

Hochschule für Angewandte Wissenschaften Hamburg

Fakultät Life Sciences

**Life Cycle Assessment von Photovoltaikmodulen:
Treibhausgasemissionen durch Re-Use im Vergleich zu Neuware**

Bachelorarbeit

im Studiengang

B.Sc. Umwelttechnik

vorgelegt von

Eileen Kurz

Matrikelnummer: [REDACTED]

Hamburg

am 05. Dezember 2025

- | | | |
|-------------------------|----------------------|------------------------|
| 1. Gutachter: Prof. Dr. | Sebastian Timmerberg | (HAW Hamburg) |
| 2. Gutachter: M.Sc. | Martin Wilke | (Buhck Re.Energy GmbH) |

Die Abschlussarbeit entstand in Zusammenarbeit mit der Firma Buhck Re.Energy GmbH

Abstract

The rapidly expanding market for photovoltaics (PV) is projected to result in a substantial increase in end-of-life modules in the forthcoming years, thereby underscoring the imperative for sustainable end-of-life strategies. The reuse of functional modules is regarded as a pivotal measure within the European circular economy and climate protection agenda. However, there has been a paucity of reliable ecological assessments of real reuse processes. This bachelor's thesis thus undertakes an examination of the greenhouse gas emissions of the processing of reuse PV modules using an attributive life cycle assessment according to ISO EN 14040/14044. The study compares the results with literature values for newly produced photovoltaic modules. A comprehensive model has been developed to assess the cost-effectiveness of energy storage solutions. This model incorporates a detailed assessment of various parameters, including testing processes, handling steps, packaging costs, and transportation expenses. The model is based on primary data from Buhck Re.Energy, ensuring its relevance and reliability. It is designed to be versatile, allowing for the customization of testing processes, handling steps, and packaging costs to align with the specific needs of different target locations. The findings indicate that the implementation of reuse modules results in a substantial reduction in greenhouse gas emissions when compared to the production of new modules. This is attributed to the elimination of emission-intensive processes associated with silicon and module production, thereby reducing the overall emission intensity. Consequently, only low-emission provisioning processes become pertinent. Concurrent sensitivity analyses demonstrate that the selection of transport modalities, transport utilization, nominal module power, and scrap rates exert a substantial influence on the potential for greenhouse gas avoidance. The study thus provides a scientifically sound contribution to the debate on cycle-oriented PV value creation. It demonstrates that reuse can serve as an effective tool for reducing greenhouse gas emissions.

Abstract

Der stark wachsende Markt für Photovoltaik führt in den kommenden Jahren zu einer massiven Zunahme ausgedienter Module und stellt damit die Frage nach nachhaltigen End-of-Life-Strategien verstärkt in den Fokus. Die Wiederverwendung funktionsfähiger Module gilt als zentrale Maßnahme innerhalb der europäischen Kreislaufwirtschaft und der Klimaschutzagenda, doch bislang fehlen belastbare ökologische Bewertungen realer Reuse-Prozesse. Diese Bachelorarbeit untersucht deshalb die Treibhausgasemissionen der Aufbereitung von Reuse-PV-Module anhand eines attributiven Life Cycle Assessment nach ISO EN 14040 / 14044 und vergleicht die Ergebnisse mit Literaturwerten neu produzierter Photovoltaikmodule. Auf Basis von Primärdaten des Unternehmens Buhck Re.Energy werden Prüfprozesse, Handlungsschritte, Verpackungsaufwände und Transporte modelliert und für verschiedene Zielstandorte bilanziert. Die Ergebnisse zeigen, dass Reuse-Module deutliche geringere Treibhausgasemissionen verursachen gegenüber Neumodulen, da die emissionsintensive Silizium- und Modulproduktion vollständig entfällt und lediglich emissionsarme Bereitstellungsprozesse relevant sind. Gleichzeitig verdeutlichen Sensitivitätsanalysen, dass vor allem Transportmittelwahl, Transportauslastung, Nennleistungen der Module und Ausschussquoten das Treibhausgasvermeidungspotenzial maßgeblich beeinflussen. Die Studie liefert somit einen wissenschaftlichen fundierten Beitrag zur Debatte um kreislauforientierte PV-Wertschöpfung und zeigt, dass die Wiederverwendung ein wirkungsvolles Instrument zur Reduktion von Treibhausgasemissionen darstellen kann.

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis	IV
Abbildungsverzeichnis	V
Anhang Abbildungsverzeichnis	V
Tabellenverzeichnis	VI
Anhang Tabellenverzeichnis	VI
Diagrammverzeichnis	VII
Anhang Diagrammverzeichnis	VII
1 Einleitung	1
2 Theoretische Grundlagen	2
2.1 Photovoltaikmodultechnologie	2
2.2 End-of-Life-Management von Photovoltaikmodulen	3
2.2.1 Rechtliche Rahmenbedingungen	4
2.2.2 Recycling	5
2.2.3 Reuse-PV-Module	6
2.2.4 Prüfung auf Wiederverwendung	8
2.3 Life Cycle Assessment	9
2.3.1 EN ISO 14040 / 14044	10
2.3.2 Die vier Phase der LCA	10
2.3.3 Lebenswegabschnitte von Photovoltaikmodulen	13
2.4 Treibhausgasemissionen von Neumodulen	15
2.5 Software und Datenbank	17
3 Methodik	18
3.1 Anwendung von KI-Tools	18
3.2 LCA nach EN ISO 14040 / 14044	19
3.2.1 Ziel und Untersuchungsrahmen	19
3.2.2 Sachbilanz	23
3.2.3 Wirkungsabschätzung	31
4 Ergebnisse	32
4.1 Auswertung	35
4.1.1 Reuse-Module	35
4.1.2 Vergleich mit Neuware	38
4.2 Sensitivitätsanalyse	40

4.2.1	Einfluss des Transportmittels	41
4.2.2	Einfluss der Ausschussquote	41
4.2.3	Einfluss der Degradation / Nennleistung.....	42
4.2.4	Einfluss der Änderung der funktionellen Einheit auf 1 kWh	42
5	Diskussion	45
6	Zusammenfassung	49
7	Literaturverzeichnis	52
Anhang A: Technische Datenblätter der untersuchten Reuse-Module.....		1
Anhang A.1: Datenblatt Solarworld Sunmodule Plus SW 260 - 270 W mono 270 W.....		1
Anhang A.2: Datenblatt Solarfabrik Mono S4 Halfcut Black-Black 405 W		3
Anhang A.3: Datenblatt tsmc solar TS Premium Serie Polykristallines Hochleistungs-Solarmodul 240 W		5
Anhang B: Berechnungen für die Sachbilanzdaten.....		7
Anhang B.1: Betriebsinterne Daten.....		7
Anhang B.3: Berechnung Modulanzahl pro kWp (inkl. Ausschussquote).....		8
Anhang B.4: Berechnung des Prüfstroms pro kWp		8
Anhang B.5: Berechnung der Gabelstapler-Energieverbräuche.....		8
Anhang B.5.1: Dieselbetriebener Stapler		8
Anhang B.5.2: Elektrisch betriebener Stapler		9
Anhang B.6: Berechnung der Verpackungsmengen und Verpackungsabfällen.....		10
Anhang B.7: Berechnung der Transportgewichte für die Verkehrsleistung tkm/kWp.....		11
Anhang C: Daten für das Kapitel Ergebnisse und Auswertung		13
Anhang C.1: Werte für die Umrechnung von GWP kWh nach GWP kWp.....		13
Anhang C.2: GWP-Werte der Studie von Müller et al.....		13
Anhang C.3: Kreisdiagramme der Reuse-Module (relative Verteilung der Prozessemissionen).....		14
Anhang C4: Tabelle mit den GWP-Werten in kg CO ₂ /kWp (Vergleich des Transportmittels).....		18

Abkürzungsverzeichnis

BoS	Balance of System
CAS	Casablanca
CdTe	Cadmiumtellurid
CED	Cumulative energy demand (kumulierter Energiebedarf)
CH ₄	Methan
CIGS	Kupfer-Indium-Gallium-Diselenid
CO ₂	Kohlenstoffoxid
CO ₂ -Äq	Kohlenstoffdioxid-Äquivalente
DE	Deutschland
DEG	Landkreis Deggendorf (Oberpföding)
DUH	deutsche Umwelthilfe e.V.
ear	elektro-altgeräte register
EBA	Erstbehandlungsanlage
EBA VzW	Erstbehandlungsanlage, die für die Vorbereitung zur Wiederverwendung zertifiziert sind
EBA SW	Erstbehandlungsanlage, die für die Schadstoffentfrachtung und Wertstoffseparierung zertifiziert sind
EGD	European Green Deal
ElektroG	Elektro- und Elektronikgerätegesetz
EL	Elektrolumineszenz
EN ISO	Europäische Norm International Organization fo Standardization und International Electrotechnical
EoL	End-of-Life
EPBT	Energy Paypack Time (Energieamortisationszeit)
EROI	Energy return on Investment (Energieertragsverhältnis)
EVA	Ethylen-Vinyl-Acetat
GHG	Greenhouse Gas (Treibhausgase)
GLO	Global
GWP	Global Warming Potential (Erderwärmungspotenzial, Treibhauspotenzial)
HH	Hansestadt Hamburg
HiPot	High Potential (Hochspannung)
IPCC	International Panel Climate Change (Weltklimarat)
IR	Insulation Resistance
KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
kWh	Kilowattstunde
kWp	Kilowattpeak (maximale Leistung von PV-Modulen unter STC)
LCA	Life Cycle Assessment (Ökobilanz, Lebenszyklusanalyse)

LCI	Life Cycle Inventory (Sachbilanz)
LCIA	Life Cycle Impact Assessment (Wirkungsabschätzung)
LDPE	low density polyethlyen
LW	Lwiw, Stadt in der Ukraine
MPP	maximum power point (maximaler Leistungspunkt)
N ₂ O	Distickstoffmonoxid, ugs. Lachgas
PET	Polyethlyenterephalat
PV	Photovoltaik
RER	Rest of Europea
RoW	Rest of World
Si	Silizium
STC	Standard Text Conditions (Standardtestbedingungen)
THG	Treibhausgase
tkm	Tonnenkilometer (Maßeinheit für Verkehrsleistung)
WEEE	Waste of Electrical and Electronic Equipment (Elektro- und Elektronik-Altgeräte)
örE	öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1: Allgemeiner Aufbau eines PV-Moduls mit einer Rückseitenfolie (Padoan et al., 2019)	3
Abbildung 2.2: Lebenswegabschnitte eines Produktes. Inspiriert durch Life Cycle Initiative und Kaynak et al. (Kaynak et al., 2025; Life Cycle Initiative, n.d.)	13
Abbildung 3.1: Systemgrenzen der beiden untersuchten Produktsysteme für die LCA, inspiriert durch Yang et al. (Yang et al., 2024)	21

Anhang Abbildungsverzeichnis

Anhang Abbildung 1: Technisches Datenblatt von (SolarWorld, 2015)	2
Anhang Abbildung 2: Technisches Datenblatt von (Solarfabrik, 2025)	4
Anhang Abbildung 3: Technisches Datenblatt von (tsmc Solar, 2015)	6
Anhang Abbildung 4: GWP-Werte der untersuchten Module der Studie von Müller et al. 2021	13

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1: Prüfungsarten und ihre liefernden Informationen über die ausrangierten Module. Basierend auf Basnet et- al (Basnet et al., 2025).....	9
Tabelle 3.1: Untersuchte Module mit ihren jeweiligen Herstellungsjahren, Nennleistungen und Gewicht	20
Tabelle 3.2: Übersicht der verwendeten Daten und deren Herkunft zur Modellierung der LCA	24
Tabelle 3.3: Sachbilanzdaten des Prüfprozesses auf Wiederverwendung der untersuchten Modultechnologien.....	26
Tabelle 3.4: Sachbilanzdaten der Gabelstaplerprozesse für die untersuchten Modultechnologien.....	27
Tabelle 3.5: Verpackungsmaterialien mit Maßen und Gewicht (Buhck Re.Energy, 2025)	28
Tabelle 3.6: Sachbilanzdaten der Verpackungsmaterialien bzw. Verpackungsabfällen für die untersuchten Modultechnologien mit den jeweiligen verwendeten Datensätzen. (RER: Rest of Europea, GLO: Global, DE: Deutschland)	29
Tabelle 3.7: Gesamtgewicht (Verpackung + Modulmasse) bei An- und Auslieferung in t / kWp der unterschiedlichen Reuse-Modultechnologien	30
Tabelle 3.8: Transportdistanzen in km und die verwendeten Datensätze der Reuse-Module	31
Tabelle 3.9: Transportleistung der verschiedenen Distanzen und Reuse-Module	31
Tabelle 4.1: Treibhausgasemissionen (GWP100) je Prozessschritt und in Summe für die untersuchten Reuse-Module mit dem Zielstandort Lwiw.....	32
Tabelle 4.2: Treibhausgasemissionen (GWP100) je Prozessschritt und in Summe für die untersuchten Reuse-Module mit dem Zielstandort Casablanca.....	33
Tabelle 4.3: Treibhausgasemissionen (GWP100) je Prozessschritt und in Summe für die untersuchten Reuse-Module mit dem Zielstandort Oberpörling.....	33
Tabelle 4.4: Ausschnitt der normierten GHG-Werte (1 kWp) aus der Studie von Sheng et al. (basierend auf (Sheng et al., 2025))	34
Tabelle 4.5: GWP-Werte aus den verschiedenen herangezogenen Studien	35
Tabelle 4.6: Spezifische Jahreserträge und Faktor zur Umrechnung von kWp zu kWh.	43
Tabelle 4.7: GWP-Werte der Repowering-Module in g CO ₂ -äq/kWh nach Zielstandort und Modultechnologie.....	44

Anhang Tabellenverzeichnis

Anhang Tabelle 1: Nennleistung und akzeptierte Leistung der untersuchten Reuse-Module.....	8
Anhang Tabelle 2: Modulanzahl pro kWp (akzeptiert und eingehende).....	8
Anhang Tabelle 3: Transportgewichte der Verpackungsmengen.....	11
Anhang Tabelle 4: Werte für die Umrechnung der funktionellen Einheit (Nordin et al., 2022).....	13
Anhang Tabelle 5: GWP-Werte für den Zielstandort Oberpörling in kg CO ₂ /kWp.....	18

Diagrammverzeichnis

Diagramm 4.1: Gesamt-Treibhausgaspotenzial der untersuchten Reuse-Module nach Zielstandort und Modultechnologie [kg CO ₂ -äq/ kWp]	36
Diagramm 4.2: GWP-Anteil der Prozessschritte – Monokristalline Si-Module, B-Ware, Zielstandort: Lwiw.....	37
Diagramm 4.3: GWP-Anteil der Prozessschritte – Monokristalline Si-Module, Repowering-Projekt, Zielstandort: Oberpörling	37
Diagramm 4.4: GWP-Anteil der Prozessschritte – Polykristalline Si-Module, Repowering-Projekt, Zielstandort: Casablanca	37
Diagramm 4.5: Gesamt-GWP der untersuchten Reuse-Module im Vergleich mit Literaturwerten der PV-Neuproduktion.....	39
Diagramm 4.6: Vergleich der Szenarien unter der Variation des Transportmittels (LCV vs. LKW) im Szenario Oberpörling.....	41
Diagramm 4.7: Vergleich der GWP-Werte in Abhängigkeit von der Degradation der Reuse-Module nach einer Betriebszeit von 10 Jahren. Szenario: Monokristalline Repowering-Module mit dem Zielstandort Lwiw.....	42
Diagramm 4.8: Standortabhängige GWP-Werte basierend auf modellierten Energieerträgen [g CO ₂ -äq/kWh].....	45

Anhang Diagrammverzeichnis

Anhang Diagramm 1: GWP-Anteil der Prozessschritte – Monokristalline, B-Waren, Zielstandort: Casablanca.....	14
Anhang Diagramm 2; GWP-Anteil der Prozessschritte – Monokristalline, Repowering-Projekt, Zielstandort: Casablanca	14
Anhang Diagramm 3: GWP-Anteil der Prozessschritte – Monokristalline, B-Ware, Zielstandort: Oberpörling (LCV).....	15
Anhang Diagramm 4: GWP-Anteil der Prozessschritte – Polykristalline, Repowering-Projekt, Zielstandort: Oberpörling (LCV).....	15
Anhang Diagramm 5: GWP-Anteil der Prozessschritte – Monokristalline, B-Ware, Zielstandort: Oberpörling (LKW).....	16
Anhang Diagramm 6: GWP-Anteil der Prozessschritte – Monokristalline, Repowering-Projekte, Zielstandort: Oberpörling (LKW)	16
Anhang Diagramm 7: GWP-Anteil der Prozessschritte – Polykristalline, Repowering-Projekt, Zielstandort: Oberpörling (LKW)	17
Anhang Diagramm 8: GWP-Anteil der Prozessschritte – Monokristalline, Repowering-Projekt, Zielstandort: Lwiw	17
Anhang Diagramm 9: GWP-Anteil der Prozessschritte – Polykristalline, Repowering-Projekt, Zielstandort: Lwiw	18

1 Einleitung

Der fortschreitende Klimawandel und die damit verbundene globale Erderwärmung stellen das Gleichgewicht der Erde zunehmend vor Herausforderung. Um den Temperaturanstieg auf deutlich unter 2°C zu begrenzen, wurde 2015 das Pariser Klimaabkommen verabschiedet (Übereinkommen von Paris, 2015). Auf europäischer Ebene konkretisiert der European Green Deal dieses Ziel und definiert die langfristige Verpflichtung, die Europäische Union bis 2050 klimaneutral zu gestalten (European Commission, 2024). Der Ausbau erneuerbaren Energien, insbesondere der Photovoltaik, nimmt dabei eine Schlüsselrolle ein (Hengstler et al., 2021; Wirth, 2025). Obwohl OV-Anlagen während der Betriebsphase nahezu emissionsfrei Strom erzeugen, sind die vorgelagerten Herstellungsprozesse der Module energieintensiv und mit erheblichen Treibhausgasemissionen verbunden (Umweltbundesamt, 2024). Studien zeigen, dass rund 75 bis 90 % der Treibhausgasemissionen in der Produktionsphase, insbesondere bei der Polysiliziumherstellung, die Zellproduktion und die Modulzusammensetzung entstehen (Li et al., 2025; Nordin et al., 2022; Sumper et al., 2011).

Mit dem globalen Marktwachstum der Photovoltaik steigt jedoch nicht nur die Zahl der installierten Anlagen, sondern auch das künftige Abfallaufkommen (IRENA and IEA-PVPS, 2016). Prognose der IRENA und IEA-PVPS zeigen, dass in den kommenden Jahren große Mengen ausgedienter PV-Module anfallen werden und damit ein relevantes ökologisches Problem entsteht (IRENA and IEA-PVPS, 2016). Das Weißbuch der Deutschen Umwelthilfe e.V. (2021) betont, dass allein in Deutschland bis 2030 1 mio Tonnen Altmodule anfallen könnten, ohne Berücksichtigung jener Module, die aufgrund auslaufender finanzieller Förderung zusätzlich ausgetauscht werden (DUH, 2021). Gleichzeitig wächst das Interesse an zirkuläre Wirtschaftsstrategien, wie den „10R-Strategien“, die Ansätze wie Wiederverwendung (Reuse) und Produktlebensverlängerung hervorheben (Basnet et al., 2025). Für den PV-Sektor bedeutet dies, dass funktionsfähige PV-Module nach Repowering-Maßnahmen oder aufgrund betrieblicher Austauschprozesse nicht zwingend recycelt oder entsorgt werden müssen, sondern technisch wiederverwendet werden können (Basnet et al., 2025).

Die Wiederverwendung gebrauchter Module kann dabei ein Einsparpotenzial von Treibhausgasemissionen bieten, da der energie- und rohstoffintensive Herstellungsprozess vollständig entfällt. Trotz dieses Potenzials fehlen bislang wissenschaftlich fundierte Bewertungen realer Reuse-Prozesse. Besonders unzureichend untersucht sind dabei die praxisrelevanten Logistik-, Prüf- und Aufbereitungsschritte, die in der Realität maßgeblich über die ökologische Vorteilhaftigkeit entscheiden.

Diese Bachelorarbeit untersucht daher die potenziellen Treibhausgasemissionen, die bei der Aufbereitung von Reuse-Modulen entstehen, und vergleicht diese mit Literaturwerten neu produzierter Module. Ziel ist es, das Vermeidungspotenzial von Reuse-Modulen qualitativ zu bestimmen. Für die Reuse-Module wird eine Systemgrenze nach dem Cradle-to-Site Ansatz gewählt, welche die Anlieferung, die Prüfung auf Wiederverwendung, die Handhabungsprozesse sowie die Auslieferung der Module umfasst. Für Neumodule werden die Emissionen der energieintensiven Herstellungsphase nach dem Cradle-to-Gate-Ansatz herangezogen.

Zur Bestimmung der Treibhausgasemissionen wird eine Life Cycle Assessment gemäß der EN ISO 14040:2006 und EN ISO 14044:2006 durchgeführt. Die Modellierung der Reuse-Szenarien basiert auf Primärdaten des Unternehmens Buhck Re.Energy sowie ausgewählten Annahmen und Erfahrungswerten. Als funktionelle Einheit dienen 1 kWp bereitgestellte PV-Leistung. Ergänzend erfolgt eine Umrechnung auf 1 kWh erzeugtem Strom, um die Energieerträge der verschiedenen Zielstandorte einzubeziehen. Die LCA wird in OpenLCA unter der Verwendung der ecoinvent-Datenbank v3.8 durchgeführt.

Die Bewertung der Klimawirkungen erfolgt über die Methode IPCC2013 und betrachtet das Treibhausgaspotenzial über einen Zeitraum von 100 Jahren.

Im weiteren Verlauf dieser Arbeit werden zunächst die Ergebnisse der LCA dargestellt, anschließend ausgewertet und abschließend mit den Literaturwerten der PV-Neuproduktion verglichen. Auf dieser Grundlage wird das Treibhausgasvermeidungspotenzial der Wiederverwendung systematisch beurteilt.

2 Theoretische Grundlagen

Dieses Kapitel behandelt die grundlegenden Aspekte der Photovoltaikmodultechnologie. Darüber hinaus wird das Prüfverfahren zur Wiederverwendung sowie ausgewählte Recyclingansätze betrachtet. Abschließend wird die Definition der Life Cycle Assessment erläutert.

2.1 Photovoltaikmodultechnologie

Die Photovoltaik (PV) zählt neben der Windenergie zu den Schlüsseltechnologien für eine nachhaltige Energiewende in Deutschland (Hengstler et al., 2021; Wirth, 2025). Der Begriff setzt sich aus den Bestandteilen „Photo“ und „Volta“ zusammen. Photo leitet sich von dem griechischen Wort phōs ab, das Licht bedeutet und Volta verweist auf die physikalische Einheit Volt, also die elektrische Spannung (Quaschnig, 2019, p. 188). Die PV-Technologie wandelt Lichtenergie mithilfe des photoelektrischen Effekts in elektrische Energie um (Al-Ali et al., 2025).

PV-Anlagen lassen sich grundsätzlich in zwei Kategorien einteilen: Systeme mit Stromnetzanbindung und solche ohne Stromnetzkopplung (Adam, 2023).

Unter Inselanlagen, auch als Off-Grid-Systeme bezeichnet, werden PV-Anlagen verstanden, die nicht an das öffentliche Stromnetz angeschlossen sind (Al-Ali et al., 2025). Sie dienen als alleinige Stromquelle für verschiedene Anwendungen, beispielsweise für Notruftelefone, abgelegene Hütten, Telekommunikationsstandorte, Wasserpumpen oder Straßenbeleuchtung. In der Regel verfügen Off-Grid-Systeme über einen Batteriespeicher, in dem überschüssige, tagsüber erzeugte elektrische Energie gespeichert und bei Bedarf zu einem späteren Zeitpunkt genutzt werden kann. Reicht die PV-Erzeugung nicht aus, um den Strombedarf zu decken, wird die fehlende Energie über das öffentliche Netz bezogen. Im Gegensatz dazu stehen netzgekoppelte PV-Systeme, die als ergänzende Stromquelle zum bestehenden öffentlichen Versorgungsnetz fungieren. Übersteigt die produzierte Energie den Eigenverbrauch, wird der Überschuss ins Netz eingespeist. Batteriespeicher sind bei netzgekoppelten Systemen grundsätzlich nicht erforderlich, da die erzeugte Energie direkt in das Netz eingespeist wird. Sie können jedoch zur Erhöhung der Betriebssicherheit und Flexibilität integriert werden. In diesem Fall handelt es sich um ein Hybridsystem, dass die Vorteile beider Ansätze kombiniert. (Al-Ali et al., 2025)

Eine weitere Möglichkeit PV-Module zu verwenden sind Balkonkraftwerk, technisch als Steckersolargerät bezeichnet (Umweltbundesamt, 2025). Diese bestehen aus einem oder mehreren Modulen sowie einem Wechselrichter und werden per Stecker direkt an den Haushaltsstrom angeschlossen. Sie erzeugen eigenen Solarstrom zur Reduzierung des Haushaltsstrombezugs und ermöglicht insbesondere Mieter*innen eine einfache Beteiligung an der Energiewende. (Umweltbundesamt, 2025)

Ein Photovoltaikmodul besteht aus verschiedenen Schichten, wobei organische und anorganische Komponenten integriert werden (Padoan et al., 2019). In der Abbildung 2.1 sind die Schichten skizziert dargestellt. Von der Unterseite ausgehend befindet sich als erstes die Rückseitenfolie (Backsheet), welche dem Modul ihre charakteristische weiße Schicht verleiht. Sie besteht in der Regel aus Tedlar (Polyvinylflourid) in Kombination mit Polyethylenterephthalat (PET) (Padoan et al., 2019). Es gibt jedoch auch die Möglichkeit, dass die rückseitige Abdeckung aus Glas besteht, wenn es sich um ein Glas-Glas-

Modul handelt (Quaschning, 2019, p. 206). Über der Abdeckung sind zwei Schichten aus Ethylen-Vinyl-Acetat (EVA), in welche das Halbleitermaterial laminiert ist (Padoan et al., 2019; Quaschning, 2019, p. 206). Die Auswahl des Halbleitermaterials richtet sich nach dem Modultyp, wobei Silizium (Si) den am weitesten verbreiteter Werkstoff darstellt (Padoan et al., 2019). Das Silizium wird in speziellen Verfahren zu dünnen Scheiben verarbeitet, die als Wafer bezeichnet werden (Quaschning, 2019, p. 203). Die oberste Schicht bildet eine Glasschicht (Padoan et al., 2019). Eingefasst werden alle Schichten in einem Aluminiumrahmen, welcher der strukturellen Stabilität dient und auch die Montage vereinfacht (Quaschning, 2019, p. 206). An diesem Rahmen befindet sich die Anschlussdose, in der Bypassdioden integriert sind, die das Modul vor ungünstigen Betriebszuständen schützen (Quaschning, 2019, p. 206). In bestimmten Fällen wird auf die Oberfläche des Glases zusätzlich eine Antireflexbeschichtung aufgetragen (Padoan et al., 2019). Diese Beschichtung reduziert die Reflexion des einfallenden Lichts, da das metallische Silizium einen hohen Reflexionsgrad aufweist (Quaschning, 2019, p. 203). Gleichzeitig verleiht die Schicht dem Solarmodul ihre klassische dunkelblaue Farbe (Quaschning, 2019, p. 203). Die Antireflexbeschichtung besteht typischerweise aus einer ca. 70 nm dicken Siliziumnitridschicht (Quaschning, 2019, p. 203). Alternativ können ebenso Siliziumdioxid oder Titandioxid als Beschichtungsmaterialien eingesetzt werden (Quaschning, 2019, p. 203).

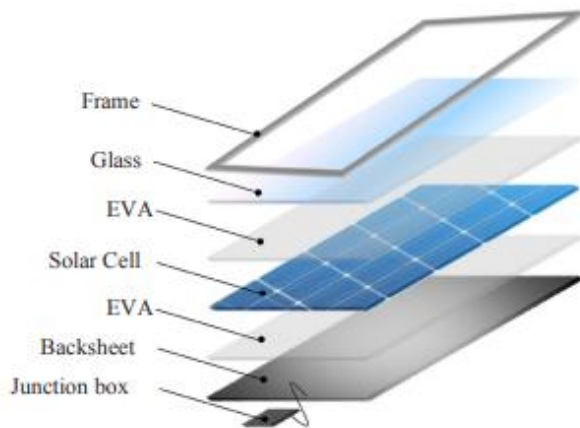


Abbildung 2.1: Allgemeiner Aufbau eines PV-Moduls mit einer Rückseitenfolie (Padoan et al., 2019)

Eine PV-Anlage besteht nicht nur aus den Solarmodulen, sondern auch aus weiteren Systemkomponenten, die als Balance-of-System-Komponenten (BOS) bezeichnet werden (Irwan et al., 2016). Dieser Begriff umfasst alle technischen Elemente, die erforderlich sind, um die erzeugte elektrische Energie nutzbar zu machen und in das elektrische System zu integrieren. Die Bezeichnung verweist darauf, dass diese Komponenten den Ausgleich zwischen der von den PV-Modulen erzeugten Leistung und der vom Verbraucher aufgenommenen Leistung sicherstellen. Zu den BOS-Komponenten zählen Batteriespeicher, Laderegler, Wechselrichter, Montagestrukturen, Verkabelung und Schutzvorrichtungen. (Irwan et al., 2016)

2.2 End-of-Life-Management von Photovoltaikmodulen

Mit dem weltweiten Ausbau der Photovoltaik seit den frühen 2000er-Jahren gewinnt das End-of-Life-Management von PV-Modulen zunehmend an Bedeutung (IRENA and IEA-PVPS, 2016). Unter End-of-Life-Management (EoL-Management) werden sämtliche Maßnahmen verstanden, die erforderlich ist, sobald ein Modul das Ende seiner Nutzungsdauer erreicht (IRENA and IEA-PVPS, 2016). Dies umfasst grundsätzliche zwei Hauptwege: die Deponierung oder das Recycling der Module (Daljit Singh et al., 2021). Da das weltweit installierte PV-Potenzial kontinuierlich wächst, steigt auch das erwartete Abfallaufkommen aus außer Betrieb genommenen Modulen erheblich (IRENA and IEA-PVPS, 2016).

Prognosen zeigen, dass die Menge der PV-Abfälle in den nächsten Jahrzehnten stark zunehmen und mittelfristig ein relevantes ökologisches und ökonomisches Thema darstellen wird (IRENA and IEA-PVPS, 2016). Das Ziel des EoL-Managements ist es, die mit dem Lebensende von PV-Modulen verbundenen Umweltbelastungen möglichst gering zu halten und zugleich Potenziale zur Rückgewinnung von Wertstoffen oder zur Weiternutzung funktionsfähiger Module zu erschließen (DUH, 2021; Weckend et al., 2016). Ein systematisches Vorgehen am Lebensende kann zur Entstehung von neuen Wertschöpfungswegen und technologischen Entwicklungen führen (IRENA and IEA-PVPS, 2016).

Laut Basnet et al. lässt sich auf internationaler Ebene ein wachsendes Interesse an zirkulären Wirtschaftsstrategien beobachten (Basnet et al., 2025). Das Konzept der Kreislaufwirtschaft orientiert sich an den sogenannten „10R-Strategien“ der Ellen MacArthur Foundation, die sich auf das EoL-Management übertragen lassen. Die ersten drei Strategien (Refuse, Reduce, Redesign) zielen auf die Optimierung des Herstellungsprozesses. Die folgenden fünf Ansätze (Reuse, Repair, Refurbishment, Repurpose und Remanufacture) dienen der Verlängerung der Lebensdauer ausgedienter Module. Abschließend ermöglichen die Strategien Recycle und Recover die Rückführung bzw. Rückgewinnung von Materialien. (Basnet et al., 2025)

Ein zentrales Problem im EoL-Management von PV-Modulen ist der beträchtliche Export ungeprüfter Gebrauchtmodule, die daher häufig nicht in offiziellen Erfassungs- und Sammelstatistiken erscheinen (DUH, 2021). Da für Besitzer*innen gebrauchter Module Entsorgungsprozesse oftmals mit Aufwand und Kosten verbunden sind, werden alternative Entsorgungswege genutzt, darunter auch nicht dokumentierte bzw. unzureichend kontrollierte Exporte. Berichte von Marktakteur*innen sowie erste internationale Untersuchungen weisen auf entsprechende illegale Exportströme hin, die vor allem Länder mit unzureichender Entsorgungsinfrastruktur betreffen. Dieses könnte dort zu erheblichen ökologischen Risiken durch unsachgemäße Behandlung und Entsorgung führen. Die unzureichende Prüfung der Funktionsfähigkeit vor dem Export sowie geringe Kontrollintensitäten durch zuständige Behörden erschweren eine eindeutige Nachverfolgung und führen dazu, dass ein Teil der Module außerhalb etablierter Entsorgungssysteme verbleibt. (DUH, 2021)

Der Schwerpunkt dieser Arbeit liegt auf der Wiederverwendung von Modulen. Diese wird im Hinblick auf die damit verbundenen Treibhausgasemissionen mit der Herstellung von Neumodulen verglichen. In den folgenden Unterkapiteln werden zunächst die aktuelle rechtliche Lage sowie die Grundlagen des Recyclings von PV-Modulen erläutert. Anschließend werden der Begriff der Reuse-Module definiert und das Prüfungsverfahren zur Wiederverwendung beschrieben.

2.2.1 Rechtliche Rahmenbedingungen

Mit der Novelle des Elektro- und Elektronikgerätegesetz (ElektroG) im Oktober 2015, das auf den europäischen WEEE-Richtlinien (Waste Electrical and Electronic Equipment, 13. August 2012) basiert, wurden PV-Module offiziell als Elektrogeräte klassifiziert (Wirth, 2025). Gemäß § 3 Absatz 1 Satz 1 Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) gelten alle Stoffe oder Gegenstände als Abfall, derer sich ihr(e) Besitzer*in entledigt, entledigen will oder entledigen muss (§ 3 Abs. 1 S. 1 KrWG, 2012). Elektro- und Elektronikgeräte werden mit Eintritt dieser Abfalleigenschaft zu Altgeräten, einschließlich aller Bauteile, Unterbaugruppen und Verbrauchsmaterialien (§3 Nr. 3 ElektroG, 2015), die zum Eintrittszeitpunkt Teil des Gerätes sind. Für PV-Module bedeutet dies, dass sie nach Erreichen des Abfallstatus als Elektro- und Elektronik-Altgeräte (EAG) eingestuft werden und somit den Vorgaben des ElektroG zur Sammlung, Erstbehandlung und Verwertung unterliegen (*ElektroG*, 2015).

Die Erstbehandlung erfolgt ausschließlich in nach § 21 ElektroG zertifizierten Erstbehandlungsanlagen (EBA), wobei zwischen Einrichtungen zur Schadstoffentfrachtung und Wertstoffseparierung (SW) und solchen zur Vorbereitung zur Wiederverwendung (VzW) unterschieden wird (§ 21 Abs. 3 u. 4 *ElektroG*, 2015). EBA VzW übernehmen die Prüfung, Reinigung und gegebenenfalls Reparatur funktionsfähiger Module, um diese erneut in den Verkehr zu bringen (LAGA 31 A, 2024). Das Ende der Abfalleigenschaft ist in § 5 Abs. 1 KrWG geregelt und tritt erst ein, wenn ein PV-Modul ein Verwertungsverfahren durchlaufen hat, wieder sicher verwendbar ist, die technischen und rechtlichen Anforderungen erfüllt, einen Absatzmarkt besitzt und keine umwelt- und gesundheitsschädlichen Auswirkungen verursacht (§ 5 Abs. 1 *KrWG*, 2012). Nach erfolgreicher Aufbereitung und dem Nachweis ihrer Sicherheit kann ein aufbereitetes Modul erneut als Produkt in Verkehr gebracht werden (§ 5 Abs. 1 *KrWG*, 2012; LAGA 31 A, 2024).

EBA SW hingegen sind für die schadstoffgerechte Behandlung und stoffliche Trennung defekter Module verantwortlich (§ 21 Abs. 3 u. 4 *ElektroG*, 2015; Löhle et al., 2025). Privathaushalte können die gebrauchten Module unentgeltlich beim öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger (örE) abgeben (DUH, 2021). Dabei gilt als haushaltsübliche Rückgabemenge nach der LAGA-Mitteilung M31A in etwa 20 bis 50 Module (DUH, 2021). Für gewerbliche Betreiber hingegen ist die Rückgabe kostenpflichtig (DUH, 2021).

Zudem schreibt die WEEE-Richtlinien bestimmte Recyclingquoten vor, dementsprechend müssen mindestens 85% der Module wiederverwendet oder recycelt werden, statt diese zu deponieren (Basnet et al., 2025). Hiervon müssen wiederum mindestens 80 % der Masse durch stoffliche Verwertung oder Wieder-verwendung zurückgewonnen werden (Basnet et al., 2025). Weiterhin sind Hersteller dazu verpflichtet neue Photovoltaikmodule bei der Stiftung Elektro-Altgeräte Register (ear) zu registrieren (DUH, 2021). Dieses System gewährleistet eine ordnungsgemäße Erfassung, Abholkoordination und Entsorgung der Altmodule und sorgt gleichzeitig für eine finanzielle Absicherung der Rücknahme (DUH, 2021).

2.2.2 Recycling

Die durchschnittliche Lebensdauer von PV-Modulen beträgt 25 bis 30 Jahre, jedoch kann es durch natürliche Alterung sowie ökonomische und ökologische Faktoren zu einem vorzeitigen Austausch kommen (Fraunhofer IST, 2024). Solch ausrangierte Module werden, falls noch funktionsfähig auf Wiederverwendung geprüft (siehe Kap. 2.2.4). Fallen die Module durch die Prüfung auf Wiederverwendung, erfolgt eine stoffliche Verwertung mithilfe moderner Recyclingverfahren, um wertvolle Ressourcen zurückzugewinnen und Schadstoffe sicher auszuwerfen (DUH, 2021). Das Recycling erfolgt in mehreren Stufen: Zunächst wird der Rahmen, die Kabel und die Anschlussdose entfernt und die enthaltenen Metalle verwertet (Wirth, 2025). Anschließend wird das Modul mithilfe von physikalischen, thermischen und chemischen Trennverfahren in die Bestandteile Glas, Verbinder, Silizium und Polymere aufgetrennt (Scherhauser et al., 2021; Wirth, 2025). Die gewonnenen Materialien werden anderweitig wiederverwendet oder thermisch verwertet, insbesondere die Polymere (Wirth, 2025). Ein technisch hochwertiges Recycling, bei dem Materialien wie Glas und Silizium in neuer Solarmodulqualität zurückgewonnen werden könnten, ist bereits heute technisch möglich, wird jedoch aus ökonomischen Gründen bislang nur begrenzt umgesetzt (Scherhauser et al., 2021). Vor dem Hintergrund des globalen Ausbaus der Photovoltaik mit künftig Multi-Terawatt-Kapazitäten ist ein zirkuläres Recycling von zentraler Bedeutung (Peters et al., 2024). Berechnungen der International Renewable Energy Agency (IRENA) und des International Energy Agency Photovoltaic Power Systems (IEA-PVPS) zufolge könnte das

Abfallaufkommen aus ausgedienten Modulen bis zu 6 Mio. Tonnen im Jahre 2050 erreichen, was in etwa der Masse der zu diesem Zeitpunkt neu installierten Module entspricht (IRENA and IEA-PVPS, 2016).

Eine Studie des IEA-PVP (2024) verdeutlicht darüber hinaus, dass die bestehende Recyclinginfrastruktur in Deutschland nicht ausreicht, um das prognostizierte hohe Abfallaufkommen bewältigen zu können (IEA PVPS, 2024). Zudem werden weiterentwickelte Recyclingprozesse benötigt, um die kommende PV-Technologie mit ihren komplexeren Materialzusammensetzungen fachgerecht zu behandeln. (IEA PVPS, 2024)

2.2.3 Reuse-PV-Module

Reuse (dt. Wiederverwendung), stellt eine Strategie der Verlängerung der Produktlebensdauer dar und leistet damit einen wichtigen Beitrag zu einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft (Basnet et al., 2025). Reuse PV-Module, auch Second-Life-Module genannt, sind ausrangierte, jedoch weiterhin funktionsfähige PV-Module, die erneut eingesetzt werden können (Van der Heide et al., 2021). Obwohl die Module noch 80-90 % ihrer Nennleistung aufweisen, gelangen sie häufig in den Abfallstrom, obwohl ihr technischer Zustand eine Weiterverwendung erlauben würde (Basnet et al., 2025). Solche Module stammen überwiegend aus Großkraftwerken mit einer installierten Leistung von mehr als 1 MWp (Van der Heide et al., 2021). Der Rückbau aus Kleinanlagen ist in der Regel wirtschaftlich nicht rentabel (Van der Heide et al., 2021). Ebenso spielen gebäudeintegrierte PV-Anlagen aufgrund ihres geringen Anteils und der häufigen Sonderanfertigungen kaum eine Rolle für die Wiederverwendung (Van der Heide et al., 2021). Die dominierende Technologie auf dem PV-Markt ist die kristalline Siliziumtechnologie (c-Si), während Dünnschichttechnologien derzeit etwa 5 % Marktanteil ausmachen (Stand 2025) (Van der Heide et al., 2021; Wirth, 2025). Die meisten derzeit ausrangierten c-Si-Module verfügen über eine Rückseitenfolie; Glas-Glas-Module haben sich erst in den letzten Jahren stärker etabliert (Van der Heide et al., 2021).

Die Ausbaugründe funktionsfähiger Module können vielfältig sein (Van der Heide et al., 2021). Technische Defekte oder Beschädigungen von einzelnen Modulen durch extreme Wetterereignisse führen häufig dazu, dass gesamte Anlagenabschnitte ausgetauscht werden, obwohl ein Teil der Module weiterhin funktionstüchtig ist und somit Potenzial für eine Wiederverwendung besteht. Ein weiterer Ausbaugrund sind sogenannte Repowering Projekte, bei denen ältere Module durch leistungsstärkere Neumodule ersetzt werden. Solche Maßnahmen erfolgen meist nach Ablauf der Einspeisevergütung, in der Regel nach etwa zehn Jahren Betriebsdauer (Van der Heide et al., 2021).

Im weiteren Verlauf dieser Arbeit werden alle aus den genannten Gründen aus dem Betrieb genommenen Module zur Vereinheitlichung als Module aus Repowering-Projekten bezeichnet.

Neben bereits betriebenen Modulen eignen sich auch sogenannte B-Waren-Module für die Wiederverwendung (Buhck Re.Energy, 2025). Diese stammen aus Produktionschargen mit optischen Mängeln, etwa Kratzern am Rahmen, während die technische Funktionalität uneingeschränkt erhalten bleibt. Da Endkund*innen solche Module aufgrund äußerlicher Mängel häufig nicht nachfragen, würden sie potenziell entsorgt. Weitere PV-Module, die regulär dem Recycling zugeführt würden, entstehen durch Transportschäden. Während ein Teil einer Lieferung beschädigt wird, bleiben andere Module unversehrt und technisch einwandfrei, sodass sie für die Wiederverwendung geeignet sind. Ebenso fallen funktionsfähige Module aus Lagerrestbeständen an, die aufgrund von Überbeständen oder Sortimentswechseln entsorgt werden könnten, obwohl sie vollständig nutzbar sind. Im weiteren Verlauf dieser Arbeit

werden alle Module, die aus Produktionsabweichungen, Transportschäden oder Lagerrestbeständen stammen, zur Vereinfachung einheitlich als B-Ware bezeichnet. (Buhck Re.Energy, 2025)

Sowohl ausrangierte als auch B-Waren-Module müssen vor der Wiederverwendung einer grundlegenden Prüfung hinsichtlich Leistung, Qualität und Sicherheit unterzogen werden (Van der Heide et al., 2021). Das Prüfverfahren wird im folgenden Kapitel (2.2.4 Prüfung auf Wiederverwendung) näher erläutert.

Ein fachgerechter Transport zur Prüfanlage sowie eine sachgerechte Demontage und Lagerung sind essenziell, um die Module auf eine Wiederverwendung vorzubereiten (Van der Heide et al., 2021). Dabei ist sicherzustellen, dass die Module weder äußerlich noch innerlich beschädigt werden. Der Rückbau sollte daher mit besonderer Sorgfalt erfolgen, und für den Transport ist auf eine geeignete Verpackung zu achten, um Beschädigungen zu vermeiden (Van der Heide et al., 2021).

In den vergangenen Jahren hat sich der Zweitmarkt für PV-Module weltweit deutlich entwickelt (Van der Heide et al., 2021). Der globale Markt wird gegenwärtig auf etwa 1 GWp pro Jahr angenommen, wobei rund ein Drittel auf den europäischen Markt entfällt (Stand 2021). Da bislang keine zentrale Registrierung für Reuse-Module existiert, basieren diese Schätzungen auf Gesprächen mit Branchenakteuren. Die Hauptmärkte für die gebrauchten Module liegen vor allem in Schwellen- und Entwicklungsländern, in denen kostengünstige Systeme mit geringen Anforderungen an Qualität und Ästhetik gefragt sind. Zu diesen Regionen zählen unter anderem der Nahe Osten, Südostasien sowie verschiedene afrikanische Länder. Dort werden die gebrauchten Module überwiegend für kleinere bis mittelgroße Inselanlagen (Off-Grid-Systeme) oder netzgekoppelte Anlagen eingesetzt (Van der Heide et al., 2021).

Ein weiterer Absatzmarkt ergibt sich aus der Umnutzung ausrangierter Module zu sogenannten Balkonkraftwerken, die an Privatkunden verkauft werden (Panelretter, 2023). Ebenso können Reuse Module beim Austausch von beschädigten Modulen innerhalb bestehender PV-Anlage verwendet werden (Van der Heide et al., 2021). Dies ermöglicht eine kostengünstige Verlängerung der Anlagenlaufzeit (Van der Heide et al., 2021). Zudem sind Betreiber oftmals verpflichtet, fehlerhafte Module durch identische Ersatzmodule zu ersetzen, um Förderansprüche beizubehalten (Van der Heide et al., 2021). Selbst ohne Einspeisevergütung bleibt der Markt für Originalmodule relevant, weil der Austausch durch andere Modultypen häufig mit erhöhtem Aufwand und höheren Kosten verbunden ist (Van der Heide et al., 2021). Unterschiede in den Abmessungen und elektrischen Parametern anderer Modultypen erfordern in der Regel eine Neuverschaltung der Strings (Van der Heide et al., 2021). Darüber hinaus können ausrangierte Module sowohl in neuen Großkraftwerken als auch in kleinen privaten Anlagen eingesetzt werden (Van der Heide et al., 2021). Aufgrund der reduzierten Flächenleistung und der begrenzten Restlebensdauer von etwa 10 bis 15 Jahren ist der Einsatz jedoch nicht in allen Fällen wirtschaftlich vorteilhaft gegenüber Neumodulen (Van der Heide et al., 2021). Zudem machen die Module nur rund 30 % der Gesamtkosten einer PV-Anlage aus, sodass die Gesamtkostenersparnis entsprechend gering ausfällt. (Van der Heide et al., 2021).

Außerdem bestehen Herausforderungen, die eine stärkere Etablierung der Re-Use-Strategie hemmen (Basnet et al., 2025). Dazu zählen die Wahrnehmung einer geringeren Produktqualität und erhöhter Sicherheitsrisiken seitens der Verbraucher, eingeschränkte Haftungs- und Garantiebestimmungen, der Mangel an etablierten Zertifizierungen und Standards, begrenzte ökonomische Anreizstrukturen sowie eine unzureichende politische Unterstützung (Basnet et al., 2025).

Weiterhin weist der Solarenergie Förderverein Deutschland e.V. (2025) darauf hin, dass die sinkenden Marktpreise für Neumodule, auf unter 0,12 €/Wp (Stand: 2024) eine erhebliche Herausforderung für die

Wettbewerbsfähigkeit von Reuse-Module darstellen (Solarenergie Förderverein Deutschland e.V., 2025). Reuse-Module verfügen nur ein begrenztes Kostensenkungspotenzial, da die notwendigen Test-, Handling- und Logistikprozesse kaum weiter effizienter werden können. (Solarenergie Förderverein Deutschland e.V., 2025)

2.2.4 Prüfung auf Wiederverwendung

Neumodule verfügen über ein zertifiziertes Prüfungsverfahren nach IEC 61215 für die allgemeine Qualität und IEC 61730 für die Sicherheit, während für Reuse-Module derzeit noch kein international anerkanntes Prüfverfahren existiert (Basnet et al., 2025). Daher besteht derzeit Unsicherheit darüber, in welchem Umfang die Tests durchgeführt werden sollen. Um die Sicherheit und Zuverlässigkeit für die Zweitnutzung zu gewährleisten, sollten die potenziellen Reuse-Module, die in der Tabelle 2.1 aufgeführten Prüfungen durchlaufen. Diese Prüfverfahren ermöglichen die Bewertung von Qualität und Leistungsfähigkeit und bilden die Grundlage für eine fundierte Entscheidung über die weitere Behandlung, also Wiederverwendung, Reparatur oder Recycling. Der Prüfprozess beginnt zunächst mit der visuellen Inspektion, bei der mechanische Schäden wie Glasrisse, Rahmenkorrosion, Verfärbungen, Risse und Blasenbildung der Rückseitenfolie oder beschädigte Anschlussdosen identifiziert werden. Anschließend erfolgen elektrische Prüfungen, um die Leistungsfähigkeit und Funktionsfähigkeit der Module zu testen. Dazu zählen Leckstromtests, Elektrolumineszenz (EL)-Messungen, Insulation Resistance (IR)-Thermographie und Messungen unter Standard-Testbedingungen (standard test conditions, STC). (Basnet et al., 2025)

Die elektrische Prüfung mithilfe eines geeigneten Prüfgerätes beginnt mit der I-V-Kennlinienmessung unter STC (Bestrahlungsstärke: 1000 W/m^2) durch einen Sonnensimulator, welcher das Sonnenlicht reproduziert (Schnatmann et al., 2024). Die I-V-Kennlinie liefert Informationen über den Kurzschlussstrom, die Leerlaufspannung und die Leistung am maximalen Leistungspunkt (MPP). Daraufhin wird ein HiPot (High Potential, Hochspannung) Test zur Überprüfung der Isolationsfestigkeit durchgeführt. Anschließend erfolgt die EL-Messung, um Mikrorisse und potenzialinduzierte Degradation zu erkennen. (Schnatmann et al., 2024)

Die Erstbehandlung im Rahmen der Vorbereitung zur Wiederverwendung erfolgt dabei in einer nach § 21 Abs. 3 u. 4 *ElektroG* zertifizierten Erstbehandlungsanlagen. Nach erfolgreicher Prüfung der Funktionalität und Sicherheit verliert das Modul gemäß § 5 Abs. 1 *KrWG* sowie den Vorgaben der LAGA-Mittelung M31 A (2024) seinen Abfallstatus und kann anschließend als wiederverwendbares Produkt in den Verkehr gebracht werden.

Tabelle 2.1: Prüfungsarten und ihre liefernden Informationen über die ausrangierten Module. Basierend auf Basnet et- al (Basnet et al., 2025)

Prüfungsart	Information
Visuelle Inspektion	• Unversehrtheit von Front- und Rückglas und des Rahmens • Brandspuren • Deformationen oder Aufblähung der Anschlussdose • Verfärbung, Risse und Blasenbildung der Rückseitenfolie
HiPot Test	• Isolationsfestigkeit (Schnatmann et al., 2024)
Nass/ trocken Leckstromtest	• Elektrische Sicherheitsprüfungen mit Ableitstrom • Mindestwiderstand von $\geq 25 \text{ M}\Omega$
Messungen unter STC	• Elektrische Leistung (I-V Kennlinie) • MPP > 80% der Nennleistung
IR-Thermographie	• Identifikation thermischen Anomalien, wie Hotspots, kurzgeschlossene Zellen, aktive Bypass-Dioden
EL-Messung	• Erkennung elektrisch aktiver Defekte wie Zellrisse, lokaler Serienwiderstände oder potenzialinduzierter Degradation

Ebenfalls fordert die Deutsche Umwelthilfe e.V. (DUH) in ihrem „Weißbuch zur Stärkung der Wiederverwendung und das Recycling von Photovoltaik-Modulen“ eine verbindliche, standardisierte Funktionsprüfung für ausrangierte Module (DUH, 2021). Diese soll sicherstellen, dass funktionsfähige Module nicht unnötig entsorgt werden und zugleich nur geprüfte und sicher einsatzfähige Module in den Wiederverwendungsmarkt oder in den Export gelangen. Des Weiteren betont die DUH die Notwendigkeit einer systematischen Sortierung der Module nach Typ und Funktionalität, bspw. in spezialisierten Erstbehandlungsanlagen. Weiterhin wird gefordert, die Rückverfolgbarkeit geprüfter Gebrauchtmodule durch geeignete Identifikationsnummern sicherzustellen und die gemeldeten Mengen für das WEEE-Reporting zu überprüfen. Darüber hinaus sieht die DUH Deutschland in der Verantwortung, den Aufbau von Entsorgungsinfrastrukturen im Ausland zu unterstützen, um negative Umweltauswirkungen durch den Export von Altmodulen zu verhindern. (DUH, 2021)

2.3 Life Cycle Assessment

Life Cycle Assessment (LCA), oder im deutschen auch Ökobilanz genannt, ist eine iterative Methode zur Analyse der potenziellen Umweltwirkungen eines Produktsystems oder einer Dienstleistung (im folgendem abgekürzt als Produkt(system)) über dessen gesamten Lebenszyklus (EN ISO 14040:2006). Der betrachtete Lebensweg des Produktes umfasst sämtliche Phasen „von der Wiege bis zur Bahre“, das heißt vom Abbau der Rohstoffe über die Herstellung und Nutzung bis hin zum Recycling bzw. zur Entsorgung. Die generierten Daten dienen als Bestandteil für eine ganzheitliche Bewertung und können zur Unterstützung für weitergehende Entscheidungsfindungen herangezogen werden. Ein Vergleich verschiedener LCA-Studien ist nur möglich, solange die inhaltliche Zielsetzung und die grundlegenden Annahmen der jeweiligen Untersuchungen übereinstimmen. Darüber hinaus ist die Ökobilanz nicht in allen Fällen die ideale Methode des Umweltmanagements, da sie in der Regel keine ökonomischen und sozialen Faktoren berücksichtigt. (EN ISO 14040:2006)

Der Begriff Fußabdruck wird als Kennzahl für die Berichterstattung der Ergebnisse der Ökobilanz verwendet (EN ISO 14040:2006). Die sogenannten Fußabdruck-Berichte (z.B. CO₂-Fußabdruck) sind jedoch keine vollständigen Ökobilanzen, da sie sich ausschließlich auf einzelne Umweltfaktoren oder wenige potenzielle Wirkungsindikatoren beziehen. Im Gegensatz dazu berücksichtigt eine Ökobilanz eine Vielzahl potenzieller Umweltwirkungen und ermöglicht somit eine umfassendere Bewertung. Entscheidungen, die ausschließlich auf einer oder wenigen Umweltkategorien basieren, können dagegen Zielkonflikte mit anderen Umweltanliegen hervorrufen. (EN ISO 14040:2006)

2.3.1 EN ISO 14040 / 14044

Die LCA basiert auf den in den frühen 1970er Jahren entwickelten ersten international genormten Methoden zur ökologischen Analyse von Produkten (Klöpffer and Grahl, 2009). In den darauffolgenden Jahren entstanden zahlreiche Richtlinien mit dem Ziel, eine einheitliche methodische Grundlage für die Durchführung von Ökobilanzen zu schaffen (Russell et al., 2005). Diese Ansätze waren jedoch jeweils nur eingeschränkt anwendbar, da sie sich häufig auf bestimmte Regionen, Produktkategorien oder spezielle Anwendungsbereiche bezogen (Russell et al., 2005). Zudem unterschieden sich die Empfehlungen teils erheblich und enthielten zum Teil widersprüchliche methodische Vorgaben (Russell et al., 2005). Im Jahre 1993 veröffentlichte die Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) mit den „Guidelines for Life Cycle Assessment: A “Code of Practice“ erstmals einen international abgestimmten Leitfaden, der eine Rahmenstruktur für die Durchführung von LCAs sowie grundlegende methodische Empfehlungen bereitstellte (Klöpffer and Grahl, 2009; Russell et al., 2005). Innerhalb desselben Jahres initiierte die Internationale Standardisierungsorganisation (ISO) die Entwicklung von Normen und publizierte, unter Beteiligung aus 40 Staaten, die heute international anerkannte Normenreihe ISO 14040 ff. (Klöpffer and Grahl, 2009).

Die Normen, konkret EN ISO 14040:2006 + Amd. 1:2020 und die EN ISO 14044:2006 + Amd. 1:2017 + Amd. 2:2020 (im Folgenden abgekürzt als mit EN ISO 14040:2006 bzw. EN ISO 14044:2006), bilden die Rahmenstruktur für die ganzheitliche Beurteilung von Umweltfaktoren und möglichen Umweltauswirkungen eines Produktes über dessen gesamten Lebensweg (EN ISO 14040:2006; EN ISO 14044:2006). Sie gliedern die Durchführung einer Ökobilanz in vier Phasen: Ziel- und Untersuchungsrahmen, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Auswertung der Ergebnisse. Die Ergebnisse der einzelnen Phasen einer LCA fließen wechselseitig in die jeweils anderen Phasen ein (EN ISO 14040:2006). Dieser iterative Prozess innerhalb und zwischen den Phasen dient dazu, die Vollständigkeit und Konsistenz der Studie sowie der daraus resultierenden Ergebnisse sicherzustellen (EN ISO 14040:2006). Die vier Phasen werden in Kapitel 2.3.2 detailliert erläutert.

2.3.2 Die vier Phase der LCA

In den Normen EN ISO 14040:2006 und 14044:2006 werden die vier Phasen einer LCA definiert, die im Folgenden näher erläutert werden. Abbildung 2.2 zeigt die Beziehung der einzelnen Phasen. Die erste und die letzte Phase bilden den Rahmen der Studie, während die beiden mittleren Phasen Informationen über das untersuchte System bereitstellen (EN ISO 14044:2006).

Zu Beginn werden Ziel und Untersuchungsrahmen festgelegt, dazu gehört insbesondere, welche Teile des Systems untersucht werden und wie genau die Analyse erfolgen soll (EN ISO 14040:2006; EN ISO 14044:2006). Das Ziel definiert das betrachtete Szenario, die Gründe für die Durchführung der Studie sowie die Zielgruppe. Zudem ist festzulegen, ob die erhobenen Daten später für einen öffentlichen Produktvergleich verwendet werden dürfen. Der Untersuchungsrahmen beinhaltet die Systemgrenzen und den Detaillierungsgrad der Ökobilanz. Als erstes wird die funktionelle Einheit bestimmt, die als

Bezugsgröße des untersuchten Systems dient und die Vergleichbarkeit der Ergebnisse gewährleistet. Bei der Definition der Systemgrenze, welche die relevanten Lebenswegabschnitte, Prozesse, Inputs und Outputs festlegt, ist sicherzustellen, dass diese mit dem Studienziel übereinstimmt. Werden Prozessschritte ausgeschlossen, ist dies zu begründen und die möglichen Auswirkungen sind zu erläutern. Das Produktsystem sollte so abgegrenzt werden, dass alle Inputs und Outputs als Elementarflüsse erfasst werden. (EN ISO 14040:2006; EN ISO 14044:2006)

Die Sachbilanz (eng. Life Cycle Inventory, LCI) ist die nächste Phase (EN ISO 14040:2006; EN ISO 14044:2006). In dieser Phase werden sämtliche relevanten Input- und Outputdaten erfasst, die dem untersuchenden System, während dessen Lebensweg zugeordnet werden können. Für jeden Prozessschritt innerhalb der festgelegten Systemgrenze müssen qualitative und quantitative Daten erhoben werden. Diese können durch Messungen, Berechnungen oder Schätzungen erfasst werden und ermöglichen die quantitative Bestimmung der Inputs und Outputs eines Prozessschrittes. Zur Vermeidung des Risikos von Missverständnissen, wie etwa Doppelzählung bei der Datenvalidierung, sollte jeder Prozessschritt beschrieben werden. In einigen Fällen ist ein Allokationsverfahren notwendig, bei der die Umwelteinwirkungen anteilig auf unterschiedliche Produkte verteilt werden. Dies ist insbesondere erforderlich, wenn ein Prozess neben dem Hauptprodukt auch Nebenprodukte oder wiederverwertbare Rückstände erzeugt. Für konsistente und nachvollziehbare Ergebnisse sollten die Daten plausibel dargestellt werden, weil sie in der Regel aus verschiedenen Quellen stammen. (EN ISO 14040:2006; EN ISO 14044:2006)

Zudem unterscheidet die Europäische Kommission (2010) für die Sachbilanz zwischen zwei Modellierungsprinzipien, einmal das attributionale und zum anderen das konsequente Modell (European Commission, 2010a). Das attributionale Modell beschreibt die möglichen Umweltwirkungen entlang der aktuellen oder prognostizierten Lieferkette eines Produkts sowie während dessen Nutzungs- und End-of-Life-Phasen. Hierbei ist das betrachtete System innerhalb einer statischen Technosphäre und basiert auf vergangenen, empirisch belegten und quantifizierbaren Daten, deren Unsicherheiten bekannt oder abschätzbar sind. Es berücksichtigt sämtliche Prozesse, die einen wesentlichen Einfluss auf das untersuchte System haben. Demgegenüber zeigt das konsequente Modell die veränderten Umweltwirkungen infolge einer Entscheidung. Es geht von einer dynamischen Technosphäre aus und bezieht Marktmechanismen, politische Maßnahmen und Konsumverhalten mit ein. (European Commission, 2010a)

Die dritte Phase einer LCA-Studie ist die Wirkungsabschätzung (eng. Life Cycle Impact Assessment, LCIA) (EN ISO 14040:2006; EN ISO 14044:2006). Diese Phase baut auf den Ergebnissen der Sachbilanz auf und erweitert diese um zusätzliche Informationen, um ein vertieftes Verständnis der potenziellen Umweltwirkungen zu ermöglichen. Zentrales Ziel der LCIA ist es, die erfassten Inputs und Outputs geeigneten Wirkungskategorien zuzuordnen und deren Beitrag zu verschiedenen ökologischen Wirkungen zu bewerten. Um Fehlinterpretationen zu vermeiden, ist eine enge Abstimmung der Wirkungsabschätzung mit den anderen Phasen der Ökobilanz erforderlich. Dazu zählen die Überprüfung der Datenqualität, der Systemgrenzen sowie der angewendeten Abschneidekriterien. Ebenso muss sichergestellt sein, dass methodische Anwendungen wie die Wahl der funktionellen Einheit, Durchschnittsbildungen, Aggregation und Allokation die ökologische Aussagekraft der Ergebnisse nicht beeinträchtigen. (EN ISO 14040:2006; EN ISO 14044:2006)

Ein grundlegender Schritt zu Beginn der Wirkungsabschätzung ist die Auswahl geeigneter Wirkungskategorien, Wirkungsindikatoren und Charakterisierungsmodelle (EN ISO 14044:2006). Die Wirkungskategorien sind so auszuwählen, dass sie sämtliche für das untersuchte Produktsystem relevanten Umweltaspekte umfassend abbilden und gleichzeitig den Vorgaben von Zielsetzung und Untersuchungsrahmen der Studie entsprechen. Dabei ist zu berücksichtigen, welche spezifischen Umweltwirkungen

aus den Prozessen und Eigenschaften des Systems resultieren. Auch LCI-Ergebnisse, die nicht auf Masse- und Energieflüssen basieren, wie beispielsweise Angaben zur Flächennutzung, müssen identifiziert und passenden Wirkungsindikatoren zugeordnet werden, um ihre Bedeutung innerhalb der Wirkungsabschätzung angemessen zu berücksichtigen. Zudem kann der Wirkungsindikator entlang des gesamten Wirkungspfad zwischen LCI-Ergebnissen und Wirkungsendpunkten gewählt werden. Die Umweltrelevanz wird hierbei über die Stärke des Zusammenhangs zwischen Indikatorwert und Wirkungsendpunkt qualitativ bewertet. Weiterhin empfiehlt die EN ISO 14044:2006, international anerkannte Kategorien auszuwählen, die die relevanten Umweltwirkungen des untersuchten Systems umfassend abbilden. Subjektive Annahmen sollen dabei minimiert, Doppelzählungen vermieden und wissenschaftliche sowie technische Gültigkeit gewährleistet werden. Zusätzlich sollten alle Kategorien umweltrelevante Indikatoren aufweisen. (EN ISO 14044:2006)

In dem ILCD-Handbuch „Framework and requirements for LCIA models and indicators“ der Europäischen Kommission von 2010 werden drei Schutzbereiche (Area of Protection, AoP) definiert: der Schutz der menschlichen Gesundheit, die Erhaltung der natürlichen Umwelt und die nachhaltige Nutzung natürlicher Ressourcen (European Commission, 2010b). Diese AoP umfassen eine Reihe zentraler Wirkungskategorien, darunter Klimawandel, Ozonabbau, Humantoxizität, Feinstaub, Strahlenbelastung, photochemische Ozonbildung, Versauerung, Eutrophierung, Ökotoxizität, Landnutzung und Ressourcenverknappung. Darüber hinaus formuliert das Handbuch Kriterien und Empfehlungen zur Bewertung von LCIA-Modellen und -indikatoren. Dazu zählen insbesondere die Anforderung an die wissenschaftliche Qualität wie Vollständigkeit, Umweltrelevanz, Robustheit, Transparenz und Reproduzierbarkeit. Ebenso wird hervorgehoben, dass die Modelle eine hohe Akzeptanz bei relevanten Interessengruppen aufweisen sollten. (European Commission, 2010b)

Nach der Auswahl der relevanten Kategorien folgt in der LCIA zunächst die Klassifizierung, bei der die Sachbilanzergebnisse den gewählten Wirkungskategorien zugeordnet werden (EN ISO 14044:2006). Anschließend erfolgt die Charakterisierung, in der mithilfe von Charakterisierungsfaktoren Indikatorwerte berechnet werden, indem die LCI-Daten in gemeinsame Bezugsgrößen überführt und innerhalb jeder Kategorie zusammengeführt werden. Optional können weitere Schritte wie Normierung, Gewichtung oder Ordnungsverfahren durchgeführt werden. Besonders wertvoll ist zudem eine Analyse der Datenqualität, um Signifikanz, Unsicherheit und Sensitivität der Ergebnisse besser einschätzen zu können. Dazu eignen sich Fehlerabschätzungen, Schwerpunktanalyse zur Identifikation wesentlicher Einflussgrößen sowie Sensitivitätsanalysen, die zeigen, wie sich methodische oder datenbezogene Änderungen das LCIA-Resultate beeinflussen können. (EN ISO 14044:2006)

Die letzte Phase der Ökobilanz ist die Auswertung (EN ISO 14040:2006; EN ISO 14044:2006). In dieser Phase werden die Sachbilanz- und Wirkungsabschätzungsergebnisse zusammengeführt und analysiert. Sie umfasst mehrere Schritte, beginnend mit der Identifikation signifikanter Parameter, gefolgt von deren Beurteilung im Hinblick auf die Zuverlässigkeit der Gesamtergebnisse und Zieldefinition der Studie. Daraus werden fundierte Schlussfolgerungen, Empfehlungen und Entscheidungshilfen abgeleitet. Die Ergebnisse sollen klar, vollständig und nachvollziehbar dargestellt werden. Darüber hinaus muss deutlich erkennbar sein, dass die LCIA-Ergebnisse auf einem relativen Ansatz basieren und somit mögliche Umweltwirkungen aufzeigen, ohne tatsächliche absolute Auswirkungen vorherzusagen. (EN ISO 14040:2006; EN ISO 14044:2006)

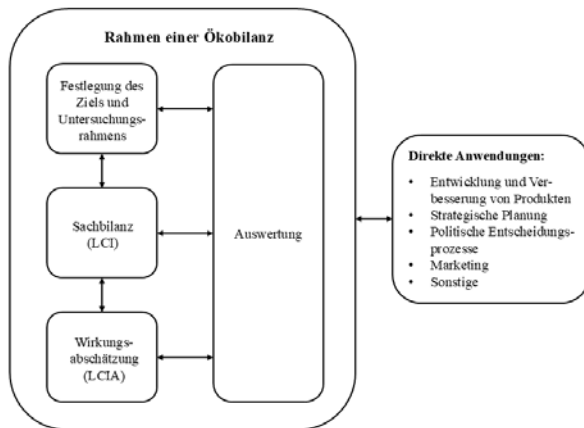


Abb. 2.1: Phasen einer Life Cycle Assessment basierend auf EN ISO 14040:2006 + Amd 1:2020 (EN ISO 14040:2006)

2.3.3 Lebenswegabschnitte von Photovoltaikmodulen

Bei einer LCA werden die möglichen Umweltwirkungen eines Produktes über dessen gesamten Lebensweg systematisch analysiert (EN ISO 14040:2006). Grundlage hierfür bildet das Lebenszyklusdenken (Life Cycle Thinking (LCT)), das als qualitativer Ansatz dient, um die Lebenswegabschnitte eines Produkts sowie die hiermit zusammenhängenden voraussichtlichen Umweltwirkungen zu erfassen (Kaynak et al., 2025).

Im Folgendem werden die verschiedenen Phasen des Lebenszyklus eines PV-Modules beschrieben. In der Abbildung 2.3 ist der Lebenszyklus schematisch dargestellt, wobei die farblich hervorgehobenen Phasen diejenigen sind, die in dieser LCA berücksichtigt werden.

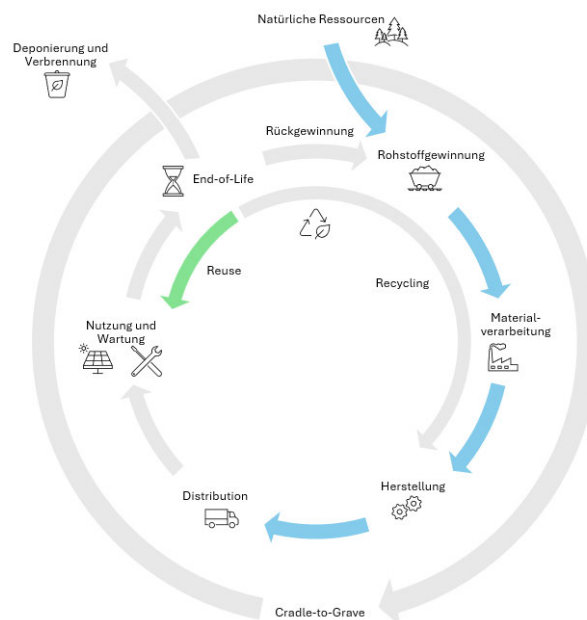


Abbildung 2.2: Lebenswegabschnitte eines Produktes. Inspiriert durch Life Cycle Initiative und Kaynak et al. (Kaynak et al., 2025; Life Cycle Initiative, n.d.)

Ein Lebenszyklus beginnt mit der Rohstoffgewinnung, bei der natürliche Ressourcen abgebaut werden, die als Ausgangsstoff für die Materialherstellung dienen (Kaynak et al., 2025). Welche Rohstoffe dabei benötigt werden, hängt von der eingesetzten Modultechnologie (Dünn- oder Dickschichtmodule) ab (Frischknecht et al., 2020). Für Si-PV-Module wird Quarzsand als Grundmaterial verwendet

(Frischknecht et al., 2020). Bei CdTe (Cadmiumtellurid)-PV werden Cadmium und Tellur eingesetzt, die vor allem als Nebenprodukt der Zink- oder Kupferhütten anfallen (Frischknecht et al., 2020). Für CIGS (Kuper-Indium-Gallium-Diselenid)-PV werden Indium, Gallium (Zinkbergbau) und Selen (Kupferproduktion) benötigt (Frischknecht et al., 2020). Neben diesen Metallen werden weitere Rohstoffe gewonnen, darunter Siliziumdioxid für Glas, Kupfererz für Kabel sowie Eisen- und Zinkerz für den Modulrahmen (Frischknecht et al., 2020).

Darauf folgt die Materialproduktion, bei der die gewonnenen Rohstoffe in mehreren Prozessschritten weiterverarbeitet werden (Kaynak et al., 2025). Durch Aufbereitungs- und Reinigungsverfahren erreicht der Quarzsand den für Solarzellen erforderlichen hohen Reinheitsgrad (Frischknecht et al., 2020). Dieser Prozess ist in der Regel sehr energieintensiv. Im Lichtbogenofen wird das im Quarzsand enthaltene Siliziumdioxid zu metallurgischem Silizium reduziert (Frischknecht et al., 2020). Anschließend im modifizierten Siemens-Verfahren zu Solarsilizium (99,99%) weiter gereinigt (Frischknecht et al., 2020). Ebenso müssen Cadmium und Tellur bis zur Solarqualität von 99,99% gereinigt werden (Frischknecht et al., 2020).

Darauf aufbauend erfolgt die Herstellung des endgültigen Produktes, wobei die verwendeten Produktionstechnologien entscheidend für die Effizienz und Qualität des Herstellungsprozesses sind (Kaynak et al., 2025). Bei Si-PV-Modulen beginnt die Produktion mit der Waferherstellung, in der ca. 0,2 mm dünne Scheiben aus poly- oder monokristallinen Siliziumblöcken abgeschnitten werden (Frischknecht et al., 2020). Anschließend folgt die Zellfertigung, bei der durch Dotierung ein p-n-Übergang erzeugt und mittels Metallisierungspasten die elektrische Leiterbahn hergestellt wird (Frischknecht et al., 2020). Zum Schluss wird das Modul fertiggestellt. Hierzu werden die produzierten Zellen mechanisch und elektrisch verschaltet, mit Glas- und Kunststoffschichten laminiert und schließlich mit einem Rahmen versehen (Frischknecht et al., 2020). Die Herstellung von Dünnschichtmodulen unterscheidet sich dahingehend, dass hier mehrere Halbleiterschichten auf ein Trägermaterial abgeschieden werden, bevor die Modulherstellung ähnlich wie bei kristallinen Modulen erfolgt (Frischknecht et al., 2020).

In der Distributionsphase wird das produzierte Produkt vom Herstellungsort zum Endnutzenden verteilt und transportiert (Kaynak et al., 2025). Für das fertige PV-Modul bedeutet dies den Transport vom Produktionsland, in der Regel China, zu den Kunden, wie etwa Solarparkbetreiber oder Installationsunternehmen (Frischknecht et al., 2020; Hengstler et al., 2021).

Nach der Lieferung beginnt die Nutzungsphase, in der das Modul elektrische Energie erzeugt (Frischknecht et al., 2020; Kaynak et al., 2025). Diese Phase kann möglicherweise Wartungs- und Reinigungsarbeiten zur Instandhaltung umfassen (Hengstler et al., 2021). Vor der Stromproduktion erfolgt die Installation, bei der die Module auf einer Unterkonstruktion montiert, miteinander verschaltet und mit Stromkonditionierungsgeräten verbunden werden (Frischknecht et al., 2020).

Erreicht das Produkt das Ende seiner Lebensdauer, folgt die End-of-Life-Phase (Kaynak et al., 2025). Hier wird versucht, die miteinhergehenden Umweltbelastungen möglichst gering zu halten und zugleich Potenziale zur Rückgewinnung von Wertstoffen oder Reuse-Module zu erschließen (DUH, 2021; IRENA and IEA-PVPS, 2016). Für defekte Module gibt es zwei Hauptwege: die Deponierung oder das Recycling der Module (Daljit Singh et al., 2021).

Es lassen sich zudem verschiedene Betrachtungskonzepte unterscheiden (Kaynak et al., 2025):

- Cradle-to-Grave (Von der Wiege bis zur Bahre): vollständige Analyse des gesamten Lebenszyklus eines Produktes. (Kaynak et al., 2025)

- Cradle-to-Gate (Von der Wiege bis zum Werkstor): umfasst die Phase von der Gewinnung des Rohstoffes bis zur Auslieferung des Produktes. (Kaynak et al., 2025)
- Gate-to-Grave (Vom Werkstor bis zur Bahre): bezieht sich auf die Nutzung bis zum End-of-Life. (Kaynak et al., 2025)
- Gate-to-Gate (Vom Werkstor bis zum Werkstor): fokussiert auf den Herstellungsprozesses eines Systems. (Kaynak et al., 2025)
- Cradle-to-Site (Von der Wiege bis zum Installationsort) (Christoforou et al., 2016):

Im Rahmen dieser Arbeit werden für die neu produzierten Module die Phasen von der Rohstoffgewinnung bis zum Werkstor betrachtet (Cradle-to-Gate), während für die Reuse-Module die Prozesse vom Transport aus dem Solarpark zur Prüfanlage über die Prüfung bis hin zum Zweitnutzer bilanziert werden (Cradle-to-Site). Die End-of-Life Phase wird in beiden Fällen ausgeschlossen, weil sie für beide System gleichermaßen gilt und somit die Vergleichsergebnisse nicht beeinflusst.

2.4 Treibhausgasemissionen von Neumodulen

Um die Ziele des Pariser Abkommens zu erreichen und den fortschreitenden Klimawandel zu begrenzen, sind umfangreiche Maßnahmen zur Reduktion von Treibhausgasemission erforderlich (Übereinkommen von Paris, 2015). Das Abkommen sieht unter anderem vor, den globalen Temperaturanstieg auf 1,5 °C zu begrenzen (Übereinkommen von Paris, 2015). Ergänzend dazu hat die Europäische Kommission im Jahr 2019 den „European Green Deal“ (EGD) verabschiedet, dessen langfristiges Ziel eine klimaneutrale Europäische Union bis 2050 zu werden (European Commission, 2024).

Photovoltaisch erzeugte Energie weist im Vergleich zu konventionellen Energieträgern eine geringere Treibhausgasemission auf (Frischknecht et al., 2021). Während der Betriebsphase entstehen, abgesehen bei Wartungsarbeiten, nahezu keine Treibhausgase (Umweltbundesamt, 2024). Die wesentlichen Umweltwirkungen fallen daher in der Herstellungsphase sowie im EoL der Module an, da dort energieintensive Prozesse und potenziell umweltschädliche Materialien eine Rolle spielen (Umweltbundesamt, 2024; Wirth, 2025).

In diesem Kapitel werden verschiedene LCA-Studien zu PV-Systemen und verschiedenen Modultechnologien betrachtet, deren Ergebnisse als Referenzwerte für den Vergleich mit den Emissionen der aufbereiteten Reuse-Module dienen. Eine eigene Modellierung der Herstellung von PV-Modulen wird daher nicht durchgeführt. Stattdessen werden Literaturwerte herangezogen, die im Methodik-Kapitel, falls notwendig, normiert werden, um auf eine einheitliche funktionelle Einheit zu erhalten. Der Fokus liegt hierbei auf mono- und polykristallinen Si-Modulen, da sowohl das Neumodul als auch das Reuse-Modul in dieser Arbeit auf diesen Technologien basieren. Dünnschichtmodule werden ergänzend berücksichtigt, weil sie üblicherweise nicht für Wiederverwendungszwecke eingesetzt werden.

PV-Module enthalten giftige Substanzen, die langfristig freigesetzt werden können, insbesondere wenn das Modul, bspw. durch Glasbruch, beschädigt wird (Wirth, 2025). In Si-Modulen wird häufig Blei für die Zellmetallisierung und beim Lötten verwendet. Dieses kann unter stark sauren oder basischen Bedingungen löslich werden und potenziell in die Umwelt gelangen. Zudem enthalten manche rückseitige Modulfolien Fluorpolymere. Dünnschichtmodule enthalten ebenfalls kritische Stoffe wie bspw. Cadmium in CdTe-Modulen oder Selen in CIGS-Modulen. In einigen Fällen wird zur Herstellung von Solarglas Antimon eingesetzt, das bei Deponierung ins Grundwasser gelangen kann. Aus diesen Gründen sollten defekte Solarmodule weder längere Zeit ungeschützt gelagert noch deponiert werden. (Wirth, 2025)

Der kumulierte Energiebedarf (CED) und die Treibhausgasemissionen (GHG) gehören zu den zentralen Bewertungsgrößen in LCAs von PV-Systemen (Nordin et al., 2022). Aus diesen Kennzahlen lassen sich weitere Indikatoren wie die Energieamortisationszeit (EPBT), das Energieertragsverhältnis (EROI) und das Kohlenstoffdioxid (CO₂)-Vermeidungspotenzial ableiten, die für die Industrie und Politik entscheidend sein können. Der CED gibt den gesamten Primärenergieeinsatz aus fossilen, nuklearen sowie erneuerbaren Energiequellen über den gesamten Lebensweg eines Systems an, während GHG-Emissionen in g CO₂-Äquivalent pro erzeugter kWh ausgewiesen werden und verschiedene Treibhausgase wie CO₂, CH₄ (Methan), N₂O (Lachgas) sowie fluoriierte Gase einschließen. (Nordin et al., 2022)

Nordin et al. (2022) untersucht unterschiedliche Modultechnologien unter Berücksichtigung der Moduldegradation sowie verschiedener klimatischer Standorte. Die Studie folgt einem Cradle-to-Gate-Ansatz und bezieht zusätzlich Installation und Nutzungsphase ein. Die funktionelle Einheit ist 1 kWh erzeugter PV-Strom. Die Ergebnisse zeigen, dass monokristalline Module den höchsten kumulierten Energiebedarf (CED) aufweisen, der zwischen 0,757 und 1,462 MJ/kWh liegt, gefolgt von polykristallinen Modulen mit 0,745 bis 1,457 MJ/kWh. Dies ist vor allem auf den hohen Energiebedarf bei der Produktion von Silizium zurückzuführen. Die GHG-Emissionen liegen für monokristalline Module zwischen 46,85–90,45 g CO₂-äq/kWh und für multikristalline Module zwischen 44,96–87,86 g CO₂-äq/kWh. Die Spannweite ergibt sich aus den variierenden Einstrahlungsbedingungen der untersuchten Standorte. Zudem zeigt sich, dass die Moduldegradation und die temperaturabhängige Performance Ratio (PR) einen relevanten Einfluss auf die Ergebnisse haben. (Nordin et al., 2022)

Die Studie von Sumper et al. (2011), in der ein PV-System in Katalonien untersucht wird, bestätigt dass die Modulherstellung den größten Anteil an den Umweltwirkungen verursacht. Rund 84% des Energiebedarfs und etwa 90% der CO₂ sowie 75% der Methanemissionen entfallen in diese Phase. Die EPBT beträgt hier 4,36 Jahre. (Sumper et al., 2011)

Asdrubali et al. (2015) harmonisieren verschiedene LCA-Studien zu erneuerbaren Energiesystemen, darunter Photovoltaik. Die Spannweite der Ergebnisse ist groß und reicht von 9,4–167,0 g CO₂-äq/kWh (GHG), von 0,36–1,80 MJ/kWh (CED) und 9,6–43,9 Monaten, dies entspricht 0,8 bis 3,66 Jahre (EPBT). Die Unterschiede resultieren primär aus verschiedenen Systemgrenzen, Wirkungsabschätzungsmethoden und Betriebsbedingungen. (Asdrubali et al., 2015)

Sheng et al. (2025) führen eine LCA auf Grundlage von Primärdaten aus chinesischen Produktionsbetrieben für N-Typ-TOPCon-Monosilizium-Module durch, welche inzwischen einen Marktanteil von über 60 % erreicht haben (Sheng et al., 2025). Die größten Treibhausgasemissionen entfallen auf die Polysiliziumherstellung, die Zellproduktion und die Modulzusammensetzung. Die Studie vergleicht zudem verschiedene LCA-Ergebnisse nach Normierung auf 1 kWp. Dabei liegen die CO₂-Emissionen für monokristalline Modulen zwischen 342,89 und 809,03 kg CO₂-äq/kWp, während polykristalline Module eine Spannweite von 68,94 und 2060,00 kg CO₂-äq/kWp aufzeigen. Nach Sheng et al. sind die Unterschiede zwischen den Studien vor allem auf technologische Weiterentwicklungen, unterschiedliche Lebensdauerannahmen, Wirkungsgradverbesserungen, unterschiedliche LCA-Modellierungen sowie variierende Wirkungsabschätzungsfaktoren zurückzuführen. Die vergleichsweise niedrigen Emissionswerte von Hou et al. (2016) resultieren daraus, dass eine eng gefasste Systemgrenze gewählt wurde, die nur den Energieverbrauch der Produktion und der Materialien Glas, EVA und Anschlussdosen berücksichtigt. (Sheng et al., 2025)

Li et al. (2025) analysieren den CO₂-Fußabdruck der chinesischen monokristallinen Modulproduktion über den Zeitraum 2008 bis 2023. Untersucht werden acht führende chinesischer Hersteller sowie die Lebenswegabschnitte von Quarzabbau bis Modulverkapselung. Die Studie zeigt, dass der CO₂-

Fußabdruck um fast 90 % gesunken ist, von 2,01 – 3,24 kg CO₂-äq/Wp auf 0,31 bis 0,39 kg CO₂-äq/Wp. Der größte Beitrag entfällt mit 37,62 % bis 51,29 % auf den Energieverbrauch. Hierbei zeigt sich, dass der Produktionsstandort eine zentrale Rolle spielt: Hersteller mit einem hohen Anteil erneuerbaren Energien im Strommix weisen trotz hoher Energieintensität deutlich geringere CO₂-Emissionen in diesem Bereich auf. Zum Beispiel weisen Jinko Solar und JA Solar eine vergleichbare Energieintensität von 25 kWh/kg auf, jedoch unterscheiden sich ihre CO₂-Emission deutlich. Jinko Solar verursacht 0,04 kg CO₂-äq/Wp, während JA Solar eine geringere CO₂-Emission (0,01 kg CO₂-äq/W) aufweist, da der Produktionsstandort überwiegend mit Wasserkraft versorgt wird. (Li et al., 2025)

Chen et al. (2015) untersuchen ebenfalls die Produktion von monokristallinen Modulen in China. Die Treibhausgasemissionen liegen bei 265,72 bis 285,24 kg CO₂-äq/kWp bzw. 5,60 bis 12,07 g CO₂-äq/kWh bei einer Sonneneinstrahlung zwischen 1139 – 2453 kWh/m²*Jahr. (Chen et al., 2015)

Yang et al. (2015) analysieren die Produktion von polykristallinen Modulen in China und berücksichtigen dabei auch den internationalen Handel. Die funktionelle Einheit beträgt 1 kWp und die Systemgrenze umfasst die Schritte bis zur Modulverpackung. Drei Szenarien werden betrachtet: 1. Vollständige Herstellung der Rohstoffe in China, 2. teilweiser Import von Silizium (52%), 3. realistische Abbildung der chinesischen PV-Industrie. Die Treibhausgasemissionen betragen 2910 kg CO₂-äq/kWp (Szenario 1), 2230 kg CO₂-äq/kWp (Szenario 2) und 2210 kg CO₂-äq/kWp (Szenario 3). Die Unterschiede zeigen, dass importiertes Silizium tendenziell geringere Emissionen verursacht und wesentlichen Einfluss auf das Gesamtergebnisse hat. (Yang et al., 2015)

Müller et al. (2021) untersuchen die Herstellung monokristalliner Si-Module in China, Deutschland und Europa und berücksichtigen dabei sowohl Glas-Glas- als auch Glas-Rückseitenfolie-Designs. Die Systemgrenze der Studie umfasst die Herstellungsphase, den Transport sowie das EoL. Für Glas-Glas-Module ergeben sich Treibhausgasemissionen von 750 kg CO₂-äq/kWp in China, 520 kg CO₂-äq/kWp in Deutschland und 420 kg CO₂-äq/kWp innerhalb Europas. Bei Modulen mit Glas-Rückseitenfolie liegen die Werte bei 810 kg CO₂-äq/kWp (China), 580 kg CO₂-äq/kWp (Deutschland) und 480 kg CO₂-äq/kWp (Europa). Die Ergebnisse zeigen, dass Glas-Glas-Module geringere Emissionen verursachen als Module mit Glas-Rückseitenfolie und dass die geringsten Umweltwirkungen bei einer Modulproduktion innerhalb Europas auftreten, gefolgt von Deutschland und China. (Müller et al., 2021)

2.5 Software und Datenbank

Die ersten Modellierungen und Berechnungen von LCAs wurden manuell durchgeführt (Lüdemann and Feig, 2014). In einem nächsten Schritt erfolgte die Anwendung von Tabellenkalkulationsprogrammen zur Unterstützung der Berechnungen. Im Jahr 1985 erschien eine datenbankbasierte Erweiterung für das Tabellenkalkulationsprogramm, die als eines der ersten spezifischen Werkzeuge zur Erstellung von Ökobilanzen gilt. Mit der stetig zunehmenden Menge an Daten, der wachsenden Komplexität der Produktlebenszyklen sowie den politischen Anforderungen an Transparenz von Umweltwirkungen entstand eine Nachfrage nach spezialisierten und benutzerfreundlichen Softwarelösungen. In dieser Zeit wurden Programme wie SimaPro, PIUSoccos und Boustead Model entwickelt, diese waren jedoch zunächst projektbezogen oder wurden intern in Unternehmen verwendet. (Lüdemann and Feig, 2014)

Im Rahmen dieser Abschlussarbeit wird die Open-Source-Software openLCA verwendet. Diese kostenfreie Software wurde von dem Unternehmen GreenDelta aus Berlin entwickelt und gilt laut openLCA (2025) als die weltweit am häufigsten genutzte Software zur Durchführung von Ökobilanzen (Lüdemann and Feig, 2014; openLCA, 2025). Sie zeichnet sich durch eine hohe Leistungsfähigkeit, Anpassungsfähigkeit und Zuverlässigkeit aus (openLCA, 2025).

Für die Durchführung einer LCA ist eine umfangreiche Datengrundlage erforderlich (Lüdemann and Feig, 2014). Die Integration der Daten in die Software kann auf zwei Wegen erfolgen. Entweder werden die Daten eigenständig erhoben und manuell in das Modell übertragen oder sie werden aus bestehenden Datenbanken automatisiert eingebunden. Da die meisten Datenbanken unabhängig von der Software existieren, müssen sie zunächst in diese integriert werden. (Lüdemann and Feig, 2014)

In dieser Arbeit wird die kostenpflichtige ecoinvent-Datenbank Version 3.8 (cutoff LCI 3.0.11 with methods) verwendet.

3 Methodik

Dieses Kapitel beschreibt die methodische Vorgehensweise dieser Arbeit. Eingangs wird der Einsatz von KI-gestützten Werkzeugen im Rahmen der Arbeit erläutert. Im weiteren Verlauf wird die Durchführung der LCA gemäß den Normen EN ISO 14040:2006 und EN ISO 14044:2006 dargestellt. Mit dem Ziel, die Treibhausgasemissionen von wiederverwendeten Photovoltaikmodulen im Vergleich zu Neumodulen zu quantifizieren.

Die Methodik orientiert sich an den vier Phasen einer LCA: Ziel- und Untersuchungsrahmen, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Interpretation, und wird für Reuse-Module aus Repowering-Projekten sowie B-Waren-Beständen angewendet. Grundlage bildet ein Cradle-to-Site-Ansatz, bei dem der Transportweg von der EBA VzW zum Zweitkunden mit bilanziert wird. Hierfür werden drei Standortszenarien betrachtet. Das neu produzierte Modul wird nicht eigenständig modelliert, stattdessen werden Literaturwerte zum Vergleich herangezogen. Im ersten Schritt werden die funktionelle Einheit und die Systemgrenzen definiert, um eine einheitliche Vergleichsbasis zwischen den untersuchten Szenarien zu schaffen. Anschließend erfolgt die Datenerhebung. Die Modellierung der Prozesse wird mithilfe der Software openLCA durchgeführt.

3.1 Anwendung von KI-Tools

Im Rahmen dieser Abschlussarbeit wurden verschiedene Werkzeuge auf Basis künstlicher Intelligenz (KI) eingesetzt, um den wissenschaftlichen Arbeitsprozess effizienter zu gestalten und die Qualität der Ausarbeitung zu verbessern. Der Einsatz diente insbesondere der Strukturierung der Arbeit, der sprachlichen Überarbeitung sowie der Unterstützung bei der Literaturrecherche.

Hierbei kam das Sprachmodell ChatGPT (Versionen GPT-4 und -5) des Softwareunternehmens OpenAI zum Einsatz. Dieses KI-Tool wurde hauptsächlich zur sprachlichen Optimierung einzelner Textabschnitte, zur Entwicklung von Formulierungsvorschlägen sowie zur Überprüfung von Grammatik und Rechtschreibung verwendet. Darüber hinaus wurde ChatGPT unterstützend bei der Themenfindung sowie beim Aufbau der Gliederung eingesetzt. Ergänzend wurde mit DeepL Write der sprachliche Ausdruck einzelner Kapitel verbessert. Für die systematische Literaturrecherche kamen zusätzlich KI-gestützte Suchplattformen wie Perplexity zum Einsatz, um relevante wissenschaftliche Publikationen in den Themenbereichen der Photovoltaik, Kreislaufwirtschaft und Wiederverwendung zu identifizieren. Textpassagen aus englischsprachigen Publikationen oder Dokumente wurden mit DeepL Translate ins Deutsche übersetzt.

Inhaltliche Aussagen, Berechnungen und Bewertungen wurden ausschließlich eigenständig und basierend auf wissenschaftlich belastbaren Quellen erarbeitet.

Alle durch KI-Tools generierten Vorschläge wurden kritisch überprüft und inhaltlich überarbeitet, um wissenschaftliche Genauigkeit, Nachvollziehbarkeit und Eigenständigkeit zu gewährleisten. Der Einsatz

dieser Werkzeuge erfolgte ausschließlich unterstützend und ersetzte nicht die eigenständige Analyse und Bewertung im Rahmen der Abschlussarbeit.

3.2 LCA nach EN ISO 14040 / 14044

In diesem Abschnitt werden die ersten drei Phasen der LCA für PV-Module als Neuware sowie als wiederverwendete Module gemäß den Normen EN ISO 14040 und EN ISO 14044 beschrieben. Die vierte Phase, die Auswertung der Ergebnisse, erfolgt im nachfolgenden Kapitel. Zunächst werden das Ziel und der Untersuchungsrahmen festgelegt. Anschließend erfolgt die Erhebung und Aufbereitung der relevanten Daten im Rahmen der Sachbilanz, gefolgt von der Wirkungsabschätzung.

3.2.1 Ziel und Untersuchungsrahmen

Das Ziel dieser Arbeit besteht darin, die Treibhausgasemissionen von wiederverwendeten PV-Modulen im Vergleich zu neu produzierten Modulen zu quantifizieren. Die Untersuchung folgt der Methodik der LCA nach EN ISO 14040:2006 und EN ISO 14044:2006. Im Mittelpunkt steht die Frage, in welchem Umfang die Wiederverwendung von Modulen zur Reduktion von Treibhausgasemissionen beitragen kann, indem die erneute Produktion eines Neumoduls vermieden wird.

Untersucht wird der Vergleich zwischen einem neu produzierten monokristallinen bzw. polykristallinen Silizium-PV-Modul und wiederverwendeten mono- bzw. polykristallinen Modulen, die aus Repowering-Projekten sowie aus B-Waren-Beständen stammen. B-Waren sind Module, die technisch einwandfrei funktionieren, jedoch aufgrund optischer Abweichungen, Transportschäden oder Lagerüberhängen nicht als Neuware angeboten werden

Für das Neumodul wird keine eigenständige LCA-Modellierung durchgeführt. Stattdessen werden belastbare Literatur- und Metastudiendaten herangezogen, die Treibhausgasemissionen pro funktioneller Einheit ausweisen. Diese Werte dienen als Referenzwert im Vergleich zu den im Rahmen dieser Bachelorarbeit modellierten Reuse-Szenarien. Um die Vergleichbarkeit sicherzustellen, werden die Literaturwerte in der Sachbilanz auf eine einheitliche funktionelle Einheit normiert. Zudem werden nur Studien herangezogen, die nach dem Ansatz Cradle-to-Gate bilanziert haben. Der Transport vom Produktionsstandort zum Einsatzort wird nicht berücksichtigt. Den Hauptanteil an CO₂-Emissionen liegt bei der Produktion der Module, dies bestätigen ebenfalls Studien von Nordin et al. (2022), Sumper et al. (2011) und Müller et al. (2021).

Die untersuchten Wiederverwendungsszenarien orientieren sich an den tatsächlich praktizierten Prozessen des Unternehmens Buhck Re.Energy. Untersucht werden drei PV-Module, die im operativen Geschäft des Unternehmens typischerweise geprüft und für die Wiederverwendung vorbereitet werden. In der Tabelle 3.1 sind die ausgewählten Modultechnologien mit ihren jeweiligen Modulbezeichnungen, Herstellungsjahren, Nennleistungen und Gewichten aufgeführt. Weitere technische Spezifikationen können den zugehörigen Datenblättern entnommen werden, die im Anhang A.1 bis A.3 dieser Arbeit bereitgestellt sind.

Tabelle 3.1: Untersuchte Module mit ihren jeweiligen Herstellungsjahren, Nennleistungen und Gewicht

	Monokristallin	Monokristallin	Polykristallin
Herkunft	Repowering Projekt	B-Waren	Repowering-Projekt
Hersteller	Solarworld	Solarfabrik	tsmc solar
Modulbezeichnung	Sunmodule Plus SW	Mono S4 half cut	TS Premium Serie
Herstellungsjahr	2015	2025	2015
Nennleistung (Wp)	270	405	240
Gewicht (t)	0,018	0,021	0,02

Weiterhin werden dem Unternehmen die Ergebnisse der LCA-Studie zur Verfügung gestellt und sollen dort zur Kommunikation mit bestehenden und potenziellen Kunden eingesetzt werden. Insbesondere zur Darstellung der potenziellen Treibhausgasemissionsreduktion durch wiederverwendete Module im Rahmen der Unternehmenskommunikation und des Marketings.

3.2.1.1 Funktionelle Einheit

Für den Vergleich mehrerer Produktsysteme ist gemäß EN ISO 14044:2006 die Festlegung einer funktionellen Einheit erforderlich, welche die Grundlage für die Vergleichbarkeit der Systeme bildet. (EN ISO 14044:2006; EN ISO 14040:2006)

In dieser Studie wird als funktionelle Einheit 1 kWp bereitgestellte Photovoltaikleistung festgelegt. Diese Einheit ermöglicht eine konsistente und vergleichbare Bewertung der untersuchten Module hinsichtlich ihres Beitrags zur Stromerzeugung.

3.2.1.2 Systemgrenze

Die Modellierung und Berechnung der LCA erfolgt mit der Software openLCA unter Verwendung der Datenbank „ecoinvent 3.8 cut-off LCI 3.0.11 with methods“. In der Abbildung 3.1 ist der gesamte Lebensweg eines PV-Moduls, von der Rohstoffgewinnung über die Herstellung und Nutzung bis hin zur End-of-Life-Phase sowie der potenziellen Wiederverwendung, schematisch dargestellt.

Für das Produktsystem der Neuware wird eine Cradle-to-Gate-Betrachtung angewendet. Beim Reuse-Modul hingegen wird eine Cradle-to-Site genutzt, die entsprechend angepasst wird. Beim Neumodul bildet die Rohstoffgewinnung den Ausgangspunkt („Wiege“) und die Modulproduktion den Endpunkt. Ausrangierte PV-Module aus Rückbauprojekten oder B-Waren-Beständen gelten zunächst als Abfallprodukt und müssten ordnungsgemäß entsorgt werden (§ 3 Abs. 1 S. 1 *KrWG*, 2012). Sofern sie jedoch funktionsfähig sind, können diese der Wiederverwendung zugeführt werden, solange diese einen Sicherheitsprüfung durchlaufen haben (§ 5 Abs. 1 *KrWG*, 2012). Daher beginnt die Betrachtung des Lebenszyklus des Reuse-Moduls erst mit dem Abtransport vom Erstbesitzer zur Erstbehandlungsanlage VzW und der Endpunkt bildet der zweite Installationsstandort.

In der Abbildung 3.1 sind die Systemgrenzen beider Produktsysteme durch gestrichelte Linien dargestellt und definieren den Untersuchungsrahmen dieser Studie.

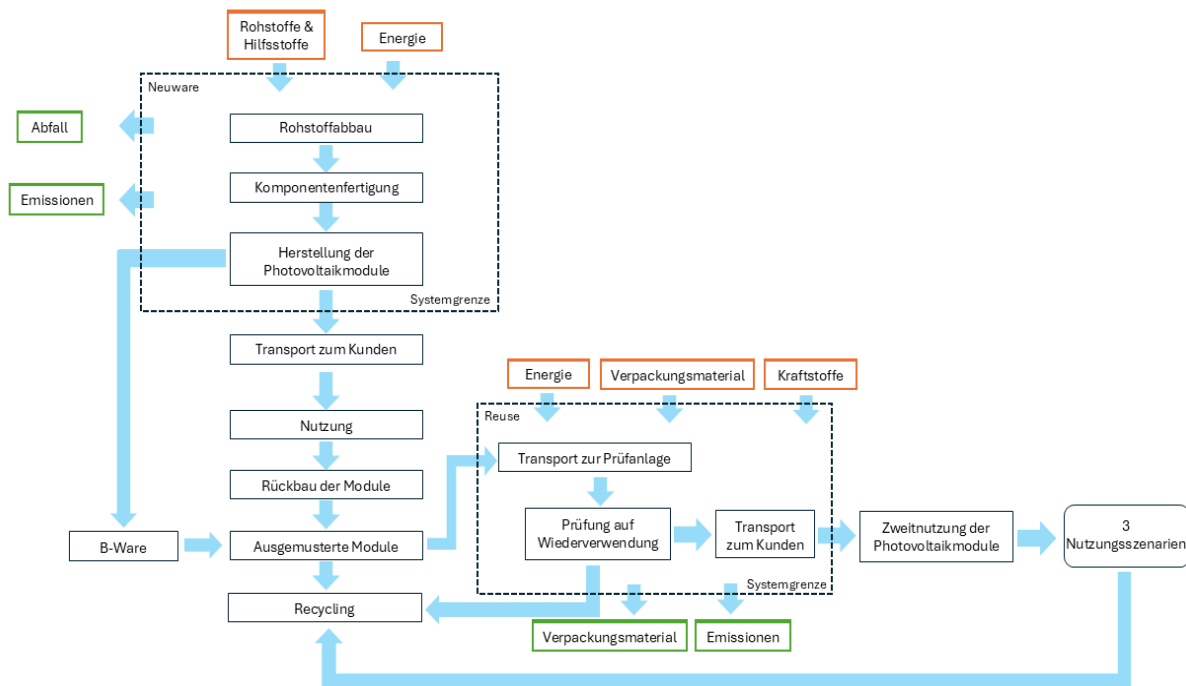


Abbildung 3.1: Systemgrenzen der beiden untersuchten Produktsysteme für die LCA, inspiriert durch Yang et al. (Yang et al., 2024)

Systemgrenze für die Neuware

Für das Neumodul werden folgende Prozessschritte einbezogen:

- Rohstoffgewinnung
- Komponentenfertigung, wie die Wafer- und Zellproduktion
- Modulherstellung

Die Eingangsgrößen umfassen Roh- und Hilfsstoffe sowie den Energiebedarf. Als Ausgangsgrößen werden entstehende Emissionen, Materialabfälle sowie das fertig produzierte PV-Modul bilanziert.

Systemgrenze für das Reuse-Modul

Für das wiederverwendete Modul werden folgende Prozessschritte berücksichtigt:

- Logistische Prozesse mit dem Gabelstapler
- Abtransport des Moduls vom Erststandort zur Prüfanlage
- Prüfung auf Wiederverwendung
- Vorbereitung zur Zweitnutzung (Verpackung)
- Transport zum neuen Einsatzort

Für den Abtransport aus Repowering-Projekten wird, basierend auf unternehmensinternen Schätzungen eine durchschnittliche Entfernung von 400 km zur EBA VzW in Hamburg angenommen. Auf Grundlage der Prüfung wird entschieden, ob ein Modul für die Wiederverwendung geeignet ist oder eine fachgerechte Entsorgung erforderlich ist. Neben Repowering-Modulen können auch B-Waren-Module in das System eingehen. Auch hier wird eine durchschnittliche Transportdistanz von 400 km angenommen.

Der zweite Einsatzstandort wird über drei Szenarien dargestellt:

1. EBA VzW in Hamburg → Oberpöding, Deutschland (Einsatz als Balkonkraftwerk)
2. EBA VzW in Hamburg → Casablanca, Marokko (Einsatz als Inselanlage)

3. EBA VzW in Hamburg → Lwiw, Ukraine (Einsatz als Inselanlage)

Beim Reuse-Modul entfallen sämtliche Inputs und Outputs der Rohstoffgewinnung und der Produktionsphase sowie der Transport zum Erstnutzer und die erste Nutzungsphase, da diese bereits in der Erstnutzung zuzurechnen sind. Es wird damit die Cut-off-Methode angewendet, die vorsieht, dass die Umweltwirkungen der Primärproduktion vollständig dem Erstnutzenden zugewiesen werden und nicht dem Zweitnutzenden (Nicholson et al., 2009). Braunfels und Teuber (2023) haben in ihrer Arbeit verschiedene Allokationsansätze im Entsorgungskontext analysiert und kommen zu dem Ergebnis, dass der Cut-off Ansatz die transparenteste Methode darstellt und besonders belastbare Ergebnisse liefert (Braunfels and Teuber, 2023).

Für das Reuse-Modul sind daher ausschließlich die Transport- und Energieaufwände sowie Verpackungsmaterialien relevant, die im Rahmen der Wiederaufbereitung anfallen. Daraus ergeben sich als Eingangsgrößen die Kraftstoffverbräuche, der Energiebedarf während der Prüfung sowie eingesetzte Verpackungsmaterialien. Zu den Ausgangsgrößen gehören die resultierenden Emissionen, mögliche Ausschussmodule sowie das aufbereitete Reuse-Modul für die erneute Nutzung. Ausschussmodule, welche 40 % der geprüften Module ausmachen, sind aufgrund nicht ausreichender Leistung oder sicherheitsrelevanter Mängel nicht für die Wiederverwendung geeignet und werden dem Recycling zugeführt (Buhck Re.Energy, 2025). Dadurch erhöht sich die Anzahl der Module, die benötigt wird, um 1 kWp bereitgestellte PV-Leistung zu erreichen. Diese Ausschussmodule werden insoweit in dieser LCA berücksichtigt, als sie zur Erstbehandlungsanlage transportiert und geprüft werden. Die anschließende Entsorgung bzw. das Recycling liegt außerhalb der definierten Systemgrenze und wird daher nicht berücksichtigt.

3.2.1.3 Annahmen und Einschränkungen

In diesem Abschnitt werden die zentralen Annahmen und Einschränkungen der durchgeführten LCA erläutert. Ziel ist es, die getroffenen Vereinfachungen und Systemabgrenzungen transparent darzustellen, um die Nachvollziehbarkeit und Vergleichbarkeit der Ergebnisse sicherzustellen.

Folgende allgemeine Annahmen werden für die Modellierung getroffen:

- Die Nutzungsdauer der neu produzierten PV-Module wird mit 25 bis 30 Jahren angesetzt (Fraunhofer IST, 2024). Für Reuse-Module wird eine verbliebende Restnutzungszeit von 15 Jahren angenommen (Buhck Re.Energy, 2025)
- Die durchschnittliche Transportdistanz vom Repowering-Projekt bzw. von B-Waren Standorten zur Prüfanlage beträgt 400 km, basierend auf internen Schätzungen.
- Transportprozesse erfolgen per LKW der Euro-6-Norm sowie, je nach Zielregion, zusätzlich per leichtem Nutzfahrzeug oder Fähre. (Buhck Re.Energy, 2025)
- Der elektrische Energiebedarf für die Modulprüfung beträgt 1 kWh pro 20 Prüfungen und wird dem deutschen Strommix zugeordnet (Buhck Re.Energy, 2025)
- Für die Wiederverwendung gilt eine Mindestleistung von 90% der ursprünglichen Modulnennleistung, basierend auf typischen Herstellergarantien, die eine Degradation von höchstens 10 % innerhalb der ersten 10 Betriebsjahre ausweisen. (Buhck Re.Energy, 2025)
- Das Gewicht der verwendeten Verpackungsmaterialien (Stretchfolie, Umreifungsband, Europalette, Kantenschutz und Gummimatten) basiert auf (Buhck Re.Energy, 2025)

- Bei den Mengenströmen wird zwischen der Anlieferung und der Auslieferung unterschieden: Zur Erstbehandlungsanlage werden 480 Module angeliefert, zur Zweitnutzung hingegen 900 Module ausgeliefert, da der LKW bzw. der Container bei der Auslieferung effizienter beladen wird. Für den Zielort Oberpöding, in Bayern, wird eine Auslieferungsmenge von 36 Modulen angenommen. (Buhck Re.Energy, 2025)
- Der Kraftstoff- und Energieverbrauch der eingesetzten Gabelstapler basiert auf Buhck Re.Energy, (2025). Am Erstnutzerstandort wird ein dieselbetriebener Stapler mit einem Verbrauch von 3,5 l/h eingesetzt, während in der Prüfanlage ein elektrisch betriebener Stapler mit einem Verbrauch von 5 kWh/ h genutzt wird.
- Für Prozesse ohne Primärdaten werden Sekundärdaten aus wissenschaftlicher Literatur und der verwendeten ecoinvent 3.8 Datenbank herangezogen.

Gemäß EN ISO 14044:2006 werden Abschneidekriterien (Cut-off-Kriterien) angewendet, um Stoffmengen und Energieflüsse mit vernachlässigbarem Einfluss auf die Gesamtergebnisse aus der Betrachtung auszuschließen. Dies betrifft insbesondere sogenannte Capital Goods (Frischknecht et al., 2007), deren Herstellung und Wartung in der Regel nicht berücksichtigt werden.

Folgende Prozesse werden aufgrund ihres geringen Einflusses oder eventuell fehlender Daten aus der Systemgrenze ausgeschlossen:

- die Herstellung und die Wartung des eingesetzten Prüfgerätes,
- die Herstellung und die Wartung der Gabelstapler,
- der Betrieb und die Instandhaltung der Prüfanlage und Lagerflächen,
- Verwaltungstätigkeiten sowie die IT-Infrastruktur,
- die End-of-Life Phase der Module, da diese für beide Systemvarianten als identisch angenommen wird,
- Die (Rest-)Lebensdauer der Module, da diese aufgrund der funktionellen Einheit (1 kWp bereitgestellte PV-Leistung) nicht direkt in die Bilanzierung eingeht. Diese funktionelle Einheit beschreibt ausschließlich die bereitgestellte Leistung und nicht die tatsächlich erzeugten Energieerträge. Die Nutzungsdauer wird jedoch im Rahmen der Sensitivitätsanalyse einbezogen, um Unterschiede in der Leistungsfähigkeit der Module über die Zeit qualitativ bewerten zu können.

3.2.2 Sachbilanz

In diesem Abschnitt werden alle relevanten Input- und Outputdaten der betrachteten Produktsysteme, Neumodul und Reuse-Modul, systematisch erfasst. Für die Neuware werden keine eigenen Inventardaten modelliert. Stattdessen werden publizierte LCI- und LCIA-Ergebnisse aus Studien übernommen. Die Sachbilanz für die Reuse-Module basiert auf Primärdaten des Unternehmens sowie ecoinvent-Datensätzen. Die Datenerhebung und -aufbereitung erfolgt auf Basis der funktionellen Einheit von 1 kWp bereitgestellter Leistung, wodurch die erforderlichen Eingangs- und Ausgangsgrößen entsprechend normiert werden. Die Sachbilanz bildet die Grundlage für die anschließende Wirkungsabschätzung und dient der Quantifizierung der potenziellen Umweltwirkungen entlang der festgelegten Systemgrenze. Für die Modellierung wird das attributionale Modell angewendet, welches auf der Zuweisung realer Stoff- und Energieflüsse zu den jeweiligen Prozessen basiert.

3.2.2.1 Datenquellen

Für die Modellierung der LCA für die Reuse-Module werden sowohl Primärdaten aus betrieblichen Prozessen als auch Sekundärquellen aus einer Datenbank und wissenschaftlicher Literatur verwendet. Die folgende Tabelle 3.2 fasst die wesentlichen Datenkategorien, deren Herkunft sowie den jeweiligen Verwendungszweck zusammen.

Tabelle 3.2: Übersicht der verwendeten Daten und deren Herkunft zur Modellierung der LCA

Kategorie	Datentyp	Verwendungszweck	Herkunft
Transportdistanzen	Primärdaten	Durchschnittliche Transportentfernung vom Rückbauprojekt zur Prüfanlage sowie Transport zum Zweitnutzer. Und Transport vom Produktionsort zum Kunden	Unternehmensangaben bzw. Streckenberechnung mithilfe von Google Maps
Transportmittel	Sekundärdaten	Für den Kraftstoffverbrauch der eingesetzten Transportmittel	Ecoinvent Datensatz
Diesel-Gabelstapler	Primärdaten / Sekundärdaten	Diesel-Verbrauch	Unternehmensdaten / ecoinvent Datensatz für die Modellierung
Energiebedarf	Primärdaten / Sekundärdaten	Strombedarf für Leistungs- und Sicherheitsprüfungen der Module und für den E-Gabelstapler	Unternehmensdaten / ecoinvent Datensatz für die Modellierung
Ausschussrate	Primärdaten	Anteil nicht wiederverwendbaren Module (Prüfung nicht bestanden)	Unternehmensdaten
Technische Daten der Reuse-Module	Primärdaten	Modultypen, Nennleistung, Gewicht, Degradation, Nutzungsdauer	Unternehmensangaben und Herstellerangaben (Datenblätter)
Verpackung der Reuse-Module	Primärdaten / Sekundärdaten	Mengen an Verpackungsmaterialien	Unternehmensangaben / ecoinvent Datensätze für die Modellierung
Neumodul-Modellierung	Sekundärdaten	Vergleich mit den Reuse-Modulen	Verschiedene Studien

3.2.2.2 Rohstoffgewinnung, Komponentenfertigung und Herstellungsphase

Für die Reuse-Module werden die Rohstoffgewinnung, die Komponentenfertigung, die Herstellung, der Transport zum Erstenutzer und die Nutzungsphase nicht bilanziert, da das Produktleben im Rahmen dieser LCA erst mit dem Abtransport zur EBA-VzW beginnt.

Die für den Vergleich herangezogenen Literaturwerte für neu produzierte Module müssen daher in einer einheitlichen funktionellen Einheit vorliegen. Im Kapitel 2.4 werden bereits verschiedene Studien vorgestellt, die das Treibhausgaspotenzial von Neumodulen analysieren. Für den Vergleich werden jene Studien ausgewählt, die einen Cradle-to-Gate-Ansatz verfolgen und deren Ergebnisse sich auf 1 kWp beziehen oder auf diese funktionelle Einheit normiert werden können.

Die LCA-Studie von Sheng et al. (2025) dient als zentrale Referenz für monokristalline Module, da sie die Herstellung bis zum Werkstor abbildet. Neben der eigenen Analyse stellen Sheng et al. weitere LCA-Studien zu mono- und polykristallinen Modulen zusammen, deren Ergebnisse bereits auf 1 kWp normiert wurden. Einige der Werte werden ebenfalls herangezogen und sind von der Tabelle 4.4 im Ergebniskapitel dargestellt. Da die Methodik der Normierung in der Studie nicht näher erläutert wird, werden ergänzend weitere Quellen berücksichtigt.

Für die monokristalline Modulproduktion werden zusätzlich die Studien von Li et al. (2025), Chen et al. (2015) und Müller et al. (2021) verwendet. Alle drei Studien weisen ihre Ergebnisse der funktionellen Einheit von 1 kWp aus, sodass sie direkt in den Vergleich einfließen können. Die Systemgrenze von Müller et al. (2021) beinhaltet jedoch die EoL-Phase, die für diese Arbeit aus den Ergebnissen herausgerechnet werden. Die hierfür erforderlichen Werte werden in der Studie bereitgestellt und im Ergebnisteil entsprechend berücksichtigt.

Für den Vergleich polykristalliner Module werden die Studien von Yang et al. (2015) und Nordin et al. (2022) herangezogen. Die Ergebnisse von Yang et al. liegen bereits in der funktionellen Einheit von 1 kWp vor. Die Studie von Nordin et al. hingegen verwendet 1 kWh erzeugten Strom als funktionelle Einheit, sodass eine Normierung erforderlich ist. Dazu werden die angegebenen Treibhausgaswerte mit dem spezifischen Ertrag multipliziert, um die Werte auf kWp zu übertragen. Die Berechnung erfolgt im Ergebnisteil dieser Arbeit. Zudem berücksichtigen Nordin et al. die Installation und Nutzungsphase, weisen jedoch darauf hin, dass der überwiegende Teil der Emissionen in der Produktionsphase entsteht (Nordin et al., 2022). Dies bestätigen auch Sumper et al. (2011) in deren Studie.

3.2.2.3 Prüfung auf Wiederverwendung

In diesem Abschnitt wird der Prüfungsprozess in der EBA VzW bilanziert.

Die Prüfung erfolgt mit dem Gerät MJB Backend Solution, welches die elektrische Leistung misst und Defekte wie Mikrorisse oder Hotspots identifiziert. (MBJ, 2024). Es ermöglicht präzise und zuverlässige Messungen der wichtigsten elektrischen Parameter (MBJ, 2024). Weiterhin wird beim Prüfen statt eines kalibrierten Goldmoduls zur Leistungsbestimmung ein Modul aus der zu prüfenden Charge als Referenz verwendet (Buhck Re.Energy, 2025). Dies entspricht der üblichen Vorgehensweise bei der Vorbereitung zur Wiederverwendung, da die Zertifizierung eines Goldmoduls, bspw. durch das Fraunhofer-Institut oder TÜV sehr kostenintensiv ist (Buhck Re.Energy, 2025). Aufgrund der fehlenden Kalibrierung kann die gemessene absolute Modulleistung um etwa ± 10 W abweichen (Buhck Re.Energy, 2025). Dennoch lassen sich aus den Messdaten zuverlässige Aussagen über Leistungsstreuung und Moduldegradation ableiten (Buhck Re.Energy, 2025). Dieses Gerät weist einen spezifischen Stromverbrauch von 1 kWh pro 20 geprüften Modulen auf, entsprechend 0,05 kWh pro Modul (Buhck Re.Energy, 2025). Der hierfür benötigte Strom wird dem deutschen Strommix zugeordnet und mithilfe des ecoinvent-Datensatzes „market for electricity, low voltage – DE“ abgebildet.

Im Prüfprozess fallen erfahrungsgemäß etwa 40 % der Module aufgrund von technischen Defekten, wie z.B. Mikrorissen, Hotspots oder unzureichender Leistung, durch (Buhck Re.Energy, 2025). Diese Ausschussmodule werden vollständig in der Sachbilanz berücksichtigt, da sie Transport-, Gabelstapler-, Verpackungs- und Prüfaufwand verursachen. Ihre Entsorgung bzw. das Recycling liegen jedoch außerhalb der Systemgrenze und werden nicht modelliert. Die Berechnung der genauen Anzahl der benötigten Module pro 1 kWp, sowohl ohne als auch unter Berücksichtigung der Ausschussquote, ist im Anhang B.3 dokumentiert.

Tabelle 3.3 enthält den Stromverbrauch für die Prüfung je 1 kWp bereitgestellte PV-Leistung und die angesetzte Mindestleistung für die drei untersuchten Modultechnologien. Hierbei wird eine Degradation von 10% für Repowering-Module und 0% für B-Waren-Module angenommen.

Tabelle 3.3: Sachbilanzdaten des Prüfprozesses auf Wiederverwendung der untersuchten Modultechnologien

Modultechnologie / Herkunft	kWh/kWp
Monokristalline aus Repowering-Projekt	0,34
Monokristalline aus B-Waren-Bestand	0,21
Polykristalline aus Repowering Projekt	0,39

3.2.2.4 Gabelstaplerprozesse

In diesem Abschnitt werden die Gabelstaplerprozesse beschrieben, die im Rahmen der Reuse-PV-Module anfallen.

Für die Beladung der LKW am Erstnutzerstandort wird ein dieselbetriebener Gabelstapler eingesetzt. Die Bereitstellung des Dieselmotorkraftstoffs wird mithilfe des ecoinvent-Datensatzes „market for diesel-Europe without Switzerland“ modelliert, während die Verbrennung über den Datensatz „market for diesel, burned in building machine – GLO“ abgebildet wird. Der Kraftstoffverbrauch beträgt gemäß internen Unternehmensangaben 3,5 l/h (Buhck Re.Energy, 2025), dies entspricht 2,96 kg/h bei einer Dieseldichte von 0,845 kg/l bei 15 °C (DIN EN 590).

Für die Entladung und erneute Verladung der Module in der EBA VzW wird ein elektrisch betriebener Gabelstapler verwendet. Der Energiebedarf beträgt 5 kWh pro Betriebsstunde und wird mit dem Datensatz „market for electricity, low voltage – DE“ in openLCA modelliert (Buhck Re.Energy, 2025). Obwohl das Unternehmen Ökostrom bezieht, wird in der Bilanzierung bewusst der deutsche Strommix verwendet, da kein eigener erneuerbarer Strom erzeugt wird und zertifizierter Ökostrom keine physisch messbare Emissionsminderung bewirkt (Buhck Re.Energy, 2025).

Die Anzahl der durchgeführten Gabelstaplerprozesse richtet sich nach den transportierten Modulpaletten. Am Erstnutzerort werden 40 Module pro Palette verladen, während an der Prüfanlage 30 Module pro Palette genutzt werden (Buhck Re.Energy, 2025). mit Ausnahme des Nutzerszenarios nach Oberpörring in Deutschland, wo 36 Module pro Palette verladen werden (Buhck Re.Energy, 2025). Insgesamt werden 480 Module bzw. 12 Paletten angeliefert und entweder 900 Module bzw. 30 Paletten oder 36 Module bzw. 1 Palette zum Zweitnutzenden ausgeliefert (Buhck Re.Energy, 2025). Für jeden Verladevorgang wird eine Prozesszeit von 2 Minuten pro Palette angenommen, dies basiert auf Unternehmensangaben. Bei der Anlieferung werden die Ausschussmodule insoweit berücksichtigt, dass ein höherer Gabelstapleraufwand beim Be- und Entladen des Lastkraftwagens pro kWp anfällt. (Berechnungen siehe Anhang B.5.1).

Die Modellierung erfolgt differenziert nach den drei betrachteten Reuse-Szenarien (Polykristalline Si-Module bzw. Monokristalline Si-Module aus Repowering sowie Monokristalline Si-Modulen von B-Waren-Beständen). Eine tabellarische Übersicht der eingesetzten Inventardaten für die dieselbetriebenen bzw. elektrisch betriebenen Gabelstapler wird in der Tabelle 3.4 aufgezeigt. Die Daten sind auf die funktionelle Einheit 1 kWp bereitgestellte PV-Leistung skaliert. Die Berechnungen sind im Anhang B.5.2 aufgeführt. Für die Gabelstaplerleistung bei der Auslieferung werden zwei Szenarien unterschieden:

Szenario A: Es werden 30 Paletten mit jeweils 30 Modulen ausgeliefert.

Szenario B: Es wird eine Palette mit 36 Modulen ausgeliefert.

Tabelle 3.4: Sachbilanzdaten der Gabelstaplerprozesse für die untersuchten Modultechnologien

	Herkunftsszenario	Dieserverbrauch (MJ/ kWp)	Diesel Herstellung (kg/ kWp)	Stromverbrauch Entladen (kWh/ kWp)	Stromverbrauch Beladen A (kWh/ kWp)	Stromverbrauch Beladen B (kWh/ kWp)
Mono-kristalline	Repowering-Projekt	0,0169	0,7224	0,0286	0,0229	0,0191
	B-Waren Bestand	0,0101	0,4334	0,0171	0,0137	0,0114
Poly-kristalline	Repowering-Projekt	0,0190	0,8127	0,0321	0,0257	0,0214

(Stromverbrauch beim Beladen Szenario A: Es werden 30 Paletten für 900 Module gebraucht. Und Stromverbrauch beim Beladen Szenario B: Es wird eine Palette für 36 Module gebraucht)

Die Entladung der Module am zweiten Einsatzstandort wird nicht bilanziert, da sie außerhalb der festgelegten Systemgrenze liegt. Ebenso werden Herstellung und Wartung der verwendeten Gabelstapler nicht berücksichtigt, da es sich hierbei um ein Capital Good handelt, das aufgrund seines geringen Einflusses auf das Gesamtergebnis der Studie ausgeschlossen wird.

3.2.2.5 Verpackung

In diesem Kapitel werden alle Verpackungsaufwände bilanziert, im Rahmen der Transporte zwischen dem Erstnutzenden zur EBA VzW und von der EBA VzW zum Zweitnutzenden anfallen. Dazu zählen sowohl die Behandlung der bei der Anlieferung entstehenden Verpackungsabfälle als auch der Einsatz von Verpackungsmaterialien für die Auslieferung der Reuse-Module. Die Modellierung erfolgt mithilfe von Datensätzen der ecoinvent v3.8, die sich auf das jeweilige Verpackungsgewicht beziehen. Eine Ausnahme bildet die Europalette, deren Datensatz auf eine Palette bezogen ist. Wie im vorherigen Kapitel erläutert, werden 12 Paletten angeliefert und 30 Paletten bzw. eine Palette ausgeliefert. Des Weiteren erfolgt die Modellierung differenziert nach den drei betrachteten Herkunftsszenarien, dargestellt in Tabelle 3.4.

Die Verpackungsabfälle der Anlieferung umfassen Stretchfolien, Umreifungsbänder und Europaletten. Die Herstellung der Verpackungsmaterialien wird ausschließlich für die Auslieferungsphase berücksichtigt, da die Materialien der Anlieferung vom Erstnutzenden zur Verfügung gestellt werden und somit außerhalb der Systemgrenze liegen. Die Gewichte der anfallenden Verpackungsabfälle basieren auf intern erhobenen Daten und sind in der Tabelle 3.5 dargestellt (Buhck Re.Energy, 2025).

Die eingesetzte Stretchfolie besteht aus Polyethylen mit geringer Dichte (Low density polyethylene, LDPE). Pro Palette werden 20 m dieser Folie angesetzt (Buhck Re.Energy, 2025). Das Umreifungsband weist eine Länge von 10 m pro Palette auf und besteht aus Polyethylenterephthalat (PET) (Buhck Re.Energy, 2025). Für die Europaletten wird ein Gewicht von 22 kg pro Stück angenommen (Buhck Re.Energy, 2025). Aufgrund der Tatsache, dass die Paletten nach der Anlieferung erneut verwendet werden, wird eine Ausschussrate von 10 % berücksichtigt (Buhck Re.Energy, 2025). Somit werden lediglich 10 % der Paletten als Holzabfall bilanziert, während 90 % wiederverwendet werden (Buhck Re.Energy, 2025). Insgesamt werden pro Palette 40 Module transportiert sowie 20 m Stretchfolie und 10 m Umreifungsband eingesetzt. Die daraus resultierenden Abfälle werden anteilig auf ein Modul bzw. 1 kWp bereitgestellte PV-Leistung skaliert. Die entsprechenden Werte sowie die verwendeten Datensätze

sind in der Tabelle 3.6 unter den Outputdaten aufgeführt (Berechnungen siehe Anhang B.6). Zudem werden bei der Anlieferung die Ausschussmodule insoweit berücksichtigt, dass ein höherer Verpackungsaufwand anfällt, die dazugehörigen Berechnungen sind im Anhang B.6 dargestellt.

Für die Auslieferung an den Zweitnutzenden werden zusätzlich Kantenschutz sowie Gummimatten als Verpackungsmaterialien eingesetzt. Auch die Herstellung der jeweiligen Materialien werden berücksichtigt. Die zugrunde liegenden Gewichte basieren ebenfalls auf internen Daten und sind in der Tabelle 3.5 zusammengefasst (Buhck Re.Energy, 2025). Die Werte für Stretchfolie und das Umreifungsband beinhalten die bei der Anlieferung verbrauchten Mengen. (Buhck Re.Energy, 2025). Für die Europaletten wird der ecoinvent Datensatz „EUR-flat pallet production– RER“ verwendet, dessen angegebenes Gewicht von 22 kg mit den verwendeten Paletten übereinstimmt (Buhck Re.Energy, 2025).

Zum zusätzlichen Schutz der Reuse-Module werden Kantenschutz aus Pappe verwendet. Für diese steht kein eigener Datensatz zur Verfügung, weshalb als Annäherung der Datensatz für Wellpappe eingesetzt wird. Pro Palette werden 4,8 m Kantenschutz benötigt (Buhck Re.Energy, 2025). Außerdem werden zwischen den Modulen 120 Gummimatten, mit einer Größe von 0,05 x 0,05 m, platziert, wobei vier Matten pro Modul verwendet werden (Buhck Re.Energy, 2025). Die Matten bestehen aus synthetischem Gummi und wiegen 15 g pro Stück (Buhck Re.Energy, 2025). Die Entsorgung der Verpackungsmaterialien der Auslieferung wird dem Zweitnutzenden zugerechnet. Die Transporte der Verpackungen zur EBA VzW werden mithilfe von „market“-Datensätzen modelliert, da keine spezifischen Informationen über die Transportentfernung und Transportmittel vorliegen. Die Herstellung der Paletten wird dem Produktsystem vollständig als Input zugeordnet. Bei der Auslieferung werden pro Palette 30 Module transportiert sowie 20 m Stretchfolie, 10 m Umreifungsband, 4,8 m Kantenschutz und 120 Gummimatten verwendet (Buhck Re.Energy, 2025). Die eingesetzten Verpackungsmaterialien werden bei der Anlieferung anteilig auf ein Modul bzw. 1 kWp umgerechnet. Die entsprechenden Inputwerte sowie die zugeordneten Datensätze sind ebenfalls der Tabelle 3.6 zu entnehmen (Berechnungen siehe Anhang B.6). Hierbei sind die Inputdaten in zwei Abschnitte aufgeteilt, da einmal 30 Paletten mit je 30 Module ausgeliefert werden und zum anderen eine Palette mit 36 Modulen. Die Verpackungsmengen pro Palette unterscheiden sich nicht, jedoch unterscheiden sich die Werte bei der Skalierung auf g pro kWp bzw. Stk. pro kWp.

Tabelle 3.5: Verpackungsmaterialien mit Maßen und Gewicht (Buhck Re.Energy, 2025)

Verpackung	Maße (m)	Gewicht (g)
Europalette (Holz)	1,7 x 1,2	22000
Stretchfolie (LDPE)	20	175
Umreifungsband (PET)	10	250
Kantenschutz (Wellpappe)	4,8	770
Gummimatte (synthetisch)	0,05 x 0,05 (m ²)	15 (x 120 Stk = 1800)

Tabelle 3.6: Sachbilanzdaten der Verpackungsmaterialien bzw. Verpackungsabfällen für die untersuchten Modultechnologien mit den jeweiligen verwendeten Datensätzen. (RER: Rest of Europe, GLO: Global, DE: Deutschland)

	Input	Datensatz	Monokristall- line, Repowering- Projekt	Monokristall- line, B-Waren-Be- stand	Polykristalline, Repowering- Projekt
Auslieferung von 30 Paletten je 30 Module	Europalette (Stk / kWp)	“EUR-flat pallet pro- duction– RER“	0,137	0,082	0,154
	Stretchfolie (g / kWp)	“market for polyeth- ylene, low density, granulate – GLO” “market for packaging film, low density pol- yethylene – GLO”	34,294	20,576	38,580
	Umreifungsband (g / kWp)	“market for polyeth- ylene terephthalate, granulate, amorphous – GLO” “market for extrusion, plastic pipes – GLO”	24,005	14,403	27,006
	Kantenschutz (g / kWp)	“market for container- board, fluting medium - RoW”	105,624	63,374	118,827
	Gummimatten (g / kWp)	“market for synthetic rubber – GLO”	246,914	148,148	277,778
Auslieferung von 1 Palette mit 36 Modulen	Europalette (Stk / kWp)	“EUR-flat pallet pro- duction– RER“	0,114	0,069	0,129
	Stretchfolie (g / kWp)	“market for polyeth- ylene, low density, granulate – GLO” “market for packaging film, low density pol- yethylene – GLO”	28,578	17,147	32,150
	Umreifungsband (g / kWp)	“market for polyeth- ylene terephthalate, granulate, amorphous – GLO” “market for extrusion, plastic pipes – GLO”	20,005	12,003	22,505
	Kantenschutz (g / kWp)	“market for container- board, fluting medium - RoW”	88,020	52,812	99,023
	Gummimatten (g / kWp)	“market for synthetic rubber – GLO”	205,761	123,457	231,481
Output					
	Europalette (Stk / kWp)	“market for waste wood, untreated – DE”	0,017	0,010	0,019
	Stretchfolie (g / kWp)	“market for waste pol- yethylene– DE”	42,866	25,720	48,225
	Umreifungsband (g / kWp)	“market for waste pol- yethylene tereph- thalate – DE”	30,007	18,004	33,758

3.2.2.6 Transportprozesse

Die Transportprozesse der Reuse-Module werden in diesem Abschnitt dargestellt. Hierzu zählt sowohl der Transport vom Erstnutzenden zur EBA VzW als auch die anschließenden Transporte zum Zweitnutzenden. Alle Transportstrecken werden für die funktionelle Einheit von 1 kWp bereitgestellte PV-Leistung skaliert und mithilfe standardisierter ecoinvent-Datensätze modelliert. Die Transportdistanz vom Erstnutzenden zur EBA VzW basiert auf einem Durchschnittswert der internen Unternehmensdaten. Die Distanzen vom EBA VzW zum Zweitnutzenden sind mithilfe von Google Maps ermittelt, mithilfe von Google Maps ermittelt, wobei stets die kürzeste Strecke verwendet wird. Die verwendete Einheit „tkm“ steht für „Tonnenkilometer“ und bezeichnet den Transport von einer Tonne Material auf einer Strecke eines Kilometers.

Für die Reuse-Module werden folgende Transportstrecken angenommen:

1. Erstnutzender → Hamburg, EBA VzW → Zweitnutzender Oberpöding, Deutschland
2. Erstnutzender → Hamburg, EBA VzW → Zweitnutzender Hafen Casablanca, Marokko
3. Erstnutzender → Hamburg, EBA VzW → Zweitnutzender Lwiw, Ukraine

Bei der Anlieferung der potenziellen Reuse-Module wird, wie bereits in den vorherigen Abschnitten erläutert, die Modulausschussquote von 40 % berücksichtigt.

In der Tabelle 3.7 sind die Gesamtmassen bei der An- und Auslieferung in t pro kWp der untersuchten Reuse-Modulszenarien dargestellt. Hierbei bildet sich das Gesamtgewicht aus den Massen des jeweiligen Moduls und der Verpackungsmaterialmassen. Zu den Verpackungsmaterialien zählen bei der Anlieferung die Europaletten, die Stretchfolien und die Umreifungsbänder. Bei der Auslieferung gehören dazu noch die Kantenschutz und die Gummimatten. Für das Gesamtgewicht bei der Auslieferung wird in zwei Szenarien unterschieden: Szenario A, es werden 30 Paletten mit je 30 Module ausgeliefert oder Szenario B, es wird eine Palette je 36 Module ausgeliefert. Die Berechnungen sind im Anhang B.7 aufgeführt. Die Modulmassen sind in Tabelle 3.1 und die Verpackungsmengen in Tabelle 3.5 aufgeführt. In der Tabelle 3.8 sind die Transportdistanzen und die verwendeten ecoinvent Datensätze für den Transport der Reuse-Module abgebildet. Die Strecke von Hamburg nach Casablanca ist hierbei in 3 Abschnitte unterteilt, weil neben dem LKW auch eine Fähre genutzt wird, um von Spanien nach Marokko zu kommen.

Tabelle 3.7: Gesamtgewicht (Verpackung + Modulmasse) bei An- und Auslieferung in t / kWp der unterschiedlichen Reuse-Modultechnologien

Modultechnologie / Herkunftsszenario	Gesamtgewicht Anlieferung (t/kWp)	Gesamtgewicht Auslieferung A (t/kWp)	Gesamtgewicht Auslieferung B (t/kWp)
Monokristalline Module aus Repowering-Projekt	0,127	0,077	0,077
Monokristalline Module aus B-Waren Bestand	0,089	0,054	0,054
Polykristalline Module aus Repowering-Projekten	0,158	0,096	0,096

(Gesamtgewicht bei Auslieferung Szenario A: Es werden 30 Paletten für 900 Module gebraucht. Und Gesamtgewicht bei Auslieferung Szenario B: Es wird eine Palette für 36 Module gebraucht)

Tabelle 3.8: Transportdistanzen in km und die verwendeten Datensätze der Reuse-Module

Strecke	Datensatz	Strecke [km]
Erstnutzender → Hamburg	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6 RER	400
Hamburg → Oberpörling	transport, freight, light commercial vehicle Europe without Switzerland	764
Hamburg → Casablanca	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6 RER	2847,7
	Transport, freight, sea, ferry GLO	31,7
	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6 RER	343,6
Hamburg → Lwiw	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO6 RER	1203

(RER: Rest of Europe, GLO: Global)

Durch die Multiplikation der Werte aus der Tabelle 3.8 und Tabelle 3.9 lassen sich im Anschluss die Transportleistungen in tkm pro kWp bereitgestellter PV-Leistung berechnen, die in Tabelle 3.10 aufgeführt sind. Hierbei sind bei der Strecke von Hamburg nach Casablanca zwei Werte aufgeführt: Erstens, die Transportleistung vom LKW und zweitens, von der Fähre, die genutzt wird, um von Spanien nach Marokko zu kommen

Tabelle 3.9: Transportleistung der verschiedenen Distanzen und Reuse-Module

Modultechnologie / Herkunftsszenario	Erst – HH [tkm/kWp]	HH – DEG [tkm/kWp]	HH – CAS [tkm/kWp]	HH – LW [tkm/kWp]
Monokristalline aus Repowering-Projekt	50,92	58,78	246,33 / 2,46	93,24
Monokristalline von B-Waren Bestand	35,81	41,30	173,62 / 1,72	65,45
Polykristalline aus Repowering-Projekt	63,46	73,20	307,80 / 3,06	116,03

Modultechnologien (Erst: Erstnutzende, HH: Hamburg, DEG: Oberpörling, CAS: Casablanca, LW: Lwiw)

3.2.3 Wirkungsabschätzung

Das Ziel dieser Bachelorarbeit ist es, wie zuvor erläutert, die Treibhausgasemissionen eines neu produzierten PV-Moduls mit denen eines Reuse-Moduls zu vergleichen. Der direkte Vergleich verschiedener Treibhausgase ist jedoch erschwert, da diese unterschiedliche atmosphärische Verweilzeiten und Klimawirkungen aufweisen (Umweltbundesamt, 2022). Zur Vereinheitlichung wird die Wirkungskategorie Klimawandel herangezogen, die jene Substanzen berücksichtigt, die zur Verstärkung des Treibhauseffekts beitragen (Frischknecht, 2020).

Das Treibhauspotenzial (Global Warming Potential, GWP) beschreibt die Klimawirkung eines Treibhausgases im Verhältnis zu Kohlendioxid (CO₂) (Frischknecht, 2020). Grundlage hierfür sind unter anderem die Absorptionsfähigkeit für infrarote Strahlung sowie die atmosphärische Lebensdauer des jeweiligen Gases. Über definierte Zeithorizonte, typischerweise 20 oder 100 Jahre (GWP20a bzw.

GWP100a), wird bestimmt, welche potenzielle Erwärmungswirkungen 1 kg eines Treibhausgases im Vergleich zu 1 kg CO₂ verursacht. Dadurch lassen sich Emissionen verschiedener Gase in CO₂-Äquivalente (CO₂-Äq) umrechnen. In der Regel wird der 100-Jahre-Horizont verwendet, der auch internationalen Berichtsstandards, wie dem Kyoto-Protokoll, entspricht. (Frischknecht, 2020)

Zu den relevanten Treibhausgasen zählen gemäß Kyoto-Protokoll neben CO₂ insbesondere Methan (CH₄), Lachgas (N₂O, Distickstoffoxid) sowie fluoriierte Gase (wasserstoffhaltige Fluorkohlenwasserstoffe (HFKW), perfluorierte Kohlenwasserstoffe (FKW), und Schwefelhexafluorid (SF₆)) (Umweltbundesamt, 2022). Nach dem fünften Standardbericht des International Panel on Climate Change (IPCC, Weltklimarat) von 2013 weist 1 kg CH₄ über einen Zeitraum von 100 Jahren eine 28-fach höhere Klimawirkung als 1 kg CO₂ auf. Für 1 kg N₂O ergibt sich ein GWP100-Wert von 265 kg CO₂-Äq (IPCC, 2013)

Im Rahmen dieser LCA wird die Wirkungsabschätzung mithilfe in der ecoinvent-Datenbank hinterlegten Methode IPCC2013 durchgeführt. Als Wirkungskategorie wird Klimawandel herangezogen, wobei der Wirkungsindikator GWP100a verwendet wird. Die Ergebnisse werden entsprechend in kg CO₂-Äq ausgegeben.

4 Ergebnisse

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Wirkungsabschätzung für die ausgewählte Wirkungskategorie vorgestellt. Darauf aufbauend folgen eine grafische Auswertung sowie eine Interpretation der Resultate. Die Tabellen 4.1, 4.2 und 4.3 enthalten die absoluten Ergebnisse der einzelnen Prozessschritte der untersuchten Reuse-Szenarien für die Zielstandorte Oberpörling, Casablanca und Lwiw. Die Treibhausgasemissionen sind dabei in kg CO₂-Äq pro kWp bereitgestellter PV-Leistung angegeben. Am Ende jeder der drei Tabellen sind die Summe aller GWP-Werte aufgeführt. Die tabellarische Darstellung dient zunächst der strukturierten Übersicht und ermöglicht eine erste Einordnung der Ergebnisse.

Tabelle 4.1: Treibhausgasemissionen (GWP100) je Prozessschritt und in Summe für die untersuchten Reuse-Module mit dem Zielstandort Lwiw.

	Lwiw		
	Monokristallin, B-Ware	Monokristallin, Repowering	Polykristallin, Repowering
Prozessschritte	GWP100 in kg CO ₂ -Äq/kWp		
Prüfstrom	0,11	0,18	0,11
Gabelstapler diesel	0,05	0,08	0,05
Gabelstapler elektrisch	0,02	0,03	0,02
Verpackung	1,13	1,88	1,13
Verpackungsabfälle	0,11	0,20	0,11
Transport	16,46	23,43	16,46
Summe	17,87	25,77	17,87

Tabelle 4.2: Treibhausgasemissionen (GWP100) je Prozessschritt und in Summe für die untersuchten Reuse-Module mit dem Zielstandort Casablanca.

	Casablanca		
	Monokristallin, B-Ware	Monokristallin, Repowering	Polykristallin, Repowering
Prozessschritte	GWP100 in kg CO ₂ -äq / kWp		
Prüfstrom	0,11	0,18	0,20
Gabelstapler diesel	0,05	0,08	0,08
Gabelstapler elektrisch	0,01	0,02	0,03
Verpackung	0,94	1,57	1,76
Verpackungsabfälle	0,11	0,20	0,20
Transport	83,88	119,36	148,65
Summe	85,09	121,36	150,90

Tabelle 4.3: Treibhausgasemissionen (GWP100) je Prozessschritt und in Summe für die untersuchten Reuse-Module mit dem Zielstandort Oberpörling.

	Oberpörling		
	Monokristallin, B-Ware	Monokristallin, Repowering	Polykristallin, Repowering
Prozessschritte	GWP100 in kg CO ₂ -äq / kWp		
Prüfstrom	0,11	0,18	0,20
Gabelstapler diesel	0,05	0,08	0,08
Gabelstapler elektrisch	0,01	0,02	0,03
Verpackung	0,94	1,57	1,76
Verpackungsabfälle	0,11	0,20	0,20
Transport	83,88	119,36	148,65
Summe	85,09	121,36	150,90

Die Ergebnisse der neuproduzierten Module basieren auf Literaturwerten und dienen als Referenz für den Vergleich mit den modellierten Reuse-Modulen.

In der Tabelle 4.4 sind ausgewählte GHG-Werte aus der Studie von Sheng et al (2025) sowie den dafür herangezogenen Quellen dargestellt. Studien, die aufgrund abweichender Systemgrenzen oder Modultechnologie, wie bspw. Dünnschichtmodule, nicht mit dieser LCA vergleichbar sind, wurden nicht berücksichtigt.

Tabelle 4.4: Ausschnitt der normierten GHG-Werte (1 kWp) aus der Studie von Sheng et al. (basierend auf (Sheng et al., 2025))

Modultechnologie	Jahr	Werte [kg CO ₂ -äq/kWp]	Lebensdauer	η [%]	Quelle
Poly-Si	2011	1266,00	25	16,6	(Wang et al., 2024)
	2018	440,00		19,2	
Poly-Si	2016	526,68	30	14,1	(Yu et al., 2017)
Mono-Si AI-BSF	2016	785,09	25	15,9	(Luo et al., 2018)
Mono-Si PERC		762,15	25	16,7	
Mono-Si PERC		692,43	30	16,2	
Poly-Si	2015	1687,26	30	18,0	(Fthenakis and Leccisi, 2021)
	2020	759,99			
Mono-Si	2015	1023,54		20,5	
	2020	809,93			
Mono-Si-TOPCon	2024	462,68	25	22,7	(Sheng et al., 2025)

(Poly: Polykristalline, Mono: Monokristalline, η: Wirkungsgrad)

In der Tabelle 4.5 sind die weiteren Studien zusammengefasst, die für den Vergleich herangezogen werden. Die Werte der Studie von Nordin et al. (2022) werden von der funktionelle Einheit 1 kWh auf 1 kWp normiert. Hierzu wurden die in der Studie angegebenen lebenszeitlichen Stromerträge der untersuchten 4,2 kW Systeme verwendet (siehe Anhang C.1). Die Umrechnung erfolgt nach:

$$GWP_{kWp}[kg] = \frac{GWP_{kWh}[g] \times \text{lebenszeitliche Stromerträge [kWh]}}{4,2 \text{ kWp} \times 1000}$$

(4-1)

Die Auswahl der Stromerträge erfolgte anhand der minimalen und maximalen GWP-Werte. Für den minimalen Wert der monokristallinen Module wurde der dazugehörige minimale lebenszeitliche Stromertrag angesetzt und analog für den maximale Wert verfahren. Die nach dieser Methode berechneten Ergebnisse sind in Tabelle 4.5 dargestellt.

In der Studie von Müller et al. (2021) werden zusätzlich die EoL-Phase und die Transporte bilanziert, weshalb diese für die Vergleichbarkeit herausgerechnet wurden. Da die Studie die Treibhausgasemissionen pro Prozessschritt ausweist, war eine isolierte Entfernung der Emissionen dieser Phasen möglich. Die verwendeten Werte sind in Anhang C.2 dargestellt. Die bereinigten GWP-Werte ohne Berücksichtigung von Transport und EoL sind ebenfalls in der Tabelle 4.5 aufgeführt.

Tabelle 4.5: GWP-Werte aus den verschiedenen herangezogenen Studien

Modultechnologie	Jahr	GWP [kg CO ₂ -äq/kWp]	Methode	Anmerkungen	Quelle
Monokristalline	2022	1934 - 1945	IPCC 2013	Installation und Nutzungsphase mitberücksichtigt	(Nordin et al., 2022)
Polykristalline		1834 - 1851			
Monokristalline	2023	310 - 390	IPCC 2013	Werte von 2023 genommen	(Li et al., 2025)
Monokristalline	2015	256,72 - 285,24	ReCiPe	-	(Chen et al., 2015)
Polykristalline	2015	2210	CML2001	Szenario 3 am realistischen	(Yang et al., 2015)
Monokristalline	2021	463 - 772 (G-R) 406 - 715 (G-G)	IPCC 2013	EoL und Transport sind herausgerechnet	(Müller et al., 2021)

(G-G: Glas-Glas-Module, G-R: Glas-Rückseitenfolien Module)

4.1 Auswertung

In nächsten Abschnitten erfolgt die Auswertung der LCA-Ergebnisse der untersuchten Reuse-Module anhand von Diagrammen. Anschließend werden die Werte mit den erhobenen Literaturwerten verglichen.

4.1.1 Reuse-Module

Dieses Kapitel verdeutlicht anhand verschiedener Diagramme die LCA-Ergebnisse für das Treibhausgaspotenzial der untersuchten Reuse-Module. Die Ergebnisse sind in der Tabellen 4.1 bis 4.3 aufgeführt und zeigen bereits, dass die Unterschiede zwischen den Reuse-Szenarien deutlich sind. Diagramm 4.1 fasst die Gesamt-CO₂-Emissionen je kWp nach Zielstandort und Modultechnologie zusammen. Dabei repräsentieren die orangenen Balken die monokristallinen Module aus B-Waren-Bestand, die blauen Balken die monokristallinen Module aus Repowering-Projekten und die grünen Balken die polykristallinen Module aus Repowering-Projekten. Die Kreisdiagramme 4.2 bis 4.4 zeigen den prozentualen Anteil der Prozessschritte am GWP-Wert. Da zwischen den Szenarien nur geringe Unterschiede in der relativen Verteilung auftreten, wird pro Zielstandort jeweils ein repräsentatives Diagramm dargestellt. Die vollständige Sammlung aller Kreisdiagramme findet sich im Anhang C.3

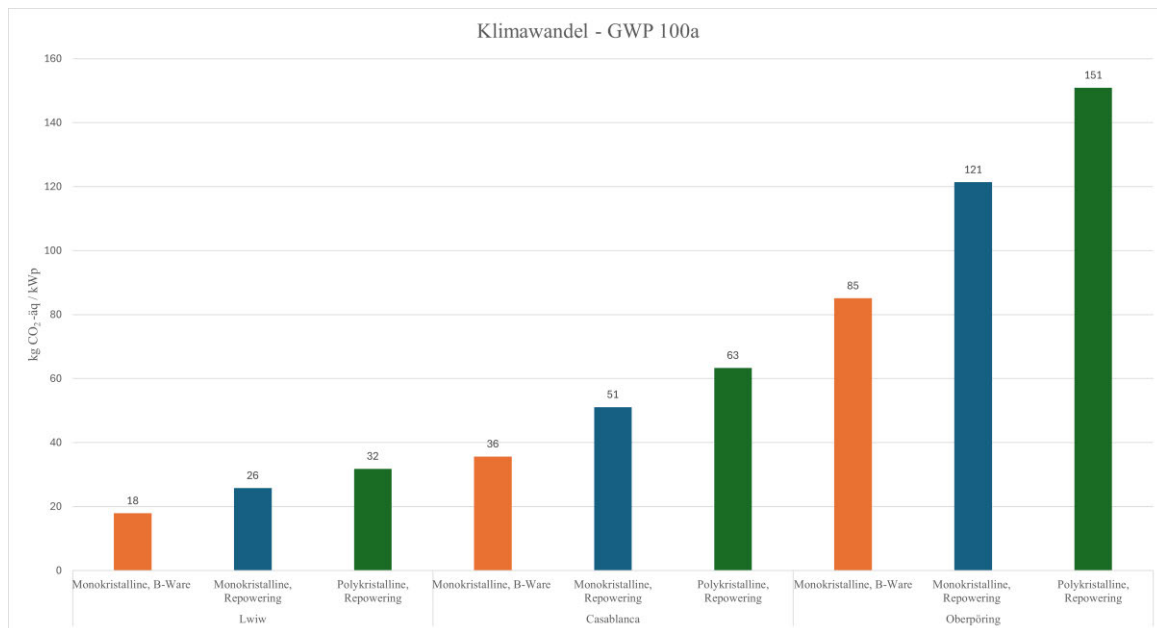


Diagramm 4.1: Gesamt-Treibhausgaspotenzial der untersuchten Reuse-Module nach Zielstandort und Modultechnologie [kg CO₂-äq/kWp]

Das Balkendiagramm 4.1 vergleicht die Treibhausgasemissionen der untersuchten Reuse-Module in Bezug auf die Wirkungskategorie Klimawandel (GWP100a) für die drei Zielstandorte Lwiw, Casablanca und Oberpörling. Die Ergebnisse zeigen deutliche Unterschiede zwischen den Szenarien, die im Wesentlichen auf die Transportmittel und die Transportdistanzen zurückzuführen sind.

Lwiw weist die niedrigsten Emissionen aller Standorte auf. Die monokristallinen B-Waren-Module verursachen 18 kg CO₂-äq/kWp, die monokristallinen Repowering-Module 26 kg CO₂-äq/kWp und die polykristallinen Repowering-Module 32 kg CO₂-äq/kWp. Die technologischen Unterschiede zwischen mono- und polykristallinen Modulen wirken sich in diesem Szenario geringfügig aus.

Etwas höhere Werte zeigen sich für Casablanca. Die GWP-Werte betragen 36 kg CO₂-äq/kWp für monokristalline B-Ware, 51 kg CO₂-äq/kWp für monokristalline Repowering-Module und 63 kg CO₂-äq/kWp für polykristalline Repowering-Module. Die Unterschiede zwischen den Modultechnologien nehmen nur leicht zu.

Die höchsten Emissionen treten im Szenario Oberpörling auf. Die monokristallinen B-Waren-Module verursachen 85 kg CO₂-äq/kWp, die monokristallinen Repowering-Module 121 kg CO₂-äq/kWp und die polykristallinen Repowering-Module 151 kg CO₂-äq/kWp. Auffällig ist, dass diese Werte trotz deutlich geringerer Transportdistanz von 764 km erheblich über denen der anderen beiden Standorte liegen. Ursache hierfür ist das verwendete Transportmittel, statt eines LKW wurde ein leichtes Nutzfahrzeug (LCV, light commercial vehicle) modelliert. LCV verursachen pro transportierter Tonne deutlich höhere Treibhausgasemissionen als LKWs (Umweltbundesamt Österreich, 2025). Hauptgrund ist die geringere Nutzlast im Verhältnis zum Eigengewicht. Während Transporter bis zu 3,5 t Gesamtgewicht bis zu 1,4 t zuladen können, transportieren 7,5-t-LKW typischerweise bis zu 3 t (Chefsache Fuhrpark, 2019; Kilinc, 2025). Durch die ungünstigere Masse-Nutzlast-Relation entsteht ein erheblich höherer Energiebedarf pro Tonnenkilometer. Daten des Umweltbundesamt Österreich verdeutlichen dies: Leichte Nutzfahrzeuge liegen bei rund 633 g CO₂-äq/tkm, schwere LKW dagegen bei etwa 108 g CO₂-äq/tkm (Umweltbundesamt Österreich, 2025). Auch spezifische Verbrauchsdaten zeigen die Effizienzvorteile von LKWs (MICHELIN, 2025). So emittiert ein Kleintransporter (Nutzlast: 1,4 t) etwa 0,15 kg CO₂/km und ein LKW (Nutzlast: 3 t) rund 0,25 kg CO₂/km (MICHELIN, 2025). Bezogen auf die Nutzlast ergibt

dies 0,107 kg CO₂/tkm für den LCV gegenüber 0,083 kg CO₂/tkm für den LKW (MICHELIN, 2025). In der ecoinvent-Datenbank zeigt sich dies ebenfalls. LCV verursachen rund 1,890 kg CO₂/tkm, während LKWs (3,5 – 7,5 t) der Klasse EURO 6 rund 0,506 kg CO₂ /tkm aufweisen. Weiterhin berücksichtigt ecoinvent mittlere Auslastungen und Leerfahrten, was den relativen Nachteil von LCV weiter verstärkt (ecoinvent, 2025).

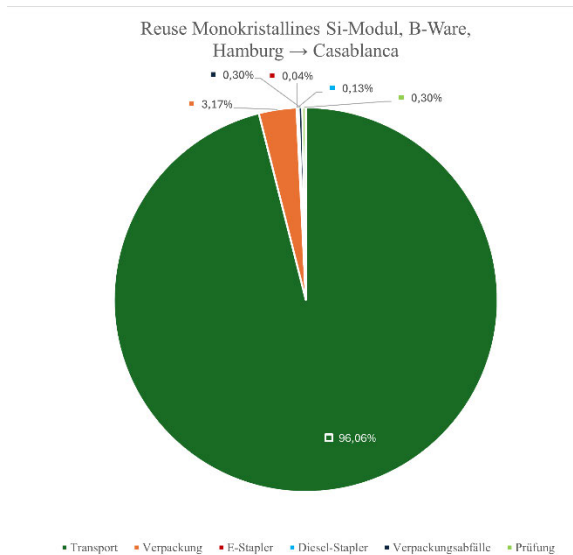


Diagramm 4.2: GWP-Anteil der Prozessschritte – Monokristalline Si-Module, B-Ware, Zielstandort: Lwiw

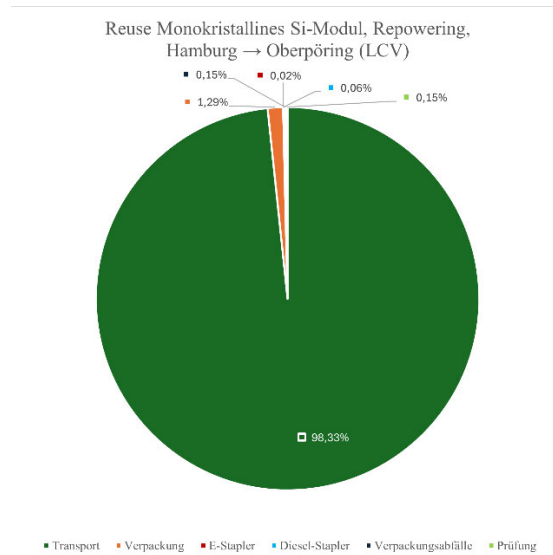


Diagramm 4.3: GWP-Anteil der Prozessschritte – Monokristalline Si-Module, Repowering-Projekt, Zielstandort: Oberpörling

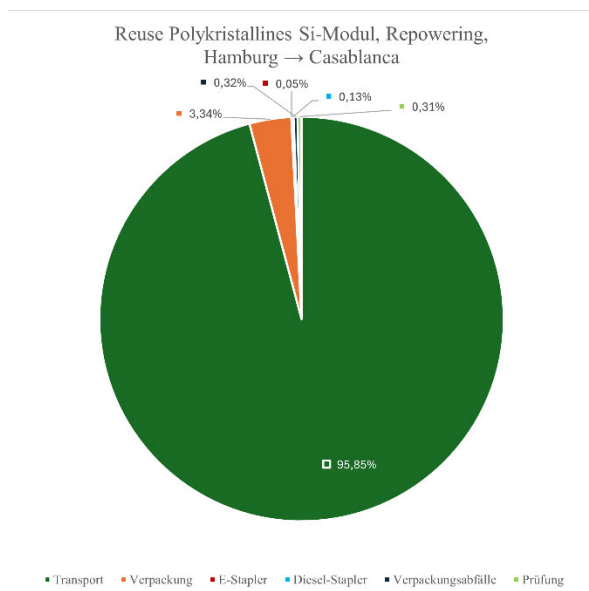


Diagramm 4.4: GWP-Anteil der Prozessschritte – Polykristalline Si-Module, Repowering-Projekt, Zielstandort: Casablanca

Die Kreisdiagramme 4.2 bis 4.4 verdeutlichen, dass die Transportphase in allen untersuchten Szenarien den mit Abstand größten Beitrag zum Treibhauspotenzial leistet. Der relative Anteil liegt je nach Modultechnologie, Herkunft und Zielstandort zwischen rund 91 % und 98,5 %.

Die höchsten relativen und absoluten Emissionen treten im Szenario Oberpörling auf, insbesondere bei den polykristallinen Repowering-Modulen, welches aufgrund des eingesetzten LCV eine Emission von

149 kg CO₂-äq/kWp verursacht, was etwa 98,5 % der Gesamtemissionen entspricht. Auch die monokristallinen Repowering-Module im selben Szenario weisen mit 119 kg CO₂-äq /kWp einen dominanten Transportanteil von etwa 98% auf.

Für die Zielstandorte Lwiw und Casablanca zeigt sich ein ähnliches Muster, jedoch fällt der Einfluss des Transportes etwas geringer aus. Für Lwiw liegen die Transportanteile bei etwa 91 % (Monokristalline Repowering) bzw. 92% (Monokristalline B-Ware), was auf die kürzere Distanz und den Einsatz eines EURO-6-LKWs zurückzuführen ist. Im Fall Casablanca fallen die Transportanteile aufgrund der längeren Strecke und des zusätzlichen Fährabschnitts höher aus als für Lwiw. Die polykristallinen Repowering-Module verursachen rund 61 kg CO₂-äq/kWp beim Transport, was einem GWP-Anteil von 96% entspricht.

Die Emissionen aus der Verpackung liegen mit etwa 0,94 bis 2,12 kg CO₂-äq /kWp deutlich unter den Transportwerten. Sie fallen bei polykristallinen Modulen höher aus, da für dieselbe funktionelle Einheit mehr Module benötigt werden und somit mehr Verpackungsmaterial anfällt. Die niedrigsten Verpackungsemissionen ergeben sich im Szenario Oberpörling für die monokristallinen B-Ware-Module, da hier der Modulbedarf je kWp am niedrigsten ist.

Die verbliebenen Prozessschritte, also Prüfstrom, Staplerbetrieb und Verpackungsabfälle, tragen jeweils weniger als 1 % zu den Gesamtemissionen bei. Der Prüfstrom liegt in allen Szenarien zwischen 0,11 und 0,20 kg CO₂-äq/kWp. Diese Werte variieren leicht in Abhängigkeit von Modultechnologie und Herkunft.

Zwischen den Modultechnologien und Herkünften zeigen sich Effekte auf die Gesamtemissionen. B-Waren-Module weisen systematisch geringere Emissionen pro kWp auf, da sie eine höhere Leistung pro Modul besitzen und somit weniger Module je kWp transportiert und verpackt werden müssen. Für Oberpörling bedeutet dies eine Reduktion der Gesamtemissionen von rund 29 % (85 gegenüber 121 kg CO₂-äq/kWp). Ein ähnlicher Effekt zeigt sich für Casablanca, wo die B-Waren-Module etwa 30% niedriger liegen als monokristalline Repowering-Module. Für Lwiw beträgt die Differenz ca. 30,7 %. Polykristalline Repowering-Module hingegen führen zu höheren CO₂-Emissionen, weil aufgrund der geringeren Leistung je Modul mehr Module pro kWp transportiert, geprüft und verpackt werden müssen. Dieser Effekt liegt in allen Szenarien ca. 23 bis 24 % höher als bei monokristallinen Repowering-Modulen.

Insgesamt zeigt sich, dass der Transportprozess der dominante Einflussfaktor im Reuse-System ist, während Verpackungsmaterialien und betriebliche Prozessschritte nur marginal zum Gesamtwert beitragen. Unterschiedliche Modultechnologien und Herkünfte beeinflussen die Ergebnisse insbesondere über die Anzahl der zu transportierenden Module und damit indirekt über die Transportemissionen.

4.1.2 Vergleich mit Neuware

In diesem Abschnitt werden die erhobenen Literaturwerte der Neuware mit den GWP100-Werten von Reuse-Modulen verglichen. Zur Veranschaulichung der Daten wurden Referenzlinien in das Diagramm 4.5 eingefügt, welche die untersten und obersten GWP-Werte der neu produzierten mono- und polykristallinen Si-Module abbilden.

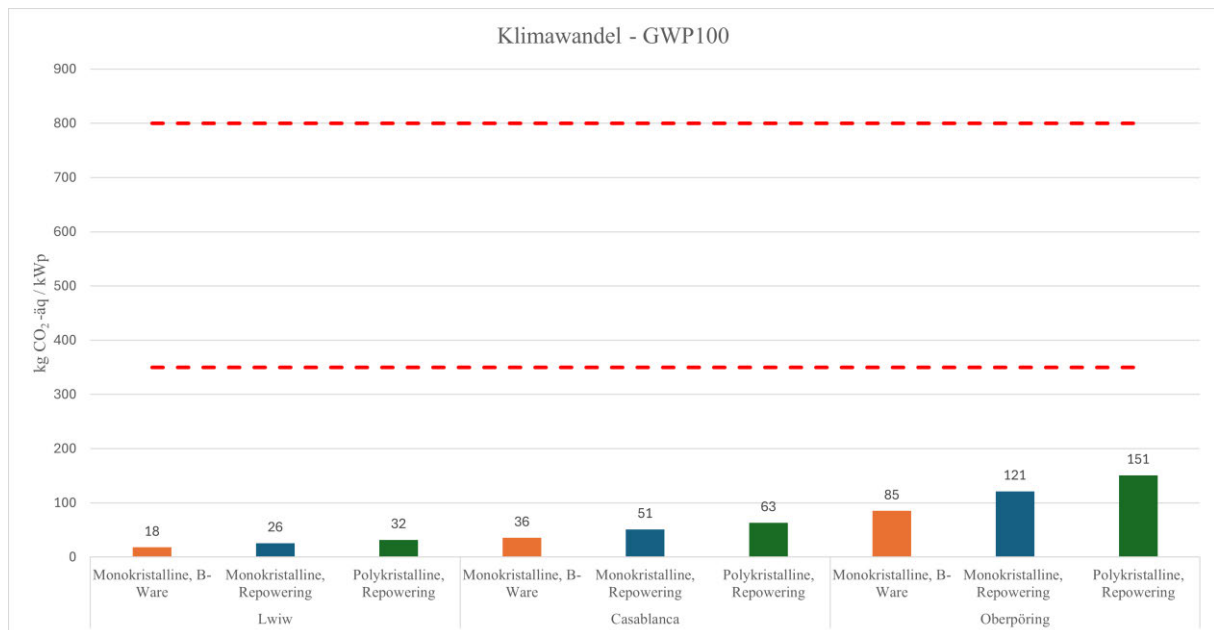


Diagramm 4.5: Gesamt-GWP der untersuchten Reuse-Module im Vergleich mit Literaturwerten der PV-Neuproduktion
Hinweis: Gestrichelte Linien: Literaturwerte für monokristalline und polykristalline Neumodule (Unterste: 350 kg CO₂-äq/kWp, Oberste: 800 kg CO₂-äq/kWp)

Die in der Literatur berichteten Treibhausgasemissionen für neu produzierte PV-Module weisen eine breite Spannweite auf, die je nach Modulteknologie, Produktionsjahr und regionalen Rahmenbedingungen zwischen etwa 260 und 1900 kg CO₂-äq/kWp liegt (siehe Tabelle 4.4 und Tabelle 4.5). Besonders hohe Werte finden sich in älteren Studien zu polykristallinen Modulen, die für das Jahr 2015 Emissionen von etwa 1687 kg CO₂-äq/kWp ausweisen, während monokristalline Module im selben Zeitraum mit rund 1023 kg CO₂-äq/kWp etwas niedriger liegen (Fthenakis and Leccisi, 2021). Die Studie von Nordin et al. (2022) liefert ebenfalls hohe Werte, welche möglicherweise auf die erforderliche Normierung der Ergebnisse zurückzuführen sind. Zudem werden in der Studie neben der Herstellungsphase, auch die Installation und Nutzung berücksichtigt. Die hohen CO₂-Emissionen der älteren Studien erklären sich wahrscheinlich dadurch, dass technologische Fortschritte und Effizienzsteigerungen, etwa verbesserte Zellwirkungsgrade oder optimierte Herstellungsprozesse, dort nicht abgebildet sind (Li et al., 2025). Dies verdeutlicht, wie schnell sich die Technologie entwickelt und warum eine zeitliche Einordnung der Literaturwerte entscheidend ist.

Weiterhin liegen für die polykristallinen Module nur Werte bis 2020 vor (760 kg CO₂-äq/kWp (Fthenakis and Leccisi, 2021)), was die Vergleichbarkeit einschränkt, da sich die Modul- und Herstellungstechnologien kontinuierlich weiterentwickeln und effizienter werden. Für monokristalline Module hingegen sind aktuellere und differenziertere Daten verfügbar, was daran liegen kann, dass diese Technologie den Markt dominiert (Fraunhofer ISE, 2025). Im Photovoltaics Report von 2025 des Fraunhofer ISE zeigt sich ebenfalls der Rückgang von polykristallinen Si-Modulen. Im Jahr 2024 wurden 0 GWp polykristalline, jedoch 687 GWp monokristalline Module produziert (Fraunhofer ISE, 2025).

Darüber hinaus zeigen die Literaturwerte, dass der Produktionsstandort einen maßgeblichen Einfluss auf die Emissionen hat. Für die chinesische Modulherstellung liegen moderne monokristalline Produktionswerte zwischen 310 und 390 kg CO₂-äq/kWp für das Jahr 2023 vor (Li et al., 2025), während Studien aus dem Jahr 2021 Herstellungswerte von 772 kg CO₂-äq/kWp (Glas-Rückseitenfolie-Module) und 715 kg CO₂-äq/kWp (Glas-Glas-Module) berichten (Müller et al., 2021). Demgegenüber fallen europäische Produktionswerte deutlich niedriger aus, etwa 406 kg CO₂-äq/kWp für Glas-Glas-Module und 463

kg CO₂-äq/kWp für Glas-Rückseitenfolien-Module (Müller et al., 2021). Aktuelle Technologieentwicklungen wie Mono-Si-TOPCon zeigen weitere Reduktionspotenziale und liegen bei etwa 463 kg CO₂-äq/kWp (Sheng et al., 2025). Die im Diagramm 4.5 dargestellten Referenzlinien repräsentieren die Spannweite der Herstellungswerte mono- und polykristalliner Module.

Im Vergleich dazu liegen die modellierten Reuse-Szenarien dieser Arbeit mit 18 bis 151 kg CO₂-äq/kWp deutlich unter den Emissionswerten neu produzierter Module. Diese Differenz erklärt sich vor allem dadurch, dass durch den Cut-off-Ansatz sämtliche Emissionen der Primärproduktion vollständig dem Erstnutzenden zugerechnet und im Zweitleben nicht erneut bilanziert werden. Zu berücksichtigen ist zudem, dass die Modellierung der einzelnen Prozessschritte der Reuse-Module auf älteren ecoinvent-Datenbanksätzen basiert und die GWP-Werte daher nicht den aktuellen Stand der Emissionsintensität abbilden. Die Datenbank enthält Durchschnittswerte, sodass die tatsächlich entstehenden Emissionen aufgrund eines emissionsärmeren deutschen Strommixes sowie aktueller Effizienzsteigerungen in Herstellungsprozessen, etwa bei Verpackungsmaterialien, abweichen können. Eine Studie des Umweltbundesamt (2025) zeigt, dass die CO₂-Emissionen des deutschen Strommix von 764 g CO₂-äq/kWh im Jahre 1990 auf 433 kg CO₂-äq /kWh im Jahre 2022 gesunken sind. Somit haben sich die Emissionen um rund 47 % pro kWh erzeugtem Strom reduziert (Icha and Lauf, 2025). Schätzungen zufolge wird der Wert für 2024 bei etwa 363 g CO₂-äq/kWh liegen (Icha and Lauf, 2025). Die Absenkung ist vor allem darauf zurückzuführen, dass der Anteil von erneuerbaren Energien im deutschen Strommix zugenommen hat (Icha and Lauf, 2025). Zwischen 2000 und 2023 stieg der Anteil an der Bruttostromerzeugung von 6 % auf etwa 52 % (Icha and Lauf, 2025).

Weiterhin unterscheiden sich die Systemgrenzen der beiden betrachteten Produktsysteme. Bei den Literaturstudien zu Neumodulen handelt es sich um Cradle-to-Gate-Betrachtungen, während die Reuse-Module Cradle-to-Site modelliert wurden. Dies erlaubt keinen vollständigen Lebenszyklusvergleich. Die vorliegenden Studien zeigen zwar, wie bereits erwähnt, dass die Transportemissionen vom Hersteller zum Kunden im Vergleich zu den Herstellungsemissionen einen geringen Anteil ausmachen (Sumper et al., 2011). Dennoch besteht die Tatsache, dass die Systemgrenzen in dieser Vergleichsbetrachtung die Neumodule bevorteilen, da die Transportemissionen für diese nicht modelliert sind.

Trotz der genannten Einflussfaktoren und Einschränkungen weisen die Ergebnisse klar auf ein erhebliches Vermeidungspotenzial durch Wiederverwendung hin. Die Reuse-Module vermeiden die emissionsintensiven Herstellungsprozesse der PV-Module in dieser Untersuchung vollständig und ermöglicht damit eine Einsparung von etwa 80-90 %. Im „Best-Case-Szenario“ (Monokristalline B-Waren-Module nach Lwiw) wird ein Vermeidungspotenzial von 97 % erreicht.

4.2 Sensitivitätsanalyse

Die Ergebnisse einer LCA hängen von den gewählten Annahmen und Eingangsdaten ab (European Commission, 2010a). Viele Parameter in einer LCA unterliegen Unsicherheiten aufgrund begrenzter Datengrundlagen und variierender Prozessbedingungen (European Commission, 2010a). Um die Robustheit der Resultate zu prüfen und die Bedeutung einzelner Einflussgrößen zu quantifizieren, wird eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt (European Commission, 2010a). Die Durchführung dieser Analyse wird im ILCD-Handbuch der europäischen Kommission empfohlen, auch die ISO EN 14044:44 verweist auf deren Bedeutung für die Auswertung der Ergebnisrobustheit.

Für das vorliegende Reuse-Szenario sind mehrere Parameter potenziell ausschlaggebend für die Treibhausgasemissionen. Dazu zählen vor allem die Wahl des Transportmittels, die Ausschussrate bei der Wiederverwendung, das Leistungsniveau der geprüften Module (insbesondere Repowering-Module),

der daraus resultierende Modul- und Verpackungsbedarf sowie der Bedarf an neuen BOS-Komponenten und die angenommene Restlebensdauer. Ziel der Sensitivitätsanalyse ist es, die Auswirkungen dieser zentralen Parameter systematisch zu untersuchen und deren Einfluss auf das GWP pro bereitgestelltem kWp zu quantifizieren.

4.2.1 Einfluss des Transportmittels

Wie bereits festgestellt, machen Transportprozesse bei Reuse-Modulen mehr als 90 % der Gesamtemissionen aus. Besonders datensatzabhängig fällt der Unterschied zwischen den LCV und leichten EURO-6-LKW aus: Pro Tonnenkilometer liegen die Emissionen eines LCV um den Faktor 4 über denen eines leichten EURO6-LKW.

Um den Effekt zu überprüfen, wurde im Zielszenario Oberpörling das Transportmittel von LCV durch den leichten LKW (3,5 – 7,5 t) Klasse EURO6 geändert. Die anderen Parameter blieben unverändert. Die resultierenden GWP-Werte sind im Anhang C.4 dargestellt und im Diagramm 4.6 visualisiert.

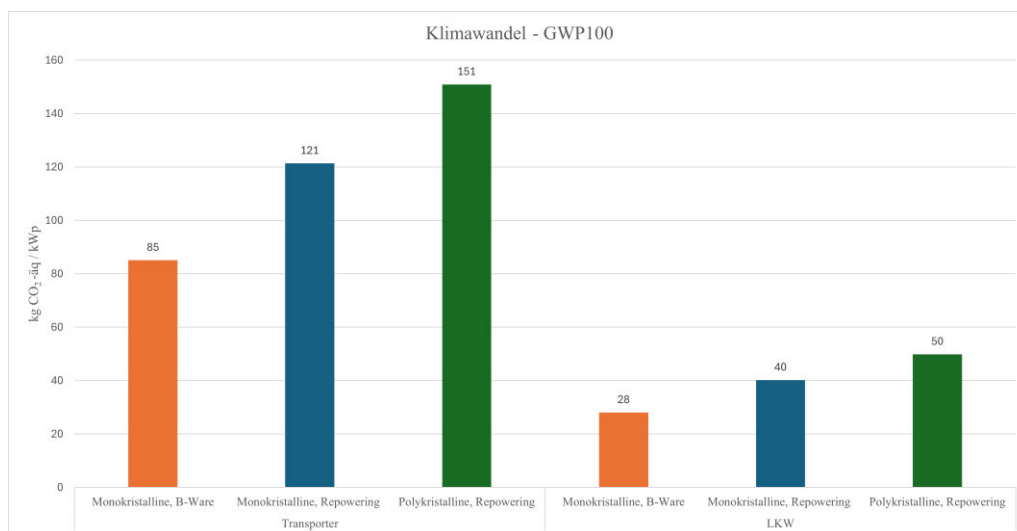


Diagramm 4.6: Vergleich der Szenarien unter der Variation des Transportmittels (LCV vs. LKW) im Szenario Oberpörling.

Die CO₂-Emissionen sinken durch den Austausch des Transportmittels um etwa 66 %. Konkret bedeutet dies bei den monokristallinen B-Waren-Modulen eine Reduktion von 85 kg CO₂-äq /kWp auf 28 kg CO₂-äq /kWp, bei den monokristallinen Repowering-Modulen von 121 kg CO₂-äq /kWp auf 40 kg CO₂-äq /kWp und für die polykristallinen Repowering-Modulen von 151 kg CO₂-äq /kWp auf 50 kg CO₂-äq /kWp.

Trotz der deutlichen Reduktion liegen die Werte weiterhin über denen des Zielstandorts Lwiw, was auf die geringe Transportmenge pro Lieferung zurückzuführen sein kann. Nach Lwiw werden 900 Module geliefert, während Oberpörling mit 36 Modulen beliefert wird. Außerdem wurde ein Mittellast-LKW (16-32 t) der Klasse EURO6 für den Transport in die Ukraine modelliert. Auch hier ist die Abhängigkeit vom Datensatz zu erkennen. Im Vergleich mit Casablanca zeigt sich jedoch, dass die Transportdistanz und der Fährabschnitt dort zu noch höheren Emissionen führen.

4.2.2 Einfluss der Ausschussquote

Die Ausschussquote von 40% beeinflusst mehrere Prozessschritte gleichzeitig, darunter die Transportmenge zur EBA-VzW, den anfallenden Verpackungsabfall, den Prüfstrombedarf und die Gabelstaplerprozesse. Eine Reduktion der Ausschussrate auf beispielsweise 20 % würde die resultierenden CO₂ - Emissionen um ca. 25 % senken. Eine Erhöhung auf 50% hätte hingegen eine Emissionssteigerung von

rund 20 % zur Folge. Ursache hierfür ist die veränderte Anzahl an Modulen, die trotz fehlender Wiederverwendung angeliefert, geprüft und gehandhabt werden müssen, bevor sie anschließend der Entsorgung bzw. dem Recycling zugeführt werden. Änderungen der Ausschussquote wirken sich daher unmittelbar auf mehrere emissionsrelevante Prozessschritte aus.

4.2.3 Einfluss der Degradation / Nennleistung

Das Basisszenario nimmt nach 10 Jahren eine Degradation von 10 % an, was einem konservativen Ansatz entspricht. Moderne Module weisen jedoch geringere jährliche Degradationsraten auf, ..., welche gängigerweise bei 0,5% pro Jahr liegen (Wirth, 2025). Zusätzlich kommt es in den ersten Betriebstagen zu einer lichtinduzierten Degradation von 1-2 %, abhängig vom Zellmaterial (Wirth, 2025). Darüber hinaus hat eine Studie des Fraunhofer ISE ergeben, dass die jährliche Degradation bei den monokristallinen TopCon-Modulen bei geringen 0,15 % liegt (Wirth, 2025). Dies bedeutet nach 10 Jahren eine Degradation von lediglich 3,5 % (Wirth, 2025).

Um den Einfluss der Nennleistung bzw. der Degradation abzuschätzen, wurde im Szenario „Monokristalline Repowering-Module mit dem Zielstandort Lwiw“ der Parameter der Degradation auf 3,5 % bzw. 15 % angepasst. Die Auswirkungen werden im Balkendiagramm 4.7 dargestellt. Der blaue Balken lässt die Degradation unverändert und bleibt bei den Emissionen von 26 kg CO₂-äq /kWp. Bei den grünen Balken wird eine Degradation von 3,5 % und bei dem roten Balken eine von 15 % angenommen.

Es zeigt sich, dass die Emissionswerte sich lediglich um rund ± 4 % verändern. Grund für die Veränderung ist, dass die Degradation vor allem die notwendige Modulanzahl pro kWp beeinflusst. Dieser Effekt ist jedoch deutlich schwächer als der Einfluss des Transportmittels.

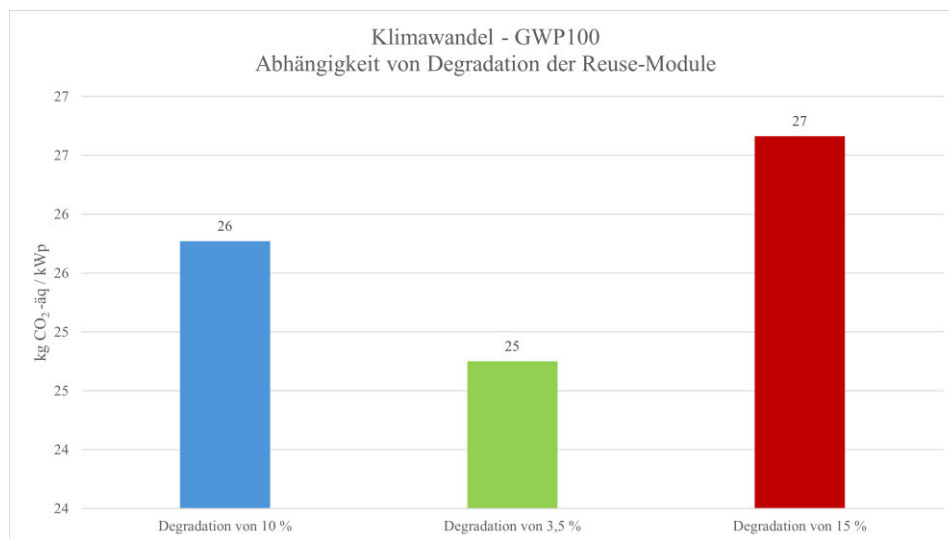


Diagramm 4.7: Vergleich der GWP-Werte in Abhängigkeit von der Degradation der Reuse-Module nach einer Betriebszeit von 10 Jahren. Szenario: Monokristalline Repowering-Module mit dem Zielstandort Lwiw

4.2.4 Einfluss der Änderung der funktionellen Einheit auf 1 kWh

Ein wichtiger Faktor, der bei der gewählten funktionellen Einheit und den festgelegten Systemgrenze keine Rolle spielt, ist die Restlebensdauer der Reuse-Module. Diese besitzen im Vergleich zu Neumodulen, ausgenommen B-Waren-Module, eine garantierte verbleibende Betriebszeit von 15 Jahren, da angenommen wird, dass Repowering-Module bereits etwa 10 Betriebsjahre hinter sich haben und ursprünglich auf eine Lebensdauer von 25 Jahren ausgelegt sind (Buhck Re.Energy, 2025; Wirth, 2025).

Die Reuse-Module verursachen zwar geringere CO₂-Emissionen pro 1 kWp in der Bereitstellungsphase als die Neumodule, jedoch muss dies im Zusammenhang mit der verkürzten „verbliebenden“ Lebensdauer betrachtet werden. Um dennoch eine energetisch vergleichbare Bewertung zu ermöglichen, wurden zusätzliche Prozesse in openLCA modelliert, die die Emissionen pro erzeugter kWh berechnet.

Dazu wird folgender Umrechnungsfaktor angewendet:

$$\frac{kWp}{kWh} = \frac{1}{(\text{spez. Jahresertrag} [\frac{kWh}{kWp * a}] \times \text{Restlebensdauer} [a])} \quad (4-2)$$

Die Umrechnung erfolgt für die Repowering-Module standortspezifisch. Für den Standort Oberpörling wird das Szenario mit dem LKW berücksichtigt, da dieses realitätsnähere Emissionen aufweist als die Bilanzierung mit dem LCV. Weiterhin ist die Modellierung stark vereinfacht, da weder Installationsprozesse noch BOS-Komponenten einbezogen werden. Ebenso werden zusätzliche Degradationsverluste oder unterschiedliche Wirkungsgrade der Module nicht berücksichtigt. Darüber hinaus fehlt die Unterbaukonstruktion, die bei Reuse-Modulen gegebenenfalls umfangreicher ausfallen kann, sofern eine identische Anlagenleistung installiert werden soll. Da Reuse-Module eine geringere Leistung pro Modul besitzen, wären für dieselbe Anlagenleistung mehr Module erforderlich.

Für die Modellierung werden die spezifischen Jahreserträge benötigt, die in der Tabelle 4.6 dargestellt sind. Dort sind ebenfalls die berechneten Faktoren für die Umrechnung von kWp auf kWh aufgeführt. Die Restbetriebszeit der Module wird mit 15 Jahren angesetzt. Der spezifische Jahresertrag wurde mithilfe der Website <https://www.renewables.ninja/> bestimmt. Der Kapazitätsfaktor (CF) des jeweiligen Standorts ist in der Tabelle 4.6 aufgeführt. Der CF ist definiert durch (Febrian et al., 2023):

$$CF = \frac{\text{Jahresertrag} [kWh]}{\text{Nennleistung} [kWp] \times \text{Betriebsstunden}} \times 100\% \quad (4-3)$$

Daraus lässt sich der spezifische Jahresertrag wie folgt berechnen:

$$\text{spez. Jahresertrag} [\frac{kWh}{kWp * a}] = CF \times \text{Betriebsstunden} \quad (4-4)$$

Tabelle 4.6: Spezifische Jahreserträge und Faktor zur Umrechnung von kWp zu kWh.

Zielstandort	Kapazitätsfaktor [%]	spezifischer Jahresertrag [kWh/kWp*a]	Faktor [kWp / kWh]
Lwiw	14,9	1305,24	51,08 × 10 ⁻⁶
Casablanca	20,9	1830,84	36,41 × 10 ⁻⁶
Oberpörling	14,3	1252,68	53,22 × 10 ⁻⁶

Hinweis: Kapazitätsfaktor von („Renewables.ninja,” 2025), Betriebsstunden: 8760 h, Restlebensdauer: 15 Jahre

In der Tabelle 4.7 sind die modellierten GWP-Werte der Repowering-Module für die funktionelle Einheit 1 kWh dargestellt.

Tabelle 4.7: GWP-Werte der Repowering-Module in g CO₂-äq/kWh nach Zielstandort und Modultechnologie

GWP in g CO ₂ -äq /kWh					
Monokristallin			Polykristallin		
Casablanca	Oberpörling	Lwiw	Casablanca	Oberpörling	Lwiw
1,9	2,1	1,3	2,3	2,7	1,6

Das Balkendiagramm 4.8 veranschaulicht die GWP100-Werte der Repowering-Module je erzeugter kWh an den drei untersuchten Zielstandorten für mono- und polykristalline Technologien. Die Ergebnisse zeigen deutliche standortabhängige Unterschiede, die im Wesentlichen auf zwei zentrale Einflussfaktoren zurückzuführen sind: zum einem auf den standortspezifischen Energieertrag und zum anderen auf die transportbedingten Emissionen.

Lwiw weist mit 1,3 g CO₂-äq/kWh für monokristalline Module und 1,6 g CO₂-äq/kWh für polykristalline Module die niedrigsten Emissionswerte auf, obwohl der Standort sich nicht in einer sonnenstarken Region befindet. Dies lässt sich dadurch erklären, dass die Transportentfernung von Hamburg nach Lwiw im Vergleich zum Transport nach Casablanca deutlich geringer ist und keine emissionsintensiven Seetransporte beinhaltet. Der geringere Transportaufwand wirkt in der Bilanz stärker als die niedrigere solare Einstrahlung.

Casablanca zeigt GWP-Werte von 1,9 g CO₂-äq/kWh (monokristallin) bzw. 2,3 g CO₂-äq/kWh (polykristallin). Trotz der hohen jährlichen Sonneneinstrahlung und damit verbundenen höheren Energieertrags liegen die Emissionen über denen von Lwiw. Grund hierfür ist die lange Transportdistanz inklusive eines Fährabschnitts, die den Vorteilen des hohen Standortertrags entgegenwirkt.

Im Szenario Oberpörling ergeben sich mit 2,1 g CO₂-äq/kWh für monokristalline und 2,7 g CO₂-äq/kWh für polykristalline Module die höchsten standortbezogenen Emissionswerte. Obwohl Oberpörling geografisch näher liegt als Casablanca, kann dieser Vorteil die geringe Sonneneinstrahlung nicht ausgleichen. Der Standort weist den niedrigsten spezifischen Energieertrag auf, wodurch die Treibhausgasemissionen pro erzeugter kWh höher ausfallen. Damit zeigt sich, dass ein ungünstiger Standort hinsichtlich der Sonneneinstrahlung die Treibhausgasemissionen pro kWh stärker erhöhen kann als moderate Transportdistanzen.

Weiterhin zeigt sich zwischen den mono- und polykristallinen Modulen in allen Szenarien ein konsistentes Muster. Polykristalline Module weisen etwas höhere Emissionswerte auf. Ursache hierfür ist die geringere Leistung pro Modul, wodurch mehr Module pro kWp transportiert und bereitgestellt werden müssen. Dies erhöht sämtliche transport- und verpackungsbezogenen Emissionen proportional.

Insgesamt unterstreichen die Ergebnisse, dass sowohl transportbedingte Emissionen als auch der standortspezifische Energieertrag zentrale Einflussgrößen auf die Emissionsintensität pro kWh darstellen. Eine hohe Transportauslastung sowie ein hoher Standortertrag können die Emissionsbilanz verbessern. Hohe Transportauslastungen können geringere Energieerträge kompensieren.

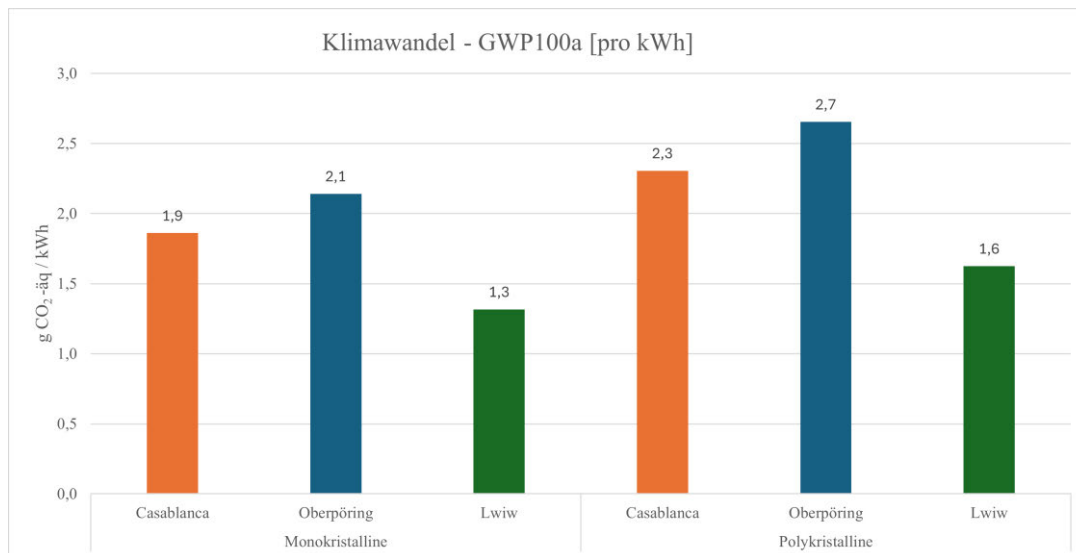


Diagramm 4.8: Standortabhängige GWP-Werte basierend auf modellierten Energieerträgen [g CO₂-äq/kWh]

Die ermittelten GWP-Werte der Reuse-Module bleiben in allen Fällen unter den publizierten Literaturwerten für neu produzierte Module. Beispielsweise berichten Nordin et al. (2022) von Werten zwischen 46,85–90,45 g CO₂-äq/kWh für monokristalline und zwischen 44,96–87,86 g CO₂-äq/kWh für multikristalline Module. Auch die Studie von Chen et al. (2015) weist für monokristalline Module mit 5,60–12,07 g CO₂-äq/kWh höhere Emissionen aus. Allerdings ist hierbei zu berücksichtigen, dass Nordin et al. zusätzlich die Installation und Nutzungsphase einbeziehen, während Chen et al. die Transporte zum Erstnutzenden nicht berücksichtigt. Zudem zeigen die Ergebnisse, dass die GWP-Werte trotz der kürzeren Lebensdauer deutlich unter denen der Neuwaren bleiben – auch ohne Berücksichtigung der BOS-Komponenten.

5 Diskussion

Ziel dieser Studie war es, die potenziellen Treibhausgasemissionen von Reuse-Modulen zu erheben und diese mit den Emissionswerten neu produzierter PV-Module zu vergleichen. Für die Neuware wurden Literaturdaten herangezogen, während für die Reuse-Module eine eigene LCA gemäß EN ISO 14040 und EN ISO 14044 durchgeführt wurde. Anschließend erfolgte ein systematischer Vergleich der Ergebnisse.

Für neu produzierte Module wurde eine Systemgrenze nach dem Ansatz Cradle-to-Gate gewählt, wobei die Transportprozesse zum Erstbesitzenden bewusst ausgeschlossen wurden. Zahlreiche Studien, darunter Nordin et al. (2022) und Sumper et al. (2011), bestätigen, dass der überwiegende Anteil der Emissionen bei kristallinen Si-Modulen in der Herstellungsphase entsteht. Die Analyse konzentrierte sich daher auf mono- und polykristalline Module, die den globalen PV-Markt dominieren, während Dünnschichtmodule aufgrund ihrer begrenzten Eignung zur Wiederverwendung nicht berücksichtigt wurden (Buhck Re.Energy, 2025; Fraunhofer ISE, 2025).

Für die Reuse-Module wurde hingegen eine Cradle-to-Site-Systemgrenze definiert, die alle relevanten Logistikschritte (Transport, Gabelstaplerprozesse), den Prüfprozess sowie die Verpackungsaufwendungen umfasst. Als Zielorte der Reuse-Module wurden drei typische Zielstandorte des Unternehmens Buhck Re.Energy gewählt:

- 1 Oberpörling als Beispiel für kleine Liefermengen (Balkonkraftwerke)
- 2 Casablanca und

- 3 Lwiw, zwei internationale Standorte, an die häufig größere Stückzahlen geliefert werden und bei denen die Module vor allem in Inselanlagen für gemeinnützige Projekte eingesetzt werden.

Damit wurden sowohl kurze als auch mittlere und lange Transportdistanzen abgebildet.

Für die Modellierung der Reuse-Prozesse wurden überwiegend unternehmensspezifische Primärdaten verwendet. Das Treibhausgaspotenzial wurde gemäß der Wirkungsabschätzungsmethode IPCC2013 für einen Zeitraum von 100 Jahren bestimmt. Die Ergebnisse zeigen, dass Reuse-Module mit 18 bis 151 kg CO₂-äq/kWp deutlich niedrigere Emissionen aufweisen als Neumodule, deren Literaturwerte zwischen 350 und 800 kg CO₂-äq/kWp liegen.

Besonders deutlich wird, dass in den Reuse-Szenarien die Transportprozesse der dominante Einflussfaktor sind und 90-98 % der Gesamtemissionen verursachen. Verpackungsprozesse spielen dagegen nur eine untergeordnete Rolle und tragen maximal etwa 7 % zum GWP bei. Weiterhin zeigt sich, dass die Transportauslastung einen erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse hat. Die Lieferung nach Lwiw weist trotz mittlerer solarer Einstrahlung die niedrigsten GWP-Werte pro kWh auf, da dort eine hohe Stückzahl (900 Module) transportiert wird. Die spezifischen Emissionen pro kWp sinken deutlich, wenn die Transportkapazität besser ausgelastet ist. Auch die Transportmittelwahl erweist sich als entscheidend. Leichte Nutzfahrzeuge verursachen erheblich höhere Emissionen pro transportierter Einheit als EURO-6-LKW, was insbesondere im Szenario Oberpörling zu erkennen ist. Der Austausch senkte die Emissionen um rund 66%. Während Transportprozesse bei neu produzierten Modulen nur einen geringen Anteil an den Gesamtemissionen ausmachen, werden sie bei Reuse-Modulen aufgrund der insgesamt geringen Systememissionen zum maßgeblichen Treiber. Dies verdeutlicht, dass Transportstrategien ein zentraler operativer Hebel für Reuse-Unternehmen sind.

Die Analyse der funktionellen Einheit kWh zeigt, dass neben der Transportstruktur auch der standortspezifische Energieertrag die Ergebnisse prägt. Casablanca profitiert von hoher Sonneneinstrahlung, jedoch wird dieser Vorteile durch die lange Transportdistanz mit Seefracht teilweise wieder aufgehoben. Oberpörling hingegen weist die niedrigste solare Einstrahlung der drei Standorte auf und hat die höchsten GWP-Werte pro kWh, obwohl die Transportdistanz vergleichsweise kurz ist. Lwiw wiederum erreicht die niedrigsten Werte, da die ebenfalls niedrigen Einstrahlungsbedingungen durch sehr hohe Transporteffizienz überkompensiert werden. Somit zeigen die Ergebnisse, dass die Kombination aus Transportstruktur und Energieertrag entscheidend ist.

Der Einfluss der Modultechnologie ist geringfügig. Polykristalline Module zeigen in allen Szenarien konstant höhere Werte, da sie eine geringere Leistung pro Modul besitzen und damit mehr Module pro kWp transportiert, geprüft und verpackt werden. Die monokristallinen B-Waren-Module schnitten in allen Szenarien am besten ab, da ihre höhere Nennleistung den Modulbedarf reduziert. Die Nennleistung dieser Module sind noch keiner Degradation ausgesetzt gewesen.

Die Sensitivitätsanalyse bestätigt, dass die Leistungsdegradation nur einen geringen Einfluss auf die Gesamtemissionen hat, da sie die den erforderlichen Modulbedarf lediglich moderat verändert. Erst bei einer sehr hohen Degradation des Moduls würde der zusätzliche Modulbedarf zu höheren Treibhausgasemissionen führen. Solche Szenarien sind jedoch weder technisch noch wirtschaftlich plausibel, weil die Leistungsfähigkeit der Module ab einem bestimmten Punkt so weit sinkt, dass ihre Wiederverwendung nicht mehr rentabel wäre. Die untersuchten Repowering-Module liegen bereits an der unteren Leistungsgrenze, bei der die Wiederverwendung aus ökonomischer Sicht noch vertretbar ist. Unterhalb dieses ungefähren Leistungsniveaus besteht kein ausreichender Absatzmarkt mehr, sodass die Module nicht länger für die Wiederverwendung in Frage kommen (Buhck Re.Energy, 2025). Die sinkenden

Marktpreise für neu produzierte PV-Module stellen zudem eine Herausforderung für den Reuse-Sektor dar (Solarenergie Förderverein Deutschland e.V., 2025). Während geprüfte Reuse-Module aufgrund der erforderlichen Test-, Handling- und Logistikprozesse nur begrenzt Kostensenkungspotenzial aufweisen, sind die Neumodule inzwischen zu Endkundenpreisen von unter 0,12 €/Wp erhältlich (Stand 2024) (Solarenergie Förderverein Deutschland e.V., 2025). Damit entsteht ein strukturelles Preisgefälle, das die Wettbewerbsfähigkeit von Reuse-Modulen erheblich mindert (Solarenergie Förderverein Deutschland e.V., 2025).

Generell gilt, dass die aktuelle Nennleistung der Module den Modulbedarf pro kWp beeinflusst und somit auch das Treibhausgaspotenzial.

Anhand der herangezogenen LCA-Studien für die neu produzierten Module lässt sich zudem ein Trend hin zu geringerem Herstellungsemissionen erkennen (Li et al., 2025; Sheng et al., 2025). Die Produktionsphase kristalliner Si-Module wird zunehmend weniger energieintensiv, was vor allem auf den wachsenden Anteil erneuerbaren Energien im Strommix der Produktionsstandorte zurückzuführen ist (Li et al., 2025). Dieser technologische Fortschritt sollte bei der Interpretation der Treibhauspotenziale berücksichtigt werden, da er die Ergebnisse neuer Module fortlaufend reduziert. Obwohl die Reuse-Module in dieser Studie weiterhin deutlich niedrigere GWP-Werte aufweisen als die neu produzierten Module, könnte sich das relative Vermeidungspotenzial zukünftig verringern, sofern die Produktion von Neumodulen weiter dekarbonisiert wird. Die ökologische Vorteilhaftigkeit von Reuse bleibt jedoch bestehen, da die emissionsintensive Primärproduktion vollständig entfällt. Langfristig kann daher erwartet werden, dass Reuse weiterhin absolute Emissionsreduktionen erzielt, auch wenn der relative Abstand gegenüber Neumodulen tendenziell kleiner werden könnte.

Durch die unterschiedlich gewählten Systemgrenzen besteht die Möglichkeit zu einer Bevorteilung bei der Vergleichsbetrachtung der gewählten Neumodule mit den Reuse-Modulen, da die Transportemissionen nicht modelliert sind. Dies sollte ebenfalls bei der Bewertung der Ergebnisse berücksichtigt werden.

Die vorliegende Studie weist jedoch verschiedene Einschränkungen und Annahmen auf, die bei der Interpretation der Ergebnisse berücksichtigt werden müssen. Die End-of-Life-Behandlung wurde sowohl für Reuse-Module als auch für die Neuware nicht berücksichtigt, weil für beide Produktsysteme die gleichen Pfade gelten. Da die EoL-Phase für beide Systeme ausgeschlossen wurde, wird der Vergleich nicht verzerrt, aber lässt den vollständigen Lebenszyklus unberücksichtigt. Weiterhin wurden keine BOS-Komponenten für die Reuse-Szenarien modelliert, obwohl diese aufgrund der geringeren Nennleistung pro Modul potenziell in größerer Menge erforderlich wären, wie z.B. mehr Unterkonstruktionen. Dies stellt eine konservative Annahme dar, die das Treibhauspotenzial der Reuse-Module eher unterschätzt. Die Werte liegen somit realistisch betrachtet höher, für diese Arbeit war das Ziel jedoch nur die Bereitstellung des Moduls zu bilanzieren. Dennoch sollte dies bei der Interpretation der erhobenen Daten beachtet werden.

Darüber hinaus wurden für die Lebenswegabschnitte spezifische Betriebsdaten eines einzelnen Unternehmens verwendet, wodurch die Übertragbarkeit auf andere Betriebe eingeschränkt ist. Die Prüfprozesse, Ausschussquoten und Transportlogistik können je nach Unternehmen variieren. Dennoch erhöhen sie die Realitätsnähe. Die Ergebnisse der Umrechnung auf kWh zeigen eine Abhängigkeit vom Standort. Sowohl die solare Einstrahlung als auch die Transportkonfiguration wirken sich stark auf die spezifischen GWP aus. Daher ist die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Regionen nur eingeschränkt möglich und erfordert standortangepasste Ertrags- und Transportmodelle.

Die verwendeten ecoinvent-Datensätze stammen aus einer älteren Version, was zu einer Überschätzung oder Unterschätzung der Ergebnisse führen könnte. Eine Aktualisierung auf die neusten Emissionsfaktoren könnte somit die Ergebnisse verändern. Aufgrund des kontinuierlichen Fortschritts in der Technik kann davon ausgegangen werden, dass die Werte eher sinken werden.

Die Ergebnisse der vorliegenden LCA zeigen eindeutig, dass die Wiederverwendung von PV-Modulen ein außerordentlich hohes Vermeidungspotenzial von Treibhausgasemissionen besitzt. Im Vergleich zur Herstellung von Neumodulen können die Treibhausgasemissionen je kWp bzw. je erzeugte kWh um mehr als 95 % reduziert werden. Dieser erhebliche Vorteil resultiert primär aus der Tatsache, dass der energie- und rohstoffintensive Herstellungsprozess von kristallinen Si-Modulen vollständig entfällt und lediglich emissionsarme Prozesse wie Transport, Prüfung und Verpackung erforderlich sind. Die Wahl des Cut-off-Ansatzes beeinflusst damit ebenfalls die Ergebnisse und kann dazu führen, dass die Emissionen der Reuse-Module im Vergleich zu Neumodulen sehr niedrig erscheinen. Allerdings zeigen Braunfels and Teuber (2023), dass der Cut-off-Ansatz, eine zuverlässige und transparente Methodik darstellt, die besonders für Recyclingpfade geeignet ist. Eine alternative Allokationsmethode, etwa die Zuweisung eines Anteils der Herstellungsemissionen zum Zweitleben, könnte die Emissionswerte der Reuse-Module erhöhen und das ausgewiesene Vermeidungspotenzial reduzieren. Solche Allokationsansätze werden im ILCD-Handbuch der europäischen Kommission ebenfalls beschrieben (European Commission, 2010b), fanden in dieser Arbeit jedoch bewusst keine Anwendung. Dies ist dadurch begründet, dass die ausrangierten PV-Module nach deutschem Kreislaufwirtschaftsgesetz zunächst als Elektroaltgerät eingestuft werden und erst mit der Prüfung auf Wiederverwendung ein neuer Lebensweg beginnt (KrWG, 2012). Vor diesem Hintergrund ist der Cut-off-Ansatz konsistent mit der rechtlichen Einordnung und der tatsächlichen Praxis der Wiederverwendung.

Reuse gewinnt insbesondere in Märkten an Bedeutung, in denen die technischen Anforderungen an Module geringer sind und wo finanzielle, infrastrukturelle oder netzbedingte Einschränkungen bestehen (DUH, 2021; Van der Heide et al., 2021). Dazu zählen zahlreiche Regionen in Afrika, Teile Osteuropas sowie Inselnetze (Van der Heide et al., 2021). In diesen Anwendungsfeldern können Reuse-Module nicht nur einen entscheidenden Beitrag zur Ressourceneffizienz leisten, sondern auch zur Verfügbarkeit kostengünstiger Solarenergie beitragen.

Weiterhin stehen die Ergebnisse im Einklang mit aktuellen politischen Entwicklungen. Sowohl die Deutsche Umwelthilfe e.V. als auch europäische Institutionen, unter anderem im Rahmen des EU-Aktionsplans für die Kreislaufwirtschaft, fordern verstärkte Maßnahmen zur Wiederverwendung von PV-Modulen und zur Verlängerung von Produktlebenszyklen (DUH, 2021). Auch das von der DUH veröffentlichte Weißbuch zur Kreislaufwirtschaft im PV-Sektor zeigt deutlich, dass Reuse ein zentrales Element einer nachhaltigen PV-Industrie werden kann (DUH, 2021). Damit Reuse sein Potenzial voll entfalten kann, müssen nach der DUH bestimmte Rahmenbedingungen erfüllt sein. Eine verlässliche und qualitätsgesicherte Rücknahme- und Testinfrastruktur ist entscheidend, um Reuse-Module in ausreichender Menge und Qualität bereitstellen zu können (DUH, 2021). Einheitliche technische Standards erhöhen die Marktakzeptanz und gewährleisten die Betriebssicherheit der wiederverwendeten Module (DUH, 2021). Die DUH betont ebenfalls, dass die Wiederverwendung von PV-Modulen nur dann ökologisch verantwortungsvoll ist, wenn negative Umweltauswirkungen durch den Export ausgedienter Module vermieden werden (DUH, 2021). Dazu gehören insbesondere der Aufbau geeigneter Sammel- und Recyclingstrukturen in den Empfängerländern, der bspw. durch entwicklungspolitische Kooperationen unterstützt werden sollte (DUH, 2021). Zudem wird gefordert, dass Deutschland eine Vorreiterrolle in internationalen Vereinbarungen zur grenzüberschreitenden Abfallverbindungen einnimmt, um

sicherzustellen, dass Altmodule weltweit umweltgerecht behandelt werden (DUH, 2021). Wie die Ergebnisse zeigen, spielt die Transportauslastung eine wesentliche Rolle für das Treibhauspotenzial, eine optimierte Logistik kann die CO₂-Bilanz weiter verbessern. Auch eine sachgemäße Demontage durch geschulte Handwerker, könnte die Ausschussquote verringern und somit die CO₂-Emissionen verringern, weil mehr Module wiederverwendet werden könnten (DUH, 2021).

Des Weiteren berücksichtigt, diese Studie ausschließlich die Wirkungskategorie Klimawandel, da der Fokus auf der Quantifizierung der Treibhausgaseinsparungen durch die Wiederverwendung von PV-Modulen liegt. Andere potenziell relevante Umweltwirkungen, wie etwa Wasserverbrauch, Ressourceninanspruchnahme oder Ökotoxizität, wurden nicht untersucht. Somit wurde keine ganzheitliche ökologische Bewertung der Reuse-Module vorgenommen werden. Die Ergebnisse erlauben lediglich die Aussage, dass die Wiederverwendung von PV-Modulen substanziell zur Verringerung von Treibhausgasemissionen beiträgt. Ob Reuse-Module in einem umfassenden ökologischen Sinn vorteilhaft oder nachhaltig sind, bleibt Gegenstand weiterführender Analysen.

Insgesamt verdeutlicht diese Studie, dass Reuse-Module ein wirksames Instrument zur Ressourcenschonung und Treibhausgasreduktion darstellen. Unter geeigneten Bedingungen können sie eine bedeutende Rolle in einer zukünftigen zirkulären PV-Wirtschaft einnehmen und einen wichtigen Beitrag zur nachhaltigen Transformation des Energiesystems leisten.

6 Zusammenfassung

Ziel dieser Arbeit war es, die Treibhausgasemissionen der Wiederverwendung von PV-Modulen zu ermitteln und diese mit Literaturwerten neu produzierter Module zu vergleichen. Hierfür wurde eine Life Cycle Assessment gemäß EN ISO 14040:2006 und EN ISO 14044:2006 durchgeführt. Die Reuse-Szenarien wurden nach einem Cradle-to-Site-Ansatz modelliert, während für Neumodel Literaturwerte mit der Systemgrenze Cradle-to-Gate herangezogen wurden. Als funktionelle Einheit diente zunächst 1 kWp bereitgestellter PV-Leistung. Zur energetischen Vergleichbarkeit wurde diese zusätzlich auf 1 kWh erzeugten Strom umgerechnet. Die Modellierung erfolgte in OpenLCA auf Basis der ecoinvent-Datenbank v3.8. Als Wirkungskategorie wurde ausschließlich Klimawandel (GWP100a, IPCC2013) betrachtet.

Die Ergebnisse zeigen, dass Reuse-Module ein deutlich geringeres Treibhausgaspotenzial aufweisen als neu produzierte Module. Die Emissionen liegen zwischen 18 und 151 kg CO₂-äq/kWp und damit weit unter den Literaturwerten der Neuware, die sich typischerweise zwischen 350 und 800 kg CO₂-äq/kWp bewegen (Chen et al., 2015; Li et al., 2025; Müller et al., 2021; Sheng et al., 2025). Der wesentliche Grund hierfür ist der verwendete Cut-off-Ansatz, bei dem die energie- und emissionsintensive Herstellungsphase vollständig der Erstnutzung zugerechnet wird, während im Zweitleben nur Transport-, Prüf- und Verpackungsprozesse relevant sind.

Die Analyse zeigt zudem, dass Transportprozesse mit 90-98 % den dominanten Anteil der Gesamtemissionen der Reuse-Module ausmachen. Die Transportauslastung und insbesondere die Wahl des Transportmittels haben dabei einen erheblichen Einfluss. So verursachen leichte Nutzfahrzeuge im Vergleich zu LKW der EURO-6-Klasse etwa viermal höhere Emissionen pro Tonnenkilometer, was im Szenario Oberpörling zu deutlich höheren GWP-Werten führte. Demgegenüber erzielt das Zielszenario Lwiw aufgrund der Transporteffizienz (große Liefermenge und LKW-Transport) die niedrigsten Emissionswerte, obwohl die solare Einstrahlung moderat ist. Weitere Prozessschritte wie Verpackung, Gabelstaplernutzung und Prüfstrom tragen hingegen weniger als 7 % (Verpackungen) und meist unter 1 % (Rest) zu den Gesamtemissionen bei.

Bezüglich der Modultechnologie zeigte sich, dass polykristalline Module systematisch höhere Emissionen verursachen, da ihre geringere Nennleistung zu einem höherem Modulbedarf pro kWp führt. Monokristalline B-Waren-Module weisen die niedrigsten Werte auf, da sie aufgrund der höheren Leistung pro Modul besonders transport- und verpackungseffizient sind.

Die Sensitivitätsanalyse diente als Bestätigung der Robustheit der Ergebnisse. Eine Änderung der Degradationsrate auf 3,5 bzw. 15 % beeinflusst die Emissionen nur geringfügig, um rund ± 4 %. Die Ausschussquote hat hingegen einen deutlicheren Einfluss: Eine Reduktion von 40 auf 20 % senkt die Emissionen, um ca. 25 %. Der Austausch eines LCV durch einen LKW führte im Szenario Oberpörling zu einer Emissionsminderung von 66 %. Die Umrechnung der funktionellen Einheit auf 1 kWh zeigte standortabhängige Ergebnisse. Lwiw weist mit 1,3 bis 1,6 g CO₂-äq/kWh die niedrigsten Emissionen auf, gefolgt von Casablanca (1,9-2,3 g CO₂-äq/kWh) und Oberpörling (LKW) (2,1 -2,7 g CO₂-äq/kWh). Trotz dieser Unterschiede bleiben Reuse-Module selbst auf kWh-Basis deutlich emissionsärmer als Neumodule, deren Literaturwerte zwischen 5,6 und 90 g CO₂-äq/kWh liegen (Asdrubali et al., 2015; Chen et al., 2015; Nordin et al., 2022).

Die Studie weist einige Einschränkungen auf: Es wurde ausschließlich die Wirkungskategorie Klimawandel betrachtet, es wurde die EoL-Phase nicht modelliert und es wurden veraltete ecoinvent-Datensätze verwendet. Zudem basieren die Betriebsdaten auf einem spezifischen Unternehmen, was die Übertragbarkeit begrenzt. Dennoch zeigt die Arbeit deutlich, dass Reuse-Module ein äußerst hohe Treibhausgaseinsparpotenzial von 80-97% gegenüber Neumodulen besitzen.

Abschließend verdeutlichen die Ergebnisse, dass die Wiederverwendung von PV-Modulen ein wirkungsvolles Instrument zur Treibhausgasreduktion darstellt und einen wichtigen Beitrag zu einer zukünftigen zirkulären PV-Wirtschaft leisten kann. Effiziente Logistikprozesse, standardisierte Testverfahren und der Ausbau internationaler Sammel- und Recyclingstrukturen sind dabei zentrale Voraussetzungen, um das Potenzial von Reuse vollständig auszuschöpfen (Basnet et al., 2025; DUH, 2021; Van der Heide et al., 2021). Darüber hinaus zeigt die Analyse, dass ein sorgfältiger und mechanisch schonender Ausbau der Module sowie transportsicheres Handling die Ausschussquote reduzieren könnten. Eine geringere Beschädigungsrate würde nicht nur Ressourcen schonen, sondern auch die Treibhausgasemissionen pro kWp weiter senken.

Für zukünftige Untersuchungen ergeben sich mehrere Ansatzpunkte. Erstens sollten weitere Studien zusätzliche Wirkungskategorien wie Ressourcenverbrauch, Wasserknappheit oder Ökotoxizität einbeziehen, um eine ganzheitliche ökologische Bewertung von Reuse-Modulen zu ermöglichen. Zweitens wäre eine detaillierte Analyse der End-of-Life-Behandlung sinnvoll, da Recyclingwege und Materialrückgewinnungsquoten maßgeblich zu ökologischen Gesamtbilanz beitragen können. Auch die Datengrundlage für Reuse-Prozesse sollte in zukünftigen Arbeiten verbessert werden, etwa durch umfangreichere Primärdatenerhebungen unterschiedlicher Betriebe, um die Übertragbarkeit der Ergebnisse zu erhöhen. Darüber hinaus erscheint eine Untersuchung realer Einsatzbedingungen sowie Langzeitbeobachtung der elektrischen Leistungsfähigkeit wiederverwendeter Module sinnvoll, um die angenommene Restlebensdauer abzusichern.

Schließlich wäre es lohnend, ökonomische und regulatorische Faktoren zu berücksichtigen. Sinkende Preise für Neumodule, fehlende Standardisierung und unzureichende internationale Entsorgungsstrukturen beeinflussen das Marktpotenzial (DUH, 2021; Van der Heide et al., 2021). Weiterführende Forschung könnte daher untersuchen, unter welchen politischen, wirtschaftlichen und logistischen Rahmenbedingungen Reuse in größerem Umfang umgesetzt werden, kann und welche Maßnahmen notwendig wären, um die Wiederverwendung als festen Bestandteil einer zirkulären PV-Wirtschaft zu etablieren.

7 Literaturverzeichnis

- Adam, M., 2023. Umwelttechnik: ein Lehr- und Übungsbuch, Hanser eLibrary. Hanser, München. <https://doi.org/10.3139/9783446470033>
- Al-Ali, S., Olabi, A.G., Mahmoud, M., 2025. A review of solar photovoltaic technologies: developments, challenges, and future perspectives. *Energy Conversion and Management: X* 27, 101057. <https://doi.org/10.1016/j.ecmx.2025.101057>
- Asdrubali, F., Baldinelli, G., D'Alessandro, F., Scrucca, F., 2015. Life cycle assessment of electricity production from renewable energies: Review and results harmonization. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 42, 1113–1122. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.10.082>
- Basnet, R., Jones, L., Azmie, M.A., Jones, M., McCann, M., Ernst, M., 2025. Advancing circular economy of silicon Photovoltaics: Current status and challenges of PV module reuse. *Solar Energy Materials and Solar Cells* 292, 12. <https://doi.org/10.1016/j.solmat.2025.113816>
- Braunfels, A.S., Teuber, A., 2023. Comparison of end-of-life allocation approaches.
- Buhck Re.Energy, 2025. interne Unternehmensdaten gestellt von Martin Wilke (Gespräche).
- Chefsache Fuhrpark, 2019. Wer lädt am meisten? [WWW Document]. dds. URL https://www.dds-online.de/wp-content/uploads/d/d/dds_0219_MUE_Fuhrpark.pdf (accessed 12.3.25).
- Chen, W., Hong, J., Yuan, X., Liu, J., 2015. Environmental impact assessment of monocrystalline silicon solar photovoltaic cell production: a case study in China. *Journal of Cleaner Production* 112, 1025–1032. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.024>
- Christoforou, E., Kylili, A., Fokaides, P.A., Ioannou, I., 2016. Cradle to site Life Cycle Assessment (LCA) of adobe bricks. *Journal of Cleaner Production* 112, 443–452. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.016>
- Daljit Singh, J.K., Molinari, G., Bui, J., Soltani, B., Rajarathnam, G.P., Abbas, A., 2021. Life Cycle Assessment of Disposed and Recycled End-of-Life Photovoltaic Panels in Australia. *Sustainability* 13, 11025. <https://doi.org/10.3390/su131911025>
- DIN EN 590, n.d. DIN EN 590:2022-05, Kraftstoffe - Dieselmotorkraftstoff - Anforderungen und Prüfverfahren; Deutsche Fassung EN 590:2022. <https://doi.org/10.31030/3337114>
- DUH, 2021. Kreislaufwirtschaft in der Solarbranche stärken Alte Photovoltaik-Module für den Klima- und Ressourcenschutz nutzen - Weißbuch zur Stärkung der Wiederverwendung und des Recyclings von Photovoltaik-Modulen. Deutsche Umwelthilfe e.V.
- ecoinvent, 2025. Transport [WWW Document]. ecoinvent support. URL <https://support.ecoinvent.org/transport> (accessed 12.3.25).
- Elektro- und Elektronikgerätegesetz, 2015.
- EN ISO 14040:2006, 2021. DIN EN ISO 14040:2021-02, Umweltmanagement- Ökobilanz- Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006 + Amd 1:2020); Deutsche Fassung EN ISO 14040:2006 + A1:2020. <https://doi.org/10.31030/3179655>
- EN ISO 14044:2006, 2021. DIN EN ISO 14044:2021-02, Umweltmanagement - Ökobilanz - Anforderungen und Anleitungen (ISO 14044:2006 + Amd 1:2017 + Amd 2:2020); Deutsche Fassung EN ISO 14044:2006 + A1:2018 + A2:2020. <https://doi.org/10.31030/3179656>
- European Commission, 2024. The European Green Deal [WWW Document]. European Commission. URL https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/story-von-der-leiden-commission/european-green-deal_en (accessed 11.27.25).
- European Commission, 2010a. 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, Luxembourg.

- European Commission, 2010b. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators. Publications Office of the European Union, Luxemburg.
- Febrian, H.G., Supriyanto, A., Purwanto, H., 2023. Calculating the energy capacity and capacity factor of floating photovoltaic (FPV) power plant in the cirata reservoir using different types of solar panels. *J. Phys.: Conf. Ser.* 2498, 012007. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/2498/1/012007>
- Fraunhofer ISE, 2025. Photovoltaics Report.
- Fraunhofer IST, 2024. Fraunhofer IST Jahresbericht 2024. Fraunhofer-Institut für Schicht und Oberflächentechnik IST.
- Frischknecht, R., 2020. Lehrbuch der Ökobilanzierung. Springer Spektrum Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-54763-2>
- Frischknecht, R., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Heck, T., Jungbluth, N., Kellenberger, D., Nemecek, T., 2007. The Environmental Relevance of Capital Goods in Life Cycle Assessments of Products and Services.
- Frischknecht, R., Itten, R., Sinha, P., De Wild-Scholten, M., Zhang, J., Heath, G., Olson, C., 2020. Life Cycle Inventories and Life Cycle Assessments of Photovoltaic Systems, International Energy Agency (IEA) PVPS Task 12, Report T12-19:2020. <https://doi.org/10.2172/1561526>
- Frischknecht, R., Krebs, L., Heath, G., Bilbao, J., 2021. FACT SHEET Environmental life cycle assessment of electricity from PV systems PV POWER SYSTEMS TASK 12 4.
- Fthenakis, V., Leccisi, E., 2021. Updated sustainability status of crystalline silicon-based photovoltaic systems: Life-cycle energy and environmental impact reduction trends. *Progress in Photovoltaics: Research and Applications* 29, 1068–1077. <https://doi.org/10.1002/pip.3441>
- Hengstler, J., Russ, M., Stoffregen, A., Hendrich, A., Weidner, S., 2021. Aktualisierung und Bewertung der Ökobilanzen von Windenergie- und Photovoltaikanlagen unter Berücksichtigung aktueller Technologieentwicklungen. *Umweltbundesamt CLIMATE CHANGE* 35/2021, 392.
- Icha, P., Lauf, T., 2025. Entwicklung der spezifischen Treibhausgas-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 - 2024. Umweltbundesamt. <https://doi.org/10.60810/OPENUMWELT-7844>
- IEA PVPS, 2024. IEA PVPS Task 12 PV Sustainability Activities Status of PV Module Take-Back and Recycling in Germany, Report IEA-PVPS T12-27:2024.
- IPCC, 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.
- IRENA and IEA-PVPS, 2016. End of Life Management: Solar Photovoltaic Panels (No. NREL/TP--6A20-73852, T12-06:2016, 1561525). International Renewable Energy Agency and International Energy Agency Photovoltaic Power Systems. <https://doi.org/10.2172/1561525>
- Irwan, Y.M., Syafiqah, Z., Amelia, A.R., Irwanto, M., Leow, W.Z., Ibrahim, S., 2016. Design the Balance of System of Photovoltaic for Low Load Application. *IJECS* 4, 279. <https://doi.org/10.11591/ijeecs.v4.i2.pp279-285>
- Kaynak, E., Piri, I.S., Das, O., 2025. Revisiting the Basics of Life Cycle Assessment and Lifecycle Thinking. *Sustainability* 17, 7444. <https://doi.org/10.3390/su17167444>
- Kilinc, M., 2025. Zuladung beim LKW berechnen: Was ist erlaubt? - LKW 2025. Bußgeldkatalog. URL <https://www.bussgeldkatalog.org/zuladung-lkw/> (accessed 12.3.25).
- Klöpffer, W., Grahl, B., 2009. Ökobilanz (LCA): Ein Leitfaden für Ausbildung und Beruf, 1. Nachdr. ed. WILEY-VCH-Verl, Weinheim.
- Kreislaufwirtschaftsgesetz, 2012.

- LAGA 31 A, 2024. Mitteilung der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 31 A Umsetzung des „Elektro- und Elektronikgerätegesetzes“ und der „Elektro- und Elektronik-Altgeräte-Behandlungsverordnung“ Anforderungen an die Entsorgung von Elektro- und Elektronik-Altgeräten.
- Li, Z., Wang, X., Hu, K., Ao, R., Li, Junyan, Yan, Y., Zhang, S., Li, M., Peng, L., Xie, K., Li, Junjie, 2025. Low-carbon transition of China's monocrystalline module and its global contributions. *iScience* 28, 113079. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2025.113079>
- Löhle, S., Schmiedel, U., Zwisele, B., Gonser, J., 2025. Leitfaden für Erstbehandlungsanlagen zur Erfüllung von Mitteilungspflichten 82. <https://doi.org/10.60810/OPENUMWELT-7683>
- Lüdemann, L., Feig, K., 2014. Comparison of software solutions for Life Cycle Assessment (LCA) – a software ergonomic analysis. *Logistics Journal: Editorial-Reviewed*. https://doi.org/10.2195/LJ_NOTREV_LUEDEMANN_DE_201409_01
- Luo, W., Khoo, Y.S., Kumar, A., Low, J.S.C., Li, Y., Tan, Y.S., Wang, Y., Aberle, A.G., Ramakrishna, S., 2018. A comparative life-cycle assessment of photovoltaic electricity generation in Singapore by multicrystalline silicon technologies. *Solar Energy Materials and Solar Cells* 174, 157–162. <https://doi.org/10.1016/j.solmat.2017.08.040>
- MICHELIN, 2025. So berechnen Sie den CO₂-Abdruck Ihrer Flotte | MICHELIN Connected Fleet [WWW Document]. URL <https://connectedfleet.michelin.com/de/blog/so-berechnen-sie-den-co2-abdruck-ihrer-flotte/> (accessed 12.3.25).
- Müller, A., Friedrich, L., Reichel, C., Herceg, S., Mittag, M., Neuhaus, D.H., 2021. A comparative life cycle assessment of silicon PV modules: Impact of module design, manufacturing location and inventory. *Solar Energy Materials and Solar Cells* 230, 111277. <https://doi.org/10.1016/j.solmat.2021.111277>
- Nicholson, A.L., Olivetti, E.A., Gregory, J.R., Field, F.R., Kirchain, R.E., 2009. End-of-life LCA allocation methods: Open loop recycling impacts on robustness of material selection decisions, in: 2009 IEEE International Symposium on Sustainable Systems and Technology. Presented at the 2009 IEEE International Symposium on Sustainable Systems and Technology (ISSST), IEEE, Tempe, AZ, USA, pp. 1–6. <https://doi.org/10.1109/ISSST.2009.5156769>
- Nordin, A.H.M., Sulaiman, S.I., Shaari, S., 2022. Life cycle impact of photovoltaic module degradation on energy and environmental metrics. *Energy Reports* 8, 923–931. <https://doi.org/10.1016/j.egyr.2022.05.257>
- openLCA, 2025. openLCA - Leading the Future of LCA Software [WWW Document]. URL <https://www.openlca.org/> (accessed 10.28.25).
- Padoan, F.C.S.M., Altimari, P., Pagnanelli, F., 2019. Recycling of end of life photovoltaic panels: A chemical prospective on process development. *Solar Energy* 177, 746–761. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2018.12.003>
- Panelretter, 2023. Maximieren der Solarmodullebensdauer: Unser Engagement für gerettete Stecker-Solaranlagen [WWW Document]. URL <https://panelretter.de/blogs/blog/maximieren-der-solar-modullebensdauer-unser-engagement-fur-gerettete-stecker-solaranlagen> (accessed 10.28.25).
- Peters, I.M., Hauch, J., Brabec, C., 2024. Cradle-to-cradle recycling in terawatt photovoltaics: A vision of perpetual utility. *Joule* 8, 899–912. <https://doi.org/10.1016/j.joule.2024.01.025>
- Quaschnig, V., 2019. Regenerative Energiesysteme: Technologie - Berechnung - Klimaschutz, 10., aktualisierte und erweiterte Auflage. ed, Hanser eLibrary. Hanser, München. <https://doi.org/10.3139/9783446461147>
- Renewables.ninja [WWW Document], 2025. . Kapazitätsfaktor Rechner. URL <https://www.renewables.ninja/> (accessed 12.3.25).
- Russell, A., Ekvall, T., Baumann, H., 2005. Life cycle assessment – introduction and overview. *Journal of Cleaner Production* 13, 1207–1210. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.05.008>

- Scherhauser, S., Part, F., Beigl, P., 2021. Das Sekundärressourcenpotenzial aus Windkraft- und Photovoltaikanlagen. *Österr Wasser- und Abfallw* 73, 36–48. <https://doi.org/10.1007/s00506-020-00723-3>
- Schnatmann, A.K., Reimers, T., Hüdepohl, E., Umlauf, J., Kleinebeker, P., Schoden, F., Schwenzfeier-Hellkamp, E., 2024. Investigating the Technical Reuse Potential of Crystalline Photovoltaic Modules with Regard to a Recycling Alternative. *Sustainability* 16, 958. <https://doi.org/10.3390/su16030958>
- Sheng, X., Chen, L., Liu, M., Yuan, X., Wang, Q., Ma, Q., Zuo, J., 2025. Environmental impact of monocrystalline silicon photovoltaic modules. *Resources, Conservation and Recycling* 220, 108373. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2025.108373>
- Solarenergie Förderverein Deutschland e.V., 2025. Second Life PV [WWW Document]. URL <https://www.sfv.de/second-life-pv> (accessed 12.4.25).
- Solarfabrik, 2025. Technisches Datenblatt von Mono S4 Halfcut | Black-Black 405 W / 410W.
- SolarWorld, 2015. Technisches Datenblatt von Sunmodule Plus SW 260 - 270 mono.
- Sumper, A., Robledo-García, M., Villafáfila-Robles, R., Bergas-Jané, J., Andrés-Peiró, J., 2011. Life-cycle assessment of a photovoltaic system in Catalonia (Spain). *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15, 3888–3896. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.07.023>
- tsmc Solar, 2015. Technisches Datenblatt TS Premium Serie Polykristallines Hochleistungs-Solarmodul | 240 W.
- Übereinkommen von Paris, 2015. Übereinkommen von Paris.
- Umweltbundesamt, 2025. Steckersolargeräte (Balkonkraftwerke) [WWW Document]. URL <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/erneuerbare-energien/photovoltaik/steckersolargerate-balkonkraftwerke> (accessed 12.1.25).
- Umweltbundesamt, 2024. Photovoltaik [WWW Document]. Umweltbundesamt. URL <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/erneuerbare-energien/photovoltaik> (accessed 10.1.25).
- Umweltbundesamt, 2022. Die Treibhausgase [WWW Document]. Umweltbundesamt. URL <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/treibhausgas-emissionen/die-treibhausgase> (accessed 11.30.25).
- Umweltbundesamt Österreich, 2025. EKZ Tkm Verkehrsmittel [WWW Document]. URL https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/themen/mobilitaet/daten/ekz_pkm_tkm_verkehrsmittel.pdf (accessed 12.3.25).
- Van der Heide, A., Tous, L., Wambach, K., Poortmans, J., Clyncke, J., Voroshazi, E., 2021. Towards a successful re-use of decommissioned photovoltaic modules. *Progress in Photovoltaics* 30, 910–920. <https://doi.org/10.1002/pip.3490>
- Wang, Lunche, Qiu, T., Zhang, M., Cao, Q., Qin, W., Wang, S., Wang, Lizhe, Chen, D., Wild, M., 2024. Carbon emissions and reduction performance of photovoltaic systems in China. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 200, 114603. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2024.114603>
- Wirth, D.H., 2025. Aktuelle Fakten zur Photovoltaik in Deutschland. Fraunhofer ISE.
- Yang, D., Liu, J., Yang, J., Ding, N., 2015. Life-cycle assessment of China's multi-crystalline silicon photovoltaic modules considering international trade. *Journal of Cleaner Production* 94, 35–45. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.003>
- Yu, Z., Ma, W., Xie, K., Lv, G., Chen, Z., Wu, J., Yu, J., 2017. Life cycle assessment of grid-connected power generation from metallurgical route multi-crystalline silicon photovoltaic system in China. *Applied Energy* 185, 68–81. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.10.051>

Anhang A: Technische Datenblätter der untersuchten Reuse-Module

Anhang A.1: Datenblatt Solarworld | Sunmodule Plus SW 260 - 270 W mono | 270 W

Sunmodule⁺ Plus SW 260 - 270 mono



Datenblatt



Produktion am Technologie-
Standort Deutschland



TÜV Power controlled:
Niedrigste Messtoleranz branchenweit



Sunmodule Plus:
Positive Leistungstoleranz



25 Jahre
GARANTIE

25 Jahre lineare Leistungsgarantie und
10 Jahre Produktgewährleistung



Die SolarWorld AG setzt bei der Produktion ihrer Solarmodule auf den Technologie-Standort Deutschland und sichert so die nachhaltige Qualität ihrer Produkte.

Das Prüfzeichen Power controlled des TÜV Rheinland garantiert, dass die ausgewiesene Nennleistung der Solarmodule in regelmäßigen Abständen überprüft wird und somit gewährleistet ist. Die Abweichung zum TÜV beträgt maximal 2 Prozent.

Die positive Leistungstoleranz garantiert höchste Anlageneffizienz. Es werden nur Solarmodule ausgeliefert, die nach den Leistungstests die ausgewiesene Nennleistung oder mehr erreichen. Die Leistungstoleranz liegt zwischen -0 Wp und +5 Wp.

Mit der linearen Leistungsgarantie über 25 Jahre garantiert SolarWorld eine maximale Leistungsdegression von 0,7% p.a. – ein deutlicher Mehrwert gegenüber branchenüblichen, zweistufigen Garantien. Das Service-Zertifikat ist somit eine langfristige und umfassende Investitionsabsicherung.

www.solarworld.com

Sunmodule[®] Plus SW 260 - 270 mono



VERHALTEN BEI STANDARDTESTBEDINGUNGEN (STC)*

		SW 260	SW 265	SW 270
Maximalleistung	P_{max}	260 Wp	265 Wp	270 Wp
Leerlaufspannung	U_{oc}	38,9 V	39,0 V	39,2 V
Spannung bei Maximalleistung	U_{mp}	30,7 V	30,8 V	30,9 V
Kurzschlussstrom	I_{sc}	9,18 A	9,31 A	9,44 A
Strom bei Maximalleistung	I_{mp}	8,56 A	8,69 A	8,81 A
Modulwirkungsgrad	η_{mod}	15,51 %	15,81 %	16,1 %

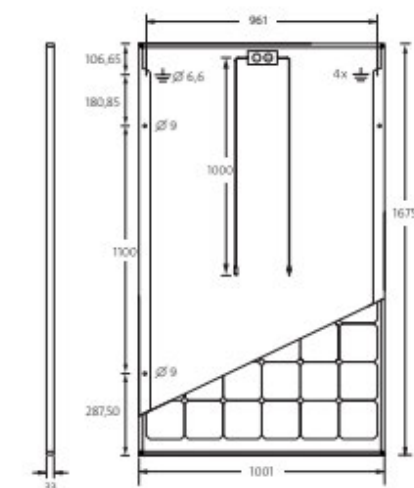
Messtoleranz (P_{max}) rückführbar auf TÜV Rheinland: +/- 2% (TÜV Power controlled)

*STC: 1000W/m², 25°C, AM 1.5

VERHALTEN BEI 800 W/m², NOCT, AM 1.5

		SW 260	SW 265	SW 270
Maximalleistung	P_{max}	194,2 Wp	197,8 Wp	201,3 Wp
Leerlaufspannung	U_{oc}	35,6 V	35,7 V	35,9 V
Spannung bei Maximalleistung	U_{mp}	28,1 V	28,2 V	28,3 V
Kurzschlussstrom	I_{sc}	7,42 A	7,53 A	7,63 A
Strom bei Maximalleistung	I_{mp}	6,92 A	7,02 A	7,12 A

Geringe Wirkungsgradreduktion im Teillastverhalten bei 25°C: bei 200 W/m² werden 100% (+/- 2%) des STC Wirkungsgrades (1000 W/m²) erreicht.



ABMESSUNG

Länge	1675 mm
Breite	1001 mm
Höhe	33 mm
Rahmung	silber eloxiertes Aluminium
Gewicht	18,0 kg

THERMISCHE KENNGRÖSSEN

NOCT	46 °C
TK I_{sc}	0,040 %/K
TK U_{oc}	-0,30 %/K
TK P_{max}	-0,41 %/K

VERWENDETE MATERIALIEN

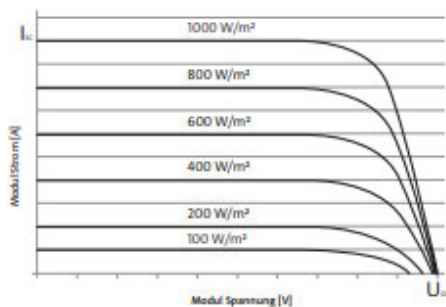
Zellen pro Modul	60
Zelltyp	Monokristallin
Zellabmessungen	156 mm x 156 mm
Vorderseite	gehärtetes Glas (EN 12150)

WEITERE ANGABEN

Leistungsortierung	-0 Wp / +5 Wp
Anschlussdose	IP65
Stecker	H4

KENNGRÖSSEN ZUR OPTIMALEN SYSTEMEINBINDUNG

Max. Systemspannung SK II	1000 V
Rückstrombelastbarkeit	25 A
Auflast / dyn. Last	5,4 / 2,4 kN/m ²
Anzahl Bypassdioden	3
zulässige Betriebstemperatur	-40°C bis +85°C



Die SolarWorld AG behält sich Spezifikationsänderungen vor. Dieses Datenblatt entspricht den Vorgaben der EN 50380. Dieses Datenblatt ist auch als englische Fassung erhältlich.

2015-06-01 DE

Anhang Abbildung 1: Technisches Datenblatt von (SolarWorld, 2015)



Creating a Powerful Future

Mono S4 Halfcut | Black-Black

405 W / 410 W

Das nahezu 100%-schwarze Modul ist der Klassiker für alle Anwendungsarten im Residential- und Commercial-Bereich mit sichtbaren Modulflächen. Die schwarze Optik ist gerade im Designbereich gefragt. Glas-Folien-Modul mit monokristallinen P-Type/PERC Halbzellen.

Besonders geeignet für:



Residential



Commercial



Halbzellen-Modul

Zweigeteilte Zelle für mehr Effizienz, mehr Sicherheit und mehr Zuverlässigkeit



Black-Black

Solarmodul mit schwarzer Rückseitenfolie



Selbstreinigung

Hochtransparentes, selbstreinigendes Glas



Resistent gegen Umwelteinflüsse

Ammoniak- & Salznebelbeständigkeit



Deutsche Garantie

15 Jahre Garantie auf das Produkt und 25 Jahre auf die Moduleleistung



P-Type-Technologie

PERC-Solarmodul mit der P-Type-Technologie für ein Top-Preis-/Leistungs-Verhältnis



Flächennutzungsgrad

210 W/m² bei 410 W. Top Vergleichbarkeit durch Watt-Leistung pro Quadratmeter



Multibusbar-Technologie

Höhere Leistung, eine höhere Zuverlässigkeit sowie höhere (elektrische) Belastbarkeit



Schwachlichtverhalten

Hervorragende Leistungen auch unter schwachen Lichtverhältnissen



Creating a Powerful Future

Mono S4 Halfcut | Black-Black

405 W / 410 W

Elektrische Daten unter STC

(Standard Test Conditions: 1000 W/m², 25 °C, AM 1,5, Messtoleranz: ± 3%)

Nennleistung	P_{max}	405 W	410 W
Sortiergrenzen der Leistung		0/+3 %	0/+3 %
Spannung	U_{MPP}	30,91 V	31,09 V
Leerlaufspannung	U_{OC}	37,21 V	37,33 V
Strom	I_{MPP}	13,11 A	13,20 A
Kurzschlussstrom	I_{SC}	13,98 A	14,06 A
Wirkungsgrad		20,74 %	21,00 %

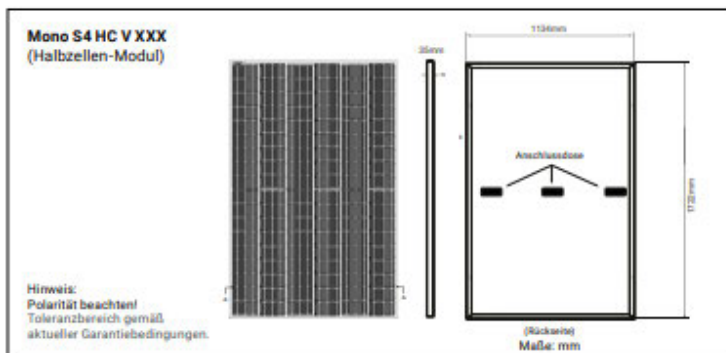
Temperaturdaten

Betriebstemperaturbereich		- 40° C bis + 85° C
Nennbetriebstemperatur der Zelle		42° C ± 3° C
Temperaturkoeffizient Leistung	$T_k (P_{MPP})$	- 0,330 %/°C
Temperaturkoeffizient Spannung	$T_k (U_{OC})$	- 0,246 %/°C
Temperaturkoeffizient Strom	$T_k (I_{SC})$	0,0448 %/°C

Weitere Angaben

Anzahl Zellen	108 monokristalline Halbzellen (6 x 18)
Zellgröße	182 x 182 mm
Modulgröße	1722 x 1134 x 35 mm
Modulrahmen	Schwarz eloxierte Aluminiumlegierung
Max. Systemspannung	1500 V
Rückstrombelastbarkeit	25 A
Glasabdeckung	vorne: 3,2 mm (Rückseitenfolie schwarz)
Modulgewicht	ca. 21,4 kg
Modulanschluss & Kabel	MC4 oder ähnlich, 4,0 mm ² , Kabellänge: (+) ≥ 1200 mm, (-) ≥ 1200 mm
Anschlussdose	Schutzklasse IP68
Hagelschutz	Eiskugeln mit max. 25 mm Ø und einer Geschwindigkeit bis 23 m/s
Schneelast	5400 Pa ± 550 kg/m ²

15 Jahre Produktgarantie, 25 Jahre lineare Leistungsgarantie gemäß unseren zusätzlichen Garantiebedingungen für Solarstrommodule der Produktlinie „Mono S4 Halfcut Black-Black“, die wir Ihnen gerne zuschicken. Es sind aufgrund der Toleranz der Antireflexbeschichtung farbliche Unterschiede bei den Solarmodulen möglich.

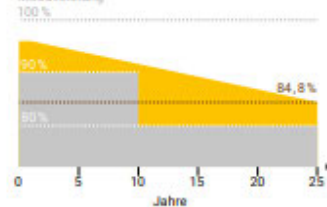


Intum und technische Änderungen mit ggfs. entsprechenden Nachzertifizierungen vorbehalten. Abb. ähnlich.

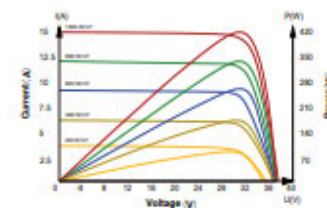
Logistik

Maße Palette (L/B/H)	177/114/125 cm
Gewicht Palette	ca. 694 kg
Module pro Palette	31
Module pro LKW	868
Module pro Container [40' HC]	806

Modulleistung



■ Lineare Leistungsgarantie
■ Handelsübliche Stufengarantie



Ihr Fachhändler:

Solar Fabrik GmbH
Hermann-Niggemann-Str. 7-9
63846 Laufach
Germany

+49 (0)6093 20770-0
info@solar-fabrik.de
www.solar-fabrik.de

Stand: 15.07.2025
MD 0002250715

Anhang A.3: Datenblatt tsmc solar | TS Premium Serie Polykristallines Hochleistungs-Solarmodul | 240 W



Neue Energie.
Neues Denken.



TS PREMIUM SERIE POLYKRISTALLINES HOCHLEISTUNGS-SOLARMODUL

230 W / 235 W / 240 W

Eigenschaften

- Positive Leistungsklassifizierung: 0 bis +4,99 W_p
- Mehrfach ausgezeichnetes Antireflexglas für hohe Erträge auch bei diffusem oder geringem Licht
- Hochwertige Anschlussdose mit drei Bypass-Dioden
- Verriegelbare Steckverbinder
- Einlamierte, unveränderbare Serien-Nummern für lückenlose Rückverfolgung
- Kostenloses Modul-Recycling

Qualität und Sicherheit

- Zertifiziert nach EN IEC 61215 Ed. II
- Zertifiziert nach EN IEC 61730-1 und EN IEC 61730-2, Schutzklasse II
- Hergestellt in Deutschland in der Sonnenstromfabrik Wismar, die nach EN ISO 9001:2008 sowie nach EN ISO 14001:2009 zertifiziert ist
- Hohe Schneelast bis 5.400 Pa
- Geeignet für den Dauereinsatz auch in Küstennähe: Salznebelsprühtest nach EN ISO 9227-NSS bestanden

Garantie*

- Produktgarantie*: 10 Jahre auf Material und Verarbeitung
- Leistungsgarantie*: 10 Jahre mindestens 90% und 26 Jahre mindestens 80% der Nennleistung



QUALITÄT
made in Germany

www.tsmc-solar.com



- Qualifiziert IEC 61215
- Qualifiziert IEC 61730
- PowerMax





APPROVED PRODUCT
MCS
BBA

Salznebelprühtest nach
DIN EN ISO 9227-NSS



VDE
Certified
Management
System



VDE
Certified
Management
System

* Dieses Datenblatt ist ohne Gewähr und gilt ausschließlich für Produkte, die in Europa verkauft und installiert werden.
Ausführliche Informationen entnehmen Sie bitte der Garantie der TSMC Solar Europe GmbH, die wir Ihnen gerne zur Verfügung stellen.

Technische Daten

TS PREMIUM SERIE POLYKRISTALLINES HOCHLEISTUNGS-SOLARMODUL

Elektrische Eigenschaften

Leistung bei STC*

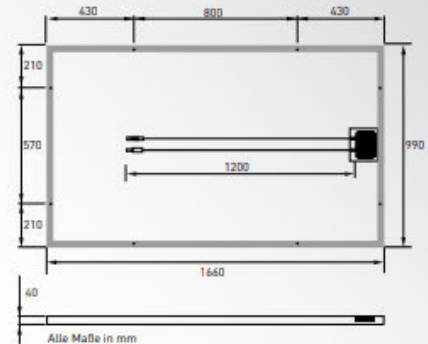
Modultyp	TS-230 P60 Premium	TS-235 P60 Premium	TS-240 P60 Premium	W_p
Nennleistung (P_{npp})	230	235	240	
Leerlaufspannung (U_{oc})	36,39	36,46	36,53	V
Kurzschlussstrom (I_{sc})	8,48	8,59	8,70	A
Nennspannung (U_{npp})	28,65	28,70	28,75	V
Nennstrom (I_{npp})	8,03	8,19	8,35	A
Wirkungsgrad (η)	14,0	14,3	14,6	%

* Unter Standardtestbedingungen STC (1000 W/m², Spektrum AM 1,5, Zelltemperatur 25 °C)

Leistung bei 800 W/m², NOCT, AM 1,5

Modultyp	TS-230 P60 Premium	TS-235 P60 Premium	TS-240 P60 Premium	W_p
Nennleistung (P_{npp})	166	169	173	
Leerlaufspannung (U_{oc})	32,98	33,05	33,11	V
Kurzschlussstrom (I_{sc})	6,81	6,89	6,98	A
Nennspannung (U_{npp})	25,33	25,37	25,42	V
Nennstrom (I_{npp})	6,54	6,67	6,80	A

Abmessungen



Weitere Produkteigenschaften

Thermische Eigenschaften

TK P_{npp}	-0,43	%/K
TK U_{oc}	-0,35	%/K
TK I_{sc}	0,03	%/K
NOCT	46	°C

Verwendete Materialien

Zellen	60 St., 156 x 156 mm
Vorderseite	gehärtetes AR-Glas
Anschlussdose	Spelsberg (IP65)
Stecker	Tecplug (MC4 steckbar)

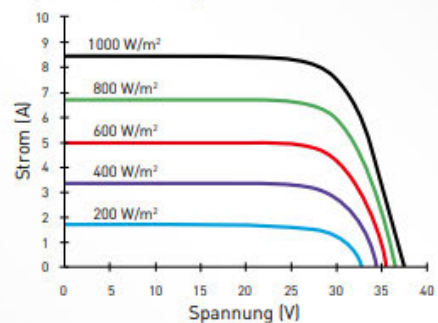
Weitere technische Angaben

Klassenbreite (positive Klassifizierung)	-0/+4,99	W_p
Max. Systemspannung	1.000	V
Gewicht	20 ± 0,5	kg
Rückstrombelastbarkeit IR	12	A
Messgenauigkeit P_{npp} bei STC	± 3	%
Mechanische Belastbarkeit (Auflast)	5.400	Pa
Abmessungen	1.660 x 990 x 40	mm

Die Angaben in diesem Datenblatt können jederzeit geändert werden. Aktualisierungen, Irrtümer oder technische Änderungen vorbehalten.

Kennlinien

(TS-240 P60 Premium)



Nehmen Sie Kontakt zu uns auf. Wir freuen uns auf Ihren Anruf oder Ihre E-Mail!

tsmc solar

EUROPE

TSMC Solar Europe GmbH
Am Kaiserkai 1
20457 Hamburg, Deutschland
Tel: +49 (0) 40/80 80 745-40
Fax: +49 (0) 40/80 80 749-20
SolarEU@tsmc.com

INTERNATIONAL

TSMC Solar Ltd.
9, Li-Hsin Rd. 4, Hsinchu Science Park
Hsinchu, Taiwan 300-78, R.O.C.
Tel: +886 (0) 35 63 66 88
Fax: +886 (0) 42 56 93 884
SolarAsia@tsmc.com

Anhang B: Berechnungen für die Sachbilanzdaten

Anhang B.1: Betriebsinterne Daten

Die folgenden Daten zeigen alle unternehmensintern erhobenen Daten für die Anlieferung, die Auslieferung der Reuse-Module.

Anlieferung:

$$N_{\text{Mod,An}} = 480 \text{ Module}$$

$$N_{\text{An,Mod/Pal}} = 40 \text{ Module}$$

$$N_{\text{Pal,An}} = 12 \text{ Paletten}$$

Auslieferung an Casablanca (CAS) und Lwiw (LW):

$$N_{\text{Mod,Aus,CAS\&LW}} = 900 \text{ Module}$$

$$N_{\text{Aus,Mod/Pal,CAS\&LW}} = 30 \text{ Module/Palette}$$

$$N_{\text{Pal,Aus,CAS\&LW}} = 30 \text{ Paletten}$$

Auslieferung an Oberpörling (DEG):

$$N_{\text{Aus,DEG}} = 36 \text{ Module}$$

$$N_{\text{Aus,Mod/Pal,DEG}} = 36 \text{ Module/Palette}$$

$$N_{\text{Pal,Aus,DEG}} = 1 \text{ Paletten}$$

Weitere Kenngrößen:

- Ausschussquote der Module: 40 %
- Prüfstrom: 1 kWh pro 20 Prüfungen
- Ver- / Entladezeit pro Palette: 2 min

Anhang B.2: Berechnung der akzeptierten Modulleistung

Für die weiteren Berechnungen wird zunächst die akzeptierte Leistung der Reuse-Module bestimmt. Die ergibt sich aus der Nennleistung und der zu erwartende Degradation nach den bisherigen Betriebsalter.

Die akzeptierte Leistung $P_{akzp.}$ berechnet sich wie folgt:

$$P_{akzp.} = P_{Nenn} \times (1 - Degradation) \quad (7-1)$$

P_{Nenn} : Nennleistung

Für die Repowering-Module wird eine Degradation von 10 % nach 10 Jahren Betriebszeit angenommen. Für die B-Waren-Module wird 0% Degradation angesetzt, da hier keine vorherige Nutzung erfolgte.

Die berechneten akzeptierten Leistungen und ebenso die Nennleistungen der untersuchten Reuse-Module sind in der Anhang Tabelle 1 aufgeführt.

Anhang Tabelle 1: Nennleistung und akzeptierte Leistung der untersuchten Reuse-Module

Modultechnologie	Nennleistung (Wp)	akzeptierte Leistung (Wp)
Monokristalline Repowering	270	243
Monokristalline B-Ware	405	405
Polykristalline Repowering	240	216

Anhang B.3: Berechnung Modulanzahl pro kWp (inkl. Ausschussquote)

Die Modulanzahl, die benötigt wird, um 1 kWp bereitzustellen, ergibt sich zu:

$$n_{akzp./kWp} = \frac{1000 \text{ W}}{P_{akzp.}}$$

(7-2)

Unter Berücksichtigung der Ausschussquote von 40 % (Ertragsfaktor: $\frac{1}{0,6} = 1,667$)

$$n_{in/kWp} = \frac{n_{akzp./kWp}}{1 - \text{Ausschussquote}}$$

(7-3)

In der Anhang Tabelle 2 sind die Ergebnisse der Berechnungen dargestellt.

Anhang Tabelle 2: Modulanzahl pro kWp (akzeptiert und eingehende)

Modultechnologie	$n_{akzp./kWp}$	$n_{in/kWp}$
Monokristalline Repowering	4,115	6,859
Monokristalline B-Ware	2,469	4,115
Polykristalline Repowering	4,630	7,716

Anhang B.4: Berechnung des Prüfstroms pro kWp

Der Prüfstrombedarf pro Modul ist gegeben mit $E_{el,Prüf,Mod} = 0,05 \text{ kWh/Modul}$. Die Skalierung auf 1 kWp erfolgt über:

$$E_{el,Prüf,kWh/kWp} = n_{in/kWp} \times E_{el,Prüf,Mod}$$

(7-4)

Die Ergebnisse sind in der Tabelle 3.3 dargestellt.

Anhang B.5: Berechnung der Gabelstapler-Energieverbräuche

Anhang B.5.1: Dieselbetriebener Stapler

- Dieselverbrauch: 3,5 l/h
- Dieselmasse (0,845 kg/l bei 15 °C): $\dot{m}_{diesel} = 2,958 \text{ kg/h}$
- Verladezeit: $t_{Ver,An} = 0,4 \text{ h}$ für 12 Paletten
- Dieselproduktionsenergie: 0,0234 MJ/kg (ecoinvent Datenbank)

Dieselmasse pro Charge:

$$m_{diesel,charge} = \dot{m}_{diesel} \times t_{Ver,An} = 1,183 \text{ kg} \quad (7-5)$$

Dieselmasse pro Modul:

$$m_{diesel/mod} = \frac{m_{diesel,charge}}{N_{Mod,An}} = 0,00246 \frac{\text{kg}}{\text{Modul}} \quad (7-6)$$

Dieselmasse pro kWp:

$$m_{diesel,kg/kWp} = n_{in/kWp} \times m_{diesel,mod} \quad (7-7)$$

Dieselherstellungsenergie:

$$E_{Diesel/kWp} = m_{diesel,kg/kWp} \times 0,0234 \frac{\text{MJ}}{\text{kg}} \quad (7-8)$$

Die Ergebnisse sind in der Tabelle 3.4 dargestellt

Anhang B.5.2: Elektrisch betriebener Stapler

- Stromverbrauch: $E_{el,St} = 5 \text{ kWh / h}$
- Entladezeit: $t_{Ent,An} = 0,4 \text{ h}$ für 12 Paletten
- Verladezeit bei Auslieferung an CAS & LW: $t_{Ver,Aus,CAS\&LW} = 1 \text{ h}$ für 30 Paletten
- Verladezeit bei Auslieferung an DEG: $t_{Ver,Aus,DEG} = 0,033 \text{ h}$ für 1 Palette

Entladung:

Energie pro Modul:

$$E_{el,Ent,mod} = \frac{E_{el,St} \times t_{Ent,An}}{N_{Mod,An}} = 0,00417 \frac{\text{kWh}}{\text{Modul}} \quad (7-9)$$

Verladung:

Energie pro Modul (CAS & LW):

$$E_{el,Ver,mod} = \frac{E_{el,St} \times t_{Ver,Aus,CAS\&LW}}{N_{Mod,Aus,CAS\&LW}} = 0,006 \frac{\text{kWh}}{\text{Modul}} \quad (7-10)$$

Energie pro Modul (CAS & LW):

$$E_{el,Ver,mod,DEG} = \frac{E_{el,St} \times t_{Ver,Aus,DEG}}{N_{Mod,Aus,DEG}} = 0,005 \frac{\text{kWh}}{\text{Modul}} \quad (7-11)$$

Skalierung der Energie in kWh / kWp:

$$E_{el,St,kWh/kWp} = E_{el} \times n_{in/kWp}$$

(7-12)

E_{el} : einsetzen: $E_{el,Ent,mod}$ oder $E_{el,Ver,mod}$ oder $E_{el,Ver,mod,DEG}$

Die Ergebnisse der Berechnungen für den diesel- und elektrisch betriebenen Gabelstapler sind in der Tabelle 3.4 aufgeführt.

Anhang B.6: Berechnung der Verpackungsmengen und Verpackungsabfällen

Die Massen der Verpackungen sind aus Tabelle 3.5 entnommen. Für die Europaletten gilt ein Ansatz von 1 Stück pro Palette, wobei 10 % als Abfall anfallen bei der Anlieferung.

Für die Skalierung auf Stk bzw. g pro kWp der Verpackungsabfälle wird wie folgt vorgegangen.

Europalette (10 % gehen in die Entsorgung, der Rest wird wiederverwendet):

$$Palette_{Abfall,Stk/kWp} = \frac{n_{in/kWp}}{N_{An,Mod/Pal}} \times 0,1$$

(7-13)

Stretchfolie:

$$Folie_{Abfall,g/kWp} = \frac{n_{in/kWp}}{N_{An,Mod/Pal}} \times m_{Folie}$$

Umreifungsband:

$$Band_{Abfall,g/kWp} = \frac{n_{in/kWp}}{N_{An,Mod/Pal}} \times m_{Band}$$

Skalierung auf 1 kWp der Verpackungsmaterialien: Modulanzahl pro Palette $N_{Aus,Mod/Pal}$ muss angepasst werden auf den Zielstandort.

Europalette:

$$Palette_{Aus,Stk/kWp} = \frac{n_{akzp./kWp}}{N_{Aus,Mod/Pal}}$$

(7-14)

Stretchfolie:

$$Folie_{Aus,g/kWp} = \frac{n_{akzp./kWp}}{N_{Aus,Mod/Pal}} \times m_{Folie}$$

Umreifungsband:

$$Band_{Aus,g/kWp} = \frac{n_{akzp./kWp}}{N_{Aus,Mod/Pal}} \times m_{Band}$$

Kantenschutz:

$$Kanten_{Aus,g/kWp} = \frac{n_{akzp./kWp}}{N_{Aus,Mod/Pal}} \times m_{Kanten}$$

Gummimatten:

$$Matten_{Aus,g/kWp} = \frac{n_{akzp./kWp}}{N_{Aus,Mod/Pal}} \times m_{Matten}$$

Die Ergebnisse sind in der Tabelle 3.6 aufgeführt.

Anhang B.7: Berechnung der Transportgewichte für die Verkehrsleistung tkm/kWp

Die Massen der Verpackungen sind in der Tabelle 3.5 und das Modulgewicht in der Tabelle 3.1 angegeben.

Die Berechnung der Transportmassen erfolgt über:

Verpackungsmasse bei Anlieferung und Auslieferung pro Palette in t:

$$m_{An,Gesamt,Verpackung} = \frac{m_{Palette} + m_{Folie} + m_{Band}}{1000000}$$

$$m_{Aus,Gesamt,Verpackung} = \frac{m_{Palette} + m_{Folie} + m_{Band} + m_{Kanten} + m_{Matten}}{1000000}$$

(7-15)

Verpackungsmasse bei Anlieferung und Auslieferung pro Modul in t:

$$m_{An,Gesamt,Verpackung/Mod} = \frac{m_{An,Gesamt,Verpackung}}{N_{An,Mod/Pal}}$$

$$m_{Aus,Gesamt,Verpackung/Mod} = \frac{m_{Aus,Gesamt,Verpackung}}{N_{Aus,Mod/Pal}}$$

(7-16)

Anpassung der Anzahl der Module pro Palette je nach Zielort erforderlich.

Gesamtmasse bei Anlieferung und Auslieferung pro Modul in t:

$$m_{An,Gesamt/mod} = m_{An,Gesamt,\frac{Verpackung}{Mod}} + m_{Modul}$$

$$m_{Aus,Gesamt/Mod} = m_{Aus,Gesamt,Verpackung/Mod} + m_{Modul}$$

(7-17)

Skalierung auf kWp für Anlieferung und Auslieferung:

$$m_{An,Gesamt,t/kWp} = m_{An,Gesamt/mod} \times Module_{An/kWp}$$

$$m_{Aus,Gesamt,t/kWp} = m_{Aus,Gesamt/mod} \times Module_{akzp./kWp}$$

(7-18)

Die Ergebnisse für die Anlieferung und Auslieferung an die verschiedenen Zielorte (Cas, LW und DEG) sind in der Anhang Tabelle 3 dargestellt.

Anhang Tabelle 3: Transportgewichte der Verpackungsmengen

Anlieferung				
Modultechnologie	Verpackung (t)	Verpackung (t/Modul)	Gesamtgewicht (t/Modul)	Gesamtgewicht (t/kWp)

Monokristalline Repowering	0,022	0,00056	0,0186	0,127
Monokristalline B-Ware	0,022	0,00056	0,0218	0,090
Polykristalline Repowering	0,022	0,00056	0,0206	0,159

Auslieferung an Casablanca und Lwiw

Modultechnologie	Verpackung (t)	Verpackung (t/Modul)	Gesamtgewicht (t/Modul)	Gesamtgewicht (t/kWp)
Monokristalline Repowering	0,025	0,0008	0,019	0,0775
Monokristalline B-Ware	0,025	0,0008	0,022	0,0544
Polykristalline Repowering	0,025	0,0008	0,021	0,0964

Auslieferung an Oberpörling

Modultechnologie	Verpackung (t)	Verpackung (t/Modul)	Gesamtgewicht (t/Modul)	Gesamtgewicht (t/kWp)
Monokristalline Repowering	0,025	0,0007	0,019	0,0769
Monokristalline B-Ware	0,025	0,0007	0,022	0,0540
Polykristalline Repowering	0,025	0,0007	0,021	0,0958

Anhang C: Daten für das Kapitel Ergebnisse und Auswertung

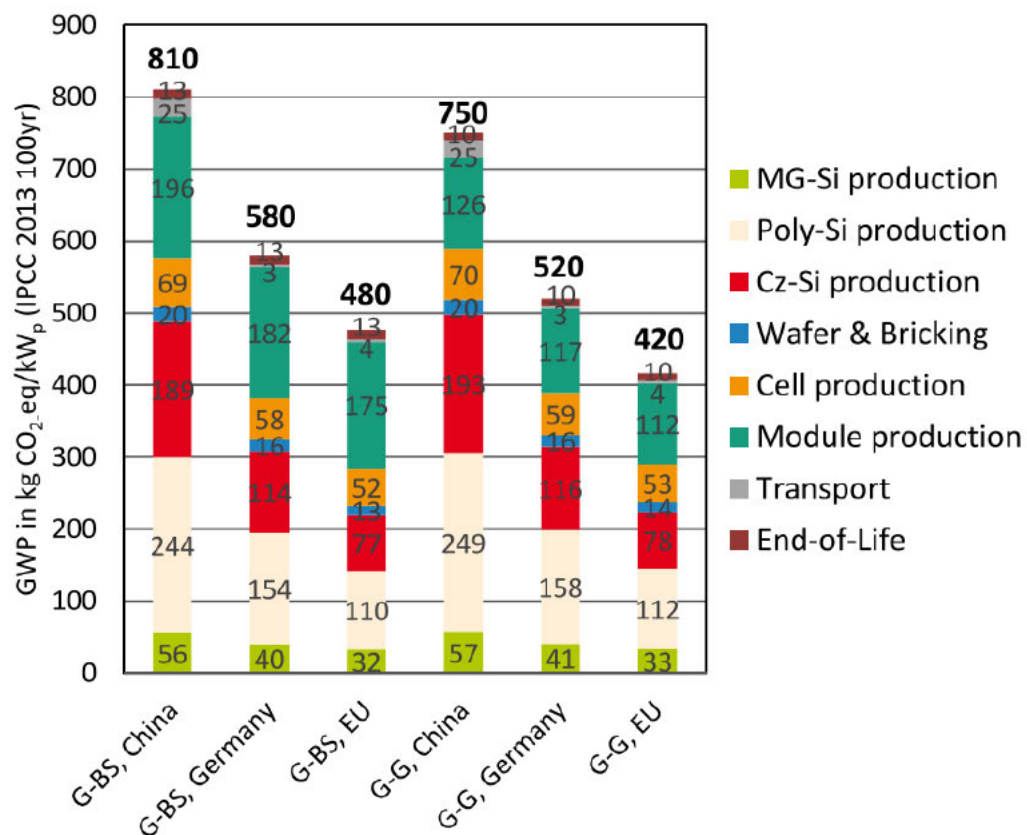
Anhang C.1: Werte für die Umrechnung von GWP kWh nach GWP kWp

Anhang Tabelle 4: Werte für die Umrechnung der funktionellen Einheit (Nordin et al., 2022)

Modultechnologie	Anlagenstandort Case	/ GWP [g CO ₂ - äq/kWh]	Lebenszeitliche Stro- merträge [MWh]
Monokristalline	Thailand / 3	46,85	173,34
	Deutschland / 1	90,45	90,33
Polykristalline	Thailand / 3	44,69	171,34
	Deutschland / 1	87,86	88,49

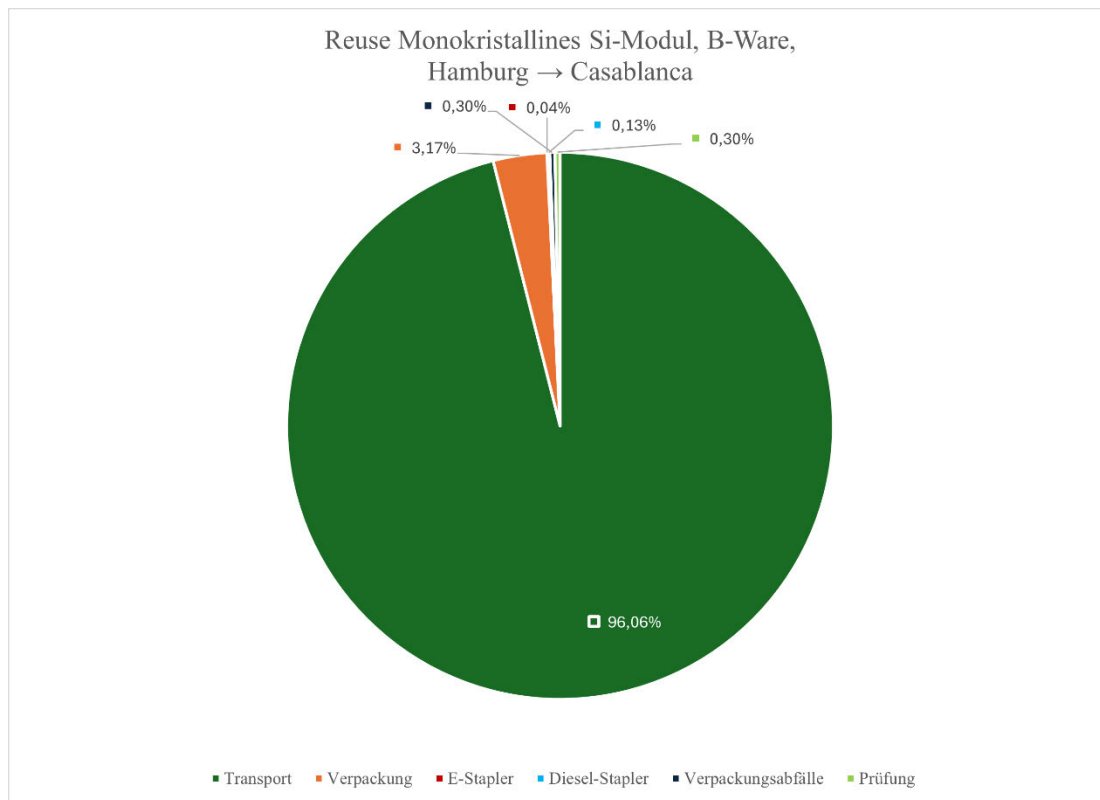
Anhang C.2: GWP-Werte der Studie von Müller et al.

In der Anhang Abbildung 4 sind die GWP-Werte der untersuchten Module aus der Studie von Müller et al. (2021). Das Diagramm wurde verwendet, um die EoL und Transportprozesse aus den Gesamtemissionen auszurechnen, damit diese für den Vergleich genutzt werden können.

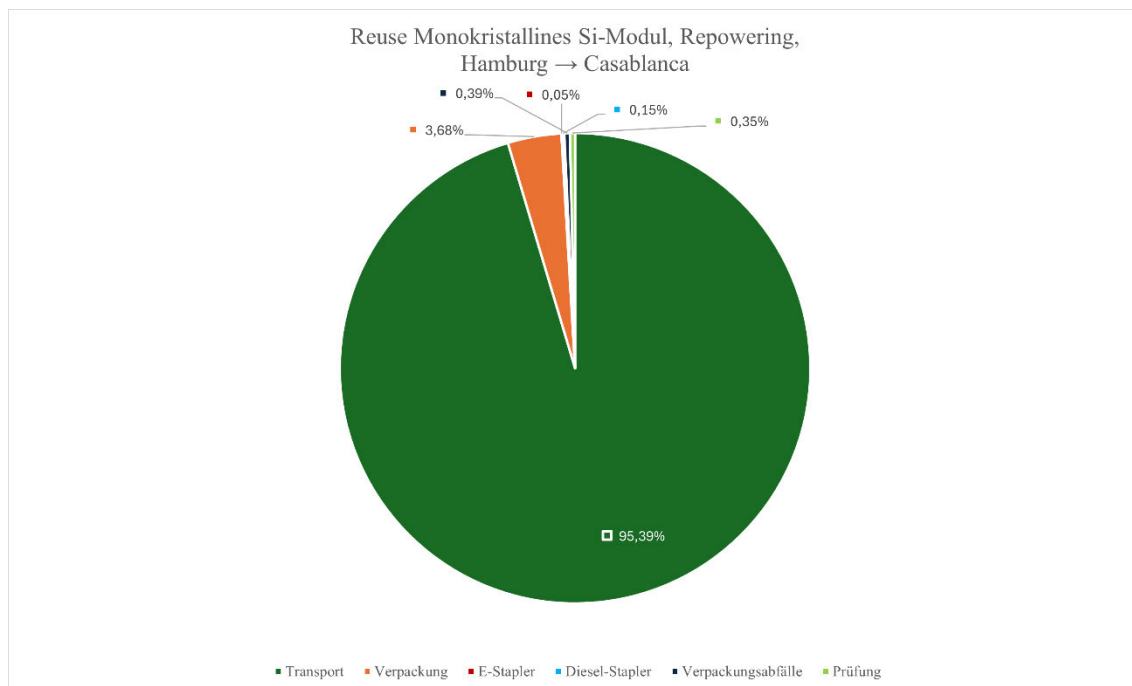


Anhang Abbildung 4: GWP-Werte der untersuchten Module der Studie von Müller et al. 2021

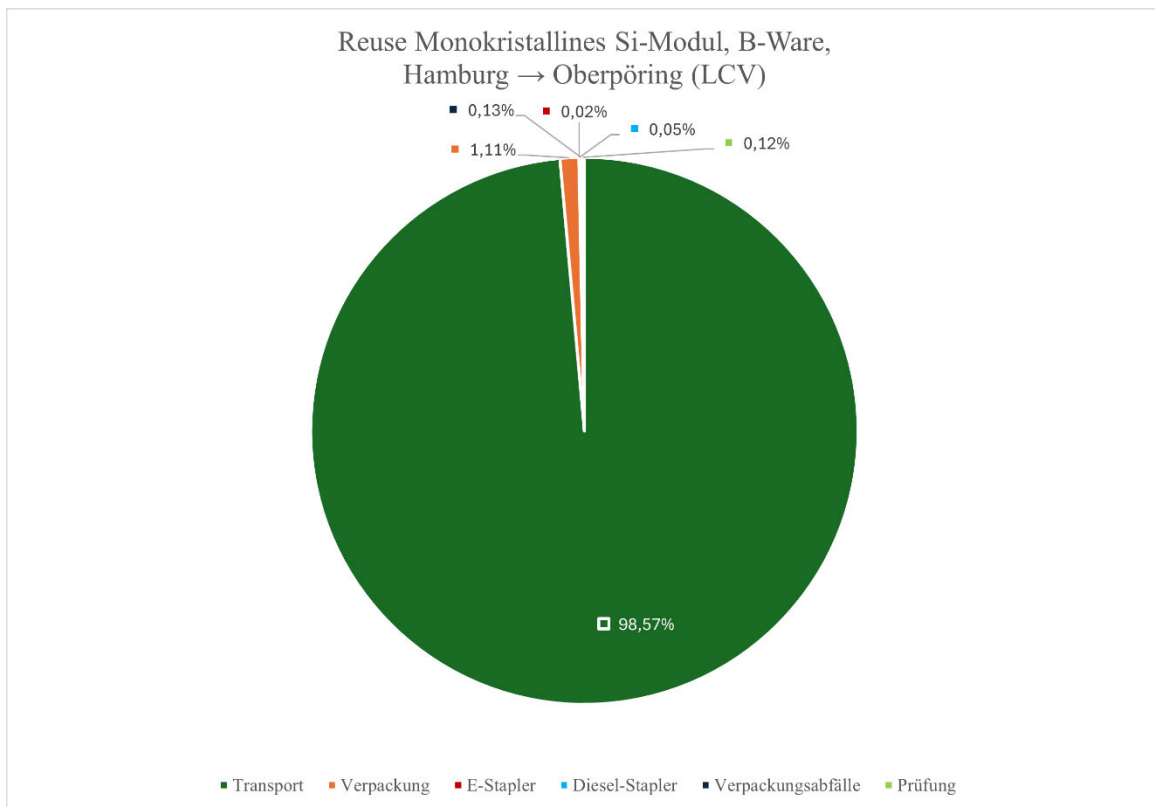
Anhang C.3: Kreisdiagramme der Reuse-Module (relative Verteilung der Prozessemissionen)



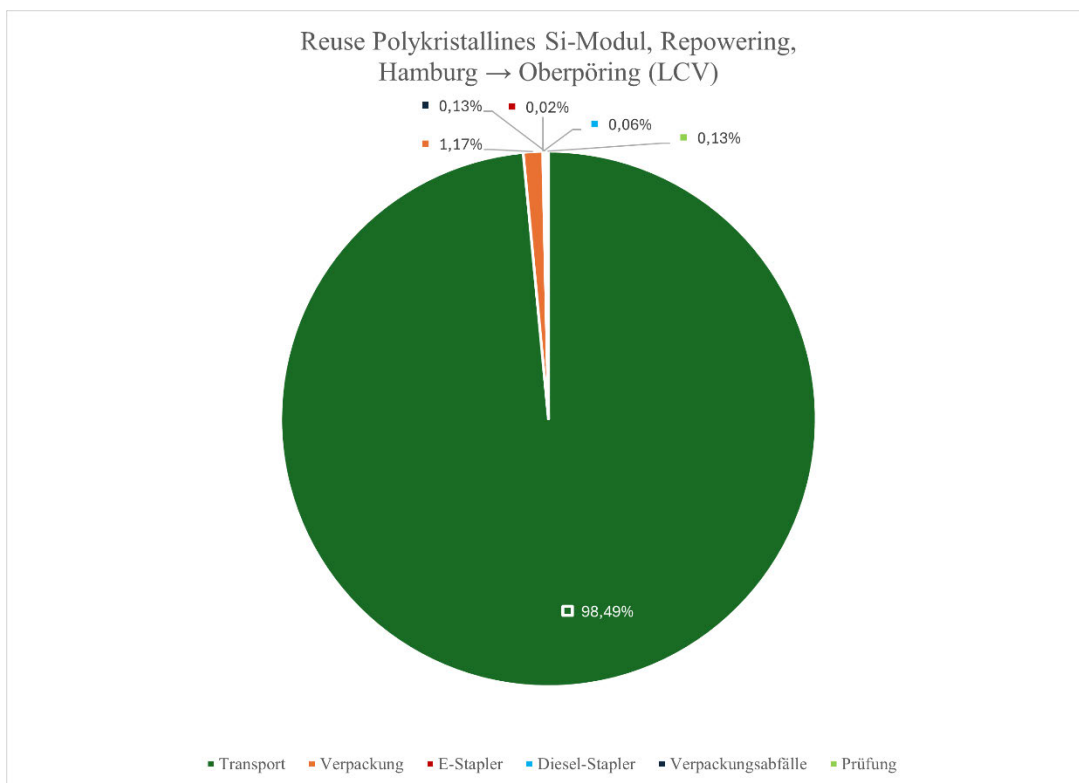
Anhang Diagramm 1: GWP-Anteil der Prozessschritte – Monokristalline, B-Waren, Zielstandort: Casablanca



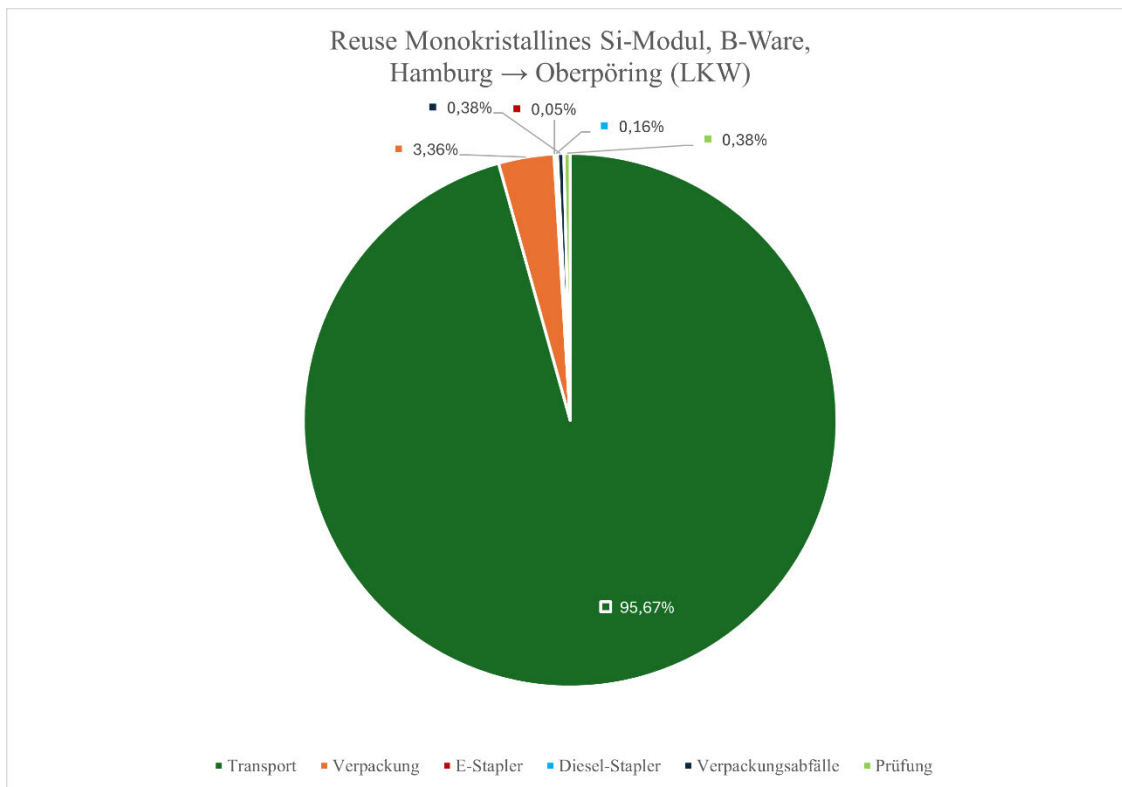
Anhang Diagramm 2: GWP-Anteil der Prozessschritte – Monokristalline, Repowering-Projekt, Zielstandort: Casablanca



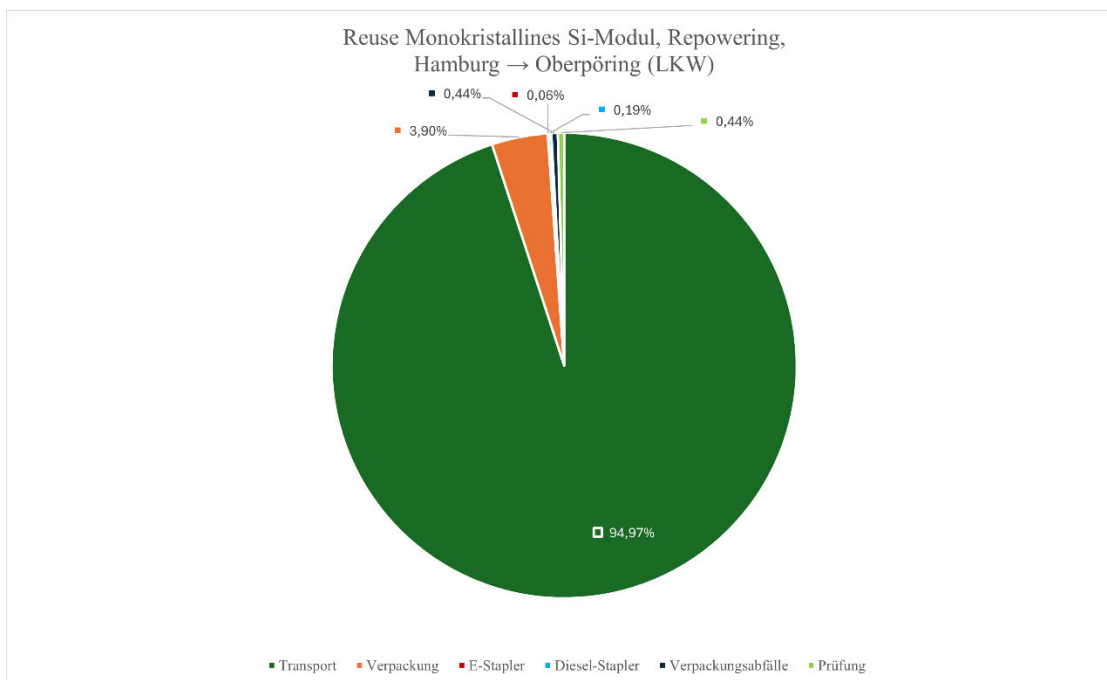
Anhang Diagramm 3: GWP-Anteil der Prozessschritte – Monokristalline, B-Ware, Zielstandort: Oberpörling (LCV)



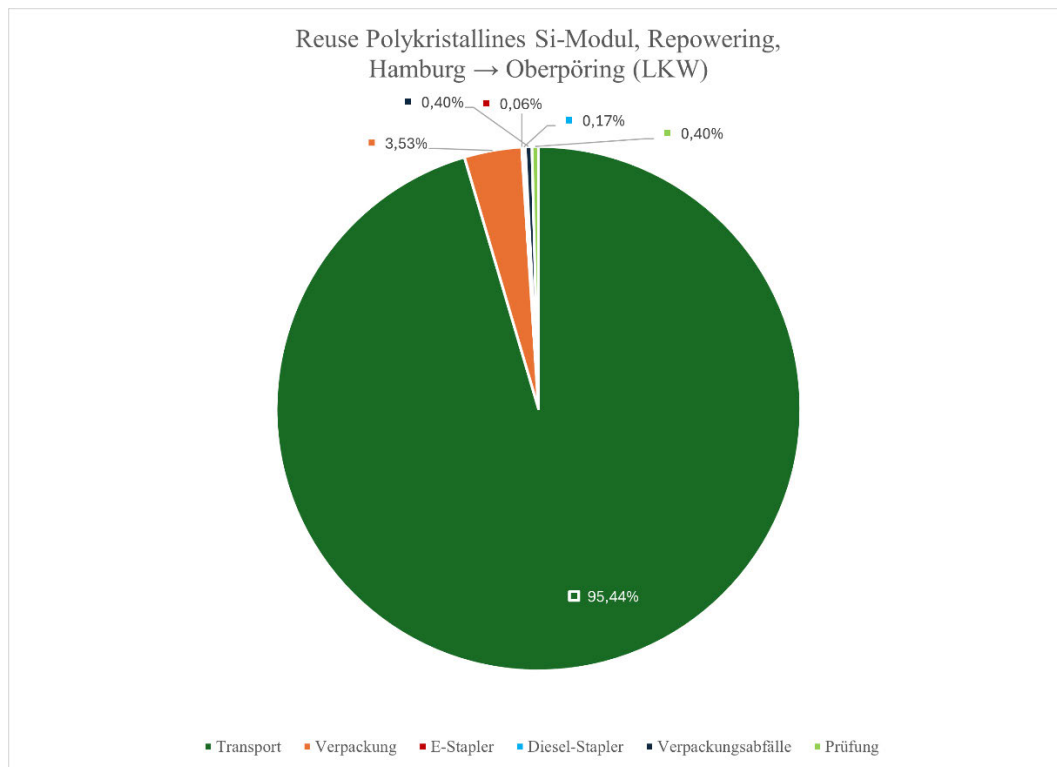
Anhang Diagramm 4: GWP-Anteil der Prozessschritte – Polykristalline, Repowering-Projekt, Zielstandort: Oberpörling (LCV)



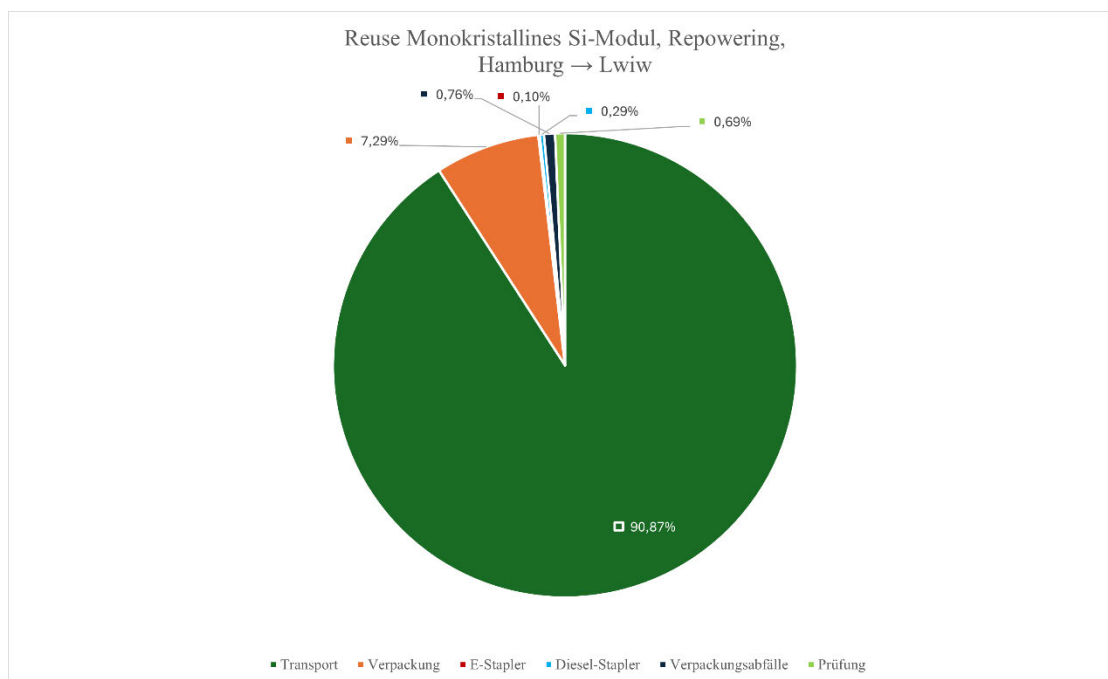
Anhang Diagramm 5: GWP-Anteil der Prozessschritte – Monokristalline, B-Ware, Zielstandort: Oberpörling (LKW)



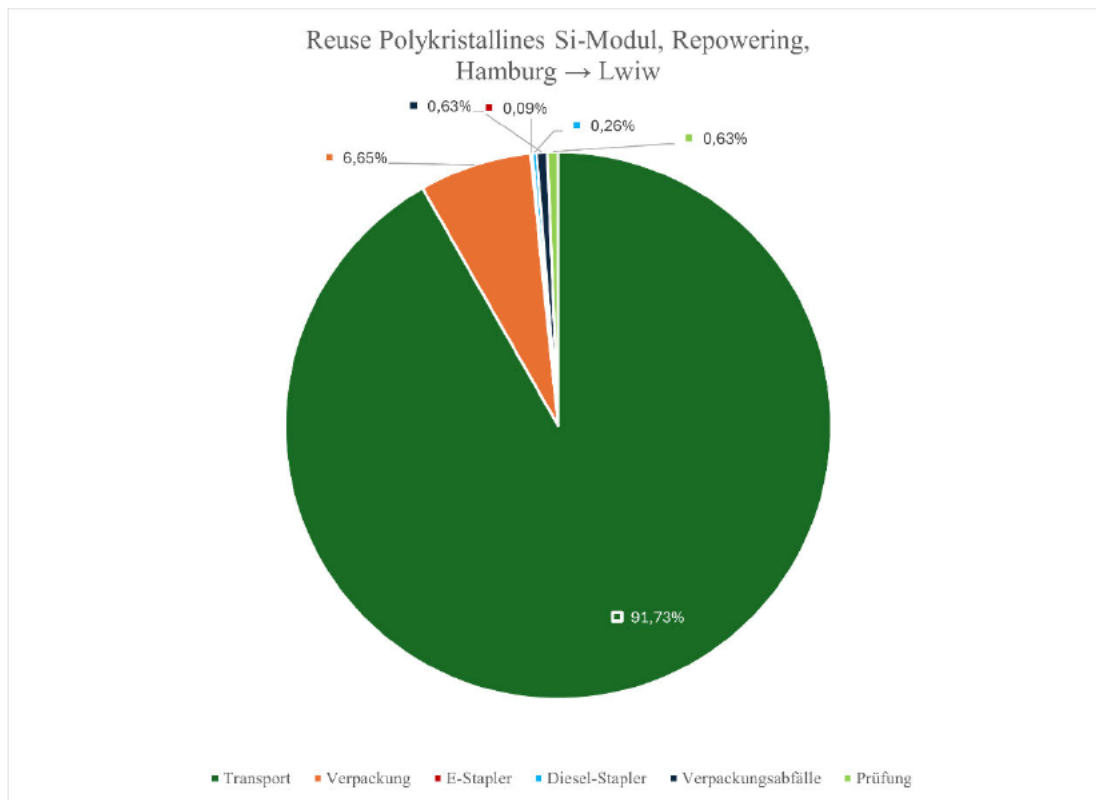
Anhang Diagramm 6: GWP-Anteil der Prozessschritte – Monokristalline, Repowering-Projekte, Zielstandort: Oberpörling (LKW)



Anhang Diagramm 7: GWP-Anteil der Prozessschritte – Polykristalline, Repowering-Projekt, Zielstandort: Oberpöding (LKW)



Anhang Diagramm 8: GWP-Anteil der Prozessschritte – Monokristalline, Repowering-Projekt, Zielstandort: Lwiw



Anhang Diagramm 9: GWP-Anteil der Prozessschritte – Polykristalline, Repowering-Projekt, Zielstandort: Lwiw

Anhang C4: Tabelle mit den GWP-Werten in kg CO₂/kWp (Vergleich des Transportmittels)

Anhang Tabelle 5: GWP-Werte für den Zielstandort Oberpörling in kg CO₂/kWp

Transporter			LKW		
Monokristal- line, B-Ware	Monokristal- line, Repowering	Polykristal- line, Repowering	Monokristal- line, B-Ware	Monokristal- line, Repowering	Polykristal- line, Repowering
85	121	151	28	40	50