



HOCHSCHULE RUHR WEST
UNIVERSITY OF APPLIED SCIENCES

Theoretisches Potenzial von Energie- und Treibhausgasemissionseinsparungen durch Recycling von Magnesium aus Altschrotten

Bachelorarbeit

Studiengang Wirtschaftsingenieurwesen-Energiesysteme
der Hochschule Ruhr West

**Johannes Schnieders
10009192**

Erstprüfer: Prof. Dr. Wolfgang Irrek
Zweitprüfer: Julian Mast, M.Sc.

Betreuer: Prof. Dr. Wolfgang Irrek

Bottrop, April 2022

Kurzfassung

Magnesium ist das leichteste Metall, das im konstruktiven Leichtbau Anwendung findet. Zusätzlich ist Magnesium ein wichtiges Element in Aluminiumlegierungen, was den derzeit bedeutendsten Einsatzbereich darstellt. Die Gewinnung von primärem Magnesiummetall aus verschiedenen Rohstoffen ist ein sehr energieintensiver Prozess, der vorwiegend in China stattfindet. Die für die Herstellung von einem Kilogramm metallischen Magnesium benötigte Endenergie beträgt zwischen 18 und 80 kWh, je nach eingesetztem Energieträger und Prozess.

Das Umschmelzen von sauberen Neuschrotten erfordert lediglich rund 1 kWh je kg Magnesiumlegierung. Dies verdeutlicht bereits, dass sich durch ein Recycling, im Vergleich zur Primärproduktion, erhebliche Energieeinsparungen erzielen lassen. Altschrotte aus Produkten am Ende ihres Nutzungszyklus werden gegenwärtig kaum innerhalb des Kreislaufs von Magnesiumlegierungen recycelt. Meist werden Magnesiumlegierungen gemeinsam mit der Aluminiumfraktion dem Recycling zugeführt und so im besten Fall als Legierungselement genutzt.

Im Rahmen dieser Arbeit werden die theoretischen Potenziale von Energie- und Treibhausgasemissionseinsparungen durch das Recycling von Magnesium-Altschrotten im Vergleich zum Primärmarkt einer AZ91D-Legierung untersucht. Mittels einer modellierten Ökobilanz werden die Einsparpotenziale für die Wirkungskategorien Treibhausgasemissionen (Global Warming Potential) sowie den kumulierten Energieaufwand (KEA) ermittelt. Die Potenziale der Recyclingverfahren sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Einsparpotenziale bezüglich Treibhausgasemissionen und kumulierten Energieaufwand bezogen auf ein kg Magnesiumlegierung im Vergleich zur Primärproduktion

Einsparungen	Treibhausgasemissionen		Kumulierter Energieaufwand	
	absolut [kg CO ₂ -eq]	relativ [%]	absolut [kWh]	relativ [%]
Sekundärlegierung	30,82	93,71	110,09	94,80
Destillation	27,90	84,82	95,38	82,13

Über die Modellierung und Ermittlung der Potenziale hinaus wurden mehrere Expert:inneninterviews geführt. Schlussfolgerungen aus diesen Gesprächen sind, dass die für ein geschlossenes Recycling nötige Technik zur Verfügung steht und gegenwärtig nicht gehobene Potenziale durch das Recycling bestehen. Hinsichtlich der wirtschaftlichen Rahmenbedingungen des Recyclings von Altschrotten wurden divergierende Einschätzungen festgestellt, wonach die geringen Mengen der Altschrotte hemmend, das gestiegene Preisniveau hingegen als fördernd für ein geschlossenes Recycling identifiziert wurden.

Schlagwörter: Magnesium, Magnesium-Recycling, LCA, Urban Mining

Abstract

Magnesium is the lightest metal used in lightweight construction. In addition, magnesium is an important element in aluminium alloys, which is currently the most important area of application. The extraction of primary magnesium metal from various raw materials is a very energy-intensive process that mainly takes place in China. The final energy required to produce one kilogram of metallic magnesium is between 18 and 80 kWh, depending on the energy source and process used.

Remelting clean new scrap requires only about 1 kWh per kg of magnesium alloy. This already shows that considerable energy savings can be achieved through recycling compared to primary production. Scrap from products at the end of their use cycle is currently hardly ever recycled within the magnesium alloy cycle. Mostly, magnesium alloys are recycled together with the aluminium fraction and thus, in the best case, used as an alloying element.

In the context of this work, the theoretical potentials of energy and greenhouse gas emission savings through the recycling of magnesium scrap are investigated in comparison to the primary market for an AZ91D alloy. By means of a modelled life cycle assessment, the savings potentials for the impact categories greenhouse gas emissions (Global Warming Potential) as well as the cumulative energy input (KEA) are determined. The potentials of the recycling processes are shown in Table 2.

Table 2: Potential savings in terms of greenhouse gas emissions and cumulative energy demand based on one kg of magnesium alloy in comparison to primary production

Savings of	Greenhouse gases		Cumulative energy demand	
	total [kg CO ₂ -eq]	relative [%]	total [kWh]	relative [%]
Secondary alloy	30,82	93,71	110,09	94,80
Distillation	27,90	84,82	95,38	82,13

In addition to the modelling and determination of the potentials, several interviews with experts were conducted. The conclusions from these interviews are that the technology required for closed-loop recycling is available and that there are currently untapped potentials for recycling. Regarding the economic framework conditions for the recycling of old scrap, diverging assessments were found, according to which the small quantities of old scrap were identified as inhibiting, while the increased price level was identified as promoting closed-loop recycling.

Keywords: magnesium, magnesium recycling, LCA, urban mining

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	2
Abstract	3
Abbildungsverzeichnis	6
Tabellenverzeichnis	6
1 Einleitung.....	8
1.1 Hintergrund	8
1.2 Zielstellung und Vorgehensweise	10
2 Gewinnung und Nutzung von Magnesium im Weltmarkt	11
2.1 Herstellung von Primärmagnesium.....	11
2.1.1 Rohstoffe zur Primärgewinnung	11
2.1.2 Thermische Reduktionsverfahren.....	12
2.1.3 Elektrolyse.....	13
2.1.4 Vergleich von thermischer Reduktion und Elektrolyse	14
2.2 Anwendungsfelder von Magnesium und seinen Legierungen	15
2.2.1 Magnesiumeinsatz außerhalb von Magnesiumlegierungen	16
2.2.2 Magnesiumlegierungen	17
2.3 Wirtschaftliche Bedeutung und Handelsströme	20
3 Recycling von Magnesiumlegierungen.....	24
3.1 Klassifizierung von Magnesiumschrotten.....	24
3.2 Verunreinigungen in Magnesiumschrotten.....	26
3.3 Umschmelzverfahren.....	27
3.3.1 Salzfrees Umschmelzen	27
3.3.2 Umschmelzen unter Verwendung von Salz	28
3.4 Sekundärlegierungen	29
3.5 Destillation.....	30
3.6 Einsatz von Magnesiumschrotten außerhalb von Magnesiumlegierungen.	31
3.7 Gewinnung von Magnesium-Altschrotten aus Altfahrzeugen	33
4 Modellrechnung mittels LCA	35
4.1 Bisherige Untersuchungen	36
4.2 Beschreibung der Modellierung	37
4.2.1 Funktionale Einheit.....	37
4.2.2 Geltungsbereiche und Systemgrenzen.....	37
4.2.3 Sachbilanz.....	37
4.2.4 Wirkungsabschätzung	39

4.3	Modellierung von Teilprozessen	39
4.3.1	Energie.....	39
4.3.2	Legierungsherstellung	40
4.3.3	Behandlung von Altfahrzeugen.....	41
4.3.4	Vorbehandlung der Magnesium-Altschrotte.....	45
4.3.5	Schutzatmosphäre	46
4.4	Primärmagnesium und Legierung.....	48
4.5	Herstellung einer Sekundärlegierung.....	51
4.6	Destillation von Magnesium-Altschrotten und anschließende Legierung ...	54
4.7	Spezifische Einsparpotenziale.....	56
4.8	Diskussion und Datenlücken	57
5	Expert:inneninterviews	60
5.1	Auswahl der Expert:innen und Durchführung der Interviews.....	60
5.2	Thesen zum Recycling von Magnesium-Altschrotten	61
5.3	Magnesium als kritischer Rohstoff	63
6	Fazit und Ausblick.....	64
7	Literatur.....	66
	Erklärung	76
	Anhang A – EU-Außenhandel.....	77
	Anhang B – Leitfragen der Expert:inneninterviews.....	80

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Thermische Reduktion von Primärmagnesium	12
Abbildung 2: Elektrolyse von Primärmagnesium.....	13
Abbildung 3: Verwendung von metallischen Magnesium.....	16
Abbildung 4: Entwicklung der Primärproduktion von metallischem Magnesium von 1994 bis 2021	21
Abbildung 5: Übersicht von Recyclingverfahren im geschlossenen Kreislauf	24
Abbildung 6: Skizze des Altfahrzeugbehandlungsprozesses bis zum Abtrennen der Magnesiumfraktion.....	45
Abbildung 7: Skizze des Trennprozesses von Aluminium- und Magnesiumstrom mittels Röntgenstrahlung	45
Abbildung 8: Skizze der Modellierung der Primärproduktion mit anschließender Legierung	49
Abbildung 9: Skizze der Modellierung zur Herstellung der Sekundärlegierung ...	52
Abbildung 10: Skizze der Modellierung zur Destillation und anschließender Legierung	54

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Einsparpotenziale bezüglich Treibhausgasemissionen und kumulierten Energieaufwand bezogen auf ein kg Magnesium- legierung im Vergleich zur Primärproduktion	2
Tabelle 2: Potential savings in terms of greenhouse gas emissions and cumulative energy demand based on one kg of magnesium alloy in comparison to primary production	3
Tabelle 3: Stoffliche Eigenschaften und globales Vorkommen von Magnesium, Aluminium und Eisen	8
Tabelle 4: Rohstoffe zur Primärgewinnung mit Magnesiumgehalt und Vorkommen.....	11
Tabelle 5: Vergleich zwischen thermischen und elektrolytischen Prozessen	15
Tabelle 6: Legierungselemente und zugeordnete Buchstaben nach ASTM Standard	18
Tabelle 7: Gegenüberstellung der Klassifikationen von Hydro Magnesium und Ditze und Scharf	25
Tabelle 8: Grenzwerte für High Purity-Qualität von Magnesiumlegierungen	26
Tabelle 9: Zusammensetzung einer Sekundärlegierung AZC1231 nach Patentschrift	30
Tabelle 10: Sekundärkapazitäten in der EU.....	40
Tabelle 11: Anpassung des Legierungsprozesses zur Herstellung von AZ91D	41
Tabelle 12: Behandlung Altfahrzeug nach ecoinvent-Datenbank.....	42
Tabelle 13: Spezifische Abfallmasse je Wertstoffmasse aus der Behandlung von Altfahrzeugen	43

Tabelle 14: Input und Output des angepassten Behandlungsprozesses von Altfahrzeugen.....	43
Tabelle 15: Altfahrzeugbehandlung beim Altfahrzeug-Recyclenden	44
Tabelle 16: Vergleich des Energieeinsatzes für die Altfahrzeugaufbereitung nach Literaturangaben	44
Tabelle 17: Vorbehandlung des Magnesium-Altschrottes zum Recyclen	46
Tabelle 18: Input und Output der Vorbehandlung des Magnesium-Altschrottes....	46
Tabelle 19: Dichte der Gase und Konzentration in der Schutzatmosphäre	47
Tabelle 20: Zusammensetzung der alternativen Schutzatmosphären je kg Magnesium	48
Tabelle 21: Treibhausgasemissionen und kumulierter Energieaufwand der Schutzatmosphäre für 1 kg Schmelze	48
Tabelle 22: Importe von Magnesium-Metall mit Reinheit >99,8 w-% in die EU.....	49
Tabelle 23: Transport der Magnesiumlegierungen, bzw. des Reinformes, nach Europa.....	50
Tabelle 24: Treibhausgasemissionen (THG) und kumulierter Energieaufwand (KEA) der Legierungsherstellung aus Primärmaterial nach Kategorien.....	51
Tabelle 25: Treibhausgasemissionen und kumulierter Energieaufwand je kg AZ91D.....	51
Tabelle 26: Treibhausgasemissionen (THG) und kumulierter Energieaufwand (KEA) der Herstellung einer Sekundärlegierung aus Altschrotten nach Kategorien.....	53
Tabelle 27: Treibhausgasemissionen und kumulierter Energieaufwand je kg AZC1231 Sekundärlegierung	53
Tabelle 28: Treibhausgasemissionen (THG) und kumulierter Energieaufwand (KEA) der Destillation von Altschrotten und anschließende Legierung nach Kategorien	55
Tabelle 29: Treibhausgasemissionen und kumulierter Energieverbrauch je kg AZ91D aus Destillationsprodukt	56
Tabelle 30: Spezifische Einsparpotenziale von Treibhausgasemissionen und kumulierten Energieaufwand auf Basis der Modellierung	57
Tabelle 31: Beschreibung der Tätigkeiten der ausgewählten Expert:innen	60
Tabelle 32: Einschätzungen der Expert:innen zum Recycling von Magnesium- Altschrotten.....	62
Tabelle 33: Außenhandel EU 2019.....	77
Tabelle 34: EU-Außenhandel nach Handelspartnern 2019 HS 810411	77
Tabelle 35: EU-Außenhandel nach Handelspartnern 2019 HS 810419	78
Tabelle 36: EU-Außenhandel nach Handelspartnern 2019 HS 810420	78
Tabelle 37: EU-Außenhandel nach Handelspartnern 2019 HS 810430	79
Tabelle 38: EU-Außenhandel nach Handelspartnern 2019 HS 810490	79

1 Einleitung

Magnesium ist mit rund zwei Gewichtsprozent das achthäufigste Element auf der Erde und das dritthäufigste Metall in der Erdkruste [1]. Die Rohstoffe zu seiner Gewinnung sind praktisch unbegrenzt verfügbar. Durch die hohe Bindungsaffinität zu Sauerstoff und Chlor kommt Magnesium jedoch nicht in Reinform, sondern lediglich als Verbindung vor. Die Herstellung von reinem Magnesium-Metall ist dabei äußerst energieintensiv [2].

1.1 Hintergrund

Magnesium zeichnet sich durch seine geringe Dichte im Vergleich zu Aluminium (-35 %) und insbesondere Eisen (-78 %) aus. Die elektrische und Wärmeleitfähigkeit sind ebenso wie der Schmelzpunkt mit Aluminium vergleichbar. Während Aluminium eine gute Säurebeständigkeit aufweist und von Laugen angegriffen wird, ist dies bei Magnesium umgekehrt der Fall [3]. Magnesium hat jedoch im Vergleich zu Aluminium eine geringere Härte und Festigkeit [4]. Die Eigenschaften von Magnesium, Aluminium und Eisen sind in Tabelle 3 gegenübergestellt.

Tabelle 3: Stoffliche Eigenschaften und globales Vorkommen von Magnesium, Aluminium und Eisen nach [1]

Eigenschaften	Magnesium	Aluminium	Eisen	Einheit
Ordnungszahl	12	13	26	-
Dichte	1,74	2,7	7,87	g/cm ³
Schmelzpunkt	923 (650)	933 (660)	1811 (1538)	K (°C)
elektrische Leitfähigkeit	22,7	37,7	10,3	m/(Ωmm ²)
thermische Leitfähigkeit	156	237	80	W/(mK)
Anteil in Erdkruste	1,9	7,5	4,7	%

Durch eine dünne Oxidschicht auf der Oberfläche ist Magnesium unter Umgebungstemperatur in Luft und Wasser stabil. Wird Magnesium jedoch erhitzt oder kommt mit Wasserdampf in Kontakt, so verbrennt es. Dies stellt besondere Anforderungen an die Verarbeitung von Magnesiummetall im flüssigen Zustand [3].

Erstmals isoliert wurde Magnesium durch Sir Humphrey Davy im Jahr 1808 mittels Elektrolyse von Magnesiumsulfat. Michael Faraday gewann 1833 Magnesium durch die Elektrolyse von Magnesiumchlorid. Die kommerzielle Herstellung von Magnesium nahm unter

Robert Bunsen im Jahr 1852 ihren Anfang. Die Produktion von Magnesium im industriellen Maßstab begann im Jahr 1886 durch die Elektrolyse von Carnallit in Deutschland [3]. Gegenwärtig findet die Herstellung von metallischem Magnesium vorwiegend in China statt. Andere Staaten sind von untergeordneter Bedeutung [5].

Nicht erst seit dem russischen Überfall auf die Ukraine am 24.02.2022 sind die Risiken der Abhängigkeit von einzelnen Lieferländern bekannt. Im Jahr 2019 stammten 94 % der Importe von metallischem Magnesium in die EU aus China. Vorwiegend in der Aluminiumindustrie eingesetztes, hochreines Magnesium sowie Magnesiumlegierungen für konstruktive Anwendungen stammten zu 98 % aus China [6]. Im vergangenen Jahr war der durchschnittliche Preis für Reinmagnesium aus der Provinz Shanxi mit 5.165 US-\$ je t Magnesium etwa doppelt so hoch wie im Fünf-Jahres-Schnitt der Jahre 2017 – 2021 mit 2.607 US-\$ je t Magnesium. Insbesondere seit September 2021 ist eine deutliche Steigerung des Preisniveaus mit in der Spitze über 7.000 US-\$ je t Magnesium zu beobachten, im Wesentlichen bedingt durch eine Rationierung der Energieversorgung in China [7].

Mit dem Circular Economy Action Plan verfolgt die EU eine Strategie mit dem Ziel geschlossene Stoffkreisläufe zu etablieren, die einen bedeutsamen Pfeiler des European Green Deals bildet [8, 9]. Auf nationaler Ebene werden dezidierte Untersuchungen zu Recyclingrohstoffen ebenfalls zunehmend forciert. So erstellt die TU Clausthal im Auftrag der Deutschen Rohstoffagentur (DERA) in der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) gegenwärtig eine Studie zu den in Deutschland verfügbaren Recycling-Kapazitäten diverser Metalle und den dazu verwendeten Technologien [10]. Die Ergebnisse hierzu lagen zum Abschluss dieser Arbeit noch nicht vor. Ebenso erstellte das RWI – Leibniz-Institut für Wirtschaftsforschung eine Studie im Auftrag des Ministeriums für Wirtschaft, Innovation, Digitalisierung und Energie des Landes Nordrhein-Westfalen zur Entwicklung einer Kreislaufwirtschaft in Nordrhein-Westfalen [11]. Die aggregierte Betrachtung von metallischem Magnesium und Magnesiumverbindungen, also Materialien mit verschiedenen Eigenschaften und Einsatzgebieten, kann hier kritisch gesehen werden, jedoch verdeutlicht auch diese Studie, dass der Umbau der gegenwärtigen linearen Wirtschaft zu einer Circular Economy auf verschiedenen politischen Ebenen an Bedeutung gewinnt.

Das Recycling von Magnesiumlegierungen erfolgt gegenwärtig hauptsächlich bei Neuschrotten aus der Produktion [5]. Am Ende der Lebensdauer eines Produktes werden die enthaltenen Magnesiumlegierungen meist gemeinsam mit der Aluminiumfraktion recycelt. Hierbei handelt es sich um ein Recycling im offenen Kreislauf, oder nicht-funktionales Recycling, da prozessbedingt oder beabsichtigt ein Teil des Magnesiums entfernt wird. Die chemischen und physikalischen Eigenschaften der Magnesiumlegierungen, also ihre Funktion, gehen in diesem Sinne partiell verloren. Beim funktionalen Recycling wird ein Material hingegen so recycelt, dass es sich in seiner ursprünglichen Funktion erneut einsetzen lässt [12]. Bell et al. (2017) quantifizieren das funktionale Recycling von Altschrotten in der EU auf unter 10%. Wobei das Recycling hier innerhalb des

Aluminiumkreislaufs erfolgt und hinterfragt werden muss, in welchem Umfang dies als funktional angesehen werden kann [13].

1.2 Zielstellung und Vorgehensweise

Das Hauptziel dieser Bachelorarbeit ist die Quantifizierung der theoretischen Einsparpotenziale von Energie und Treibhausgasemissionen durch ein geschlossenes Recycling von Magnesiumlegierungs-Altschrotten aus Produkten am Ende ihrer Lebensdauer. Hierbei kann es sich um Post-Consumer-Schrotte aus mobilen, elektronischen Anwendungen handeln oder um Magnesiumlegierungs-Altschrotte aus Altfahrzeugen. Letzteres hat aufgrund der eingesetzten Mengen besondere Bedeutung und wird deshalb vordergründig betrachtet.

Die Abschätzung der Potenziale des Recyclings erfolgt als Vergleich zum Markt von primären Magnesiumlegierungen in der EU. Aus diesem Grund wird in Kapitel 2 zunächst die Gewinnung und Nutzung von Magnesium und Magnesiumlegierungen erläutert. Kapitel 3 führt in das Recycling von Magnesiumlegierungen ein und beschreibt anwendbare Techniken und den Stand des bisherigen Recyclings und mögliche Verwertungsrouten.

Zur Quantifizierung der theoretischen Einsparpotenziale erfolgt in Kapitel 4 eine Modellierung der Herstellung einer Magnesiumdruckgusslegierung aus Primärmaterial, des Umschmelzens von Altschrotten zu einer Sekundärlegierung sowie der Destillation von Altschrotten mit anschließender Legierungsherstellung. Die daraus resultierende Ökobilanz ist hierbei auf die Wirkungskategorien Treibhausgasemissionen und kumulierter Energieaufwand reduziert. Die Abschätzung der Einsparpotenziale folgt dem Recycled-Content-Ansatz, nach dem es gilt, die Umwelt in ihrer heutigen Funktion zu erhalten und zu schützen und eine Primärproduktion weitestgehend zu reduzieren [14, 15]. Die Quantifizierung der Potenziale stellt den Kern dieser Abschlussarbeit dar.

Über die Modellierung hinaus wurden Expert:innen befragt. Die Ergebnisse der Gespräche sind in Kapitel 5 dargelegt. Sie dienen zum einen dem Überblick über die derzeitige Recyclingsituation sowie der qualitativen Einordnung theoretischer Einsparpotenziale des Magnesiumrecyclings hinsichtlich Treibhausgasemissionen und Energie. Zum anderen sollen die Möglichkeiten und Grenzen des Recyclings zur Versorgungssicherheit der europäischen Industrie eingeordnet werden.

In Kapitel 6 erfolgt eine kritische Reflexion der ermittelten Ergebnisse der modellierten Ökobilanz und der Expert:inneninterviews. Daran anknüpfend werden Schlussfolgerungen gezogen und ein Ausblick auf den weiteren Forschungsbedarf gegeben.

2 Gewinnung und Nutzung von Magnesium im Weltmarkt

Im Rahmen des zweiten Kapitels soll ein Überblick über die Herstellung von primärem, metallischem Magnesium, die Anwendungsgebiete sowie die Marktsituation gegeben werden. Das Unterkapitel 2.1 betrachtet die eingesetzten Rohstoffe zur Primärerzeugung und die wesentlichen Herstellungsverfahren. Darauf aufbauend werden in Unterkapitel 2.2 die Anwendungsgebiete und die zur Verarbeitung von Magnesiumlegierungen nötige Schutzatmosphäre erläutert. Im Unterkapitel 2.3 wird die grundlegende Marktsituation von metallischem Magnesium dargelegt.

2.1 Herstellung von Primärmagnesium

Bei der Primärproduktion von metallischem Magnesium lassen sich zwei grundsätzliche Herstellungspfade unterscheiden. Zum einen die thermische Reduktion zum anderen die elektrochemische Herstellung mittels Elektrolyse. Die zur Herstellung genutzten Prozesse unterscheiden sich dabei hinsichtlich der Technik, der einsetzbaren Rohstoffe und der verwendeten Energieträger [16].

2.1.1 Rohstoffe zur Primärgewinnung

Zur Gewinnung von Primärmagnesium sind im Wesentlichen sechs Rohstoffe einsetzbar, die in vielen Regionen der Erde vorkommen. Sie unterscheiden sich in ihrer chemischen Zusammensetzung, dem Magnesiumgehalt sowie dem geografischen Vorkommen [17]. Eine Übersicht der Rohstoffe gibt Tabelle 4.

Tabelle 4: Rohstoffe zur Primärgewinnung mit Magnesiumgehalt (in Gewichtsprozent w-%) und Vorkommen nach [17]

Rohstoff	Chemische Formel	Mg-Gehalt	Vorkommen
Magnesit	MgCO_3	28,8 w-%	Brasilien, Österreich, Korea, China, Westküste USA
Dolomit	$\text{MgCO}_3 \cdot \text{CaCO}_3$	28,8 w-%	England, Deutschland, Norwegen, Mexico
Bischofit	$\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	11,96 w-%	Salzseen und Meerwasser (Nebenprodukt der Kaliumgewinnung)
Carnallit	$\text{MgCl}_2 \cdot \text{KCl} \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	8,75 w-%	Mexico, USA, Deutschland, Russland, China, Iran, Israel (Rohstoff zur Kaliumgewinnung)

Rohstoff	Chemische Formel	Mg-Gehalt	Vorkommen
Serpentin	$3\text{MgO} \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	26,33 w-%	Italien, Russland, Kanada (Nebenprodukt der Asbestproduktion)
Meerwasser	Mg^{2+}	Ø 0,129 w-%	Global

Eine weitere mögliche Rohstoffquelle stellt Flugasche aus der Braunkohle-Verfeuerung dar. Diese enthält bis zu 15 w-% Magnesium [5, 18].

2.1.2 Thermische Reduktionsverfahren

Der thermische Reduktionsprozess wird im Folgenden erläutert. Einen Überblick des Prozesses bietet Abbildung 1.

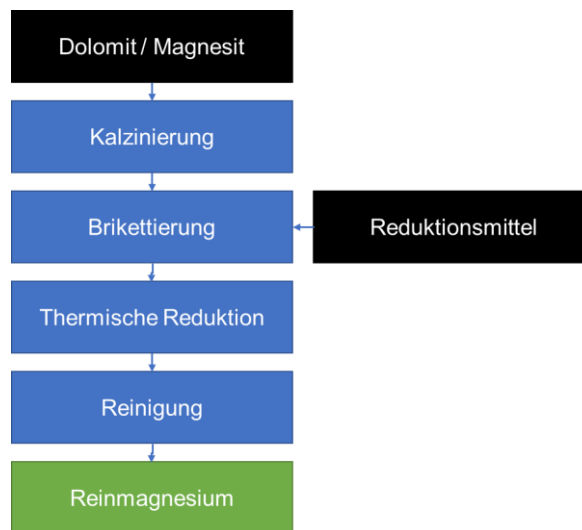


Abbildung 1: Thermische Reduktion von Primärmagnesium | vereinfachte, eigene Darstellung auf Basis von [17]

Primärmagnesium kann mittels thermischer Reduktion aus den Rohstoffen Dolomit und Magnesit gewonnen werden. Hierzu wird der Rohstoff bergbaulich gewonnen und bei Temperaturen zwischen 700 und 1000°C kalziniert. Da sowohl Magnesit als auch Dolomit Karbonate sind, wird bei der Kalzinierung CO_2 freigesetzt. Das kalzinierte Material wird anschließend gemahlen und zusammen mit Eisensilizium und Kalziumkarbid vermengt. Weitere Reduktionsmittel, wie Bauxit, Aluminium oder Aluminiumoxid, können je nach Verfahren ebenfalls eingesetzt werden [17]. Der Input beträgt üblicherweise 10,5 kg bis 11,6 kg Dolomit und 0,7 bis 1,2 kg Eisensilizium je kg Primärmagnesium [16, 19].

Die darauffolgenden thermischen Reduktionsverfahren lassen sich in silikothermische, aluminothermische und carbothermische Verfahren einteilen. Letztere werden gegenwärtig in der Praxis nicht eingesetzt und deshalb nicht weiter betrachtet. Der silikothermische Pidgeon-Prozess wurde in den 1940ern von Prof. Lloyd Pidgeon in Kanada

entwickelt und hat gegenwärtig die höchste praktische Relevanz, da nahezu alle chinesischen Magnesiumherstellenden dieses Verfahren einsetzen [17].

Hierzu wird meist gebrannter Dolomit zusammen mit Eisensilizium und Kalziumkarbid brikettiert und in eine stählerne Retorte mit einer Länge von 2,7 - 3,3 m und einem Durchmesser von 28 – 35 cm gefüllt und luftdicht verschlossen. Die Retorten können vertikal oder horizontal angeordnet werden. Der Prozess wird in der Regel im Vakuum bei Temperaturen von 1.150 – 1.200 °C durchgeführt. Das Magnesium verdampft und kondensiert im gekühlten, vorderen, bzw. oberen Bereich der Retorte [17].

Der silikothermische Bolzano-Prozess wird ebenfalls im industriellen Maßstab in der brasilianischen Magnesium-Produktion eingesetzt. Eingangsmaterial ist auch hier Dolomit, der kalziniert und gemischt mit Ferrosilizium und Kalziumfluorid zu Briketts gepresst wird. Der Kalzinierungsprozess erfolgt unter dem Einsatz von Biomasse. Der Reaktor zur thermischen Reduktion wird intern elektrisch beheizt. Die brasilianische RIMA Group bezieht hierfür elektrische Energie aus Wasserkraft [16, 17, 20, 21].

Anschließend wird das feste Rohmagnesium raffiniert, um Verunreinigungen zu entfernen [17].

2.1.3 Elektrolyse

Eine Alternative zur thermischen Reduktion stellt die Gewinnung von metallischem Magnesium mittels Elektrolyse dar. Der Prozess ist schematisch in Abbildung 2 dargestellt. Es handelt sich dabei um eine vereinfachte Darstellung. Die industriellen Verfahren, die sich in Anwendung befinden, bzw. waren, weichen davon zum Teil ab.

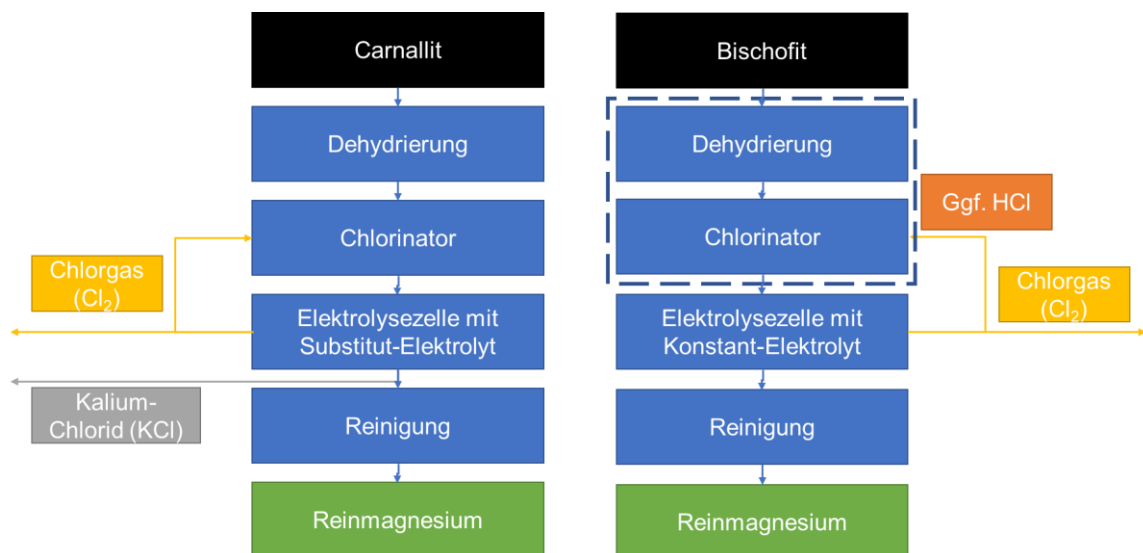


Abbildung 2: Elektrolyse von Primärmagnesium | vereinfachte, eigene Darstellung auf Basis von [17]

Die elektrochemische Herstellung von metallischem Magnesium mittels Elektrolyse benötigt magnesiumsalzhaltige Chloride. Die Rohstoffe Bischofit und Carnallit erfüllen diese Voraussetzung bereits. Andere Rohstoffe müssen, bspw. durch Zugabe von Salzsäure (HCl), in salzhaltige Chloride umgewandelt werden. Nach einer Entfernung von

Störstoffen erfolgt die Dehydrierung der salzhaltigen Chloride. Anschließend wird das Material, je nach verwendeter Technologie, schmelzflüssig oder in fester Form in die Elektrolysezellen gegeben. Das Schmelzen erfolgt in einem Chlorinator. Da bei der Dehydrierung Magnesiumoxide entstehen, werden diese hier im flüssigen Zustand mittels Chlorgas(Cl_2), bzw. Chlorwasserstoff (HCl), in Magnesiumchloride umgewandelt [17]. Der Input für Carnallit beträgt ca. 11,4 kg je kg Primärmagnesium [22].

Der optimale Elektrolyt weist einen geringen ohmschen Widerstand, eine hohe Dichte sowie geringe Kosten auf. Grundsätzlich lassen sich die verwendeten Elektrolyte in Substitut-Elektrolyte und Konstant-Elektrolyte unterscheiden. Beim Einsatz von Carnallit wird ein Substitut-Elektrolyt verwendet. Da die Produkte der Elektrolyse metallisches Magnesium und Chlorgas sind, muss das im Carnallit enthaltene Kaliumchlorid regelmäßig aus der Zelle entfernt werden. Deshalb wird zusätzlich zum Carnallit ausschließlich Natriumchlorid eingesetzt, um die Leitfähigkeit zu erhöhen. Da sämtliche Zusätze geschmolzen und nach der Reaktion schmelzflüssig ausgetragen werden müssen, steigt der Energiebedarf bei steigendem Einsatz von Zusätzen. Das Nebenprodukt Kaliumchlorid kann in der Düngemittelindustrie als Rohstoff verwertet werden. Die Elektrolyse mit Substitut-Elektrolyt wird in Israel, Russland, Ukraine und Kasachstan praktiziert. Die dort eingesetzten Elektrolysezellen werden mit einer Spannung von 4,8 V und einer Stromstärke von 200 kA betrieben [17].

Beim Einsatz von Konstant-Elektrolyten wird der Elektrolysezelle lediglich konstant Magnesiumchlorid zugeführt. Das Konstant-Elektrolyt besteht neben Magnesiumchlorid aus Kalziumchlorid und Natriumchlorid. Durch den Einsatz von Lithiumchlorid lässt sich die elektrische Leitfähigkeit erhöhen. Die Produkte der Elektrolyse sind wiederum zum einen metallisches Magnesium und zum anderen Chlorgas. Das Elektrolyt verbleibt, bis auf geringe Verluste, in der Elektrolysezelle. Anwendung findet dieses Verfahren bei US Magnesium LLC in den USA und voraussichtlich in naher Zukunft bei QSLM in China. Die verwendeten Zelltypen in den USA werden mit einer Spannung von 4,5 V und einer Stromstärke von 180 kA betrieben. Die bei QSLM verwendete Technologie basiert auf der von Hydro Magnesium (heute Magontec) entwickelten und bis zur Produktionseinstellung in Kanada eingesetzten Elektrolysetechnologie. Diese wird bei einer Spannung von 5,3 V und 400 kA betrieben [17].

Das bei der Elektrolyse anfallende Chlorgas kann zur Herstellung von Salzsäure oder in der PVC-Herstellung eingesetzt werden. Im Anschluss an die Elektrolyse wird das gewonnene Magnesiummetall von anhaftenden Schmelzflusssalzen gereinigt [17].

Der Energieverbrauch der Elektrolyse variiert je nach Technologie zwischen 10,5 und 19 kWh / kg Magnesium. Die gegenwärtig oder in Kürze verwendeten Elektrolysetechnologien weisen einen Energieverbrauch zwischen 12 und 15 kWh / kg Magnesium auf [17].

2.1.4 Vergleich von thermischer Reduktion und Elektrolyse

In Tabelle 5 sind die beiden grundsätzlichen Primärverfahren gegenübergestellt. Die Kapitalkosten pro t Erzeugungskapazität belaufen sich für Elektrolyse-Verfahren auf

nahezu das 5 - 9-fache des Pidgeon-Prozesses. Zudem lassen sich in Pidgeon-Anlagen kleine Ausbringungsmengen von 500 – 3000 t/a realisieren, sodass der Einstieg in die Produktion, ebenso wie die Finanzierung erleichtert wird [17]. Es ist zu erwähnen, dass die verwendeten Investitionskosten auf Daten von Anfang der 2000er Jahre basieren. Der Personalbedarf des Pidgeon-Prozesses ist im Vergleich zum elektrolytischen Herstellungsweg um das 4-5-fache höher. Die operativen Kosten werden beim Pidgeon-Prozess als höher bewertet. Unter einheitlichen ökonomischen Bewertungsstandards, gilt die elektrolytische Produktion als günstiger [17]. Wie die Investitionskosten beruht dies auf eine Betrachtung der Weltproduktion Anfang der 2000er Jahre. Auf die gegenwärtige wirtschaftliche Situation wird in Kapitel 2.3 tiefergehend eingegangen. Hinsichtlich der Energiequellen lässt sich Solar- und Windenergie ergänzen, die Anfang der 2000er noch weitestgehend unbedeutend waren [23].

Tabelle 5: Vergleich zwischen thermischen und elektrolytischen Prozessen aus [17]

Vergleichsparameter	Elektrolyse	Thermische Reduktion
Rohstoff	Magnesit Dolomit Bischofit Carnallit Serpentin Meerwasser	Dolomit Magnesit
Energiequelle	Wasserkraft, Gas, Treibstoff	Kohle, Gas
Energiebedarf pro t Mg	18 – 28 MWh	45 – 80 MWh
Herstellprozess	Kontinuierlicher Prozess	Chargen-Fertigung
Investitionskosten pro t Erzeugungskapazität Mg	10000 – 18000 US\$	Bis zu 2000 US\$
Verhältnis Personalbedarf	1x	5x

2.2 Anwendungsfelder von Magnesium und seinen Legierungen

Metallisches Magnesium wird in diversen Anwendungen eingesetzt. Abbildung 3 illustriert diese Anwendungsbereiche aus globaler Sicht. Der größte Teil (45%) wird in der Aluminiumindustrie als Legierungselement genutzt. Auf die Herstellung von Magnesiumlegierungen entfallen 35% des globalen Einsatzes. Ein weiterer Anwendungsbereich ist die Entschwefelung von Roheisen mit 13%. Weitere 7% entfallen auf die Verwendung von Magnesium als Reduktionsmittel in Metallerzeugungsprozessen, als Zusatz zur Kugelgraphitbildung und in Opferanoden in elektrochemischen Prozessen insbesondere als kathodischer Korrosionsschutz [5, 18]. Die relativen Anteile des Magnesiumeinsatzes

zur Herstellung von Magnesiumlegierungen und dem Einsatz als Legierungselement in der Aluminiumindustrie haben sich im Jahr 2020 geringfügig erhöht [24].

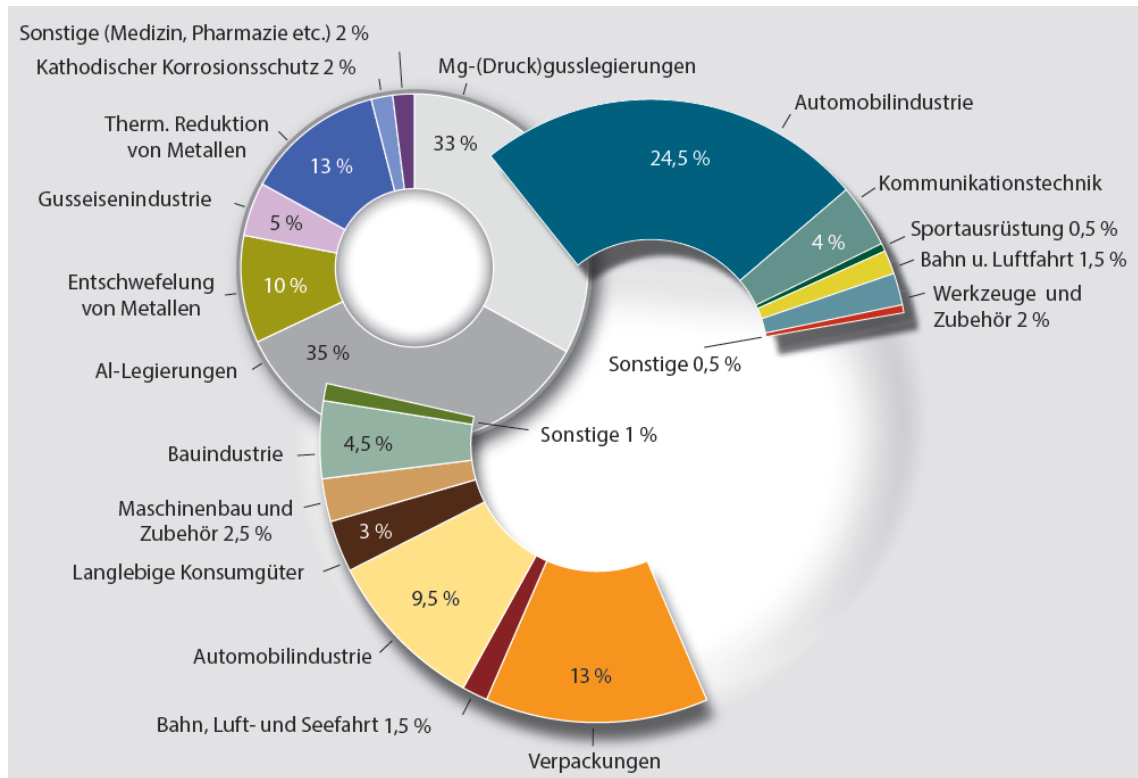


Abbildung 3: Verwendung von metallischen Magnesium | Quelle [5]

2.2.1 Magnesiumeinsatz außerhalb von Magnesiumlegierungen

Durch die Zugabe von Magnesium kann die Festigkeit einer Aluminiumlegierung erhöht werden. Typischerweise kommt Magnesium in den Legierungen der 5xxx- und 6xxx-Gruppe zum Einsatz. Im Jahr 2012 wurden 66% des in die EU eingeführten Magnesiums in der Aluminiumindustrie eingesetzt [13]. Wie Abbildung 3 zu entnehmen, wird der größte Teil des in Aluminiumlegierungen verwendeten Magnesiums in Verpackungsanwendungen, der Automobilindustrie sowie der Bauindustrie eingesetzt.

Etwa 13 % der globalen Magnesiumproduktion kommt zur thermischen Reduktion von Metallen wie Titan, Hafnium oder Zirkonium zum Einsatz. Weitere 10 % werden zur Entschwefelung von Metallen, vor allem Roheisen und Stahl, verwendet [3]. Gemein haben diese Einsatzgebiete, dass das Magnesium im Anschluss nicht mehr in metallischer Form vorliegt, sondern als chemische Verbindung mit anderen Elementen, wie Sauerstoff und Schwefel. Die Substitution von Magnesium zu diesen Einsatzzwecken ist, aus Gründen des in Kapitel 2.3 beschriebenen Versorgungsrisikos, Gegenstand der Forschung [25].

Hinzu kommen Anwendungen von geringer Bedeutung in Hinsicht auf die eingesetzte Menge. Zum kathodischen Korrosionsschutz in Warmwasserspeichern kommt Magnesium durch seine Bindungsaffinität als Opferanode zum Einsatz [18, 26]. Implantate aus Magnesium finden teilweise in der orthopädischen Medizin Anwendung. Durch seine

Korrosionseigenschaften ist Magnesium biologisch abbaubar, löst sich also im Körper auf. Bei zeitlich begrenztem Einsatz von Implantaten, z.B. nach Knochenbrüchen, kann damit auf einen erneuten Eingriff zur Entfernung des Implantats verzichtet werden [27].

Aus erneuerbaren Energien gewonnener Wasserstoff kann zukünftig ein bedeutender Energieträger sein. Neben der Speicherung unter hohem Druck von 350 – 700 bar oder als Flüssigkeit bei Temperaturen von -253 °C, kann eine Speicherung auch in chemisch gebundener Form erfolgen. Magnesium eignet sich hierbei sehr gut als Verbindungselement. Magnesiumhydrid besitzt eine im Vergleich zu anderen Metallhydriden hohe Energiedichte (9 MJ / kg Mg) und der Prozess eine gute Reversibilität [28].

2.2.2 Magnesiumlegierungen

Magnesiumlegierungen zeichnen sich durch eine geringe Dichte bei gleichzeitig hoher Festigkeit aus und sind im Vergleich zu reinem Magnesium deutlich weniger anfällig für Korrosion. Die theoretisch unbegrenzte Verfügbarkeit von Magnesium macht es zudem attraktiv für technische Anwendungen [18, 29].

2.2.2.1 Legierungselemente und Legierungsbezeichnung

Reines Magnesium neigt bei Erstarrung zu Mikroporosität und weist eine geringe Umformbarkeit sowie geringe Zähigkeit auf. Um diese Nachteile zu kompensieren, werden dem Magnesium die Elemente Aluminium und Zink zugesetzt [30]. Der Einsatz von Aluminium erhöht die Härte, Festigkeit sowie Gießbarkeit von Magnesiumlegierungen. Gleichzeitig wird oberhalb von 3 w-% Aluminium die Korrosionseigenschaft verschlechtert. Die Löslichkeit von Aluminium in Magnesium ist auf ca. 12 w-% in Magnesium beschränkt. Zink erhöht die Festigkeit und verbessert die Korrosionseigenschaften. Die Löslichkeit in Magnesium beläuft sich auf ca. 2,5 w-% [31]. Der Einsatz von Mangan erhöht die Korrosionsbeständigkeit, sodass diese drei Elemente als wichtigste Zusätze in Standardlegierungen zum Einsatz kommen. Spezielle Legierungen können zudem Thorium und Cer enthalten, um die Warmfestigkeit zu verbessern. Die Zugabe von Zirkonium dient der Bildung einer feinkörnigen Struktur [32].

Bei der Bezeichnung von Magnesiumlegierungen ist international der ASTM-Standard gebräuchlich [29]. Gleichwohl existieren weitere Systematiken sowie herstellereigene Bezeichnungen [33].

Nach ASTM-Standard stehen die ersten beiden Buchstaben für die Hauptlegierungselemente, dem folgen die auf eine Ganzzahl gerundeten Anteile der Hauptlegierungselemente. Die den Legierungselementen zugeordneten Buchstaben lassen sich aus Tabelle 6 entnehmen. Ein nachfolgender Buchstabe kennzeichnet die Versionsnummer einer bei der ASTM registrierten Legierung gleicher Bezeichnung in den ersten beiden Teilen [34]. D steht für hochreine Legierungen und E für eine hochkorrosionsresistente Legierung. In einem vierten Teil der Legierungsbezeichnung kann zudem eine Kennzeichnung der thermo-mechanischen Bearbeitung mittels der Buchstaben F, O, H, T und

W erfolgen. [35]. Eine AZ91D-Legierung ist also eine hochreine Legierung und enthält ca. 9 w-% Aluminium und 1 % Zink.

Tabelle 6: Legierungselemente und zugeordnete Buchstaben nach ASTM Standard aus [29]

Buchstabe	Element	Buchstabe	Element	Buchstabe	Element
A	Aluminium	J	Strontium	S	Silizium
B	Bismut	K	Zirkonium	T	Zinn
C	Kupfer	L	Lithium	V	Gadolinium
D	Cadmium	M	Mangan	W	Yttrium
E	Seltene Erden	N	Nickel	X	Calcium
F	Eisen	P	Blei	Y	Antimon
G	Magnesium	Q	Silber	Z	Zink
H	Thorium	R	Chrom		

In der breiten industriellen Anwendung haben sich vor allem Gusslegierungen wie beispielsweise AZ91D, AM50A und AM60B etabliert [36].

2.2.2.2 Verarbeitung von Magnesiumlegierungen

Bei der Verarbeitung von Magnesiumlegierungen im flüssigen Zustand muss die Schmelze vor Oxidation geschützt werden. Hierzu können Schutzgase, Salze, Schwefel und Beryllium, bzw. eine Kombination aus diesen, eingesetzt werden. In geringen Mengen kann Calcium und Strontium die Oxidationsneigung ebenso reduzieren [2]. Auf den Schmelzeschutz durch Salze wird in Kapitel 3.3.2 eingegangen.

Zum Schutz der Schmelze durch Schutzgase können verschiedene Gase eingesetzt werden. Lange Zeit wurde aufgrund der hervorragenden Schutzwirkung das Gas Schwefelhexafluorid (SF_6) eingesetzt. SF_6 besitzt jedoch ein hohes Treibhausgaspotenzial (GWP) von 22.800 $\text{CO}_2\text{-eq}$ über einen Zeithorizont von 100 Jahren. Nach dem sechsten Sachstandsbericht des IPCC sogar ein GWP von 25.200 $\text{CO}_2\text{-eq}$ [37]. In der EU ist der großtechnische Einsatz von SF_6 seit 2008 verboten [2, 38]. Der Einsatz in anderen Regionen ist ebenfalls nicht mehr üblich [21]. Die Konzentration von SF_6 in der Schutzgasmischung mit Stickstoff (N_2), Kohlenstoffdioxid (CO_2), Argon (Ar) sowie trockener Luft wird mit 0,1 -0,5 Vol.-% angegeben [2].

Alternativ hierzu kann Schwefel, bzw. Schwefeldioxid (SO_2) eingesetzt werden. Beim Einsatz von Schwefel reagiert dieses mit Sauerstoff zu Schwefeldioxid. Der Schutzmechanismus ist hierbei also der gleiche. Das SO_2 reagiert mit der Schmelze und bildet eine aus Magnesiumoxid (MgO) und in kleineren Anteilen aus Magnesiumsulfat (MgS) bestehenden Schutzfilm. Die Schutzgasmischung enthält üblicherweise zwischen 0,5 bis 1,5 Vol.-% SO_2 , den Rest bildet ein Verdünnungsgas. Hier kommen Kohlenstoffdioxid

(CO₂), Stickstoff (N₂) oder trockene Luft zum Einsatz [2]. Zwar besitzt SO₂ kein nennenswertes Treibhausgaspotenzial, kann jedoch zur Versauerung der Meere und des Bodens beitragen. Die Giftigkeit des Gases macht zudem eine komplexe Anlagentechnik notwendig [2, 39].

Eine geläufige Alternative stellt der Einsatz von 1,1,1,2-Tetrafluorethan (C₂H₂F₄), Handelsname R-134a, bzw. HFC-134a, dar. Es ist im Gegensatz zu SO₂ ungiftig und zudem verhältnismäßig günstig, da es in Massen auch für den Einsatz in Klimaanlage verwendet wird. Bei Reaktion mit der Schmelze entsteht Magnesiumfluorid (MgF₂) in der Schutzschicht. Als Verdünnungsgase kommen trockene Luft sowie CO₂ und N₂ in Betracht. Letztere werden hierbei in der Literatur empfohlen, um die Bildung von hochgiftigem Fluorwasserstoff (HF) zu reduzieren. Der R-134a-Gehalt der Mischung beträgt zwischen 0,3 und 1 Vol-% [2, 40]. Gleichwohl hat R-134a ein hohes GWP von 1430 CO_{2-eq} nach dem vierten Assessment Report des IPCC [2]. Im fünften Assessment Report wird das GWP von R-134a auf 1300 CO_{2-eq} normiert, im sechsten Assessment Report auf 1530 CO_{2-eq} [37].

Bartos et al. (2007) konnten in ihrer Untersuchung beobachten, dass sich R-134a beim Einsatz zum Schmelzeschutz bei Verdünnung mit N₂ zu 98 % zersetzt. Bei Verdünnung mit CO₂ lag die Zersetzung bei 91 %. SF₆ zersetzt sich hingegen zu 18 %. Die tatsächlichen Emissionen von Treibhausgasen liegt somit niedriger als nach der IPCC Methodik bestimmt. Hier wird angenommen, dass der Input der Gase dem Output entspricht [40]. SO₂ war nicht Gegenstand der Untersuchung.

In der Literatur werden als weitere Alternativen der Einsatz von reinem N₂, CO₂ sowie Argon (Ar) beschrieben. Die Schutzwirkung wird hierbei jedoch als unzureichend eingeschätzt. Das vom Unternehmen 3M entwickelte spezielle Schutzgas Novec 612 [40] hat in der Praxis nach Literaturangaben eine geringe Bedeutung [2, 21].

Eine Möglichkeit die negativen Wirkungen der Gase zu umgehen, ist der Einsatz von Calciumoxid (CaO). Bei der Herstellung von Legierungen und deren Verarbeitung kann vor diesem Hintergrund auf den Einsatz der oben genannten Schutzgase verzichtet werden. Für das Recycling stellt der Einsatz von CaO jedoch eine Herausforderung dar, da CaO mit den eingesetzten Schmelzsätzen reagiert und auf diese Weise aus der Legierung entfernt wird. Die schützenden Eigenschaften des CaO gehen auf diese Weise zum Teil verloren [39].

Bauteile aus Magnesiumlegierungen werden meist in einem Gießverfahren hergestellt. Hierbei kommt vorwiegend Druckgusstechnik zum Einsatz. Von geringerer Bedeutung ist Sand- und Kokillenguss. Alternativ lässt sich Magnesium im Semi-Solid-Bereich verarbeiten, dies hat jedoch im Vergleich zu den Gießverfahren, eine untergeordnete Bedeutung [29, 41]. Die Verarbeitung von Magnesiumlegierung wird in Deutschland von 10 – 15 Betrieben durchgeführt [4].

2.2.2.3 Anwendungsfelder von Magnesiumlegierungen

Etwa 10% des globalen Einsatzes von Magnesium entfällt auf die Automobilindustrie. Dies umfasst sowohl den Einsatz von Magnesium in Aluminiumlegierungen als auch in Magnesiumlegierungen [42]. Verwendung finden Magnesiumlegierungen in zahlreichen Bauteilen. Anwendungsbereiche sind das Lenkrad, Armaturenbrett, Gehäuse, Türrahmen oder auch Felgen. Während hier üblicherweise Standardlegierung zum Einsatz kommen, werden für Bauteile des Antriebsstrangs, wie Ölwanne, Getriebe- und Kurbelgehäuse, wärmebeständige Legierungen des AS-, AJ- und AX-Systems eingesetzt [36].

Mit dem zunehmenden Einsatz von elektrischen Fahrzeugen, die fortschreitend auf Basis erneuerbarer Energien betrieben werden, verringern sich die Treibhausgasreduktionen durch die Kraftstoffeinsparung. Gleichwohl wird zur Erhöhung der Reichweite elektrischer Fahrzeuge der Einsatz von Leichtbaustoffen vermutlich nicht an Bedeutung verlieren, wenngleich das Fahrzeuggewicht durch die Rekuperation beim Bremsen weniger Auswirkungen auf die Reichweite hat. Der Vorteil von Metallen im Vergleich zu kunststoffbasierten Konstruktionen liegt im Wesentlichen in ihrer Recyclingfähigkeit [5, 43]. Insbesondere in China gibt es Bestrebungen den Einsatz von Magnesium im Automobilbau auszubauen. Der Anteil soll von 8,6 kg je Fahrzeug im Jahr 2017 auf 45 kg je Fahrzeug im Jahr 2030 steigen [44].

Mitte des 20. Jahrhunderts wurde Magnesium in großem Umfang in militärisch genutzten Flugzeugen und Hubschraubern verbaut. Die heutige Anwendung in zivilen Flugzeugen, wie der Boing 737 oder 747, ist hingegen sehr begrenzt. Dies liegt vor allem in der Entflammbarkeit von Magnesium begründet. Mit der Entwicklung neuer Legierungen, die bspw. Seltene Erden oder Calcium enthalten, soll dieser Herausforderung begegnet werden. Einsatzbereiche solcher Legierungen wären im Interior von Flugzeugen, bspw. den Sitzen, zu finden. Jedoch stellen hohe Kosten für Legierungen mit Seltenen Erden ein Hemmnis für den Einsatz dar [33].

Für mobile Elektronikanwendungen ist die Reduktion von Gewicht aus Komfortgründen ein Ziel beim Design. Aus diesem Grund finden Gehäuse aus Magnesiumlegierungen Anwendung in Mobiltelefonen, Laptops, Kameras und Ähnlichem [36].

Magnesiumlegierungen könnten ebenso in strategischen Zukunftssektoren eine Rolle spielen. Als leichtestes Konstruktionsleichtmetall ist der Einsatz von Magnesium in Exoskeletten, wie sie in der Pflege oder Industrie zum Einsatz kommen könnten, ein vorstellbares Szenario. Diese Eigenschaft könnte auch bei der Herstellung von Drohnen vorteilhaft sein. Ergänzend ist der Einsatz im 3D-Druck sowie als Gehäusematerial für digitale Technologien zu betrachten [45].

2.3 Wirtschaftliche Bedeutung und Handelsströme

Die Produktion von Magnesium ist seit Anfang der 1990er Jahre kontinuierlich gestiegen. Im Zeitraum von 2002 bis 2012 konnten Zuwächse von über 70 % verzeichnet werden [46]. Abbildung 4 illustriert die Entwicklung der Primärproduktion in den Jahren von 1994

bis 2021. Hierbei ist zu beachten, dass das U.S. Geological Survey die US-Produktion aus Geheimhaltungsgründen seit dem Jahr 1999 nicht mehr veröffentlicht. Die Produktion in anderen Staaten basiert teilweise auf Schätzungen [47]. Das Diagramm zeigt nicht nur die Steigerung der Produktion in den vergangenen Jahrzehnten, sondern auch die chinesische Dominanz, die seit den 2000er Jahren erheblich zunimmt.

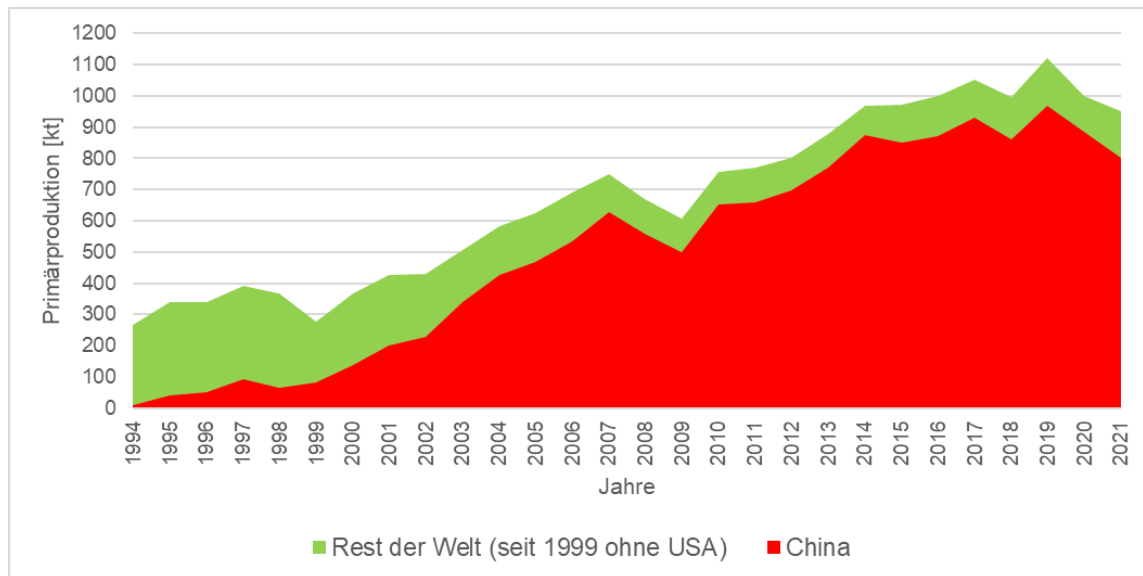


Abbildung 4: Entwicklung der Primärproduktion von metallischem Magnesium von 1994 bis 2021 | eigene Darstellung auf Basis von [47]

Im Jahr 2003 erzeugte China bereits 50 % der Weltproduktion [46], 2016 lag der Anteil bereits bei über 83 % [48]. Eine Erhebung von 2020 geht von 89 % an der Weltproduktion aus [49]. Die Produktion erfolgt größtenteils in den Provinzen Shanxi, Ningxia, Shaanxi und Henan, die sich durch ein hohes Vorkommen an Dolomit auszeichnen. Gleichzeitig steht Kohle, respektive Kokereigas, als Energieträger sowie Silizium und Eisen für den Einsatz als Reduktionsmittel zur Verfügung. Ein hohes Angebot an Arbeitskräften, bei gleichzeitig geringen Lohn- und Energiekosten sind weitere vorteilhafte Standortbedingungen, um die energie- und arbeitsintensive Produktion mittels des Pidgeon-Prozess wirtschaftlich zu betreiben [46].

Mit steigenden Kosten für Energie und Arbeitskräfte erschließen Produzierende in China neue Magnesiumquellen. In Golmud entsteht eine Anlage zur elektrolytischen Produktion von Magnesium aus Bischofit. Die anfängliche Jahreskapazität des mit regenerativen Energien betriebenen Prozesses umfasst 100.000 t reines Primärmagnesium und soll in der letzten Ausbaustufe auf 450.000 t steigen. Das wären etwa 40 - 45 % der gegenwärtigen Weltprimärproduktion. Das Verfahren basiert auf der kanadischen Norsk Hydro-Technologie. Das Nachfolgeunternehmen von Hydro Magnesium, die auch in Deutschland ansässige Magontec, produziert in Golmud mit einer Jahreskapazität von 60.000 t Magnesiumlegierungen. Steigende Umweltauflagen sowie eine seitens der chinesischen Regierung vorangetriebene Konsolidierung verändern die Strukturen in China. Die Zahl der chinesischen Produzenten von derzeit über 80 wird sich in der Folge

voraussichtlich reduzieren. Gleichwohl ist insgesamt mit steigenden Kapazitäten zu rechnen [5].

Die Produktion außerhalb Chinas erfolgen zu deutlich geringeren Anteilen an der Weltproduktion in den USA (4 %), Israel (3%), Brasilien (2%), Russland (1 %) sowie der Türkei (1%). Darüber hinaus gibt es weitere Herstellende in anderen Staaten, die allerdings weniger als 1 % der Produktion ausmachen [49]. Die Herstellung von Magnesium wird in vielen Staaten in Abhängigkeit von der Marktsituation zumindest zeitweise ausgesetzt. Einige Herstellende stellen die Produktion dauerhaft ein [5].

Die Konkurrenz zu den chinesischen Erzeugenden bedingt einige Voraussetzungen, um im Wettbewerb bestehen zu können. Das israelische Dead Sea Magnesium kann durch den verwendete Schmelzflusselektrolyse auf einen kontinuierlichen Prozess mit hoher Automatisierung und Kapazität zurückgreifen. Gleichzeitig sind preisgünstig verfügbare Rohstoffe, wie konzentrierte Salzlösungen, von Bedeutung, um die Konkurrenzfähigkeit zu erhalten [46]. Neben China ist lediglich Israel Nettoexporteur von Magnesium. Alle anderen Staaten können ihren Bedarf nicht aus eigener Produktion decken [5]. Da China der weltweit größte Lieferant von Magnesium ist, sind die chinesischen Preise für Magnesium ein guter Indikator für die Marktentwicklung. Im Jahr 2021 kam es in der zweiten Jahreshälfte zu einem enormen Anstieg des Magnesium-Preises. Am 23.09. wurde mit 70.000 RMB/t (etwa 10.900 US-\$) das Maximum erreicht. Der niedrigste Preis für Magnesium lag im Januar bei 13.950 RMB/t (etwa 2150 US-\$). Im Jahresdurchschnitt belief sich der Preis auf 23943 RMB/t (etwa 3700 US-\$). Hierbei handelt es sich um chinesische Binnenmarktpreise ohne Transport und etwaige Zölle [50]. Während die Marktpreise für Magnesium auf dem europäischen und dem chinesischen Markt vergleichbar sind, schützt die USA ihren Markt durch Anti-Dumping-Zölle. Diese haben ein höheres Preisniveau zur Folge. Importe aus Israel werden ebenso beschränkt [5].

In Europa, bzw. den Ländern der europäischen Union, wird seit Anfang der 2000er kein Primärmagnesium mehr hergestellt [18]. In Deutschland bereits seit dem Ende der 1960er Jahre nicht mehr [46]. Daraus folgt eine vollständige Importabhängigkeit aus Drittstaaten. Etwa 93% des Magnesiumbedarfs werden aus chinesischen Quellen gedeckt [4, 49]. Nach China, den USA und Russland ist Deutschland der viertgrößte Verwendende von Magnesium [5]. Magnesium wird seitens der EU als kritischer Rohstoff betrachtet. Die bedeutendsten Parameter für die Bewertung sind die wirtschaftliche Bedeutung des Rohstoffs sowie das Versorgungsrisiko [51]. Beides wird bei Magnesium als hoch eingeschätzt. Von höherer wirtschaftlicher Bedeutung sind lediglich die kritischen Rohstoffe Naturkautschuk und Tungsten, die jedoch ein geringeres Versorgungsrisiko aufweisen. Seltene Erden weisen ein höheres Versorgungsrisiko, jedoch eine geringere wirtschaftliche Bedeutung auf [49].

Die Strategien zum Umgang mit kritischen Rohstoffen umfassen neben einer heimischen Produktion, der Substitution durch weniger oder nicht kritische Rohstoffe, sowie einer Diversifizierung der Lieferant:innen, auch in besonderer Weise das Recycling von kritischen Rohstoffen [45]. Es gibt gegenwärtig Pläne und Machbarkeitsstudien, die eine innereuropäische Produktion untersuchen. Treiber sind hier neue energieeffiziente

Prozesse sowie die Verfügbarkeit kostengünstiger erneuerbarer Energien [46]. Gleichwohl ist eine zeitnahe Umsetzung eher unwahrscheinlich [5].

Magnesiumlegierungen müssen sich auf dem Markt gegen Substitute, wie Aluminium oder auch Carbonfasern behaupten. Als Indikator für die Substitutionsneigung gilt das Preisverhältnis von Magnesiumpreis zum Preis des Substituts. Für Aluminium wird dies in der Literatur mit ca. 1,5 angegeben, vorausgesetzt die Eigenschaften des Bauteils können mit gleicher Menge beibehalten werden [46]. In Deutschland wurde diese Bedingung in den 1990er Jahren sowie Anfang der 2010er Jahre erfüllt. In jüngerer Zeit lag das Verhältnis jedoch wieder über 1,5 [5].

Bis zum Jahr 2025 wird eine globale Produktion von 1.183.000 t prognostiziert, China wird voraussichtlich weiterhin das Angebot und die Nachfrage dominieren, Europa jedoch ein wichtiger Absatzmarkt bleiben [46]. Die jährliche Wachstumsrate wird für Zeitraum von 2020 – 2025 auf 5 % geschätzt [5], wobei die Auswirkungen der Covid-19-Pandemie nicht berücksichtigt wurden. Im Vergleich zur Produktion anderer Metalle ist die Produktionsmenge von Magnesium eher gering. 2019 betrug die Produktion von Magnesiummetall in Höhe von 1,144 Mt lediglich 0,05 % der Stahl- und 1,16 % der Aluminiumproduktion [52].

3 Recycling von Magnesiumlegierungen

In diesem Kapitel soll das Recycling von Magnesiumlegierungen erläutert werden. Zahlreiche Publikationen, die sich mit dem Recycling von Magnesium befassen, beziehen sich auf elementares Magnesium. Dies umfasst, neben dem Recycling von Magnesiumlegierungen, das in anderen Kreisläufen recycelte elementare Magnesium. Hier ist insbesondere das Recycling von Aluminiumschrotten zu nennen, die in unterschiedlichem Umfang Magnesium als Legierungselement beinhalten [53, 54]. Bell et. al. (2017) betrachten auch dezidiert das Recycling von Magnesiumlegierungen am Ende der Lebensdauer von Produkten. Dies geschieht in gängiger Praxis innerhalb des Aluminiumstroms [13, 21, 55].

Die vorliegende Arbeit legt den Fokus jedoch auf das Recycling von Magnesium-Altschrotten in einem geschlossenen Kreislauf. Magnesiumlegierungen sollen hierbei so recycelt werden, dass sie wieder als Magnesiumlegierung einsetzbar sind und somit ihre Funktion erhalten wird. Einen Überblick des hier betrachteten Recyclings in geschlossenen Kreisläufen gibt Abbildung 5.

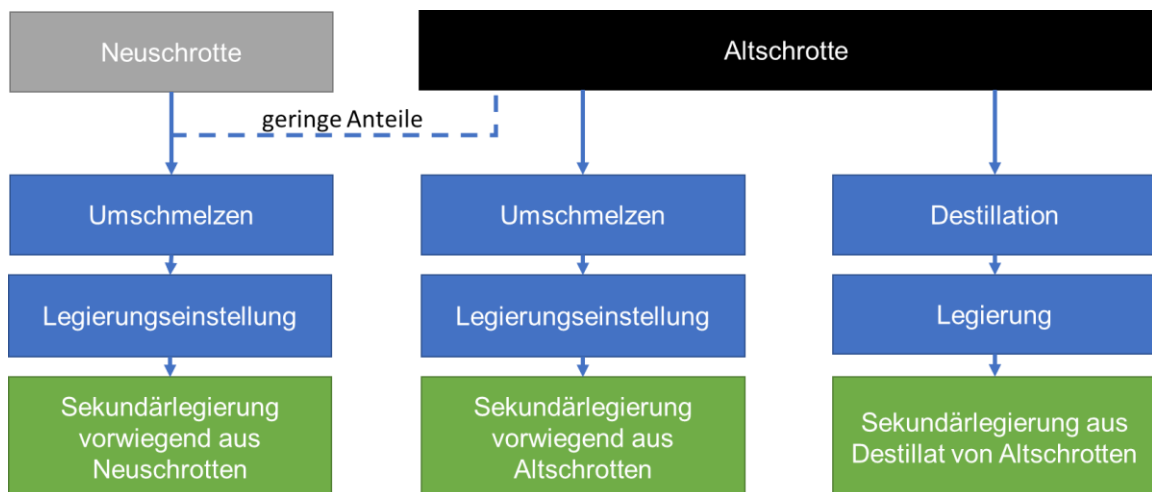


Abbildung 5: Übersicht von Recyclingverfahren im geschlossenen Kreislauf | eigene Darstellung

3.1 Klassifizierung von Magnesiumschrotten

Unter dem Begriff Magnesiumschrotte lassen sich verschiedene Schrottarten subsumieren. Zur Klassifikation der einzelnen Schrotte wurden unterschiedliche Systeme entwickelt. In Tabelle 7 wird das System von Hydro Magnesium, der Klassifizierung von Scharf [2], bzw. Ditze und Scharf [56] gegenübergestellt. Das von Hydro Magnesium entwickelte System teilt Schrotte in acht Klassen ein. Die Klassen 1-7 müssen eine bekannte Zusammensetzung nach dem ASTM-System der Legierungen AZ, AM, AS oder AE haben. Andere Schrotte werden der Klasse 8 zugeordnet. Post-Consumer-Schrotte werden ebenfalls meist der Klasse 8 zugeordnet, da sie nicht in einem ausreichenden Maße sortiert sind. Darüber hinaus existieren weitere Klassifikationssysteme in der Literatur,

die teils genauere Unterscheidungen vornehmen [57, 58]. Ditze und Scharf (2008) teilen Magnesiumschrotte in neun Klassen, bzw. Typen ein. Post-Consumer-Schrotte werden hierbei Typ 3 zugeordnet [2, 56]. Beim Vergleich der in der Literatur dargelegten Recyclingverfahren für Schrotte unterschiedlicher Klassen, muss aus diesem Grund das Klassifikationssystem beachtet werden.

Die Klassifikation von Hydro Magnesium berücksichtigt zudem die Anforderungen an die Lagerung und den Transport von Magnesiumschrotten. Schrotte der Klassen 1 – 3 müssen lediglich vor Feuchtigkeit geschützt werden. Von den Klassen 4 bis 6 geht ein erhöhtes Gefahrenpotenzial aus. Sie sollten aus diesem Grund in belüfteten Stahlbehältern gelagert werden. Beim Transport sind zudem die Kennzeichnungspflichten und Regularien in den einzelnen Staaten zu beachten [58].

In der Praxis wird die Unterscheidung teilweise auf Klasse-1-Schrotte und nicht-Klasse-1-Schrotte reduziert, da Klasse-1-Schrotte ohne weitere Behandlung umgeschmolzen werden können und nicht-Klasse-1-Schrotte eine Vorbehandlung in unterschiedlicher Form benötigen [59]. Zur Bedeutung der Klassifizierungssysteme im Handel mit Magnesiumschrotten liegen keine Erkenntnisse vor.

Tabelle 7: Gegenüberstellung der Klassifikationen von Hydro Magnesium [58] und Ditze und Scharf [2, 56]

Klasse / Typ	Hydro Magnesium nach [58]		Scharf [2] bzw. Ditze und Scharf [56]
	Beschreibung	Beispiele	Beschreibung
1	sortierte, saubere Schrotte	Produktionsschrotte wie Läufer, Angüsse, Ausschussteile, etc.	sauberer, kompakter Schrott mit bekannter Zusammensetzung, keine Cu- und oder Ni-Verunreinigungen
2	sortierte, saubere Schrotte mit Einschlüssen	Ausschussteile mit metallischen Einschlüssen	Ausschussteile, lackiert, organische Anhaftungen, teilweise Stahl- und Al-Eingüsse, keine Cu- und/oder Ni-Verunreinigungen
3	sortierte, ölige oder lackierte Schrotte		schmutziger, kompakter Schredder- und Demontageschrott, ölig, nass, lackiert, mit Anhaftungen von Sand, Cu, Ni und Ferrosilizium / Altschrott bzw. PCS
4	sortierte, trockene und saubere Späne	Späne aus der mechanischen Bearbeitung von Magnesiumteilen	a) saubere und trockene Späne b) ölige und nasse Späne c) ölige, nasse Schalen aus den Gussformen, Grate und Läufer d) Sägespäne e) Strahlschlamm (Sandstrahlen)
5	sortierte, ölige, feuchte Späne	Späne aus der mechanischen Bearbeitung von Magnesiumteilen unter der Verwendung von Öl oder Öl-Wasser-Emulsionen	Dross von der Schmelzeoberfläche vom salzfreien Schmelzen

Klasse / Typ	Hydro Magnesium nach [58]		Scharf [2] bzw. Ditze und Scharf [56]
	Beschreibung	Beispiele	Beschreibung
6	Schlacke - salzfrei	salzfreie Reststoffe, vor allem Oxide), von der Schmelzoberfläche, teilweise Reststoffe von Tiegelboden beim salzfreien Schmelzen [36]	Tiegelschlamm (vom Tiegelboden) vom salzfreien Schmelzen
7	Schlämme - salzhaltig	salzhaltige Reststoffe vom Tiegelboden	salzhaltige Rückstände, Black Dross
8	gemischte und geringwertige Schrotte	gemischte Magnesiumlegierungen, Altschrotte, geringwertiges Magnesium und Teile, die anderen Kategorien nicht zugeordnet werden können	nichtmetallische Rückstände
9	-	-	intermetallische Verbindungen

3.2 Verunreinigungen in Magnesiumschrotten

Organische Verbindungen, Oxide sowie andere Metalle können Verunreinigungen von Magnesiumschrotten darstellen.

Organische Verbindungen wie Lacke und andere Beschichtungen lassen sich mit mechanischen, chemischen oder thermischen Methoden vor dem Schmelzprozess entfernen. Hierzu gehört das Zentrifugieren oder Auspressen von Ölen sowie das Abbrennen von Lacken. Zur Entfernung von Magnesium-Oxiden, die durch Reaktion der Magnesiumlegierungen mit der Umgebung entstehen, werden Salze eingesetzt [2]. Näheres hierzu wird in Kapitel 3.3.2 erläutert.

Die bedeutendsten metallischen Verunreinigungen sind Nickel, Eisen, Kupfer und Kobalt [58]. Sie führen zu einer erhöhten Korrosion der Magnesiumlegierung und sind somit auf strenge Grenzwerte beschränkt. Eingetragen werden diese Verunreinigungen unter anderem durch Aluminiumlegierungen mit erhöhtem Kupfergehalt, nickelhaltige oder kobalthaltige Farbpigmente sowie Stahl. Altschrotte sind in besonderem Maße davon betroffen [60].

Um High-Purity-Qualität zu erreichen, müsste der Altschrott so weit aufbereitet werden, dass die in Tabelle 8 angegebenen Grenzwerte eingehalten werden.

Tabelle 8: Grenzwerte für High Purity-Qualität von Magnesiumlegierungen aus [2]

Elemente mit schädlichen Wirkungen auf die Korrosionsbeständigkeit					
Element	Fe	Cu	Ni	Restliche Verunreinigungen	Σ metallische Verunreinigen
Grenzwert [ppm]	10-50	80-250	10	<100	<300

Die Löslichkeit von Nickel in flüssigem Magnesium bei 650°C beträgt ca. 32 w-% und stellt somit keinen hemmenden Faktor für einer Verunreinigung dar. Bei Zugabe von 3 w-% Aluminium lässt sich die Löslichkeit auf 0,15 w-% senken. Die Zugabe von Mangan erhöht diesen Effekt.

Eisen hat bei 650°C eine Löslichkeit von 0,018 w-% in reinem Magnesium. Durch den Einsatz von Aluminium und Mangan lässt sich Eisen aus der Schmelze entfernen. Bor, Beryllium, Zirconium sowie Titan eignen sich ebenfalls. Die Entfernung von Eisen ist vor diesem Hintergrund im metallurgischen Verfahren möglich [58].

Im Vergleich zu Eisen, Nickel und Kobalt hat Kupfer eine weniger schädliche Wirkung auf die Korrosionseigenschaften einer Magnesiumlegierung. Jedoch besteht, wie bei Nickel, eine hohe Löslichkeit in reinem Magnesium von 70 w-% bei 650°C. Die Entfernung von Kupfer ist lediglich mittels Destillation möglich. Eine Verdünnung mit reinem Magnesium kann den Gehalt in der Schmelze reduzieren [58]. Bei der Sekundärlegierung AZC1231 wird Kupfer in intermetallischen Phasen gebunden, sodass die Korrosionseigenschaften trotz erhöhtem Kupfergehalt nicht wesentlich verschlechtert werden [61].

Kobalt ist in Hinblick auf die Korrosionseigenschaften einer Magnesiumlegierung ebenso schädlich wie Nickel. Dennoch existieren keine konkreten Grenzwerte zum Kobaltgehalt in Magnesiumlegierungen [58]. Entfernenbar ist Kobalt lediglich durch Destillation der Schrotte.

3.3 Umschmelzverfahren

Umschmelzverfahren zum Recycling von Magnesiumlegierungen lassen sich in salzfreies Umschmelzen und das Umschmelzen unter Verwendung von Salzen unterscheiden. Gemein haben diese Verfahren, dass metallische Verunreinigungen nicht entfernt werden können. Verunreinigungen durch Magnesiumverbindungen, wie Magnesiumoxid, lassen sich jedoch durch den Einsatz von Salz entfernen [2].

Die zur Umschmelzung von sauberen Neuschrotten benötigte Energie beläuft sich auf 1 – 1,5 kWh / kg Magnesiumlegierung und somit nur 5-10 % der zur Herstellung von Primärmaterial benötigten Energie [2]. In geringeren Mengen können Altschrotte auf diesem Weg ebenfalls recycelt werden, ohne dass einzuhaltende Grenzwerte überschritten werden [59, 62]. Zur Auswirkung auf die benötigte Energie zum Umschmelzen liegen keine Erkenntnisse vor.

3.3.1 Salzfreies Umschmelzen

Das salzfreie Umschmelzen lässt sich nur für Schrotte mit geringen Oxid-Anteil praktizieren. In der Regel trifft dies nur auf saubere Neuschrotte (Klasse 1) zu. Verwendung findet das salzfreie Umschmelzen vor allem beim In-House-Recycling von Druckgussherstellenden. Untersuchungen konnten zeigen, dass das Sekundärmaterial die Anforderungen an eine hochreine Legierung erfüllt [63].

Der Prozess besteht aus mehreren Schritten. Zunächst werden die Schrotte auf ca. 350°C vorgeheizt, um eventuell anhaftende Feuchtigkeit zu entfernen und Hydroxide zu zersetzen. Der Schmelzprozess erfolgt unter dem Einsatz von Schutzgasen, um unerwünschte Reaktionen mit der Umgebung zu verhindern. Die Schmelze wird durch gängige Verfahren wie Flotation, Filtrierung, Gas-Spülung und Absetzen gereinigt. Die entstehende Schlacke an der Oberfläche sowie der Tiegelschlamm am Tiegelboden werden regelmäßig entfernt. Die gereinigte Schmelze wird zwischen der Oberfläche und dem Tiegelboden entnommen, um eine Verunreinigung zu unterbinden. Der Einsatz von Mehrkammersystemen ist dabei üblich. Meist steht ein Aggregat zum Schmelzen und Reinigen sowie ein Aggregat zum Einstellen der Schmelze für das Gießen zur Verfügung. Anschließend wird die Magnesiumlegierung in Barren gegossen oder steht für den Druckguss-Prozess in geschmolzener Form zur Verfügung [2, 58, 63].

3.3.2 Umschmelzen unter Verwendung von Salz

Beim Umschmelzen unter der Verwendung von Salz kommen unterschiedliche Schmelz- und Raffinationssalz-Mischungen zum Einsatz. Schmelzsätze bestehen aus Kalziumchlorid (CaCl_2), Magnesiumchlorid (MgCl_2), Kaliumchlorid (KCl) und Natriumchlorid (NaCl). Sie verfügen über eine Dichtedifferenz zwischen 0,15-0,20 g/cm^3 im Vergleich zur geschmolzenen Magnesiumlegierung und ein hohes Fließvermögen. Raffinationssatz-Mischungen enthalten zusätzlich Magnesiumfluorid (MgF_2), Kalziumfluorid (CaF_2) sowie Magnesiumoxid (MgO). Ihre Dichtedifferenz zum geschmolzenen Magnesium beträgt zwischen 0,5 – 0,8 g/cm^3 bei höherer Viskosität im Vergleich zu Schmelzsätzen. Bedingt durch die höhere Dichte sinken die Salze zum Tiegelboden. Ein geringer Teil verbleibt durch die Oberflächenspannung an der Oberfläche der Schmelze. Dadurch wird sie vor Oxidation geschützt, sodass der Einsatz einer Schutzatmosphäre nicht zwingend nötig ist. Die eingesetzte Menge des Raffinationssalzen hängt vom Oxidgehalt des Schrottes ab [58, 63].

Beim Recycling werden zunächst die Salze geschmolzen und anschließend der Schrott hinzugegeben, sodass die Oxidation des Magnesiums unterbunden wird. Das flüssige Magnesium und die geschmolzenen Salze werden anschließend gemixt, damit möglichst viele Oxide in Kontakt mit den Salzen kommen. Dies erfolgt durch ein Rührwerk oder mittels Spülung mit einem Inertgas. Kombinationen sind ebenfalls denkbar. Die Oxide haften an den Salzen und gelangen so zum Tiegelboden. Nach dem Setzen sind Magnesiumschmelze und Salze dichtebedingt getrennt. Das Magnesium lässt sich Abschöpfen und die an den Salzen haftenden Oxide gemeinsam austragen [58, 63].

Das Umschmelzen von Schrotten unter dem Einsatz von Salz erfolgt in der Regel in Mehrkammeröfen, bzw. einem Schmelz- und einem Gießofen. Schmelzen und Reinigen werden so vom Gießen getrennt. Dies erlaubt die korrekte Einstellung der Schmelze an die Anforderungen einer hochreinen Legierung [58, 63].

Nachteile des Umschmelzens unter Salzeinsatz sind die Freisetzung korrosiver Chlor- und Salzsäuregase, Metalleinschlüsse im zu deponierenden Schlamm sowie Salzeinschlüsse im Metall, die zu verstärkter Korrosion führen [2, 63].

Geeignet ist das Umschmelzen unter Einsatz von Salzen für nahezu alle Magnesiumlegierungen von bekannter Zusammensetzung. Bei Legierungen die als Elemente Calcium, Strontium oder Seltene Erden beinhalten, gehen diese beim Umschmelzen unter Verwendung von Salz verloren [58].

3.4 Sekundärlegierungen

Die Herstellung von Sekundärlegierung stellt einen Spezialfall des Umschmelzens unter dem Einsatz von Salz dar. Meist gelten als Sekundärlegierung sowohl Legierungen, die aus Produktionsschrotten erschmolzen werden als auch solche die auf Magnesiumlegierungs-Altschrotten basieren. Da diese Untersuchung das Recycling von Altschrotten fokussiert, werden im Folgenden Sekundärlegierungen auf Basis von Altschrotten verkürzt als Sekundärlegierungen bezeichnet.

Eine zentrale Herausforderung für den Einsatz von Magnesiumlegierungen ist ihre Korrosionsbeständigkeit. Um dies zu erreichen, dürfen in der Legierung lediglich geringe Teile Kupfer, Nickel und Eisen enthalten sein. Altschrotte sind häufig mit Kupfer und Nickel verunreinigt, sodass dieser Umstand die Entwicklung von Sekundärlegierungen notwendig macht, wenn bedeutende Anteile von Altschrott eingesetzt werden sollen [61].

Die Legierung AZ91B mit einem maximalen Siliziumgehalt von 0,5 w-% und einem maximalen Kupfergehalt von 0,35 w-% kann als mögliche Sekundärlegierung betrachtet werden. Diese weist jedoch ein mangelhaftes Korrosionsverhalten auf, wodurch der Einsatz nur eingeschränkt in nicht korrosionsbedrohten Bereichen möglich ist [2, 56].

Eine Verbesserung demgegenüber stellt die Legierung AZC1231 dar. Sie kann als Substitut für die Standardlegierung AZ91D dienen und enthält bis zu 1 % Kupfer. Untersuchungen zeigten, dass trotz des erhöhten Anteils an Kupfer und Nickel vergleichbare Eigenschaften in Relation zur Standardlegierung erzielt werden können. Zurückzuführen ist dies auf eine vorteilhafte Mikrostruktur, in der die Verunreinigungen in metallische Phasen eingebunden werden und so ihre korrosionsfördernden Eigenschaften gehemmt werden [2]. Lediglich die Duktilität der Sekundärlegierung ist geringer. Ein Einsatz für Bauteile, die durch eine hohe Dehnung beansprucht werden können, ist aus diesem Grund nicht möglich. Dies kann beispielsweise in crashrelevanten Bauteilen im Automobilbereich der Fall sein. Als Einsatzgebiete kommen hingegen nicht sicherheitsrelevante Bauteile im Automobilbau sowie Gehäuse für Elektronik und Werkzeuge in Frage [64].

Die Legierung AZC1231 setzt sich gemäß Patentschrift [61] wie in Tabelle 9 zusammen. Angegeben ist dabei eine Bandbreite an patentierten Zusammensetzungen.

Tabelle 9: Zusammensetzung einer Sekundärlegierung AZC1231 nach Patentschrift [61] (Angaben in w-%, Rest Magnesium)

Legierung	Al	Zn	Mn	Cu	\sum Ni+Co+Fe+Si+Zr+Be
Standard	10-20	2,5-10	0,1-2	0,3-2	2
Bevorzugt	11-18	3-8	0,3-1,5	0,3-2	1,5
Besonders bevorzugt	12-16	3-5	0,5-1	0,45-0,8	1

Im Rahmen einer Untersuchung der Legierung AZC1231 im industriellen Maßstab, konnte eine verbesserte Gießbarkeit im Vergleich zur AZ91D-Legierung nachgewiesen werden. Als Versuchsobjekt wurden Gehäuse von Navigationsgeräten gegossen und anschließend Versuche an diesen durchgeführt. Die Festigkeit der AZ91D-Legierung und der Sekundärlegierung waren vergleichbar, während die Dehnungskennwerte der AZC1231-Legierung im Vergleich reduziert waren. Die standardmäßig verwendeten Stanzwerkzeuge zur Entfernung des Angusses und der Grate vom Bauteil waren für die Sekundärlegierung nicht geeignet [2, 64].

Die Korrosionsrate der Recyclinglegierung ist im Vergleich zur Standardlegierung AZ91D um den Faktor 2 erhöht. Gleichwohl wurden die Korrosionseigenschaften der AZC1231 in Anbetracht der hohen Verunreinigung als gut eingeschätzt [2]. Verbessert werden kann die Korrosionseigenschaft durch den Einsatz geringer Mengen Strontium, Calcium sowie Seltener Erden [61].

Die Entwicklung einer Sekundärlegierung als Substitut einer AM50-Legierung wurde ebenfalls erforscht. Auch hier konnte nachgewiesen werden, dass die geforderten Eigenschaften einer AM50-Legierung technisch erreichbar sind [65, 66]. Der Einsatz von Sekundärlegierungen als Substitut für Primärlegierungen lässt sich auf Basis der Untersuchungen für verschiedene Legierungen umsetzen [2, 56]. Dennoch muss hierfür die Verunreinigung der Schrotte durch geeignete Aufbereitung begrenzt werden.

3.5 Destillation

Bei stark verunreinigten Schrotten ist eine schmelzmetallurgische Raffination als kostengünstiges metallurgisches Standardverfahren zur Entfernung von Verunreinigungen auf Grund des unedlen Charakters von Magnesium nicht anwendbar. Eine Entfernung von Verunreinigungen ist lediglich durch Fällung oder Destillation möglich [67].

In Untersuchungen konnte nachgewiesen werden, dass sich mittels Fällung von Nickel unter Einsatz von Zirkon und Aluminium der Nickelgehalt auf 100 ppm gesenkt werden kann. Dies wäre ausreichend zur Herstellung einer Sekundärlegierung, entspricht jedoch noch nicht einer hochreinen Qualität von 10 ppm [67]. Die Fällung kann somit unter

Umständen bei der in Kapitel 3.4 dargestellten Herstellung von Sekundärlegierungen bedeutsam sein, wird jedoch im Folgenden nicht weiter betrachtet.

Die Destillation von Magnesiumlegierungs-Altschrotten kann zum Einsatz kommen, wenn die Schrotte zu stark verunreinigt sind oder reines Magnesium als Recyclingprodukt hergestellt werden soll. Grundsätzlich lässt sich die Destillation unter atmosphärischen bzw. vakuumösen Bedingungen durchführen. Durch die Druckreduzierung lässt sich die Verdampfungstemperatur senken. Dem gegenüber stehen höhere Kosten für die Ausstattung [2].

Zhu et. al. (2001) untersuchten die Vakuumdestillation von Magnesiumschrotten bei unterschiedlicher Materialzusammensetzung, Temperaturen und Destillationsdauer. Die hierfür genutzte Apparatur ist mit dem beim Pidgeon-Prozess genutzten Retorten vergleichbar und funktioniert nach dem gleichen Prinzip. Es konnte eine Rückgewinnungsrate von Magnesium von ca. 80 % bezogen auf die eingesetzte Masse von Magnesium erzielt werden. Die Destillation wurde hierzu bei 850°C für 6 Stunden durchgeführt. Die Rückgewinnungsrate steigt, bei einer Destillationsdauer von 6 Stunden, mit der Temperatur bis ca. 1000°C an und verbleibt bei weiterer Temperaturerhöhung auf gleichem Niveau. Bei einer Destillationstemperatur von 850 °C und Variation der Destillationsdauer konnte eine Steigerung bis ca. 18 Stunden beobachtet werden [68]. Zu ähnlichen Ergebnissen hinsichtlich der Rückgewinnungsrate kamen Kretz et. al. (2011). Sie setzten hierzu eine Apparatur auf Basis eines Induktionsofens ein und untersuchten zusätzlich magnesiumhaltige Reststoffe [69].

Durch den breiten Einsatz von AZ-Legierungen stellt sich bei der Destillation ein Hindernis ein. Die Verdampfungstemperatur von Zink ist geringer als die von Magnesium. Das Destillat enthält somit größere Verunreinigungen an Zink, sodass das Produkt kein reines Magnesium darstellt [2, 69].

Die zur Destillation nötige Endenergie beläuft sich auf ca. 3-9,2 kWh/kg Magnesium, abhängig von der verwendeten Technologie und den eingesetzten Energieträgern [2, 67, 69]. Aufgrund der hohen Energiekosten und vorhandenen alternativen Verwertungswege, wird die Destillation meist als nicht wirtschaftlich betrachtet [70]. Bei Änderung der Preise von Magnesiummetall sowie anlagentechnischer Verbesserungen könnte die Destillation jedoch einen attraktiven Verwertungsweg darstellen. Insbesondere die Gewinnung von reinem Magnesiummetall wird als Vorteil gegenüber Sekundärlegierungen gesehen [2, 68, 69].

3.6 Einsatz von Magnesiumschrotten außerhalb von Magnesiumlegierungen

Wie in Kapitel 2.2.1 dargestellt, ist die Aluminiumindustrie nach wie vor der größte Abnehmer von metallischem Magnesium. Gleichzeitig gelangt ein Großteil der Magnesiumlegierungen am Ende der Produktlebensdauer in den Aluminiumkreislauf und wird in

diesem recycelt [13, 55]. In Europa stellt der Einsatz von Magnesium-Altschrotten als Legierungselement den einzigen bedeutsamen Pfad zum funktionalen Recycling dar [5]. Beim Aluminiumrecycling können umschmelzendes und raffinierendes Recycling unterschieden werden. Recycelnde schmelzen hochwertige Schrotte, die nicht oder nur geringfügig verunreinigt sind, um. Dies kann beispielsweise bei demontierten Teilen der Fall sein. Dabei ist dem Recycelnden daran gelegen, die Legierungselemente zu erhalten. Hier kann davon ausgegangen werden, dass etwa 2/3 des Magnesiums als Legierungselement weiter seine Funktion erfüllt. Ziel des raffinierenden Recyclings ist es, das Aluminium in hoher Reinheit wieder aufzubereiten. Magnesium wird dabei meist durch den Einsatz von Chlor nahezu vollständig entfernt. Es verbleibt in der Schlacke, die lediglich als Zuschlagsstoff bei der Betonherstellung, in der Zementindustrie oder zur Mineralwolleherstellung eingesetzt wird. Eine Analyse von Bell et al. (2017) ergab, dass lediglich 8,75 % der in der EU verfügbaren Magnesiumlegierungen aus Altfahrzeugen innerhalb der EU funktional recycelt werden und somit Primärmagnesium substituieren [13]. Beiträge in Fachzeitschriften der Recyclingbranche deuten zudem auf ein wachsendes Interesse an der Abscheidung von freiem Magnesium aus dem Aluminiumstrom hin [71, 72].

Würden die Schrotte mit steigendem Aufwand aufbereitet werden, um sie als Magnesiumlegierung wieder einzusetzen, gleichzeitig aber der Einsatz von mehr Primärmagnesium in der Aluminiumindustrie nötig sein, so wären keine zusätzlichen Energie- und Treibhausgaseinsparungen erwartbar [73]. Gleiches gilt für den Einsatz von Magnesium zur Kugelgraphitbildung in der Gusseisenindustrie sowie zur Entschwefelung von Roheisen. Diese Verwertungswege können dann ökologisch sowie ökonomisch als sinnvoll erachtet werden, wenn der Rücklaufstrom an Strukturmagnesium hier verwertet werden kann und Primärmagnesium umfassend ersetzt wird. Dies liegt in der Tatsache begründet, dass auf diese Weise am wenigsten Primärmagnesium benötigt wird und anfallende Reststoffe minimiert werden [1], wengleich dies ein Downcycling des Magnesiums darstellt.

Die erhöhten Gehalte an Kupfer und Nickel in der Schredderfraktion stellt für die Roheisenentschwefelung kein Hindernis dar. Die Standardlegierungen AZ91 sowie AM50 bzw. AM60 eignen sich ebenso wie die im Automobilbau eingesetzte Legierung AJ62 oder AS21-41 [2]. Für den Einsatz von Magnesiumreststoffen, wie beispielsweise Schlacken, zur Entschwefelung von Roheisen in der Stahlindustrie oder als Kugelgraphitbildner bei der Herstellung von Gusseisen, müssen diese umfangreich aufbereitet werden [4].

Schrotte mit den Legierungszusammensetzungen AZ31, AZ61 sowie AZ63 können für die Herstellung von Opferanoden zum Korrosionsschutz im Frischwasserbereich eingesetzt werden [2].

Die Herstellung von Aerogelen zum Einsatz als thermische und akustische Isolatoren ist Gegenstand der Forschung und könnte einen Verwertungsweg für minderwertigen Magnesiumschrott darstellen. Die dabei erzielten Eigenschaften sind mit denen herkömmlicher Isolierungen, bzw. Dämmstoffen vergleichbar [74].

3.7 Gewinnung von Magnesium-Altschrotten aus Altfahrzeugen

Da der größte Teil der Magnesiumlegierungen in der Automobilindustrie eingesetzt wird, sind Altfahrzeuge die Hauptquelle für Magnesium-Altschrotte. Zudem kann davon ausgegangen werden, dass sich Magnesiumlegierungen aus Automobilen, mittels Demontage oder Sortierung nach dem Schreddern, leichter gewinnen lassen, als dies bei sehr heterogenen Kommunikationsgeräten und Werkzeugen der Fall ist.

Der Recyclingprozess des Altfahrzeug beginnt mit der Annahme und der Begutachtung. Nach der Trockenlegung, also dem Entfernen aller Betriebsstoffe und Betriebsflüssigkeiten, erfolgt die Demontage.

Die EU-Altfahrzeugverordnung schreibt die Demontage von metallischen Komponenten aus Kühler, Heizungs- und Klimaanlage vor, die Kupfer, Aluminium oder Magnesium enthalten, wenn diese nicht auf anderem Wege zurückgewonnen werden können. Der wesentliche Teil wird in Schredderanlagen zerkleinert, wobei davon auszugehen ist, dass dies auch kurz- bis mittelfristig die bevorzugte Behandlungsmethode sein wird [36].

Im anschließenden Sortieren werden die flugfähigen Abfälle und Stäube mittels Windsichtung entfernt [75]. Magnetabscheider entfernen eisen-, kobalt- und nickelhaltige Teile, während Wirbelstromabscheider die Nicht-Eisenmetalle vom Strom trennen. Mittels Sink-Schwimm-Verfahren werden Schwer- und Leichtmetalle getrennt. Die Leichtfraktion besteht zu wesentlichen Teilen aus Aluminium und Magnesium. Gleichwohl bleiben Anhaftungen von Kontaminanten in der Fraktion enthalten [36].

Eine verbesserte Sortierung ist durch den Einsatz sensorgestützter Sortiertechnologien möglich. Der Einsatz von Röntgenfluoreszenz (XRF), Röntgentransmission, Laserinduzierte Plasma-Spektroskopie (LIBS) sowie Neutronen-Aktivierungsanalyse (NAA) können als derartige Verfahren angesehen werden [4]. Insbesondere die Röntgentechnologie ersetzt vermehrt Sink-Schwimm-Trennungs-Anlagen [76]. Mittels LIBS-basierter Sortiertechnologie ist eine legierungsscharfe Trennung möglich, die bei der Sortierung von Aluminiumschrotten als marktreif angesehen wird. Dabei verdampft ein hochenergetischer Laser einen kleinen Teil des Materials. Das entstehende Plasma leuchtet in einem bestimmten Farbspektrum, das mittels Spektroskopie einer elementaren Zusammensetzung zugeordnet werden kann [76]. Da der Unterschied zwischen einer Aluminium- und einer Magnesiumlegierung größer ist als zwischen zwei Aluminiumlegierungen, könnte von einer verbesserten Sortiereffizienz ausgegangen werden. Gleichzeitig zeigt die Untersuchung, dass die Effizienz mit den Inputanteilen korreliert. Da Magnesiumlegierungen in deutlich geringerem Umfang in der Aluminiumfraktion vorhanden sind, spricht dies für eine verringerte Sortiereffizienz.

Ein Problem bei der Sortierung stellen Hybrid-Bauteile dar, die aus verschiedenen, fest verbundenen Legierungen bestehen. So können beispielsweise Kurbelgehäuse aus einem Magnesium-Aluminium-Verbund konstruiert werden. In der Schredderfraktion fallen somit Magnesiumteile, Aluminiumteile sowie eine Verbindung aus beiden Materialien an,

die für ein sortenreines Recycling weiter getrennt werden müssten. Gerade Aluminiumlegierungen enthalten Kupfer, das in Magnesiumlegierungen die Korrosionsneigung erhöhen würde [36].

Als wichtige Faktoren für eine gesteigerte Rückgewinnung von Materialien aus Altschrotten kann eine Kombination aus ausreichend verfügbaren Mengen, eine verbesserte Sortierung, bspw. mit fortschrittlichen Sensoren sowie die Verfügbarkeit von Daten zur Zusammensetzung der Produkte angesehen werden [73].

4 Modellrechnung mittels LCA

Das Ziel der Modellrechnung ist eine Quantifizierung der Potenziale von Energie- und Treibhausgasemissionseinsparungen durch das Recycling von Magnesiumlegierungs-Altschrotten in einem geschlossenen Kreislauf. Dies bedeutet, dass Magnesiumlegierungen so recycelt werden, dass sie für den erneuten Einsatz als Magnesiumlegierung zur Verfügung stehen.

Verglichen werden soll dabei die Herstellung einer Legierung, die den Ansprüchen einer Standarddruckgusslegierung entspricht. Hierzu werden folgende Prozesse untersucht:

1. die Herstellung einer Druckgusslegierung AZ91D aus Primärmagnesium nach dem europäischen Markt
2. die Herstellung einer Druckgusslegierung AZC1231 aus Magnesium-Altschrotten
3. sowie die Herstellung einer Druckgusslegierung AZ91D aus mittels Destillation von Magnesium-Altschrotten gewonnenem Sekundärmagnesium.

Eine Alternative zur Untersuchung des Primärmarktes in Europa, wäre die separate Betrachtung der in Kapitel 2.1 dargelegten Produktionsverfahren zur Primärgewinnung. Da Dolomit jedoch nicht ohne Umwandlung in der Elektrolyse einsetzbar ist, müsste dies zuvor durchgeführt werden. Der Aufwand hierfür ist aus der Literatur nicht abschätzbar. Insofern ist unsicher, ob und in welchem Umfang die Elektrolyse eine Alternative für die Primärproduktion aus Dolomit darstellt. Da die betrachteten Recyclingverfahren in der Praxis gegenwärtig keine Anwendung finden, wird eine Potenzialermittlung gegenüber dem Markt als geeignete Herangehensweise angesehen, da unklar ist, welche Art der Primärproduktion durch eine Ausweitung des Recyclings, gegenüber der Referenz ohne Recycling, reduziert wird. Vereinfachend wird entsprechend von einer Reduzierung des Primärmarktes ausgegangen.

In der Literatur werden unterschiedliche Ansätze zur Behandlung des Recyclings in Ökobilanzen beschrieben. Die bedeutendsten sind der Recycled-Content-Ansatz und der End-of-Life-Ansatz [14].

Nach Frischknecht (2020) folgt der End-of-Life-Ansatz einem Gedankenmodell, nachdem verlorene Umweltgüter durch anthropogene Güter ersetzt werden können. Dies folgt dem schwachen Nachhaltigkeitsansatz, in dem die Möglichkeiten zukünftiger Generationen dadurch erhalten werden, dass sie auf die zusätzlichen Infrastrukturen zurückgreifen können. Demnach sollte beim Recycling möglichst viel Primärmaterial ersetzt werden, wodurch sich die Umweltbelastungen in einer wachsenden Wirtschaft minimieren lassen. Die Reduktion von Umweltwirkungen wird demnach dem Produktsystem zugerechnet, aus dem das Recyclingmaterial stammt. [14]. Zahlreiche internationale Metallverbände haben sich für diesen Ansatz ausgesprochen [15].

Die Ermittlung der Einsparpotenziale in dieser Bachelorarbeit folgt hingegen dem Recycled-Content-Ansatz, wonach Sekundärrohstoffen die Aufwendungen und Emissionen

des Recyclings zugerechnet werden. Dies erfolgt unter der Prämisse, dass Umweltgüter nicht ersetzbar sind und mindestens im gegenwärtigen Rahmen erhalten werden sollten [14]. Dies setzt voraus, dass alle Güter, soweit es möglich ist, im Kreis geführt werden. Der Einsatz von Magnesiumlegierungs-Altschrotten in den aktuell praktizierten Recyclingwegen setzt eine umfassende Primärproduktion von Aluminium und Stahl voraus, da sich hier relevante Mengen Magnesium-Altschrotte einsetzen lassen. Werden auch hier geschlossene Kreisläufe etabliert, sollte ein Recycling von Magnesiumlegierungen ebenfalls im geschlossenen Kreislauf erfolgen. Der Recycled-Content-Ansatz folgt dahingehend eher dem Ansatz einer Circular Economy, da untersucht wird welche Aufwände des Recyclings denen der Primärproduktion gegenüberstehen. Gleichwohl mag dies in der Praxis kritisch gesehen werden, da der wachsende Einsatz von Magnesiumlegierungen die Primärproduktion ebendieser erfordert und Verwertungswege, wie in Kapitel 3.6 beschrieben, existieren, die unter Umständen Materialverluste im aktuellen Wirtschaftssystem minimieren können [15].

4.1 Bisherige Untersuchungen

Das bisher umfassende LCA wurde vom DLR unter Leitung von Simone Ehrenberger im Auftrag der IMA durchgeführt. Die Studie aus dem Jahr 2013 [21] wurde im Jahr 2020 [55] aktualisiert. Während die ursprüngliche Studie neben den Treibhausgasemissionen auch das Versauerungspotenzial und das Eutrophierungspotenzial untersuchte, wurde sich in der Aktualisierung auf die Treibhausgasemissionen beschränkt. Es wurde der gesamte Lebenszyklus eines Magnesiumbauteils im Automobilbau sowie eines in der Luftfahrt untersucht.

Die Studie kommt zu dem Schluss, dass Magnesiumbauteile im Vergleich zu Aluminiumbauteilen über den Lebenszyklus betrachtet weniger Treibhausgasemissionen verursachen. Der Break-Even-Point an dem das Magnesiumbauteil im Automobil vorteilhafter ist, hängt stark von der Herstellungsmethode des eingesetzten Magnesiums und der Anrechnung von Gutschriften zum Einsatz von Kokereigasen sowie der Substitution von Primärmaterial am Ende des Lebenszyklus ab. Beim Einsatz in der Luftfahrt wird der Break-Even-Point aufgrund des hohen Potenzials von Treibstoffeinsparungen bereits früh erreicht [21]. Die Aktualisierung der Studie kommt im Wesentlichen zu dem gleichen Schluss. Die Treibhausgasemissionen bei der Herstellung von Primärmagnesium weisen, abhängig von ihrer geografischen Herkunft, eine hohe Bandbreite auf.

Das Recycling von Magnesiumschrotten wird hierbei am Rande betrachtet, die Ausweitung des funktionalen Recyclings von Altschrotten jedoch als bedeutsam herausgestellt. Gleichwohl wird auf im Vergleich zur Aluminiumindustrie wenig ausgeprägte Recyclingkreisläufe hingewiesen. Für die Herstellung einer Sekundärlegierung werden Treibhausgasemissionen in Höhe von 1,1 kg CO_{2-eq} je kg Legierung ermittelt [21]. Eine erneute Untersuchung im Rahmen der Aktualisierung weist Treibhausgasemissionen von ca. 0,45 kg CO_{2-eq} aus, wobei hier Daten aus der Umschmelzung von Neuschrotten herangezogen wurden [55].

Hakamada et al. (2007) untersuchten das Recycling einer AZ31 Legierung und berechneten hierfür einen Energieverbrauch von 3,17 kWh und Treibhausgasemissionen von 1,7 kg, jeweils für ein kg Sekundärlegierung [77].

4.2 Beschreibung der Modellierung

Im Folgenden wird der Rahmen der erstellten Ökobilanz beschrieben. Hierzu wird zunächst die funktionale Einheit bestimmt und anschließend die Geltungsbereiche und Systemgrenzen beschrieben. Daraufaufgehend werden die Annahmen und Vorgehensweise zur Erstellung der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung dargelegt.

4.2.1 Funktionale Einheit

Als funktionale Einheit wird jeweils 1 kg Magnesium-Legierung gewählt, die in der EU zur Herstellung von Druckgussteilen zur Verfügung steht. Beim Herstellprozess aus Primärmagnesium und der Herstellung einer Legierung aus der Destillation von Magnesium-Altschrotten ist dies AZ91D, bei der Sekundärlegierung die Legierung AZC1231. Beide sind von ihren Einsatzgebieten, wie in Kapitel 3.4 erläutert, vergleichbar.

4.2.2 Geltungsbereiche und Systemgrenzen

Die Wahl des Geltungsbereichs lässt eine geografische, zeitliche und technologische Abgrenzung zu. Gleichzeitig können Systemgrenzen in geografischer und zeitlicher Hinsicht gezogen werden [14].

Der geografische Geltungsbereich der Modellrechnung ist auf das Gebiet der EU begrenzt. Es werden somit nur Magnesiumlegierungen betrachtet, die in der EU zur Verfügung stehen. Die geografische Systemgrenze hingegen umfasst die gesamte Welt, da die Wertschöpfungskette von Magnesium global verteilt ist. Somit werden alle globalen Treibhausgasemissionen und Energieflüsse betrachtet, die mit der Wertschöpfungskette einher gehen.

Der zeitliche Geltungsbereich ist die jüngere Vergangenheit, da die Einsparpotenziale mit dem europäischen Magnesiummarkt im Jahr 2019 verglichen werden sollen. Die zeitliche Systemgrenze hingegen wird in die Vergangenheit nicht näher definiert, da unbekannt ist, wann die Infrastruktur zur Herstellung der in der Modellierung verwendeten Materialien errichtet wurde. Zur zeitlichen Systemgrenze in der Zukunft ist die Wirkung von Treibhausgasemissionen zu beachten.

4.2.3 Sachbilanz

Zur Erstellung der Sachbilanz und der anschließenden Wirkungsabschätzung wird das Programm Umberto LCA+ der iPoint-systems GmbH genutzt. Zusätzlich wird auf die Datenbank ecoinvent Version 3.8 der Non-Profit-Organisation ecoinvent mit Sitz in Zürich zurückgegriffen [78].

Die Datenbank stellt eine Vielzahl verschiedener Prozesse bereit, die zur Modellierung des Hintergrund-Systems verwendet werden. Diese lassen sich als sogenannte „Unit-“ oder „Result-Prozesse“ in die Modellierung einfügen. Unit-Prozesse betrachten dabei lediglich den eigentlichen Prozess mit seinen In- und Outputs. Dies hat den Vorteil, dass sich die Inputs und Outputs nach den Erfordernissen des Modellierenden manuell erweitern lassen, um gezielt Bereitstellungs- und Behandlungsprozesse zu wählen. Auf diese Weise lässt sich ein verzweigtes System nach den Ansprüchen des Modellierenden erstellen. Dies ist bis zur Gewinnung von Rohstoffen aus der Ökosphäre, bzw. der Beseitigung von Abfällen in die Ökosphäre möglich, wenn nicht zuvor ein aggregierter Result-Prozess gewählt wird. Die Result-Prozesse enthalten die kumulierten Aufwände der in der ecoinvent-Datenbank hinterlegten vor- und nachgelagerten Prozesse abzüglich des jeweilig erzeugten Referenzflusses [79].

Ein bedeutender Bestandteil des durchgeführten LCA sind Markt-Datensätze (market dataset) der ecoinvent Datenbank. Sie werden verwendet, wenn verschiedene Prozesse zur Herstellung eines Produktes in Frage kommen. Die Datensätze bilden die Zusammensetzung des Marktes ab, beispielsweise den mengengewichteten Anteil eines Produktionsprozesses am Gesamtmarkt. Bei einer Vielzahl der Produkte liegen regionalisierte Markt-Datensätze vor. Die Wahl der Region des LCA ist aus diesem Grund von Bedeutung. Insbesondere der Energiemix verschiedener Staaten und Regionen unterscheidet sich teils erheblich. Neben den Produktionsprozessen enthalten Markt-Datensätze auch Angaben zu den angenommenen Transportwegen und damit einhergehenden Verlusten.

Die durchgeführte Ökobilanzierung verfolgt den Cut-Off-Allokationsansatz. Die Behandlung von Abfällen wird als Aufwand der Herstellung der jeweiligen Legierung zugerechnet. Wertstoffe werden hingegen grundsätzlich aufwandsfrei einem Produktsystem außerhalb der Modellierung zugeführt [80].

Da Materialverluste beim Recycling und der Legierungsherstellung betrachtet werden, muss entschieden werden, wie mit den entstehenden Reststoffen umgegangen werden soll. Für die bei der Sortierung der Altschrotte nicht erfassten Magnesiumlegierungen wird angenommen, dass diese im Aluminiumstrom verbleiben und hier verwertet werden können. Somit wird dies als aufwandsfrei an ein anderes Produktsystem übergeben. Für die entstehenden Schlacken und Reststoffe bei der Erschmelzung der Legierungen und der Destillation ist unklar, ob diese weiter nutzenbringend verwertet werden können oder deponiert werden müssen. Es wird hierbei vereinfachend davon ausgegangen, dass in Summe der Nutzen dieser Reststoffe den Aufwand ihrer Beseitigung, durch Recycling oder Deponierung, übersteigt und deshalb einem anderen Produktsystem aufwandsfrei übergeben werden können. Sie werden in der vorliegenden Untersuchung somit nicht als Abfall betrachtet. Aus Transparenzgründen sei erwähnt, dass die im Rahmen der Modellierung nicht veränderten Prozesse der Primärerzeugung von Magnesium Reststoffe der Produktion teilweise als Abfall betrachten, dessen Beseitigung die Primärproduktion belastet [19, 22].

4.2.4 Wirkungsabschätzung

Die Wirkungsabschätzung der Kategorien Treibhausgasemissionen und kumulierter Energieaufwand wird mittels der durch ecoinvent bereitgestellten LCIA Methodiken in Umberto durchgeführt. Zur Wirkungsabschätzung der Treibhausgasemissionen wird der Wirkungsparameter des Treibhauspotenzials, Global Warming Potential (GWP), über die kommenden 100 Jahre nach IPCC 2013 [81] herangezogen. Hierbei wird die Treibhausgaswirkung verschiedener Gase auf das Schadenspotenzial von CO₂ über einen Zeitraum von 100 Jahren normiert [14]. Die Methodik zur Ermittlung des kumulierten Energieaufwands basiert auf der VDI 4600 [82]. Der kumulierte Energieaufwand gibt die benötigte Primärenergie eines Produktes für dessen Produktion, Verwendung und Entsorgung inkl. der vor- und nachgelagerten Prozesse wieder, solange diese ursächlich dem Produkt zuzuschreiben sind.

Eine in der ISO 14040 beschriebene optionale Normierung, Ordnung und Gewichtung der Wirkungskategorien erfolgt nicht.

Eine insbesondere bei vergleichenden Ökobilanzen vorgesehene kritische Prüfung [83] erfolgt im Rahmen dieser Untersuchung ebenfalls nicht. In diesem Punkt erfüllt die vorliegende Arbeit die Anforderungen der ISO 14040 explizit nicht. Gleichwohl soll eine kritische Prüfung im Sinne der ISO 14040 auf Basis der Dokumentation möglich sein.

4.3 Modellierung von Teilprozessen

Dieses Kapitel beleuchtet die Annahmen für einzelne Prozesse, die in mehreren Teilmodellen Anwendung finden. Abweichungen von den hier erläuterten Modellierungen werden in Kapitel 4.5 benannt.

4.3.1 Energie

Da die energiebedingten Emissionen der eingesetzten elektrischen Energie einen erheblichen Teil der Gesamtemissionen des Recyclings ausmachen, wird der Strommix proportional zu den aktuellen Sekundärkapazitäten der Magnesiumindustrie in den einzelnen Staaten nach [5] modelliert. Der zum Recycling in der EU genutzte Strommix setzt sich somit aus den mengengewichteten Strommixen der einzelnen Staaten hinsichtlich ihrer Sekundärkapazität zusammen. Eine kWh des modellierten Strommixes beinhaltet also 0,39 kWh des deutschen Strommixes. Gleichwohl sei darauf hingewiesen, dass insbesondere die deutschen Sekundärkapazitäten größer sein dürften als hier angegeben. So verfügt zum einen die Magontec GmbH in Bottrop über Sekundärkapazitäten von 15.000 t/a [26]. Die Real Alloy GmbH in Töging recycelte im Jahr 2020 ebenfalls über 5.000 t Magnesiumlegierungen [84], sodass sich hier die Kapazität auf über 5.000 t belaufen dürfte. Gleichzeitig betreibt die Stihl Magnesium Druckguss in Weinsheim eine Inhouse-Recyclinganlage mit einer Kapazität von ca. 4.000 t/a [62]. Da keine Daten zu abweichenden Sekundärkapazitäten anderer Staaten vorliegen, werden näherungsweise die in Tabelle 10 dargelegten Daten verwendet.

Tabelle 10: Sekundärkapazitäten in der EU nach [5]

Staat	Kapazität [t/a]	Anteil [%]
Deutschland	20.000	39
Tschechien	12.000	24
Rumänien	10.000	20
Ungarn	5.000	10
Italien	4.000	8

Auf Basis der in der ecoinvent-Datenbank hinterlegten Datensätze zum Strommix auf der Mittelspannungsebene der genannten Staaten, wurden Treibhausgasemissionen in Höhe von 0,59 kg CO_{2-eq} / kWh ermittelt. Der Strommix findet im Prozess zur Herstellung der Sekundärlegierung und der Destillation mit anschließender Legierung Anwendung. Für weitere Prozesse, wie die Aufbereitung von Altfahrzeugen zu entsprechenden Magnesiumlegierungs-Schrotten, wird der ecoinvent-Datensatz zum europäischen Strommix auf der Mittelspannungsebene verwendet. Dies hat den Hintergrund, dass die Verarbeitung und Sortierung der Schrotte in nahezu allen europäischen Staaten stattfinden [13]. Die spezifischen THG-Emissionen belaufen sich hier auf 0,38 kg CO_{2-eq} / kWh.

Der ecoinvent-Datensatz zum Strommix in der Region Europa ist ein Marktgruppen-Datensatz [85]. Er setzt sich wiederum aus Markt(gruppen)-Datensätzen einzelner Staaten zusammen [86]. Der Datensatz zum Strommix in der Region Europa stammt ursprünglich aus dem Jahr 2015 und wurde mittels Extrapolation bis zum Ende des Jahres 2021 aktualisiert. Die Datensätze der einzelnen Staaten stammen aus dem Jahr 2017 und wurden ebenfalls mittels Extrapolation bis zum Ende des Jahres 2021 aktualisiert. Alle Datensätze besitzen nach ecoinvent Angaben eine Gültigkeit über die gesamte Periode von 2015, bzw. 2017, bis zum Ende des Jahres 2021. Da die Prüfung aller Datensätze aufgrund zeitlicher Restriktionen nicht möglich war, wurde sich auf die drei Staaten beschränkt, die den größten Anteil des Markt(daten)satzes ausmachen. Der deutsche Strommix trägt mit 0,147 kWh [87], der französische mit 0,146 kWh [88] und der Strommix des Vereinigten Königreichs mit 0,0887 kWh [89] zur Modellierung einer kWh im europäischen Strommix, exklusive der Schweiz, bei [86].

4.3.2 Legierungsherstellung

Der Legierungsprozess basiert auf einem in der ecoinvent-Datenbank hinterlegten Prozess. Dieser Datensatz stammt aus dem Jahr 1998 wurde jedoch aktualisiert [90].

Dennoch ergeben sich einige Inkonsistenzen in diesem Datensatz. So werden neben den Hauptlegierungselementen Aluminium und Zink zusätzlich Mangan, Silizium und Kupfer eingesetzt. Insbesondere Kupfer führt jedoch zu erhöhter Korrosion und die eingesetzten Mengen übersteigen den maximal zulässigen Gehalt um ein Vielfaches (s. Tabelle 8). Silizium ist üblicherweise ebenfalls kein Legierungselement [91]. Da Mangan

nicht nur als Legierungselement, sondern auch zur Eisenentfernung eingesetzt wird, wurde abweichend von [91] ein Mangan-Input von 0,003 kg angenommen. Beim Recycling von Schrotten durch Umschmelzen wird unter Umständen mehr Mangan zugeführt [92]. Zusätzlich wird Beryllium zum Schutz der Schmelze eingesetzt. Dies geschieht mit fünffachem Überschuss des Endgehalts von 5 – 15 ppm [2] Für die Modellierung wurde der Mittelwert mit 10 ppm angenommen. Da Beryllium nicht in der ecoinvent-Datenbank hinterlegt ist, wurde äquivalent zu [55] das Material Beryllium in Umberto erstellt und Treibhausgasemissionen nach [93] in Höhe von 122 kg CO_{2-eq}/ kg Beryllium angenommen. Der kumulierte Energieverbrauch der Berylliumproduktion wird vernachlässigt, da hierzu keine Daten vorliegen.

Der Legierungsprozess wurde auf Basis von [2, 91, 92], wie in Tabelle 11 dargestellt, angepasst. Der Energieaufwand wird als identisch zum ecoinvent-Datensatz [90] angenommen.

Tabelle 11: Anpassung des Legierungsprozesses zur Herstellung von AZ91D | eigene Darstellung

Input	Menge		Einheit
	ecoinvent	angepasst	
elek. Energie	1,51	1,51	kWh
Magnesium	0,909	0,89699	kg
Aluminium	0,0924	0,09	kg
Zink	0,00711	0,01	kg
Mangan	0,00305	0,003	kg
Kupfer	0,00102	0	kg
Silizium	0,00203	0	kg
Beryllium	0	0,000050	kg

4.3.3 Behandlung von Altfahrzeugen

Dieses Kapitel behandelt die Prozesse zur Altfahrzeugbehandlung beim Altfahrzeugbehandelnden. Dies sind in der Regel Recyclingunternehmen, die über eine Schredderanlage mit nachgeschalteter Sortierung verfügen.

Eine Quelle für Daten der Altfahrzeugbehandlung ist in der ecoinvent Datenbank hinterlegt [94, 95]. Diese beziehen sich auf die Behandlung von Antriebsstrang und Karosserie von Altfahrzeugen. Die Anlage besteht aus jeweils zwei Schredder-Schritten, Magnetabscheidern und Wirbelstromabscheidern. Die Daten beruhen auf der Analyse der Verarbeitung einer 800 kg schweren Karosserie sowie eines 275 kg schweren Antriebsstrangs. In Tabelle 12 sind die Daten aus der ecoinvent-Datenbank dargelegt.

Tabelle 12: Behandlung Altfahrzeug nach ecoinvent-Datenbank [94, 95]

	Antriebsstrang [94]	Karosserie [95]	Einheit
Input			
Altfahrzeug	1	1	kg
Elektrizität	0,066	0,066	kWh
Einrichtung zur Behandlung	8×10^{-10}	8×10^{-10}	Stück
Output Wertstoffe			
Aluminium	0,409	0,00418	kg
Kupfer	0,00569	0,00662	kg
Eisen	0,299	0,654	kg
Katalysator	0,00364	0	kg
Output Abfälle			
Kunststoffe	0,135	0,155	kg
Reststoffe	0,153	0,180	kg
diverse Luft-Emissionen ohne Treibhausgaswirkung	im Folgenden vernachlässigt, deshalb hier nicht aufgeführt		kg

Da der Anteil an Magnesiumlegierungen im Fahrzeug gering ist, ist es nicht sinnvoll, wie beim einer Cut-Off-Allokation üblich, die anderen Wertstoffe ohne Belastung den spezifischen Recyclingprozessen zukommen zu lassen, da ansonsten die gesamten mit der Altfahrzeugbehandlung anfallenden Abfälle und Emissionen dem Magnesium-Altschrott zugerechnet würden. Eine Möglichkeit wäre die Recyclingprozesse der anderen Wertstoffe zu betrachten und die im Vergleich zur Primärproduktion eingesparten Emissionen dem Magnesiumrecycling gutzuschreiben. Da dies eine umfassende Analyse der Primär- und Recyclingprozesse der anderen Wertstoffe bedürfte, wird in diesem Fall ein anderes Vorgehen gewählt, um den Aufwand zu reduzieren.

Dazu wird im ersten Schritt die jeweilige Gesamtmasse der Wertstoffe und Abfälle bestimmt. Da die spezifischen Luft-Emissionen maximal im unteren Milligramm-Bereich liegen, werden diese vernachlässigt. Die Gesamtmasse ergibt sich aus der Multiplikation der Wertstoffe bzw. Abfälle mit der Gesamtmasse der jeweiligen Bauteilgruppe. Für den Antriebsstrang erfolgt eine Multiplikation mit 275 kg, für die Karosserie mit 800 kg.

Unter der Annahme, dass die Abfälle proportional zu den Wertstoffen anfallen, ergibt sich für beide Bauteilgruppen durch Division der Abfälle Kunststoffe und Reststoffe mit der Gesamtmasse der Wertstoffe der spezifische Anteil von kg Abfall je kg Wertstoff. Das Ergebnis ist in Tabelle 13 dargestellt.

Tabelle 13: Spezifische Abfallmasse je Wertstoffmasse aus der Behandlung von Altfahrzeugen | eigene Berechnung

	Antriebsstrang	Karosserie	Einheit
Kunststoffe	0,21329	0,27076	kg / kg Wertstoff
Reststoffe	0,18818	0,23315	kg / kg Wertstoff

Es liegen keine Angaben zum Magnesiumgehalt der jeweiligen Bauteilgruppen vor. Die übliche Anwendung von Magnesiumlegierungen sind Gehäuseteile, die wahrscheinlich eher dem Antriebsstrang zurechenbar sind. Gleichwohl sind Magnesiumlegierungen im Innenraum des Fahrzeugs einsetzbar. Wenn Gehäuseteile, wie Getriebegehäuse, aus Magnesiumlegierungen gefertigt werden, weisen diese, im Vergleich zu anderen Bauteilen, ein hohes Gewicht auf. Deshalb wird angenommen, dass 70% der Magnesiumlegierungen im Antriebsstrang eingesetzt werden und 30% in der Karosserie. Alternativen wären die Bildung des arithmetischen Mittels beider Bauteilgruppen. Auch wenn Magnesiumlegierungen meist im Aluminiumstrom verbleiben, wird eine mengengewichtete Aufteilung auf Basis des im Datensatz enthaltenen Aluminiumanteils der beiden Bauteilgruppen als nicht zielführend erachtet. Da Aluminiumlegierungen, im Vergleich zu Magnesiumlegierungen, auch bei thermisch stärker beanspruchten Bauteilen, wie dem Motorblock oder Zylinder eingesetzt werden können, dürften sich die Massenanteile der beiden Materialien an den Bauteilgruppen unterscheiden. Beim oben genannten Verhältnis ergibt sich das in Tabelle 14 dargelegte Abfallaufkommen je kg Magnesiumlegierung im Input. Da der Datensatz den Energie- und Einrichtungseinsatz je kg Input enthält, wird ein generischer Altfahrzeug-Input erstellt, indem die Summe von Abfall und Magnesium auf ein kg adjustiert wird.

Tabelle 14: Input und Output des angepassten Behandlungsprozesses von Altfahrzeugen | eigene Darstellung

	Material	vor Adjustierung	nach Adjustierung	Einheit
Input	generischer Altfahrzeug-Schrott	1,432202	1	kg
	Kunststoffe	0,230531	0,16096263	kg
Output	Reststoffe	0,201671	0,140811841	kg
	Magnesium-Wertstoff	1	0,69822553	kg

Die durch die weitere Behandlung der Abfälle anfallenden Emissionen werden dem Magnesiumrecycling zugerechnet.

Eine weitere Datenquelle stellt das LCA von Ehrenberger aus dem Jahr 2013 dar. Die zur Behandlung und Herstellung einer nicht näher spezifizierten Sekundärlegierung

genutzten Inputs sind hier bezogen auf ein kg Magnesium(-Sekundärlegierung). Abfälle aus dem Aufbereitungsprozess wurden hierbei nicht berücksichtigt [21].

Tabelle 15: Altfahrzeugbehandlung beim Altfahrzeug-Recyclenden nach [21]

Prozessschritt	Input	Menge	Einheit
Schreddern	elek. Energie	0,025	kWh
Luftsichtung	elek. Energie	0,043	kWh
Magnetabscheidung	elek. Energie	0,023	kWh
Wirbelstromabscheidung	elek. Energie	0,127	kWh
X-Ray Sortierung	elek. Energie	0,024	kWh

Alle Angaben sind bezogen auf den Referenzfluss. Etwaig berücksichtigte Schmelz- und Sortierverluste führen somit dazu, dass beispielsweise die benötigte elektrische Energie pro kg Fahrzeug-Input geringer sein kann als hier angegeben.

Hakamada et al. (2007) geben zur Behandlung des Altfahrzeugs einen Endenergiebedarf von 0,56 GJ/Fahrzeug an. Das Gewicht des Fahrzeugs beträgt hierbei 1214 kg, sodass sich der Endenergiebedarf je kg Fahrzeug-Input auf etwa 0,128 kWh beläuft. Die Energieform der Endenergie wird hierbei nicht angegeben [77].

Ein Vergleich des Energieeinsatzes für die Fahrzeugbehandlung ist in Tabelle 16 dargestellt. Hierbei wird unterstellt, dass bei allen drei Literaturquellen lediglich elektrische Energie eingesetzt wird. Für die Fahrzeugbehandlung nach Ehrenberger werden lediglich die ersten vier Prozessschritte berücksichtigt, um es mit den anderen Quellen vergleichbar zu machen. Zudem wird aufgrund mangelnder Angaben angenommen, dass die eingesetzte elektrische Energie je kg Magnesium gleich der eingesetzten Energie je kg Fahrzeug-Input ist. Aus Tabelle 16 wird ersichtlich, dass der Energiebedarf je nach Quelle unterschiedlich hoch ist. Im Vergleich zum ecoinvent-Datensatz wird bei Ehrenberger mehr als drei Mal so viel elektrische Energie eingesetzt, bei Hakamada et al. etwa doppelt so viel. Für die Modellierung wird näherungsweise für die Standardbehandlung eines Altfahrzeugs, also ohne Trennung von Aluminium und Magnesium mittels Röntgenstrahlen, ein elektrischer Energiebedarf von 0,137 kWh / kg Fahrzeug-Input angenommen. Dies entspricht dem Mittelwert der drei Literaturangaben.

Tabelle 16: Vergleich des Energieeinsatzes für die Altfahrzeugaufbereitung nach Literaturangaben

	ecoinvent [94, 95]	Ehrenberger [21]	Hakamada [77]
Energiebedarf [kWh]	0,066	0,218	0,128

Eine Skizze des Prozesses der Altfahrzeugbehandlung mit den zuvor ausgeführten In- und Outputs ist in Abbildung 6 dargestellt.

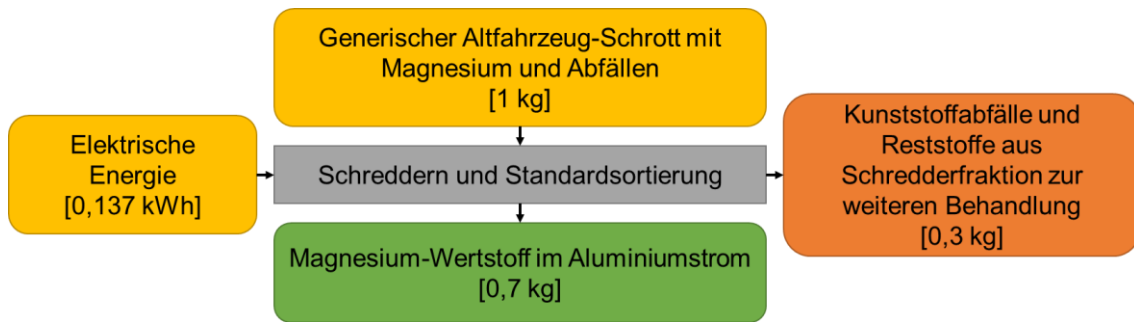


Abbildung 6: Skizze des Altfahrzeugbehandlungsprozesses bis zum Abtrennen der Magnesiumfraktion | eigene Darstellung

Da lediglich Ehrenberger dezidierte Angaben zum Energiebedarf der Trennung des Magnesiumstroms vom Aluminiumstrom macht, wird zur Sortierung mittels Röntgenstrahlen der hier angegebene Wert von 0,024 kWh auf den Input von 1 kg Magnesium-Wertstoff angewandt. Für die Sortiereffizienz wird ein Wert von 0,95 angenommen. Die Sortierung mittels Röntgenstrahlung erkennt also 95% der eingesetzten Magnesiumlegierungen korrekt und führt sie dem Magnesiumstrom zu. Dies entspricht in etwa der Sortiereffizienz von Aluminium und vergleichbarer Technologien [76, 77]. Es wird angenommen dass der Nutzen der Magnesiumabscheidung für die Aluminiumfraktion und die Magnesiumfraktion gleichgroß ist. Sollte für das Aluminiumrecycling kein Nutzen entstehen, wäre es ggf. sachdienlicher den Aufwand für die Sortierung mittels Röntgenstrahlen allein dem Magnesium zuzurechnen. Der generische Altfahrzeug-Schrott aus Tabelle 14 wäre vor diesem Hintergrund nicht anwendbar. Der Trennprozess ist in Abbildung 7 illustriert.

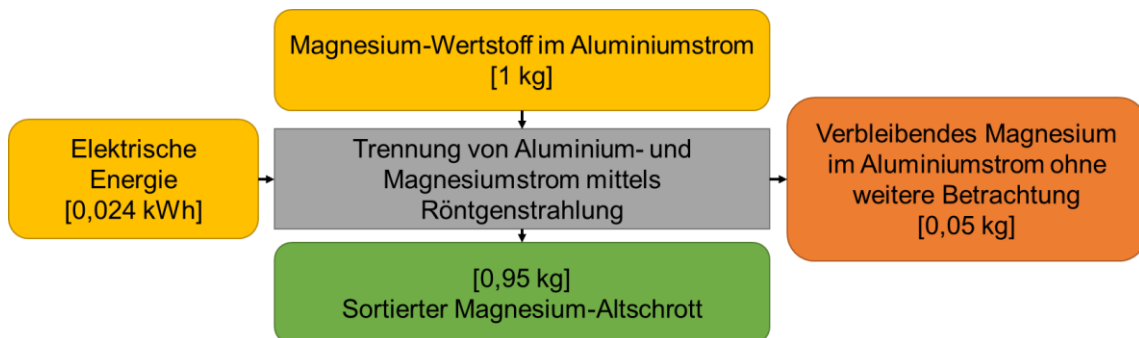


Abbildung 7: Skizze des Trennprozesses von Aluminium- und Magnesiumstrom mittels Röntgenstrahlung | eigene Darstellung

4.3.4 Vorbehandlung der Magnesium-Altschrotte

Die Vorbehandlung der Magnesium-Altschrotten wird beim Magnesium-Recyclenden lokalisiert. Entsprechend wird der in Kapitel 4.3.1 erläuterte Energiemix verwendet.

Die Datengrundlage hierfür bildet das LCA von Ehrenberger (2013) [21]. Es gelten die in Kapitel 4.3.3 ausgeführten Einschränkungen, insbesondere der Bezug auf ein kg Magnesium-Output. Vereinfachend wird wiederum angenommen, dass der Input von

Magnesium-Altschrotten und Magnesium-Output in der Studie identisch sind. Tabelle 17 gibt die dort dargelegten Prozess-Inputs je kg Magnesium-Output wieder.

Tabelle 17: Vorbehandlung des Magnesium-Altschrottes zum Recyceln nach [21]

Prozessschritt	Input	Menge	Einheit
Ölentfernung	elek. Energie	0,004	kWh
Waschen	Wasser	1	l
Zerkleinerung	elek. Energie	0,025	kWh

Für das in Kapitel 3.2 dargelegte Entfernen von Lacken und Beschichtungen liegen keine Daten vor. Da der hierfür benötigte Energiebedarf nicht mit validen Daten unterlegt werden kann, wird dies im Rahmen dieser Arbeit vernachlässigt. Die Gewichtsanteile des entfernten Öls lassen sich ebenfalls nur schwer quantifizieren, sodass diese ebenfalls unberücksichtigt bleiben. Für die Vorbehandlung gilt daher, dass der Magnesium-Input gleich dem Magnesium-Output ist. Zudem wurden die in Tabelle 17 dargelegten Prozessschritte im Rahmen der Modellierung zusammengefasst.

Die Vorbehandlung des sortierten Magnesium-Altschrottes stellt sich somit wie in Tabelle 18 angegeben dar. Am Ende der Vorbehandlung steht der Altschrott zur Herstellung einer Sekundärlegierung, bzw. der Destillation bereit.

Tabelle 18: Input und Output der Vorbehandlung des Magnesium-Altschrottes | eigene Modellierung nach [21]

	Material	Menge	Einheit
Input	Magnesium-Altschrotte vor Behandlung	1	kg
	Wasser	1	l
	Elektrische Energie	0,029	kWh
Output	Magnesium-Altschrotte nach Behandlung	1	kg
	Abwasser	1	l

4.3.5 Schutzatmosphäre

Zur Verarbeitung von Magnesium im flüssigen Zustand muss die Schmelze vor Oxidation geschützt werden, wie in Kapitel 2.2.2.2 erläutert. Da nicht alle dort dargelegten Alternativen untersucht werden können, wird die Modellierung auf den Schutz der Schmelze durch R-134a und SO₂ jeweils verdünnt mit N₂ beschränkt.

Tabelle 19: Dichte der Gase und Konzentration in der Schutzatmosphäre nach [2]

Stoff	Dichte ρ bei 15°C und atmosphärischem Druck [kg/m ³]	Konzentration in der Mischung [Vol-%]
SO ₂	2,9	0,5-1,5
R-134a	4,415	0,3 - 1
N ₂	1,17	-

Zur eingesetzten Menge R-134a je kg Magnesiumlegierung gibt es große Diskrepanzen. Die Werte variieren zwischen 1,1 g je kg Magnesium bei Cherubini et al. (2008) [16] und 0,01 g je kg Magnesium bei Ehrenberger (2013) [21]. Letzterer wurde auf Basis von Daten der EPA (2004) berechnet [96]. Hier wurden jedoch die Emissionen von R-134a gemessen und nicht der Einsatzstrom. Der Input müsste korrekter Weise um den Degradationsfaktor, der die Zersetzung beschreibt, korrigiert werden. Für das Gemisch R-134a und CO₂ beträgt dieser ca. 0,91. Bei einem Output von 0,01 g R-134a entspräche dies 0,11 g R-134a für den Input. Der in der ecoinvent-Datenbank hinterlegte Prozess zur elektrolytischen Erzeugung [22] basiert ebenfalls auf den Daten von [21], sodass dieser korrekter Weise ebenso angepasst werden müsste. Der Schutzgaseinsatz nach Cherubini et al. (2008) wäre dennoch um den Faktor 10 größer.

Da zur Degradation von SO₂ keine Erkenntnisse vorliegen, werden die in [21] verwendeten Werte für beide Alternativen genutzt. Für R-134a wird von einem Input in Höhe von 0,01 g / kg Magnesium ausgegangen, für SO₂ von 2,2 g / kg Magnesium. Der Output der Schutzatmosphäre entspricht dem Input, wenngleich Reaktionen zum Schutz der Schmelze ablaufen. Die Daten basieren zudem auf dem Schutz einer Magnesiumlegierungsschmelze zur Herstellung von Druckgussteilen [96]. Die Anwendbarkeit auf den Legierungsprozess ist unklar, wird jedoch mangels alternativer Datengrundlage in dieser Untersuchung genutzt.

Die Schutzgasmischung der ersten Alternative besteht aus 0,4 Vol-% R-134a, der Rest ist N₂ [96]. Die eingesetzte Menge des Verdünnungsgases Stickstoff wird nach Formel (4.1) berechnet. Die genutzten Dichten sind in Tabelle 19 dargelegt.

$$m_{N_2} = \frac{m_{R-134a} * 99,6 \% * \rho_{N_2}}{\rho_{R-134a} * 0,4 \%} \quad (4.1)$$

Für den Einsatz von Schwefeldioxid wird von einer Konzentration von 1,5 % ausgegangen. Die eingesetzte Menge Stickstoff ergibt sich aus Formel (4.2).

$$m_{N_2} = \frac{m_{SO_2} * 98,5 \% * \rho_{N_2}}{\rho_{SO_2} * 1,5 \%} \quad (4.2)$$

Die Ergebnisse der Berechnung sind in Tabelle 20 dargelegt.

Tabelle 20: Zusammensetzung der alternativen Schutzatmosphären je kg Magnesium | eigene Berechnung auf Basis von Daten aus [2, 21]

Input/Output	Menge Schutzatmosphäre R-134a	Menge Schutzatmosphäre SO ₂
R-134a	0,01 g	-
SO ₂	-	2,2 g
N ₂	0,66 g	58,28 g

Um zu prüfen, welche Auswirkungen die Wahl der Schutzatmosphäre unter den getroffenen Annahmen auf die Wirkungskategorien hat, werden mittels des Modellierungsprogramms die Treibhausgasemissionen und der kumulierte Energieaufwand zum Schutz von 1 kg Schmelze ermittelt. Die Ergebnisse in Tabelle 21 zeigen, dass die Treibhausgasemissionen nahezu identisch sind, während der kumulierte Energieverbrauch bei der SO₂-Schutzatmosphäre um mehr als das 250-fache größer ist. Dies ist bedingt durch die größere Einsatzmenge des Gasmisches.

Tabelle 21: Treibhausgasemissionen und kumulierter Energieaufwand der Schutzatmosphäre für 1 kg Schmelze | eigene Modellierung

Wirkungskategorie	Schutzatmosphäre R134a	Schutzatmosphäre SO ₂
Treibhausgasemissionen [kg CO ₂ -eq]	0,0132	0,0135
Kumulierter Energieaufwand [kWh]	0,0014	0,3583

Im Rahmen der Studie von Ehrenberger (2013) wurden sieben Expert:innen der Druckgussbranche nach der Bedeutung der vier Schutzgase Schwefelhexafluorid, Schwefeldioxid, R-134a und Novec 612 befragt. Im Mittel wurde angegeben, dass SO₂ in 45 % und R-134a in 23,75 % der Fälle eingesetzt wird [21]. Da in dieser Arbeit lediglich R134a und SO₂ betrachtet werden wird näherungsweise davon ausgegangen, dass in 1/3 der Fälle R-134a eingesetzt wird und in 2/3 der Fälle SO₂.

4.4 Primärmagnesium und Legierung

Im ersten Modell wird die Herstellung einer AZ91D-Legierung aus Primärmaterial modelliert. Eine Skizze des Modells ist in Abbildung 8 dargestellt.

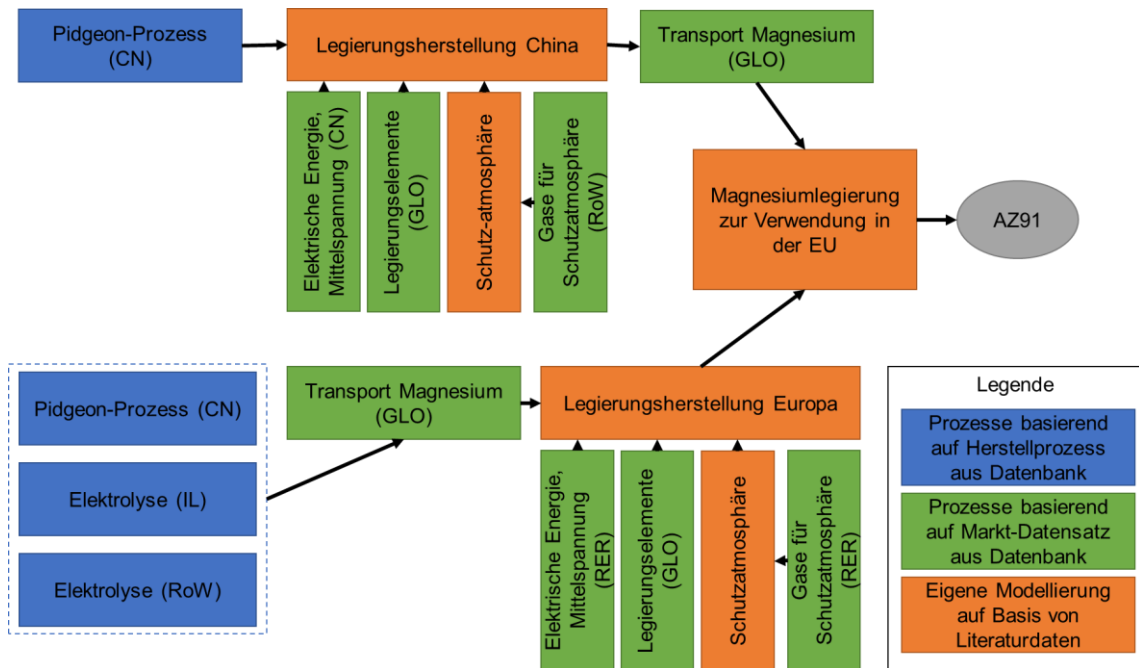


Abbildung 8: Skizze der Modellierung der Primärproduktion mit anschließender Legierung | eigene Darstellung
 CN = China, IL = Israel, GLO = Global, RoW = Rest der Welt, RER = Region Europa

Da ein wesentlicher Teil der Magnesium-Legierungen aus China importiert wird, wird die Legierungsherstellung in China gesondert betrachtet. Zum Einsatz kommt hier lediglich Primärmagnesium aus chinesischer Produktion mittels Pidgeon-Verfahren. Es wird angenommen, dass die Legierungselemente vom Weltmarkt bezogen werden. Die benötigte elektrische Energie wird aus dem Verbundnetz entnommen. Da in China mehrere Netze existieren, wurde das Netz gewählt, das die Provinz Shanxi einschließt. Hier ist der Großteil der chinesischen Magnesium-Produktion angesiedelt [5].

Die europäische Legierungsproduktion bezieht das Primärmagnesium ebenfalls zu großen Teilen aus China (CN), geringere Teile aus Israel (IL) und dem Rest der Welt (RoW – Rest of World). Der in Israel produzierende Hersteller gewinnt Magnesium-Metall mittels Elektrolyse. Für den Rest der Welt wurde ebenfalls die Produktion mittels Elektrolyse angenommen. Die jeweiligen Anteile der Lieferregionen wurden aus der Außenhandelsstatistik der EU entnommen. Für das Jahr 2019 ergibt sich die in Tabelle 22 dargelegte Verteilung.

Tabelle 22: Importe von Magnesium-Metall mit Reinheit >99,8 w-% in die EU [6]

Region	Menge Importe [t]	Anteil Importe [%]
China	79.299	98,14
Israel	1.048	1,30
Sonstige	452	0,56
Summe	80.799	100

Für den Transport der Magnesiumlegierungen aus China und dem Transport von Reinmagnesium aus den oben genannten Regionen nach Europa werden die Angaben aus dem globalen Marktdatensatz der ecoinvent-Datenbank entnommen [97]. Diese sind in Tabelle 23 dargelegt.

Tabelle 23: Transport der Magnesiumlegierungen, bzw. des Reinmagnesiums, nach Europa nach [97]

Transportmittel	Menge [tkm]	Anteil [%]
Güterzug	0,3448	31,18
Binnenschiff	0,0363	3,28
Hochsee-Containerschiff	0,3633	32,85
Lastkraftwagen	0,3614	32,68
Summe	1,1058	100

Die Anteile der importierten und in der EU hergestellten Legierungen basieren auf den Daten von Bell et al. [13] aus dem Jahr 2012. Hier wurden ca. 55,6 kt der in Europa eingesetzten Legierungen importiert und 3,9 kt in Europa aus Primärmaterial hergestellt. Diese Studie berücksichtigt jedoch nur die Masse des elementaren Magnesiums in den Legierungen. Da im Rahmen dieser Untersuchung davon ausgegangen wird, dass es sich bei den Legierungen ausschließlich um AZ91-Legierungen handelt, ist dies jedoch unproblematisch, da die Anteile gleich bleiben. Unter der Annahme, dass die Verhältnisse von 2012 und 2019 identisch, bzw. vergleichbar sind, ergibt sich ein Marktanteil der europäischen Legierungen von 6,55 %. Der Rest wird vereinfacht als Legierung chinesischer Herkunft angenommen.

Es wird angenommen, dass 3% des Magnesiums bei der Legierungsherstellung verloren gehen [13, 98]. Die verwendete Schutzatmosphäre bei der Legierungsherstellung ist in Kapitel 4.3.5 beschrieben.

Die Ergebnisse der durchgeführten Modellierung sind in Tabelle 24 und Tabelle 25 dargelegt. Tabelle 24 gibt die Treibhausgasemissionen und den kumulierten Energieaufwand nach aggregierten Prozessbestandteilen an. Hierzu wurden einzelne modellierte Prozesse zusammengefasst, und daraus die Kategorien Rohmagnesium, Legierungselemente, Strom, Schutzatmosphäre und Transport erstellt. Die Emissionen und Energieverbräuche beziehen sich hierbei lediglich auf den modellierten Prozess. Transporte, Stromverbräuche und Schutzatmosphäreinsatz, die in den vorgelagerten Lieferketten anfallen sind somit nicht dargestellt, sondern aggregiert in den Kategorien inkludiert. Die wichtigsten Einflüsse auf die Treibhausgasemissionen und den kumulierten Energieaufwand im Rahmen der Modellierung hat die Bereitstellung des Rohmagnesiums, gefolgt von der Bereitstellung der Legierungselemente und die Versorgung mit Strom. Der Transport und die Schutzatmosphäre haben geringere Bedeutung.

Tabelle 24: Treibhausgasemissionen (THG) und kumulierter Energieaufwand (KEA) der Legierungsherstellung aus Primärmaterial nach Kategorien | eigene Modellierung

Kategorie	THG [kg CO ₂ -eq]	Anteil THG [%]	KEA [kWh]	Anteil KEA [%]
Rohmagnesium	29,14	88,61	377,92	90,40
Legierungselemente	2,074	6,31	6,07	5,23
Strom	1,57	4,78	4,70	4,05
Schutzatmosphäre	0,03	0,09	0,07	0,06
Transport	0,07	0,21	0,30	0,26

In Tabelle 25 sind die gesamten Treibhausgasemissionen sowie kumulierten Energieverbräuche nach Herkunftsquellen aufgegliedert. Hieraus wird ersichtlich, dass der Großteil der eingesetzten Energie aus fossilen oder nuklearen Quellen stammt.

Tabelle 25: Treibhausgasemissionen und kumulierter Energieaufwand je kg AZ91D | eigene Modellierung

Wirkungskategorie	Menge	Einheit
Treibhausgasemissionen (GWP)	32,89	kg CO ₂ -eq
KEA fossil	106,22	kWh
KEA nuklear	4,43	kWh
KEA erneuerbar, ohne Biomasse	4,18	kWh
KEA erneuerbar, Biomasse	1,29	kWh
KEA gesamt	116,13	kWh

4.5 Herstellung einer Sekundärlegierung

Die Herstellung von Sekundärlegierungen aus Altschrotten wurde umfassend erforscht und ihre Einsetzbarkeit in Industrierversuchen nachgewiesen [61, 64, 66]. Dennoch ist gegenwärtig kein breiterer Einsatz derartiger Sekundärlegierungen bekannt [99]. Der Herstellprozess wurde auf Basis von Literaturwerten modelliert und ist in Abbildung 9 dargestellt. Die Behandlung des Altfahrzeugs und die Vorbehandlung des Magnesiumschrottes sind in Kapitel 4.3.3 und Kapitel 4.3.4 detailliert beschrieben. Der modellierte Strommix und die Schutzatmosphäre werden in Kapitel 4.3.1, respektive Kapitel 4.3.5, dargelegt.

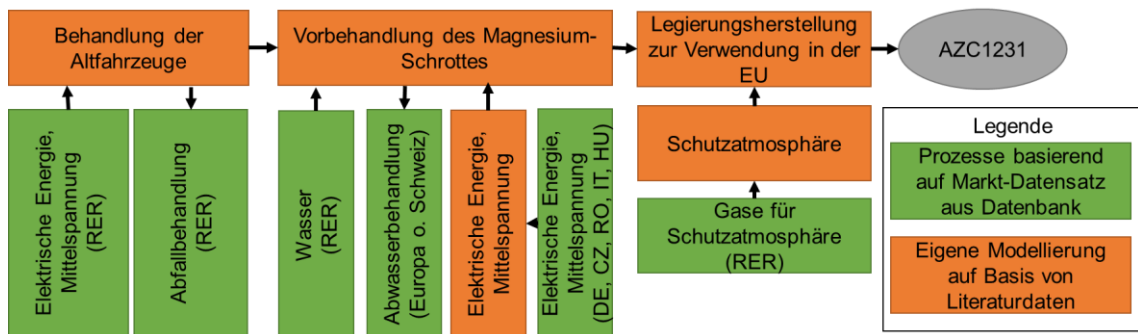


Abbildung 9: Skizze der Modellierung zur Herstellung der Sekundärlegierung | eigene Darstellung
 RER = Region Europa, DE = Deutschland, CZ = Tschechien, RO = Rumänien, IT = Italien, HU = Ungarn

Dabei wird die Annahme getroffen, dass die Sekundärlegierung ausschließlich aus Altschrotten erschmolzen wird. Dies impliziert, dass keine Legierungselemente, abgesehen von Beryllium zum Schmelzeschutz, zum Einstellen der Legierung benötigt werden. In welchem Umfang dies in der Praxis möglich ist, geht aus der Literatur nicht hervor. Für die Verdünnung mit Primärmaterial wird hier lediglich angegeben, dass aus ökonomischen Gründen die Verdünnung auf das Verhältnis eins zu fünf beschränkt werden sollte [2].

Der Energieaufwand zur Herstellung der Sekundärlegierung ist in der spezifischen Literatur hierzu nicht angegeben. Üblicherweise wird der Energiebedarf für das Umschmelzen von sauberen Neuschrotten mit einem Energieaufwand von 1 – 1,5 kWh beziffert [2]. Für das LCA von Ehrenberger (2013) wurden für die Herstellung einer Sekundärlegierung 0,148 kWh elektrische Energie und weitere 2,4 MJ Wärme je kg Magnesium angegeben. Unter der Annahme, dass die Wärme durch elektrische Energie mit einem Wirkungsgrad von 90 % bereitgestellt wird, ergibt sich hieraus ein Aufwand für elektrische Energie von ca. 0,9 kWh [21]. Aus dem Nachhaltigkeitsbericht der Real Alloy GmbH lassen sich Energieaufwände von ca. 0,95 kWh elektrischer Energie sowie 0,5 kWh Erdgas je kg Magnesium für die Jahre 2019 und 2020 ermitteln [84]. Es wird angenommen, dass aufgrund der größeren Verunreinigungen im Altschrott der Umschmelzprozess zur Sekundärlegierung eine längere Prozessdauer erfordert und mehr Energie eingesetzt werden muss. Aus diesem Grund erfolgt die Modellierung mit einem Energieaufwand in Höhe von 1,5 kWh elektrischer Energie.

Für die Legierungsherstellung werden aufgrund der größeren erwartbaren Oxidanteile Schmelzverluste von 10 % angenommen. Transportaufwendungen werden mangels Datenverfügbarkeit vernachlässigt. Gleiches gilt für den Einsatz von Schmelz- und Raffinationssalzen.

Tabelle 26 zeigt die Ergebnisse der Modellierung nach Kategorien gegliedert. Als Kategorien wurden hier die Herstellung der Sekundärlegierung, die Behandlung des Altfahrzeugs, die Aufbereitung der Magnesium-Altschrotte sowie die Schutzatmosphäre gewählt. Mit Blick auf die Treibhausgasemissionen ist die Behandlung des Altfahrzeugs am bedeutendsten. Hierbei ist hervorzuheben, dass in der Modellierung die Beseitigung des Kunststoffabfalls und der Schredderrestfraktion mit 0,96 kg CO_{2-eq} einen erheblichen

Einfluss auf das Resultat haben. Die Herstellung der Sekundärlegierung verursacht in der Modellierung fast ebenso viele Treibhausgasemissionen. Die Aufbereitung der Schrotte und die Schutzatmosphäre sind hingegen von deutlich geringerer Relevanz. Mit Blick auf den kumulierten Energieaufwand ist die Erschmelzung der Sekundärlegierung der bedeutendste Einflussfaktor. Der KEA beläuft sich hier auf ca. 5 kWh, also rund 84% des Gesamtenergieaufwandes. Die Aufbereitung des Altfahrzeugs trägt mit rund 0,8 kWh zum Ergebnis bei. Die Aufbereitung des Schrottes und die Schutzatmosphäre sind von untergeordneter Bedeutung.

Tabelle 26: Treibhausgasemissionen (THG) und kumulierter Energieaufwand (KEA) der Herstellung einer Sekundärlegierung aus Altschrotten nach Kategorien | eigene Modellierung

Kategorie	THG [kg CO ₂ -eq]	Anteil THG [%]	KEA [kWh]	Anteil KEA [%]
Herstellung Sekundärlegierung	0,98	47,13	5,07	83,86
Behandlung Altfahrzeug	1,06	50,87	0,80	13,21
Aufbereitung Magnesium-Altschrott	0,02	0,95	0,10	1,69
Schutzatmosphäre	0,02	1,04	0,07	1,23

Die in Tabelle 27 aufgeführten Gesamtergebnisse der Sekundärlegierung zeigen einen gesamten kumulierten Energieaufwand von rund 6 kWh, wovon der Großteil auf fossilen und nuklearen Quellen stammt.

Tabelle 27: Treibhausgasemissionen und kumulierter Energieaufwand je kg AZC1231 Sekundärlegierung | eigene Modellierung

Wirkungskategorie	Menge	Einheit
Treibhausgasemissionen (GWP)	2,07	kg CO ₂ -eq
KEA fossil	3,44	kWh
KEA nuklear	1,94	kWh
KEA erneuerbar, ohne Biomasse	0,56	kWh
KEA erneuerbar, Biomasse	0,09	kWh
KEA gesamt	6,04	kWh

Der Einsatz des generischen Magnesium-Altschrotts inkl. Abfälle beläuft sich auf ca. 1,67 kg je kg AZC1231-Legierung. Der Magnesium-Anteil beträgt ca. 70%, sodass rund 1,17 kg der im Altfahrzeug verbauten Magnesiumlegierungen für 1 kg der Legierung AZC1231 benötigt werden.

4.6 Destillation von Magnesium-Altschrotten und anschließende Legierung

Die Destillation von Magnesiumschrotten stellt einen alternativen Verwertungsweg für Magnesiumschrotte dar. Eingesetzt werden können hier auch stark verunreinigte Schrotte oder Magnesium-Reststoffe. Diese müssen jedoch vor der Destillation gereinigt werden [2]. Es wird angenommen, dass die Anlage zur Destillation bei einem in der EU ansässigen Recyclenden erfolgt. Die bestehenden Anlagen werden also um eine Destillationsanlage erweitert. Eine Skizze der Modellierung ist in Abbildung 10 dargestellt.

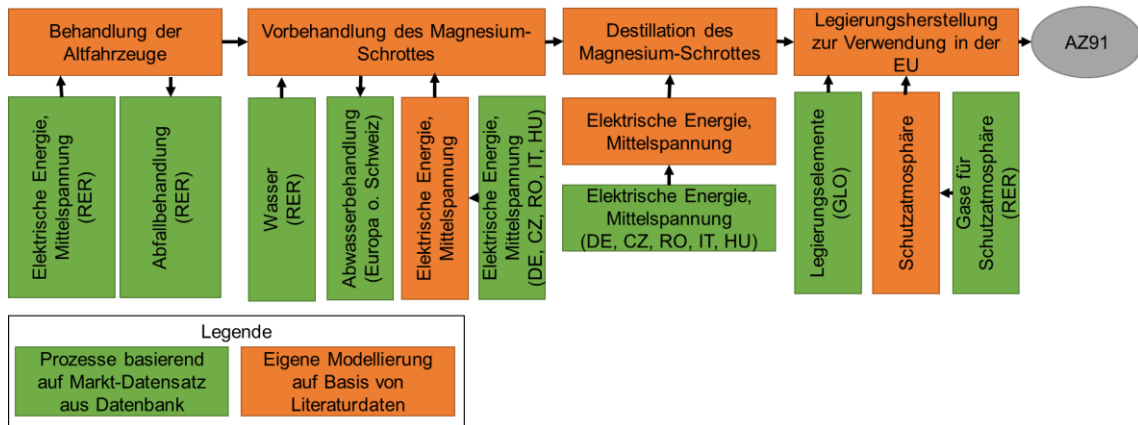


Abbildung 10: Skizze der Modellierung zur Destillation und anschließender Legierung | eigene Darstellung
RER = Region Europa, DE = Deutschland, CZ = Tschechien, RO = Rumänien, IT = Italien, HU = Ungarn

Der Prozess der Altfahrzeugbehandlung erfolgt wie in Kapitel 4.3.3 und die Aufbereitung der Magnesium-Altschrotte wie in Kapitel 4.3.4 beschrieben. Auch wenn zur Destillation auch stärker verunreinigte Schrotte einsetzbar sind, wird angenommen, dass der Aufwand im Rahmen der Modellierung mit der Herstellung einer Sekundärlegierung vergleichbar ist.

Aus dem Magnesium-Altschrotten wird mittels Destillation weitestgehend reines metallisches Magnesium gewonnen. Da die Modellierung auf Basis von Altschrotten der Legierung AZ91 erfolgt, ist jedoch von einem im Vergleich zum Primärmagnesium erhöhten Zink-Anteil auszugehen, da dieses eine geringere Verdampfungstemperatur hat und somit im Destillat verbleibt [2, 68]. Die zugeführte elektrische Energie für beide Prozesse stammt aus den in Kapitel 4.3.1 erläuterten Quellen. Die Magnesiumverluste, also das im Destillationsrückstand verbleibende metallische Magnesium sowie etwaige Oxidverbindungen, belaufen sich nach Zhu et. al. [68] auf ca. 20%. Der spezifische Energieaufwand für den Vakuuminduktionsofen wird nach [2] mit 3,7 kWh je kg Magnesium-Destillat kalkuliert.

Die anschließende Herstellung einer AZ91D-Legierung erfolgt, um den Energieaufwand und die Treibhausgasemissionen mit den anderen modellierten Prozessen vergleichbar zu machen. Gleichwohl sei erwähnt, dass sich aus dem Destillat, abhängig vom Eingangsmaterial, beliebige Legierungen herstellen lassen. Die Legierungsherstellung ist in Kapitel 4.3.2 dargelegt. Da Zink im Destillationsprodukt verbleibt, wird davon

abweichend kein Zink hinzugefügt. Die Schmelzverluste der Legierungsherstellung werden äquivalent zu Kapitel 4.4 mit 3% angenommen [13, 98]. Die eingesetzte Schutzatmosphäre ist in Kapitel 4.3.5 dargelegt. Transportaufwendungen werden aufgrund mangelnder Datenbasis vernachlässigt.

Das Ergebnis der Modellierung ist in Tabelle 28 dargestellt. Die Destillation ist hinsichtlich Treibhausgasemissionen von 2,03 kg CO_{2-eq} und des kumulierten Energieaufwands von 10,52 kWh am bedeutendsten. Darauf folgt die Legierungsherstellung mit 1,85 kg CO_{2-eq} und 9,26 kWh KEA. Mit rund 21 % trägt die Behandlung des Altfahrzeugs ebenfalls umfassender zu den Treibhausgasemissionen bei. Dies ist, wie in Kapitel 4.5, vor allem der Entsorgung der Abfälle zuzuschreiben. Für den kumulierten Energieaufwand ist die Altfahrzeugbehandlung mit 0,81 kWh von geringerer Bedeutung. Der Einfluss der Altschrott-Aufbereitung und der Schutzatmosphäre trägt mit unter 1% in beiden Wirkungskategorien kaum zum Resultat bei. Der Einsatz von Aluminium als Legierungselement ist mit 0,92 kg CO_{2-eq} und einem KEA von 4,46 kWh der bedeutendste Einzelfaktor.

Tabelle 28: Treibhausgasemissionen (THG) und kumulierter Energieaufwand (KEA) der Destillation von Altschrotten und anschließende Legierung nach Kategorien | eigene Modellierung

Kategorie	THG [kg CO _{2-eq}]	Anteil THG [%]	KEA [kWh]	Anteil KEA [%]
Legierungsherstellung	1,85	37,12	9,26	44,60
Destillation	2,03	40,7	10,52	50,68
Behandlung Altfahrzeug	1,07	21,37	0,81	3,89
Aufbereitung Magnesium- Altschrott	0,02	0,4	0,10	0,50
Schutzatmosphäre	0,02	0,4	0,07	0,33

In Tabelle 29 sind die Treibhausgasemission sowie der kumulierte Energieaufwand aufgeführt. Fossile und nukleare Quellen sind hierbei im Rahmen der Modellierung am bedeutendsten.

Der Einsatz des generischen Magnesium-Altschrotts inkl. Abfälle beläuft sich auf ca. 1,7 kg je kg AZ91D Legierung. Der Magnesium-Anteil beträgt ca. 70%, sodass rund 1,2 kg der im Altfahrzeug verbauten Magnesiumlegierungen für 1 kg der Legierung AZ91D benötigt werden.

Tabelle 29: Treibhausgasemissionen und kumulierter Energieverbrauch je kg AZ91D aus Destillationsprodukt | eigene Modellierung

Wirkungskategorie	Menge	Einheit
Treibhausgasemissionen (GWP)	4,99	kg CO ₂ -eq
KEA fossil	12,22	kWh
KEA nuklear	5,69	kWh
KEA erneuerbar, ohne Biomasse	2,57	kWh
KEA erneuerbar, Biomasse	0,27	kWh
KEA gesamt	20,75	kWh

4.7 Spezifische Einsparpotenziale

Zur Bestimmung der Einsparpotenziale werden folgende Alternativen verglichen:

1. Sekundärlegierung aus Altschrotten gegenüber Primärlegierung auf europäischem Markt
2. Destillation von Altschrotten und anschließende Legierung gegenüber Primärlegierung auf dem europäischen Markt
3. Sekundärlegierung aus Altschrotten gegenüber der Destillation von Altschrotten und anschließender Legierung.

Die spezifischen Einsparpotenziale werden durch Subtraktion der Alternative von der Referenz ermittelt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 30 dargestellt.

Die potenziellen Einsparungen der Sekundärlegierung gegenüber der Primärlegierung in Bezug auf die Treibhausgasemissionen sind mit 94 % erheblich. Je kg Legierung lassen sich nahezu 31 kg CO₂-eq einsparen. Der kumulierte Energieaufwand lässt sich dabei um 95 % reduzieren, der fossile kumulierte Energieaufwand um nahezu 97 %.

Durch Destillation der Magnesium-Altschrotte und anschließender Legierung zu AZ91D lassen sich nahezu 85 % oder 27,9 kg CO₂-eq der Treibhausgasemissionen im Vergleich zur Primärlegierung einsparen. Der kumulierte Energieaufwand ist um 82 %, also 95 kWh, geringer. Der kumulierte Energieaufwand aus fossilen Quellen lässt sich um 88,5 % reduzieren, der kumulierte Energieaufwand aus nuklearen Quellen steigt hingegen um 28 % bzw. 1,26 kWh.

Beim Vergleich der Alternativen untereinander können Vorteile der Sekundärlegierung gegenüber der Destillation und anschließenden Legierung von 58,5 % der Treibhausgasemissionen und 71 % des KEA beobachtet werden. Dies spricht für die Herstellung einer Sekundärlegierung, wenn dies aus den Schrotten möglich ist und die Eigenschaften einer AZC1231-Legierung den Ansprüchen von Druckgussteile genügt.

Tabelle 30: Spezifische Einsparpotenziale von Treibhausgasemissionen und kumulierten Energieaufwand auf Basis der Modellierung

	Treibhaus- gase [kg CO ₂ -eq]	kumulierter Energieaufwand (KEA)			
		fossil [kWh]	nuklear [kWh]	erneuer- bar [kWh]	gesamt [kWh]
Primärlegierung auf europäischem Markt	32,89	106,22	4,43	5,47	116,13
Sekundärlegierung	2,07	3,44	1,94	0,65	6,04
Destillation und an- schließende Legie- rung	4,99	12,22	5,69	2,84	20,75
Einsparpotenzial der Sekundärlegierung gegenüber Primärlegierung					
absolut	30,82	102,78	2,49	4,82	110,09
prozentual	93,71	96,76	56,21	88,12	94,80
Einsparpotenzial der Destillation aus Altschrotten gegenüber Primärlegierung					
absolut	27,90	94,00	-1,26	2,63	95,38
prozentual	84,82	88,50	-28,44	48,08	82,13
Einsparpotenzial der Sekundärlegierung gegenüber Destillation					
absolut	2,92	8,78	3,75	2,19	14,71
prozentual	58,52	71,84	65,91	77,11	70,89

4.8 Diskussion und Datenlücken

Die ermittelten Einsparungen in Kapitel 4.7 lassen sich mit den Einsparungen, respektive dem ermittelten Aufwand für die End-of-Life Behandlung aus anderen LCA vergleichen. Bei der Herstellung einer Sekundärlegierung aus Altschrotten werden nach Ehrenberger (2013) 1,1 kg CO₂-eq je kg Sekundärlegierung emittiert. Hier erfolgt jedoch keine Betrachtung der Abfälle aus der Altfahrzeugbehandlung und die eingesetzte Energie ist geringer [21]. Die Aktualisierung des LCA aus dem Jahr 2020 betrachtet zudem den Fall des Recyclings von vorwiegend Neuschrotten auf Basis von Daten der Magontec GmbH mit ihren Anlagen in Deutschland und Rumänien. Die Treibhausgasemissionen belaufen sich hier auf ca. 0,4 kg / kg Legierung [55]. Hakamada et al. (2007) untersuchten die Herstellung einer AZ31-Sekundärlegierung und ermittelten hier einen kumulierten Energieaufwand von 3,16 kWh und Treibhausgasemissionen von 1,7 kg CO₂-eq je kg Sekundärlegierung [77]. Beide Studien eint, dass sie ihren Fokus auf die Betrachtung des

Lebenszyklus eines Fahrzeug(bauteil)s legen. Das Recycling von Magnesiumlegierungen stand somit nicht im Mittelpunkt der Betrachtung. Die Ermittlung der Treibhausgasemissionen und des kumulierten Energieaufwands im Rahmen der vorliegenden Untersuchung ist zwar höher, jedoch im Wesentlichen vergleichbar mit vorherigen Studien. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass Input-Daten aus ebendiesen Studien in die Modellierung einbezogen wurden. Vergleichsdaten in Bezug auf die Destillation liegen hingegen nicht vor, da keine Studie bekannt ist, die dies betrachtet.

Kritisch zu betrachten ist für die Alternativrouten die Vernachlässigung von Transportaufwendungen. Zwar zeigen die Ergebnisse in Kapitel 4.4 geringe Transportemissionen in Höhe von 0,07 kg CO₂-eq und einen kumulierten Energieaufwand von 0,3 kWh je kg Primärlegierung und sind somit im Vergleich zur Summe der Herstellung einer Primärlegierung vernachlässigbar gering, jedoch könnte der Einfluss von Transportaufwendungen für die Alternativen von Bedeutung sein. Hierzu zählen zum einen der Transport des Altfahrzeugs zu einer Recyclinganlage und der Transport der Magnesium-Altschrotte zum Magnesium-Recycling. Da in der EU Güter zu ca. 75% auf der Straße transportiert werden, werden diese Transporte vermutlich vorwiegend per LKW erfolgen [100]. Die Emissionen pro tkm sind hierbei mit 0,131 kg CO₂-eq [101] nahezu drei Mal so hoch wie beim Transport per Güterzug mit 0,0458 kg CO₂-eq [102].

Der Einfluss der Schutzatmosphäre auf die Treibhausgasemissionen dürfte selbst bei korrekter Anpassung des Inputs von R-134a, abweichend von Kapitel 4.3.5, insgesamt von untergeordneter Bedeutung sein. Da die Emission des hochtreibhauswirksamen Gases R-134a korrekt abgeschätzt sein dürften, kämen lediglich die Emissionen der Herstellung und des Transports hinzu. Wie bereits in [96] bzw. [40] festgestellt wurde, konnten durch die Substitution von SF₆ erhebliche Verbesserungen erzielt werden.

Die Datengrundlage ist insgesamt mit großen Unsicherheiten verbunden. Sowohl die Daten der ecoinvent-Datenbank, als auch die Daten aus der wissenschaftlichen Literatur basieren oftmals auf Daten von wenigen oder auch nur einzelnen Produzierenden [19, 21, 22, 55, 90]. Hinzu kommt, dass die Datenbasis unter Umständen veraltet sein könnte. Zahlreiche Quellen stammen aus den 2000er oder Anfang der 2010er Jahre [2, 13, 19, 21, 22, 68, 90]. Zwar wurden die Daten der ecoinvent-Datenbank mittels Extrapolation aktualisiert, jedoch ist unklar in welchem Umfang dies tatsächlich dem gegenwärtigen technischen Stand entspricht. Insbesondere der Strommix und die damit verbundenen Emissionen ändern sich stetig. Die CO₂-Intensität der Energieversorgung in der EU konnte nach Angaben der IEA im Zeitraum 2015 – 2019 um 20 % reduziert werden [103]. In China beläuft sich die Reduktion auf immerhin 5% [104]. In welchem Umfang dies in den ecoinvent-Datensätzen abgebildet wird, lässt sich nicht ermitteln.

Die Herstellung von Sekundärlegierungen aus Altschrotten und die Destillation von Altschrotten ist gegenwärtig in der Praxis nicht etabliert. Für die Herstellung der Sekundärlegierung kann auf Daten aus dem Umschmelzen von Neuschrotten zurückgegriffen werden. Die Destillation wurde bisher lediglich im Labormaßstab untersucht [2, 68, 69]. Die Skalierung zu einer industriellen Anlage ist vor diesem Hintergrund mit

Unsicherheiten verbunden, auch wenn Scharf (2010), respektive Ditze und Scharf (2008), in ihren Ausführungen Konzepte für einen industriellen Aufbau vorgelegt haben [2, 56].

Eine bedeutende Restriktion ist zudem die Einschränkung auf AZ91-Legierungen bzw. der Substitutlegierung AZC1231, da daneben weitere Legierungen Anwendung finden. Inwiefern hier Sekundärlegierungen entwickelt werden können, die den Eigenschaften der Primärlegierungen entsprechen, ist unklar.

Hier liegt ein Vorteil der Destillation von Altschrotten, da aus dem Destillat verschiedene Legierungen hergestellt werden können, solange der Zink-Gehalt die vorgegebenen Grenzwerte nicht überschreitet [2]. Die Nachteile der Destillation gegenüber der Sekundärlegierungsherstellung könnten somit zugunsten der breiteren Einsetzbarkeit in Kauf genommen werden. Ein ökologischer Vorteil gegenüber der Primärerzeugung bleibt bestehen.

Bei Betrachtung aktueller Projekte zur Primärerzeugung wird ersichtlich, dass neue Anlagen vermehrt eine Reduktion von Treibhausgasemissionen forcieren. Dies betrifft sowohl die chinesische Anlage QSLM (ca. 5 kg CO_{2-eq} / kg Magnesium incl. Gutschrift für Nebenprodukte), als auch Kar Madencilik in der Türkei (ca. 20 kg CO_{2-eq} / kg Magnesium incl. Gutschrift für Nebenprodukte) und Alliance Magnesium in Kanada (< 5 kg CO_{2-eq} / kg Magnesium ohne Gutschrift von Nebenprodukten) [55]. Die mengengewichteten durchschnittlichen Treibhausgasemissionen für den Pidgeon-Prozess in China beliefen sich im Jahr 2011 auf ca. 25,8 kg CO_{2-eq} / kg Magnesium [21]. Die Aktualisierung der Studie im Jahr 2020 konnte eine Reduktion auf 21,8 kg CO_{2-eq} / kg Magnesium zeigen [55]. Erreicht werden die Reduktionen durch Verbesserung der Prozesse sowie dem vermehrten Einsatz erneuerbarer Energien. So betreibt Kar Madencilik nach Unternehmensangaben die größte Photovoltaikanlage der Türkei die ausschließlich der Eigenversorgung dient [105].

Die Differenz der Treibhausgasemissionen und somit auch der Einsparpotenziale durch das Recycling von Altschrotten würde sich somit verringern, sollte hier eine Dekarbonisierung nicht in gleichem Umfang erfolgen. Für die Destillation sehen Kretz et al. (2011) beispielsweise Potenziale in der Wärmerückgewinnung [69]. Dennoch wird das Recycling, durch die vermiedenen Umwandlungsprozesse der Primärproduktion, selbst bei vollständiger Dekarbonisierung der Energieversorgung in energetischer Hinsicht stets im Vorteil bleiben.

5 Expert:inneninterviews

Die im Folgenden dargelegten Expert:inneninterviews dienen einer qualitativen Einschätzung der Potenziale von Magnesiumlegierungs-Recycling. Neben den Energie- und Treibhausgasemissionseinsparungen werden zudem technische und wirtschaftliche Aspekte des Recyclings betrachtet. Der Umgang mit der Importabhängigkeit der europäischen Industrie und das damit verbundene Versorgungsrisiko ist ebenfalls Gegenstand der Auswertung.

5.1 Auswahl der Expert:innen und Durchführung der Interviews

Die Auswahl der Expert:innen erfolgte unter der Maßgabe ein möglichst breites Spektrum von Expertise aus dem Bereich Forschung und Praxis des Magnesiumrecyclings, der Verwendung von Magnesiumlegierungen sowie des Magnesiummarktes zu erhalten. Die Auswahl der Expert:innen und ihrer Tätigkeitsbereiche ist in Tabelle 31 dargelegt.

Die Gespräche wurden mittels Videokonferenz oder telefonisch geführt und hatten eine Dauer zwischen 30 und 90 Minuten. Vorab wurden den Expert:innen Thesen zur Einschätzung sowie einige Leitfragen übermittelt. Letztere sind im Anhang zu finden. Nach dem Gespräch wurde eine Zusammenfassung erstellt und der/dem Interviewpartner:in zur Prüfung übermittelt. Auf diese Weise konnten Missverständnisse ausgeräumt und die Qualität der erhaltenen Informationen erhöht werden.

Tabelle 31: Beschreibung der Tätigkeiten der ausgewählten Expert:innen

Expert:in	Beschreibung der Tätigkeit
Expert:in 1	Expert:in 1 ist bei einem Magnesium-Recyclenden in der Produktion tätig und verfügt über langjährige Erfahrung im technischen Bereich.
Expert:in 2	Expert:in 2 ist ebenfalls bei einem Magnesium-Recyclenden tätig und hier für die Lieferkette zuständig und verfügt über eine umfassende Expertise zum internationalen Magnesiummarkt
Expert:in 3	Expert:in 3 ist bei einem Druckgussherstellenden in führender Position tätig. Im Rahmen ihrer/seiner Tätigkeit beschäftigt sie/er sich unter anderem mit der betrieblichen Versorgung mit Magnesiumlegierungen sowie dem Recycling von Neuschrotten.
Expert:in 4	Expert:in 4 ist in einer Behörde tätig und befasst sich hier mit der Beobachtung von Rohstoffmärkten. Im Rahmen ihrer/seiner Tätigkeit verfügt Expert:in 4 über Fachkenntnisse zur volkswirtschaftlichen Versorgung mit Rohstoffen.

Expert:in	Beschreibung der Tätigkeit
Expert:in 5	Expert:in 5 verfügt über langjährige Erfahrung in der metallurgischen Forschung zum Thema Magnesium und somit über umfassende Kenntnisse zum Stand der Forschung und den möglichen technischen Verfahren zum Recycling von Magnesium.
Expert:in 6	Expert:in 6 ist in der Forschung zum Thema Fahrzeuge tätig und untersucht im Rahmen ihrer/seiner Arbeit unter anderem die Umweltauswirkungen verschiedener Materialien und ihrem Einsatz im Fahrzeugbau.

5.2 Thesen zum Recycling von Magnesium-Altschrotten

Zu Beginn des Interviews wurden die Expert:innen nach ihrer Einschätzung von vier Thesen befragt. Ziel der Befragung war, einen Überblick über die grundsätzliche Einschätzung zum Thema Recycling von Magnesium-Altschrotten zu erhalten. Die Thesen wurden den Expert:innen gemeinsam mit weiteren spezifischen Fragen zu ihrem Fachgebiet vor dem Interview übermittelt. Die Einschätzung sollte auf Basis einer sechsstufigen numerischen Skala abgegeben werden. Darüber hinaus konnten die Expert:innen ihre Einschätzung begründen.

In welchem Umfang stimmen Sie den folgenden Thesen auf einer Skala von 1 bis 6 zu?

1	2	3	4	5	6
stimme überhaupt nicht zu	stimme nicht zu	stimme eher nicht zu	stimme eher zu	stimme zu	stimme voll und ganz zu

1. Für das Recycling von Magnesium-Altschrotten in einem geschlossenen Kreislauf (Magnesiumlegierungen werden wieder als Magnesiumlegierungen eingesetzt) sind zu viele technische Probleme (Sortiertechnik, Verunreinigungen, Korrosion, etc.) ungelöst und werden auf absehbare Zeit nicht gelöst werden können.
2. Für das Recycling von Magnesium-Altschrotten in einem geschlossenen Kreislauf sind zu viele wirtschaftlichen Rahmenbedingungen (Existenz alternativer Verwertungswege, unzureichende Mengen, Primärproduktion günstiger) nicht gegeben und werden voraussichtlich auf absehbare Zeit nicht gegeben sein.
3. Das Recycling von Magnesium-Altschrotten in geschlossenen Kreisläufen ist grundsätzlich sinnvoll und wünschenswert. In Hinblick auf Energie, Treibhausgasen und dem schonenden Umgang mit Rohstoffen bleiben gegenwärtig bedeutende Potenziale ungenutzt.
4. Der Erzeugung von Primärmagnesium auf Basis erneuerbarer Energien sollte Vorrang vor dem Recycling von Altschrotten eingeräumt werden.

Die Expert:in 1,2,3 und 5 gaben eine Einschätzung zu den Thesen ab. Die Expertise von Expert:in 4 konzentriert sich auf die Beobachtung des Magnesium-Marktes. Da sie/er sich hinsichtlich der Thesen auf die Literatur sowie Informationen Dritter beziehen müsste, wurde hier auf eine Einschätzung der Thesen verzichtet. Expert:in 6 gab eine Einschätzung zu Thesen ab, berief sich hierbei jedoch ebenfalls auf die Einschätzung Dritter, bzw. den grundsätzlichen Nutzen von Recycling gegenüber der Primärproduktion. Aus diesem Grund wurde keine Einschätzung auf der Skala vorgenommen.

Die Einschätzungen der Expert:innen sind in Tabelle 32 dargestellt. Hier zeigt sich bei These 1 und These 3 ein weitestgehend uniformes Bild. Der These 1 stimmen die Expert:innen entweder „überhaupt nicht zu“ oder „nicht zu“. Die technischen Probleme hinsichtlich des Recyclings von Magnesium-Altschrotten sind also nach Einschätzung der Expert:innen gelöst oder lassen sich zeitnah lösen. Zudem halten die Expert:innen das Recycling von Magnesium-Altschrotten in geschlossenen Kreisläufen für sinnvoll und wünschenswert. Gleichzeitig bleiben nach ihrer Einschätzungen Potenziale ungenutzt [59, 99, 106].

Hinsichtlich These 2 widersprechen drei Expert:innen den wirtschaftlichen Problemen beim Recycling von Magnesium-Altschrotten und „stimmen nicht zu“. Expert:in 5 beurteilt dies deutlich davon abweichend. Sie/Er hebt in diesen Zusammenhang hervor, dass die tatsächlich verfügbaren Altschrottmengen verhältnismäßig gering sind.

Der These 4 stimmen Expert:in 1 und 2 „überhaupt nicht zu“. Expert:in 3 und 5 „stimmen eher zu“. Sie betonen, in ihrer Erläuterung zwar die Bedeutung vom Recycling von Magnesium-Altschrotten, weisen jedoch auf einen steigenden Bedarf an Magnesium sowie Magnesiumlegierungen hin. Durch die Langlebigkeit vieler Produkte lasse sich der Bedarf an Magnesium aus dem Recycling von Altschrotten nicht decken. Vor diesem Hintergrund sei beides parallel zu forcieren [62, 99].

Tabelle 32: Einschätzungen der Expert:innen zum Recycling von Magnesium-Altschrotten

Expert:in	These 1	These 2	These 3	These 4
Expert:in 1	1	2	6	1
Expert:in 2	2	2	6	1
Expert:in 3	1	2	5	4
Expert:in 5	2	5-6	Satz 1: 6 Satz 2: 5	4

Aus dem weiteren Verlauf des Gesprächs ergaben sich weitere Gründe für die Abweichungen bei den Thesen 2 und 4.

Die höchste Übereinstimmung konnte bei These 1 festgestellt werden. Hemmnisse technischer Art lassen sich beheben oder zumindest kontrollieren. Alle Befragten gaben an, dass weniger der Recyclingprozess des Magnesiums ein Hemmnis darstellt, sondern vielmehr die Verfügbarkeit von Altschrotten. Sollten Magnesiumbauteile bei den

Abfallwirtschafts-Unternehmen demontiert werden, ließen sich diese problemlos recyceln. Die Anforderungen bei Schredder-Schrotten seien zwar höher, jedoch technisch handhabbar [59, 99].

5.3 Magnesium als kritischer Rohstoff

Die europäische Industrie ist umfassend von chinesischen Importen abhängig. Zum Umgang mit Magnesium als kritischen Rohstoff verfolgt die magnesiumverarbeitende Industrie eine aus drei Säulen bestehende Strategie.

So lässt sich nach Einschätzung von Expert:in 3 das Versorgungsrisiko zum Teil durch eine gewisse Lagerhaltung sowie durch die betriebseigene Rückschmelze von Produktionsschrotten reduzieren [62]. Auf Ebene der EU-Volkswirtschaften können vor diesem Hintergrund spezialisierte Magnesium-Recyclende das Risiko ebenfalls dämpfen.

Die europäische Industrie ist zudem in umfassender Weise abhängig von chinesischen Importen. Es existiert auf dem Weltmarkt keine Alternative Magnesiummetall in ausreichenden Mengen zu beschaffen. In den USA und Brasilien produzieren Monopolisten, die durch Importzölle geschützt werden. Aus diesen Staaten gibt es jedoch keine nennenswerten Exporte, da sie zum einen preislich nicht am Weltmarkt konkurrieren können und zum anderen auch nicht die nötigen Volumina herstellen. Expert:in 3 plädiert vor diesem Hintergrund für eine Förderung von europäischer Produktion. Hierzu sollten geplante Projekte zeitnah umgesetzt werden. Insbesondere müssten dafür die Voraussetzungen für kostengünstige Energie, insbesondere Strom, geschaffen werden. Die Einführung von Importzöllen, wie in den USA und Brasilien, wird hingegen als kontraproduktiv gesehen, da dies den Preis für Magnesium in Europa deutlich erhöhen könnte [62].

Eine Kombination der Nutzung von unerschlossenen Potenzialen des Magnesium-Alt-schrott-Recyclings und einer anteiligen europäischen Produktion, könnte das Versorgungsrisiko deutlich senken [62].

Eine europäische Produktion wird von Expert:in 4 ebenfalls als sinnvoll erachtet, wenn sich diese ökonomisch und ökologisch darstellen lässt. Von den gegenwärtig geplanten Projekten befindet sich jedoch nur ein geringer Anteil außerhalb Chinas [5, 107]. Keines der geplanten europäischen Projekte wird zeitnah in die Produktion einsteigen [107]. Einziger europäischer Produzent von Magnesiummetall ist Kar Mineral Madecilik A.Ş in der Türkei mit einer Jahreskapazität von 15.000 t. Die Anlage befindet sich seit 2019 in Betrieb [105].

In Kanada baut Alliance Magnesium gegenwärtig eine Jahreskapazität von 50.000 t auf. Aktuell werden Magnesium-Legierungen aus Produktionsschrotten hergestellt. Die finale Kapazität der Sekundärproduktion soll sich auf 18.000 t belaufen [108]. Es ist jedoch zu vermuten, dass primär der amerikanische Markt bedient werden soll [107] und der Einfluss auf die europäische Versorgung somit als eher gering zu bewerten ist.

6 Fazit und Ausblick

Aus der Modellierung in Kapitel 4 und den Expert:inneninterviews in Kapitel 5 lassen sich die im Folgenden dargelegten Schlussfolgerungen zum Recycling von Magnesium-Altschrotten ziehen.

Hinsichtlich der technischen Umsetzbarkeit eines geschlossenen Magnesiumlegierungs-Kreislaufs sind die Voraussetzungen bereits heute gegeben. Die in Kapitel 3 dargelegten Techniken sind anwendbar und hinsichtlich des Recyclings von Magnesium-Reststoffen und Altschrotten wurden in der jüngeren Vergangenheit substantielle Verbesserungen erzielt [59, 99].

Die ökonomische Betrachtung des geschlossenen Recyclings ist unter den befragten Expert:innen nicht unumstritten. Die Erwartung höherer Magnesiumpreise auf dem Weltmarkt könnte jedoch die Attraktivität des Recyclings von Altschrotten erhöhen [59, 62, 107]. Die Kosten und nötigen Investitionen, die mit dem Recycling von Altschrotten einhergehen, waren nicht Gegenstand dieser Arbeit, sodass hier weiterer Forschungsbedarf besteht. Die Verfügbarkeit von ausreichenden Mengen Magnesium-Altschrott ist ein wesentlicher Faktor für ein ökonomisch darstellbares Recycling. Hier fehlen Erkenntnisse zu den Anteilen von Magnesiumlegierungen in Altfahrzeugen und dem ökonomischen Aufwand diese Legierungen aus dem Aluminiumstrom abzutrennen. Zudem müssten die insgesamt in der EU zur Verfügung stehenden Mengen an Magnesium-Altschrotten ermittelt werden. Die Urban Mining Platform [109, 110] hat für das Jahr 2015 ermittelt, dass ca. 56 kt Magnesiumlegierungen aus Fahrzeugen das anthropogene Lager in der EU verlassen. Dabei werden sowohl Altfahrzeuge als auch Fahrzeuge des extra-EU Exports berücksichtigt. Für Magnesiumlegierungen in elektronischen Anwendungen wird von einem Rücklauf in Höhe von ca. 3,6 kt im Jahr 2015 ausgegangen. Anders als für Magnesiumlegierungen aus Fahrzeugen wird hier ein abnehmender Trend für die darauffolgenden Jahre prognostiziert. Bulach et al. (2017) modellierten den Rücklauf aus dem anthropogenen Lager für Magnesium auf ca. 11 kt im Jahr 2015. Für den Zeitraum 2015 – 2040 wird ein Rücklauf von 392 kt allein in Deutschland prognostiziert. Unklar ist hierbei jedoch, ob ausschließlich Legierungen betrachtet wurden oder der Rücklauf von elementarem Magnesium in Aluminiumlegierungen ebenfalls mit einberechnet wurden [111].

Hinsichtlich der Einsparpotenziale an Treibhausgasemissionen und Primärenergie lässt die Modellierung den Schluss zu, dass wesentliche Potenziale existieren. Trotz einiger Unsicherheiten in der Abschätzung, wie sie in Kapitel 4.8 dargelegt und diskutiert werden, deuten die Einsparungen von über 80 % für die Destillation und über 90% für die Sekundärlegierung in den beiden Wirkungskategorien auf erhebliche Potenziale hin. Die Einschätzung der Expert:innen deutet zudem darauf hin, dass ein Großteil der Potenziale gegenwärtig nicht gehoben wird. Dies deckt sich mit Ausführungen in der Literatur, nachdem lediglich 9% der Magnesium-Altschrotte in der EU einem funktionalen

Recycling als Legierungselement in Aluminium zugeführt werden [13]. Die ungehobenen Potenziale könnten sich also, ohne Berücksichtigung von Altschrotten als Entschwefelungsmittel und in anderen metallurgischen Anwendungen, auf ca. 90 % belaufen. Dies könnte in zukünftigen Untersuchungen weitergehend betrachtet werden, um die absoluten Potenziale des Recyclings von Magnesium-Altschrotten zu quantifizieren.

Gleichwohl lässt sich der Bedarf an Magnesium in der Industrie wohl nicht durch das Recycling von Altschrotten decken [5], sodass eine Primärerzeugung weiterhin nötig sein dürfte. Trotz bereits erzielter Verbesserung in Hinblick auf die Treibhausgasemissionen der Primärerzeugung [55] wird hier die Notwendigkeit gesehen, die Prozesse weiter zu dekarbonisieren. Neuere Projekte zur Primärerzeugung fokussieren sich zum Teil die Nutzung von Abfallprodukten anderer Prozesse, bzw. auf eine gekoppelte Produktion. Die gekoppelte Produktion von Kali-Dünger ist bereits in Israel, Russland und auch den USA etabliert [5]. Die Herstellung von Primärlegierungen durch Magontec in China in Kooperation mit Qinghai Salt Lake Magnesium Co. Ltd setzt ebenfalls auf die Nutzung von Reststoffen der Kali-Produktion [112]. Mit der vorwiegend auf Basis erneuerbarer Energien betriebenen Elektrolyse lassen sich die Treibhausgasemissionen deutlich reduzieren [55]. Die Notwendigkeit der Meerwasserentsalzung, die in einigen Regionen der Erde auch bedingt durch die Klimakrise an Bedeutung gewinnen könnte, stellt perspektivisch eine für die Magnesium-Produktion nutzbare Rohstoffquelle dar [113]. Die Nutzung von Kokereigas zur Herstellung von Magnesium mittels des Pidgeon-Prozesses stellt zwar eine Verbesserung gegenüber der vormals eingesetzten Kohle dar [44], jedoch könnte eine notwendige Dekarbonisierung der Stahlindustrie auch in China diese Energiequelle perspektivisch einschränken. Verbesserungen müssen also sowohl bei der Etablierung einer Circular Economy als auch bei der Primärproduktion zukünftig weiter forciert werden.

7 Literatur

- [1] W. Weißbach, *Werkstoffkunde: Strukturen, Eigenschaften, Prüfung*. mit 248 Tabellen, 18. Aufl. Wiesbaden: Vieweg + Teubner, 2012.
- [2] C. Scharf, *Recycling von Magnesium und seinen Legierungen*. Zugl.: Clausthal, Techn. Univ., Habil.-Schr., 2010, 1. Aufl. Clausthal-Zellerfeld: Papierflieger, 2010.
- [3] C. Meskers, „Metal Processes and Applications—An Overview“ in *Principles of metal refining and recycling*, T. A. Engh, G. K. Sigworth und A. Kvithyld, Hg., Oxford: Oxford University Press, 2021, S. 450–549, doi: 10.1093/oso/9780198811923.003.0008.
- [4] Umweltbundesamt, „Magnesium: Factsheet“, Dessau-Roßlau, 2019. [Online]. Verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/3521/dokumente/factsheet-magnesium_fi_barrierefrei.pdf. Zugriff am: 23. April 2022.
- [5] M. Schmitz, *Rohstoffrisikobewertung – Magnesium (Metall)*, 2018. Aufl. Berlin: DERA, 2019. [Online]. Verfügbar unter: https://www.deutsche-rohstoffagentur.de/DE/Gemeinsames/Produkte/Downloads/DERA_Rohstoffinformationen/rohstoffinformationen-38.html
- [6] Eurostat, „Import and export of magnesium and magnesium products (2019/2020)| HS 810411, HS 810419, HS 810420, HS 810430, HS 810490: EU trade since 1988 by HS2,4,6 and CN8 [DS-645593]“. abgerufen aus Eurostat am 11.03.22. [Online]. Verfügbar unter: <https://go.hrw.nrw/zwcxk>. Zugriff am: 23. April 2022.
- [7] BGR, DERA, „Preismonitor März 2022“, Berlin, 2022. [Online]. Verfügbar unter: https://www.deutsche-rohstoffagentur.de/DERA/DE/Aktuelles/Monitore/2022/03-22/2022-03-preismonitor.pdf?__blob=publicationFile&v=2. Zugriff am: 23. April 2022.
- [8] European Union, „Circular Economy Action Plan: For a cleaner and more competitive Europe“, 2020. [Online]. Verfügbar unter: https://ec.europa.eu/environment/pdf/circular-economy/new_circular_economy_action_plan.pdf. Zugriff am: 23. April 2022.
- [9] Europäische Kommission, „The European Green Deal: Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions“, Brüssel, 11. Dez. 2019. [Online]. Verfügbar unter: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:b828d165-1c22-11ea-8c1f-01aa75ed71a1.0002.02/DOC_1&format=PDF. Zugriff am: 23. April 2022.

- [10] Deutsche Rohstoffagentur (DERA) in der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, *Recyclingsituation Deutschland*. [Online]. Verfügbar unter: https://www.deutsche-rohstoffagentur.de/DERA/DE/Laufende-Projekte/Recyclingrohstoffe/Recyclingsituation%20Deutschland/recyclingsituation_node.html (Zugriff am: 23. April 2022).
- [11] J. Dehio, R. Janßen-Timmen, F. Kirsch, M. Rothgang, P. Schacht und T. Schmidt, „Die künftige Rohstoffversorgung der NRW-Industrie und Schritte auf dem Weg zur Kreislaufwirtschaft: Rohstoffstudie NRW und Fact Sheets“, RWI - Leibniz-Institut für Wirtschaftsforschung; Ministerium für Wirtschaft, Innovation, Digitalisierung und Energie des Landes Nordrhein-Westfalen, Nov. 2021. [Online]. Verfügbar unter: https://www.wirtschaft.nrw/sites/default/files/asset/document/rohstoffstudie_nrw_-_studie_und_fact_sheets.pdf. Zugriff am: 23. April 2022.
- [12] T. E. Graedel *et al.*, „What Do We Know About Metal Recycling Rates?“, *Journal of Industrial Ecology*, Jg. 15, Nr. 3, S. 355–366, 2011, doi: 10.1111/j.1530-9290.2011.00342.x.
- [13] N. Bell, R. Waugh und D. Parker, „Magnesium Recycling in the EU: Material flow analysis of magnesium (metal) in the EU and a derivation of the recycling rate“, 2017. [Online]. Verfügbar unter: https://cdn.ymaws.com/www.intlmag.org/resource/resmgr/sustainability/FullRprt_EU-Mg-recycling_201.pdf. Zugriff am: 23. April 2022.
- [14] R. Frischknecht, *Lehrbuch der Ökobilanzierung*. Berlin, Heidelberg: Springer Spektrum, 2020. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.springer.com/>
- [15] J. Atherton, „Declaration by the Metals Industry on Recycling Principles“, *Int J Life Cycle Assessment*, Jg. 12, Nr. 1, S. 59–60, 2007, doi: 10.1065/lca2006.11.283.
- [16] F. Cherubini, M. Raugei und S. Ulgiati, „LCA of magnesium production“, *Resources, Conservation and Recycling*, Jg. 52, 8-9, S. 1093–1100, 2008, doi: 10.1016/j.resconrec.2008.05.001.
- [17] E. Aghion und G. Golub, „Production Technologies of Magnesium“ in *Magnesium technology: Metallurgy, design data, applications*, H. E. Friedrich und B. L. Mordike, Hg., Berlin, New York: Springer, 2006.
- [18] P. Fröhlich, T. Lorenz, G. Martin, B. Brett und M. Bertau, „Valuable Metals-Recovery Processes, Current Trends, and Recycling Strategies“ (eng), *Angewandte Chemie (International ed. in English)*, Jg. 56, Nr. 10, S. 2544–2580, 2017, doi: 10.1002/anie.201605417.
- [19]ecoinvent Association, „Magnesium production, pidgeon process - CN“, Zürich, ecoinvent 3.8 Dataset Documentation, 2021.
- [20] RIMA Industrial S/A, *Unternehmenswebsite RIMA Group*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.rima.com.br/en/home-eg/> (Zugriff am: 23. April 2022).

- [21] S. Ehrenberger, „Life Cycle Assessment of Magnesium Components in Vehicle Construction“, DLR, Stuttgart, 2013. [Online]. Verfügbar unter: https://elib.dlr.de/87332/1/2013-12_IMA_LCA-Study_Report_Part-I-and-II_incl-summary.pdf. Zugriff am: 23. April 2022.
- [22]ecoinvent Association, „Magnesium production, electrolysis - IL - magnesium“, Zürich, ecoinvent 3.8 Dataset Documentation, 2021. Zugriff am: 23. April 2022.
- [23] IEA, *Energy Supply | Electricity generation by source | world | 1990 - 2019: abgerufen am 25.04.2022 aus dem Data Browser der IEA*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.iea.org/data-and-statistics/data-browser?country=WORLD&fuel=Energy%20supply&indicator=ElecGenByFuel> (Zugriff am: 25. April 2022).
- [24] M. Schmitz, "Verwendung von metallischem Magnesium", E-Mail, Apr. 2022.
- [25] A. Kahrl, „Entwicklung alternativer Entschwefelungsmittel und eines Zugabeverfahrens in der Gießereiindustrie zur nachhaltigen Substitution von Magnesium“, DuEPublico: Duisburg-Essen Publications online, University of Duisburg-Essen, Germany, 2020.
- [26] Magontec GmbH, *Unternehmenswebsite Magontec GmbH*. [Online]. Verfügbar unter: <http://magontec.com/de/products-services/recycling/> (Zugriff am: 23. April 2022).
- [27] J. Tan und S. Ramakrishna, „Applications of Magnesium and Its Alloys: A Review“, *Applied Sciences*, Jg. 11, Nr. 15, S. 6861, 2021, doi: 10.3390/app11156861.
- [28] R. Hardian *et al.*, „Waste Mg-Al based alloys for hydrogen storage“, *International Journal of Hydrogen Energy*, Jg. 43, Nr. 34, S. 16738–16748, 2018, doi: 10.1016/j.ijhydene.2017.12.014.
- [29] H. Dieringa und K. U. Kainer, „Magnesiumlegierungen und -Matrix-Verbundwerkstoffe“ in *Leichtbau in der Fahrzeugtechnik*, H. E. Friedrich, Hg., Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden, 2017, S. 323–345.
- [30] H. Westengen und T. K. Aune, „5.1 Casting Alloys“ in *Magnesium technology: Metallurgy, design data, applications*, H. E. Friedrich und B. L. Mordike, Hg., Berlin, New York: Springer, 2006, 145-199.
- [31] S. V. S. Prasad, S. B. Prasad, K. Verma, R. K. Mishra, V. Kumar und S. Singh, „The role and significance of Magnesium in modern day research-A review“, *Journal of Magnesium and Alloys*, 2021, doi: 10.1016/j.jma.2021.05.012.
- [32] H.-J. Bargel und G. Schulze, Hg., *Werkstoffkunde: Jetzt mit Aufgaben und Lösungen*, 11. Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer Vieweg, 2012.
- [33] K. K. Sankaran, *Metallurgy and Design of Alloys with Hierarchical Microstructures*. Saint Louis: Elsevier Science, 2017. [Online]. Verfügbar unter: <https://ebookcentral.proquest.com/lib/kxp/detail.action?docID=4882832>

- [34] C. Moosbrugger, Hg., *Engineering properties of magnesium alloys*. Materials Park, Ohio: ASM International, 2017.
- [35] R. S. Mishra, P. S. De und N. Kumar, „Friction Stir Welding of Magnesium Alloys“ in *Friction Stir Welding and Processing*, R. S. Mishra, P. S. De und N. Kumar, Hg., Cham: Springer International Publishing, 2014, S. 149–187, doi: 10.1007/978-3-319-07043-8_6.
- [36] D. Fechner, N. Hort, C. Blawert, W. Dietzel und K. U. Kainer, „Magnesium Recycling: State-of-the-Art Developments, Part I“, *Light Metal Age*, August, 42-46, 2009.
- [37] V. Masson-Delmotte *et al.*, Hg., *The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change: Accepted version | Subject to final editing*, 2021.
- [38] P. Office, *Verordnung (EU) Nr. 517/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. April 2014 über fluorierte Treibhausgase und zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 842/2006*, 2014. [Online]. Verfügbar unter: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R0517&from=EN>
- [39] S. K. Kim, „Design and Development of High-Performance Eco-Mg Alloys“ in *Magnesium Alloys - Design, Processing and Properties*, F. Czerwinski, Hg., InTech, 2011, doi: 10.5772/13836.
- [40] S. Bartos, C. Laush, J. Scharfenberg und R. Kantamaneni, „Reducing greenhouse gas emissions from magnesium die casting“, *Journal of Cleaner Production*, Jg. 15, Nr. 10, S. 979–987, 2007, doi: 10.1016/j.jclepro.2006.01.008.
- [41] F. D’Errico und L. Ranza, „Comparative environmental benefits of lightweight design in the automotive sector: The case study of recycled magnesium against CFRP and steel“ in *Magnesium technology 2015: Proceedings of a symposium sponsored by Magnesium Committee of the Light Metals Division of The Minerals, Metals & Materials Society (TMS), held during TMS 2015, 144th Annual Meeting & Exhibition, March 15-19, 2015, Walt Disney World, Orlando, Florida, USA*, Hoboken, New Jersey: Wiley, 2015, S. 73–78.
- [42] V. Knobloch, T. Zimmermann und S. Gößling-Reisemann, „From criticality to vulnerability of resource supply: The case of the automobile industry“, *Resources, Conservation and Recycling*, Jg. 138, S. 272–282, 2018, doi: 10.1016/j.resconrec.2018.05.027.
- [43] C. I. Mendis und A. Singh, „Magnesium Recycling: To the Grave and Beyond“, *JOM*, Jg. 65, Nr. 10, S. 1283–1284, 2013, doi: 10.1007/s11837-013-0701-5.
- [44] D. Chunming, „Development Status and Prospect of China’s Magnesium Industry & Market“ in *World Magnesium Conference Technical session Presentations*, 2017.

- [45] S. Bobba, S. Carrara, J. Huisman, F. Mathieux und C. Pavel, *Critical raw materials for strategic technologies and sectors in the EU: A foresight study*. Luxemburg: Publications Office of the European Union, 2020. [Online]. Verfügbar unter: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/8e167f11-077c-11eb-a511-01aa75ed71a1>
- [46] P. Zippel, S. Siefen und M. Höck, „Analyse und Prognose des Magnesiummarktes“, *Metall*, Jg. 67, Nr. 5, S. 208–213, 2013.
- [47] U.S. Geological Survey, „Mineral Commodity Summaries“, Reston, 1996-2022. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.usgs.gov/centers/national-minerals-information-center/mineral-commodity-summaries>. Zugriff am: 23. April 2022.
- [48] Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, „Magnesium (Metall) - Rohstoffwirtschaftliche Steckbriefe“, Hannover, Juni 2020. [Online]. Verfügbar unter: https://www.deutsche-rohstoffagentur.de/DERA/DE/Downloads/Rohstoffwirtschaftlicher%20Steckbrief%20Magnesium%20Metall.pdf?__blob=publicationFile&v=3. Zugriff am: 23. April 2022.
- [49] G. A. Blengini *et al.*, *Study on the EU's list of critical raw materials (2020): Final report*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2020.
- [50] Sunlight Metal Consulting Co., Ltd, „2021 Magnesium Price Statistics in China“, Peking, 2022. [Online]. Verfügbar unter: <https://cdn.ymaws.com/www.intlmag.org/resource/resmgr/news/CN-Market-Update-2022-01-17.pdf>. Zugriff am: 23. April 2022.
- [51] Europäische Kommission, „Widerstandsfähigkeit der EU bei kritischen Rohstoffen: Einen Pfad hin zu größerer Sicherheit und Nachhaltigkeit abstecken: MITTEILUNG DER KOMMISSION AN DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT, DEN RAT, DEN EUROPÄISCHEN WIRTSCHAFTS- UND SOZIALAUSSCHUSS UND DEN AUSSCHUSS DER REGIONEN“, Brüssel, 3. Sep. 2020. [Online]. Verfügbar unter: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:52020DC0474&from=EN>. Zugriff am: 23. April 2022.
- [52] European Commission JRC, *Raw Materials Information System (RMIS): Raw Materials Dashboard*. [Online]. Verfügbar unter: <https://rmis.jrc.ec.europa.eu/apps/rmp2/#/> (Zugriff am: 25. April 2022).
- [53] BIO by Deloitte, „Study on Data for a Raw Material System Analysis:: Roadmap and Test of the Fully Operational MSA for Raw Materials“. Final Report, 2015.
- [54] T. E. Graedel *et al.*, „Recycling Rates of Metals – A Status Report“, UNEP. [Online]. Verfügbar unter: https://www.resourcepanel.org/file/381/download?token=he_rldvr. Zugriff am: 23. April 2022.

- [55] S. Ehrenberger, „Carbon Footprint of Magnesium Production and its Use in Transport Applications: Update of the IMA Report “Life Cycle Assessment of Magnesium Components in Vehicle Construction (2013)”“, DLR, Stuttgart, Okt. 2020. [Online]. Verfügbar unter: <https://cdn.ymaws.com/www.intlmag.org/resource/resmgr/sustainability/2020-LCA-Study-2021-02-09.pdf>. Zugriff am: 23. April 2022.
- [56] A. Ditze und C. Scharf, *Recycling of magnesium*, 1. Aufl. Clausthal-Zellerfeld: Papierflieger-Verl., 2008.
- [57] P. Bakke, „Recycling of Magnesium Alloys“ in *Principles of metal refining and recycling*, T. A. Engh, G. K. Sigworth und A. Kvithyld, Hg., Oxford: Oxford University Press, 2021, S. 646–658.
- [58] H. Westengen, „Recycling“ in *Magnesium technology: Metallurgy, design data, applications*, H. E. Friedrich und B. L. Mordike, Hg., Berlin, New York: Springer, 2006, 633 - 664.
- [59] Expert:in 1 und Expert:in 2, *Expert:inneninterview: Recycling von Magnesium-Altschrotten*. Videokonferenz.
- [60] S. Duwe, „Magnesium Recycling – Entfernung von Nickel aus Magnesium-Aluminium-Legierungen“, TU Clausthal, Clausthal-Zellerfeld, 2015. [Online]. Verfügbar unter: https://dokumente.ub.tu-clausthal.de/servlets/MCRFileNodeServlet/clausthal_derivate_00000009/Tagungsband_Duwe.pdf. Zugriff am: 23. April 2022.
- [61] A. Ditze, C. Scharf, C. Blawert, K. U. Kainer, Morales Garza und Emma Deyanira, „Magnesiumsekundärlegierung,“ DE 10 2005 33 835 A1. Deutschland 10 2005 033 835.6, Jan 25, 2007.
- [62] Expert:in 3, *Expert:inneninterview: Recycling von Magnesium-Altschrotten*. Videokonferenz.
- [63] D. Fechner, N. Hort, C. Blawert, W. Dietzel und K. U. Kainer, „Magnesium Recycling: State-of-the-Art Developments, Part II“, *Light Metal Age*, October, S. 34–36, 2009.
- [64] C. Scharf *et al.*, „Untersuchungen zum Einsatz einer neuen Magnesium-Sekundärlegierung in der industriellen Praxis“, *Giesserei: die Zeitschrift für Technik, Innovation und Management*, Jg. 94, Nr. 11, S. 38–50, 2007.
- [65] D. Fechner, C. Blawert, N. Hort und K. U. Kainer, „Recycling of magnesium drive train components“, *Sci. China Ser. E-Technol. Sci.*, Jg. 52, Nr. 1, S. 148–154, 2009, doi: 10.1007/s11431-008-0288-1.
- [66] D. Fechner, C. Blawert, N. Hort, H. Dieringa und K. U. Kainer, „Development of a magnesium secondary alloy system for mixed magnesium post-consumer scrap“, *Materials Science and Engineering: A*, Jg. 576, S. 222–230, 2013, doi: 10.1016/j.msea.2013.03.053.

- [67] S. Duwe, „Recycling von Magnesium: Untersuchung thermodynamischer Grundlagen zum Verhalten von Nickel und Zirkon in Magnesium-Aluminium-Legierungen“. Dissertation, Natur- und Materialwissenschaften, TU Clausthal, Clausthal-Zellerfeld, 2014.
- [68] T. Zhu, N. Li, X. Mei, A. Yu und S. Shang, „Innovative vacuum distillation for magnesium recycling“ in *Magnesium Technology 2001: Proceedings of the symposium*, J. N. Hryn, Hg., Warrendale, Pa: TMS, 2001, S. 55–60.
- [69] R. Kretz, I. Baumgartner und B. Kretz, „Magnesium-Recycling per Destillation – solid oder überflüssig? Eine Machbarkeitsstudie“, *Berg- und Hüttenmännische Monatshefte*, Jg. 156, Nr. 7, S. 242–248, 2011.
- [70] S. Duwe, „Herausforderung Magnesiumrecycling: Pyrometallurgische Entfernung kritischer Verunreinigungen“.
- [71] „Tomra-Lösung trennt Magnesium von Aluminium in Produkten wie Zorba und Twitch“, *EU-Recycling + Umwelttechnik*, Jg. 37, 06/20, 36-17, 2020.
- [72] „Sortiertechnologie macht Aluminium „grün““, *EU-Recycling + Umwelttechnik*, Jg. 38, 09/21, S. 52–54, 2021.
- [73] S. Das, „Recycling and life cycle issues for lightweight vehicles“ in *Materials, Design and Manufacturing for Lightweight Vehicles*, Elsevier, 2021, S. 373–404, doi: 10.1016/B978-0-12-818712-8.00009-4.
- [74] B. J. Yam *et al.*, „Recycling of magnesium waste into magnesium hydroxide aerogels“, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, Jg. 8, Nr. 5, S. 104101, 2020, doi: 10.1016/j.jece.2020.104101.
- [75] D. Gruden, *Umweltschutz in der Automobilindustrie: Motor, Kraftstoffe, Recycling ; mit 16 Tabellen*, 1. Aufl. Wiesbaden: Vieweg + Teubner, 2008.
- [76] C. Laska, G. Rombach und N. Bauerschlag, „LIBS-basierte Sortierung: Eine Lösung für Automobilschrott“ in *Recycling und Rohstoffe*, S. Thiel, O. Holm, E. Thomé-Kozmiensky, D. Goldmann und B. Friedrich, Hg., Neuruppin: TK Thomé-Kozmiensky Verlag, 2019, S. 557–566.
- [77] M. Hakamada, T. Furuta, Y. Chino, Y. Chen, H. Kusuda und M. Mabuchi, „Life cycle inventory study on magnesium alloy substitution in vehicles“, *Energy*, Jg. 32, Nr. 8, S. 1352–1360, 2007, doi: 10.1016/j.energy.2006.10.020.
- [78] ecoinvent Association, *Website ecoinvent*. [Online]. Verfügbar unter: <https://ecoinvent.org/> (Zugriff am: 23. April 2022).
- [79] B. P. Weidema *et al.*, „Overview and Methodology: Data quality guideline for the ecoinvent database version 3“, The ecoinvent Centre, St. Gallen, 2013. [Online]. Verfügbar unter: https://ecoinvent.org/wp-content/uploads/2021/09/dataqualityguideline_ecoinvent_3_20130506.pdf. Zugriff am: 23. April 2022.

- [80] G. Wernet, C. Bauer, B. Steubing, J. Reinhard, E. Moreno-Ruiz und B. Weidema, „The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology“, *Int J Life Cycle Assess*, Jg. 21, Nr. 9, S. 1218–1230, 2016, doi: 10.1007/s11367-016-1087-8.
- [81] T. F. Stocker *et al.*, Hg., *Climate change 2013: The physical science basis: Working group 1, Contributions to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University, 2014.
- [82] *Kumulierter Energieaufwand (KEA): Begriffe, Berechnungsmethoden*, VDI 4600, Verein deutscher Ingenieure (VDI), Berlin, Jan. 2012.
- [83] *Umweltmanagement - Ökobilanz - Grundsätze und Rahmenbedingungen*, DIN EN 14040, DIN Deutsches Institut für Normung, Berlin, Feb. 2021.
- [84] REAL ALLOY GERMANY GMBH, „Sustainability Report 2020“. [Online]. Verfügbar unter:
https://www.realalloy.com/fileadmin/user_upload/eu/downloads/sustainability/REAL_ALLOY_Europe_Sustainability_Report_2020.pdf. Zugriff am: 23. April 2022.
- [85] ecoinvent Association, „Market group for electricity, medium voltage - RER - electricity, medium voltage“, Zürich, ecoinvent 3.8 Dataset Documentation, 2021. Zugriff am: 23. April 2022.
- [86] ecoinvent Association, „Market group for electricity, medium voltage - Europe without Switzerland - electricity, medium voltage“, Zürich, ecoinvent 3.8 Dataset Documentation, 2021. Zugriff am: 23. April 2022.
- [87] ecoinvent Association, „Market for electricity, medium voltage - DE - electricity, medium voltage“, Zürich, ecoinvent 3.8 Dataset Documentation, 2021. Zugriff am: 23. April 2022.
- [88] ecoinvent Association, „Market for electricity, medium voltage - FR - electricity, medium voltage“, Zürich, ecoinvent 3.8 Dataset Documentation, 2021. Zugriff am: 23. April 2022.
- [89] ecoinvent Association, „Market for electricity, medium voltage - GB - electricity, medium voltage“, Zürich, ecoinvent 3.8 Dataset Documentation, 2021. Zugriff am: 23. April 2022.
- [90] ecoinvent Association, „Magnesium-alloy production, AZ91 - RER - magnesium-alloy, AZ91“, Zürich, ecoinvent 3.8 Dataset Documentation, 2021.
- [91] J. Hillis, „7.2 Corrosion“ in *Magnesium technology: Metallurgy, design data, applications*, H. E. Friedrich und B. L. Mordike, Hg., Berlin, New York: Springer, 2006, S. 469–499.
- [92] Expert:in 1, "Manganeinsatz beim Magnesiumrecycling", E-Mail, Apr. 2022.

- [93] P. Nuss und M. J. Eckelman, „Life cycle assessment of metals: a scientific synthesis“ (eng), *PloS one*, Jg. 9, Nr. 7, e101298, 2014, doi: 10.1371/journal.pone.0101298.
- [94]ecoinvent Association, „Treatment of used internal combustion engine, passenger car, shredding - GLO - used internal combustion engine, passenger car“, Zürich, ecoinvent 3.8 Dataset Documentation, 2020.
- [95]ecoinvent Association, „Treatment of used glider, passenger car, shredding - GLO - used glider, passenger car“, Zürich, ecoinvent 3.8 Dataset Documentation, 2021. Zugriff am: 23. April 2022.
- [96] United States Environmental Protection Agency, „Characterization of Cover Gas Emissions from U.S. Magnesium Die Casting“, 2004. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.epa.gov/f-gas-partnership-programs/characterization-cover-gas-emissions-us-magnesium-die-casting>. Zugriff am: 23. April 2022.
- [97]ecoinvent Association, „Market for magnesium - GLO - magnesium“, Zürich, ecoinvent 3.8 Dataset Documentation, 2021. Zugriff am: 23. April 2022.
- [98] J. F. King, „Alloys Containing Zirconium“ in *Magnesium technology: Metallurgy, design data, applications*, H. E. Friedrich und B. L. Mordike, Hg., Berlin, New York: Springer, 2006, 128-143.
- [99] Expert:in 5, *Expert:inneninterview: Recycling von Magnesium-Altschrotten*. Videokonferenz.
- [100]Eurostat, „Modal split of freight transport: [tran_hv_frmod]“. abgerufen am 19.04.2022, 2021. [Online]. Verfügbar unter: <https://go.hrw.nrw/tbTdOS>. Zugriff am: 23. April 2022.
- [101]ecoinvent Association, „Market for transport, freight, lorry, unspecified - RER - transport, freight, lorry, unspecified“, Zürich, ecoinvent 3.8 Dataset Documentation, 2021. Zugriff am: 23. April 2022.
- [102]ecoinvent Association, „Market for transport, freight train - Europe without Switzerland - transport, freight train“, Zürich, ecoinvent 3.8 Dataset Documentation, 2021. Zugriff am: 23. April 2022.
- [103]IEA, *CO2 intensity of power, European Union - 28 1992-2020: abgerufen am 19.04.2022 aus dem Data Browser der IEA*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.iea.org/data-and-statistics/data-browser?country=EU28&fuel=CO2%20emissions&indicator=CO2IntensityPower> (Zugriff am: 23. April 2022).
- [104]IEA, *CO2 intensity of power, China (People's Republic of China and Hong Kong China) 1992-2019: abgerufen am 19.04.2022 aus dem Data Browser der IEA*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.iea.org/data-and-statistics/data-browser?country=CHINAREG&fuel=CO2%20emissions&indicator=CO2IntensityPower> (Zugriff am: 23. April 2022).

- [105] Kar Mineral Madencilik A.Ş., *Unternehmenswebsite*. [Online]. Verfügbar unter: <https://karmadencilik.com.tr/> (Zugriff am: 23. April 2022).
- [106] Expert:in 6, *Expert:inneninterview: Recycling von Magnesium-Altschrotten*. Videokonferenz.
- [107] Expert:in 4, *Experteninterview: Recycling von Magnesium-Altschrotten*. telefonisch.
- [108] ALLIANCE MAGNESIUM INC., *Unternehmenswebsite Alliance Magnesium*. [Online]. Verfügbar unter: <https://alliancemagnesium.com/en/> (Zugriff am: 23. April 2022).
- [109] „Urban Mining Platform“ in *Prospecting Secondary Raw Materials in the Urban Mine and mining wastes (ProSUM) - Final Report*, Brüssel, 2017. [Online]. Verfügbar unter: <http://www.urbanmineplatform.eu/homepage>
- [110] J. Huisman *et al.*, „Prospecting Secondary Raw Materials in the Urban Mine and mining wastes (ProSUM) - Final Report“, Brüssel, 21. Dez. 2017. [Online]. Verfügbar unter: http://prosumproject.eu/sites/default/files/DIGITAL_Final_Report.pdf. Zugriff am: 23. April 2022.
- [111] W. Bulach, D. Bleher, M. Buchert und F. Müller, „NE-Metalle im anthropogenen Lager Deutschlands“ in *Recycling und Rohstoffe: Band 13*, O. Holm, E. Thomé-Kozmiensky, D. Goldmann und B. Friedrich, Hg., Neuruppin: Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH, 2020, S. 142–155. [Online]. Verfügbar unter: https://www.vivis.de/wp-content/uploads/RuR13/2020_RuR_142-155_Bulach.pdf
- [112] S. Singh, *INTERVIEW: Magontec to start magnesium alloys production at Qinghai facility in Q3*. [Online]. Verfügbar unter: <https://www.metalbulletin.com/Article/3720000/Home/INTERVIEW-Magontec-to-start-magnesium-alloys-production-at-Qinghai-facility-in-Q3.html?ArticleId=3720000> (Zugriff am: 23. April 2022).
- [113] D. Blagoeva und L. Debarberis, „Recovery of materials and fresh water supply using renewable energy“, *MSEIJ*, Jg. 2, Nr. 1, 2018, doi: 10.15406/mseij.2018.02.00024.

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Bachelorarbeit selbständig angefertigt habe. Es wurden nur die in der Arbeit ausdrücklich benannten Quellen und Hilfsmittel benutzt. Wörtlich oder sinngemäß übernommenes Gedankengut habe ich als solches kenntlich gemacht. Die vorgelegte Arbeit hat weder in der gegenwärtigen noch in einer anderen Fassung schon einem anderen Fachbereich der Hochschule Ruhr West oder einer anderen wissenschaftlichen Hochschule vorgelegen.

Essen, 26.04.2022

Ort, Datum



Unterschrift

Anhang A – EU-Außenhandel

Tabelle 33: Außenhandel EU 2019 (Angaben in t) [6]

	PRODCOM	Import	Export	Saldo
Unwrought magnesium, containing $\geq 99,8\%$ by weight of magnesium	HS 810411	80.799	1.695	79.105
Unwrought magnesium, containing $< 99,8\%$ by weight of magnesium	HS 810419	54.478	8.006	46.472
Magnesium waste and scrap (excl. ash and residues containing magnesium, and raspings, turnings and granules graded according to size)	HS 810420	3.748	9.607	- 5.859
Magnesium raspings, turnings and granules, graded according to size; magnesium powders	HS 810430	30.007	2.545	27.462
Articles of magnesium, n.e.s.	HS 810490	9.263	5.440	3.823
Summe		178.295	27.293	151.002

Tabelle 34: EU-Außenhandel nach Handelspartnern 2019 | HS 810411 [6]

Importe			Exporte		
Handels-partner	Menge [t]	Anteil [%]	Handels-partner	Menge [t]	Anteil [%]
China	79.299	98,14	Türkei	457	26,94
Israel	1.048	1,30	Norwegen	327	19,28
Russland	196	0,24	Usbekistan	181	10,70
Australien	150	0,19	Belarus	122	7,19
Türkei	99	0,12	Schweiz	120	7,07
Sonstige	7	0,01	Sonstige	488	28,81
Summe	80.799	100	Summe	1.695	100

Tabelle 35: EU-Außenhandel nach Handelspartnern 2019 | HS 810419 [6]

Importe			Exporte		
Handels-partner	Menge [t]	Anteil [%]	Handels-partner	Menge [t]	Anteil [%]
Serbien	1.961	3,60	USA	4.084	51,01
Israel	291	0,53	Schweiz	2.380	29,72
Hong Kong	144	0,26	Kanada	438	5,48
Südkorea	50	0,09	Serbien	359	4,48
Sonstige	7	0,01	China	316	3,95
			Sonstige	430	5,37
Summe	54.478	100,00	Summe	8.006	100,00

Tabelle 36: EU-Außenhandel nach Handelspartnern 2019 | HS 810420 [6]

Importe			Exporte		
Handels-partner	Menge [t]	Anteil [%]	Handels-partner	Menge [t]	Anteil [%]
Schweiz	2.506	66,87	USA	4.490	46,74
USA	486	12,97	Serbien	2.963	30,84
Nigeria	197	5,26	Ukraine	1.071	11,15
Tunesien	100	2,67	Brasilien	1.037	10,79
Indien	93	2,47	Taiwan	40	0,42
Sonstige	366	9,76	Sonstige	6	0,06
Summe	3.748	100	Summe	9.607	100,00

Tabelle 37: EU-Außenhandel nach Handelspartnern 2019 | HS 810430 [6]

Importe			Exporte		
Handels-partner	Menge [t]	Anteil [%]	Handels-partner	Menge [t]	Anteil [%]
China	28.400	94,65	Serbien	1.931	75,85
Türkei	475	1,58	Türkei	214	8,42
USA	474	1,58	Ukraine	124	4,88
Schweiz	351	1,17	Schweiz	66	2,59
Russland	135	0,45	Argentinien	60	2,37
Sonstige	172	0,57	Sonstige	150	5,88
Summe	30.007	100	Summe	2.545	100,00

Tabelle 38: EU-Außenhandel nach Handelspartnern 2019 | HS 810490 [6]

Importe			Exporte		
Handels-partner	Menge [t]	Anteil [%]	Handels-partner	Menge [t]	Anteil [%]
China	7.992	86,27	USA	342	33,21
USA	585	6,31	Saudi-Ara-bien	141	13,65
Serbien	369	3,98	Israel	104	10,11
Türkei	176	1,90	Schweiz	85	8,30
Schweiz	83	0,89	China	41	3,99
Sonstige	60	0,65	Sonstige	317	30,75
Summe	9.263	100	Summe	1.030	100,00

Anhang B – Leitfragen der Expert:inneninterviews

Im Folgenden werden die Leitfragen der Expert:inneninterviews aufgeführt.

Expert:in 1 und Expert:in 2
<ol style="list-style-type: none"> 1. Welche Schrotte werden bei Ihnen verarbeitet und wie setzt sich der Eingangstrom zusammen? 2. Welche Energieträger kommen bei Ihnen zum Einsatz? Lassen sich die Prozesse vollständig elektrifizieren? 3. Welche Abfälle und Nebenprodukte fallen beim Recycling von Magnesium an? 4. Wie setzt sich die Inertgasatmosphäre zum Schutz der Schmelze bei Ihnen zusammen? Wie wird der Schutz der Schmelze technisch umgesetzt? 5. Warum müssen bei der Herstellung von Legierungen aus Magnesiumschrotten Legierungselemente hinzugefügt werden? 6. Welche Möglichkeiten und Chancen sehen Sie für Ihr Unternehmen in der Herstellung von Sekundärlegierungen aus Altschrotten?
Expert:in 3
<ol style="list-style-type: none"> 1. Werden bei Ihnen gegenwärtig Sekundärlegierungen, wie bspw. AZ91B oder AZ1231, eingesetzt oder können Sie sich den Einsatz von Sekundärlegierungen gegenwärtig bzw. zukünftig vorstellen? 2. Welche Anforderungen müssen bzw. müssten Sekundärlegierungen hinsichtlich Qualität, Menge sowie Preis erfüllen? 3. Worin sehen Sie zukünftig wichtige Anwendungsbereiche von Magnesium für Ihr Unternehmen? Erwarten Sie einen zunehmenden Einsatz von Magnesium im Werkzeugsegment? 4. Wie beurteilen Sie die Abhängigkeit von chinesischen Magnesiumimporten und wie gehen Sie mit den verbundenen Risiken um? Welche Bedeutung messen Sie dem Recycling von Neu-, ggf. aber auch Altschrotten bei?
Expert:in 4
<ol style="list-style-type: none"> 1. Welche Bedeutung haben Magnesiumschrotte allgemein und Altschrotte im Speziellen zur Sicherstellung der Versorgung der heimischen Industrie? Wo sehen Sie weitere Potenziale? Wie wird sich dies zukünftig mit größeren Mengen Altschrott ändern? 2. Ein Großteil der Post-Consumer-Altschrotte verbleiben im Aluminiumstrom und werden bestenfalls als Legierungselement genutzt. Für wie sinnvoll halten Sie diese Verwendung?

3. Halten Sie die Herstellung und Verwendung von Sekundärlegierungen in Europa für denkbar? Was sind in Ihren Augen die größten Hemmnisse?
4. Wie beurteilen Sie vor dem Hintergrund der Rohstoffkritikalität, den Aufbau einer europäischen Magnesium-Primärproduktion?
5. Welche Auswirkungen erwarten Sie bei einer perspektivisch denkbaren CO₂-Steuer auf Magnesiumimporte (Carbon Border Adjustment Mechanism)?

Expert:in 5

1. Wie beurteilen Sie das Interesse der Industrie an der Entwicklung von Sekundärlegierungen auf Basis von Altschrotten? Wie hat sich dies seit den ersten Entwicklungen gewandelt?
2. Welche Erkenntnisse haben Sie im Rahmen Ihrer Forschung hinsichtlich der Zusammensetzung realer Magnesium-Altschrotte gewonnen?
3. Neben der Herstellung von Sekundärlegierungen kommt auch die Reinigung der Altschrotte mittels Destillation in Betracht. Unter welchen Bedingungen kann dies ein alternativer Verwendungspfad für Magnesium Altschrotte sein? Wäre eine Verwendung innerhalb der Primärerzeugung möglich?
4. Der Anteil des Magnesiums aus Altschrotten, der tatsächlich einem funktionalen Recycling (als Legierungselement von Aluminium) zugeführt wird, beträgt laut MSA-Studie der IMA ca. 9%. Können Sie abschätzen, wie groß die bisher ungenutzten Potenziale sind und welche funktionale Recyclingquote realistisch erreichbar ist?
5. Was sind die Gründe, warum die Publikationen zum Recycling von Magnesium-(Alt)schrotten in den vergangenen Jahren zurückgegangen ist?

Expert:in 6

1. In der Aktualisierung des LCA von 2013 im Jahr 2020 wurden Daten von Magontec zur Untersuchung des Recyclings verwendet. Werden die Anteile von Neu- und Altschrotten grundsätzlich berücksichtigt? In welchem Umfang werden Legierungselemente beim Recycling von Magnesiumschrotten betrachtet?
2. In welchem Umfang werden Sortier- und Schmelzverluste beim Recycling von Altschrotten berücksichtigt?
3. Ist es sinnvoll nicht-funktionales Recycling bei der Berechnung von Gutschriften zu berücksichtigen?
4. Welche Erkenntnisse konnten Sie im Rahmen Ihrer Arbeit zur Masse der in Fahrzeugen (Automobil) verbauten Magnesiumlegierungen gewinnen?
5. Welche Erkenntnisse konnten Sie in Bezug auf den Umfang der Demontage von Magnesiumbauteilen aus Altfahrzeugen gewinnen? In dem LCA wird ein umfassender Export von Magnesium Post-Consumer-Schrotten dargelegt, wenn nicht gemeinsam mit Aluminiumfraktion recycelt.

6. Wie beurteilen Sie die aktuelle Praxis, Magnesiumlegierungen gemeinsam mit dem Aluminiumstrom zu recyceln, wenn dabei nicht unerhebliche Mengen von Magnesium verloren gehen (insb. Refining von Aluminium)?
7. Wie schätzen Sie die Auffassung ein, dass Leichtbau bei batterieelektrischen Antrieben eine geringere Bedeutung hat? Könnte dies den Einsatz von Magnesiumlegierungen im Fahrzeugbau künftig deutlich reduzieren?