen, es wird hier auf das Kapitel 4.1.2 verwiesen.

3.3.2 Kumulierter Energieverbrauch

Der CED (angegeben in MJ_{eq}/kWh) ist keine eigentliche Wirkungskategorie, trotzdem wird er in einigen LCAs als Hilfsmittel genutzt, um Produktsysteme energetisch zu bewerten und untereinander zu vergleichen. Unter dem CED versteht man die Summe aller Primärenergieaufwände¹⁴, die im Laufe des Produktlebenszyklus anfallen [38] [39]. Beim CED werden sowohl erneuerbare (engl.: RE) als auch endliche (engl.: non-RE) Energieträger berücksichtigt [35]. Abhängig von der betrachteten Publikation wird er über die fünf Lebensphasen aufsummiert oder wie folgt angegeben: $CED = CED_c + CED_o$ [31] mit

- CED_c : kumulierter Energieverbrauch während der R&H-, der Konstruktions- und der Abbauphase (k. Angaben zur Abfallbeseitigung)
- CED_o : kumulierter Energieverbrauch während der O&M-Phase

Parabolrinnenkraftwerk

Die Abbildung 3.10 zeigt die Übersicht der CED der untersuchten Parabolrinnenkraftwerke, aufgeteilt nach Solar-Only und hybridem Betrieb. Für den Solar-Only Betrieb liegt der CED der verschiedenen Publikationen zwischen $0,4 MJ_{eq}/kWh$ und $1,16 MJ_{eq}/kWh$. Für den hybriden Betrieb liegen die Publikationsergebnisse, abhängig vom Energieträger zwischen $2,45 MJ_{eq}/kWh$ und $3,07 MJ_{eq}/kWh$.

¹⁴Anmerkung: Bei der Bestimmung des CED kann sich die Definition von Primärenergie, gerade bei Energieträgern wie Kernenergie, Solar- oder Windenergie, und damit die Systemgrenze der Sachbilanz unterscheiden. Nähere Informationen dazu unter [38] oder [4, S. 65]

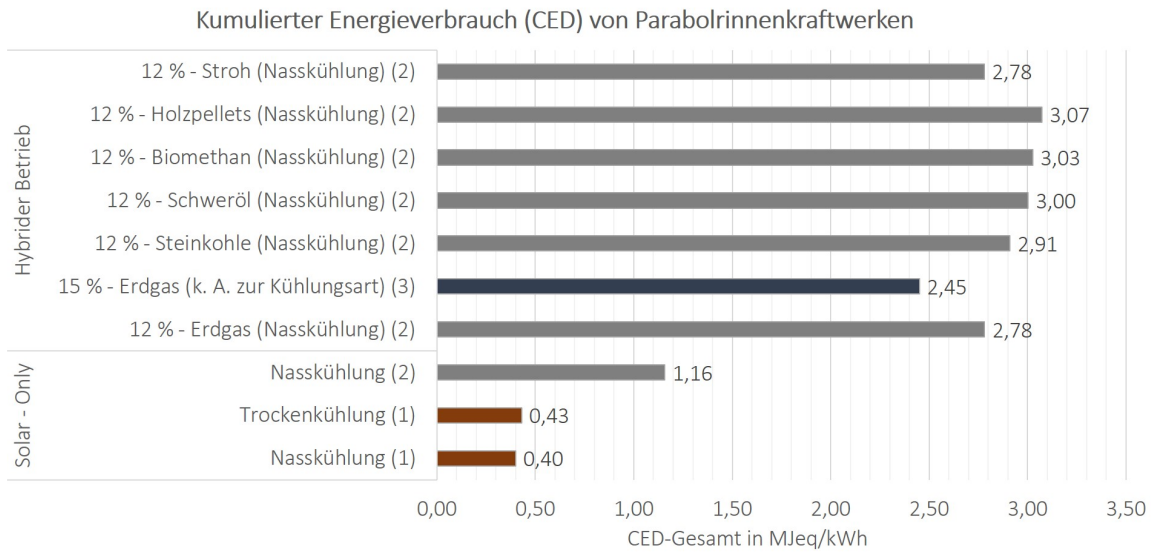


Abbildung 3.10: CED von Parabolrinnenkraftwerken. Zuordnung der Publikationen: (1) = [35], (2) = [31] (Rohenergie aus erneuerbaren Ressourcen wie Solar-, Wind-, Wasserkraft wird hier nicht in die Berechnungen miteinbezogen.), (3) = [36] (betrachtet nur den CED fossiler Energieträger)

Auswertung des Solar-Only Betriebs Zur Bewertung des Solar-Only Betriebs werden die Publikationen [35] und [31] sowie [36] herangezogen. Die Hauptverursacher des CED im **Solar-Only** Betrieb der Publikation [35] sind die R&H-Phase mit 48 % sowie die O&M-Phase mit 42 % (siehe Abbildung 3.11). Wird die R&H-Phase ins Verhältnis zum CED_c gesetzt, liegt der Anteil der R&H-Phase bei ca. 83 %. Innerhalb der R&H-Phase hat das Kollektorfeld wegen des hohen benötigten Energieaufwands zur Herstellung mit 33 % den größten Einfluss [35].

Die Angaben lassen sich nicht ohne Weiteres durch die anderen zwei untersuchten Publikationen bestätigen. Zum einen, weil sich in der Publikation [31] keine Angaben zum Anteil der R&H-Phase am Gesamt-CED finden. Zum anderen, weil in der Publikation [36] ein hybrider Betrieb definiert ist, welcher den Gesamt-CED zusätzlich belastet und den prozentualen Anteil der R&H-Phase am Gesamt-CED verfälscht. Hier kann für einen Anteilsvergleich lediglich die R&H-Phase ins Verhältnis zum CED_c gesetzt werden. Die R&H-Phase ist dann für 95 % des CED_c verantwortlich. Die Publikation [36] bestätigt damit im Prinzip einen hohen Einfluss der R&H-Phase auf den herstellungsbezogenen CED. Die Abbildung 3.11 zeigt auch, dass in der R&H-Phase der Publikation [36] das Kollektorfeld einen Anteil von 47 % am CED_c hat und würde damit grundsätzlich den hohen Einfluss des Kollektorfelds aus der Publikation [35] stützen.

Innerhalb der O&M-Phase der Publikation [35] tragen die für den Betrieb benötigte Erdgasverbrennung- sowie der Stromverbrauch (als Hilfsenergien) primär zum CED bei. Auch hier kann wegen fehlender Informationen aus den anderen beiden Publikationen [31] und [36] der Anteil der O&M-Phase am Gesamt-CED aus [35] nicht bestätigt werden.

Die Ergebnisse des Gesamt-CEDs im Solar-Only Betrieb schwanken zwischen ca. $0,4 \text{ MJ}_{eq}/\text{kWh}$ [35] und ca. $1 \text{ MJ}_{eq}/\text{kWh}$ [31]. Eine natürliche Ursache hierfür kann der Unterschied des ins

Netz eingespeisten Stroms (426,7 GWh/a [35] und 139,7 GWh/a [31]) und die unterschiedliche Anlagengröße sein.

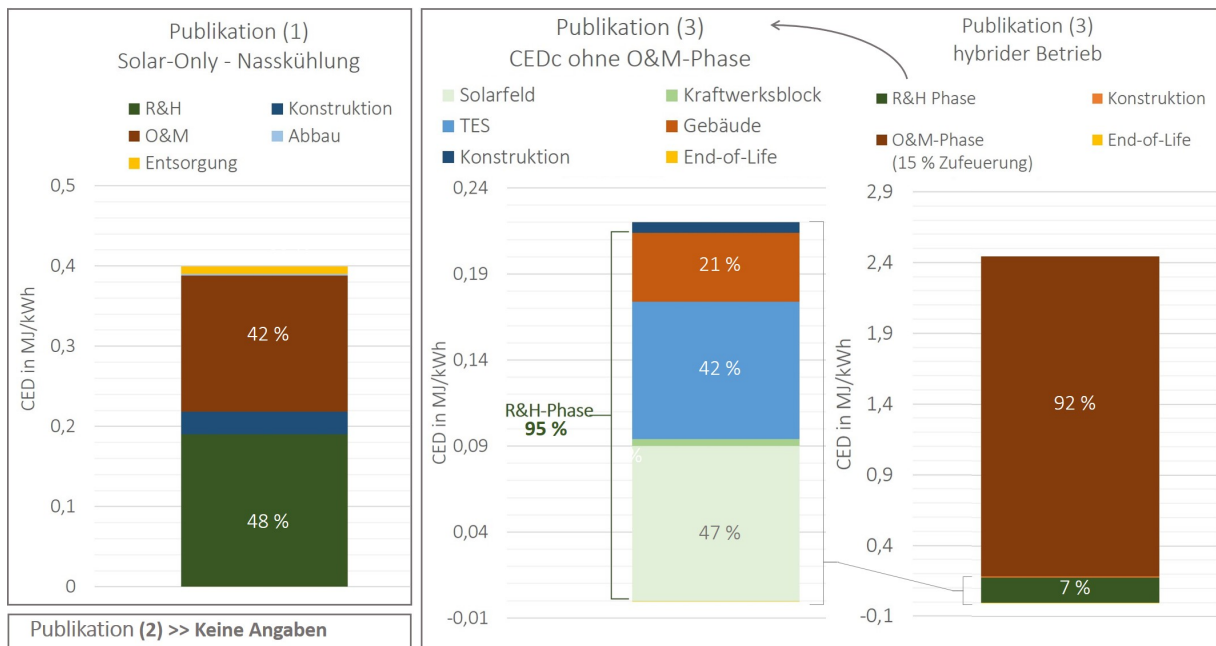


Abbildung 3.11: CED von Parabolrinnenkraftwerken mit Angaben zur Aufteilung des CED auf die einzelnen Lebensphasen. Zuordnung der Publikationen: (1) = [35], (2) = [31], (3) = [36]

Auswertung des hybriden Betriebs :

Für die Auswertung des hybriden Betriebs werden die Publikationen [31] und [36] näher betrachtet. Die Ergebnisse liegen für verschiedene Zufeuerungsraten und Brennstoffe zwischen 2,45 MJ_{eq}/kWh und 3,07 MJ_{eq}/kWh und damit deutlich über den CEDs des reinen Solarbetriebs. Eine grobe Abschätzung der Ergebnisse aus [31] verdeutlicht, dass durch die Zufeuerung von 12 % der Gesamt-CED um das 2,4- bis 2,7-fache ansteigt. Die starke Zunahme des CED rührt primär vom Anstieg des CED_o und damit von der Verbrennung zusätzlicher Energieträger [31].

Auch die Publikation [36] betrachtet einen hybriden Betrieb mit Erdgas, aber mit 15 % statt 12 % Zufeuerung und liegt mit ihrem CED von 2,45 MJ_{eq}/kWh unter dem Ergebnis von 2,78 MJ_{eq}/kWh aus [31]. Beide Publikationen machen ähnliche Angaben zu ihrem Systemaufbau:

1. Speicherkapazität TES: 7,5 h
2. Installierte Leistung: 50 MW_{el}
3. Lebenszeit: 25 a
4. Thermischer Wirkungsgrad: 35,7 % [36] bzw. 37 % [31]
5. DNI: ca. 2030 kWh/m^2 a
6. Betrachtung des CED für fossile Energieträger, d.h. nur Non-RE

Auch wenn der Bruttostromertrag pro Jahr mit 187.851 MWh [36] natürlicherweise aufgrund der verschiedenen Zufeuerungen steigt und größer ist als die 165.687 MWh des Kraftwerks aus [31], nimmt der CED durch den erhöhten Stromertrag nicht ab, sondern steigt wegen des im Verhältnis stärker ansteigenden Primärenergiebedarfs.

Es besteht aufgrund der Inkonsistenz in den Angaben der beiden Publikationen keine Möglichkeit, das CED-Ergebnis der Publikation [36] für eine 12 % Zufeuerung anzugeben. Es könnte lediglich, wenn für den Solar-Only Betrieb nur der CED_c ohne Hilfsenergien in der O&M-Phase als Referenzgröße verwendet wird, über eine Extrapolation der Daten für die 12 % Zufeuerung auf einen CED von 1,8 MJ_{eq}/kWh rückgerechnet werden. Da die beiden Angaben (12 % Zufeuerung mit von 2,78 MJ_{eq}/kWh [31] und 12 % Zufeuerung ohne O&M-Phase mit 1,8 MJ_{eq}/kWh [36]) jedoch nicht den gleichen Zustand wiedergeben, ist ein Vergleich der Daten nicht aussagekräftig und es konnte aus den Angaben in den beiden Publikationen [31] und [36] keine Ursache für Unterschied in den Ergebnissen gefunden werden.

Verhältnis des jährlichen Primärenergieverbrauchs zur jährlichen Bruttostromerzeugung Bezieht man den angegebenen kumulierten Primärenergieverbrauch pro kWh, also den CED, auf die jährliche Bruttostromerzeugung lässt sich die solare Effizienz der Systeme vergleichen¹⁵. Die Abbildung 3.12 zeigt den jährlichen Primärenergieverbrauch¹⁶ im Verhältnis zur jährlichen Bruttostromerzeugung¹⁷.

Im **Solar-Only** Betrieb der Publikation [35] hat der jährliche Primärenergieverbrauch einen Anteil an der jährlichen Bruttostromerzeugung von 11 % bzw. 12 % (ACC). In [31] liegt dieser Anteil bei 32 %. Das kann primär auf die deutlich geringere jährliche Bruttostromerzeugung zurückzuführen sein. Die genauen Spezifikationen beider Anlagen sind in der Tabelle im Anhang 3-I zusammengefasst (Die Anlagenspezifikation [32] der Tabelle entspricht der der Anlagenkonfiguration [31]).

Für den **hybriden** Betrieb zeigt die Abbildung 3.12, dass das Verhältnis von jährlichem Primärenergieverbrauch zur jährlichen Bruttostromerzeugung zwischen 68 % und 85 % liegt. Am Beispiel der 12 % Zufeuerung mit Erdgas aus [31] bedeutet das, dass der jährliche fossile Primärenergieverbrauch (bezogen auf alle Lebensphasen) 77 % der jährlichen Bruttostromerzeugung ausmacht und der restliche solare Anteil relativ gering ist.

¹⁵Anmerkung: Nachfolgend werden die Begriffe kumulierten Primärenergieverbrauch und Primärenergieverbrauch synonym verwendet

¹⁶Anmerkung: Der Primärenergieverbrauch beinhaltet in den betrachteten Arbeiten nur die fossilen Energieträger, ausgenommen [35]. Hier werden sowohl erneuerbare also auch fossile Energieträger im Primärenergieverbrauch berücksichtigt.

¹⁷Anmerkung: In der Publikation [31] wird auch der CED für einen hybriden Betrieb mit Steinkohle und Schweröl als Brennstoff untersucht. Darauf wird nicht näher eingegangen, da diese Energieträger als nicht zukunftsfähig erachtet werden.

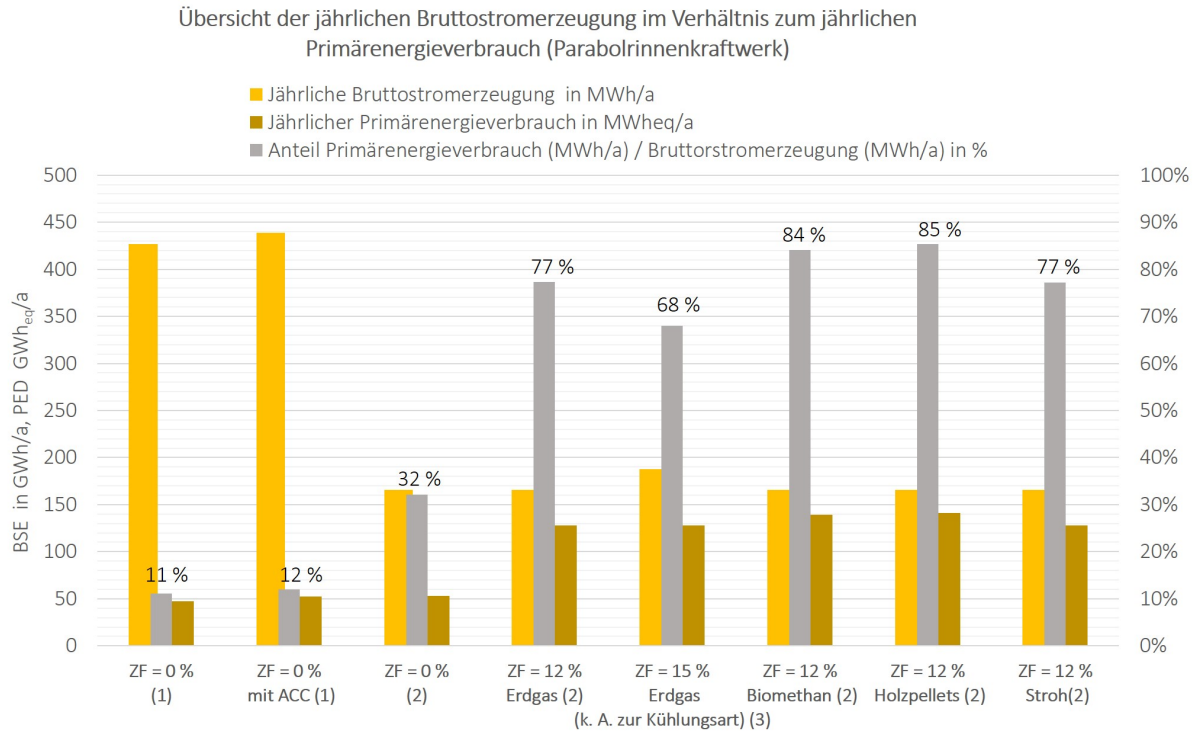


Abbildung 3.12: Verhältnis von jährlichem Primärenergieverbrauch zu jährlicher Bruttostromerzeugung bei Parabolrinnenkraftwerken. Kühlungskonzept: Nasskühlung, Ausnahme in der Abbildung ausgewiesen; BSE = Bruttostromerzeugung, PED = Primärenergieverbrauch, ZF= Zusatzfeuerung. Zuordnung der Publikationen: (1) = [35], (2) = [31], (3) = [36]

Schlussfolgerung Aus der Abbildung 3.12 lässt sich basierend auf einer geringen Anzahl an Publikationen schätzungsweise ableiten, ohne dazu feste Zahlenwerte anzugeben, dass mit zunehmender Bruttostromerzeugung und abnehmender Zufeuerrate der Anteil des Primärenergieverbrauchs an der Bruttostromerzeugung abnimmt und die solare Effizienz der Anlage steigt. Die Bandbreite an Ergebnissen für der Anteil des untersuchten jährliche Primärenergieverbrauchs ist dabei sehr hoch und liegt für die verschiedenen Betriebsarten zwischen 11 % und 85 %. Auch lässt die obige Auswertung vermuten, dass zum einen durch den hybriden Betrieb einer Anlage, dessen CED steigt, zum anderen das die einflussreichsten Lebensphasen die R&H- und O&M-Phase sind.

Turmkraftwerk

Der CED von Turmkraftwerken wird auf Basis der drei Publikationen [16], [36] und [30] diskutiert. Die Abbildung 3.13 zeigt eine Übersicht der Ergebnisse mit Angaben zur Gewichtung der einzelnen Lebensphasen. Die Ergebnisse für den Gesamt-CED liegen, für verschiedene Betriebsarten, zwischen ca. $0,5 \text{ MJ}_{eq}/\text{kWh}$ und $6,3 \text{ MJ}_{eq}/\text{kWh}$.

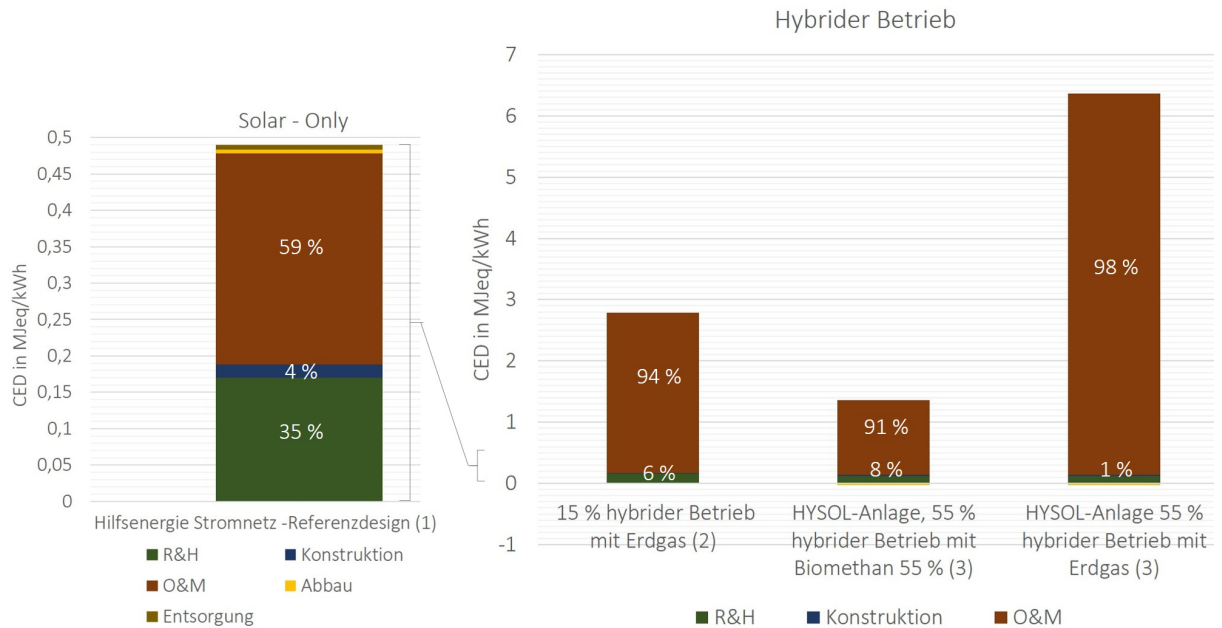


Abbildung 3.13: CED von Turmkraftwerken. Anlagenkonfigurationen der Publikationen: ACC, 2-Tank Flüssigsalzspeicher. Zuordnung der Publikationen: (1) = [16], (2) = [36], (3) = [30]

Auswertung des Solar-Only Betriebs Der CED für einen Solar-Only Betrieb ist nur in der Publikation [16] angegeben. Innerhalb der Publikation werden verschiedene Anlagenkonfigurationen analysiert (siehe dazu direkt in der Publikation [16, Table 2, S. 5899]). Der CED liegt für diese Konfigurationen zwischen $0,42 \text{ MJ}_{eq}/\text{kWh}$ und $0,52 \text{ MJ}_{eq}/\text{kWh}$.

Für die in der Abbildung 3.13 gezeigte Referenzkonfiguration aus [16] (vergleichbarer Aufbau zu den Turmkraftwerken aus [36] und [30]) liegt der Gesamt-CED bei $0,49 \text{ MJ}_{eq}/\text{kWh}$. Dabei fallen während der R&H-Phase 35 % und während der O&M-Phase 59 % an. Die O&M-Phase in [16] teilt sich auf in 94 %, die auf den Stromverbrauch und 5 % die auf die Reinigung der Heliostate (d.h. Treibstoffverbrauch der Reinigungswägen und Wasserbereitstellung) zurückzuführen sind. Für dieses spezielle Turmkraftwerk ergibt sich, wie auch bei den Parabolrinnenkraftwerken im Solar-Only Betrieb, ein primärer Einfluss auf den CED durch die R&H- und O&M-Phase. Die Ergebnisse der Publikation [16] können jedoch durch keine andere CED-Untersuchung über Turmkraftwerke bestätigt werden.

Auswertung des hybriden Betriebs Die Auswertung der Anlagen im hybriden Betrieb aus [30] und [36] in Abbildung 3.13 zeigen im Vergleich mit dem Solar-Only CED aus [16], dass dieser stark ansteigt, sobald während der O&M-Phase zusätzlicher Strom durch die Verbrennung von Erdgas o.a. Biomethan bereitgestellt wird.

Der absolute Gesamt-CED steigt in [36] bei einer 15 % Zuführung um mehr als das 5-fache auf $2,8 \text{ MJ}_{eq}/\text{kWh}$ an und auf einen absoluten CED von $8,5 \text{ MJ}_{eq}/\text{kWh}$ für eine 54 % Zuführung in [30].

Bei der 15 % Zufeuerung in [36] werden ca. 94 % des CED in der O&M-Phase und nur ca. 6 % innerhalb der R&H-Phase verursacht. Ein Vergleich mit der Quelle [30] in Bezug auf die Aufteilung des CED auf die einzelnen Lebensphasen ist nur für die HYSOL-Konfiguration der Publikation möglich (Definition der HYSOL-Konfiguration siehe Kapitel 3.2.2). Diese bestätigt prinzipiell den signifikant höheren Einfluss der O&M-Phase auf den Gesamt-CED, der für diese Anlage bei 91 % (Gesamt-CED = 1,4 MJ_{eq}/kWh) bzw. 98 % (Gesamt-CED 6,3 MJ_{eq}/kWh) liegt für eine Zufeuerung mit Biomethan bzw. Erdgas. Innerhalb dieser Publikation [30] unterscheidet sich der CED für eine Zufeuerung mit Biomethan stark von dem CED der Erdgaszufeuerung. Das ist nach [30] fast ausschließlich auf den unterschiedlichen Primärenergiebedarf von Biomethan bzw. Erdgas zurückzuführen. Das Biomethan wird in der Sachbilanz als recyceltes Produkt auf Basis von Bioabfällen modelliert, das bedeutet, dass in diesem Fall für das Biomethan nur die Energieaufwendungen des Recyclingprozesses¹⁸ und nicht die Aufwendungen, die für die Primärherstellung des Bioabfalls anfallen berücksichtigt werden (siehe dazu auch Kapitel 4.3.1), wohingegen beim Erdgas die gesamten Primärenergieaufwendungen im CED berücksichtigt sind [30].

Verhältnis des jährlichen Primärenergieverbrauchs zur jährlichen Bruttostromerzeugung Wie bereits bei den Parabolrinnenkraftwerken wird auch hier das Verhältnis von jährlichem Primärenergieverbrauch zu jährlicher Bruttostromerzeugung betrachtet (siehe Abbildung 3.14). Die Publikation [16] gibt nur die jährliche Nettostromerzeugung an, welche für die Auswertung benutzt wurde.

Die Abbildung 3.14 zeigt für den **Solar-Only** Betrieb aus [16] mit einem Verhältnis des jährlichen Primärenergieverbrauch zur jährlichen Bruttostromerzeugung von 14 % bzw. 12 % [16] ein ähnliches Verhältnis wie der Solar-Only Betrieb des Parabolrinnenkraftwerks aus [35].

Für den **hybriden** Betrieb mit 15 % Zufeuerung aus [36] ergibt sich ein Verhältnis von ca. 80 %. Bei der HYSOL-Anlage mit 55 % Erdgaszufeuerung [30] überwiegt der Primärenergieverbrauch, d.h. der abhängig von der jährlichen Stromproduktion auf das Jahr hochgerechnete fossile CED (Primärenergieverbrauch über den gesamten Lebenszyklus je generierter kWh) ist größer als der jährlich mit der Anlage erzeugte hybride Strom. Für die gleiche Anlagenkonfiguration mit Biomethan als Energieträger der Zufeuerung nimmt dieses Verhältnis auf 37 % (vgl. Abbildung 3.14) ab. Auch hier beeinflusst die Modellierung des Biomethans das Ergebnis.

¹⁸Anmerkung: Zum Recyclingprozess zählen hier: der Abtransport der Bioabfälle, die Vorbehandlung der Bioabfälle, die Vergärung, die Nachvergärung und die Aufbereitung zu Rohbiogas. Außerdem werden die Umweltauswirkungen, die durch den Bau bzw. das Stilllegen der Biogasanlagen anfallen, berücksichtigt [30].

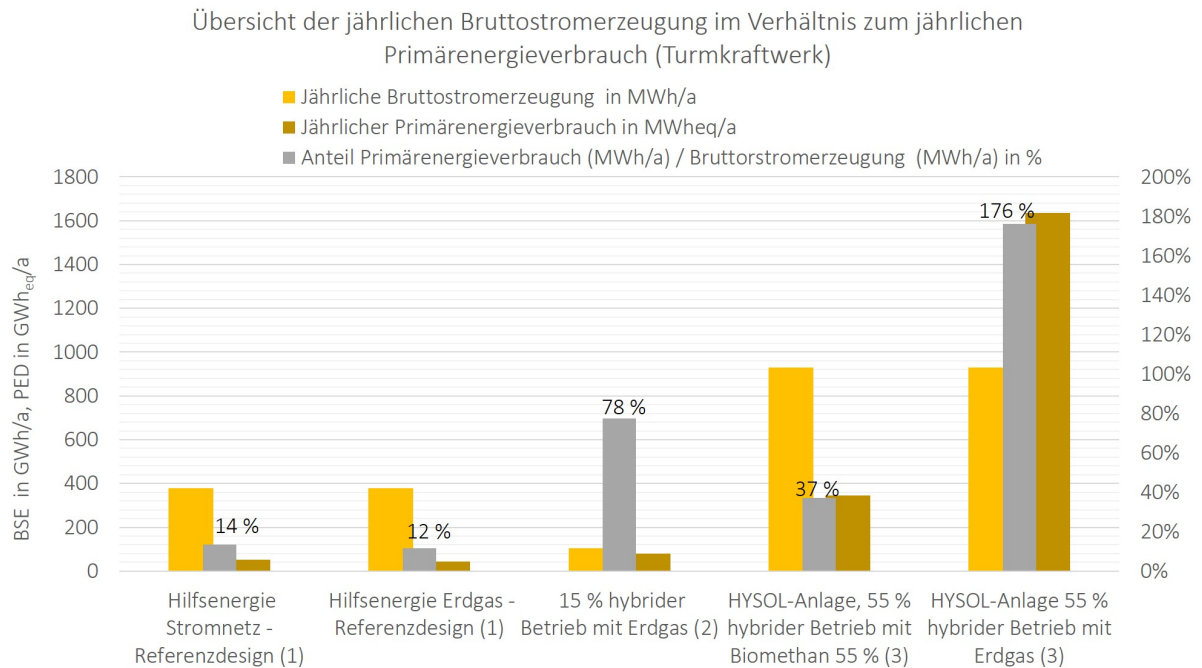


Abbildung 3.14: Verhältnis von jährlichem Primärenergieverbrauch zu jährlicher Bruttostromerzeugung bei Turmkraftwerken. Kühlung: ACC, BSE = Bruttostromerzeugung, PED = Primärenergieverbrauch. Zuordnung der Publikationen: (1) = [16] mit $DNI = 2600 \text{ kWh/m}^2 \text{ a}$; (2) = [36] mit $DNI = 1997 \text{ kWh/m}^2 \text{ a}$; (3) = [30] mit $DNI = 2086 \text{ kWh/m}^2 \text{ a}$

Schlussfolgerung Auch für das Turmkraftwerke zeigt sich prinzipiell, dass der hybride Betrieb einen Anstieg des CEDs verursacht. Auch lassen die Ergebnisse vermuten, dass der R&H- und O&M-Phase eine große Bedeutung am CED zukommt. Genauere quantitative Angaben lassen sich aufgrund der geringen und diversen Datenmengen jedoch nicht ableiten.

Empfehlung

An dieser Stelle wäre auch ein Vergleich des CED von Parabolrinnen- und Turmkraftwerken interessant. Dieser wird jedoch nicht angestellt, da sich der CED innerhalb der beiden Kraftwerkstypen schon stark unterscheidet und auch die Anzahl an untersuchten Publikationen zu gering ist um hier belastbare Aussagen zu formulieren.

3.3.3 Ausblick - zusätzliche Wirkungskategorien

Neben den Wirkungskategorien *Klimawandel* und *CED* (sowie im Anhang *Wasserverbrauch*, *EPBT* und *Ressourcenverbrauch*) sollten in Bezug auf die gesamtökologische Performance von CSP-Anlagen auch die folgenden ökologische Wirkungskategorien genauer betrachtet werden:

- Versauerung (engl.: acidification) (AP) in $\text{mg SO}_{2\text{eq}}/\text{kWh}$
- ähnlich dazu: Terrestrische Versauerung (engl.: terrestrial acidification) (TA) in $\text{g SO}_{2\text{eq}}/\text{kWh}$

- Eutrophierung (engl.: eutrophication oder auch freshwater eutrophication (EP) in $mg PO_{4eq}^{3-}/kWh$ oder $g P_{eq}/kWh$
- Abiotischer Ressourcenverbrauch (engl.: abiotic resource depletion) (ADP) in $mg Sb_{eq}/kWh$
- Humantoxizität (engl.: human toxicity) (HT) in $kg 1,4 - DB_{eq}/kWh$
- Photochemische Oxidantienbildung (engl.: photochemical oxidant formation) (PCO) in $g NMVOC$ oder $kg O_{3eq}/kWh$
- Partikelbildung (engl.: particulate matter formation) (PMF) in $g P_{eq}/kWh$. Diese Wirkungskategorie kann je nach betrachteter Partikelgröße (PM10, PM2,5) anders definiert werden.
- Süßwasser Ökotoxizität (engl.: freshwater ecotoxicity) (FE) in $g 1,4 - DB_{eq}/kWh$
- Marine Ökotoxizität (engl.: marine ecotoxicity) (ME) in $g 1,4 - DB_{eq}/kWh$

Diese werden beispielsweise in den folgenden Arbeiten analysiert: [17], [33], [32], [31], [30]. Da eine tiefere Auswertung dieser Wirkungskategorien im Rahmen der Arbeit zeitlich nicht möglich war, wurde darauf verzichtet. Bei Interesse können diese Publikationen jedoch einen groben Überblick zur gesamtökologischen Performance von CSP-Anlagen liefern.

4 Wichtige Einflussfaktoren auf die Lebenszyklusanalyse bei CSP-Anlagen

Im Kapitel 3 wurden die Ergebnisse der LCA-Literaturrecherche zu CSP-Anlagen zusammengestellt. In diesem Kapitel folgt nun die genauere Analyse relevanter Punkte, die sich aus dem Kapitel 3 ergeben haben. Dazu gehört zum einen der Einfluss der Zufuehrung auf die GHG-Emissionen der Anlagen (Kapitel 4.1), die Verteilung der GHG-Emissionen innerhalb der R&H-Phase in Bezug auf die einflussreichsten Baugruppen (Kapitel 4.2) sowie der Einfluss des Recyclings auf die GHG-Emissionen (Kapitel 4.3).

4.1 Einfluss der Zusatzfuehrung

Nachfolgend wird anhand ausgewählter Publikationen näher auf die Zufuehrung eingegangen, da die Zufuehrung die GHG-Emissionen der O&M-Phase und damit die gesamten Emissionen einer CSP-Anlage stark beeinflusst. Eine an sich gute GHG-Bilanz kann durch hohe Zufuehrungsanteile erheblich verschlechtert werden.

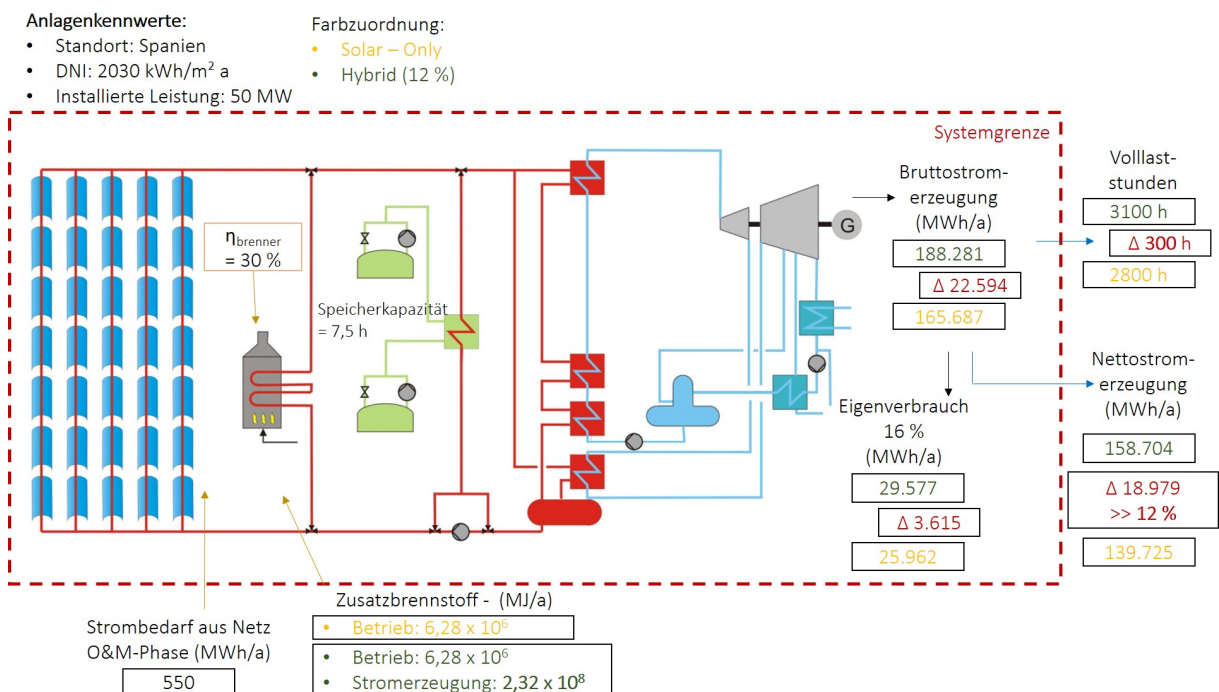


Abbildung 4.1: Anlagenkonfiguration des Parabolrinnenkraftwerks aus [32]

4.1.1 Parabolrinnenkraftwerk

Die Publikation [32] betrachtet für ein 50 MW Parabolrinnenkraftwerk sowohl einen rein solaren als auch einen hybriden Betrieb mit 12 % Zufeuerung (Anlagenkonfiguration siehe Abbildung 4.1).

Die 12 % Zufeuerung werden durch die Verbrennung von zusätzlichem Brennstoff in Höhe von 64.000 MWh_{th}/a erzeugt. Ein Teil des erzeugten Stroms (16 %) werden für den Eigenbedarf benötigt und reduzieren dadurch den Strombedarf aus dem Netz und damit die GHG-Emissionen, die durch den Strommix des Netzes entstehen [32]. Die gesamten GHG-Emissionen liegen je nach Kraftstoff für den rein solaren Betrieb zwischen 24,2 g CO_{2eq}/kWh_{el} und 26,6 g CO_{2eq}/kWh_{el}. Für den hybriden Betrieb ergeben sich Emissionen zwischen 96 g CO_{2eq}/kWh_{el} und 124 g CO_{2eq}/kWh_{el}.

Tabelle 4.1: Anteil der O&M-Phase an den Gesamtemissionen für das Parabolrinnenkraftwerk aus [32]. Modifiziert nach [32]

Solar - Only				
	Einheit	Erdgas	Biogas (Gülle)	Biogas (Bioabfälle)
GHG-Emissionen O&M-Phase	g CO _{2eq} / kWh	4,63	2,19	3,04
Gesamte GHG-Emissionen	g CO _{2eq} / kWh	26,6	24,2	25,1
Anteil O&M-Phase an gesamten Emissionen	%	17,4 %	9,0 %	12,1 %
Hybrider Betrieb 12 %				
GHG-Emissionen O&M-Phase *	g CO _{2eq} / kWh	102	46,3	73,9
Gesamte GHG-Emissionen	g CO _{2eq} / kWh	124	68,3	96
Anteil O&M-Phase an gesamten Emissionen	%	82 %	68 %	77 %

* Differenzen der gesamten GHG-Emissionen Hybrid zu gesamten GHG-Emissionen Solar Only > entspricht den Emissionen durch die 12 % Zufeuerung, plus zusätzliche die GHG-Emissionen der O&M-Phase im Solar-Only Betrieb

Die Tabelle 4.1 zeigt für verschiedene Kraftstoffe aus der Publikation [32] sowohl den Anteil der O&M-Phase an den Gesamtemissionen im Solar-Only als auch hybriden Betrieb. Die Übersicht in der Tabelle 4.1 zeigt, dass mit zunehmender Zufeuerung die Gesamt-GHG-Emissionen und auch der Anteil der O&M-Phase an den Gesamt-Emissionen steigen. Die Emissionen der O&M-Phase im Solar Only Betrieb werden durch die Bereitstellung der Hilfsenergie verursacht.

Eine weitere Publikation, die einen hybriden Betrieb für ein Parabolrinnenkraftwerk betrachtet, ist [36] (Anlagenkonfiguration siehe Abbildung 4.2). Die Hybridisierung liegt bei 15 % und wird durch die Verbrennung von Erdgas umgesetzt. Die gesamten GHG-Emissionen des Kraftwerks liegen bei 185 g CO_{2eq}/kWh_{el}. Davon fallen 161 g CO_{2eq}/kWh_{el} in der O&M-Phase an, die restlichen 24 g CO_{2eq}/kWh_{el} in den übrigen Lebensphasen.

Für den Solar-Only Betrieb sind die Gesamt-Emissionen nicht direkt angegeben. Unter der Annahme, dass der Netzstrombedarf des Kraftwerks konstant bleibt (entspricht nicht dem rea-

len Betrieb), werden die GHG-Emissionen der O&M-Phase um 112 g CO_{2eq}/kWh_{el} (16,6 g CO_{2eq}/kWh_{el} für den Transport des Erdgases und 95,4 g CO_{2eq}/kWh_{el} für die Verbrennung) auf 49 g CO_{2eq}/kWh_{el} reduziert. Damit betragen die GHG-Emissionen des Solar-Only Betriebs im gesamten 73 g CO_{2eq}/kWh_{el} [36].

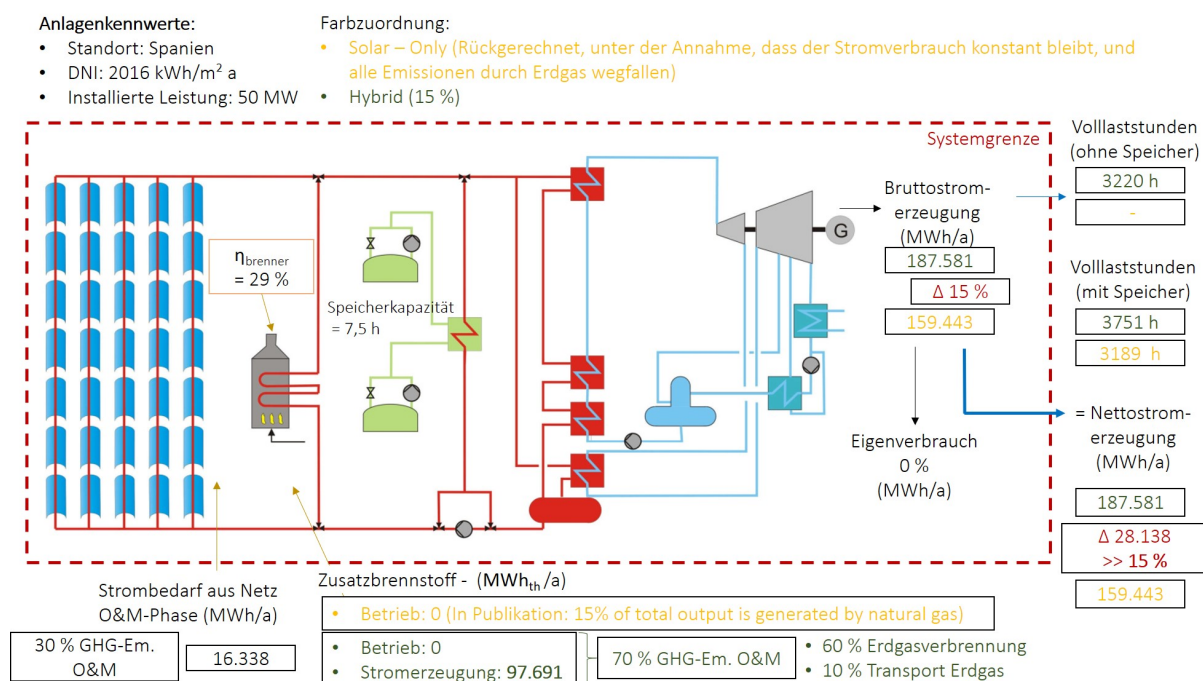


Abbildung 4.2: Anlagenkonfiguration des Parabolrinnenkraftwerks aus [36]

Die Tabelle 4.2 zeigt den Anteil der O&M-Phase an den Gesamtemissionen im Solar-Only und hybriden Betrieb. Auch hier steigen mit zunehmender Hybridisierung die Gesamt-GHG-Emissionen und auch der Anteil der O&M-Phase an den Gesamt-Emissionen.

Tabelle 4.2: Anteil der O&M-Phase an den Gesamtemissionen für das Parabolrinnenkraftwerk aus [36]. Modifiziert nach [36]

	Einheit	Solar-Only *	Hybrider Betrieb 15 %
GHG-Emissionen O&M-Phase	g CO _{2eq} / kWh	49	161
Gesamte GHG-Emissionen	g CO _{2eq} / kWh	73	185
Anteil O&M-Phase an gesamten Emissionen	%	67 %	87 %

* GHG-Emissionen des Solar-Only Betriebs unter der Annahme ermittelt, dass der Netzstromverbrauch der O&M-Phase konstant bleibt und nur die Emissionen durch die Verbrennung und den Transport des Erdgases entfallen.

Die Gesamt-GHG-Emissionen des rein solaren Betriebs von ca. 50 g CO_{2eq}/kWh_{el} sind mehr als doppelt so hoch wie die im Mittel für Parabolrinnenkraftwerke in Kapitel 3.3.1 angegebenen Emissionen von 22 g CO_{2eq}/kWh_{el}. Der Grund hierfür ist, dass speziell in dieser Publikation der verbrauchte Strom in der O&M-Phase vollständig aus dem Netz bezogen wird und kein im Kraftwerk erzeugter Strom für die Eigenversorgung genutzt wird. Der Netzstrom wird in der Publikation mit dem spanischen Strommix aus dem Jahr 2004 modelliert, der zu diesem

Zeitpunkt mit hohen GHG-Emissionen belastet ist, da er sich zu 67 % aus Kohle- und 30,4 % aus Erdgaskraftwerken zusammensetzt [36]. Die Publikation [36] verweist direkt in ihrem Ausblick auf das hohe Senkungspotential der GHG-Emissionen durch die Verwendung des in der CSP-Anlage produzierten Stroms und die Reduktion des Netzstromverbrauchs. Aus diesem Grund wird die Publikation trotz höherer Gesamt-Emissionen im Solar-Only Betrieb zur Auswertung herangezogen.

Entwicklung der GHG-Emissionen für höhere Zufeuerungsanteile

Die nachfolgende Abbildung 4.3 zeigt für beide Publikationen die mögliche Entwicklung der GHG-Emissionen der verschiedenen Kraftstoffe, basierend auf einer Extrapolation der Daten hin zu höheren Zufeuerungsanteilen.

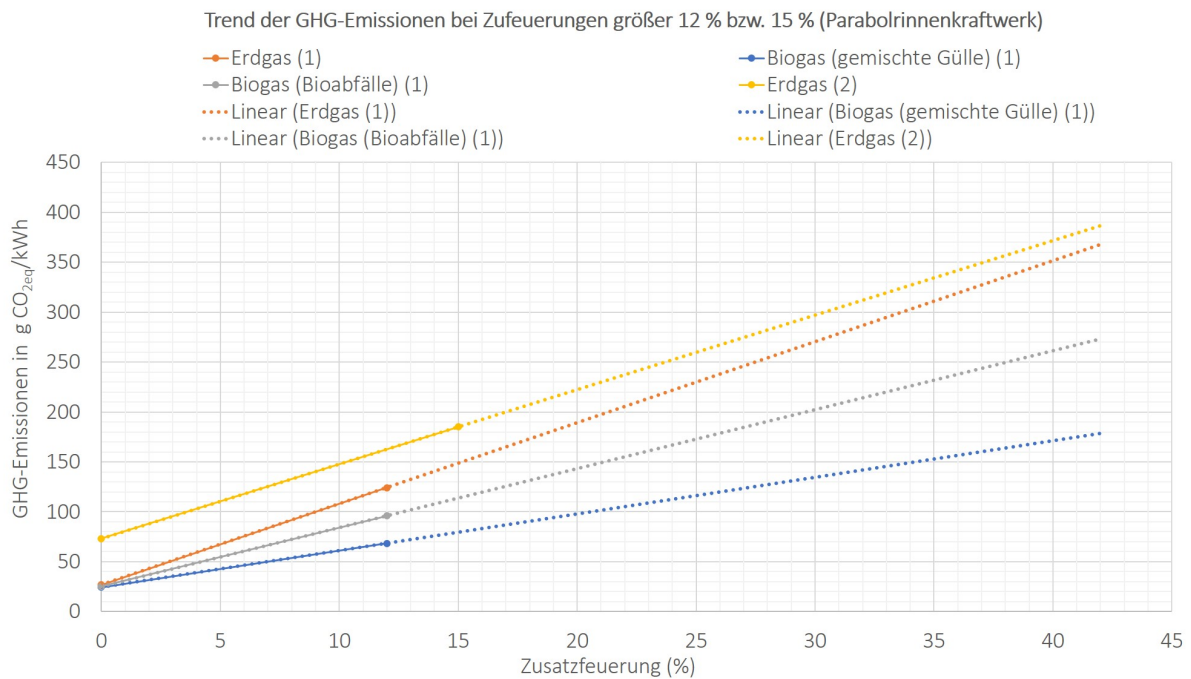


Abbildung 4.3: Entwicklung der GHG-Emissionen in Abhängigkeit der Zufeuerung. Zuordnung der Publikationen: (1) = [32]; (2) = [36]

Wenn bei Erdgas (1) die Zufeuerung um 1 % erhöht wird, nehmen die gesamten GHG-Emissionen um jeweils 8,1 g CO_{2eq}/kWh_{el} zu. Das entspricht 30,5 % der Emissionen bei 0 % Zufeuerung (26,6 g CO_{2eq}/kWh_{el}) [32]. Die zweite Erdgasfeuerung (2) aus [36] hat eine Zunahme der GHG-Emissionen von 7,5 g CO_{2eq}/kWh_{el} pro 1 % Zunahme der Zufeuerung. Das entspricht 10 % der Emissionen bei 0 % Zufeuerung (73 g CO_{2eq}/kWh_{el}). Die Zunahme der Emissionen pro 1% Zufeuerung liegt für beide Publikationen in einer ähnlichen Größenordnung.

Für Biogas (gemischte Gülle) und Biogas (Bioabfälle) steigen die GHG-Emissionen um 3,7 g CO_{2eq}/kWh_{el} bzw. 5,9 g CO_{2eq}/kWh_{el}, wenn die Zufeuerung um 1 % erhöht wird. Das entspricht 15,3 % bzw. 23,4 % der Gesamtemissionen bei 0 % Zufeuerung (24,2 g CO_{2eq}/kWh_{el} bzw. 25,1

g CO_{2eq}/kWh_{el}) [32]. In der Tabelle 4.4 werden die oben genannten Erkenntnisse noch einmal zusammengefasst.

	Einheit	Brennstoff			
		Erdgas (1)	Erdgas (2)	Biogas (gemischte Gülle) (1)	Biogas (Bioabfälle) (1)
↑ Δ-GHG-Emissionen je 1 % Zufeuerung	g CO _{2eq} / kWh	8,1	7,5	3,7	5,9
Anteil Δ-GHG-Emissionen an Gesamt-GHG-Emissionen bei 0 % Zufeuerung	%	30,5 %	10,0 %	15,3 %	23,4 %
Gesamte GHG-Emissionen (Solar-Only)	g CO _{2eq} / kWh	26,6	73,0	24,2	25,1

Abbildung 4.4: Zunahme der GHG-Emissionen bei Erhöhung der Zufeuerung um 1 % für verschiedene Kraftstoffe. Zuordnung der Publikationen: (1) = [32]; (2) = [36]

Für dieses spezielle Parabolrinnenkraftwerk (vgl. Abbildung 4.1) aus [32] ergibt sich im Solar-Only Betrieb nur ein begrenzter Vorteil, wenn Erdgas durch eine der Biogasalternativen ersetzt wird. Das Einsparungspotential für die GHG-Emissionen liegt zwischen 6 % bis 10 % bezogen auf die Referenzanlage im Solar-Only Betrieb. Mit steigender Zufeuerung erhöht sich jedoch das Einsparungspotential der GHG-Emissionen durch einen Kraftstofftausch.

Anmerkung

Neben den GHG-Emissionen werden in den Publikationen [32] und [31] zum einen weitere Wirkungskategorien zum anderen auch weitere alternative Kraftstoffe betrachtet. Gerade bei dem Ersatz des Erdgases durch alternative Kraftstoffe sollte nicht allein das GWP betrachtet werden. Wird beispielsweise im hybriden Betrieb des Kraftwerks aus [32] das Erdgas durch eine der Biogasvarianten ersetzt, sinken zwar die GHG-Emissionen, der fossile Rohstoffverbrauch und die Naturraumbeanspruchung (hier: *natural land transformation*). Jedoch steigen gleichzeitig die TA, die EP, der Wasserverbrauch, die ME und die HT [32].

4.1.2 Turmkraftwerk

Auch für Turmkraftwerke wurde die Entwicklung der GHG-Emissionen bei zusätzlicher Zufeuerung anhand von Literaturergebnissen betrachtet.

Die erste Publikation [34] (Anlagenkonfiguration siehe Abbildung 4.5) betrachtet eine Zufeuerung mit Dieselkraftstoff von 2 % und 12 %. Für eine Zufeuerung von 0 % entstehen durch das Kraftwerk GHG-Emissionen in Höhe von 14,51 g CO_{2eq}/kWh_{el}. Bei der Zufeuerung mit 2 % erhöhen sich diese auf 31,42 g CO_{2eq}/kWh_{el} und anschließend auf 105,42 g CO_{2eq}/kWh_{el}, bei einer Zufeuerung von 12 %.

4 Wichtige Einflussfaktoren auf die Lebenszyklusanalyse bei CSP-Anlagen

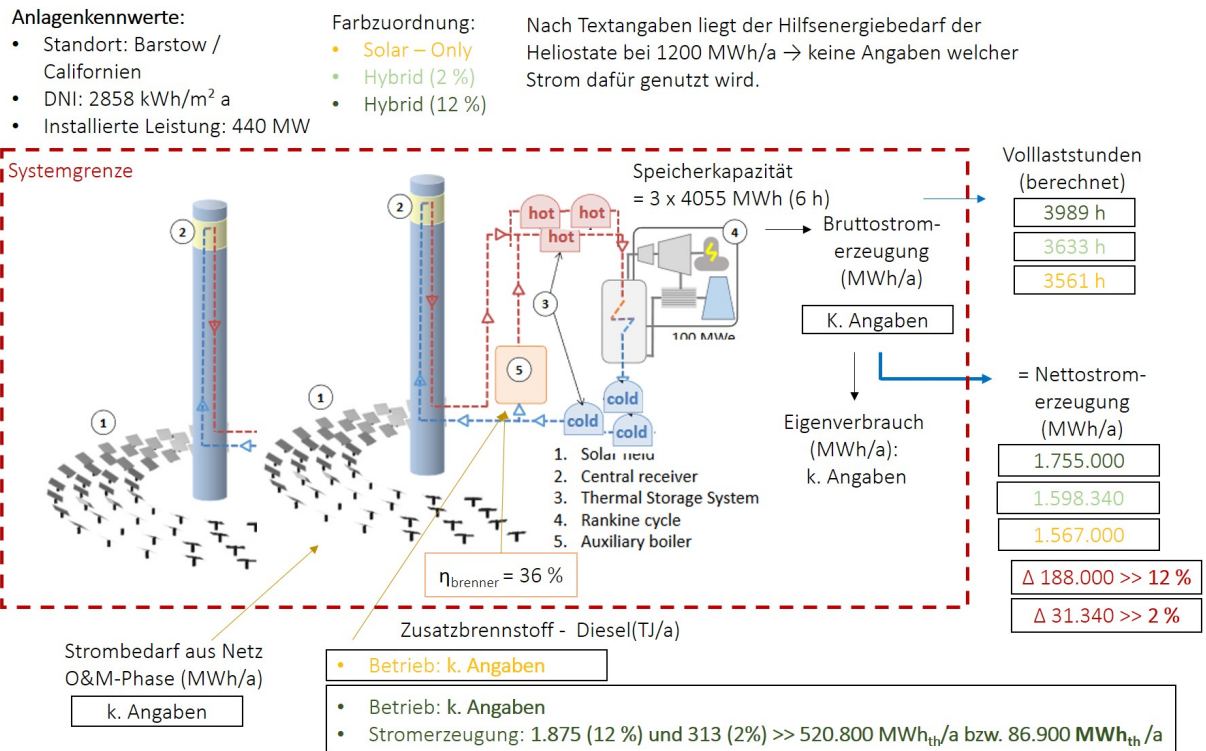


Abbildung 4.5: Anlagenkonfiguration des Turmkraftwerks aus [34]

Die Tabelle 4.3 fasst die GHG-Emissionen der verschiedenen Zufeuerungsanteile noch einmal zusammen. Da in der Publikation [34] die GHG-Emissionen der O&M-Phase des Solar-Only Betriebs nicht angegeben sind, kann der Änderung des Anteils der O&M-Phase an den Gesamtemissionen mit zunehmender Zufeuerung nicht angegeben werden.

Tabelle 4.3: Übersicht der Gesamtemissionen der verschiedenen Zufeuerungsanteile für das Turmkraftwerk aus [34]. Modifiziert nach [34]

	Einheit	Solar-Only *	Zufeuerung Diesel 2 %	Zufeuerung Diesel 12 %
Zunahme der GHG-Emissionen ausgehend vom Solar-Only Betrieb	g CO _{2eq} / kWh	-	17	91
Gesamt-GHG-Emissionen	g CO _{2eq} / kWh	14,51	31,42	105,42
Anteil der Zunahme an Gesamt-Emissionen des Solar-Only Betriebs	%	-	118 %	627 %

* Entspricht Zufeuerung von 0 %. In der Publikation werden keine Angaben zur Höhe der GHG-Emissionen in der O&M-Phase des Solar Only Betriebs gemacht. Auch werden keine Angaben zur Aufteilung der Gesamt-Emissionen auf die einzelnen Lebensphasen gemacht.

Eine weitere Publikation, die intern eine Hybridisierung betrachtet, ist die Arbeit [36] (Anlagenkonfiguration des Kraftwerks siehe Abbildung 4.6).

Im hybriden Betrieb mit 15 % Zufeuerung fallen für das gesamte Kraftwerk Emissionen in Höhe von 203 g CO_{2eq}/kWh_{el} an. Die Berechnung für den rein solaren Betrieb ergibt Emissionen von

69 g CO_{2eq}/kWh_{el}. Zur Berechnung des Solar-Only Betriebs wurde, wie oben beim Parabolrinnenkraftwerk aus [36], angenommen, dass der Strombedarf des Kraftwerks in der O&M-Phase konstant bleibt und nur die Emissionen durch die Erdgasverbrennung (19,9 g CO_{2eq}/kWh_{el} für den Transport des Erdgases, 114 g CO_{2eq}/kWh_{el} für die Verbrennung) entfallen. Das heißt, die GHG-Emissionen des hybriden Betriebs in der O&M-Phase werden von 186 g CO_{2eq}/kWh_{el} auf 52 g CO_{2eq}/kWh_{el} reduziert.

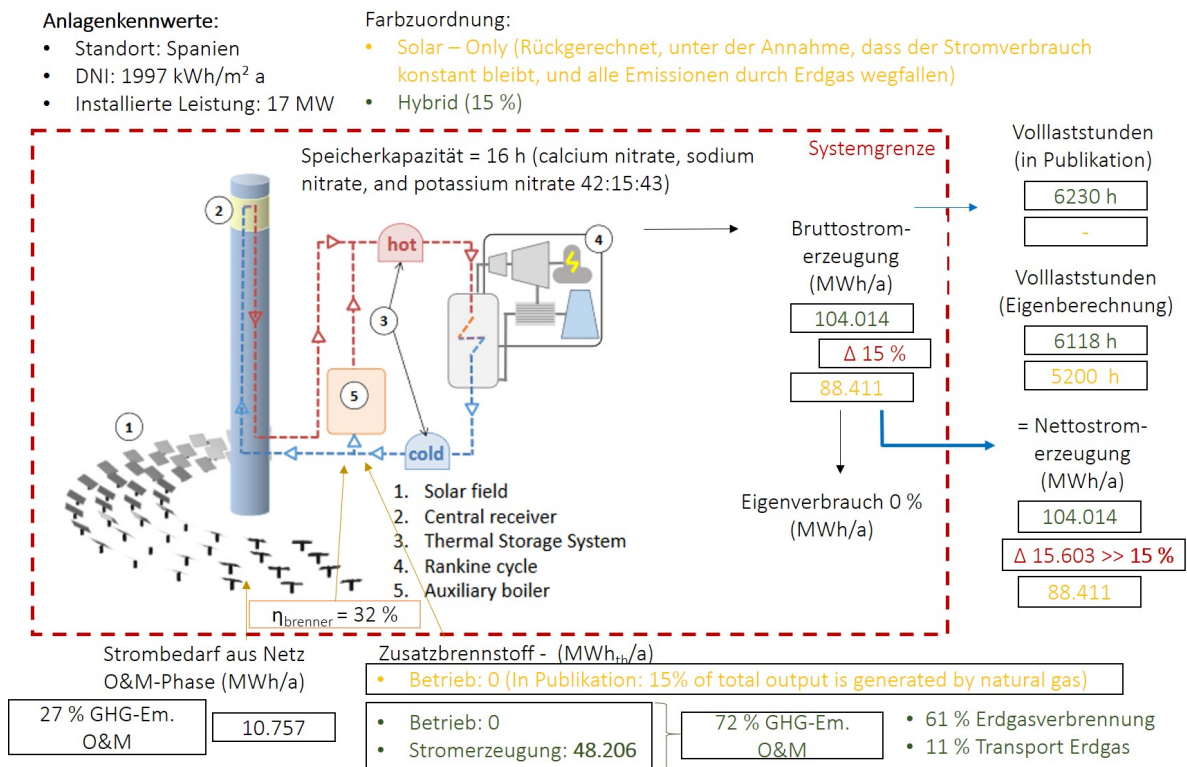


Abbildung 4.6: Anlagenkonfiguration des Turmkraftwerks aus [36]

Die Tabelle 4.4 fasst den Anteil der O&M-Phase an den Gesamtemissionen im Solar-Only und hybriden Betrieb zusammen. Auch hier steigen die Gesamt-GHG-Emissionen durch die Hybridisierung an, genauso wie der Anteil der O&M-Phase an den Gesamt-Emissionen.

Tabelle 4.4: Anteil der O&M-Phase an den Gesamtemissionen für das Turmkraftwerk aus [36]. Modifiziert nach [36]

	Einheit	Solar-Only * (Erdgas)	Hybrider Betrieb 15 % (Erdgas)
GHG-Emissionen O&M-Phase	g CO _{2eq} / kWh	52	186
Gesamte GHG-Emissionen	g CO _{2eq} / kWh	69	203
Anteil O&M-Phase an gesamten Emissionen	%	75 %	92 %

* GHG-Emissionen des Solar-Only Betriebs unter der Annahme ermittelt, dass der Netzstromverbrauch der O&M-Phase konstant bleibt und nur die Emissionen durch die Verbrennung und den Transport des Erdgases entfallen.

Entwicklung der GHG-Emissionen für höhere Zufeuerungsanteile

Nachfolgend ist in der Abbildung 4.7 für beide Publikationen die mögliche Entwicklung der GHG-Emissionen, basierend auf einer Extrapolation der Daten hin zu höheren Zufeuerungsanteilen, gegeben.

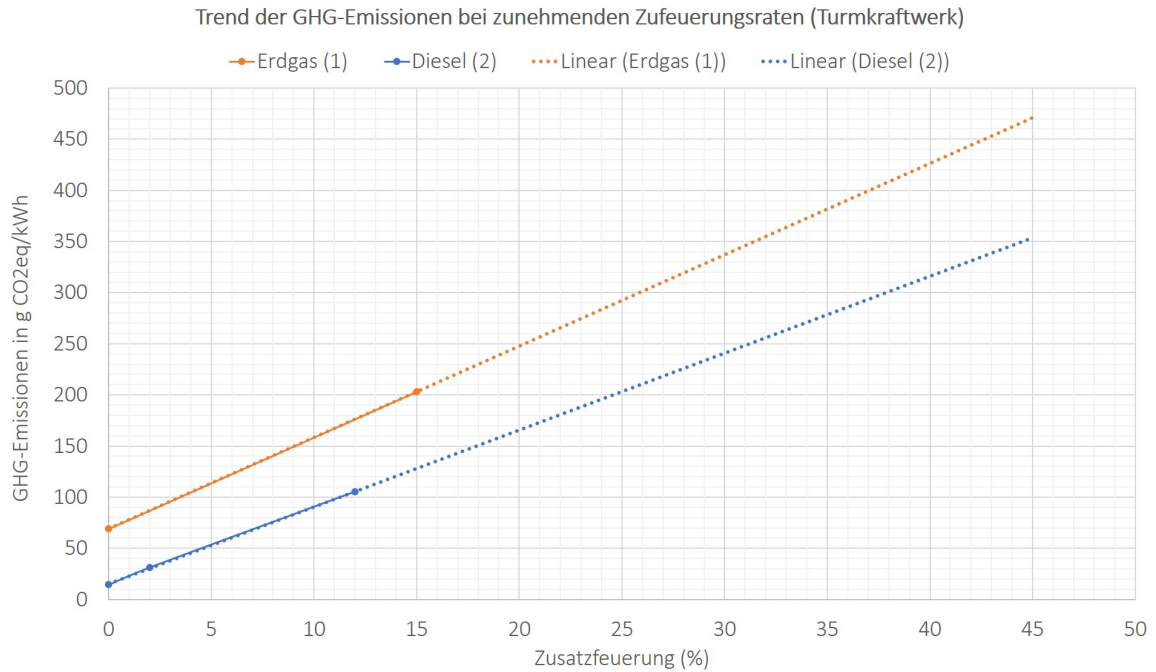


Abbildung 4.7: Entwicklung der GHG-Emissionen in Abhängigkeit der Zufeuerung. Zuordnung der Publikationen: (1) = [36]; (2) = [34]

Wenn, wie in der Publikation [36] durchgeführt, die Zufeuerung mit Erdgas um 1 % erhöht wird, nehmen die gesamten GHG-Emissionen um jeweils 8,9 g CO_{2eq}/kWh_{el} zu. Das entspricht 13 % der Emissionen bei 0 % Zufeuerung (69 g CO_{2eq}/kWh_{el}). Die GHG-Emissionen des reinen Solarbetriebs sind auch hier vergleichsweise hoch, weil, wie auch im Fall des Parabolrinnenkraftwerks aus [36], Strom aus dem spanischen Strommix vollständig zur Deckung des Strombedarfs verwendet wurde. Daraus folgt, dass wegen des hohen Anteils an Kohle- und Erdgaskraftwerken im Strommix der Netzstrom in diesem Fall 76 % der gesamten GHG-Emissionen des Kraftwerks im Solar-Only Betrieb ausmacht. Der Eigenbedarf des Kraftwerks liegt in der Publikation bei 0 %. Würde also ein Teil des Strombedarfs über den Solarstrom des Kraftwerks gedeckt werden, würden auch die GHG-Emissionen der O&M-Phase sinken [36].

In der anderen Publikation wird Diesel zur Zufeuerung verwendet [34]. Hier nehmen die GHG-Emissionen um 7,5 g CO_{2eq}/kWh_{el} pro 1 % Zunahme der Zufeuerung zu. Das entspricht 52 % der Emissionen bei 0 % Zufeuerung (14,5 g CO_{2eq}/kWh_{el})¹. In der Tabelle 4.5 werden die oben genannten Erkenntnisse noch einmal zusammengefasst.

¹Anmerkung: Die Publikation gibt nicht an welchen Anteil die O&M-Phase im Solar-Only Betrieb an den Gesamtemissionen hat und ob Hilfsenergien aus dem Stromnetz bezogen werden [34].

Tabelle 4.5: Zunahme der GHG-Emissionen bei Erhöhung der Zufueuerung um 1 % für verschiedene Kraftstoffe. Zuordnung der Publikationen: (1) = [34]; (2) = [36]

	Einheit	Brennstoff	
		Diesel (1)	Erdgas (2)
↑ Δ-GHG-Emissionen je 1 % Zufueuerung	g CO _{2eq} / kWh	7,5	8,9
Anteil Δ-GHG-Emissionen an Gesamt-GHG-Emissionen bei 0 % Zufueuerung	%	52 %	13 %
Gesamte GHG-Emissionen (Solar-Only)	g CO _{2eq} / kWh	14,5	69

Wie oben bereits erwähnt, nehmen die GHG-Emissionen bei einer Feuerung mit Erdgas pro 1 % Zufueuerung um ca. 1,5 g CO_{2eq}/kWh_{el} stärker zu als bei einer Feuerung mit Diesel. Ausgehend von den Emissionsfaktoren für Erdgas (56 t CO₂/TJ, [40, S. 42, Tabelle 15]) und Diesel (74 t CO₂/TJ, [40, S. 46, Dieselkraftstoff Deutschland 2014]) des Umweltbundesamts war die Vermutung eher dahingehend, dass die GHG-Emissionen der Zufueuerung mit Diesel über denen von Erdgas liegen. Aus den Angaben der Publikationen lässt sich nicht rückschließen, wieso die Vermutung sich nicht bestätigt, weil hier viele, sich überlagernde Aspekte Einfluss nehmen können (Einfluss der CO₂-Äquivalente, Wirkungsgrad des Verbrennungsprozesses, Transport der Brennstoffe zum Kraftwerk, etc.). Um zu ermitteln, ob Diesel in der O&M-Phase für die gleiche Kraftwerkskonfiguration tatsächlich weniger Treibhausgasemissionen ausstößt, müssten die in der O&M-Phase verwendeten Datensätze genauer betrachtet und auf dieselbe Kraftwerkskonfiguration übertragen werden, da hier zwei unterschiedliche Publikationen mit verschiedenen Turmkraftwerken untereinander verglichen werden.

Die Publikation [36] macht keine Angaben zum verwendeten Ecoinvent V1.2 - Prozess für das Erdgas. Dadurch ist nicht nachvollziehbar, welche CO_{2eq} während des Prozesses ausgestoßen werden. In [34] wird zumindest der verwendete Prozess für die Dieselverbrennung angegeben (*diesel, burned in diesel-electric generating set, GLO*; Ecoinvent 2.2), jedoch nicht die zugehörigen Sachbilanzergebnisse und CO_{2eq}².

Aufgrund der fehlenden Daten aus den untersuchten Hauptpublikationen [34] und [36] kann die Plausibilität der höheren Zunahme bei Erdgas nicht nachvollzogen bzw. bestätigt werden und auch der tatsächliche Grund des höheren Deltas bei der Erdgasverbrennung kann nicht ermittelt werden. Üblicherweise sollte die Verbrennung von Diesel höhere Emissionen verursachen als diejenige von Erdgas. Die Ursache für die gegenteilige Aussage in den beiden Publikationen kann nur nach einem Detailvergleich erfolgen.

4.1.3 Schlussfolgerung und Empfehlung

Anhand der analysierten Publikationen für Parabolrinnen- und Turmkraftwerke lässt sich ableiten, dass die Zufueuerung einen erheblichen Einfluss auf die GHG-Emissionen hat. Als grobe Abschätzung kann von 8 g CO_{2eq}/kWh_{el} pro 1 % zusätzlicher Zufueuerung ausgegangen werden.

²Anmerkung: Da kein Zugriff auf die Ecoinvent DB vorhanden war, konnten die Werte nicht recherchiert werden.

Es wurde bereits gezeigt, dass die GHG-Emissionen einer CSP Anlagen im Solar-Only Betrieb am geringsten sind. Jedoch ist das nicht automatisch die Betriebsart mit den geringsten Stromgestehungskosten [41]. Deshalb sollten in diesem Bereich zum einen für beide Kraftwerkstypen und für verschiedene Brennstoffe und Zufeuerungsraten der Einfluss auf verschiedene Wirkungskategorien genauer untersucht werden, da die Datenlage derzeit sehr dünn ist. Zum anderen sollten die verschiedenen Ergebnisse in Kombination mit den Stromgestehungskosten bewertet werden, damit ein guter Kompromiss zwischen den Stromgestehungskosten und den Umwelteinflüssen gefunden werden kann.

4.2 GHG-Emissionen einzelner Komponenten und Baugruppen

In diesem Kapitel folgt eine Betrachtung der GHG-Emissionen in Bezug auf den Einfluss einzelner, relevanter Baugruppen und Materialien in der **R&H-Phase**, weil dieser Lebensabschnitt, neben der O&M-Phase, den größten Einfluss auf die Gesamtemissionen hat. Zu den in diesem Kapitel betrachteten Baugruppen zählt das Kollektorsystem, das TES und das Wärmeträgersystem, speziell für das Parabolrinnenkraftwerk.

Anmerkung: Nachfolgend wird auch die Publikation [4] herangezogen. Die GHG-Emissionen beziehen sich hier auf den Auslegungsfall *begrenzter Speicher*, Standort Upington mit einem Deckungsgrad des Nachfrageprofils zwischen 60 % - 67 % (Turmkraftwerk: $440 MWh_{th}$; Parabolrinnenkraftwerk: $1100 MWh_{th}$). Es wurde außerdem der Standort Upington gewählt, weil dessen DNI mit $2720 kWh/m^2a$ näher an den DNI der anderen, herangezogenen Publikationen ($2600 kWh/m^2a$ [16], $2700 kWh/m^2a$ [35], $3332 kWh/m^2a$ [42]) liegt. Auch muss bei der Publikation [4] immer beachtet werden, dass nicht die reinen Emissionen der R&H-Phase sondern die indirekten Emissionen angegeben sind. Unter den *indirekten Emissionen* versteht man in diesem Fall alle GHG-Emissionen, die außerhalb der O&M-Phase anfallen. Das bedeutet auch, dass bei der Verteilung der Emissionen auf die einzelnen Baugruppen die Konstruktions- sowie die Abbau- und Entsorgungsphase mitberücksichtigt ist. Eine direkte Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit den anderen Studien ist deshalb schwierig, da diese nur die Emissionsaufteilung der R&H-Phase angeben.

Anmerkung: Auf das Receiversystem, den Kraftwerksblock sowie den Dampferzeuger des Turmkraftwerks wird aufgrund der schwierig vergleichbaren und geringen Datenlage nicht näher eingegangen.

4.2.1 Kollektorsystem

Für die Betrachtung des Kollektorsystems wurde primär die Publikation [4] verwendet, da diese die internen GHG-Emissionen der Baugruppe auf die einzelnen Materialien aufteilt. Da die Informationen dieses Unterkapitels fast ausschließlich aus einer Publikation stammen, sind die gewonnen Erkenntnisse der Analyse nur sehr bedingt belastbar.

Die Abbildung 4.8 zeigt eine Übersicht der internen Aufteilung der GHG-Emissionen des Kollektorfelds beim Parabolrinnen- bzw. des Heliostatfelds beim Turmkraftwerk.

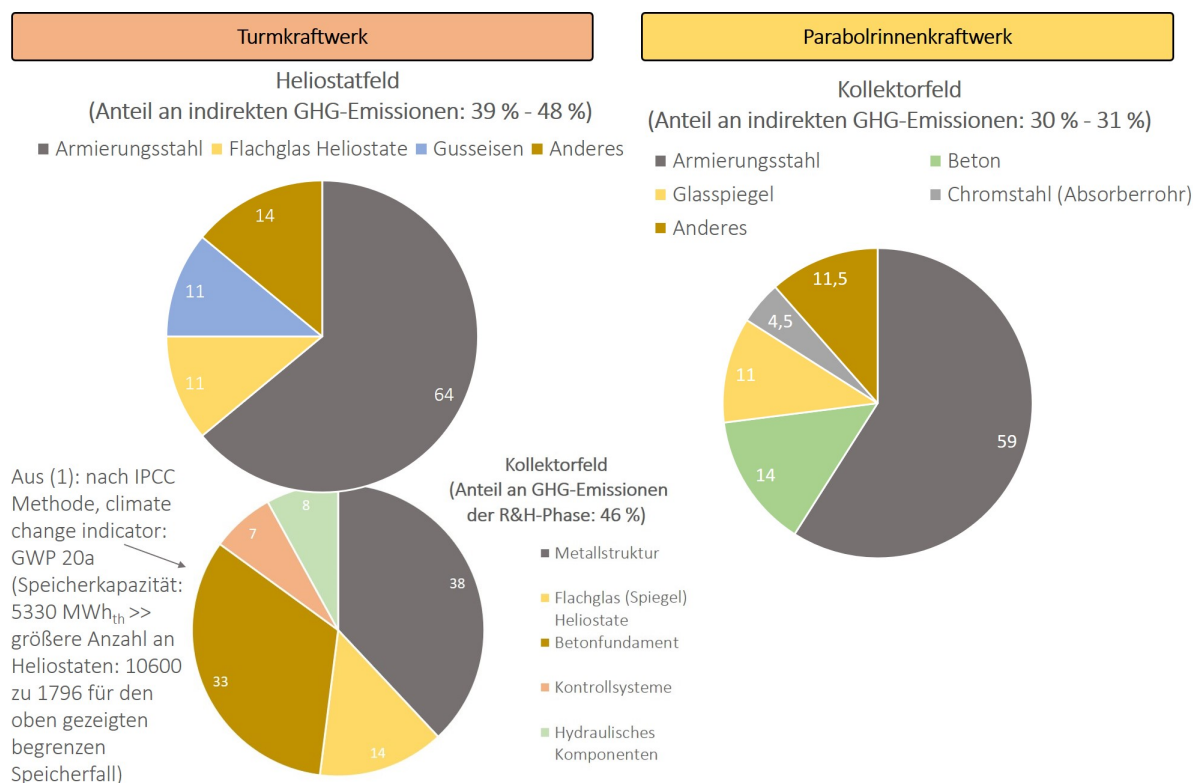


Abbildung 4.8: Zusammensetzung der GHG-Emissionen des Kollektorfelds [4]. Zuordnung der Publikation (1) = [42]

Turmkraftwerk

Der Einfluss des Heliostatfelds als Baugruppe in der R&H-Phase liegt zwischen 39 % [4] und 54 % [16] (sogar 65 % in [34], innovatives 2-Turm System). Beim Turmkraftwerk aus [4] wird der größte Anteil (64 %) der GHG-Emissionen des Heliostatfelds durch den Armierungsstahl der Heliostate verursacht. Unter Armierungsstahl wird in der Publikation nicht der „normale“ Armierungsstahl im Betonfundament verstanden, sondern der Bausstahl, der für die Heliostatkonstruktion benötigt wird [4]. Eine weitere Publikation [42] bewertet den Einfluss des Stahls mit nur 38 % und gibt dagegen einen sehr viel höheren prozentualen Einfluss durch die Betonfundamente an (33 %). Die Betonfundamente in [4] sind unter *Anderes*, mit weniger als 10 % zu finden (siehe auch [4, Abbildung 3-19]). Eine Mögliche Ursache für diesen Unterschied kann die Verwendung verschieden starker Fundamente aufgrund unterschiedlicher Anforderungen durch den Heliostat-Typ sein ([4]: Typ ATS, aus Kolg et. al. 2007; [42]: keine Angaben, Daten bereitgestellt durch Abengoa). Aufgrund fehlender Daten kann diese Vermutung aber nicht geprüft werden.

Zum sehr viel geringeren Einfluss der Metallstrukturen in [42] sollte angemerkt werden, dass eine der Ursachen auch die Verwendung verschiedener Datensätze sein. In der Publikation [42]

wird darauf hingewiesen, dass eine Haupteinschränkung der Studie auf dem Fehlen passender Datensätze in der Ecoinvent-DB beruht und deshalb auch für die verschiedenen Stahlsorten beispielsweise im Heliostatfeld vereinfachte Annahmen getroffen wurden und nicht alle enthaltenen Legierungen und Prozessschritte zur Herstellung der Metalle genau berücksichtigt wurden [42].

Für den Einfluss des Flachglases bzw. der Heliostat-Spiegel ergeben sich ähnlich Aufteilungen von 11 % bzw. 14 % (siehe Abbildung 4.8).

Parabolrinnenkraftwerk

Der Einfluss des Kollektorsystems als Baugruppe in der R&H-Phase liegt zwischen 30 % [4] und 39 % [35].

Die meisten Emissionen des Kollektorsystems der Publikation [4] werden bei diesem Kraftwerk durch den verbauten Armierungsstahl verursacht (59 %). Anschließend folgen die Glasspiegel (14 %) und der Beton (14 %) (siehe dazu Abbildung 4.8).

Schlussfolgerung

Für beide Kraftwerkstypen zeigt sich bei Betrachtung der oben genannten Publikationen, dass Stahl einen hohen Einfluss auf die GHG-Emissionen im Kollektor- bzw. Heliostatfeld hat. Eine Reduktion des Stahls im Kollektor- bzw. Heliostatfeld würde auch zu einer Senkung der GHG-Emissionen des Felds führen. In welcher Höhe diese Senkung liegt, kann auf Basis der Daten aber nicht eindeutig schlussgefolgert werden.

4.2.2 Speichersystem - TES

Auch für das Speichersystem wurden die GHG-Emissionen betrachtet. Hier wurden mehrere Studien herangezogen, deren Angaben zu den GHG-Emissionen des TES in der R&H-Phase teilweise erheblich schwanken.

Turmkraftwerk

Bezüglich des Turmkraftwerks konnten drei Publikationen [16] [4] [42] herangezogen werden. Die Aufteilung der Emissionen und der Anteil des TES an der R&H-Phase ist in Abbildung 4.9 dargestellt. In allen Publikationen wird ein direktes 2-Tankspeichersystem mit Flüssigsalz und Betriebstemperaturen von ca. 565 °C betrachtet.

Die Abbildung 4.9 zeigt zum einen, dass sich der Anteil des TES an der R&H-Phase zwischen den Publikationen [4] und [16] (4 % bzw. 5 %) zu [42] (33 %) erheblich unterscheidet, zum anderen, dass auch die interne Aufteilung der Emissionen zwischen [16] und [42] divergiert.

Die Angaben der Publikation [4] beziehen sich auf die indirekten Emissionen der Anlage. In Bezug auf die gesamten GHG-Emissionen des Kraftwerks aus [4] inklusive der O&M-Phase würde der Bezugsnenner steigen und die Entfernung der Konstruktions- und Entsorgungsphase aus den indirekten Emissionen des TES würde dessen Einfluss reduzieren und der Zähler sinkt. Diese Entwicklung deutet an, dass der Einfluss des TES in einer vergleichbaren R&H-Phase an den Gesamtemissionen tendenziell geringer als 4 % ist.

In der Publikation (2) [16] werden 50 % der Emissionen durch die Speichertanks, 25 % durch das Flüssigsalz und 11 % durch die Fundamente verursacht. In der Publikation (3) [42] hingegen werden durch die Speichertanks nur 15 % der Emissionen und durch die Salzsichelze 84 % der Emissionen verursacht. Die Fundamente sind nicht aufgeführt.

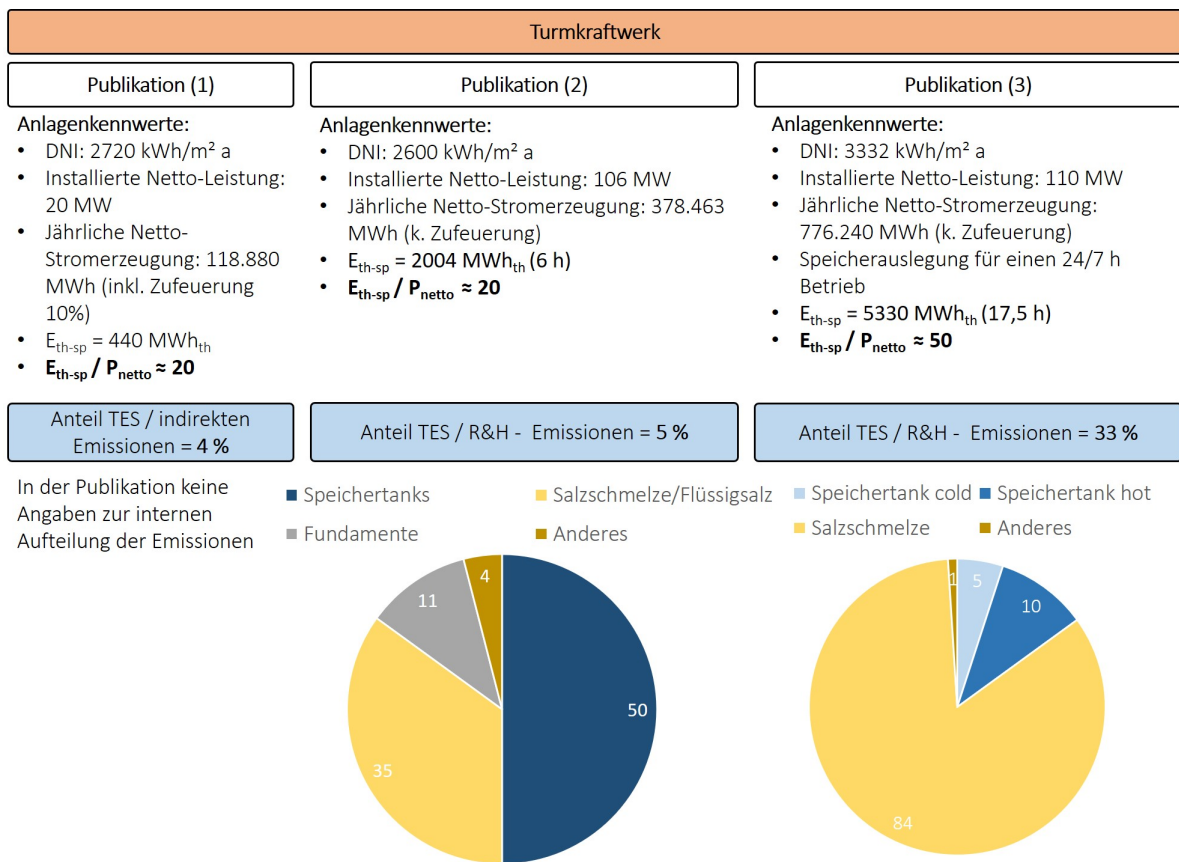


Abbildung 4.9: Zusammensetzung der GHG-Emissionen des Speichersystems bei Turmsystemen. Zuordnung der Publikationen: (1) = [4]; (2) = [16]; (3) = [42]

Die beiden Anlagen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Auslegung. Die Publikation (3) [42] wurde für einen 24/h Betrieb dimensioniert³ weshalb das TES verhältnismäßig größer ist.

³Anmerkung: Näheres dazu ist direkt in der Publikation nachzulesen [42].

Schlussfolgerung

Die Publikationen [16] und [42] zeigen hier kein einheitliches Bild. Sowohl die Anteile des TES an den gesamten GHG-Emissionen als auch die Zusammensetzung durch die Einzelkomponenten sind nicht konsistent. Anhand der in den Publikationen angegebenen Daten konnten die Ursachen für diese großen Abweichungen nicht ermittelt werden.

Parabolrinnenkraftwerk

Für die Untersuchung des TES konnten die beiden Publikationen [4] sowie [35] verwendet werden. In beiden Publikationen wird ein indirektes 2-Tankspeichersystem mit Flüssigsalz und Betriebstemperaturen von ca. 390 °C betrachtet.

Anmerkung: Das HTF ist als eigene Baugruppe berücksichtigt.

Die Abbildung 4.10 zeigt die Aufteilung der GHG-Emissionen innerhalb des TES sowie den Anteil des TES an den Emissionen der R&H-Phase.

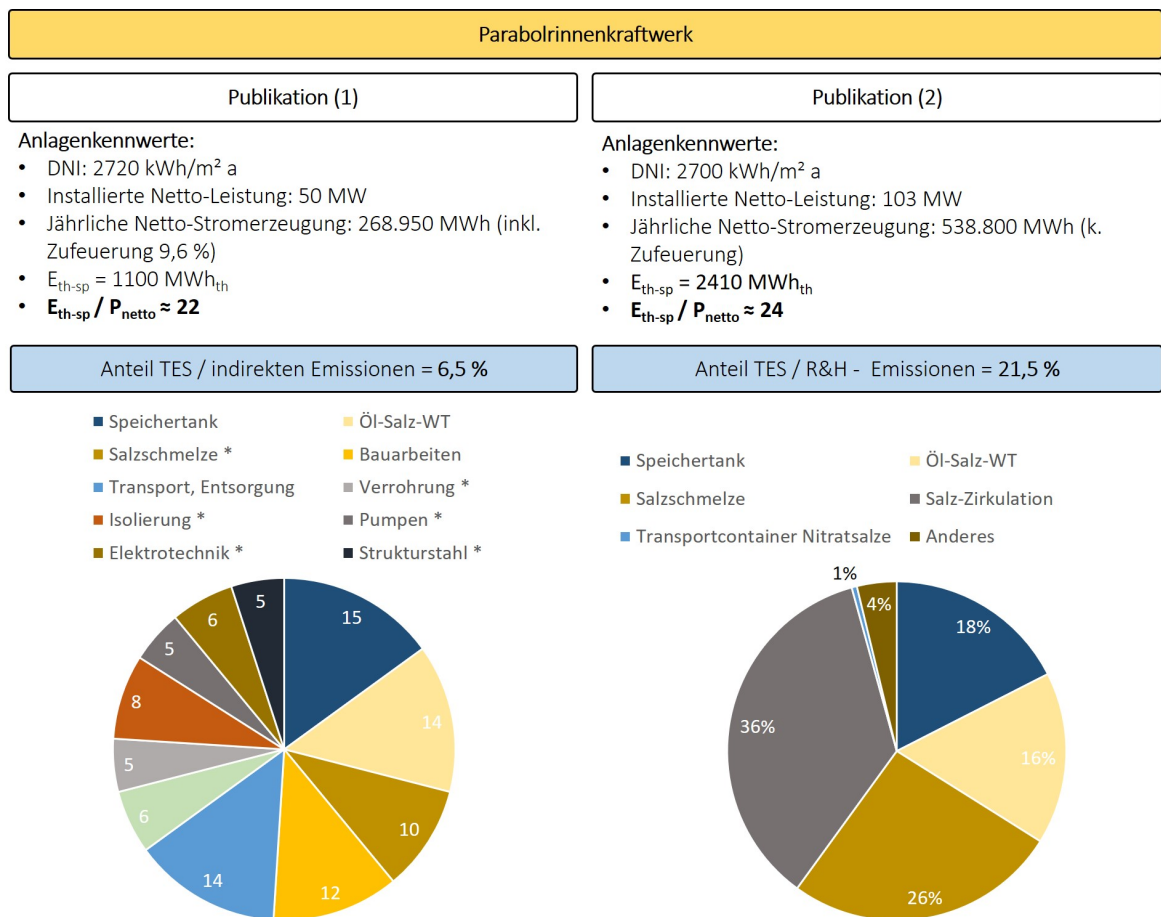


Abbildung 4.10: Zusammensetzung der GHG-Emissionen des Speichersystems beim Parabolrinnenkraftwerk. Zuordnung der Publikationen: (1) = [4]; (2) = [35]. * → keine direkten Zahlenwerte im Text. Anteil an den indirekten Emissionen wurde anhand der Abbildung 3-17 aus [4] abgeschätzt.

Zum einen wird klar, dass sich auch hier der Anteil des TES an der R&H-Phase, trotz vergleichsweise ähnlichem Verhältnis von Speicherkapazität zu Nettoleistung, zwischen den Publikationen (1) [4] (6,5 %) und (2) [35] (21,5 %) stark unterscheidet. Zum anderen unterscheidet sich auch die Aufteilung der Emissionen innerhalb des TES. So nimmt in der Publikation (1) [4] das Flüssigsalz lediglich einen Anteil von 10 % ein. Der Speichertank sowie die WT verursachen 15 % bzw. 14 % der Emissionen. Bei der Publikation (2) [35] dagegen verursacht das Flüssigsalz 26 % der Emissionen, die Zirkulation der Salzschnmelze 36 % und die Speichertanks 18 % der GHG-Emissionen.

Aus der Abbildung 4.10 geht hervor, dass in der Publikation [4] die indirekten Emissionen des TES verglichen werden (vgl. auch Kapitel 4.2.2). Diese beinhalten auch die Konstruktionsphase (Bauarbeiten mit 12 %) und die Entsorgungsphase (Transport, Entsorgung mit 14 %). Für einen besseren Vergleich des TES beider Arbeiten muss der Einfluss dieser beiden Lebensphasen auf die indirekten Emissionen eliminiert werden. Wird der Einfluss herausgerechnet, sinkt der Einfluss des TES, als vergleichbare R&H-Phase, auf die indirekten Emissionen, auf ca. 5 % und innerhalb des TES steigt der Einfluss der Salzschnmelze beispielsweise leicht auf ca. 14 % und der Einfluss der Speichertanks auf ca. 20 % an. Wie hoch der Anteil des TES an den Gesamt-GHG-Emissionen bzw. die R&H-Phase des gesamten Kraftwerks aus [4] an den Gesamt-GHG-Emissionen ist, kann nicht ermittelt werden, weil für die O&M-Phase keine Emissionen eines Solar-Only Betriebs angegeben sind. Die Ergebnisse beider Arbeiten lassen sich am Ende also nicht optimal ins Verhältnis setzen.

Schlussfolgerung

Die beiden Anlagen unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Speicherkapazität und der installierten Nettoleistung, nicht jedoch im Verhältnis von TES zu Nettoleistung, deshalb war die Vermutung eher dahingehend, dass sich die Aufteilung der GHG-Emissionen innerhalb des TES ähnelt. Da hier jedoch sehr viele verschiedene Faktoren Einfluss auf die Aufteilung der Emissionen innerhalb des TES haben können (beispielsweise die Zusammensetzung der Unterbraugruppen des TES, verwendete Sachbilanzdaten, etc.) und auch auf den Einfluss des TES selbst, werden hier aufgrund fehlender Daten aus den Publikationen keine Erklärungsversuche bezüglich der Unterschiede unternommen. Auch fehlt weitere Literatur, die die angestellten Vermutungen bestätigen würde.

Anmerkung: Die Publikationen [35] und [16] analysieren intern den Einfluss alternativer Speichersysteme auf GHG-Emissionen. Da jedoch Vergleichspublikationen diesbezüglich fehlen, wird in dieser Arbeit nicht näher darauf eingegangen.

4.2.3 Wärmeträgersystem bei Parabolrinnenkraftwerk

Abschließend wird als letzte einflussreiche Baugruppe das Wärmeträgersystem von Parabolrinnenkraftwerken mit Wärmeträgeröl betrachtet. Dazu konnten die zwei Publikationen [4] und [35] verwendet werden.

Die erste Publikation [4] gibt den Einfluss des Wärmeträgersystems an den indirekten Emissionen mit 25 % an. Innerhalb des Wärmeträgersystems werden 92 % der Emissionen durch das HTF verursacht. Die restlichen 8 % enthalten den Einfluss der Entsorgung und des Transports, sowie die Wärmeübertrager (siehe dazu Abbildung 4.11).

Die zweite Publikation [35] gibt den Einfluss des Wärmeträgersystems an der R&H-Phase mit 20 % an. Innerhalb des Wärmeträgersystems werden nur 65 % durch das synthetische Öl, 19 % durch das Rohrleitungssystem und 8 % durch die HTF-Zirkulation verursacht (siehe Abbildung 4.11).

Da lediglich zwei Publikationen betrachtet werden konnten, deren Einfluss an den indirekten Emissionen [4] bzw. der R&H-Phase [35] zwar ähnlich, die Aufteilung der Emissionen innerhalb des Wärmeträgersystems aber sehr unterschiedlich sind, lässt sich basierend auf diesen Informationen lediglich sagen, dass in beiden Fällen das HTF für die größten GHG-Emissionen sorgt.

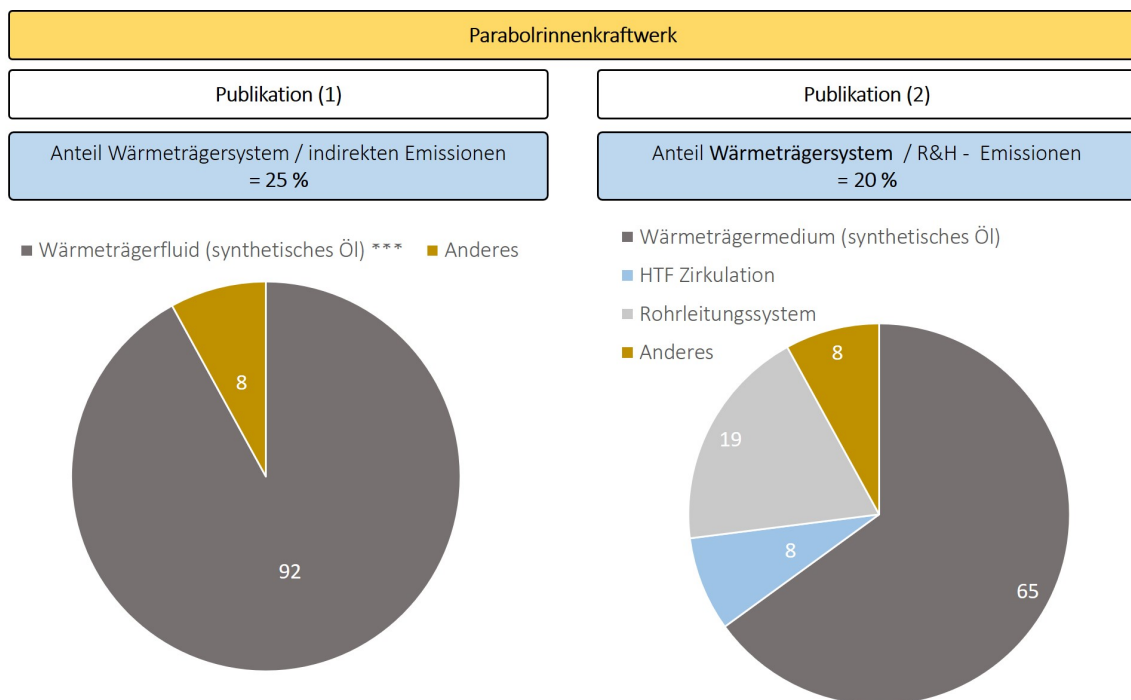


Abbildung 4.11: Zusammensetzung der GHG-Emissionen des Wärmeträgersystems. Zuordnung der Publikationen: (1) = [4]; (2) = [35]

Eine Einschätzung zum GHG-Potential verschiedener Wärmeträgerfluide lässt sich der Publikation [43] entnehmen, deren Ergebnisse im folgenden zusammengefasst werden. Die Studie

betrachtet die Materialien bezüglich ihrer GHG-Emissionen mit der Systemgrenze *cradle-to-gate* (siehe Kapitel 2.2.1) und damit unabhängig von der Nutzung in einer CSP-Anlage. Es ist der Einfluss folgender HTF angegeben:

- synthetisches Öl: Therminol®
- Alternativ: Flüssigsalze, beispielsweise auch für die Anwendung in einem direktem Speichersystem für Parabolrinnenkraftwerke:
 - Binary Flüssigsalz (40 wt% KNO₃ 60 wt% NaNO₃)
 - Hitec® Solar Salt (40 wt% NaNO₂, 7 wt% NaNO₃, 53 wt% KNO₃)

Anmerkung:

1. In der gesamten Arbeit wurden in allen betrachteten LCAs zu Parabolrinnenkraftwerken Thermoöle als HTF verwendet.
2. Neben dem GWP verschiedener HTF analysiert die Publikation [43] weitere Wirkungskategorien, die bei Interesse für die einzelnen HTF im Anhang 4-B nachgeschlagen werden können.

Für das Thermoöl Therminol® ergibt sich bei der *cradle-to-gate* Analyse ein GWP von 10,35 kg CO_{2eq}/kg Material. Für ca. 90 % der Emissionen ist das enthaltene Diphenylether verantwortlich [43].

Tabelle 4.6: Ergebnisübersicht der verschiedenen HTF aus [43]

Material	Zusammensetzung	kg CO _{2eq} /kg Material	kg CO _{2eq} /kJ	Anmerkungen
Therminol®	Mixtur aus Biphenyl und Diphenyloxid	10,35	4,4	90 % der Emissionen durch das Diphenylether
Binary Flüssigsalz	<ul style="list-style-type: none"> • 40 wt% KNO₃ • 60 wt% NaNO₃ 	4,01	2,7	<ul style="list-style-type: none"> • durch Natriumnitrat: 73,4 % der Emissionen • durch Kaliumnitrat 26,6 % der Emissionen
Hitec® Solar Salt	<ul style="list-style-type: none"> • 53 wt% KNO₃ • 7 wt% NaNO₃ • 40 wt% NaNO₂ 	2,91	1,9	<ul style="list-style-type: none"> • durch Natriumnitrat: 48,5 % der Emissionen • durch die Umstellung der Zusammensetzung, d.h. die Reduktion der schädlichsten Komponente NaNO₃ von 60 wt% auf 7 wt% und das Aufstocken der weniger schändlichen Komponente KNO₃ von 40 wt% auf 53 wt% konnte die gesamte ökologische Performance des Flüssigsalzes verbessert werden • Weitere Komponente: NaNO₂ mit 40 wt% zur Verbesserung der physikalisch-chemischen Eigenschaften

* Heat Capacity der Materialien aus Tabelle 1 der Publikation bei 300 °C. Therminol: 2,36 kJ/kg, Binary Flüssigsalz: 1,495 kJ/kg, Hitec Solar Salt: 1,56 kJ/kg

Danach folgt das Binary Flüssigsalz mit einem GWP von 4,01 kg CO_{2eq}/kg Material gefolgt vom Hitec[®] Solar Salt mit einem GWP von 2,91 kg CO_{2eq}/kg Material. Damit ist der Einfluss des Thermoöls zwei bzw. drei mal so hoch, wie der der Flüssigsalze [43]. Bezieht man die GHG-Emissionen auf die Wärmekapazität der Medien, verbessert sich die Stellung des Thermoöls. In Tabelle 4.6 sind noch einmal alle Erkenntnisse zusammengefasst.

Die Abbildung 4.12 zeigt für die Wirkungskategorie Klimawandel sowie für weitere analysierte Wirkungskategorien den Vergleich der drei HTF. Das Thermoöl hat in allen Wirkungskategorien den höchsten Einfluss bezogen auf 1 kg des Materials. Die Aufteilung, welche Einzelkomponenten welchen Einfluss auf das GWP haben, ist im Anhang 4-B abgebildet.

Die obigen Zahlen beziehen sich nur auf das Wärmeträgermedium an sich. Um dessen Einfluss auf Technologievarianten wie Ölrinnensysteme mit indirektem Salzspeicher bzw. Turmsysteme mit direktem Salzspeicher zu bewerten, sind Systemanalysen erforderlich, die in der zitierten Quelle nicht durchgeführt werden.

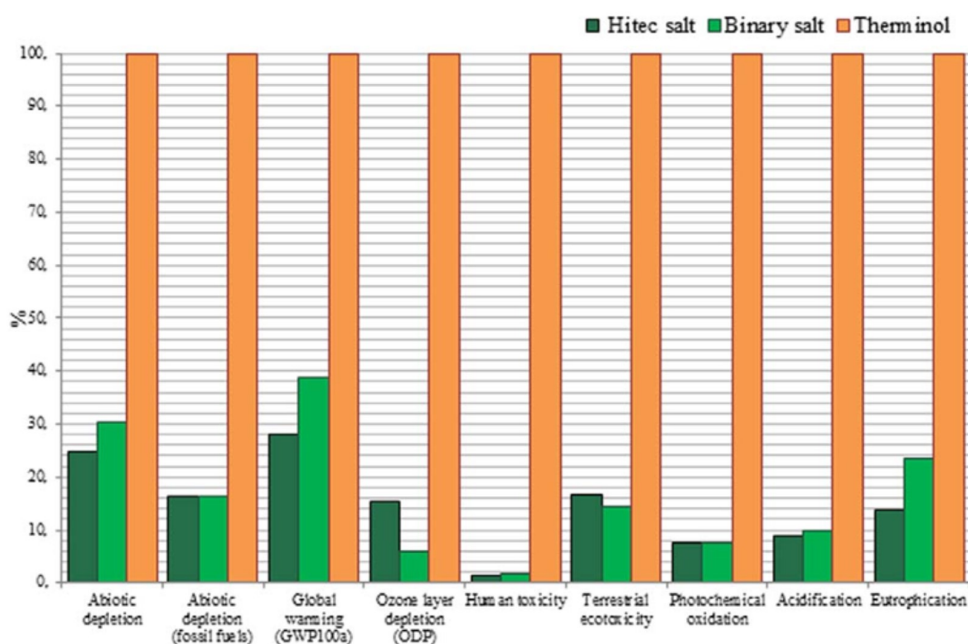


Abbildung 4.12: Vergleich von 1 kg Binary Flüssigsalz, 1 kg Hitec[®] Solar Salt und 1 kg Therminol[®]. Methode: CML-IA baseline V3.01/EU25/Characterization [43]

4.3 Recycling - End of Life

Im Anhang 3-C zeigt sich, dass in CSP-Kraftwerken sehr viel Stahl und Beton verbaut ist. Stahl lässt sich ohne Qualitätseinbußen zu nahezu 100 % recyceln und in Deutschland werden (Stand 2015) bereits 45 % des erzeugten Stahls durch Recycling gewonnen [44, S.102]. Bei Beton lassen sich die Betonabfälle unter anderem wieder als Gesteinskörnung im Konstruktionsbeton verwenden [44, S.119] und dadurch recyceln. Trotz geringer Praxisanwendung besteht ein großes Potential für die Herstellung von Konstruktionsbeton auf Basis von RC-Gesteinskörnung aus

Betonabfällen [44, S.128]. Für beide Materialien existieren also hohe Recycling-Potentiale, die sich so aber nicht offensichtlich in den Ergebnissen der betrachteten LCAs zeigen, d.h. die Annahme, dass durch die letzte Lebensphase der Einfluss in den verschiedenen Wirkungskategorien stark reduziert werden kann, bestätigt sich nicht. Deshalb wird nachfolgend genauer auf die verschiedenen Modellierungsmethoden der Entsorgungsphase und die Ergebnisse der betrachteten Publikationen in der Wirkungskategorie Klimawandel eingegangen.

4.3.1 Methoden des End-of-Life Modelling

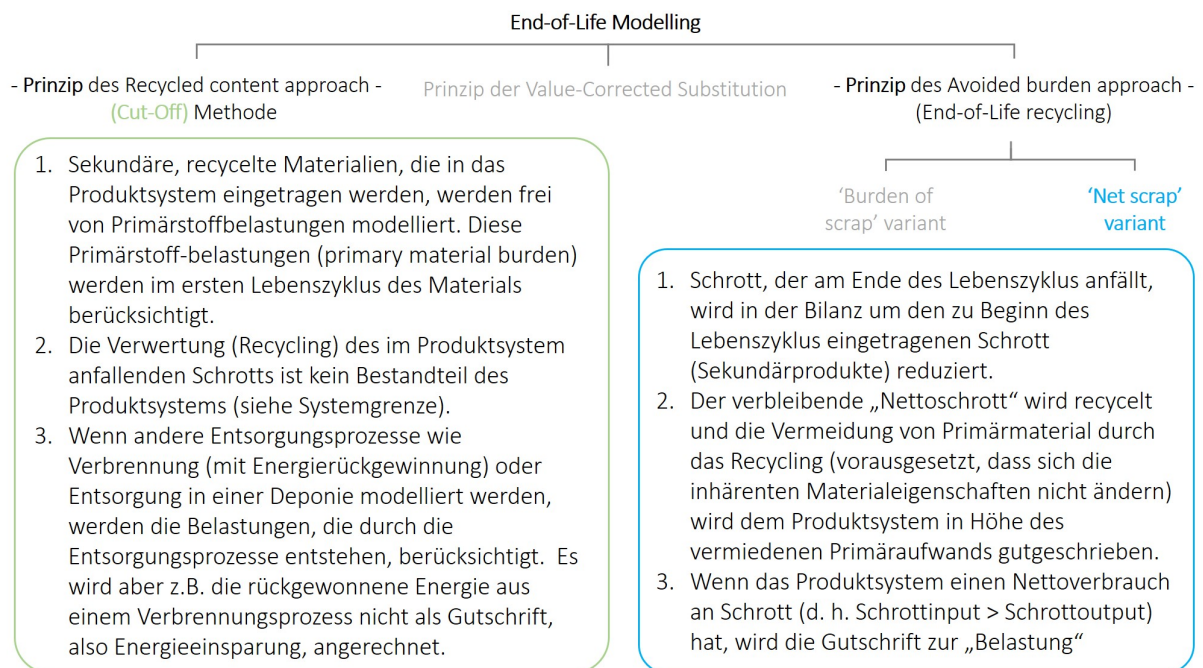


Abbildung 4.13: Verschiedene Methoden des End-of-Life Modelling [45]

In der bearbeiteten LCA-Literatur werden zwei verschiedene Methoden des *End-of-Life Modelling* angewendet:

1. der *Recycled Content Approach*, auch *Cut-Off-Methode* genannt
2. und der *Avoided Burden Approach - net scrap* auch *End-of-Life Recycling Approach* genannt

(siehe Abbildung 4.13). Weitere Modellierungsmöglichkeiten sind der *Avoided Burden Approach - Burden of Scrap* sowie die *Value-corrected Substitution* [45]. Auf die beiden letzten wird nicht genauer eingegangen.

Recycled Content Approach - Cut-Off Methode

Der *Recycled content approach* berücksichtigt in der Herstellungsphase zwei verschiedene Herkunftsarten von Materialien. Zum einen Primärmaterial, also Material das erstmalig verwendet wird. Hier werden dem Material die Umweltwirkungen angerechnet, die bei dessen Gewinnung, Aufbereitung und Weiterverarbeitung anfallen. Wird in der R&H-Phase Material verwendet, das sich in seiner zweiten Verwendung befindet, also recyceltes Material, werden diesem nur die Umweltauswirkungen für das Sammeln, Aufbereiten und Veredeln des Abfalls (Schrotts, scrap) angerechnet⁴ [35] [47] [46] [48]. Der Schrott wird dem System also ohne Aufwand bereitgestellt und im Gegenzug werden dem System auch keine Gutschriften in der Entsorgungsphase durch die Bereitstellung von recyceltem Material gewährt. Es wird außerdem davon ausgegangen, dass recyceltes Material in beliebiger Menge am Markt umsonst bezogen werden kann. Dafür muss recyceltes Material ohne eigene Vorteile an den Markt abgegeben werden. Die Abbildung 4.14 verdeutlicht dies durch die definierten Systemgrenzen der *Cut-Off*-Methode.

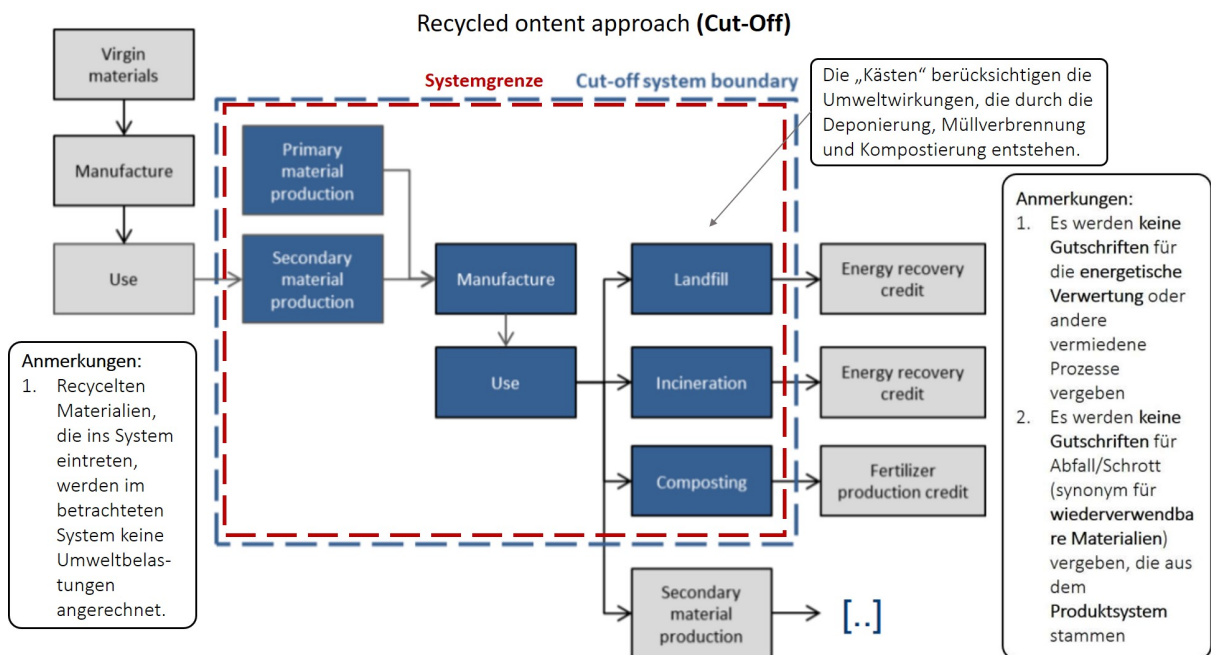


Abbildung 4.14: Systemgrenzen der Cut-Off Methode im End-of-Life Modelling [45]

Es wird deutlich, dass sich Recyclingfähigkeit nach dieser Methode lohnt, wenn:

1. ein hoher Grad an recyceltem Material in der R&H-Phase eingesetzt werden kann (nur der Recyclingaufwand und nicht der Primärherstellungsaufwand fällt an)

⁴Anmerkung - Beispiel: Bei der Modellierung der Umweltwirkungen von Recyclingpapier, trägt dieses lediglich die Auswirkungen, die durch die Altpapiersammlung und den Recyclingprozess von Alt- in Recyclingpapier entstehen. Belastungen, die während der Herstellung des Primärprodukts anfallen, wie Forstarbeiten und Verarbeitung, zählen nicht dazu [46].

2. ein geringer Aufwand für die Deponierung anfällt, also ein hoher Anteil des Materials in der Entsorgungsphase als recyclingfähiges Material ohne weiteren Aufwand an die Umwelt abgegeben werden kann.

In CSP-Anlagen sollten beide Ansätze durch einen hohen Grad von recyclingfähigem Material in der Anlage darstellbar sein und so zu einer günstigen Einschätzung führen.

Der Einfluss verschiedener modellierter Recyclingraten in der Entsorgungsphase wird am Beispiel von Stahl erklärt. Im Beispiel wird für den ersten Fall für den verbauten Stahl eine Recyclingrate von 0 % angenommen. Dadurch würden in der letzten Lebensphase der LCA alle Umweltbelastungen berücksichtigt werden, die durch die Entsorgung des Stahls auf einer Deponie anfallen. Wird jedoch eine Recyclingrate von beispielsweise 90 % modelliert, werden nur noch 10 % der Umweltbelastungen, die durch die Entsorgung auf der Deponie anfallen, in der LCA aufgeführt. Das bedeutet, dass durch verschiedene Recyclingraten die Auswirkungen vermieden werden, die ansonsten durch die Deponierung oder Verbrennung der Materialien entstanden wären [35].

Avoided burden approach - net scrap

Die zweite Modellierungsmethode ist der *Avoided burden approach* mit der Systemgrenze *net scrap* (siehe Abbildung 4.15). Das grundlegende Konzept dieser Methode basiert auf der Überlegung, dass alle recycelten Materialien nicht durch Primärmaterialien ersetzt werden müssen bzw. den Bedarf an Primärmaterial reduzieren.

Bei der einfacheren Modellierung, ohne die Verwendung von recycelten Materialien in der R&H-Phase, wird davon ausgegangen, dass es sich bei allem benötigten Material der R&H-Phase um Primärmaterial handelt, dessen Erzeugung mit einem Aufwand und spezifischen Emissionen verbunden ist. Falls es in der Entsorgungsphase anschließend zu Recycling kommt, erfolgt eine Gutschrift in Höhe der durch die recycelten Materialien vermiedenen Primärherstellung (Gutschrift in Höhe der vermiedenen Emissionen der Primärherstellung) [47] [45]. Würde eine CSP-Anlage mit 100 % neu hergestelltem Flüssigsalz beispielsweise 90 % des Flüssigsalzes recyceln, würden dem Produktsystem in der R&H-Phase die gesamten Emissionen der Primärherstellung von 100 % Flüssigsalz angerechnet werden und in der Entsorgungsphase anschließend 90 % der Primärherstellungsemissionen gutgeschrieben werden.

Die komplexere Modellierungsmethode berücksichtigt in der R&H-Phase nun auch recyceltes Material. Für dieses gilt, dass ihm in der Entsorgungsphase keine Gutschriften angerechnet werden dürfen [17]. Diese Situation ist links in der Abbildung 4.15 dargestellt. In der R&H-Phase werden dem Produktsystem (hier als Beispielmateriale Flüssigsalz) 50 g Flüssigsalz aus Primärmaterial und 50 g aus recyceltem Material (mit den Emissionen des Recyclingprozesse: *Secondary material production*) bereitgestellt.

In der Entsorgungsphase dürfen dann nur maximal 50 g Flüssigsalz aus dem Primärmaterial der Ressourcenverwertung zugeführt und mit Gutschriften bewertet werden. Das bereits recycelte

Flüssigsalz wird von der Gesamtmenge an Flüssigsalz (100 g) abgezogen und in diesem Fall direkt dem Zyklus rückgeführt, da in der R&H-Phase 50 g recyceltes Material benötigt werden. Die Entsorgung des Primärmaterials teilt sich anschließend in vier Prozesse auf. Durch die Deponierung von 16 g des Materials erhält das System keine Gutschrift (siehe dazu [45, Folie 16]). Die Müllverbrennung von 4 g des Materials und die Kompostierung von 5 g des Materials führen zu *Energy recovery* und *Fertilizer production* Gutschriften. Im vierten Prozess wird das Material, ohne dass die Materialeigenschaften verändert werden (d.h. Funktion und Qualität bleiben konstant, kein Downcycling), weiterverarbeitet, also recycelt, und aus dem Produktsystem auf den Markt gegeben. Dafür erhält das Produktsystem eine Gutschrift im Sinn eines *Avoided burden* von 25 g (GaBi-Beispielmodell für einen solchen Prozess in [45, Folie 16]). Die gesamte Recyclingrate bezieht sich wiederum auf alles recycelte Material im Produktsystem. Für das obere Beispiel ergibt sich so eine Recyclingrate von 75 % aus den 50 g des recycelten Materials der R&H-Phase sowie den 25 g des Primärmaterials.

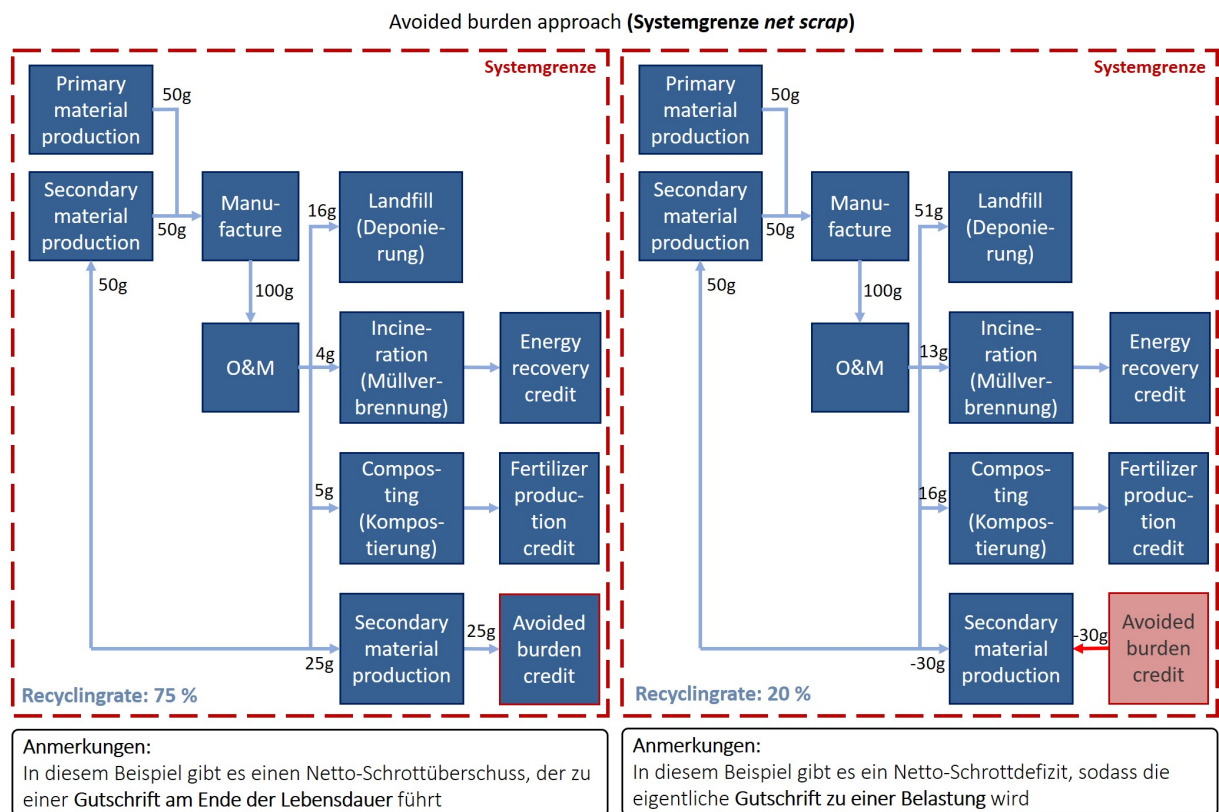


Abbildung 4.15: Systemgrenzen des Avoided burden approach im End-of-Life Modelling [45]

Anmerkung: Unter Ressourcenverwertung versteht man im Sinne der Richtlinie *Waste Framework Directive* (2008/98/EC)[49, S. L 312/10] sowohl Recycling als auch beispielsweise energetische Verwertungen. Für die Entsorgungsmöglichkeit **Landfill**, also Deponierung, in der Abbildung 4.15 erhält das Produktsystem keine Gutschriften, da diese Entsorgungsart nicht zur Ressourcenverwertung zählt.

Auf der rechten Seite der Abbildung 4.15 ist außerdem eine Situation gezeigt, in der die Verwendung von Primär- und recyceltem Material in der R&H-Phase zu einer negativen Gutschrift, also einem *burden*, führt. Das ist immer dann der Fall, wenn in der Entsorgungsphase weniger Primärmaterial recycelt wird, als in der R&H-Phase des Produktsystems als Sekundärmaterial benötigt wird. Im rechten Beispiel der Abbildung 4.15 werden 51 g des Flüssigsalzes deponiert, 13 g der Müllverbrennung und 16 g der Kompostierung zugeführt. Die restlichen 20 g werden recycelt. In der R&H-Phase des Produktsystems werden aber 50 g recyceltes Material verwendet. Es wird also mehr recyceltes Material in das System hineingesteckt, als am Ende bereitgestellt wird und die Emissionen durch das fehlende recycelte Material der R&H-Phase (hier 30 g) werden dem Produktsystem als Belastung in Höhe der Primärherstellungsemissionen angerechnet [45].

Durch diese Regelung soll garantiert werden, dass in Produktsystemen nur recyceltes Material verwendet wird, dass in dieser Höhe auch im Produktsystem generiert werden kann und kein recyceltes Material benutzt wird, dass so auf dem Markt nicht existieren würde [48].

Schwachstellen der End-of-Life Modellierung

Schwachstellen der End-of-Life Modellierung für beide Methoden sind die ausgewählten Recyclingraten. Vor allem, wenn sie auf Prognosen basieren, wie sich die Recyclingtechnik und damit die möglichen Recycling-Raten für bestimmte Materialien in Zukunft entwickeln [48]. Wenn, wie am Beispiel des zu recycelnden Stahls der *Cut-Off*-Methode, dessen prognostizierte Recyclingrate von 90 % (vgl. oben) beschönigt ist, reduziert sich das Ergebnis der LCA und wird positiv verzerrt.

4.3.2 End-of-Life Modelling der untersuchten Publikationen

Die Tabelle 4.7 zeigt für die ausgewerteten Publikationen wichtige Parameter der Entsorgungsphase und macht deutlich, dass diese für einzelne Publikationen sehr unterschiedlich sind. Publikationen wie [32] und [31] nehmen für ihre Parabolrinnenkraftwerke eine Recyclingrate von 40 % und eine Verwertungsrate von 30 % an. Die Modellierungsparameter dieser Entsorgungsphasen basieren auf dem Spanischen *National Plan for Management of Construction and Demolition Waste*.

Anmerkung: In den Publikationen [32] und [31] werden die Begriffe Recycling und Recovery (Verwertung) benutzt. Diese bezeichnen im Sinne der Richtlinie *Waste Framework Directive* (2008/98/EC):

1. „*Recycling* → jedes Verwertungsverfahren, durch das Abfallmaterialien zu Erzeugnissen, Materialien oder Stoffen entweder für den ursprünglichen Zweck oder für andere Zwecke aufbereitet werden. Es schließt die Aufbereitung organischer Materialien ein, aber nicht

die energetische Verwertung und die Aufbereitung zu Materialien, die für die Verwendung als Brennstoff oder zur Verfüllung bestimmt sind“ [49, S. L 312/10].

2. „*Verwertung* → jedes Verfahren, als dessen Hauptergebnis Abfälle innerhalb der Anlage oder in der weiteren Wirtschaft einem sinnvollen Zweck zugeführt werden, indem sie andere Materialien ersetzen, die ansonsten zur Erfüllung einer bestimmte Funktion verwendet worden wären, oder die Abfälle so vorbereitet werden, dass sie diese Funktion erfüllen“ [49, S. L 312/10].

Das bedeutet zum einen, dass Recycling eine Unterkategorie der Verwertung ist (siehe dazu auch [49], Anhang II). Zum anderen, dass der Hauptunterschied zwischen Recycling und Verwertung das entstehende Endprodukt ist, bei dem es sich entweder um ein *Produkt, Material* handelt, das wieder seinen ursprünglichen Zweck (o.a.) erfüllen kann (Stahl aus Heliostatkonstruktion wird wieder für eine Heliostatstruktur verwendet) oder um einen Abfall, der *einem nützlichen Zweck* dient [49] [50]. Im Anhang II der [49] fällt unter *nützlichen Zweck* z.B.:

1. Hauptverwendung als Brennstoff oder als anderes Mittel der Energieerzeugung (R1)
2. Erneute Ölraffination oder andere Wiederverwendungen von Öl (R9)

In den Publikationen [32] und [31] werden die drei Entsorgungsmöglichkeiten Recycling, Deponierung und Verwertung (engl.: Materials Recovery) unterschieden. Es wird nicht genauer angegeben, welche Materialien in welcher Höhe in welche Entsorgungskategorie fallen. In den Publikationen [12] und [41] werden für die Entsorgungsphase andere Annahmen getroffen. Es sind für einzelne Komponenten deren Recyclingrate angegeben. Der Bewehrungsstahl wird zu 90 % recycelt, Beton zu 95 %. Wieso diese Mengen ausgewählt werden, ist nicht angegeben. Eine sehr genaue Aufspaltung zur Entsorgung der einzelnen Materialien ist in den Publikationen [35], [16] und [30] angegeben, basierend auf den *2008 U.S. national average values*. Hier liegt die Recyclingrate für Stahl beispielsweise bei nur 35 %.

Aus der Tabelle 4.7 geht hervor, dass zum einen für die End-of-Life Modellierung unterschiedliche Parameter, basierend auf beispielsweise ortsabhängigen Regierungspublikationen, genutzt werden. Zum anderen, dass sich die einzelnen Parameter auch für gleiche Materialien stark unterscheiden (vgl. beispielsweise Stahl). Um einzuschätzen, welchen Einfluss die Bandbreite an Parametern auf das letztliche LCA-Ergebnis hat, wurden die Anteile der End-of-Life Phase an den Gesamt-GHG-Emissionen ermittelt (siehe Tabelle 4.8).

Tabelle 4.7: Recyclingraten sortiert nach den verwendeten Datenquellen. Zuordnung der Publikationen: (1) = [32], (2) = [12], (3) = [35], (4) = [30], (5) = [16], (6) = [31], (7) = [33], (8) = [41], (9) = [36], (10) = [17]

Quelle der Recyclingannahmen	Keine Angaben, wieso diese Recyclingraten modelliert wurden	Basierend auf dem Spanish National Plan for Management of Construction and Demolition Waste **	Basierend auf den 2008 U.S. national average values , wie sie von der U.S. EPA geschätzt wurden	Basierend auf der Quelle [36] der Publikation (10)*	Recyclingraten entsprechen den Ist-Werten des Recyclings in Spanien, 2004. [6] der Publikation	Publikationen																																																																																																										
Angaben zur Entsorgungsphase in den Publikationen	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Recyclingrate</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Bewehrungsstahl</td> <td>90%</td> </tr> <tr> <td>Beton</td> <td>95%</td> </tr> <tr> <td>Glas</td> <td>100%</td> </tr> <tr> <td>Chromstahl</td> <td>90%</td> </tr> <tr> <td>Flüssigsalz / Salzschmelze</td> <td>100%</td> </tr> <tr> <td>HTF (synthetisches Öl)</td> <td>100%</td> </tr> </tbody> </table>		Recyclingrate	Bewehrungsstahl	90%	Beton	95%	Glas	100%	Chromstahl	90%	Flüssigsalz / Salzschmelze	100%	HTF (synthetisches Öl)	100%	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Entsorgungsarten</th> <th>Recyclingrate</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Recycling</td> <td>40%</td> </tr> <tr> <td>Deponie (Landfill)</td> <td>30%</td> </tr> <tr> <td>Verwertung (Materials Recovery)</td> <td>30%</td> </tr> </tbody> </table>	Entsorgungsarten	Recyclingrate	Recycling	40%	Deponie (Landfill)	30%	Verwertung (Materials Recovery)	30%	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Recycling</th> <th>Recyclingrate</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Papier</td> <td>55,5%</td> </tr> <tr> <td>Papier-Verpackungen</td> <td>55,5%</td> </tr> <tr> <td>Pappe, Karton</td> <td>55,5%</td> </tr> <tr> <td>Karton-Verpackungen</td> <td>55,5%</td> </tr> <tr> <td>Glas</td> <td>23,2%</td> </tr> <tr> <td>Ferromagnetische Metalle</td> <td>33,7%</td> </tr> <tr> <td>Stahl</td> <td>35,7%</td> </tr> <tr> <td>Aluminium</td> <td>21,1%</td> </tr> <tr> <td>Alle nicht ferromagnetischen Materialien</td> <td>68,8%</td> </tr> <tr> <td>Kunststoff</td> <td>6,9%</td> </tr> <tr> <td>Polyethylen</td> <td>16,3%</td> </tr> <tr> <td>Polyethylenterephthalat</td> <td>19,5%</td> </tr> <tr> <td>Polypropylen</td> <td>1,7%</td> </tr> <tr> <td>Polystyrol</td> <td>0,8%</td> </tr> <tr> <td>Polyvinylchlorid</td> <td>0%</td> </tr> <tr> <td>Gummi</td> <td>14,3%</td> </tr> <tr> <td>Textile</td> <td>15,3%</td> </tr> <tr> <td>Holz</td> <td>9,6%</td> </tr> <tr> <td>organische Abfälle</td> <td>32,3%</td> </tr> <tr> <td>DPO</td> <td>100%</td> </tr> <tr> <td>Biphenyl</td> <td>100%</td> </tr> <tr> <td>Natriumnitrat</td> <td>100%</td> </tr> <tr> <td>Kaliumnitrat</td> <td>100%</td> </tr> <tr> <td>Siliciumdioxid</td> <td>100%</td> </tr> <tr> <td>restlicher Abfall</td> <td></td> </tr> <tr> <td>Verbrennung</td> <td>18,9%</td> </tr> <tr> <td>Deponie</td> <td>81,1%</td> </tr> </tbody> </table>	Recycling	Recyclingrate	Papier	55,5%	Papier-Verpackungen	55,5%	Pappe, Karton	55,5%	Karton-Verpackungen	55,5%	Glas	23,2%	Ferromagnetische Metalle	33,7%	Stahl	35,7%	Aluminium	21,1%	Alle nicht ferromagnetischen Materialien	68,8%	Kunststoff	6,9%	Polyethylen	16,3%	Polyethylenterephthalat	19,5%	Polypropylen	1,7%	Polystyrol	0,8%	Polyvinylchlorid	0%	Gummi	14,3%	Textile	15,3%	Holz	9,6%	organische Abfälle	32,3%	DPO	100%	Biphenyl	100%	Natriumnitrat	100%	Kaliumnitrat	100%	Siliciumdioxid	100%	restlicher Abfall		Verbrennung	18,9%	Deponie	81,1%	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Sammeln für die Recyclingrate</th> <th>endgültige Beseitigung</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Stahlkomponenten</td> <td>80%</td> </tr> <tr> <td>Kupfer</td> <td>90%</td> </tr> <tr> <td>Aluminium</td> <td>90%</td> </tr> <tr> <td>Flüssigsalz</td> <td>100%</td> </tr> <tr> <td>Beton, Glas, Dämmmaterial</td> <td>100%</td> </tr> <tr> <td>Gefährliche Abfälle</td> <td>100%</td> </tr> <tr> <td>Kunststoff</td> <td>100%</td> </tr> </tbody> </table> <p>Zu Flüssigsalz: Wiederverwendung als Dünger Kursiv: nur in (10)</p>	Sammeln für die Recyclingrate	endgültige Beseitigung	Stahlkomponenten	80%	Kupfer	90%	Aluminium	90%	Flüssigsalz	100%	Beton, Glas, Dämmmaterial	100%	Gefährliche Abfälle	100%	Kunststoff	100%	<table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th>Recyclingrate</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Stahl</td> <td>40%</td> </tr> <tr> <td>Aluminium</td> <td>40%</td> </tr> <tr> <td>Eisen</td> <td>40%</td> </tr> <tr> <td>PET</td> <td>4,57%</td> </tr> <tr> <td>PVC</td> <td>4,57%</td> </tr> </tbody> </table>		Recyclingrate	Stahl	40%	Aluminium	40%	Eisen	40%	PET	4,57%	PVC	4,57%	(9)
	Recyclingrate																																																																																																															
Bewehrungsstahl	90%																																																																																																															
Beton	95%																																																																																																															
Glas	100%																																																																																																															
Chromstahl	90%																																																																																																															
Flüssigsalz / Salzschmelze	100%																																																																																																															
HTF (synthetisches Öl)	100%																																																																																																															
Entsorgungsarten	Recyclingrate																																																																																																															
Recycling	40%																																																																																																															
Deponie (Landfill)	30%																																																																																																															
Verwertung (Materials Recovery)	30%																																																																																																															
Recycling	Recyclingrate																																																																																																															
Papier	55,5%																																																																																																															
Papier-Verpackungen	55,5%																																																																																																															
Pappe, Karton	55,5%																																																																																																															
Karton-Verpackungen	55,5%																																																																																																															
Glas	23,2%																																																																																																															
Ferromagnetische Metalle	33,7%																																																																																																															
Stahl	35,7%																																																																																																															
Aluminium	21,1%																																																																																																															
Alle nicht ferromagnetischen Materialien	68,8%																																																																																																															
Kunststoff	6,9%																																																																																																															
Polyethylen	16,3%																																																																																																															
Polyethylenterephthalat	19,5%																																																																																																															
Polypropylen	1,7%																																																																																																															
Polystyrol	0,8%																																																																																																															
Polyvinylchlorid	0%																																																																																																															
Gummi	14,3%																																																																																																															
Textile	15,3%																																																																																																															
Holz	9,6%																																																																																																															
organische Abfälle	32,3%																																																																																																															
DPO	100%																																																																																																															
Biphenyl	100%																																																																																																															
Natriumnitrat	100%																																																																																																															
Kaliumnitrat	100%																																																																																																															
Siliciumdioxid	100%																																																																																																															
restlicher Abfall																																																																																																																
Verbrennung	18,9%																																																																																																															
Deponie	81,1%																																																																																																															
Sammeln für die Recyclingrate	endgültige Beseitigung																																																																																																															
Stahlkomponenten	80%																																																																																																															
Kupfer	90%																																																																																																															
Aluminium	90%																																																																																																															
Flüssigsalz	100%																																																																																																															
Beton, Glas, Dämmmaterial	100%																																																																																																															
Gefährliche Abfälle	100%																																																																																																															
Kunststoff	100%																																																																																																															
	Recyclingrate																																																																																																															
Stahl	40%																																																																																																															
Aluminium	40%																																																																																																															
Eisen	40%																																																																																																															
PET	4,57%																																																																																																															
PVC	4,57%																																																																																																															
						(7) (10)																																																																																																										
						* Clauß, D.: Lecture International waste management, Universität Stuttgart, ISWA Stuttgart, Stuttgart, (2015/2016)																																																																																																										
						(3), (4), (5) (Bei (4), (5) fehlt: DPO, Biphenyl, Natriumnitrat, Kaliumnitrat, Siliciumdioxid)																																																																																																										
						**MMA 2009																																																																																																										
						(1), (6)																																																																																																										
						(2), (8) ((8) ohne Angaben zur Salzschmelze und HTF)																																																																																																										

Tabelle 4.8: GHG-Emissionen der Entsorgungsphase. Zuordnung der Publikationen: (1) = [32], (2)= [12] , (3) = [35], (4) = [30], (5) = [16], (6) = [31], (7) = [33], (8) = [41], (9) = [36], (10) = [17]

Publikation	Technologie	Parabolrinnenkraftwerk					Turmkraftwerk					verschiedene
		(1)*	(2)	(3)	(6)	(9)	(4)	(5)	(7)	(9)	(10)	
End-of-Life Modelling		keine Angaben zur angewandten Methode. Aus den negativen Ergebnissen in der letzten Lebensphase mancher Wirkungskategorien -> Ableiten des Avoided Burden Approach.	Keine Angaben zur angewandten Methode. Es wird auf die Publikation (8) verwiesen.	Cut off Methode	Keine Angaben zur angewandten Methode. Verweis auf die Quelle [22] der Publikation **. Außerdem keine Aufteilung der GHG-Emissionen auf die einzelnen Lebensphasen.	Keine Angaben zur angewandten Methode. Aus den Ergebnissen kann ein Avoided Burden Approach abgeleitet werden.	Keine Angaben zur angewandten Methode. Aus den Ergebnissen kann ein Avoided Burden Approach abgeleitet werden.	Cut off Methode	Net scrap Methode (open loop Prinzip)	Keine Angaben zur angewandten Methode. Aus den Ergebnissen kann ein Avoided Burden Approach abgeleitet werden.	Net scrap Methode (open loop Prinzip)	-
GHG-Emissionen der Entsorgungsphase		3,4 %	-	8,1 %	-	> 1 %	-7,3 %	10,8 %	-6,1 %	> 1 %	-26,7 %	-
GHG-Emissionen der R&H-Phase		79 %	-	46 %	-	32 %	21 %	38 %	49 %	24 %	148 %	-
GHG-Emissionen der R&H-Phase (g CO _{2eq} /kWh)		21,1	-	13	-	23,4	9,8	14	12	16,8	20	-
Gesamt-GHG-Emissionen (g CO _{2eq} /kWh)		26,6	-	28	-	73	45,9 (inkl. Zufeuerung)	37	24,3	69	13,5	-

* Abbau- und Entsorgungsphase zusammengefasst

** [22] Corona B, San Miguel G, Cerrajero E. Life cycle assessment of concentrated solar power (CSP) and the influence of hybridizing with natural gas. Int J Life Cycle Assess 2014;19(6):1264–75

Ergebnisse der Entsorgungsphase

Tabelle 4.8 zeigt, dass zwei verschiedene Modellierungsmethoden angewendet werden. In den Publikationen, die die *Cut-Off* verwenden, liegt der Anteil der Entsorgungsphase an den gesamten GHG-Emissionen zwischen 8,1 % und 10,8 % (gleiche Recyclingrate) [35] [16]. Für die Publikationen mit *Net Scrap*-Methode (explizit in der Arbeit angegeben) ergeben sich Gutschriften zwischen 6,1 % und 26,7 % der gesamten GHG-Emissionen (gleiche Recyclingrate, Turmkraftwerke) [33] [17].

In den übrigen Arbeiten ist nicht angegeben, welche Methode angewandt wird, jedoch kann aus den Ergebnissen wegen ausgestellter Gutschriften auf den *Avoided Burden Approach* rückgeschlossen werden. Der Anteil der Entsorgungsphase an den Gesamtemissionen liegt zwischen -7,3 % und 3,4 % für verschiedene Recyclingraten [32] [36] [30].

Einfluss auf die R&H-Phase

Neben der Entsorgungsphase kann der verwendete Recyclingansatz auch die R&H-Phase beeinflussen. Für Publikationen mit *Cut-Off*-Methode müssten sich in der R&H-Phase bei Verwendung von Primärmaterial wie in [35] [16] höhere Emissionen ergeben, weil der gesamte Herstellungsaufwand angerechnet wird. Bei Publikationen mit *Net-Scrap*-Methode und recyceltem Material in der R&H-Phase sollten die Emissionen in dieser Phase geringer sein.

Für das Parabolrinnenkraftwerk [35] verursacht die R&H-Phase 46 % der gesamten GHG-Emissionen. Beim Turmkraftwerk aus [16] werden 38 % durch die R&H-Phase verursacht.

Für die beiden Publikationen [33] und [17] ist explizit angegeben, dass die *Net Scrap*-Methode angewendet wird und die gutgeschriebenen GHG-Emissionen der Entsorgungsphase liegen bei 6,2 % und 26,7 % der Gesamtemissionen. Aus den Publikationen geht nicht hervor, welche Menge an Material im Recycling gutgeschrieben wird und auch nicht, wie hoch der Anteil an recyceltem Material in der R&H-Phase ist. Für die beiden Turmkraftwerke liegen die absoluten Emissionen der R&H-Phase zwischen 12 g CO_{2eq}/kWh und 20 g CO_{2eq}/kWh [33] [17]. Das Turmkraftwerk aus [16] mit *Cut-Off*-Methode hat in der R&H-Phase absolute Emissionen von 14 g CO_{2eq}/kWh und liegt damit zwischen den beiden anderen Kraftwerken. Aus dieser Information rückzuschließen, dass in den beiden anderen Kraftwerken in der R&H-Phase deshalb Primärmaterial verwendet wird, welches anschließend in der Entsorgungsphase vollständig mit den Recyclingraten von 80 % für Stahl, 90 % für Kupfer usw. gutgeschrieben wird und sich deshalb hohe negative Emissionen am Lebensende ergeben, ist aber auf Basis der Daten sehr spekulativ.

Für das Turmkraftwerk aus [30] liegen die absoluten GHG-Emissionen der End-of-Life Phase bei -3,35 g CO_{2eq}/kWh und die Recyclingraten beispielsweise für Stahl und Aluminium sind mit ca. 35 % bzw. ca. 20 % gering. Das Turmkraftwerk aus [33] hat absolute GHG-Emissionen der End-of-Life Phase von - 2,9 g CO_{2eq}/kWh, die nahe an dem Ergebnis aus [30] liegen, obwohl die Recyclingraten für Stahl und Aluminium mit 80 % bzw. 90 % in der Publikation [33] sehr viel

höher sind und beide eigentlich (in [30] keine explizite Angabe) mit der gleichen Methode (*Net Scrap*-Methode) modelliert werden.

Schlussfolgerung

Das obige Beispiel soll verdeutlichen, dass die Ergebnisse der End-of-Life Phase von vielen, sich überlagernden Variablen (Art der Modellierung, verwendete Recyclingraten, verwendete Materialien (Primär- oder recycelt) in R&H-Phase, Konfiguration der Anlage und Menge der einzelnen Materialien in der Anlage etc.) beeinflusst werden und es schwierig ist, auf Basis der vorhandenen Daten Rückschlüsse auf genaue GHG-Emissionen bzw. Anteile der Entsorgungsphase an den gesamten Emissionen zu ziehen.

Dennoch deuten die Ergebnisse in Tabelle 4.8 an, dass durch das *Net Scrap*-Verfahren die Emissionen im Vergleich zur *Cut-Off*-Methode tendenziell reduziert werden und damit auch die gesamten GHG-Emissionen der CSP-Anlage [35]. Dies betrifft konkret die Publikationen [33] und [17]. Hier werden sehr hohe Recyclingraten von 80 % für den Stahl und 90 % für Kupfer- und Aluminiumkomponenten angenommen, die Gutschriften der Entsorgungsphase bezogen auf die gesamten Emissionen liegen zwischen 6,1 % bzw. 26,7 % und die Gesamtemissionen der Anlagen liegen etwas unter den Emissionen der anderen Kraftwerke (siehe Tabelle 4.8). Die Gutschrift aus [17] von 26,7 % ist fast viermal so hoch für ein an sich ähnliches Turmkraftwerk und liegt weit außerhalb der anderen gezeigten Publikationsergebnisse. Eine mögliche Ursache dafür lässt sich aus den Daten der Publikation [17] nicht ableiten, weshalb das Ergebnis kritisch betrachtet werden sollte.

4.3.3 Abschätzung des Einflusses von Recycling auf GHG-Emissionen

Im Weiteren soll überschlägig untersucht werden, inwiefern sich die GHG-Emissionen in der R&H-Phase der Publikation mit den höchsten GHG-Emissionen in der Entsorgungsphase (Turmkraftwerk, 10,8 % [16]; Parabolrinnenkraftwerk, 8,1 % [35]; beide weiterhin mit *Cut-Off*-Methode) verändern würden, wenn für den Neubau der CSP-Anlage recycelte Materialien einer alten Anlage verwendet werden würden.

Aus den analysierten Publikationen geht hervor, dass gerade der Stahlverbrauch, speziell im Kollektor- bzw. Heliostatfeld, ein wichtiger Einflussfaktor auf die GHG-Emissionen ist. Deshalb wird nachfolgend Stahl als Recyclingmaterial (Recyclingrate aus [17]) des Kollektorfelds in der R&H-Phase betrachtet.

Neben Stahl ist auch Beton ein häufig verbautes Material in der CSP-Anlagen. Auf eine Veränderung der Emissionen durch die Verwendung von recyceltem Beton in der R&H-Phase wird aber nicht genauer eingegangen, da die GHG-Emissionen des Betons hauptsächlich aus der energieintensiven Herstellung des Zements stammen. Diese werden durch die Verwendung von

Recyclingbeton⁵ nicht reduziert, weil zu dessen Herstellung ein ähnlich energieintensives Verfahren benötigt wird [52] [51]. Um die CO₂-Emissionen der Zementherstellung und damit auch die GHG-Emissionen von Beton zu senken, werden in der Praxis bereits Maßnahmen (Abscheidung und Speicherung bzw. Nutzung von CO₂, Reduktion des Klinkerfaktors im Zement) umgesetzt, andere sind noch in der Erprobungsphase [53]. Da diese Vorgänge sehr komplex sind, soll für die nachfolgende Untersuchung auf das Einbeziehen von Beton verzichtet werden.

Auch musste aufgrund fehlender Literaturdaten auf die Analyse weiterer Materialien verzichtet werden.

Recycelter Stahl (scrap-steel), der nach der Aufbereitung wieder als Baustahl verwendet werden soll, entsteht durch das Einschmelzen des Stahlschrotts in einem Lichtbogenofen (Elektrolichtbogenofen, EAF). Die GHG-Emissionen dieses Prozesses hängen hier vor allem vom Strommix des Netzes ab, wenn der Strom zum Betreiben der Elektroden des Lichtbogenofens aus dem Netz bezogen wird. Bei der Herstellung von recyceltem Stahl werden pro erzeugter Tonne Stahl zwischen 0,6 t CO₂ und 0,9 t CO₂ (keine Angabe in CO₂-Äquivalenten) emittiert.

Im Gegensatz dazu wird *Primärstahl* vor allem im Linz-Donawitz-Verfahren (auch BOP) hergestellt. Dazu wird im ersten Schritt das Eisenerz im Hochofen zu Roheisen verarbeitet. Dieser Prozess verursacht ca. 70 % der Stahlherstellungs-Emissionen. Ein weiterer energie- und emissionsintensiver Prozess ist die nachgeschaltete Weiterverarbeitung zu Rohstahl, z.B. mit dem Linz-Donawitz-Verfahren. Die Herstellung von Primärstahl im gesamten emittiert zwischen 1,6 t CO₂/t_{Stahl} bis 2,2 t CO₂/t_{Stahl} [54] [55].

Sowohl der Emissionswert für recycelten Stahl als auch der für den Primärstahl bezieht sich auf die Systemgrenze (rote Umrandung) in Abbildung 4.16 (genauere Angaben in [54] S.44).

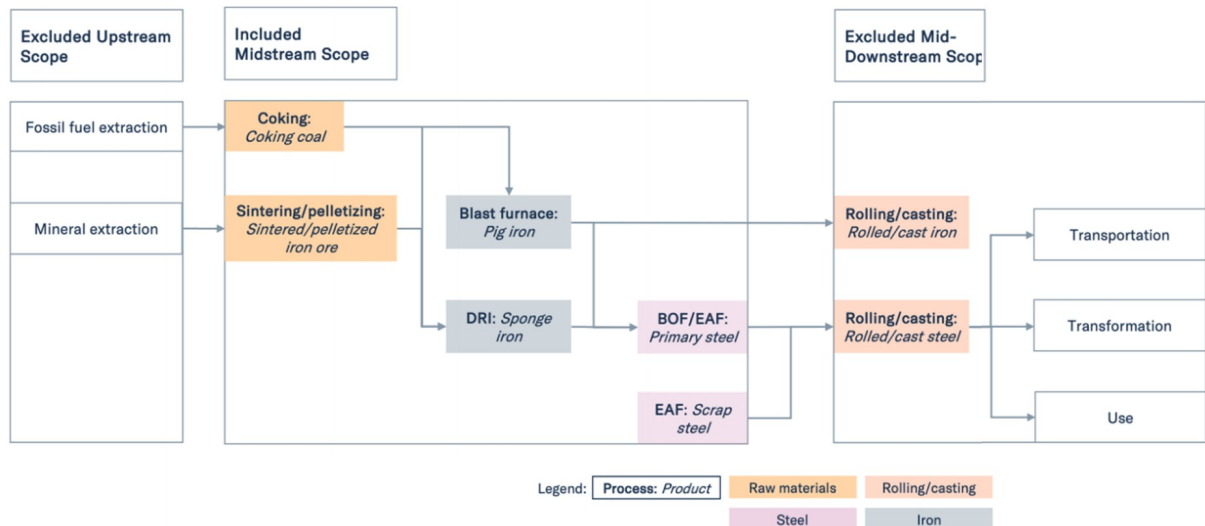


Abbildung 4.16: Systemgrenzen der CO₂-Emissionen für den recycelten und den Primärstahl [55]

⁵Anmerkung: Recyclingbeton auch RC-Beton ist, nach SN EN 206-1:2000, Beton, dessen Gehalt an Gesteinskörnung zu mindestens 25 Masseprozent aus Betongranulat und/oder Mischabbruchgranulat stammt [51].

Methodik

Für die Überschlagsrechnung wird zuerst der Anteil des Stahls im Kollektorfeld an den GHG-Emissionen der R&H-Phase ermittelt. Dazu werden die %-Anteile der Publikation [4] auf die absoluten GHG-Emissionen des Kollektorfelds an der R&H-Phase des Turmkraftwerks [16] (Carbon Steel) und des Parabolrinnenkraftwerks [35] (Carbon Steel und Stainless Steel) angewendet (siehe Anhang 4-A - obere Tabelle).

Im zweiten Schritt werden die GHG-Emissionen für eine *Cut-Off*-Modellierung mit 80 % recyceltem Stahl (Recyclingrate aus [17]) ermittelt. Für den Anteil des Primärstahls an den GHG-Emissionen des Kollektorfelds werden 20 % der GHG-Emissionen aus der *Cut-Off*-Modellierung ohne Recycling verwendet. Diese entsprechen beim Turmkraftwerk 0,97 g CO_{2eq}/kWh und beim Parabolrinnenkraftwerk 0,61 g CO_{2eq}/kWh. Für den recycelten Stahl werden 80 % der gesamten Stahlmenge (in t) (ohne Ersatzkomponenten o.ä. in O&M-Phase) ins Verhältnis zur Gesamterzeugung des Kraftwerks (in kWh) gesetzt und anschließend mit dem oberen Charakterisierungsfaktor (nur CO₂-Emissionen, ohne Transportwege, vgl. [54, S. 44]) für Scrap-Steel von 0,9 t CO_{2eq}/t multipliziert.

Ergebnis

Damit ergeben sich durch die Modellierung der R&H-Phase mit 80 % recyceltem Stahl GHG-Emissionen von 2,1 g CO_{2eq}/kWh für das Turmkraft bzw. 2,3 g CO_{2eq}/kWh für das Parabolrinnenkraftwerk, die durch den Stahl des Heliostat- bzw. das Kollektorfeld in der R&H-Phase emittiert werden (siehe Anhang 4-A).

Abbildung 4.17 zeigt das Ergebnis der Überschlagsrechnung (detaillierte Tabellenübersicht Anhang 4-A). Durch das Recycling können beim Turmkraftwerk ca. 43 % der GHG-Emissionen, die durch den Stahl des Heliostatfelds verursacht werden, eingespart werden, beim Parabolrinnenkraftwerk 45 %. Hier muss beachtet werden, dass beim Parabolrinnenkraftwerk der gleiche Charakterisierungsfaktor für das Recycling von Baustahl (Armierungsstahl, Carbon Steel) und Chromstahl (Stainless Steel) angenommen wurde. Auch berücksichtigt die *Cut-Off*-Modellierung mit Recycling keine Transportwege zur Recyclingstätte hin. Diese würden die Einsparungen der GHG-Emissionen durch Recycling noch reduzieren. Die erreichte Reduktion von ca. 2 g CO_{2eq}/kWh durch die Verwendung von recyceltem Stahl ist in Relation zu den gesamten GHG-Emissionen von 28 g CO_{2eq}/kWh (PRK) und 37 g CO_{2eq}/kWh (TK) zu setzen, sodass sich eine faktische Reduktion von ca. 5 % bzw. 6 % ergibt. Die Berücksichtigung weiterer Recycling-Materialien wie Glas kann diese Bilanz noch verbessern, wurde aber hier nicht durchgeführt.

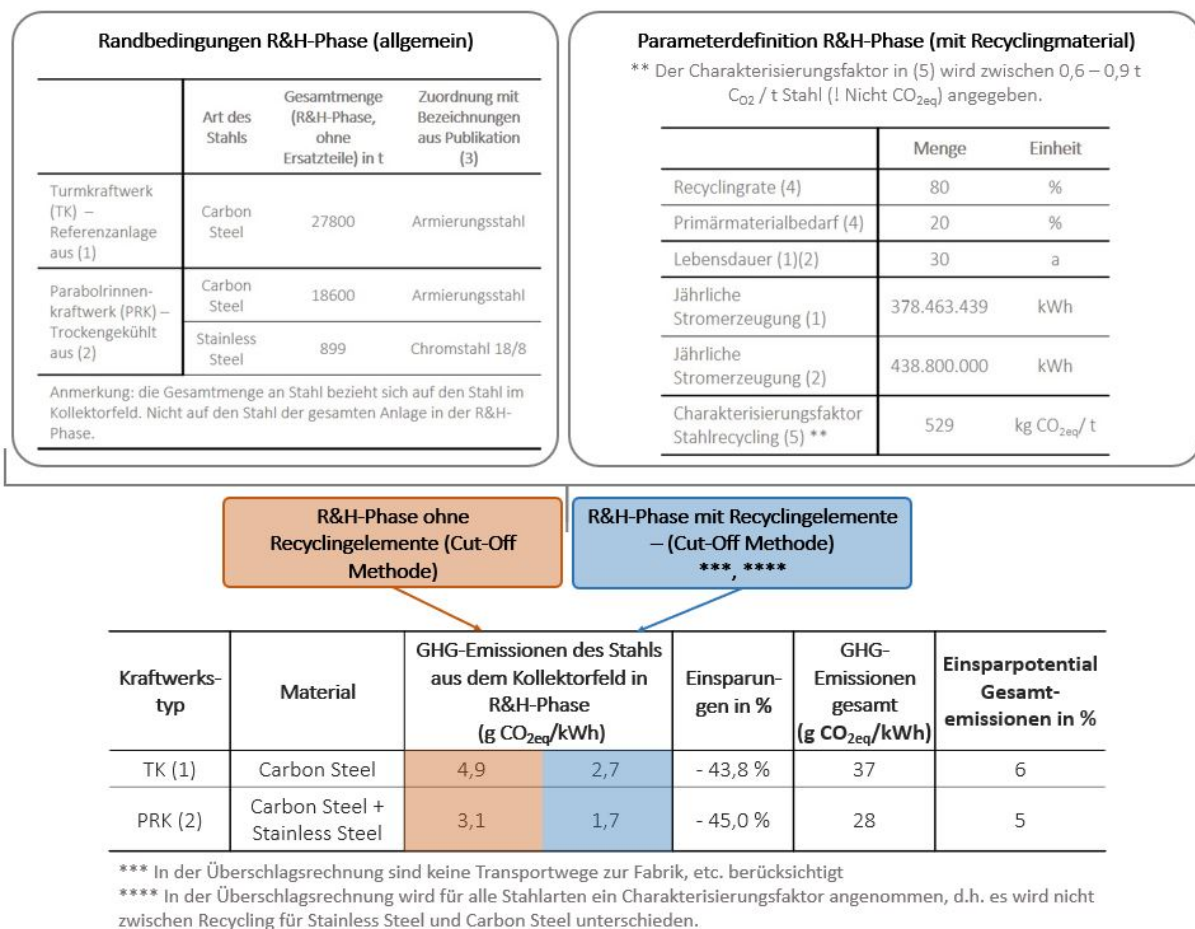


Abbildung 4.17: Ergebnisse der Übersichtsrechnung zur GHG-Emissionsreduktion durch recycelten Stahl im Kollektorsystem der R&H-Phase. Zuordnung der Publikationen: (1) = [16], (2) = [35], (3) = [4], (4) = [17], (5) = [55]

4.3.4 Schlussfolgerungen bezüglich des Recyclingpotentials

Je nach betrachteter Publikation ist der Anteil der Entsorgungsphase an den gesamten GHG-Emissionen der Kraftwerke relativ gering (ungefähr zwischen - 7 % und 11 %). Auch der Einfluss der Entsorgungsphase auf andere Wirkungskategorien ist relativ gering, weil unter anderem keine radioaktiven Abfälle entsorgt werden müssen (Vergleich der Entsorgungsphase mit den anderen Lebensphasen eines Parabolrinnenkraftwerks in *single score scale* siehe Abbildung 4.18) [12].

Der Einfluss der R&H-Phase auf die Gesamtemissionen ist dennoch groß, wie am Beispiel für den Stahl im Kollektorfeld gezeigt werden konnte, mit möglicher Reduktion der Aufwendungen durch Recycling für Stahl in der R&H-Phase um 45 %, bei Recyclingraten um 80 %. Jedoch erschweren die unterschiedlichen Ansätze der Recyclingmodellierung (Cut-Off, Net-Scrap) die Vergleichbarkeit der Studien.

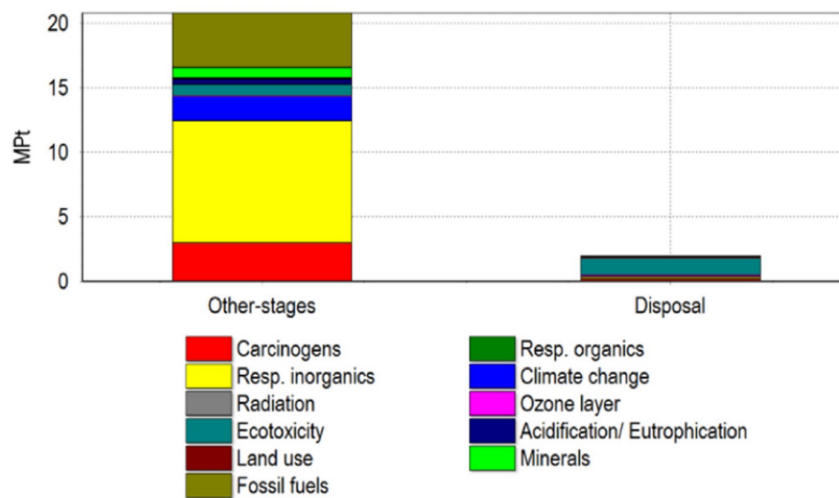


Abbildung 4.18: Vergleich der Entsorgungsphase mit den anderen Lebensabschnitte des Parabolrinnenkraftwerks (inkl. synthetischem HTF-Öl) in single score scale (Eco-indicator 99 method) [12]

Dies führt zu einer Empfehlung für weitere Studien auf Basis einer festgelegten Kraftwerkskonfiguration, die verschiedenen Recyclingansätze mit unterschiedlichen Recyclingraten zu modellieren, um systematisch die Variabilität der Ergebnisse zu ermitteln. Darunter fällt auch die verstärkte Verwendung recycelter Materialien, wie Glas, Beton, die Komponenten des Flüssigsalzes, Kupfer und Aluminium, in der R&H-Phase bei einer *Cut-Off*-Modellierung der Entsorgungsphase.

5 Technologievergleich

Ob ein Kraftwerksprojekt umgesetzt wird hängt auch im Bereich von erneuerbaren Energien von deren Wirtschaftlichkeit und damit auch von den Investitionskosten ab. Ein Vergleich dieser Kosten aus dem Jahr 2019 zeigt, dass Investition gerade bei der primären Konkurrenztechnologie PV weltweit zwischen 500 €/kWh bis 1.400 €/kWh liegen. Wohingegen die Investitionen bei CSP-Anlagen mit Speichersystem zwischen 4.100 €/kWh und 5.500 €/kWh liegen [56]. Der nachfolgende Vergleich der ökologischen Performance verschiedener Technologien zur Stromerzeugung soll, bei Projektentscheidungen neben dem Kostenargument eine weitere Entscheidungshilfe geben.

5.1 Klimawandel - GHG-Emissionen

5.1.1 Allgemein

Ein Vergleich der GHG-Emissionen zeigt, dass Parabolrinnen- und Solarturmkraftwerke mit ihren verschiedenen Systemvariationen im Solar-Only Betrieb im Mittel GHG-Emissionen emittieren, die im Bereich derer von Wasser-, Wind- und auch Kernenergie liegen und tendenziell unter denen von PV-Anlagen [16] [4].

Tabelle 5.1: Übersicht der Gesamt-GHG-Emissionen verschiedener, stromerzeugender Technologien. * = Werte exklusive fossiler Zufeuerung und Dieseltransport. Zuordnung der Publikationen: (1) = [4]; (2) = [16]

Kraftwerkstyp	Treibhausgaspotential (GHG-Emissionen)	
	g CO _{2eq} /kWh _{el}	
	(1)	(2) (Angabe des Median)
Parabolrinnenkraftwerk	78 - 165 * 16 - 27 47 - 392	- 22 (ACC)
Solarturmkraftwerk	* 14,5 - 37	38 (ACC)
Photovoltaik (multikristallines Silizium)	169 - 278	-
Photovoltaik (kristallines Silizium)	-	44
Aufwindkraftwerk	73 - 172	-
Windkraft (4,5 - 6,5 m/s)	15 - 45	11
Wasserkraft (Laufwasser)	0,14 - 0,25	-
Steinkohle (GuD-Kraftwerk)	841 - 886	-
Steinkohle (Dampfkraftwerk)	897 - 1047	1001
Erdgas (GuD-Kraftwerk)	379 - 473	480
Kernenergie (Druckwasserreaktor)	18 - 20	13

Die GHG-Emissionen fossiler Kraftwerke, wie beispielsweise Gas-und-Dampf-Kombikraftwerke (engl.: natural gas combined cycle) (NGCC) oder subkritische Kraftwerke mit Kohlestaubfeuerung, liegen zwischen ca. 450 g CO_{2eq}/kWh und ca. 1060 g CO_{2eq}/kWh und damit weit über denen der CSP-Anlagen. In der Tabelle 5.1 sind Orientierungswerte zu den einzelnen Technologien angegeben. Bezogen auf die Gesamt-GHG-Emissionen kann mit einer CSP-Anlage im Solar-Only Betrieb also Strom erzeugt werden, dessen GHG-Emissionen vergleichbar sind mit anderen erneuerbaren Technologien und Kernenergie und, mit einem Anteil von 3 % - 7 % bezogen auf GHG-Emissionen fossiler Kraftwerke, weit unter diesen liegt [16].

Bei der Gegenüberstellung der GHG-Emissionen von fossil gefeuerten Kraftwerken und Kernkraftwerken mit denen von CSP-Kraftwerken muss beachtet werden, dass dieser Vergleich in Bezug auf die Aufgaben im Stromnetz in der Regel nicht gleichwertig ist. Fossile Kraftwerke und Kernkraftwerke dienen als Grundlastkraftwerke im Netz, wohingegen CSP-Anlagen, genau wie Wind- und PV-Anlagen in ihrer Stromeinspeisung, abhängig von den Sonnen- und Windverhältnissen, fluktuieren. Obwohl CSP-Anlagen durch ihren integrierten Speicher dem entgegenwirken sind sie in einer wirtschaftlichen Anlagenkonfiguration nicht in der Lage im Solar-Only Betrieb, ohne Zufeuerung, die gleiche Aufgabe im Netz zu erfüllen.

5.1.2 Photovoltaik-Anlagen

Die Ergebnisspanne der GHG-Emissionen von PV-Systemen ist in der Tabelle 5.1 relativ groß. Deshalb wurde in Bezug auf die GHG-Emissionen von PV-Systemen das Literatur-Review [5] herangezogen, das die Ergebnisspanne der LCA-Publikationen von verschiedenen PV-Systemen statistisch auswertet. Das Ergebnis ist in der Abbildung 5.1 gezeigt. Innerhalb des Reviews werden PV-Systeme ohne integrierte Speichereinheit (z.B. Batteriesystem) betrachtet [5]. Diese Information ist für den Vergleich mit CSP-Systemen wichtig, da in den GHG-Emissionen der CSP-Anlage bereits ein Speicher berücksichtigt ist, der zu höheren Emissionen führt und gleichzeitig die Einspeisungsmöglichkeit der Anlage ins Stromnetz stabilisiert. Es wird hier also nicht die gleiche Funktion am Strommarkt gegenübergestellt. Beim Vergleich von CSP-Anlagen und PV-Anlagen ist außerdem wichtig, dass nur der reine Solarbetrieb gegenübergestellt wird, auch vor dem Hintergrund der gleichen Aufgabenerfüllung im Stromnetz. Denn ein hybrider Betrieb mit den zugehörigen Emissionen könnte auch bei einem PV-System zusätzlich installiert werden und würde dessen GHG-Emissionen in gleichem Maß steigern.

Aus der Abbildung 5.1 geht hervor, dass die durchschnittlichen GHG-Emissionen verschiedener PV-Materialien zwischen 23 g CO_{2eq}/kWh und 85 g CO_{2eq}/kWh liegen [5]. Die Ergebnisse zeigen, dass organische und Dünnschichtmaterialien weniger emittieren als die Silizium-basierten PV-Konzepte. Die höheren GHG-Emissionen für sc-Si (monokristallines Silizium, 85 g CO_{2eq}/kWh) und mc-Si (multikristallines Silizium, 74 g CO_{2eq}/kWh) können an der Herstellung der PV-Module liegen, die mit einem hohen Energieverbrauch (für Siliziumreinigung- und die Kristallisationsprozess) einhergeht [5].

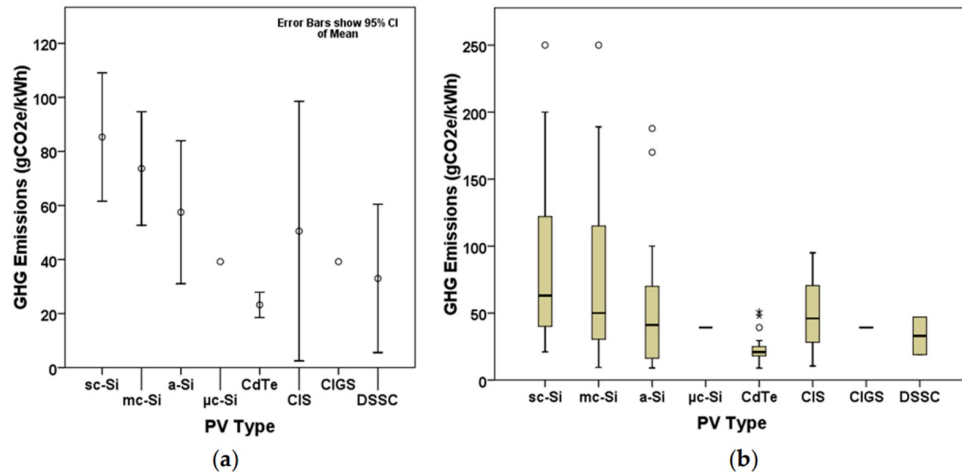


Abbildung 5.1: GHG-Emissionen von PV-Stromerzeugungsanlagen. a) Mittelwert mit 95 % CI-Fehlerbalken und b) Quartil-Boxplots [5]

Da kristalline Silizium-Module einen Marktanteil (2017) von über 90 % haben [57], wird als Vergleichswert der GHG-Emissionen von PV die Spanne von 74 g CO_{2eq}/kWh bis 85 g CO_{2eq}/kWh angenommen. Auf Basis dessen würden CSP-Konzepte mit Speicher weniger GHG-Emissionen emittieren als PV-Konzepte, die noch keinen Batteriespeicher enthalten.

Anmerkung: Die stichprobenartige Nachprüfung der in [5] herangezogenen LCA-Literatur zu PV-Systemen hat ergeben, dass ein Großteil der Publikationen keine *cradle to grave* Systemgrenze definieren und die GHG-Emissionen lediglich die R&H-Phase, Konstruktion und O&M-Phase enthalten. In einigen Fällen wird sogar auf die O&M-Phase verzichtet. Der oben genannte Orientierungsvergleich der GHG-Emissionen gilt also unter Vorbehalt, da die GHG-Emissionen der CSP-Anlage den vollständigen Lebenszyklus und damit zusätzliche Emissionen abbilden.

5.1.3 Alternative Batteriespeichersysteme

Wie oben bereits erwähnt, liegt ein wesentlicher Vorteil des CSP-Systems im bereits integrierten Speicher. Im Folgenden soll deshalb abgeschätzt werden, wie sich die GHG-Emissionen des Speichersystems im Vergleich zu einem „gleichwertigen“ Batteriespeicher darstellen.

Methodik und Berechnung

Dazu wird die Anlagenkonfiguration des Turmkraftwerks aus [16] mit einem direkten 2-Tank-Flüssigsalzspeicher herangezogen (Anlagenkonfiguration in Abbildung 5.2). Der TES der Anlage soll mit einem gleichwertigen Batteriespeicher verglichen werden, d.h. mit einem Batteriespeicher, dessen Kapazität die gleiche Menge an Stromproduktion erlaubt wie der TES.

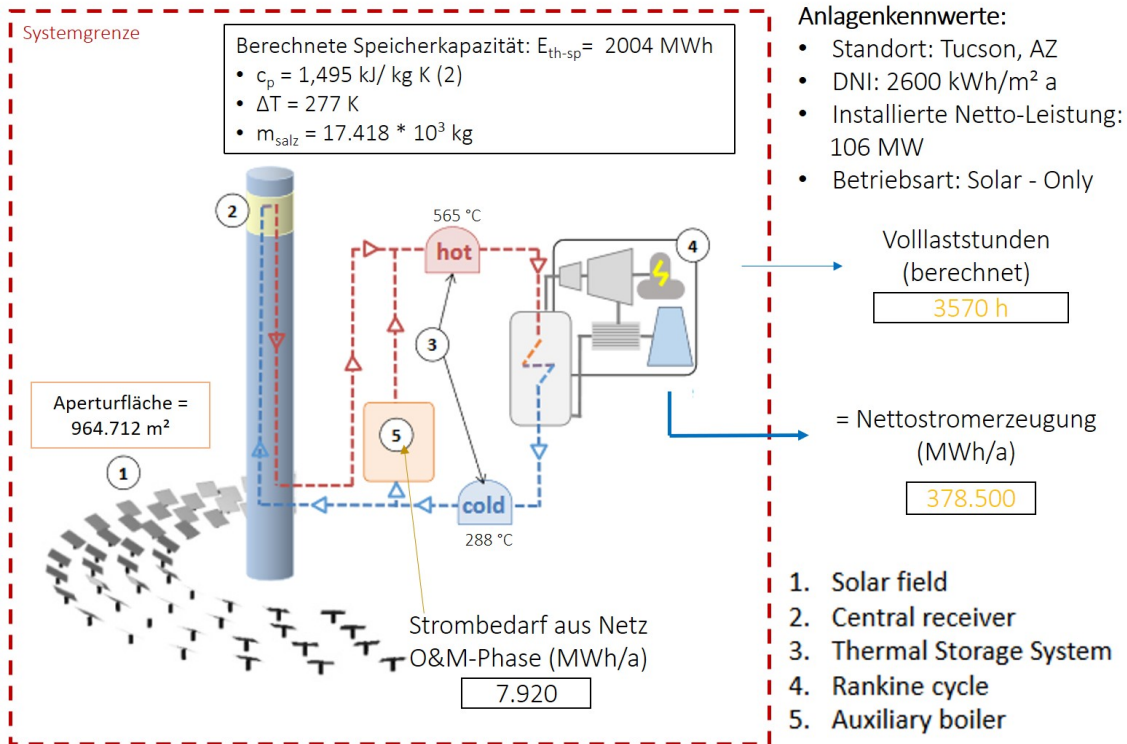


Abbildung 5.2: Anlagenkonfiguration des Turmkraftwerks aus [16]. Zuordnung der Publikationen: (1) = [16], (2) = [17]

Dazu wird zuerst über die Gleichung 5.1 die thermische Speicherkapazität C_{th} des TES ermittelt.

$$C_{th} = c_p \cdot \Delta T \cdot m_{salz} = 1,495 \frac{\text{kJ}}{\text{kg K}} \cdot 277 \text{ K} \cdot 17418 \cdot 10^3 \text{ kg} = 2004 \text{ MWh}_{th} \quad (5.1)$$

Anschließend wird die elektrische Kapazität C_{el-tes} des TES bestimmt. Da das Kraftwerk einen thermischen Speicher mit einer Kapazität C_{th} von 2004 MWh_{th} besitzt, ergibt sich bei einem Wirkungsgrad des Kraftwerksblocks (Clausius Rankine-Prozess) von $39,09\%$ (vgl. [36]) eine elektrische Kapazität C_{el-tes} von in etwa 783 MWh_{el} (siehe Gleichung 5.2).

$$C_{el} = C_{th} \cdot \eta_{PB} = 2004 \text{ MWh}_{th} \cdot 39,09\% = 783 \text{ MWh}_{el} \quad (5.2)$$

Die GHG-Emissionen des TES sind auf die gesamte erzeugte Strommenge des Kraftwerks bezogen. Beim thermischen Speicher entstehen bei der Herstellung und Konstruktion des Speichers $3,03 \text{ g CO}_{2eq}/\text{kWh}$. Inklusiv der Abbau- und Entsorgungsphase fallen $7,4 \text{ g CO}_{2eq}/\text{kWh}$ an. Um in den späteren Schritten die Emissionen des TES mit denen eines Batteriespeichers vergleichen zu können, müssen die GHG-Emissionen des TES unabhängig von der erzeugten Strommenge ermittelt werden. Diese ergeben sich zu:

$$\begin{aligned} GHG_{TES} &= GHG_{TES,spez} \cdot E_{el,lifetime} \\ &= 3,03 \frac{\text{g CO}_{2eq}}{\text{kWh}} \cdot 378500 \frac{\text{MWh}}{\text{a}} \cdot 30 \text{ a} = 34.402 \text{ t CO}_{2eq} \end{aligned} \quad (5.3)$$

Daraus lässt sich ableiten, dass das TES 34.402 t CO_{2eq} (bzw. 84.020 t CO_{2eq}, wenn die Abbau- und Entsorgungsphase mitberücksichtigt werden) verursacht. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 5.2 zusammengefasst.

Tabelle 5.2: Übersicht der GHG-Emissionen. Zuordnung der Publikationen: (1) = [16], (2) = [58]

Referenzspeicherkapazität: 783 MWh _{el}	Lebensphasen						
	TES CSP-Anlage (1)						
GHG-Emissionen	Einheit	R&H + Konstruktion	R&H	Konstruktion	Abbau	Entsorgung	O&M
2-Tank Flüssigsalzspeicher (TES)	g CO _{2eq} / kWh _{el}	3,03	0,63	2,4 *	0,38 *	4,0 *	0,0077
Gesamtes Kraftwerk **	g CO _{2eq} / kWh _{el}	16,4	14	2,4	0,38	4,0	17
Emissionen R&H + K/kWh aus thermischem Speicher	kg CO _{2eq} / kWh _{el} -speicher		43,9				
Emissionen gesamt (ohne O&M)/kWh aus thermischem Speicher	kg CO _{2eq} / kWh _{el} -speicher			107,3			
CO _{2eq} -Emissionen R&H + K gesamt	t CO _{2eq}		34.402,60				
CO _{2eq} -Emissionen gesamt (ohne O&M)	t CO _{2eq}			84.020			
Batterie-System LFP (2)							
GHG-Emissionen	Einheit	Battery Construction		End of Life		O&M ***	
LFP-System - Battery Construction	kg CO _{2eq} / kWh _{el}	114		-		-	
LFP-System - Battery Construction + End of Life	kg CO _{2eq} / kWh _{el}			103		-	
CO _{2eq} -Emissionen gesamt - Battery Construction	t CO _{2eq}	89,262		-		-	
CO _{2eq} -Emissionen gesamt - Battery Construction + End of Life	t CO _{2eq}			80.649		-	

* Keine direkten Angaben zum Anteil des TES an den Emissionen der Lebensphase > deshalb werden die Gesamtemissionen der Lebensphase verwendet.

** In Publikation (1) auf 37 g CO_{2eq}/kWh abgerundet. Aus Tabellenangaben der Publikation ergeben sich 37,8 g CO_{2eq}/kWh für den gesamten Lebenszyklus der CSP-Anlage.

*** O&M Phase nicht berücksichtigt

Für den Batteriespeicher LFP aus [58] fallen pro 1 kWh Batteriekapazität (engl.: battery capacity) in der R&H- und Konstruktionsphase 114 kg CO_{2eq} an. Wird die End-of-Life-Phase miteinbezogen reduzieren sich die Emissionen auf 103 kg CO_{2eq}. Die Werte für die GHG-Emissionen des Batteriesystems sind spezifisch auf die installierte kWh bezogen. Weshalb die GHG-Emissionen mit der Gleichung 5.4 auf die elektrische Kapazität des TES skaliert werden, um die Ergebnisse anschließend vergleichen zu können.

$$\begin{aligned} GHG_{Bat} &= GHG_{Bat,spez} \cdot C_{Bat,el} & (5.4) \\ &= 114 \frac{kg CO_{2eq}}{kWh_{el}} \cdot 783 MWh_{el} = 89.262 t CO_{2eq} \end{aligned}$$

Für den Batteriespeicher ergeben sich damit Gesamt-GHG-Emissionen von 89.262 t CO_{2eq} bzw. 80.649 t CO_{2eq}, wenn die End-of-Life Phase mitberücksichtigt wird (siehe Tabelle 5.2).

Das Ergebnis der Gleichung 5.4 zeigt für den Batteriespeicher in der Herstellungsphase GHG-Emissionen die mehr als doppelt so hoch sind, wie die des TES. Wenn man die End-of-Life Phase hinzurechnet ergeben sich sehr ähnliche Werte von 84.020 t CO_{2eq} für das TES und 80.649 t CO_{2eq} für die Batterie. Anhand der Publikationen kann allerdings nicht nachvollzogen werden, warum das TES eine hohe GHG-Last in der End-of-Life Phase hat und der Batteriespeicher sogar eine Gutschrift erhält.

Kritische Betrachtung und Unsicherheiten

Eingangsdaten des Batteriespeichers Für die Berechnung des Batteriespeichers wird lediglich eine einzelne Publikation [58] herangezogen, weil darin speziell stationäre Batteriespeichersysteme betrachtet werden, die wegen den zunehmenden, fluktuierenden erneuerbaren Energien im italienischen Netz, zur Stabilisierung benötigt werden. Hier sollte also bedacht werden, dass es sich bei den Eingangsdaten des Batteriesystems um Einzelwerte handelt. Die Vorteile dieser Publikation liegen in dem Bezug auf eine europäische Batterieproduktion (Strommix-Einfluss), die Verwendung aktueller Primärdaten durch die direkte Bereitstellung eines Herstellers, die funktionelle Einheit mit 1 kWh/battery capacity sowie die Betrachtung des gesamten Lebenszyklus (siehe dazu direkt in der Publikation [58, Figure 2])¹. Die Publikation analysiert die drei Batterietypen LFP, NMC 532, und NMC 622. Für den eigenen Vergleich wurde die Daten der LFP Variante verwendet, da diese eine längere Lebensdauer hat und beständiger bei hohen Außentemperaturen arbeitet [60]. Auf Basis der vorhandenen Daten wurden die folgenden Vergleiche durchgeführt:

1. R&H-Phase und Konstruktion des TES ↔ Battery Construction der Batterie
2. R&H-Phase, Konstruktion sowie Abbau- und Entsorgungsphase des TES ↔ Battery Construction sowie End-of-Life Phase der Batterie

¹Anmerkung: Die Publikation weist darauf hin, dass es gerade auch im Bereich der Lithium-Ionen-Batteriesystem-LCAs eine große Variabilität in den Ergebnissen gibt. Deshalb wurden in der Publikation [58] die Empfehlungen eines aktuellen kritischen Reviews [59] umgesetzt.

3. **Verzichtet** wird auf einen Vergleich der Gesamtlebenszyklen inklusive der O&M-Phase. Bei der O&M-Phase der Batterien haben die einzelnen Lade- und Entladezyklen einen großen Einfluss auf die GHG-Emissionen und eine Übertragung der Situation auf das CSP-Kraftwerk ist nicht ohne weiteres möglich, weshalb darauf verzichtet wurde. Weitere Informationen zu den betrachteten O&M-Szenarien der Batteriesysteme sind in [58, S. 13] zu finden.

Einfluss des Strommixes auf die GHG-Emissionen der Batterie Bei der Batterieproduktion beeinflusst der Strommix die GHG-Emissionen, deshalb kann die Verwendung eines primär aus erneuerbaren Energien bestehenden Strommixes, die gesamten GHG-Emissionen erheblich senken [58]. Die Änderung der Ergebnisse durch die Verwendung verschiedener Strommixe ist in der Publikation [58, Figure 8, Table 11] abgebildet. Die Publikation [61] verweist auf ein Reduktionspotential der GHG-Emissionen zwischen 10 % bis 16 %, wenn anstelle eines chinesischen Mittelspannungsstrommixes ein europäischer Mittelspannungsstrommix für alle Produktionsprozesse verwendet wird. In der für die Eingangswerte herangezogenen Publikation [58] wird eine Produktion in Italien angenommen. Der dazu modellierte Strommix entspricht dem italienischen Strommix der Jahre 2016, 2017 (Angaben aus [62]: 39 % – 42 % Erdgaskraftwerke, 11 % - 13 % Wasserkraft, 5 % Windkraft, 7 % Solarenergie) [62]. Ein anderer Produktionsstandort der Batterie kann das obige Ergebnis des Vergleichs also beeinflussen.

Einfluss der vernachlässigten O&M-Phase Der oben angestellte Vergleich beinhaltet keine Emissionen die während der Nutzungsphase (Veränderung der Kapazität beim Batteriespeicher durch Ladungswechsel, nötigte Instandhaltungsmaßnahmen bei beiden Speicher, etc.) entstehen. Aus der Publikation [58] geht jedoch hervor, dass die Phase beim Batteriespeicher das Gesamt-GHG-Ergebnis beeinflusst. Auch dieser Aspekt bringt eine weitere Unsicherheit in das Ergebnis der obigen Speichergegenüberstellung.

Eingangsdaten TES Die Eingangsdaten des TES wurden der Publikation [16] entnommen. In Kapitel 4.2.2 konnte zwar eine weitere Publikation [4] gefunden werden, die für ein ähnliches Verhältnis der thermischen Speicherkapazität des TES zur installierten Nettoleistung einen ähnlichen Anteil des TES an den Gesamt-GHG-Emissionen angibt. Jedoch beziehen sich die emittierten $t\ CO_{2eq}$ des Vergleichs nicht auf die erzeugten MWh des Kraftwerks und die Gesamtzeugung der Publikationen [16] und [4] unterscheiden sich und damit auch in gewissem Maß die absoluten GHG-Emissionen des TES. Weshalb auch hier wird die Belastbarkeit der Eingangsdaten durch fehlende, zusätzlich bestätigende Publikationsergebnisse beeinträchtigt ist.

Schlussfolgerung

Da für den obigen Vergleich nur wenige Publikationen mit starken Unterschieden in spezifischen Werten verwendet wurden, ist die Gegenüberstellung mit Vorsicht zu genießen. Die Werte aus

diesen Publikationen deuten darauf hin, dass für das TES und den Batteriespeicher ähnliche Größenordnungen an GHG-Emissionen zu erwarten sind. Beim TES scheint aber die Recycling-Möglichkeit noch nicht ausreichend berücksichtigt zu sein.

5.2 Vergleich der ökologische Performance erneuerbarer Technologien

Abschließend wird in diesem Unterkapitel die gesamte ökologische Performance von CSP-Anlagen basierend auf den Ergebnissen des Review-Papers [63] derer von

1. PV (ohne Batteriespeicher, harmonisierte DNI = 1.700 kWh/m² a)
2. CSP (Solar-Only, harmonisierte DNI = 2.400 kWh/m² a)
3. Windkraft
4. Wasserkraft
5. Geothermie

gegenübergestellt. In dem Review-Paper [63] aus dem Jahr 2015 werden 50 Publikationen mit mehr als 100 verschiedenen Fallstudien hinsichtlich der Wirkungskategorien Versauerung, Eutrophierung, Klimawandel, Photochemische Ozonbildung, Landnutzung, Wasserverbrauch, CED und EPBT untersucht und harmonisiert². Das genaue Vorgehen kann in der Publikation nachgelesen werden und die Harmonisierungsparameter der einzelnen Technologien sind im Anhang 5-A abgebildet. Der Ergebnisvergleich der harmonisierten Ergebnisse zeigt, dass die Windkraft die erneuerbare Technologie mit der geringsten Gesamtumweltbelastung ist (geringste Werte innerhalb der Wirkungskategorien und engste Ergebnisspanne der Publikationsergebnisse). Die größte Bandbreite an Ergebnissen und höchsten Gesamtumweltbelastungen haben die Technologien PV und Geothermie. CSP-Anlagen liegen im mittleren Bereich der Umweltbelastungen und schneiden in fast allen betrachteten Auswirkungskategorien besser ab als PV, Geothermie- und Wasserkraftwerke [63].

²Anmerkung: In dem Review-Paper [63] ist nicht angegeben, ob die harmonisierten LCA-Untersuchungen die Systemgrenze *cradle to grave* ansetzen.

6 Abschließende Bewertung

In dieser Arbeit wurde eine Analyse zum Stand der Technik von Life Cycle Assessments (LCAs) für solarthermische(CSP)-Kraftwerke durchgeführt, mit dem Ziel ein besseres Verständnis für die relevanten Einflussfaktoren auf die ökologische Performance von CSP-Anlagen zu erarbeiten. Dazu wurde im ersten Schritt eine umfassende Recherche zur publizierten LCA-Literatur durchgeführt. Diese hat ergeben, dass die meisten Publikationen die Wirkungskategorien Klimawandel mit dem Wirkungsindikator „Global Warming Potential“ in Treibhausgas(GHG)-Emissionen untersuchen, auf die in dieser Arbeit deshalb ein besonderes Augenmerk gelegt wurde. Außerdem hat die Literaturrecherche gezeigt, dass die Ergebnisspanne der GHG-Emissionen aufgrund vieler Einflussfaktoren relativ breit ist. Deshalb wurden neben den, im Review-Paper [28] ermittelten, harmonisierten Gesamt-GHG-Emissionen für CSP-Anlagen, weitere Kriterien festgelegt, die eine systematische Vorauswahl der zu untersuchenden Literatur gewährleisten.

Im zweiten Schritt wurden die Ergebnisse der eigenen Literaturrecherche basierend auf der Vorauswahl der Publikationen zu den Wirkungskategorien Klimawandel und zusätzlich zum Kumulierten Energieverbrauch (CED) vorgestellt. Es lässt sich in der Wirkungskategorie Klimawandel kein systematischer Unterschied zwischen den Gesamt-GHG-Emissionen von Turm- bzw. Parabolrinnenkraftwerken feststellen und die Emissionen liegen, für einen Solar-Only Betrieb, zwischen ca. 9 g CO_{2eq}/kWh und 55 g CO_{2eq}/kWh und im Mittel bei 22 g CO_{2eq}/kWh. Auch in der Wirkungskategorie CED unterscheiden sich die Ergebnisse der Anlagentypen nicht nennenswert, jedoch basiert dieses Ergebnis lediglich auf sechs untersuchten Publikationen.

Neben den Gesamt-GHG-Emissionen und dem Gesamt-CED wurde auch die Aufteilung der Emissionen bzw. der Primärenergieverbräuche auf die einzelnen Lebensphasen untersucht. Hier lässt sich jedoch auf Basis der untersuchten Literatur lediglich feststellen, dass die Lebensphasen Rohstoffgewinnung - und Herstellung (R&H) und Betrieb- und Wartung (O&M) den größten Anteil an der Bilanz der Kraftwerke haben, die genaue Höhe der GHG-Emissionen und der Primärenergieverbräuche schwankt jedoch zwischen den Publikationen.

Im dritten Schritt wurde dann speziell auf drei Fragestellungen eingegangen, die sich während der Literaturanalyse in Kapitel 3 ergeben haben:

1. Wie beeinflusst der hybride Betrieb die Gesamt-GHG-Emissionen der CSP-Anlage?
2. Wie genau teilen sich die GHG-Emissionen der R&H-Phase auf die einzelnen Komponenten auf und lassen sich besonders sensitive Bauteile identifizieren?

3. Wieso hat die Entsorgungsphase einen so geringen Einfluss auf die Gesamt-GHG-Emissionen, wenn in einer CSP-Anlage viele Materialien verbaut sind, die an sich ein hohes Recycling-Potential besitzen?

Die Bearbeitung der Fragestellungen hat ergeben, dass einmal die GHG-Emissionen einer CSP-Anlage durch eine Hybridisierung stark ansteigen und mit zunehmender Hybridisierung die Bilanz der CSP-Anlage rapide verschlechtert wird. Als grobe Abschätzung konnte eine Zunahme der GHG-Emissionen um ca. 8 g CO_{2eq}/kWh_{el} je 1% Zunahme der Zufeuerung ermittelt werden. Das bedeutet, dass bereits bei ca. 3 % die durch die Zufeuerung hinzukommenden GHG-Emissionen diejenigen der Solar-Only Variante übersteigen. Aus der Analyse der GHG-Emissionen in der R&H-Phase lassen sich keine belastbaren Erkenntnisse zum Anteil einflussreichsten Baugruppen und deren Hauptemittenten an den GHG-Emissionen der R&H-Phase ableiten, da die untersuchte Literatur hierzu kein eindeutiges Bild abgibt. Die Untersuchung des Recyclingpotentials hat gezeigt, dass zum einen durch die Verwendung von recycelten Materialien in der R&H-Phase ein Senkungspotential der GHG-Emissionen besteht und auch, dass es für die betrachteten Publikationen schwierig ist, belastbare Aussagen zur Höhe der GHG-Emissionen in der Entsorgungsphase abzuleiten, weil viele verschiedene Annahmen in der End-of-Life Modellierung die Ergebnisse überlagernd beeinflussen. Aufgrund der verbauten Materialien wie Stahl und Glas wurden gute Recycling-Eigenschaften erwartet. Dieser Umstand scheint in der Literatur jedoch noch nicht belastbar herausgearbeitet zu sein.

Im letzten Teil der Arbeit wurde ein Vergleich der Wirkungskategorie Klimawandel mit anderen erneuerbaren Technologien angestellt. Hier liegen die GHG-Emissionen von CSP-Anlagen im Bereich derer von Wind- und Wasserkraftanlagen und tendenziell unter denen von PV-Anlagen.

Einschränkungen und Empfehlung

Aus der obigen Zusammenfassung geht hervor, dass in vielen der bearbeiteten Punkte die Belastbarkeit der Daten und Ergebnisse noch nicht zufriedenstellend ist. Bereits bei der detaillierten Analyse in Kapitel 3 hat sich gezeigt, dass die vielen Einflussfaktoren, die in den ersten zwei bzw. drei Arbeitsschritten der LCA einfließen, einen Vergleich verschiedener Publikation untereinander erschweren. Des Weiteren unterscheiden sich bei der Detailuntersuchung oft die Ergebnisse der verschiedenen Publikationen und auf Basis der Daten und der sich überlagernden Einflussfaktoren lassen sich die Ursachen dafür nicht eruieren. Eine Möglichkeit, zu generell gültigeren Aussagen zu kommen, könnte die Verwendung einer oder mehrerer Referenzkraftwerkskonfigurationen sein. Davon ausgehend könnten dann verschiedene Fragestellungen und auch Konfigurationsänderungen analysiert und systematisch Unsicherheiten und sich überlagernde Einflussfaktoren reduziert werden, um abschließend belastbarere Erkenntnis, wie beispielsweise zu den Fragestellungen aus Kapitel 4, zu erhalten. Auch sollten die Ergebnisse von LCAs stärker auf den Einfluss ihrer Eingangsparameter geprüft werden, um beispielsweise zu Ermitteln, wie die Veränderung der Direktnormalstrahlung (DNI), des Standorts oder der verwendeten Wir-

kungsabschätzungsmethode, das Gesamtergebnis beeinflusst. Auch erscheint insbesondere die Berücksichtigung der Recycling-Fähigkeit bisher nur oberflächlich untersucht zu sein.

Die bislang stark ökonomisch getriebene Bewertung erneuerbarer Energiequellen wird angesichts der Ressourcenknappheit um immer mehr Nachhaltigkeitskriterien erweitert werden. Die GHG-Emissionen sind dabei nur ein Aspekt, der in der Fachliteratur bereits aufgegriffen, jedoch noch nicht abschließend bearbeitet ist. Daneben werden in der Zukunft weitere Wirkungskategorien an Bedeutung gewinnen, für die bislang wenige Studien zu CSP-Anlagen existieren.

Literatur

- [1] WCED - United Nations: *Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. Transmitted to the General Assembly as an Annex to document A/42/427 - Development and International Cooperation: Environment.* 1987.
- [2] Umwelt Bundesamt, (Hrsg.): *Klima | Energie.* URL: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie#strap1> (besucht am 14. 07. 2021).
- [3] Umwelt Bundesamt, (Hrsg.): *Erneuerbare Energien in Zahlen.* 4. März 2021. URL: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/erneuerbare-energien/erneuerbare-energien-in-zahlen#uberblick> (besucht am 14. 07. 2021).
- [4] Telsnig, T.: „Standortabhängige Analyse und Bewertung solarthermischer Kraftwerke am Beispiel Südafrikas“. Magisterarb. Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart, 2015.
- [5] Kommalapati, R. et al.: „Review of the Life Cycle Greenhouse Gas Emissions from Different Photovoltaic and Concentrating Solar Power Electricity Generation Systems“. In: *Energies* 10.3 (2017).
- [6] Hirsch, T.: „Solarthermische Kraftwerke“. Vorlesungsunterlagen: Solarthermische Kraftwerke, Universität Stuttgart. 2021.
- [7] Bundesministerium für Bildung und Forschung, (Hrsg.): *Dimensionen der Nachhaltigkeit.* 2012. URL: <https://www.wissenschaftsjahr.de/2012/das-wissenschaftsjahr/thema-nachhaltigkeit/dimensionen-der-nachhaltigkeit.html> (besucht am 25. 04. 2021).
- [8] DESY, (Hrsg.): *Dimensionen der Nachhaltigkeit.* URL: https://nachhaltigkeit.desy.de/dimensionen_der_nachhaltigkeit/index_ge.html (besucht am 25. 04. 2021).
- [9] Bartol, A. und Herkommer, E.: „Der aktuelle Begriff - Nachhaltigkeit“. In: *Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestages* 06/2004 (6.04.2004).
- [10] Andes, L.: *Methodensammlung zur Nachhaltigkeitsbewertung. Grundlagen, Indikatoren, Hilfsmittel.* Karlsruher Institut für Technologie - KIT, 2019.
- [11] Ausberg, L. et al.: *Lebenszyklusanalyse.* In: *Umweltbewertung für Ingenieure.* Hrsg. von Prof. Dr.-Ing. Kaltschmitt, Martin. Springer Vieweg, 2015, S. 203–306.
- [12] Ehtiwesh, I. A. et al.: „Exergetic and environmental life cycle assessment analysis of concentrated solar power plants“. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 56 (2016), S. 145–155.

- [13] Weik, J.: „Life Cycle Sustainability Assessment. Methodische Grundlagen“. Vorlesungsunterlagen: Nachhaltigkeit und Produktionsökologie von rohstoffliefernden Pflanzen. 2021.
- [14] ifu Hamburg: *Ökobilanz – Definition, Ziele und Methodik*. URL: <https://www.ifu.com/oekobilanz/> (besucht am 25. 04. 2021).
- [15] Man, Y.: „Life cycle sustainability assessment (LCSA): the future of life cycle assessment. Application of LCSA to solar energy development in Australia“. Magisterarb. Systems Sciences, Innovation and Sustainability Research, University of Graz, 2014.
- [16] Whitaker, M. B. et al.: „Life Cycle Assessment of a Power Tower Concentrating Solar Plant and the Impacts of Key Design Alternatives. (inkl. Supporting Information)“. In: *Environ. Sci. Technol.* 47.11 (2013), S. 5896–5903.
- [17] Lorenz, M.: „Life cycle assessment (LCA) of solar thermal tower power plants“. Magisterarb. Faculty of Energy Technology, Process Engineering and Biotechnology, University of Stuttgart, 2016.
- [18] Käßler, E.: „Lebenszyklusanalyse der Strom- und Wärmeerzeugung einer Holzvergassungsanlage inklusive Nahwärmenetz. Am Beispiel des Schwebefestbettvergaser des Energiewerk Ilg“. Magisterarb. University of Applied Sciences, FH Vorarlberg, 2017.
- [19] European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance*. Publications Office of the European Union, 2010.
- [20] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, (Hrsg.): *Die Ökobilanz*. URL: <https://www.ecodesignkit.de/methoden/b2-analyse-und-bewertungsmethoden/b21-die-oekobilanz/die-oekobilanz/> (besucht am 14. 07. 2021).
- [21] ETH zürich: „Grundzüge „Ökologische Systemanalyse“. Methodik Ökobilanz, Wirkungsbilanz, Vorlesungsunterlagen: Grundzüge - Ökologische Systemanalyse“. 2017.
- [22] Becker, N. et al.: *Handlungsempfehlungen zur Ökobilanzierung von biobasierten Kunststoffen*. BiNa, Förderkennzeichen FKZ 01UT1430A, 2018.
- [23] Busch, M. et al.: *Wirkungsabschätzung*. Hrsg. von ifeu - Institut für Energie- und Umweltforschung. URL: <https://www.ifeu.de/methoden-tools/wirkungsabschaetzung/> (besucht am 25. 04. 2021).
- [24] Dr. Ilg, R.: *Ökobilanzierung*. Hrsg. von Fraunhofer-Institut für Bauphysik IBP. URL: <https://www.ibp.fraunhofer.de/de/kompetenzen/ganzheitliche-bilanzierung/methoden-ganzheitliche-bilanzierung/oekobilanzierung.html> (besucht am 29. 04. 2021).
- [25] Forschungszentrum Jülich GmbH, (Hrsg.): *Wirkungsabschätzung*. URL: https://www.enargus.de/pub/bscw.cgi/d13993-2/*/*/Wirkungsabsch%c3%a4tzung.html?op=Wiki.getwiki (besucht am 03. 05. 2021).
- [26] Cherubini, F. und Strømman, A.: „Life Cycle assessment of bioenergy systems: state of the art and future challenges“. In: *Bioresource Technology* 102 (2011), S. 437–451.

- [27] Europäische Kommission Umwelt, (Hrsg.): *ILCD-Handbuch soll Entscheidungsträgern als massgeblicher Leitfaden dienen*. 2010. URL: https://ec.europa.eu/environment/ecoap/about-eco-innovation/policies-matters/eu/501_de (besucht am 04.05.2021).
- [28] Burkhardt III, J. J. et al.: „Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Trough and Tower Concentrating Solar Power Electricity Generation. Systematic Review and Harmonization (inkl. Supporting Information)“. In: *Journal of Industrial Ecology* 16.S1 (2012), S93–S109.
- [29] Lüdemann, L. und Feig, K.: „Comparison of software solutions for life cycle assessment (LCA) - A software ergonomic analysis“. In: *Logistics Journal* (2014).
- [30] Corona, B. et al.: „Environmental assessment of a HYSOL CSP plant compared to a conventional tower CSP plant“. In: *Procedia Computer Science* 80 (2016), S. 1110–1117.
- [31] Corona, B. und San Miguel, G.: „Environmental analysis of a Concentrated Solar Power (CSP) plant hybridised with different fossil and renewable fuels“. In: *Fuel* 145 (2015), S. 63–69.
- [32] San Miguel, G. und Corona, B.: „Hybridizing concentrated solar power (CSP) with biogas and biomethane as an alternative to natural gas: Analysis of environmental performance using LCA“. In: *Renewable Energy* 66 (2014), S. 580–587.
- [33] Ko, N. et al.: „Sustainability Assessment of Concentrated Solar Power (CSP) Tower Plants – Integrating LCA, LCC and LCWE in one Framework“. In: *Procedia CIRP* 69 (2018), S. 395–400.
- [34] Telsnig, T. et al.: „Life cycle assessment of a future central receiver solar power plant and autonomous operated heliostat concepts“. In: *Solar Energy* 157 (2017), S. 187–200.
- [35] Burkhardt, J. J. et al.: „Life Cycle Assessment of a Parabolic Trough Concentrating Solar Power Plant and the Impacts of Key Design Alternatives. (inkl. Supporting Information)“. In: *Environ. Sci. Technol.* 45.6 (2011), S. 2457–2464.
- [36] Lechon, Y. et al.: „Life Cycle Environmental Impacts of Electricity Production by Solarthermal Power Plants in Spain“. In: *Journal of Solar Energy Engineering* 130 (2008), S. 021012-1–021012-7.
- [37] Lamnatou, C. und Chemisana, D.: „Concentrating solar systems: Life Cycle Assessment (LCA) and environmental issues“. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 78 (2017), S. 916–932.
- [38] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, (Hrsg.): *Der Kumulierte Energieverbrauch (KEA)*. URL: <https://www.ecodesignkit.de/methoden/b2-analyse-und-bewertungsmethoden/b22-eindimensionale-methoden/der-kumulierte-energieverbrauch-kea/> (besucht am 06.06.2021).
- [39] Günther, E.: *Kumulierter Energieaufwand (KEA)*. URL: <https://wirtschaftslexikon.gabler.de/definition/kumulierter-energieaufwand-kea-52378> (besucht am 06.06.2021).
- [40] Juhrich, K.: *CO₂-Emissionsfaktoren für fossile Brennstoffe. CLIMATE CHANGE 27/2016*. Umweltbundesamt, 2016.

- [41] Kuenlin, A. et al.: „Life Cycle Assessment and Environomic Optimization of Concentrating Solar Thermal Power Plants“. In: *26th International Conference on Efficiency, Cost, Optimization, Simulation and Environmental Impact of Energy Systems*. (ECOS2013) (Guilin, China, 16.–19. Juli 2013). 2013.
- [42] Gasa, G. et al.: „Life Cycle Assessment (LCA) of a Concentrating Solar Power (CSP) Plant in Tower Configuration with and without Thermal Energy Storage (TES)“. In: *Sustainability* 13.7 (2021).
- [43] Batuecas, E. et al.: „Life Cycle Assessment of heat transfer fluids in parabolic trough concentrating solar power technology“. In: *Solar Energy Materials and Solar Cells* 171 (2017), S. 91–97.
- [44] Dechantsreiter, U. et al.: *Instrumente zur Wiederverwendung von Bauteilen und hochwertigen Verwertung von Baustoffen. 93/2015, Forschungskennzahl 3712 32 319, UBA-FB 002208*. Umweltbundesamt, 2015.
- [45] PE INTERNATIONAL sustainability performance, (Hrsg.): *Best Practice LCA: End-of-Life Modelling*. 2014. URL: https://gabi.sphera.com/uploads/media/Webinar_End_of_Life_Oct2014.pdf (besucht am 15.06.2021).
- [46] Ecoinvent, (Hrsg.): *Allocation cut-off by classification*. URL: <https://www.ecoinvent.org/database/system-models-in-ecoinvent-3/cut-off-system-model/allocation-cut-off-by-classification.html> (besucht am 24.05.2021).
- [47] Norgate, T.: „Metal recycling: The need for a life cycle approach“. In: *CSIRO, Australia* EP135565 (2013).
- [48] Koffler, C. und Finkbeiner, M.: „Are we still keeping it real? Proposing a revised paradigm for recycling credits in attributional life cycle assessment“. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 23 (2018), S. 181–190.
- [49] „RICHTLINIE 2008/98/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien“. In: *Ämtsblatt der Europäischen Union* ("2008"), "L 312/3 –L 312/30".
- [50] The Chemical Compliance Coach B.V., (Hrsg.): *What is the difference between recovery and recycling*. URL: <https://thechemicalcompliancecoach.com/what-is-the-difference-between-recovery-and-recycling/> (besucht am 18.06.2021).
- [51] EMPA: *Arbeiten mit Recyclingbeton. Auszug aus dem Forschungsbericht Konstruktionsbeton aus recycelter Gesteinskörnung (Beton- und Mischabbruchgranulat)*.
- [52] Heyn, S. und Mettke, A.: „Ökologische Prozessbetrachtungen - RC-Beton (Stofffluss, Energieaufwand, Emissionen). Zum Forschungsprojekt: Einsatz von Recycling-Material aus mineralischen Baustoffen als Zuschlag in der Betonherstellung (gefördert von der DBU; FKZ: AZ 26101-23)“. Magisterarb. Brandenburgische Technische Universität Cottbus, 2010.
- [53] Baunetz Wissen, (Hrsg.): *Betonherstellung und Klimaschutz*. URL: <https://www.baunetzwissen.de/beton/fachwissen/herstellung/betonherstellung-und-klimaschutz-7229519> (besucht am 19.06.2021).

-
- [54] Beer, J. de et al.: „Greenhouse Gas Emissions from major industrial sources - III Iron and Steel Production“. In: *By order of the IEA Greenhose Gas R&D Programme, M 735 PH3/30* (2003).
- [55] 2 degrees Investing Initiative (2DII): *Steel Asset-level Emissions Methodology. Version 1.2*. 2020.
- [56] Wiese, A.: *Wirtschaftlichkeit und Finanzierung. Kosten der erneuerbaren Energien im Vergleich*.
- [57] Werner, J. H.: „Photovoltaikmaterialien und -technologien. Markttrends“. Vorlesungsunterlagen: Photovoltaik I, Institut für Photovoltaik (ipv), Universität Stuttgart. 2020.
- [58] Carvalho, M. L. et al.: „Life Cycle Assessment of Stationary Storage Systems within the Italian Electric Network“. In: *Energies* 14.2017 (2021).
- [59] Pellow, M. A. et al.: „Research gaps in environmental life cycle assessments of lithium ionbatteries for grid-scale stationary energy storage systems: End-of-lifeoptions and other issues“. In: *Sustainable Materials and Technologies* 23 (2020).
- [60] Poworks, (Hrsg.): *Ein Vergleich von NMC / NCA Lithium-Ionen-Akku und LFP-Batterie*. 2014. URL: <https://poworks.com/de/ein-vergleich-von-nmc-nca-lithium-ionen-akku-und-lfp-batterie> (besucht am 07.07.2021).
- [61] Majeau-Bettez, G. et al.: „Life Cycle Environmental Assessment of Lithium-Ion and Nickel Metal Hydride Batteries for Plug-In Hybrid and Battery Electric Vehicles“. In: *Environ. Sci. Technol.* 45 (10) (2011), S. 4548–4554.
- [62] Gargiulo, A. et al.: „Life Cycle Assessment of Italian Electricity Scenarios to 2030“. In: *Energies* 13.3852 (2020).
- [63] Asdrubali, F. et al.: „Life cycle assessment of electricity production from renewableenergies: Review and results harmonization“. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 42 (2015), S. 1113–1122.
- [64] Kenny, J. F. et al.: „Estimated use of water in the United States in 2005“. In: *U.S. Geological Survey Circular 1344* (2009).
- [65] DLR - Institut für Solarforschung, (Hrsg.): *SOLWARIS*. URL: https://www.dlr.de/sf/de/desktopdefault.aspx/tabid-9315/22254_read-53491/ (besucht am 15.06.2021).
- [66] Heidemann, W.: *Technische Thermodynamik - Kompaktkurs für das Bachelorstudium*. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2016.
- [67] Kubiszewski, I. et al.: „Meta-analysis of net energy return for wind power systems“. In: *Renewable Energy* 35 (2010), S. 218–225.
- [68] Schünemann, C.: *Konzentrierte Solarthermie (CSP)*. 2021. URL: <http://www.regenerative-zukunft.de/joomla/erneuerbare-energien-menu/solarthermie-csp> (besucht am 11.06.2021).

- [69] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit, (Hrsg.): *Die Ökobilanz (Fortsetzung)*. URL: <https://www.ecodesignkit.de/methoden/b2-analyse-und-bewertungsmethoden/b21-die-oekobilanz/die-oekobilanz-fortsetzung/> (besucht am 12.06.2021).

Anhang

Anhang 2-A: Auszug verschiedener Wirkungskategorien basierend auf Informationen des ifeu (Institut für Energie- und Umweltforschung) [23] Emissionskategorien:

- Wirkungskategorie **Klimawandel** ⇒
 - Inhalt → berücksichtigt auf der physikalischen Grundlage des Treibhausgaseffekts die direkten und indirekten Umweltwirkungen der anthropogenen Erwärmung durch verschiedene Treibhausgase [23]. Der anthropogene Treibhauseffekt wird insbesondere durch Kohlenstoffdioxid, Distickstoffmonoxid und Methan verursacht. Die Klimawirksamkeit der einzelnen Emissionen wird durch den Charakterisierungsfaktor (teilweise auch GWP-Faktor) beschrieben, der das spezifische Wirkungspotential eines Stoffes in Relation zu Kohlenstoffdioxid bestimmt [4].
 - Wirkungskategorie-Indikator → „Global Warming Potential“ (GWP) für den Zeithorizont von 100 Jahren (IPCC 2013)
 - Einheit → $kg\ CO_{2-eq}/funktionelle\ Einheit$
- Wirkungskategorie **Stratosphärischer Ozonabbau** ⇒
 - Inhalt → thematisiert den anthropogen verursachten Abbau der stratosphärischen Ozonschicht.
 - Wirkungskategorie-Indikator → „Ozon Depletion Potential“ (ODP) (WMO 2011)
 - Einheit → $kg\ CFC_{11-eq}/funktionelle\ Einheit$
- Wirkungskategorie **Photochemische Oxidantienbildung** ⇒
 - Inhalt → thematisiert die photochemische Entstehung von Ozon und weiteren human- und ökotoxische Verbindungen (Photooxidantien).
 - Wirkungskategorie-Indikator → Maximum Incremental Reactivity (MIR)
 - Einheit → $kg\ O_{3-eq}/funktionelle\ Einheit$
- Wirkungskategorie **Versauerung** ⇒
 - Inhalt → adressiert die Veränderung des Säure-Base-Gleichgewichts aquatischer und terrestrischer Ökosysteme durch Emissionen von Säurebildnern und Säuren.

- Wirkungskategorie-Indikator → Versauerungspotential nach Heijungs et al. (1992)
- Einheit → $kg\ SO_{2-eq}/funktionelle\ Einheit$
- Wirkungskategorie **Eutrophierung und Sauerstoffzehrung** ⇒
 - Inhalt → beschreibt die übermäßige Zufuhr von Pflanzennährstoffen (anorganische Phosphor- und Stickstoffverbindungen, abgekürzt P und N) in Gewässer und Böden.
 - Wirkungskategorie-Indikator → terrestrische und das aquatische Eutrophierungspotential nach Heijungs et al. (1992)
 - Einheit → $kg\ PO_{4-eq}/funktionelle\ Einheit$
- Wirkungskategorie ⇒
 - Inhalt → beschreibt die toxische Schädigung des Menschen durch Feinstaub (hier: Partikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von 2,5 μm)
 - Wirkungskategorie-Indikator → Aerosolbildungspotenzial (Aerosol Formation Potential, AFP)
 - Einheit → $kg\ PM_{2.5eq}/funktionelle\ Einheit$

Anhang 2-B: Beispielhafte LCIA für die Wirkungskategorie *Klimawandel*. Modifiziert nach [11]. Es werden speziell die klimarelevanten Elementarflüsse der Treibhausgase Kohlenstoffdioxid (CO_2), Methan (CH_4), Lachgas (N_2O) betrachtet.

Beispiele zur Charakterisierung von Ergebnissen der Sachbilanz (Wirkungskategorie *Klimawandel/anthropogener Treibhauseffekt*).

Wirkungskategorie	Treibhauseffekt		
Wirkungsmodell	GWP _{100years}		
Wirkungsindikator	Erhöhung des Infrarotstrahlungsantrieb (W/m^2)		
Elementarfluss	Ergebnisse Sachbilanz in kg Emissionen / funktionelle Einheit	Charakterisierungsfaktor (Global Warming Potential) in kg CO_2 -Äquivalent / kg Emissionen	Indikatorwert in kg CO_2 -Äquivalent / funktionelle Einheit
CO_2	5	1	5,00
CH_4	0,5	25	12,50
N_2O	0,01	298	2,98
Ergebnis der Charakterisierung für die Kategorie „Klimawandel“/„anthropogener Treibhauseffekt“			20,48

Anhang 2-C: Auszug verschiedener Methoden der Wirkungsabschätzung (LCA - Schritt 3)

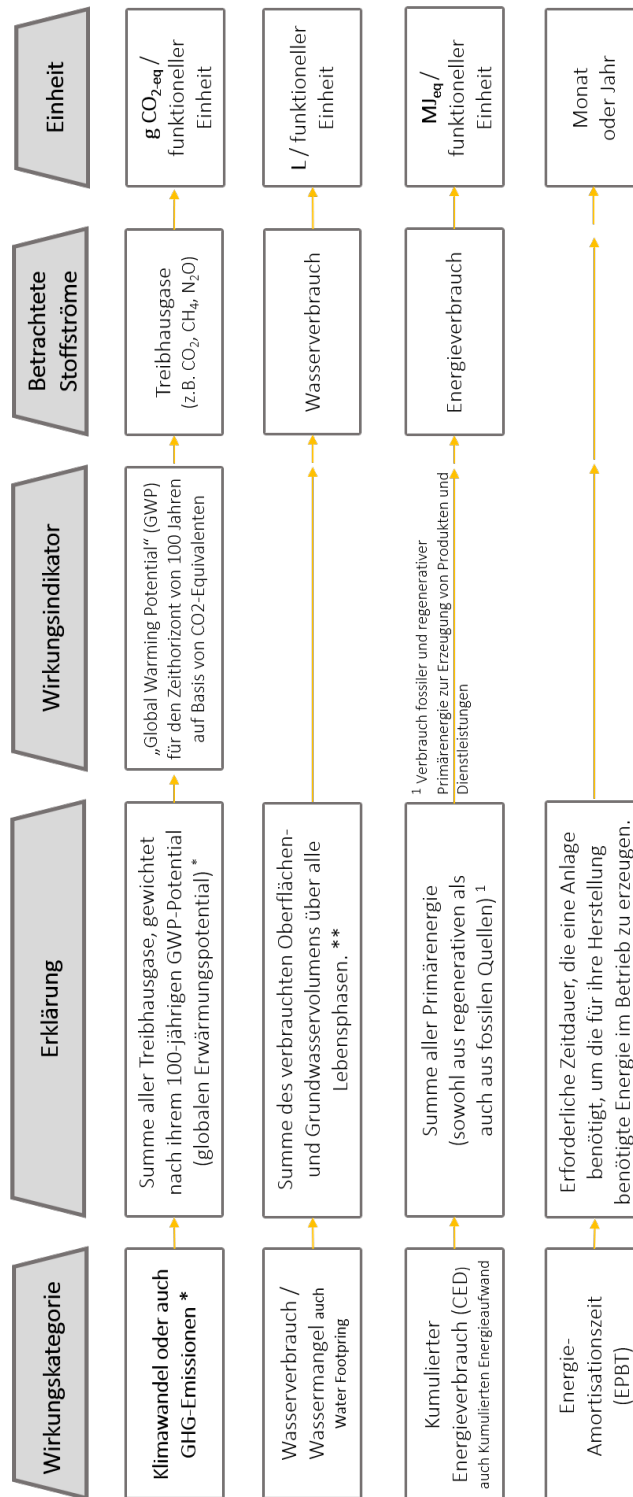
Methoden der Wirkungsabschätzung [11].

CML 2002	Bei dieser Methode handelt es sich um einen Mid-Point-orientierten/problemorientierten Ansatz, der sich unmittelbar an den Vorgaben aus den DIN EN ISO-Normen 14040 und 14044 orientiert. In der Baseline-Version werden die 10 Wirkungskategorien Ozonabbau, Humantoxizität, Süßwasser- und Salzwasserökotoxizität, terrestrische Ökotoxizität, photochemische Oxidation, Treibhauseffekt (GWP), Versauerung, abiotische Ausbeutung und Eutrophierung. Eine Modellerweiterung ermöglicht die Untersuchung weiterer Wirkungskategorien entsprechend der Ziele der Ökobilanzuntersuchung.
Eco- Indicator 99	Diese Methode erfasst die 11 Mid-Point-Wirkungskategorien Klimawandel, Ozonabbau, Versauerung/Eutrophierung, karzinogene Effekte, respiratorische Effekte (anorganisch), respiratorische Effekte (organisch), ionisierende Strahlung, Ökotoxizität, Landnutzung, mineralische Ressourcen sowie fossile Energieträger) und fasst sie zu drei Schadenskategorien mit End-Point-Indikatoren zusammen. Zusätzlich werden Gewichtungsfaktoren angeboten mit denen die Schadenskategorien zu einer einheitlichen Kennzahl (Eco-Indicator-Points) aggregiert werden können.
IMPACT 2002+	Der IMPACT 2002+ kombiniert die Mid-Point- und End-Point-Ansätze und priorisiert die Bewertung von Human- und Ökotoxizität. Dazu werden 13 Wirkungskategorien erfasst (Humantoxizität, respiratorische Effekte, ionisierende Strahlung, Ozonabbau, Photooxidantien, aquatische Ökotoxizität, terrestrische Ökotoxizität, aquatische Eutrophierung, terrestrische Eutrophierung/Versauerung, Landnutzung, Treibhauseffekt, nichterneuerbare Energieträger, mineralische Ressourcen) die anschließend den vier Schadenskategorien zugeordnet werden:

	<ul style="list-style-type: none"> • Humangesundheit in [DALY] (DALY; engl. Disability-Adjusted Life Years) • Ökosystemqualität in [PDF m^2 a] (PDF; engl. Potentially Disappeared Species) • Klimawandel in [kg CO₂-Äquivalente] • Ressourcen in [MJ]
ReCiPe 2008	<p>Auch die ReCiPe-Methode ist ein kombinierter Mid-Point-End-Point-Ansatz und basiert auf den Methoden CML 2001 und Eco-Indicator 99 mit dem Ziel, einen konsistenten Rahmen für die Einordnung von Mid-Point- und End-Point-Indikatoren zu entwickeln. Im Zuge der Erarbeitung wurden zusätzlich die existierenden Wirkungskategorien überarbeitet und um weitere Wirkungskategorien ergänzt. Insgesamt werden nun 18 Wirkungskategorien mit drei Schadenskategorien verknüpft.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Schaden an Humangesundheit in [DALY] • Ökosystemdiversität in [PDF m^2 a] • Ressourcen (*surplus energy cost) in [US/kg]oder[US/m³] <p>* Der Indikator der Schadenskategorie Ressourcen sind die sogenannten <i>surplus energy cost</i>; diese entsprechen den zukünftigen globalen Kosten für zusätzlichen Energieaufwand zur Gewinnung von Ressourcen.</p>

Anhang 2-D: Übersicht verbreiteter Wirkungskategorien, inklusive deren Wirkungsindikatoren und Einheit [4] [35] [23] [11]

Anmerkung: Die Quelle [23] verwendet den Begriff Wirkungsindikator synonym zu der Definition Charakterisierungsfaktor der Quelle [11].



* Bilanzierung der klimawirksame Emissionen. Wird auch als Carbon Footprint bezeichnet. Inklusive zusätzlicher Inhalte, die über die Normen der Ökobilanz hinaus und stärker auf speziellen Interessenslage eingehen.
 ** Die anthropogenen Erwärmung der Atmosphäre (auch anthropogener Treibhauseffekt) wird besonders durch CO₂-Emissionen verursacht. (Eingetragen durch direkte und indirekte Umweltwirkungen). Deshalb wird das spezifische Wirkungspotential anderer Stoffe (z.B. Methan, Distickstoffmonoxid) in Relation zu CO₂, mithilfe des GWP-Faktors in Form von CO₂-Äquivalenten, bestimmt.
 *** Weitere Spezialformen nach Ausberg (2015): Water Footprint sowie der kumulierten Energieaufwand

Anhang 3-A: Wirkungskategorie Wasserverbrauch - Wasserstress

Eine weitere wichtige Wirkungskategorie ist der Wasserverbrauch, da Standorte mit hoher DNI und damit geeignete CSP-Standorte meistens in wasserarmen Regionen zu finden sind [32]. Außerdem wird die Wasserknappheit als Folge des Klimawandels weiter zunehmen. Deshalb ist es wichtig zu identifizieren, welche Technologien zur Strombereitstellung sowohl die Treibhausgasemissionen als auch lokale Süßwasserressourcen schonen bzw. reduzieren [64] [35].

Unter Wasserverbrauch / Wasserverlust versteht man die Menge an Wasser, die „verdampft, transpiriert, in Produkte oder Pflanzen eingearbeitet, von Menschen oder Tieren konsumiert oder auf andere Weise aus der unmittelbaren Wasserumgebung entfernt“ ([64]) wird. Berechnet wird sie durch die Aufsummierung des verbrauchten Oberflächen- und Grundwasser während der einzelnen Lebensphasen pro erzeugter Stromeinheit [64].

Parabolrinnenkraftwerke

Die Auswahl an LCA-Literatur die den Wasserverbrauch von Parabolrinnenkraftwerke überhaupt berücksichtigt und anschließend einen Vergleich zwischen Anlagen mit Nass- bzw. Trockenkühlung zulässt ist gering. Die nachfolgenden Ergebnisse beziehen sich deshalb nur auf die Publikation [35], die eine Anlage im Solar-Only Betrieb analysiert.

Nassgekühlte Anlage Für die nassgekühlte Referenzanlage aus [35] ergibt sich ein Wasserverbrauch über den gesamten Lebenszyklus von 4,7 l/kWh. Davon fallen 89 % (entspricht 4,2 l/kWh) während der O&M-Phase an. Der hohe Wasserverbrauch von nassgekühlten Parabolrinnenkraftwerken wird prinzipiell durch die Quelle [32] bestätigt. Auch wenn hier der Gesamtwasserverbrauch mit 6,27 l/kWh etwas über dem Verbrauch aus [35] liegt. Von den 6,27 l/kWh fallen 98 % in der O&M-Phase an.

Wieso es die Diskrepanz im Gesamtwasserverbrauch der beiden Publikationen gibt, kann nicht genau nachvollzogen werden. Eine Ursache kann aber der geringere thermische Wirkungsgrad in [32] sein. Jedoch ist es wahrscheinlicher das Unterschiede in den benutzten Daten für die Diskrepanz verantwortlich sind.

Gegenüberstellung Nass- und Trockenkühlung Der interne Vergleich einer nassgekühlten mit einer trockengekühlten Anlage in [35] zeigt, dass für diese spezifischen Anlagen der Gesamtwasserverbrauch der Nasskühlung mehr als vier mal so hoch (77 % Zunahme) ist, als der Verbrauch der trockengekühlten Anlage¹ mit 1,1 l/kWh (bei gleicher Nettoleistung von 103 MW). Die Abbildung 6.1 zeigt die Ergebnisse des internen Vergleichs aus [35]. Auch unterscheidet sich der Anteil der O&M-Phase am Gesamtverbrauch. Bei der Trockenkühlung verursacht diese lediglich 0,55 l/kWh (entspricht 50 % des Gesamtverbrauchs). Innerhalb der übrigen Lebensphasen

¹Anmerkung: Unter dem Trockenkühlsystem wird eine Aneinanderreihung von Ventilatoren verstanden, die Luft durch ein System von WT leiten und dem zu kühlenden Medium so Wärme entziehen. Synonym wird der Begriff lüftgekühlter Kondensator auch ACC verwendet.

unterscheidet sich der Wasserverbrauch zwischen den Technologien nicht sonderlich. Der Einfluss der Lebensphasen Abbau und Entsorgung liegt bei 0,00053 l/kWh und 0,0071 l/kWh für die Nasskühlung bzw. 0,00053 l/kWh und 0,0074 l/kWh für die Trockenkühlung und ist in der Abbildung 6.1 deshalb nicht zu sehen [35].

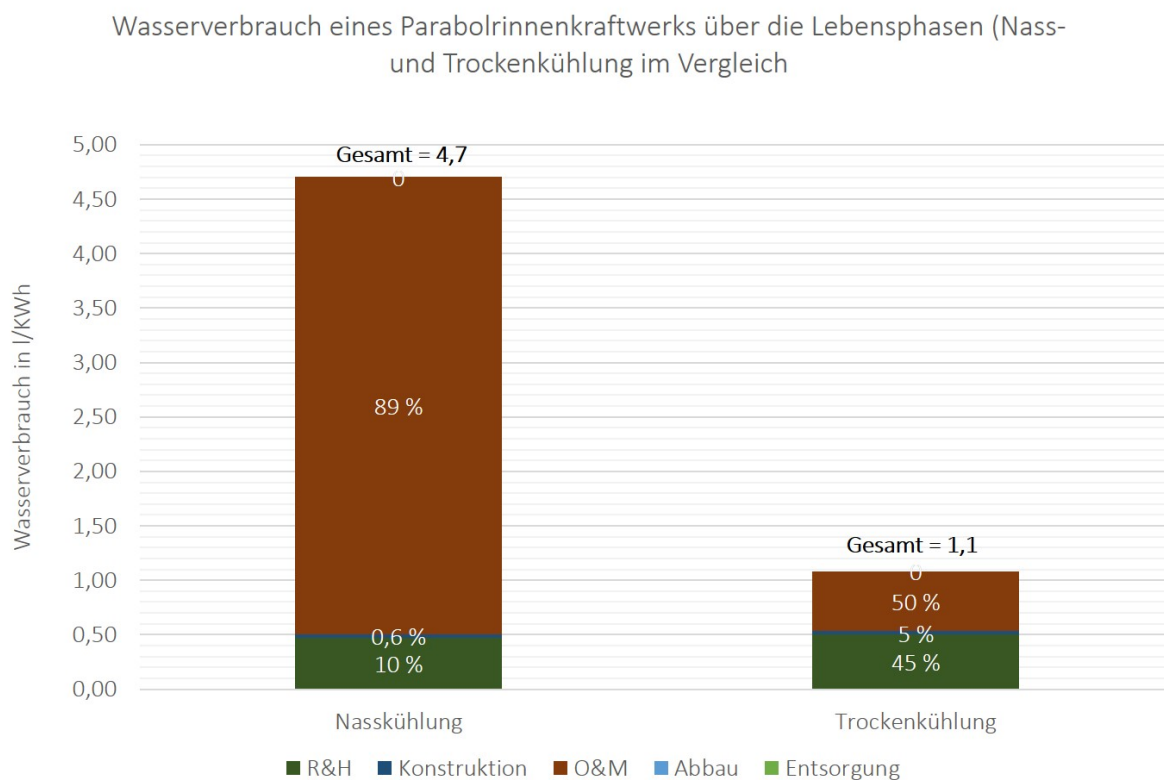


Abbildung 6.1: Wasserverbrauch bei Parabolrinnenkraftwerken während des Lebenszyklus, inklusive dem Vergleich von Nass- und Trockenkühlsystemen. Die Spezifikation der beiden System findet sich in [35, S.2459, Tabelle 1]

Betriebswasserbedarf Neben der Aufteilung des Wasserverbrauchs auf die einzelnen Lebensphasen, wird in der Quelle [35] auch der, den verschiedenen Baugruppen zugeordnete, Betriebswasserbedarf vor Ort angegeben. Hier ist der Verbrauch des Kraftwerksblock mit ca. 3,5 l/kWh für den Großteil des Gesamtverbrauchs verantwortlich. Dagegen verbraucht der trockenengekühlte Kraftwerksblock lediglich ca. 0,13 l/kWh. Einen Vergleich des gesamten Betriebswasserbedarfs vor Ort und dessen interne Aufteilung bei nass- bzw. trockenengekühlten Anlagen zeigt die Tabelle 6.3.

Tabelle 6.3: Parabolrinnenkraftwerk aus [35]: Vergleich des Betriebswasserbedarfs vor Ort von nass- und trocken-gekühlten Anlagendesigns. *engl.: wet surface air cooler makeup, **Ausschleusung von Kessel- oder Kreislaufwasser aus z. B. Dampfkesseln, engl.: blowdown quench

	Einheit	nassge- kühlt	trocken- gekühlt
Kühlturmsatzwasseraufbereitung	l/kWh	3,4	-
Aufbereitung des nassen Flächenluftkühlers*	l/kWh	-	0,008
Absatzung** und Aufbereitung Dampfkreislauf	l/kWh	0,066	0,067
Für täglichen Start: Aufbereitung Dampfkreislauf	l/kWh	0,038	0,053
Spiegel waschen	l/kWh	0,12	0,12
Gesamt	l/kWh	3,6	0,25

Für die nassgekühlten Systeme ergibt sich auf Basis der untersuchten Publikation [35] und [32] eine gewisse Bandbreite an Ergebnissen für den Gesamtwasserverbrauch. Das Ergebnis der Trockenkühlung ist ein Einzelergebnis und wegen der fehlenden Vergleichsliteratur nicht ohne weiteres belastbar.

Turmkraftwerke

Für den Wasserverbrauch von Turmkraftwerken werden drei Publikationen ([17], [16], [30]) untersucht, die alle drei mit einem Trockenkühler arbeiten. Der angegebene Gesamtwasserverbrauch liegt zwischen 0,148 l/kWh in [17] und 1,4 l/kWh in [16].

Die Publikation [16] geht am detailliertesten auf den Wasserverbrauch ein. Die Referenzanlage (siehe Abbildung 6.2) verbraucht hier im gesamten Lebenszyklus 1,4 l/kWh, wovon 67 %² während der O&M-Phase und 31 % während der R&H-Phase anfallen. Ähnlich verteilte Angaben zur Aufteilung des Wasserverbrauchs auf die Lebensphasen macht die Publikation [17] (78 % O&M-Phase und 37 % R&H-Phase)³ Der Gesamtverbrauch des Kraftwerks ist jedoch mit 0,148 l/kWh sehr viel geringer.

²Anmerkung: Im Fließtext der Publikation [16] werden 67 % angegeben. Wenn die absoluten Angaben der Figure 1 für die Referenzanlage nachgerechnet werden, ergibt sich für die Lebensphase O&M jedoch ein Anteil von 71 %. Auch die Summierung der einzelnen absoluten Angaben der Lebensphasen ergeben nicht den angegebenen Gesamtverbrauch von 1,4 l/kWh, sondern 1,46 l/kWh. Unter der Annahme, dass sowohl die im Text genannten 1,4 l/kWh als auch die 67 % stimmen, ergibt sich zurückgerechnet für die O&M-Phase ein absoluter Wert von 0,94 l/kWh statt 1 l/kWh.

³Anmerkung: Während der End-of-Life Phase wird dem Kraftwerk ein Verbrauch von ca. 15 % gutgeschrieben [17].

Verbrauch innerhalb der O&M-Phase Die Verteilung des Verbrauchs innerhalb der O&M-Phase der beiden Publikationen [16] und [17] zeigt kein eindeutiges Bild. Die Publikation [17] gibt an, dass der Wasserverbrauch zu 99 % (0,119 l/kWh) für die Reinigung der Heliostate benötigt wird. Bei dem Kraftwerk aus [16] hat der Verbrauch von Netzstrom mit 59 % den größten Einfluss auf den Wasserverbrauch. Dieser Wert hängt von der Art des genutzten Strommixes und dessen Wasserverbrauch ab (hier: U.S. electricity grid mix mit 27 l/kWh). Das Reinigen der Heliostaten verbraucht nur 18 % (0,169 l/kWh) des Wassers. Die absoluten Angaben zum Wasserverbrauch der Heliostatreinigung liegen mit 0,119 l/kWh [17] und 0,169 l/kWh [16] in einem ähnlichen Bereich. Der absolute Wasserverbrauch in der O&M-Phase des Kraftwerks aus [16] ist mit 0,94 l/kWh jedoch deutlich größer. Da in der Publikation [17] keine Angaben zum Netzstromverbrauch gemacht werden, liegt die Vermutung nahe, dass sich die Inhalte der beiden Sachbilanzen stark unterscheiden und das eine mögliche Ursache ist, weshalb sich die resultierenden Wasserverbräuche der O&M-Phase unterscheiden.

Verbrauch innerhalb der R&H-Phase Auch die Verteilung des Verbrauchs innerhalb der R&H-Phase⁴ unterscheidet sich bei beiden Anlagen. Für das Kraftwerk aus [16] entfallen 51 % des Wasserverbrauchs auf das Heliostatfeld (Kollektorsystem) und 20 % auf das Stromerzeugungssystem und lediglich 5 % auf das Flüssigsalz. Als Ursachen für den hohen Verbrauch der ersten beiden Baugruppen gibt die Publikation [16] den hohen Materialbedarf des Kollektorsystems sowie die hochwertigen, aufwendig gefertigten Komponenten beim Stromerzeugungssystem an. Bei dem Kraftwerk aus [17] verursacht die Herstellung des Flüssigsalzes 43 % des Wasserverbrauchs und die Herstellung des Kollektorfelds 24 % des Verbrauchs.

Zusatz - hybrider Betrieb In der Publikation [30] wird der Wasserverbrauch der O&M-Phase für ein hybrid betriebenes Turmkraftwerk angegeben. Der Gesamtverbrauch liegt bei 0,161 l/kWh.

Zusatz - Nasskühlung Neben dem Trockenkühlssystem vergleicht die Publikation [17] auch eine Nasskühlung. Für die gleiche Anlagenkonfiguration steigt der Wasserverbrauch für das Nasskühlungssystem um 96 % an.

Schlussfolgerung Die beiden primär betrachteten Publikationen [16] und [17] zeigen kein einheitliches Bild für den Wasserverbrauch der Turmkraftwerke. Der absolute Verbrauch unterscheidet sich erheblich und auch die Aufteilungen innerhalb der O&M- und R&H-Phase auf verschiedene Baugruppen. Wieso die Publikationen kein vergleichbares Ergebnis zeigen lässt sich auf Basis der von den Publikationen veröffentlichten Daten nicht schlussfolgern. Lediglich die Anteile der O&M- und R&H-Phase am Gesamtverbrauch zeigen ein ähnliches Bild. Auch

⁴Anmerkung: in [17] enthält die R&H-Phase auch den Verbrauch der Konstruktionsphase. Da der Verbrauch dieser Lebensphase für die Publikation [16] jedoch nur 1,4 % beträgt, wird das Ergebnis der Publikation [17] für die beiden Phasen (R&H und Konstruktion) gleichwertig mit dem Ergebnis der Publikation [16] für die R&H-Phase betrachtet.

kann festgehalten werden, dass der Einfluss der übrigen Lebensphasen eine untergeordnete Rolle spielt.

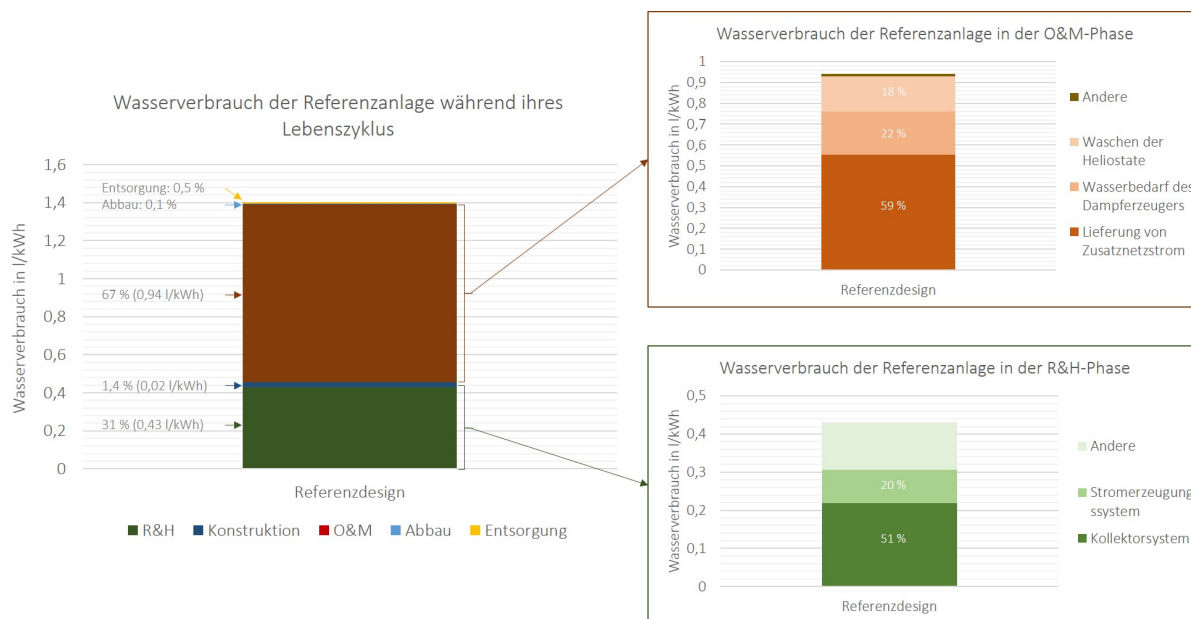


Abbildung 6.2: Gesamter Wasserverbrauch eines Turmkraftwerks mit Aufteilung des Verbrauchs auf die einzelnen Lebensphasen. Referenzdesign: ACC, Flüssigsalz als WTF und Speichermedium aus abgebauten (Bergbau) Nitratsalzen, 2-Tank-Speichersystem, Hilfsenergie aus örtlichem Stromnetz (keine Verbrennung von Erdöl, o.ä. vor Ort). Stromerzeugungssystem: Anhang 3-a [16].

Anmerkungen zum Wasserverbrauch Es wurde gezeigt, dass der Wasserverbrauch primär in der O&M-Phase einer CSP-Anlage verursacht wird. In nassgekühlten Anlagen wird der Großteil des Wasser im Kondensator des PB benötigt, um den Dampf zu kondensieren. Nur ca. 7 % werden zur Reinigung der Spiegel verwendet. Der Verbrauch kann durch die Nutzung eines ACC stark reduziert werden, auch wenn das mit einem Wirkungsgradverlust einhergeht, der von der Umgebungstemperatur des Standorts abhängt, die an Standorten mit hoher DNI oft hoch ist. Nassgekühlte Systeme arbeiten hier effizienter, weil deren Wirkungsgrad von der Temperatur des Kühlfluids (Wasser) abhängt [65] [66].

Da ein reduzierter Wasserverbrauch durch die Nutzung eines ACC das LCA-Ergebnis in der Wirkungskategorie Wasserverbrauch jedoch signifikant verbessert, sollten diese Konzepte in ariden Regionen im Zusammenhang mit positiven ökologischen Auswirkungen bevorzugt werden. Ein Forschungsprojekt, das sich mit dem Thema der Wassereinsparung zur Reduzierung der Wasserbelastung an trockenen Standorten während des Betriebs befasst, ist SOWLARIS. Hier werden neben der Nasskühlung auch Einsparungsmöglichkeiten bei der Spiegelreinigung und dem Dampfkreislauf untersucht [65]. Möglichkeiten zur Reduktion des Wasserverbrauchs in der R&H-Phase der CSP-Anlage werden nicht untersucht.

Anhang 3-B: Energie-Amortisationszeit

Unter der Energie-Amortisationszeit bzw. EPBT versteht man die Zeitdauer, die eine (CSP-)Anlage benötigt, um die Menge an Primärenergie (als Nettostromleistung) zu erzeugen, die für ihren Bau, inklusive der Rohstoffgewinnung und Herstellung von Anlagenelementen, und ihren Rückbau verbraucht wurde/werden wird [35], [31].

Der EPBT lässt sich mit der Gleichung 6.1 berechnen [31]:

$$EPBT(a) = \frac{CED_c}{\left(\frac{E_{net}}{g} - CED_o\right)} \quad (6.1)$$

mit

- E_{net} : jährliche Nettostromproduktion der CSP-Anlage (in MJ/a)
- CED_c : Kumulativer Primärenergieverbrauch, der für Gewinnung, Herstellung, Konstruktion und Abbau der Anlage benötigt wird (in MJ)
- CED_o : Kumulativer Primärenergieverbrauch, der mit der O&M-Phase, also mit dem Betrieb und der Wartung, verbunden ist (in MJ/a)
- g : durchschnittlicher Wirkungsgrad, der für die Umwandlung der Primärenergie in Strom angenommen wird (in %); 48,74 % in [31]

Der EPBT liegt durchschnittlich für

- **Parabolrinnenkraftwerk** im Solar-Only Betrieb zwischen 1,0 a [35],[5] und 1,44 a [31]. In [31] wird außerdem der hybride Betrieb mit 12 % Zufeuerung betrachtet, hier liegt die EPBT, je nach Brennstoff und dessen Brennwert, zwischen 1,72 a und 1,83 a. Ein höherer EPBT, wie beispielsweise bei Holzpellets, ist auf den geringeren Brennwert zurückzuführen.
- **Turmkraftwerke** zwischen 1,02 a [5] und 1,33 a [16]. Während der Recherche wurden jedoch lediglich zwei Arbeiten ([16], [5]) gefunden, die die EPBT für Turmkraftwerke berechnen.

Die Gegenüberstellung der analysierten Publikationsergebnisse finden sich im Anhang 3-F.

Parabolrinnen- und Turmkraftwerke haben beide in etwa eine EPBT von einem Jahr [5]. Damit liegen die EPBT-Ergebnisse für CSP-Anlagen im Solar-Only Betrieb im Bereich von Windkraftanlagen (EPBT zwischen 3 -7 Monaten) ([36], [67], Stand 2010). Ein Vergleich mit dem EPBT von PV-Anlagen ist schwierig, da deren EPBT eine hohe Spanne zwischen 0,21 Monaten bis 8 Jahre ([36], Stand 2008) aufweist.

Anhang 3-C Ressourcenverbrauch und Landnutzung:

Abschließend soll speziell auf die mineralischen Ressourcen bzw. Materialien, die zu hohen Anteilen in CSP-Kraftwerken verbaut sind sowie die Landnutzung eingegangen werden.

Ressourcenverbrauch

In diesem Unterkapitel werden die am häufigsten in den Kraftwerken verbauten Materialien analysiert. Dafür konnten nur die drei Publikationen [34], [16] und [35] herangezogen werden, weil sehr wenige LCAs in ihrer Auswertung Bezug dazu nehmen und genug Informationen diesbezüglich zur Verfügung stellen.

Die Angaben zu den verbauten Materialien werden aber keinen Umweltwirkungen zugeordnet, die durch den Abbau, die Nutzung oder Entsorgung der Materialien anfallen. Zwei Publikationen, die diese Schlüsse auf Basis der Wirkungsabschätzungsmethoden Eco-indicator 99 [12] bzw. Impact2002+ [41] treffen und die Ergebnisse als *single score indicator* in MPt/MWh bzw. points/MWh angegeben sind [12] und [41]. Da jedoch innerhalb der Arbeit wegen den zusätzlichen Unsicherheiten in der Modellierung keine Publikationen mit Ergebnissen in MPt/MWh bzw. points/MWh berücksichtigt wurden, wird hier nur der Hinweis für mögliche weitere Recherchemöglichkeiten gegeben.

Turmkraftwerke Die erste Publikation [34] betrachtet ein in Kalifornien geplantes Turmkraftwerk (2-Turm Anlage, Lebensdauer: 20 a, DNI: 2585 kWh/m² a, 2-Tank direkt Flüssigsalzspeicher, Salzzusammensetzung: 60 % NaNO₃ and 40% KNO₃). Im Referenzaufbau teilt sich der spezifische Bedarf an Bodenschätzen folgendermaßen auf (siehe auch Abbildung 6.3):

- Kalkstein: ca. 5.600 g / MWh_{el} ⇒ *Nach eigenen Vermutungen verwendet zur Herstellung des Zements für den Beton*
- Eisen: 2.898 g / MWh_{el} ⇒ *Nach eigenen Vermutungen Hauptbestandteil des Struktur-/Baustahls*
- Sand/Ton: 1.433 g / MWh_{el} ⇒ *Nach eigenen Vermutungen verwendet primär als Gesteinskörnung zur Herstellung des Betons sowie gegebenenfalls zur Glasherstellung*
- Kupfer: 26 g / MWh_{el} ⇒ *Nach eigenen Vermutungen benötigt für die Stromverkabelung*

In der Arbeit ist nicht angegeben, für welche Komponenten die Materialien in welcher Menge verwendet werden.

Von den oben genannten Materialien wird ein Großteil im Heliostatfeld verbaut (73 % des Kalkstein-, 78 % des Eisen- und 76 % des Sandbedarfs). Auch das Kupfer wird mit 89 % primär im Heliostatfeld benötigt [34]. Es ist davon auszugehen, dass das Eisen zur Herstellung von Stahl und damit primär für die Heliostate verwendet wird [68].

	Konventionelles Konzept	
	Turmkraftwerk	Heliostat-/ Solarfeld
	[g/MWh _{el}]	[%]
Kalkstein	5600,1	73,3
Eisen	2898	77,8
Sand (Ton)	1433,4	66,9
Kupfer	26	88,5
Lithium	-	-
Mangan	2,6	52
Aluminium	57	9,4
Dolomit	9,1	58,4
Magnesit	108,8	28,8
Nickel	118	20,1
Zink	5,2	65,5

Abbildung 6.3: Ausschnitt des Materialbedarfs eines Turmkraftwerks und Beitragsanalyse zum Solarfeld nach [34]

Auch die Publikation [16] untersucht ein Turmkraftwerk, hier sind die am häufigst verwendeten Materialien bezogen auf das gesamte Kraftwerk (kein Bezug zur erzeugten MWh; Eigenberechnung: mit Bezug zur erzeugten Strommenge in MWh über die Lebenszeit von 30 Jahren: 11.353.903 MWh):

- Weiterentwickelter hochfester Stahl (engl.: advanced high strength steel; carbon steel): $3,98 \cdot 10^4 t \rightarrow 3.505 g/MWh_{el}$
- Beton: $1,5 \cdot 10^5 t \rightarrow 13.211 g/MWh_{el}$
- Natriumnitrat: $1,05 \cdot 10^4 t \rightarrow 925 g/MWh_{el}$
- Solarglas: $1,0 \cdot 10^4 t \rightarrow 881 g/MWh_{el}$

Andere Materialien liegen in ihrer Menge weit unter den oben genannten Stoffen. Auch in diesem Kraftwerk sind Stahl und Beton stark vertreten und es lässt sich auf Basis der beiden Publikationen [34] und [16] eine Dominanz dieser Stoffe vermuten. Da für beide Publikationen nicht die selben Materialien angegeben sind, ist ein direkter Vergleich der Materialanteile bezogen auf die erzeugte MWh_{el} nicht möglich.

Der Anteil des verschiedenen Lebensphasen am Materialbedarf ist in der Abbildung 6.4 dargestellt. Auch hier verursacht das Heliostatfeld für alle Materialien, ausgenommen für Natriumnitrat, den höchsten Verbrauch [16].

Turmkraftwerk							
Material	Menge	Konstruktions- phase (Site Improvement)	Receiver- system	Heliostat- feld	TES	Dampf- erzeugungs- system	Strom- erzeugungs- system
	g/MWh _{el}	%	%	%	%	%	%
hochfester Stahl (carbon steel)	3505	0,2	8,2	69,9	1,3	7,3	13,0
Beton	13211	0,4	35,2	47,6	1,9	6,7	8,1
Natriumnitrat	925	-	-	-	100	-	-
Solarglas	881	-	-	100	-	-	-

Abbildung 6.4: Materialverteilung auf die einzelnen Lebensphase für das Turmkraftwerk aus [16]

Parabolrinnenkraftwerk In der Abbildung 6.5 ist die Menge der am häufigsten im Kraftwerk aus [35] benötigten Materialien angegeben. Der größte Verbrauch mineralischer Ressourcen ergibt sich für den Beton, gefolgt von Natriumnitrat für das TES und an dritter hochfester Stahl. In der Publikation wird dabei der Großteil des Beton und Stahls im Kollektorfeld verbaut. Die Verteilung des Materialverbrauchs auf die einzelnen Lebensphasen (spezifisch für die Publikation [35]) findet sich in der Abbildung 6.5.

Parabolrinnenkraftwerk					
Material	Menge	HTF	Kollektor- feld	TES	Kraftwerks- block
	g/MWh _{el}	%	%	%	%
Nasskühlung					
hochfester Stahl	2032	13	66	12	9
Beton	4943	9	44	16	30
HTF-Fluid	334	100	-	-	-
Solarglas	883	-	100	-	-
Natriumnitrat	2906	-	-	100	-
Kaliumnitrat	1937	-	-	100	-
Kies	3781	-	-	-	100
Trockenkühlung					
hochfester Stahl	2328	12	61	11	17
Beton	5008	9	46	15	30
HTF-Fluid	349	100	-	-	-
Solarglas	927	-	100	-	-
Natriumnitrat	3046	-	-	100	-
Kaliumnitrat	2028	-	-	100	-
Kies	3973	-	-	-	100

Abbildung 6.5: Materialverteilung auf die einzelnen Lebensphase für das Parabolrinnenkraftwerk aus [35]

Speziell für dieses Kraftwerk ergibt sich eine Dominanz der Materialien Stahl und Beton. Die Ergebnisse konnten aber nicht durch andere Publikationen bestätigt werden.

Landbesetzung und Naturraumbeanspruchung

Als abschließende Wirkungskategorie war angedacht, die Landbesetzung/Naturraumbeanspruchung (in m^2/a) zu analysieren und diese anschließend mit der Naturraumbeanspruchung anderer erneuerbarer Technologien zu vergleichen. Unter Landbesetzung ist ein Indikator definiert, der die Nutzung der Fläche, die für das bewertete Produktsystem benötigt wird, ökologisch bewertet. Berücksichtigt wird dabei der Einfluss auf die mit der Fläche zusammenhängenden ökologischen Funktionen, wie beispielsweise Landerosion, mechanische Filterung, physikalisch-chemische Filterung, Verringerung der Biodiversität, usw. [17] [69].

Was in den untersuchten CSP-LCAs als Landbesetzung angegeben wurde, z.B. [32] [31], war jedoch die reine, in Anspruch genommene Fläche. Diese Angabe alleine ist jedoch nicht aussagekräftig. Um die Beeinträchtigung der Fläche bezüglich ihrer *ökologischen Funktion* tatsächlich bewerten zu können, muss der ursprüngliche Zustand der Fläche und die Nutzungsdauer bekannt sein. D.h. die reine Aufsummierung der genutzten Fläche reicht eventuell aus um gleiche Produktsysteme in ähnlichen Naturräumen vergleichen zu können. Jedoch ist es schwierig ohne eine detaillierte Bilanzierung der oben genannten Aspekte verschiedene Produktsysteme zu vergleichen [69].

Ein Beispiel dazu ist der Vergleich zwischen einer, in einer wüstenähnlichen Region gelegen, CSP-Anlage und einem Laufwasserkraftwerk. Das Ökosystem in der Wüstenregion ist weit weniger vielfältig und der Einfluss der Landnutzung durch die CSP-Anlage weniger eingreifend [41]. Hingegen wird beim Bau eines Flusswasserkraftwerks stark in das Ökosystem vor Ort eingegriffen und es müssen viele Richtlinien und Gesetze zum Schutz des Gewässers, der Gewässerdurchgängigkeit und der Ökosysteme vor Ort beachtet werden. Würde hier lediglich die genutzte Landfläche als Wirkungskategorie betrachtet werden, würde das Wasserkraftwerk für große installierten Leistung (und gleiche installierte Leistung) weniger Fläche in m^2 verbrauchen als die CSP-Anlage und damit positiver dastehen, obwohl der Eingriff in das Ökosystem und die damit zusammenhängenden ökologischen Funktionen vermutlich sehr viel eingreifender ist.

Da, wie oben beschrieben, die betrachteten LCAs die Landbesetzung nicht detailliert analysieren wird auf die Auswertung dieser Wirkungskategorie verzichtet. Außerdem wird der Großteil der CSP-Anlagen in wüsten(artigen) Regionen gebaut, in denen der Einfluss der Landnutzung auf das Ökosystem vor Ort wegen der geringen Vielfalt begrenzt sein dürfte [41].

Anhang 3-D: Übersicht der berücksichtigten Komponenten der einzelnen Systeme einer LCA von CSP-Turmsystemen.. Alternative Abbildung: [4, S. 100]

CSP - Turmsystem	
Erschließung des Geländes - (SI)	<ul style="list-style-type: none"> • Site preparation • Clearing and grubbing • Grading, drainage, remediation, and retention • Evaporation ponds • Roads, parking, and fences • Water supply infrastructure
Receiver System (RS)	<ul style="list-style-type: none"> • Tower foundation and support structures • Tower piping, insulation, valves, and fittings • Tower equipment • Tower electrical • Tower instrumentation and controls • Receiver equipment and support structures • Receiver pumps • Receiver piping, insulation, valves, and fittings • Receiver electrical instrumentation and controls
Collector System (CS)	<ul style="list-style-type: none"> • Field assembly • Mirror module assembly • Trusses and attachment plates • Torque tube assemblies • Cross bracing structure and attachments • Geardrives • Controls and cabling • Drive motors and limit switches • Pedestal assembly • Foundations • Field wiring
Thermisches Energiespeicher-system (TES)	<ul style="list-style-type: none"> • Equipment • Tanks • Foundation and support structures • Salt media • Piping insulation, valves, and fittings • Electrical instrumentation and controls
Dampferzeugungs-system (SGS)	<ul style="list-style-type: none"> • Pumps • Equipment and heat exchangers • Piping • Electrical • Instrumentation and controls • Foundations and support structures
Stromerzeugungssystem (EPG)	<ul style="list-style-type: none"> • Steam turbine island • Blowdown system • Cooling system • Condensate system • Boiler feedwater system • Auxiliary cooling water • Steam piping, insulation, valves, and fittings • Water treatment systems • Power distribution systems • Backup power systems • Instrumentation and controls • Power block fire protection system • Power block foundation and support systems • Power block buildings • Power block balance of plant mechanical systems • Power block balance of plant electrical systems

SI = site improvement, RS = receiver system, CS = collector system, TES = thermal energy storage system, EPG = electrical power generation system, SGS = steam generation system. Modifiziert nach [16]

Anhang 3-E: Bereitstellung der Hilfsenergie in [32], [31], [35]

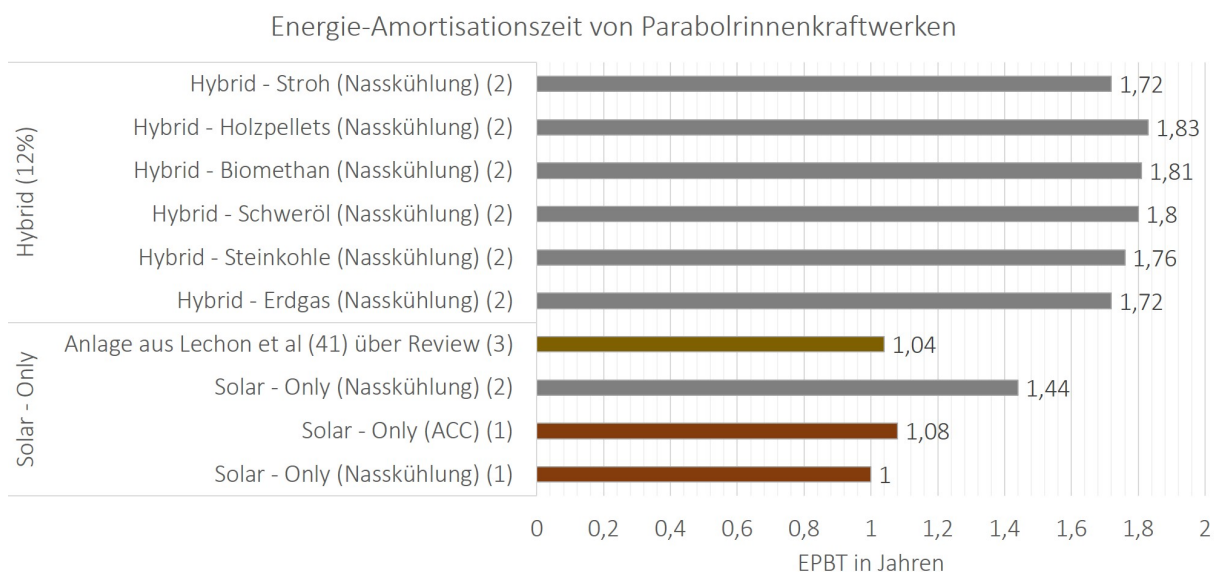
1. Publikationen [32], [31]:

- Mindestenergiebedarf, bereitgestellt in Form von Wärme über zusätzlichen Heizkessel (1.744 MWh/a) für
 - a) Wärme für den täglichen Startvorgang
 - b) Wärme, um das Einfrieren des HTF und Flüssigsalzes zu vermeiden
 - c) um Systeminstabilitäten durch vorbeiziehende Wolken zu reduzieren.
- In [32]: Stromverbrauch (hier keine Angaben für was der Strom benötigt wird). Der Stromverbrauch teilt sich auf in den Eigen- (25.962 MWh/a) und Netzverbrauch (550 MWh/a , das entspricht 2 % des Eigenbedarfs)
- In [31]: On-Site Stromverbrauch (keine genaueren Angaben für welche Aktivitäten) mit 16 % der Bruttostromleistung (26.510 MWh/a). Zusammengesetzt aus Eigen- (25.960 MWh/a) und Netzverbrauch (550 MWh/a).

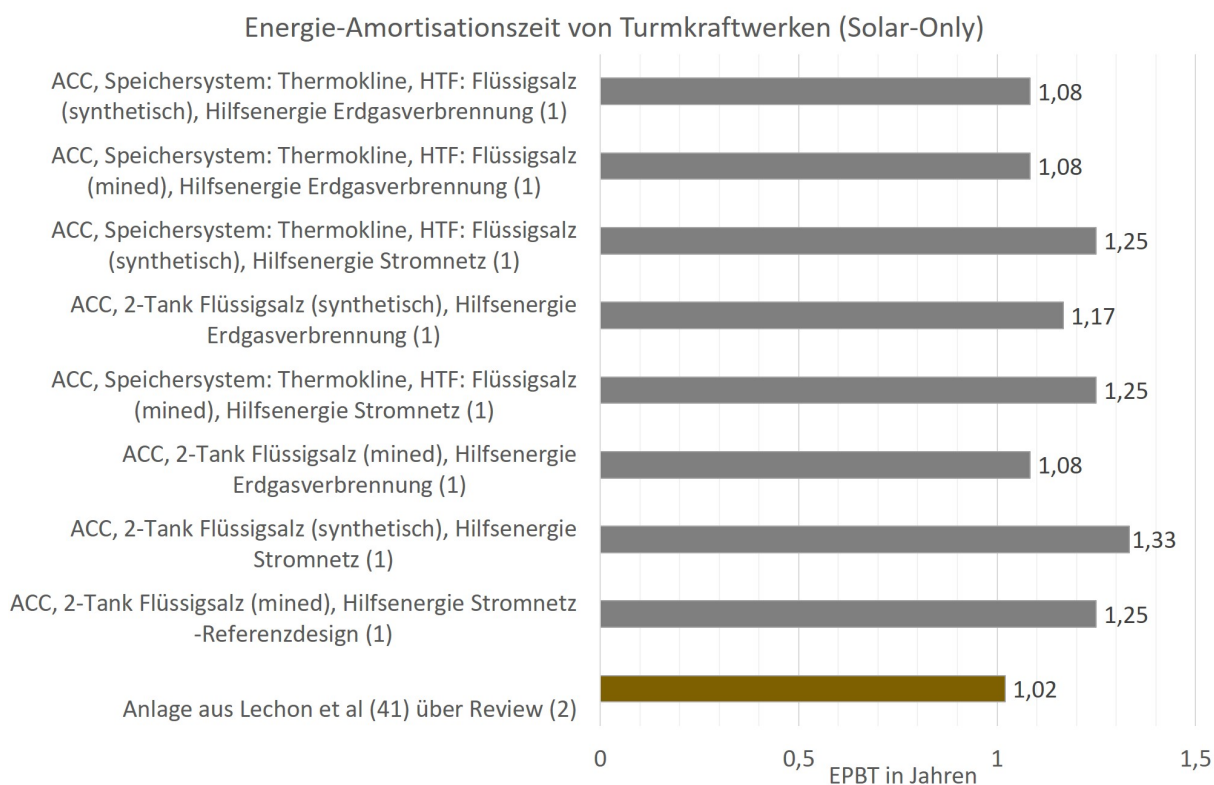
2. Publikation [35]:

- Mindestenergiebedarf, bereitgestellt in Form von Wärme über zusätzlichen Heizkessel (Nasskühlung: 2.608 MWh/a , ACC: 4.572 MWh/a) für
 - a) Wärme zur Dampfbereitstellung beim täglichen Anlagenstart und über Nacht
 - b) Außerdem um die Dampferzeugerabdichtung (engl.: steam generator seals), das Kondensatorvakuum (engl.: condenser vacuum) sowie gelegentlich den HTF-Frostschutz aufrechtzuerhalten.
- Stromverbrauch aus dem regionalen Netz (wenn keine DNI zur Stromerzeugung direkt über die CSP-Anlage bereitsteht). Der Netzstrombedarf (Nasskühlung: 3.700 MWh/a , ACC: 3.990 MWh/a) teilt sich auf in:
 - a) 30 % für HTF-Nachtzirkulation
 - b) 60 % für Verluste im Kraftwerksblock, inklusive Heating, Ventilation, Air Conditioning (HVAC)
 - c) 10 % für Pumpen (HTF-Haupt- und Salzpumpen) während der Stromerzeugung über TES

Anhang 3-F: Übersicht der EPBT-Ergebnisse.



Übersicht der verschiedenen EPBT-Ergebnisse für Parabolrinnensysteme. Zuordnung der Publikationen: (1) = [35], (2) = [31], (3) = [5]



Übersicht der verschiedenen EPBT-Ergebnisse für Turmsysteme. (Solar-Only Betrieb). Zuordnung der Publikationen: (1) = [16], (2) = [5]

Anhang 3-G: Aufteilung des Stromverbrauchs aus dem Netz in [16]

Auxiliary Electricity and Natural Gas Requirements for O&M for the Reference Design and Natural Gas Boiler Alternative (Alt.2)

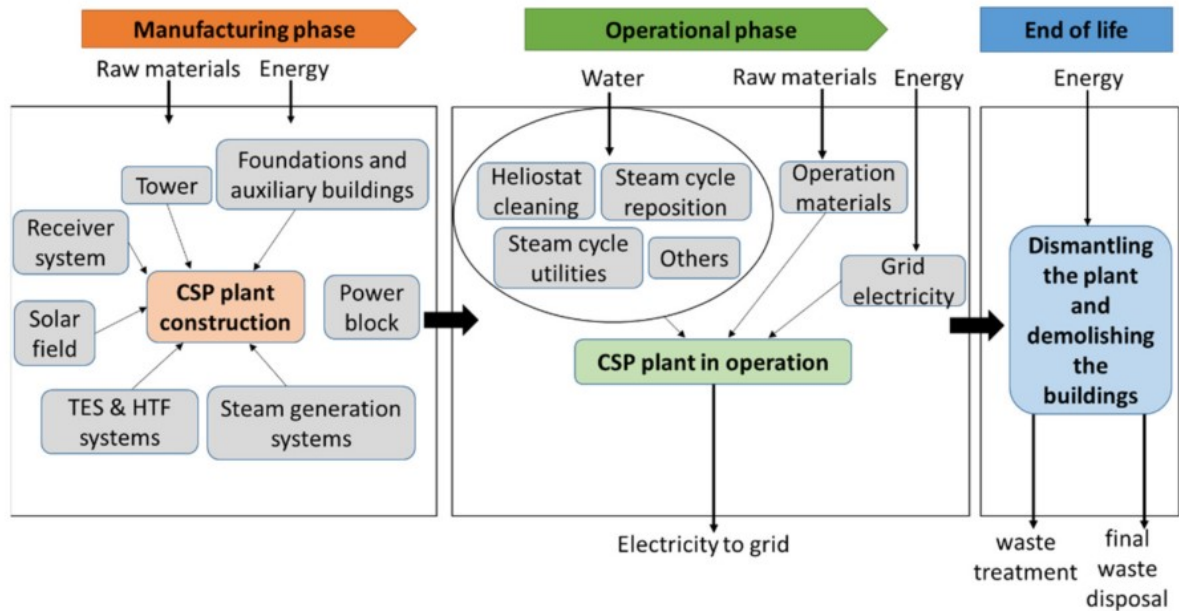
Plant System	Units	Alternative 2 (Reference Design with Natural Gas Boiler)	
		Reference Design with Electric Boiler	Reference Design with Natural Gas Boiler
Electric auxiliary boiler	MWh/yr	3,168	0
Power block / HVAC ^a	MWh/yr	2,464	2,464
Salt piping heat trace	MWh/yr	1,760	1,760
Other (not specified)	MWh/yr	528	528
Natural gas auxiliary boiler	MMBtu/yr	0	12,717

^a HVAC = heating, ventilation, and air conditioning systems

Source: (2)

- (2) Turchi C. and Heath G. 2012. Molten Salt Power Tower Cost for the System Advisor Model (SAM). NREL/TP-5500-57625. National Renewable Energy Laboratory: Golden, CO. 2012. <http://www.nrel.gov/docs/fy13osti/57625.pdf>

Anhang 3-H: Alternative Aufteilung der Lebensphasen nach [42] - speziell für ein Turmkraftwerk



Anhang 3-I: Übersicht einzelner Anlagen-Spezifikationen der Publikationen [35], [32]

	Einheit	[35]	[32]
Kühlsystem	-	Nass	Nass
Gesamtwasserverbrauch	l/kWh	4,7	6,3
Installierte Leistung	MW_e	103	50
Thermischer Wirkungsgrad	%	37,4	35
Kollektorfläche	m^2	987.500	510.120
Speicherkapazität	h	6,3	7,5
DNI	kWh/m^2a	2700	2030
Bruttostromleistung	MWh/a	-	165.687
jährliche Erzeugung	MWh/a	426.700	-

Anhang 4-A: Übersichtsrechnung

Übersicht der Rechenschritte zur GHG-Emissionseinsparung durch die Nutzung von recyceltem Stahl. Zuordnung der Publikationen: (1) = [16], (2) = [35], (3) = [4], (4) = [17], (5) = [55].

	Material- bezeichnung	Gesamte GHG- Emissionen in R&H-Phase (g CO _{2eq} /kWh)	Anteil der Materialien an GHG-Emissionen der R&H-Phase (%)	GHG-Emissionen des Stahls in R&H- Phase (g CO _{2eq} /kWh)	Gesamt (g CO _{2eq} /kWh)
Publikation		(1), (2)	(3) – Abbildungen 3-16 und 3-19	--	--
TK (1)	Carbon Steel	7,6	64	4,9	
	Carbon Steel	4,8	59	2,83	
PRK (2)	Stainless Steel	4,8	4,5*	0,22	3,1

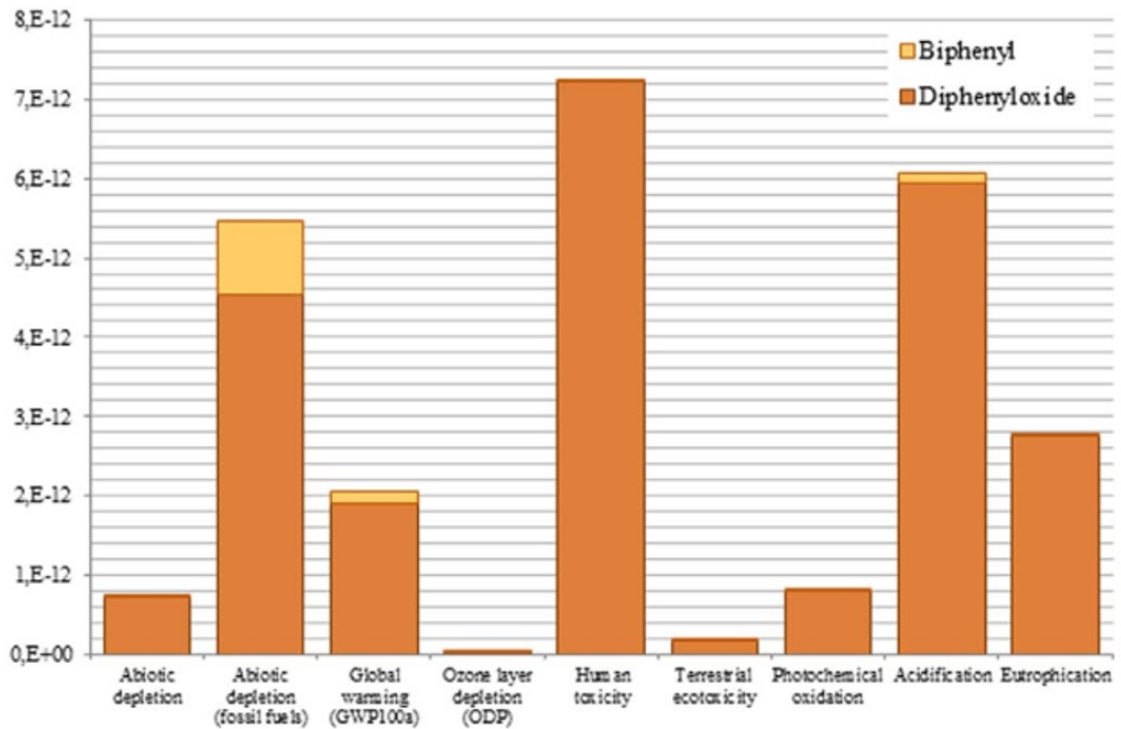
Anmerkung: GHG-Emissionen in R&H-Phase beziehen sich auf die Emissionen, die durch den Stahl im Kollektorfeld verursacht werden. Das sind nicht die GHG-Emissionen der gesamten R&H-Phase

Cut-Off-Modellierung ohne Recycling

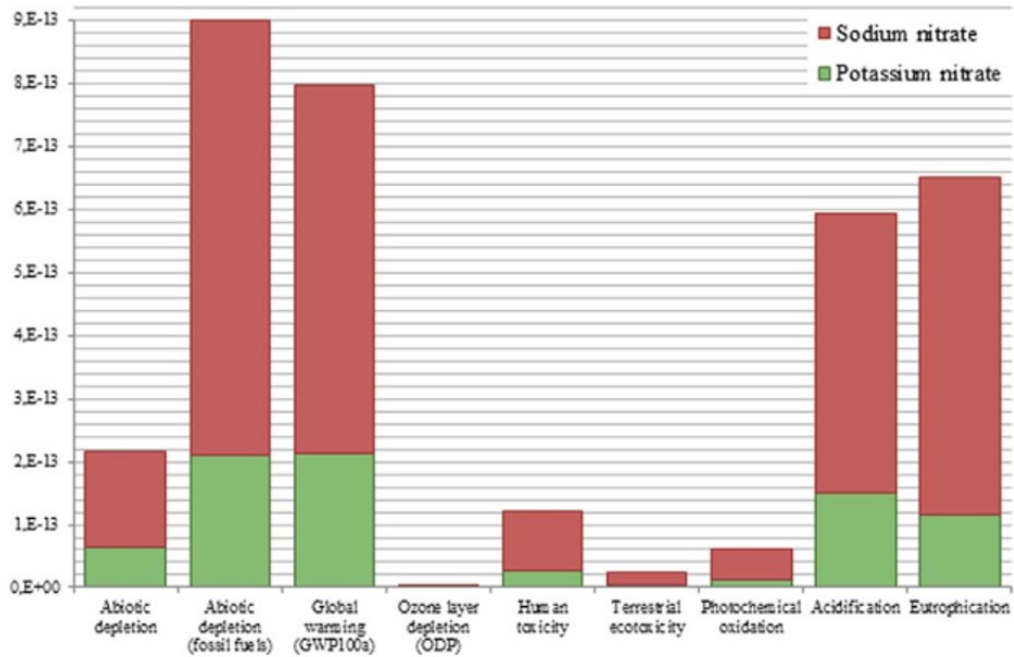
	Material- bezeichnung	Einfluss des Stahls in R&H- Phase (Primärmaterialien) (g CO _{2eq} /kWh)	GHG-Emissionen R&H-Phase (gesamt) für Primärstahl (g CO _{2eq} /kWh)				
	Publikation	(4)	-				
Primär- elemente	TK	0,97	0,97				
	PWK	1,57	0,61				
		0,04					
	Material- bezeichnung	Material (t)	Erzeugter Strom in Lebensdauer (kWh)	Material (g) / erzeugter kWh _{el}	Charakterisierungs- faktor (t CO _{2eq} / t scrap- steel)	GHG- Emissionen für recyclen Stahl (g CO _{2eq} /kWh)	Gesamt GHG- Emissionen (Primär- und recyclen Material) (g CO _{2eq} /kWh)
	Publikation	(4); (1), (2)	(1), (2)	-	(5)		
Recyclen Material	TK	22240	11.353.903.170	1,96		1,76	2,7
	PWK	14880	13.164.000.000	1,13	0,9	1,02	1,7
		719,2		0,05		0,05	

Anmerkung: GHG-Emissionen beziehen sich auf die Emissionen, die in der R&H-Phase durch den Stahl im Kollektorfeld verursacht werden. Es sind nicht die GHG-Emissionen der gesamten R&H-Phase.

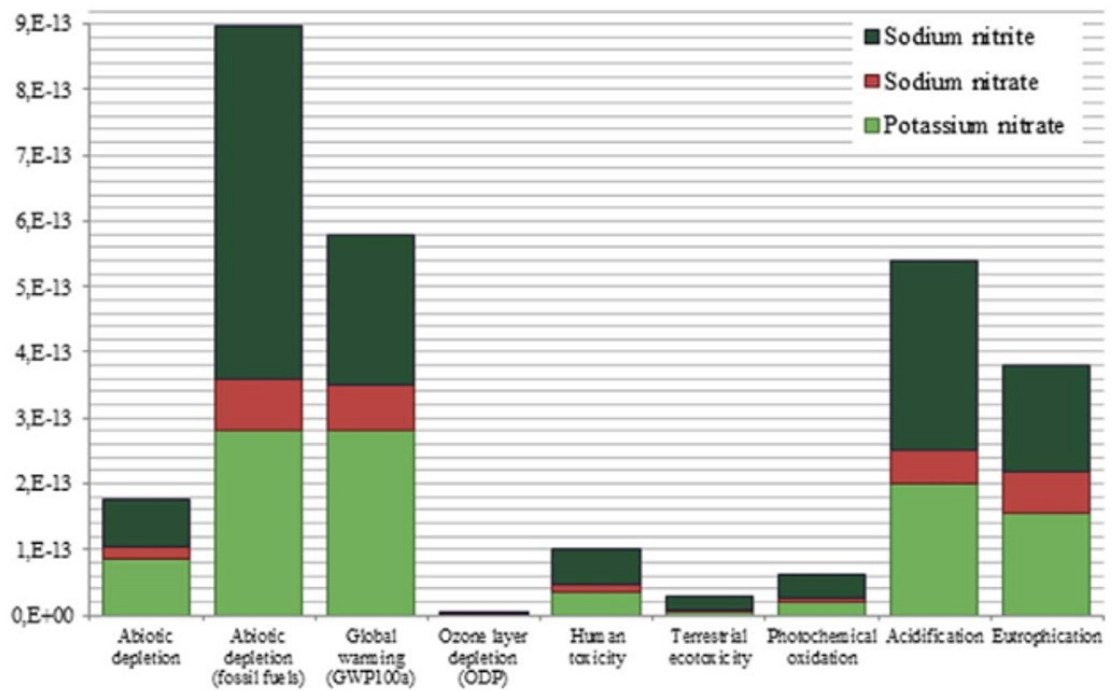
Anhang 4-B: Analyse der verschiedenen HTF hinsichtlich ihrer ökologischen Belastung



Analyse von 1 kg Therminol®; Methode: CML-IA baseline V3.01/EU25/Normalization. [43]



Analyse von 1 kg Binary Flüssigsalz; Methode: CML-IA baseline V3.01/EU25/Normalization. [43]



Analyse von 1 kg Hitec[®] Solar Salt; Methode: CML-IA baseline V3.01/EU25/Normalization. [43]

Anhang 5-A: Übersicht der Harmonisierungsannahmen der einzelnen erneuerbaren Technologien [63] Teil 1 und Teil 2

Harmonization parameter	Parameter value used	Notes
CSP technology Solar Fraction, SF	1	The harmonization value for SF was chosen to be 100% to better estimate the emissions resulting from a "solar only" CSP plant.
Direct Normal Irradiance, DNI	2.400 kWh/m ²	The value is representative of a high quality solar resource that is incident upon thousands of square kilometers in several global locations. CSP developers typically require about 2000 kWh/m ² /yr to justify construction [33].
Solar-to-electric Efficiency, SE	Parabolic trough plants: 15% Central Tower plants: 20%	These SE values are representative of current state-of-the-art designs for CSP technologies [33].
Lifetime, LT	30 years	Median value resulting from data collection.
Harmonization formula: $D_{i,harm} = D_{i,pub} \cdot \frac{SF_{pub} \cdot DNI_{pub} \cdot SE_{pub} \cdot LT_{pub}}{SF_{harm} \cdot DNI_{harm} \cdot SE_{harm} \cdot LT_{harm}}$		
Wind power Capacity Factor, CF	On-shore turbines: 35% Off-shore turbines: 45%	Values suggested for modern turbines [34] and also more consistent with the median values obtained from data collection.
Lifetime, LT	20 years	Median value resulting from data collection.
Harmonization formula: $D_{i,harm} = D_{i,pub} \cdot \frac{CF_{pub} \cdot LT_{pub}}{CF_{harm} \cdot LT_{harm}}$		
Hydropower Capacity Factor, CF	70%	Median value resulting from data collection.
Lifetime, LT	70 years	Median value resulting from data collection.
Harmonization formula: $D_{i,harm} = D_{i,pub} \cdot \frac{CF_{pub} \cdot LT_{pub}}{CF_{harm} \cdot LT_{harm}}$		

Harmonization parameter	Parameter value used	Notes
Geothermal power		
Capacity Factor, CF	70%	Median value resulting from data collection.
Conversion Efficiency, CE	11%	Median value resulting from data collection
Lifetime, LT	30 years	Median value resulting from data collection.
Harmonization formula:		
$D_{i,harm} = D_{i,pub} \cdot \frac{CF_{pub} \cdot CE_{pub} \cdot LT_{pub}}{CF_{harm} \cdot CE_{harm} \cdot LT_{harm}}$		
PV technology		
Direct Normal Irradiance, DNI	1,700 kWh/m ²	Published literature data [35,36], corresponding to the average irradiation in southern Europe.
Performance Ratio, PR	Rooftop and building integrated systems: 0.75 Ground mounted systems: 0.8	Performance ratios recommended in the IEA guidelines [37].
Modules Efficiency, ME	Mono-Si: 20% Multi-Si: 15% a-Si: 6.3% CdTe: 10.9% CIGS: 11.5% 30 years	Values representative of current state-of-the-art [35,36,38,39,40].
Lifetime, LT		Median value resulting from data collection.
Harmonization formula:		
$D_{i,harm} = D_{i,pub} \cdot \frac{DNI_{pub} \cdot PR_{pub} \cdot ME_{pub} \cdot LT_{pub}}{DNI_{harm} \cdot PR_{harm} \cdot ME_{harm} \cdot LT_{harm}}$		


Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere, dass ich die Studienarbeit mit dem Titel:

Bewertung von Lebenszyklus-Analysen für solarthermische Kraftwerke

selbstständig verfasst und keine anderen als die von mir angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Aus fremden Quellen entnommene Passagen und Gedanken sind als solche kenntlich gemacht. Die Arbeit wurde bisher keinem anderen Prüfungsamt in vergleichbarer Form vorgelegt.

Neu-Ulm, den 8. August 2021

A handwritten signature in black ink, consisting of a stylized 'J' and 'A'.

JULIANE ADÄ