

TEXTE

154/2024

**Abschlussbericht**

# Abschätzung der Potenziale und Bewertung der Techniken des thermochemischen Kunststoffrecyclings

**von:**

Peter Quicker  
RWTH Aachen University

Mathias Seitz  
Hochschule Merseburg

**Herausgeber:**

Umweltbundesamt



TEXTE 154/2024

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für  
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3720 34 302 0

FB001534

Abschlussbericht

# **Abschätzung der Potenziale und Bewertung der Techniken des thermochemischen Kunststoffrecyclings**

von

Peter Quicker  
RWTH Aachen University

Mathias Seitz  
Hochschule Merseburg

Mitarbeit

Fabian Roemer  
RWTH Aachen University

Stephan Schröter | Thomas Rothgänger  
Hochschule Merseburg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

## Impressum

### Herausgeber

Umweltbundesamt  
Wörlitzer Platz 1  
06844 Dessau-Roßlau  
Tel: +49 340-2103-0  
Fax: +49 340-2103-2285  
[buergerservice@uba.de](mailto:buergerservice@uba.de)  
Internet: [www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de)

### Durchführung der Studie:

Steinbeis-Transferzentrum Ressourcen-Technologie und Management  
Am Saalehafen 1  
06118 Halle (Saale)

### Abschlussdatum:

Januar 2024

### Redaktion:

Fachgebiet FG III 2.4 Abfalltechnik, Abfalltechniktransfer  
Julia Vogel

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

Dessau-Roßlau, November 2024

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

**Kurzbeschreibung: Abschätzung der Potenziale und Bewertung der Techniken des thermochemischen Kunststoffrecyclings**

Im ReFoPlan-Vorhaben *Abschätzung der Potenziale und Bewertung der Techniken des thermochemischen Kunststoffrecyclings* wurde das thermochemische Kunststoffrecycling auf Basis der Prozesse Verölung/Verflüssigung, Pyrolyse und Gasifizierung untersucht.

Verölungsverfahren können in der Praxis Kohlenwasserstoffausbeuten von rund 80 % nachweisen. Bei den Pyrolyseverfahren liegt der Wert bei etwa 70 %. Die Öle enthalten relevante Konzentrationen an Schadstoffen. Nach Aufbereitung der Öle können in petrochemischen Anlagen High Value Chemicals erzeugt werden. Über die Verölungsrouten werden Ausbeuten (Bezug Kunststoffabfall) von rund 50 % (durch Nebenprodukteverwendung auf 60 % steigerbar) erreicht. Die für die Pyrolyse ermittelten Ausbeuten liegen bei etwa 45 %.

Für alle Routen lagen der kumulierte Energieverbrauch (KEV) zwischen 5 und 6,5 kWh/kg<sub>HVC</sub> und die freigesetzten Treibhausgasemissionen (THG) bei 1,5-2 kg<sub>CO<sub>2</sub>-EQ</sub>/kg<sub>HVC</sub> und damit auf dem Niveau der Primärherstellung von HVC aus Naphtha.

Die Nutzenkorbmethode zeigt, dass chemische Recyclingverfahren für Kunststoffabfälle dem mechanischen Recycling hinsichtlich Energieverbrauch und THG-Emissionen deutlich und der Verwertung im Zementwerk moderat unterlegen sind. Im Vergleich mit MVA und EBS-Kraftwerk zeigen die chemischen Recyclingrouten Vorteile bezüglich der Treibhausgasemissionen.

**Abstract: Assessment of the potentials and Evaluation of the techniques of thermochemical plastics recycling**

In the ReFoPlan project Estimation of the potential and evaluation of thermochemical plastics recycling techniques, thermochemical plastics recycling was investigated on the basis of the liquefaction/liquefaction, pyrolysis and gasification processes.

In practice, liquefaction processes can achieve hydrocarbon yields of around 80 %. For pyrolysis processes, the value is around 70 %. The oils contain relevant concentrations of pollutants. After processing the oils, high value chemicals can be produced in petrochemical plants. Via the liquefaction route, yields (with reference to plastic waste) of around 50 % (increaseable to 60 % by utilizing by-products) are achieved. The yields determined for pyrolysis are around 45%.

For all routes, the cumulative energy consumption (CEC) ranged between 5 and 6.5 kWh/kg HVC and the greenhouse gas emissions (GHG) released amounted to 1.5-2 kg CO<sub>2</sub>-EQ/kg HVC, which is at the level of the primary HVC production from naphtha.

The basket of products method shows that chemical recycling processes for plastic waste are significantly less beneficial than mechanical recycling in terms of energy consumption and GHG emissions and moderately less beneficial than recycling in cement plants. In comparison with waste incineration plants and RDF power plants, the chemical recycling routes show advantages in terms of greenhouse gas emissions.

## **Danksagung**

Wir bedanken uns bei allen Firmen, Institutionen und vielen freundlichen Menschen, die mit Rat und Tat zum Gelingen dieser Studie beigetragen haben.

Unser besonderer Dank gilt den Firmen

ARCUS Greencycling Technologies GmbH | BASF AG | carboliq GmbH | Institut für Anthropogene Stoffkreisläufe der RWTH Aachen | Institut für Kunststoffverarbeitung an der RWTH Aachen | OMV Refining & Marketing GmbH | Quantafuel ASA | REMONDIS Recycling GmbH & Co. KG

und den Fachleuten

Stephan Aschauer | Rainer Dahlmann | Günter Dehoust | Sigvart Eggen | Kathrin Greiff | Christian Haupts | Wolfgang Hofer | Thomas Horst | Olivier Inhoff | Arne Köhne | Christian Lach | Marco Tomasi Morgano | Annalisa Nolte | Thomas Obermeier | Stefan Pirker

## Inhaltsverzeichnis

Danksagung .....	6
Abkürzungsverzeichnis .....	10
Zusammenfassung.....	12
Summary .....	22
1 Problemstellung und Zielsetzung .....	31
2 Projektüberblick und Methodik .....	33
3 Definition und Einordnung .....	35
3.1 Hintergrund.....	35
3.2 Definition .....	35
3.3 Technisch-rechtliche Einordnung.....	36
3.4 Ende der Abfalleigenschaft beim chemischen Recycling.....	37
3.5 Massenbilanzansatz .....	38
4 Situationsanalyse Abfallströme.....	41
4.1 Hintergrund.....	41
4.2 Abfallströme für das chemische Kunststoffrecycling.....	41
5 Situationsanalyse Verfahren .....	45
5.1 Hintergrund.....	45
5.2 Verfahren zur thermochemischen Konversion von Kunststoffen .....	46
5.2.1 Verölung.....	46
5.2.2 Pyrolyse.....	49
5.2.3 Gasifizierung .....	51
6 Bilanzierung Verfahren.....	57
6.1 Hintergrund.....	57
6.2 Vorgehen.....	57
6.3 Laborversuche.....	58
6.3.1 Auswahl Kunststofffraktionen .....	58
6.3.2 Beschaffung, Konditionierung und Charakterisierung.....	59
6.3.2.1 Durchführung.....	60
6.3.2.2 Ergebnisse.....	64
6.3.3 Thermogravimetrische Analyse (TGA) .....	86
6.3.3.1 Durchführung.....	86
6.3.3.2 Ergebnisse.....	87
6.3.4 Laborversuche: Pyrolyse [RWTH Aachen].....	88

6.3.4.1	Durchführung.....	88
6.3.4.2	Ergebnisse.....	89
6.3.5	Laborversuche: Verölung [Hochschule Merseburg].....	105
6.3.5.1	Durchführung.....	105
6.3.5.2	Ergebnisse.....	108
6.4	Praxisverfahren .....	117
6.4.1	Abfallaufbereitung .....	117
6.4.2	Pyrolyseverfahren.....	118
6.4.2.1	Pyrolyse I.....	118
6.4.2.2	Pyrolyse II.....	121
6.4.3	Verölungsverfahren .....	123
6.4.3.1	Verölung I.....	123
6.4.3.2	Verölung II.....	129
6.4.4	Vergleich Produkte Verölung – Pyrolyse.....	134
6.4.5	Gasifizierungsverfahren .....	136
6.4.5.1	SVZ Schwarze Pumpe (historische Daten) .....	136
6.4.5.2	Modellkonzept Gasifizierung .....	140
6.5	Downstream.....	141
6.5.1	Verwertung der Produktöle aus Verölung und Pyrolyse .....	142
6.5.2	Verwertung des Synthesegases aus der Gasifizierung .....	146
7	Bilanzierung und Bewertung Verfahrensrouten .....	152
7.1	Hintergrund.....	152
7.2	Vorgehen.....	152
7.3	Bewertung Verfahrensrouten .....	152
7.3.1.1	Vorgehen .....	152
7.3.1.2	Ergebnisse.....	155
7.3.2.1	Vorgehen .....	160
7.3.2.2	Ergebnisse.....	161
8	Benchmark durch Nutzenkorbmethode.....	164
8.1	Hintergrund.....	164
8.2	Vorgehen.....	165
8.2.1	Direkter Verfahrensvergleich.....	166
8.2.2	Szenarien 2030 und Status Quo.....	166
8.3	Direkter Verfahrensvergleich.....	168

8.3.1	Vergleich: Chemisches Recycling mit mechanischem Recycling .....	168
8.3.2	Vergleich: Chemisches Recycling mit Verwertung im Zementwerk .....	171
8.3.3	Vergleich: Chemisches Recycling mit mechanischem Recycling und MVA .....	174
8.4	Szenarien 2030 und Status Quo .....	176
9	Fazit .....	179
9.1	Einsatzstoffe .....	179
9.2	Thermochemische Konversion .....	180
9.3	Ökologische Bewertung .....	180
9.4	Benchmark .....	181
9.5	Hemmnisse und Handlungsbedarf .....	181
9.6	Gesamtfazit .....	182
A	Anhang   Verfahren zum chemischen Recycling .....	183
B	Anhang   Kunststoffreferenzen für NIR-Methode .....	190
C	Anhang   Chemische Analysen Pyrolysekondensate .....	191
D	Anhang   Röntgenfluoreszenz-Analyse (RFA) Feststoffproben .....	200
D.1	Anhang   RFA der in den Laborversuchen verwendeten Abfallfraktionen .....	200
D.2	Anhang   RFA der in den Laborversuchen erzeugten Pyrolysekokse .....	203
E	Anhang   Annahmen zur Bilanzierung .....	206
F	Anhang   Verwendete Werte für KEV und CO <sub>2</sub> -EQ .....	208
	Quellenverzeichnis .....	209
	Abbildungsverzeichnis .....	214
	Tabellenverzeichnis .....	221

## Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erläuterung
ABS	Acrylnitril-Butadien-Styrol
ASA	Acrylester-Styrol-Acrylnitril
BGL	British Gas/Lurgi (Reaktorbauform Gasifizierung)
BTEX	Benzol, Toluol, Ethylbenzol, Xylole (leichtflüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe)
CEC	Cumulative energy consumption
CR	Chemisches Recycling
CR	Chlorbutadien-Rubber (Chloropren-Kautschuk)
DME	Dimethylether
DSD	Duales System Deutschland
EBS	Ersatzbrennstoff
EVOH	Ethylenvinylalkohol
FCC	Fluid Catalytic Cracking
FID	Flammenionisationsdetektor
FT	Fischer-Tropsch
GC	Gaschromatographie
GHG	Green house gas (emissions)
HKF	Hochkalorische Fraktion
HVC	High Value Chemicals
KEV	Kumulierter Energieverbrauch
KW	Kohlenwasserstoffe
LNG	Liquified Natural Gas (Verflüssigtes Erdgas)
LPG	Liquified Petroleum Gas (Flüssiggas)
MBA	Mechanisch-biologische Abfallbehandlung
MKS	Mischkunststofffraktion
MS	Massenspektroskopie
MtO	Methanol to Olefine
NBR	Nitrile Butadiene Rubber (Nitril-Butadien-Kautschuk)
NE	Nichteisen(metalle)
NIR	Nahinfrarot(spektroskopie)
NMR	Nuclear Magnetic Resonance (Spectroscopy) (Kernspinresonanzspektroskopie)
n.n.	nicht nachgewiesen
NR	Natural Rubber (Naturkautschuk)
PA	Polyamid
PC	Polycarbonat
PE-LD	Polyethylen – Low Density
PE-HD	Polyethylen – High Density
PET	Polyethylenterephthalat
PO	Polyolefine

Abkürzung	Erläuterung
POM	Polyoxymethylene
PP	Polypropylen
PPK	Papier, Pappe, Kartonagen
PMMA	Polymethylmethacrylat
PS	Polystyrol
PS-E	Polystyrol expanded (geschäumt)
PU	Polyurethan
PVC	Polyvinylchlorid
PVDC	Polyvinylidenchlorid
RDF	Refuse derived fuel (Ersatzbrennstoff)
RFA	Röntgenfluoreszenz-Analyse
SAN	Styrol-Acrylnitril(-Copolymerisat)
SM	Schwermetalle
SLF	Shredder-Leichtfraktion
TGA	Thermogravimetrische Analyse
TRL	Technology Readiness Level
VOC	Volatile Organic Compounds (flüchtigen organische Verbindungen)
WEEE	Waste of Electrical and Electronic Equipment (Elektro- und Elektronik-Altgeräte)
Z	Ordnungszahl (chemischer Elemente)
ZWS	Zirkulierende Wirbelschicht

## Zusammenfassung

### Hintergrund

Das mechanische Recycling von Kunststoffabfällen wird durch verschiedene Faktoren limitiert. Zunächst können nur bestimmte Kunststoffarten mit mechanischen Verfahren wieder in eine nutzbare Form überführt werden, zudem sind häufig Additive und Fremdstoffe in den Kunststoffen enthalten, die ins Rezyklat verschleppt werden, und letztlich sind auch den erreichbaren Recycling-Zyklen aufgrund von Alterungsvorgängen Grenzen gesetzt. Nicht mehr mechanisch rezyklierbare Kunststoffabfallfraktionen werden aktuell in Zementwerken, Kraftwerken und Müllverbrennungsanlagen energetisch verwertet.

Den Verfahren des chemischen Recyclings wird das Potential zugemessen, künftig auch (Fraktionen jener) Kunststoffabfälle stofflich zu verwerten, die aktuell thermisch behandelt werden müssen. Neben der Erschließung dieser bisher nicht stofflich verwertbaren Stoffströme für die Kreislaufwirtschaft, wird als potentieller Vorteil des chemischen Recyclings die Möglichkeit angeführt, Schadstoffe aus dem Kunststoffkreislauf auszuschleusen. Die Option der „Detoxifikation“ gewinnt in der aktuellen Diskussion um das Kunststoffrecycling zunehmend an Bedeutung.

Aufgrund dieser potentiellen Chancen des chemischen Recyclings und der Notwendigkeit alternative Kohlenstoffquellen für die chemische Industrie zu erschließen, wurde in den letzten Jahren eine Vielzahl unterschiedlicher Verfahrensansätze zum chemischen Recycling von Kunststoffen entwickelt, erprobt und zum Teil wissenschaftlich untersucht. Bisher fehlten jedoch eine systematische Betrachtung und vergleichende Bewertung der verschiedenen Verfahren. Allein auf Basis von Literaturdaten ist dies kaum zu leisten, da sich die Prozesse individuell stark unterscheiden und aufgrund unterschiedlicher Einsatzstoffe, Technologien, Vorbehandlungs- und Aufbereitungsmaßnahmen sowie Hilfsenergie- und Additivverwendung keine direkten Vergleiche der Resultate statthaft sind. Darüber hinaus müssen auch die Qualitäten der erzeugten Produkte und der Aufwand, um diese zu Einsatzstoffen für die chemische Industrie aufzubereiten, berücksichtigt werden.

### Projektdesign

Das ReFoPlan-Vorhaben *Abschätzung der Potenziale und Bewertung der Techniken des thermochemischen Kunststoffrecyclings* soll einen Beitrag dazu leisten, diese Wissenslücke zu schließen. Im Rahmen des Projektes wurde das thermochemische Kunststoffrecycling auf Basis der Prozesse

- ▶ Verölung/Verflüssigung,
- ▶ Pyrolyse und
- ▶ Gasifizierung untersucht.

Die Technologien der Pyrolyse und Verölung konnten anhand in Betrieb befindlicher Praxisbeispiele und auf Grundlage vergleichender Laboruntersuchungen so weit erfasst werden, dass die fundierte wissenschaftliche Bewertung und der Vergleich der Ansätze möglich waren. Für die Gasifizierung wurde hierfür auf historische Daten und Ergebnisse von Modellrechnungen zurückgegriffen, da keine aktuellen Praxisdaten zur Verfügung standen und der Aufwand für Laborexperimente im Rahmen des Projektes nicht darstellbar war.

Die ausgewählten Technologiepfade wurden vollständig bilanziert. Dabei wurden die erreichbaren Ausbeuten an Primärprodukten der thermochemischen Prozesse – Öle, Wachse, Gase – und die nach weiterer Verarbeitung im Downstream letztlich realisierbaren Ausbeuten an sogenannten *High Value Chemicals* (HVC) – Monomere mit Doppelbindungen (Ethylen, Propylen, Buten, Butadien, Aromaten) für die erneute Polymerisation – ermittelt und die für den jeweiligen Prozess nötigen energetischen Aufwendungen sowie die bei der Erzeugung anfallenden Treibhausgasemissionen berechnet.

Auf Basis dieser Daten erfolgte ein Vergleich der drei betrachteten Ansätze für das chemische Recycling – Pyrolyse, Verölung, Gasifizierung – mit dem mechanischen Recycling und der energetischen Verwertung. Für diesen Vergleich wurde die sogenannte Nutzenkorbmethode herangezogen.

Zur projektbegleitenden Beratung konnte ein 17-köpfiges Expertengremium aus renommierten und ausgewiesenen Fachleuten mit unterschiedlicher Expertise entlang des Kunststofflebenszyklus gewonnen und im Rahmen mehrerer Arbeitssitzungen zu wichtigen projektrelevanten Themenkomplexen befragt werden.

### **Definition und Einordnung**

Unter intensiver Einbindung (Delphi-Methodik) des Expertengremiums wurde die folgende Definition für das chemische Recycling erarbeitet:

*Das Chemische Recycling von Kunststoffen bezeichnet Prozessketten, in denen Polymere ganz oder teilweise in ihre Bestandteile zerlegt und diese anschließend stofflich, zur Erzeugung neuer Polymere oder anderer Stoffe, verwendet und – abgesehen von Nebenprodukten oder Reststoffen – nicht energetisch genutzt werden.*

Es wird also die technologieoffene rein rohstoffliche Nutzung der erzeugten Produkte adressiert, wobei eine allgemeine stoffliche Nutzung – auch neben der Kunststoffherzeugung – zulässig ist.

Gemeinsam mit dem Expertenkreis wurde im Rahmen des Projektes auf Basis der europäischen Abfallhierarchie auch ein Vorschlag für eine erweiterte rechtlich-technischen Einteilung des Recyclings bzw. der Verwertung von Kunststoffen, unter Berücksichtigung des chemischen Recyclings, erarbeitet. Zudem wurde das Ende der Abfalleigenschaft von Produkten des chemischen Recyclings und die Wahl eines geeigneten Massenbilanzansatzes zur Erfassung der erzielten Rezyklatquote diskutiert.

Hinsichtlich der Abfalleigenschaft für Produkte aus dem chemischen Recycling sind vermutlich prozessspezifische Regelungen notwendig, um den unterschiedlichen Verfahrensrouten gerecht zu werden.

Die Festlegung eines Massenbilanzansatzes ist unerlässlich, da eine physische Verfolgbarkeit der Kunststoffabfälle im Rezyklat nicht möglich ist. Dabei ist als Mindeststandard sicherzustellen, dass thermisch verwertete Fraktionen nicht in die Rezyklatquote eingerechnet werden können. Weiterhin wird davon abgeraten, den Massenbilanzansatz über mehrere Standorte eines Unternehmens auszudehnen. Damit wären auch Exporte in Länder mit weniger ausgereiften Kontrollmechanismen und Umweltstandards möglich.

Grundsätzlich sollten schnell klare Rahmenbedingungen geschaffen werden, um die nötige Planungssicherheit für die involvierten Unternehmen sicherzustellen, da die Umsetzung solcher Verfahren langfristiges Engagement und hohe Finanzmittel erfordert.

### **Einsatzstoffe**

Die Ansätze zum chemischen Kunststoffrecycling fokussieren fast ausschließlich auf Polyolefin-Fractionen. Dies gilt insbesondere für Verfahren auf Basis von Pyrolyse und Verölung. Bei anderen Einsatzstoffen sind die erzielbaren Ausbeuten zu gering und die potenziellen Betriebsschwierigkeiten ausgeprägter. Gasifizierungsverfahren sind dagegen grundsätzlich geeignet, auch chemisch heterogenere Einsatzmaterialien zu verarbeiten, selbstverständlich nach verfahrensadäquater Aufbereitung der Einsatzstoffe und erzeugten Produktgase.

Polyethylen und Polypropylen sind die in der Regel eingesetzten Fraktionen. Fremd- und Störstoffe sind im begrenzten Umfang akzeptabel. Insbesondere Kunststofffraktionen mit Heteroatomen (PVC, Nylon etc.) sind problematisch, aber auch der Polystyrolanteil darf gewisse Grenzen nicht überschreiten.

Grundsätzlich ist zu erwarten, dass für das chemische Recycling zunächst Stoffströme eingesetzt werden, die aktuell als hochwertige und qualitätsgesicherter Ersatzbrennstoffe, beispielsweise in Zementwerken verbrannt werden. Es gibt aber auch schon Ansätze zur Abtrennung von Polyolefinfraktionen aus Restmüll, Gewerbeabfällen und anderen Abfallfraktionen. Es ist zu erwarten, dass die Abfallaufbereiter weitere geeignete Qualitäten auf den Markt bringen werden, sobald sich die entsprechende Nachfrage entwickelt.

### **Laborversuche**

Zur Erweiterung der Datenbasis aus den Praxisanlagen und der Literaturrecherche wurden eigene Laborversuche an der RWTH Aachen zur Pyrolyse und der Hochschule Merseburg zur Verölung durchgeführt. Mit dem Expertenkreis wurden Vorschläge erarbeitet, welche Kunststoffaktionen für die Laboruntersuchungen infrage kommen, bzw. besonders interessant sind, um im Rahmen der Pyrolyse- und Verölungsexperimente zum Einsatz zu kommen. Folgende Fraktionen wurden ausgewählt:

- ▶ PE, PP, mit Beimischungen von PS, additivfrei (als Vergleichsstandard)
- ▶ Mischkunststofffraktion MKS 352
- ▶ EBS-Fraktion (EBS-Vorprodukt aus MKS)
- ▶ Kunststofffraktion aus der WEEE-Aufbereitung (E-Schrott-Fraktion)
  - WEEE I aus Kleingeräten/IT
  - WEEE II aus Kühlschränken
- ▶ Shredder-Leichtfraktion (SLF)
  - SLF I aus Altfahrzeugen, Schrotten aus Sortieranlagen & der WEEE-Aufbereitung
  - SLF II aus DSD-Weißblech-Dosen

Die Fraktionen wurden beim Entsorgungsunternehmen repräsentativ beprobt und vollständig analysiert. Auch die erzeugten Produkte und Nebenprodukte wurden einer umfassenden Analyse unterzogen. Die ermittelten Qualitäten können als Beispiele für Öle aus den jeweiligen Fraktionen angesehen werden. Natürlich treten in der Praxis aufgrund vielfältiger Heterogenitäten erhebliche Schwankungen in der Zusammensetzung auf.

Die in den Laborversuchen der RWTH Aachen zur Pyrolyse und der Hochschule Merseburg zur Verölung ermittelten Massen- und Energiebilanzen zeigen im Vergleich mit den Ergebnissen der Praxisverfahren (s.u.) signifikant geringere Ausbeuten, die auf die versuchsimmanenten limitierten Bedingungen der Laborumgebung zurückzuführen sind. Die Ausbeuten der Laborversuche dienen daher vorwiegend dem Vergleich der sechs untersuchten Abfallfraktionen untereinander und wurden nicht zur Bilanzierung der Gesamtverfahrensketten verwendet.

Aus den Laborversuchen kann abgeleitet werden, dass die Mischkunststofffraktion für das chemische Recycling von Kunststoffen geeignet ist. Alle anderen Abfallfraktionen weisen zu viele Fremdstoffe auf, die zu einer erhöhten Koksbildung und deutlich geringeren Ölausbeuten führen.

Bezüglich der Ölqualitäten ergibt sich ein recht einheitliches Bild. Bei allen Abfallfraktionen liegen die Schadkomponenten der Öle oft weit über den Richtwerten für den Einsatz im Steamcracker. Eine Aufreinigung z.B. durch Destillation, Adsorption und Hydrierung ist zwingend erforderlich, soweit eine angemessene Verdünnung der Öle nicht gewährleistet werden kann.

### **Praxisverfahren**

Die Bilanzierung des chemischen Recyclings im Rahmen dieser Studie erfolgte auf Basis von Messwerten aus Praxisanlagen. Wie bereits angesprochen, konnten solche Praxisdaten aus aktuell in Betrieb befindlichen Anlagen lediglich für die Konzepte Verölung und Pyrolyse verfügbar gemacht werden. Für die Bilanzierung der Gasifizierung wurde historisches Material aus dem Betrieb des SVZ Schwarze Pumpe herangezogen.

Bei allen betrachteten Praxisverfahren findet eine mehr oder weniger aufwändige Aufbereitung der Kunststoffabfälle vor der thermochemischen Konversion statt. Allgemein richtet sich der Grad der Aufbereitung nach der Prozessierbarkeit in den Verfahren und der anschließenden Produktaufbereitung.

Für die Bilanzierung des chemischen Kunststoffrecyclings mit Hilfe des Pyrolyseprozesses wurden zwei aktuell im halbindustriellen Maßstab betriebene Verfahren ausgewählt. In beiden Fällen wurden die für die Bilanzierung und Bewertung notwendigen Daten von den Betreibern zur Verfügung gestellt. Eine der Anlagen war Ziel einer Begehung.

Die Bilanzierung der Verölung wurde an zwei aktuell im halbindustriellen Maßstab betriebenen Verfahren durchgeführt. Bei beiden Anlagen konnten die für die Auswertungen notwendigen Messungen und Analysen während der Begleitung des laufenden Anlagenbetriebs im Rahmen der Studie vorgenommen werden.

Die betrachteten Verölungsverfahren konnten in der Praxis Kohlenwasserstoffausbeuten von rund 80 % nachweisen. Bei den Pyrolyseverfahren liegt der Wert bei etwa 70 %. Die Qualitäten

der erzeugten Öle unterschieden sich dagegen kaum. Die in den Einsatzstoffen enthaltenen Schadstoffe und Heteroatome werden zu relevanten Anteilen in die Kohlenwasserstofffraktionen überführt und müssen vor der weiteren Verwertung entfernt werden. Quelle für die Verunreinigungen bei Polyolefinen sind Füllstoffe, Farbstoffe, Lackierungen und andere Additive. Eine Aufbereitung der Öle (Wäsche, Destillation, Filterung, Adsorption, Hydrierung) ist erforderlich, um Metalle, Asche, Chlor, Stickstoff, Sauerstoff und andere Verunreinigungen, aber auch den hohen Anteil an ungesättigten Verbindungen, zu entfernen oder zu hydrieren.

Die in den Praxisanlagen erzeugten Öle wurden hinsichtlich ihres Verwertungsweges bewertet. Die Produktöle wurden deshalb in eine Naphthafraktion (Siedetemperatur kleiner 180°C) und eine Schwersiederfraktion (Siedetemperatur größer 180°C) eingeteilt. Die bei den Prozessen stets anfallenden Permanentgase werden in der Regel nicht stofflich verwertet. Koks fällt bei der Pyrolyse als kohlenstoffartiges Material mit Asche an. Bei der Verölung sind aufgrund der Gestaltung des Austragssystem noch Kohlenwasserstoffe (Reaktionsrückstand bzw. Wachse) im Rückstand enthalten.

Im Gegensatz zur Verölung und Pyrolyse gibt es kaum in Betrieb befindliche technische Anlagen zur Gasifizierung von Kunststoffabfällen. Die Ermittlung aktueller Messdaten in einer laufenden Anlage war im Rahmen der Studie daher nicht möglich. Allerdings wurde in Deutschland zwischen 1997 und 2007 eine großtechnische Anlage zur Gasifizierung von Abfällen technisch erfolgreich betrieben (SVZ Schwarze Pumpe in der Niederlausitz). Für diesen historischen Anwendungsfall sind noch Informationen und Messdaten vorhanden, die im Rahmen der Studie als Basis für die Bilanzierung des Gasifizierungspfades, neben eigenen Berechnungen und Simulationen von kooperierenden Unternehmen, herangezogen wurden.

### **Bilanzierung**

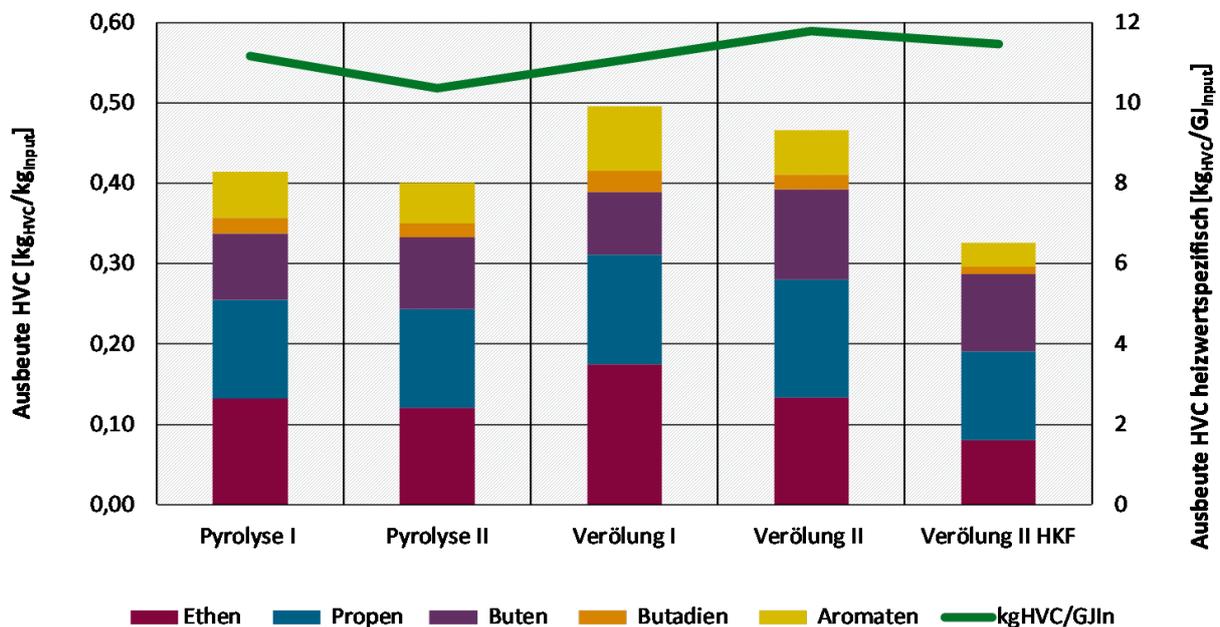
Für die drei thermochemischen Recyclingrouten Verölung, Pyrolyse und Gasifizierung wurde die Verwertungskette vom (aufbereiteten) Kunststoffabfall bis zur Erzeugung der High Value Chemicals vollständig bilanziert. Durch die Betrachtung der gleichen Zielprodukte für alle drei Routen des thermochemischen Recyclings konnten dies direkt miteinander verglichen werden. Die Downstreamprozesse bis zu den HVC-Chemikalien wurden vollständig auf Basis von Literatur- und Erfahrungswerten modelliert und orientieren sich am aktuellen Stand der Technik.

Verölung und Pyrolyse erzeugen als thermochemische Verfahren im wesentlichen Öle, die zu Chemierohstoffen weiterverarbeitet werden sollen. Neben den Ölen können zum Teil auch Gase und schwersiedende Rückstände (Wachse) durch geeignete Verfahren veredelt werden. Als Abfallprodukte bei der Verölung und Pyrolyse entstehen Abgase, Teer, Koks und Asche, die teilweise noch thermisch genutzt werden können. Für die Umsetzung der Öle zu Chemiegrundstoffen wurden für die Studie Verfahrensrouten zugrunde gelegt, die üblicherweise in der Grundstoffindustrie vorkommen. Diese sind derzeit erdölbasiert und es wird angenommen, dass derartige Verfahren entweder durch Zumischung von kunststoffstämmigen Ölen oder in Monobehandlung mit ähnlichen Ausbeuten und Produkten genutzt werden können. Die Berechnungen sind als exemplarisch für eine höchstmögliche Integration an einem Raffinerie- und Chemiestandort anzusehen.

Nach der Aufbereitung der Öle werden in den petrochemischen Anlagen daraus die High Value Chemicals erzeugt. Über die Verölungsrouten werden Ausbeuten, bezogen auf den eingesetzten Kunststoffabfall, von rund 50 % erreicht. Werden auch die Nebenprodukte Wachs und Gas (ohne Methan) stofflich mitverwertet, kann die Ausbeute bis auf 60 % gesteigert werden. Die für den Pyrolysepfad ermittelten Ausbeuten liegen etwas darunter, bei knapp 45 % (vgl. Abbildung 1).

Interessant ist, dass die zu erwartende Ausbeute an HVC über den Heizwert des Einsatzstoffs recht gut vorhergesagt werden kann. Bei polyolefinischen Abfällen liegt der Wert bei 11 kg HVC pro GJ<sub>Einsatzstoff</sub>, sowohl für die Pyrolyse als auch die Verölung.

**Abbildung 1: Ausbeuten an High Value Chemicals durch Pyrolyse und Verölung von Kunststoffabfällen (Bilanzierung auf Basis von Ölen aus Praxisanlagen)**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Bei der Gasifizierung können nach den im SVZ Schwarze Pumpe gemachten Erfahrungen aus 1 Mg Kunststoffabfällen und unter Zugabe von gut 500 kg Sauerstoff rund 850 kg an Synthesegas erzeugt werden. Mit der berechneten Gaszusammensetzung aus dem Modellkonzept können daraus 780 kg Methanol und über die MtO-Synthese letztlich gut 300 kg an HVC-Chemikalien erzeugt werden. Diese im Vergleich zu den anderen Verfahren relativ geringe Ausbeute ist in der Ausschleusung von Kohlendioxid bei der Shiftreaktion begründet. Dabei geht in erheblichem Maße Kohlenstoff über den Gaspfad verloren, der nicht mehr für die Kohlenwasserstoffsynthese herangezogen werden kann. Sollte künftig ausreichend Wasserstoff aus erneuerbaren Energien zur Verfügung stehen, könnten damit die erzielbaren Ausbeuten deutlich erhöht werden, ohne den ökologischen Fußabdruck zu verschlechtern.

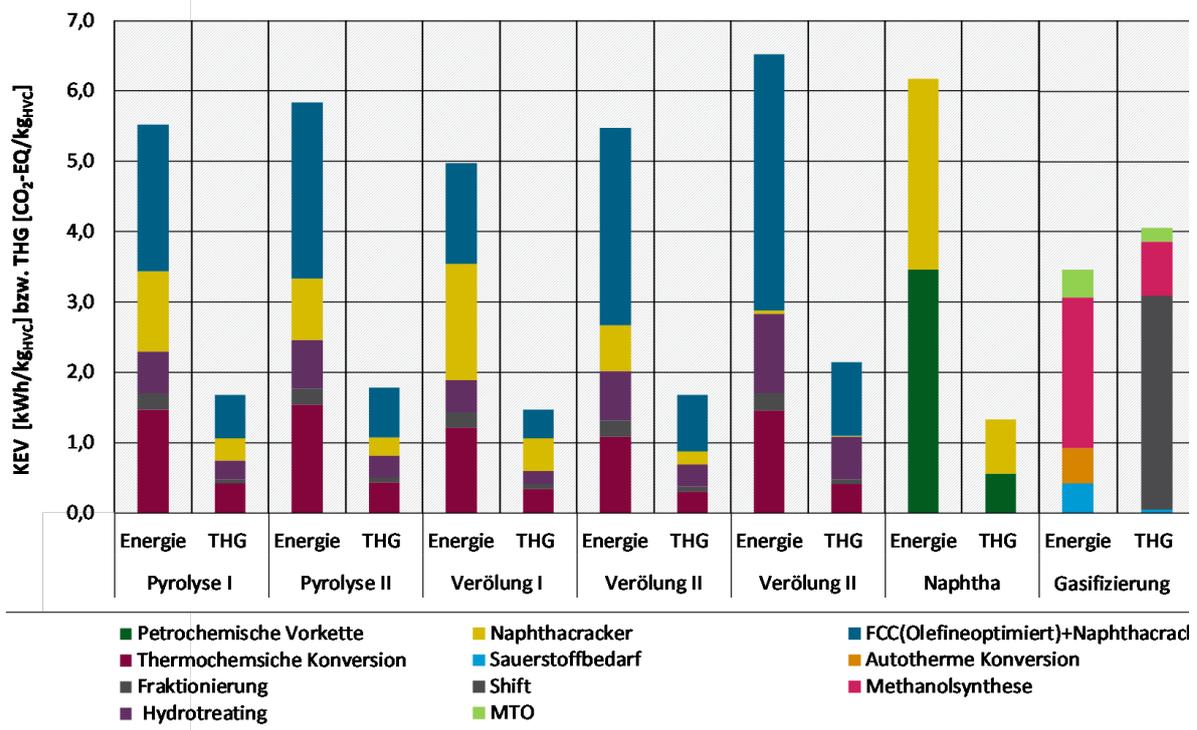
### Ökologische Bewertung

Als Kriterien zur ökologischen Bewertung der Verfahren wurden der kumulierte Energieverbrauch und die jeweils über die gesamte Prozessroute freigesetzten

Treibhausgasemissionen berechnet. Für die Pyrolyse und Verölung ergaben sich dabei sehr ähnliche Werte.

Der kumulierte Energieverbrauch (KEV) lag zwischen 5 und 6,5 kWh/kg<sub>HVC</sub> und die freigesetzten Treibhausgasemissionen (THG) bei 1,5-2 kg<sub>CO<sub>2</sub>-EQ</sub>/kg<sub>HVC</sub>. Das sind auch die Größenordnungen, in der sich die Primärherstellung von HVC aus Naphta bewegt (vgl. Abbildung 2).

**Abbildung 2: Kumulativer Energieverbrauch (KEV) und Treibhausgasemissionen (THG) für die betrachteten Varianten des thermochemischen Recyclings von Kunststoffen im Vergleich zur Primärroute aus Naphta (gesamte Verfahrenskette vom aufbereiteten Abfall bis zu den High Value Chemicals)**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Der Energieverbrauch der Verfahren wird entscheidend durch die thermochemische Konversion bestimmt. Wenn es gelingt, die thermochemische Umwandlung mit einer guten Energieintegration zu versehen, um die Abwärme optimal zu nutzen, kann zukünftig die thermochemische Kunststoffverwertung über Pyrolyse und Verölung einen geringeren Energieaufwand und weniger Treibhausgasemissionen aufweisen als erdölstämmige Produkte. Inwieweit dies in der Praxis umgesetzt werden kann, muss im industriellen Maßstab noch gezeigt werden.

Auch die KEV- und THG-Werte für die Gasifizierung bewegten sich in der oben angegebenen Größenordnung. Aufgrund der hohen CO<sub>2</sub>-Emission bei der Shift-Reaktion (780 kg pro Mg Einsatzstoff) waren die Treibhausgasemissionen allerdings etwas höher (rund 4 kg<sub>CO<sub>2</sub>-EQ</sub>/kg<sub>HVC</sub>) als bei Verölung und Pyrolyse. Der geringere Energieverbrauch (3 kWh/kg<sub>HVC</sub>) ist durch die wohlwollenden Annahmen der Modellierung begründet, die eine optimierte und hochintegrierte

Anlagentechnik widerspiegeln sollen und wird voraussichtlich bei realen Anlagen zumindest anfangs höher liegen.

Aus den Ergebnissen der Bilanzierung lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- ▶ Die Ausbeute an HVC hängt vor allem vom Heizwert der Abfälle ab, sofern sie für Pyrolyse und Verölung grundsätzlich geeignet sind (hoher Polyolefinanteil).
- ▶ Die Gesamtausbeute HVC wird von der Integration des Pyrolyse- oder Verölungsverfahrens an einem Raffinerie- oder Chemiestandort bestimmt.
- ▶ Für Pyrolyse und Verölung sind Energieaufwand und Treibhausgasemissionen ähnlich hoch und hängen von den vorgenannten Faktoren ab.

### Benchmark

Abschließend wurden die drei Ansätze zum chemischen Recycling – Verölung, Pyrolyse und Gasifizierung – hinsichtlich des Energieverbrauchs und der verursachten Treibhausgasemissionen mit dem werkstofflichen Recycling und der energetischen Verwertung verglichen. Hierzu wurde die sogenannte Nutzenkorbmethode angewendet, die dazu geeignet ist, unterschiedliche Größen miteinander zu vergleichen.

Die Methode betrachtet lediglich den Nutzen, also in der Regel die Produkte, die mit einem Verfahren erzeugt werden (vgl. Abbildung 3). Ein Vergleich unterschiedlicher Produkte wird dadurch möglich, dass alle Produktoptionen aus diesen Verfahren gemeinsam in den virtuellen *Nutzenkorb* gelegt werden. Im Rahmen der vorliegenden Studie sind dies die Produkte aus der chemischen, werkstofflichen und energetischen Verwertung. Nun werden drei Nutzenkörbe betrachtet, die mit den Produkten aus den drei Verfahren gefüllt sind und damit einen identischen Nutzen bieten. Allerdings wurden jeweils zwei der Produkte in den Körben nicht auf Basis von Kunststoffabfällen, sondern auf klassischem Weg, aus fossilen Rohstoffen erzeugt. Vergleicht man nun den Aufwand – hier den kumulierten Energieverbrauch und die Treibhausgasemissionen – der in Summe nötig ist, um die Körbe zu füllen, ergibt sich direkt die optimale Verwertungsrouten anhand des geringsten Impakts.

**Abbildung 3: Prinzip der Nutzenkorbmethode am Beispiel der Verwertung von Kunststoffabfall**



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

Als mögliche Varianten zur Verwertung wurden die aktuell in Deutschland praktizierten Optionen betrachtet:

- ▶ mechanisches Recycling

- ▶ chemisches Recycling
- ▶ energetische Verwertung im Zementwerk
- ▶ energetische Verwertung im Ersatzbrennstoffkraftwerke oder der Müllverbrennung

Der Nutzen, also das Produkt beim mechanischen Kunststoffrecycling ist ein Regranulat, das direkt wieder für die Herstellung von Kunststoffprodukten eingesetzt werden kann. Als primäre Vergleichsrouten wurde die Erzeugung von Granulat aus Naphta betrachtet.

Als Produkt des chemischen Recyclings wurden die High Value Chemicals Ethylen, Propylen, Buten, Butadien und Aromaten betrachtet. Auch hier kam als Vergleichsrouten die HVC-Produktion aus Naphta zur Anwendung.

Da bei den chemischen Recyclingverfahren relevante Mengen an Nebenprodukten (Kokse, Gase) anfallen, wurden diese im Rahmen der Nutzenkorbmethode berücksichtigt. Ihrem Heizwert entsprechend wurden diese Fraktionen als zusätzlicher Nutzen beim chemischen Recycling definiert und eine energetische Verwertung im Rahmen des Verbundbetriebes, in der Raffinerie oder im petrochemischen Betrieb, angenommen. Als Primärbrennstoff zum Vergleich wurde Erdgas in Form von LNG herangezogen.

Für die Verwertung der Kunststoffabfälle als Ersatzbrennstoff (EBS) im Zementwerk wurde als primärer Brennstoff Steinkohle, als aktueller Stand der Technik für die Befeuerung von Zementdrehrohren mit Primärbrennstoffen, gewählt.

Für die energetische Verwertung in Müllverbrennungsanlagen und EBS-Kraftwerken wurden die gewichteten Mittelwerte für die Strom- und Wärmewirkungsgrade in Deutschland ermittelt und für die Berechnungen im Rahmen der Nutzenkorbmethode verwendet.

Für eine realitätsbezogene Anwendung der Nutzenkorbmethode wurden Szenarien betrachtet. Ausgehend vom aktuellen Status quo der Kunststoffverwertung in Deutschland wurden drei verschiedene Zukunftsszenarien abgeleitet. Die Szenarien für 2030 wurden unter der Prämisse entwickelt, dass das Kunststoffrecycling insgesamt signifikant an Bedeutung zunimmt und sowohl das mechanische als auch das chemische Recycling zu Lasten der thermischen Verwertung größere Marktanteile gewinnen werden.

Die Anwendung der Nutzenkorbmethode hat klar gezeigt, dass die chemischen Recyclingverfahren dem mechanischen Recycling hinsichtlich des Energieverbrauchs und der freigesetzten Treibhausgasemissionen deutlich unterlegen sind.

Auch im Vergleich mit der thermischen Verwertung von Kunststoffabfällen im Zementwerk, als Ersatz für die üblicherweise als Primärbrennstoff eingesetzte Steinkohle, ergeben sich geringfügige Nachteile für das chemische Recycling.

Da bei den Berechnungen wohlwollende Rahmenbedingungen für das chemische Recycling gesetzt wurden, sollte dieses Ergebnis auch belastbar sein und sich in der Praxis eher noch deutlicher darstellen.

Hinsichtlich der energetischen Verwertung von Kunststoffabfällen in Müllverbrennungsanlagen und Ersatzbrennstoffkraftwerken zeigen die chemischen Recyclingrouten deutliche Vorteile bezüglich der eingesparten Treibhausgasemissionen. Der bei den Analysen festgestellte

geringfügige Vorteil im Energieverbrauch ist den günstig gesetzten Annahmen bei der Modellierung geschuldet und muss in der Praxis in optimierten technischen Anlagen zunächst realisiert werden.

#### **Fazit**

Das chemische Kunststoffrecycling kann – in technisch ausgereiften, energieintegrierten und optimierten Anlagen – grundsätzlich einen positiven Beitrag zur Kreislaufwirtschaft leisten. Im Vergleich zur thermischen Behandlung können Treibhausgasemissionen eingespart werden.

Aus energetischer Sicht ist der aufwändige Ansatz aktuell allerdings nicht die optimale Lösung, solange an anderer Stelle hochwertige fossile Rohstoffe zur Bereitstellung von thermischer Energie verbrannt werden, sei es Steinkohle in Zementwerken oder Öl und Gas zur Heizwärme- und Warmwasserbereitstellung.

Das mechanische ist dem chemischen Recycling sowohl hinsichtlich des Energieverbrauchs als auch bezüglich der freigesetzten Treibhausgasemissionen deutlich überlegen. Die thermochemischen Ansätze bieten jedoch die Option, dass während der Behandlung Schadstoffe aus den Rezyklaten entfernt werden.

Als Standorte für chemische Recyclinganlagen bieten sich Chemieparcs oder Raffineriestandorte an, da dort neben den Produktölen auch die Wachse und Gase stofflich verwertet und nicht nur thermisch genutzt werden können und zudem eine optimale energetische Integration möglich ist.

Wird die Energie- und Wasserstoffbereitstellung für die Prozessketten künftig aus erneuerbaren Energien gedeckt, wäre eine weitere Optimierung, insbesondere des ökologischen Fußabdrucks möglich.

Wenn auf lange Sicht Treibhausgasneutralität und eine autarke Kohlenstoffbewirtschaftung angestrebt wird, ist die weitgehende stoffliche Nutzung von Abfallfraktionen unausweichlich. Wie alle Neuerungen wird dies mit größerem Aufwand und höheren Kosten verbunden sein als der Status Quo.

## Summary

### Background

The mechanical recycling of plastic waste is limited by various factors. Firstly, only certain types of plastic can be recycled into a usable form by mechanical means. In addition, the plastics often contain additives and impurities that are transferred into the recyclate, and finally, the achievable recycling cycles are also limited due to ageing processes. Non-mechanically recyclable plastic waste fractions are currently energetically recovered in cement works, power plants and waste incineration plants.

Chemical recycling processes are considered potentially suitable for the future recycling of (fractions of) plastic waste that currently require thermal treatment. In addition to utilising these previously non-recyclable material flows for the circular economy, the possibility of removing harmful substances from the plastics cycle is considered to be a potential advantage of chemical recycling. The option of 'detoxification' is becoming increasingly important in the current debate on plastics recycling.

Due to these potential opportunities of chemical recycling and the need to develop alternative carbon sources for the chemical industry, a large number of different process approaches for the chemical recycling of plastics have been developed, tested and in some cases scientifically investigated in recent years. Until now, however, there has been a lack of systematic analysis and comparative evaluation of the various processes. This can hardly be achieved on the basis of literature data alone, as the processes differ significantly from one another and direct comparisons of the results are not permissible due to different input materials, technologies, pre-treatment and processing measures as well as the use of auxiliary energy and additives. In addition, the quality of the products obtained and the effort required to process them into feedstock for the chemical industry must also be taken into account.

### Project design

The ReFoPlan project *Assessment of the potential and evaluation of thermo-chemical plastics recycling technologies* is intended to contribute to closing this knowledge gap. As part of the project, thermochemical plastics recycling based on the processes

- ▶ liquefaction,
- ▶ pyrolysis and
- ▶ gasification were investigated.

Die Technologien der Pyrolyse und Verölung konnten anhand in Betrieb befindlicher Praxisbeispiele und auf Grundlage vergleichender Laboruntersuchungen so weit erfasst werden, dass die fundierte wissenschaftliche Bewertung und der Vergleich der Ansätze möglich waren. Für die Gasifizierung wurde hierfür auf historische Daten und Ergebnisse von Modellrechnungen zurückgegriffen, da keine aktuellen Praxisdaten zur Verfügung standen und der Aufwand für Laborexperimente im Rahmen des Projektes nicht darstellbar war.

The selected technology pathways were fully balanced. The achievable yields of primary products from the thermochemical processes - oils, waxes, gases - and the ultimately achievable yields of so-called *High Value Chemicals* (HVC) - monomers with double bonds (ethylene, propylene, butene, butadiene, aromatics) for re-polymerisation after further downstream

processing - were determined and the energy required for the respective process and the greenhouse gas emissions generated during production were calculated.

This data was used to compare the three approaches considered for chemical recycling - pyrolysis, liquefaction and gasification - with mechanical recycling and energy recovery. The so-called basket of products method was used for this comparison.

A panel of 17 experts with different areas of expertise along the plastics life cycle was established to advise the project and was consulted on important project-relevant topics during several working sessions.

### **Definition and classification**

The following definition of chemical recycling was developed with the intensive involvement (Delphi method) of the expert panel:

*The chemical recycling of plastics refers to process chains in which polymers are completely or partially broken down into their components and these are then used to produce new polymers or other materials and - apart from by-products or residual materials - are not utilised for energy recovery.*

This addresses the technology-open, strictly material utilisation of the generated products, whereby their use for other material purposes – even besides the production of plastics – is permitted.

Together with the expert group, a proposal for an extended legal-technical categorisation of recycling and recovery of plastics based on the European waste hierarchy was developed with consideration of chemical recycling. In addition, the end-of-waste status of chemical recycling products and the choice of a suitable mass balance approach for calculating the recycling quota were discussed.

In terms of the waste status of products from chemical recycling, presumably process-specific regulations are necessary in order to take account of the different process routes.

The definition of a mass balance approach is essential, as it is not possible to physically trace the plastic waste in the recyclate. As a minimum standard, it must be ensured that thermally utilised fractions cannot be included in the recycling quota. Furthermore, it is not advisable to extend the mass balance approach across several locations of a company. This would also allow exports to countries with less developed control mechanisms and environmental standards.

Fundamentally, clear framework conditions should be created rapidly in order to provide the necessary planning security for the involved companies, as the implementation of such processes requires long-term commitment and high financial resources.

### **Feedstocks**

The approaches to chemical plastics recycling focus almost exclusively on polyolefin fractions. This is particularly the case for processes based on pyrolysis and liquefaction. The achievable yields for other input materials are too low and the potential operational difficulties are more severe. Gasification processes, on the other hand, are generally suitable for processing more chemically heterogeneous input materials, of course after process-adequate treatment of the feedstocks and of the generated product gases.

Polyethylene and polypropylene are the fractions generally used. Contaminants and impurities are acceptable to a limited extent. Plastic fractions with heteroatoms (PVC, nylon, etc.) are particularly problematic, but even the polystyrene content must not exceed certain limits.

In principle, it is to be expected that the material streams used for chemical recycling will primarily be those that are currently incinerated as high-grade and quality-assured substitute fuels, for example in cement works. However, there are already approaches for separating polyolefin fractions from residual waste, commercial waste and other waste fractions. It is to be expected that waste processors will bring further suitable qualities onto the market as soon as relevant demand develops.

### Laboratory experiments

In order to expand the database from the industrial plants and the literature research, laboratory tests were carried out at RWTH Aachen University on pyrolysis and at Merseburg University of Applied Sciences on liquefaction. Together with the group of experts, suggestions were made which plastic fractions were suitable for the pyrolysis and liquefaction experiments. The following fractions were selected:

- ▶ PE, PP, with contents of PS, without additives (as standard for comparison)
- ▶ Mixed plastic fraction MKS 352
- ▶ RDF-fraction (RDF-pre-product from MKS)
- ▶ Plastic fractions from WEEE processing (E-waste-fraction)
  - WEEE I from small electrical devices/IT
  - WEEE II from refrigerators
- ▶ Shredder-light fraction (SLF)
  - SLF I from end of live vehicles, scrap from sorting plants & from WEEE processing
  - SLF II from DSD-tinplate cans

The fractions were representatively sampled at the waste management company and fully analysed. The products and by-products generated were also analysed comprehensively. The qualities determined can be regarded as examples of oils from the corresponding fractions. Of course, considerable fluctuations in composition occur in practice due to a wide range of heterogeneities.

The mass and energy balances determined in the laboratory tests at RWTH Aachen University for pyrolysis and at Merseburg University of Applied Sciences for liquefaction show significantly lower yields in comparison with the results of the practical processes (see below), which can be attributed to the restricted conditions of the laboratory environment specific to the tests. The yields of the laboratory tests are therefore primarily used to compare the six waste fractions with each other and were not applied to the balancing of the overall process chains.

It can be concluded from the laboratory tests that the mixed plastic fraction is suitable for the chemical recycling of plastics. All other waste fractions contain too many contraries, which lead to increased coke formation and significantly lower oil yields.

A fairly uniform picture is obtained for the oil qualities. In all waste fractions, the harmful components of the oils are often far above the recommended values for the use in a steam cracker. Purification, e.g. by distillation, adsorption and hydrogenation, is absolutely essential if adequate dilution of the oils cannot be guaranteed.

### **Industrial processes**

The balancing of chemical recycling in this study was carried out on the basis of measurements in industrial pilot plants. As already mentioned, such data from plants currently in operation could only be made available for the concepts of liquefaction and pyrolysis. Historical material from the operation of the gasification plants at the SVZ Schwarze Pumpe was used for the balancing of gasification.

In all the practical processes considered, the plastic waste undergoes more or less complex treatment prior to thermochemical conversion. In general, the degree of treatment depends on the processability in the processes and the subsequent product treatment.

Two processes currently operating on a semi-industrial scale were selected for the assessment of chemical plastics recycling by means a pyrolysis process. In both cases, the data required for the assessment and evaluation was provided by the operators. One of the plants was the subject of an inspection.

The balancing of the liquefaction process was also carried out on two processes currently operated on a semi-industrial scale. In both plants, the measurements and analyses required for the evaluations were conducted as part of the study during the monitoring of running plant operation.

The liquefaction processes considered could achieve hydrocarbon yields of around 80 %. For the pyrolysis processes, the value is around 70 %. In contrast, the qualities of the produced oils hardly differed. The pollutants and heteroatoms contained in the input materials are transferred to the hydrocarbon fractions in relevant proportions and need to be removed before further utilization. The sources of impurities in polyolefins are fillers, pigments, coatings and other additives. Treatment of the oils (scrubbing, distillation, filtration, adsorption, hydrogenation) is required to remove or hydrogenate metals, ash, chlorine, nitrogen, oxygen and other impurities, as well as the high proportion of unsaturated compounds.

The oils produced in the industrial plants were evaluated with regard to their processing routes. The product oils were therefore divided into a naphtha fraction (boiling temperature lower than 180°C) and a high-boiling fraction (boiling temperature higher than 180°C). The permanent gases that are always produced during the processes are generally not materially utilized. Coke is produced during pyrolysis as a carbonaceous material including the ash. In the liquefaction process, hydrocarbons (reaction residue or waxes) are still contained in the residue due to the design of the discharge system.

In contrast to the liquefaction process and pyrolysis, there are hardly any technical plants in operation for the gasification of plastic waste. It was therefore not possible to collect

measurement data from an operating plant as part of the study. However, a large-scale plant for the gasification of waste was successfully operated in Germany between 1997 and 2007 (SVZ Schwarze Pumpe - Lower Lusatia). Information and measurement data are still available for this historical application, which were used in the study as a basis for balancing the gasification pathway, in addition to own calculations and simulations by cooperating companies.

### **Balancing**

For the three thermochemical recycling routes of liquefaction, pyrolysis and gasification, the complete recycling chain from the (pre-processed) plastic waste to the production of High Value Chemicals was balanced. By looking at the same target products for all three routes of thermochemical recycling, a direct comparison was possible. The downstream processes up to the HVC chemicals were fully modeled on the basis of literature and empirical values and are based on the current state of the art.

Liquefaction and pyrolysis, as thermochemical processes, essentially produce oils that are intended for further processing into chemical raw materials. In addition to the oils, some gases and low-boiling residues (waxes) can also be refined using suitable processes. Waste products from liquefaction and pyrolysis are waste gases, tar, coke and ash, some of which can still be used thermally. For the conversion of the oils into basic chemicals, process routes were applied that are commonly used in the raw materials industry. These are currently petroleum-based and it is assumed that such processes can be employed with similar yields and products either by blending with plastic-based oils or in mono-treatment.

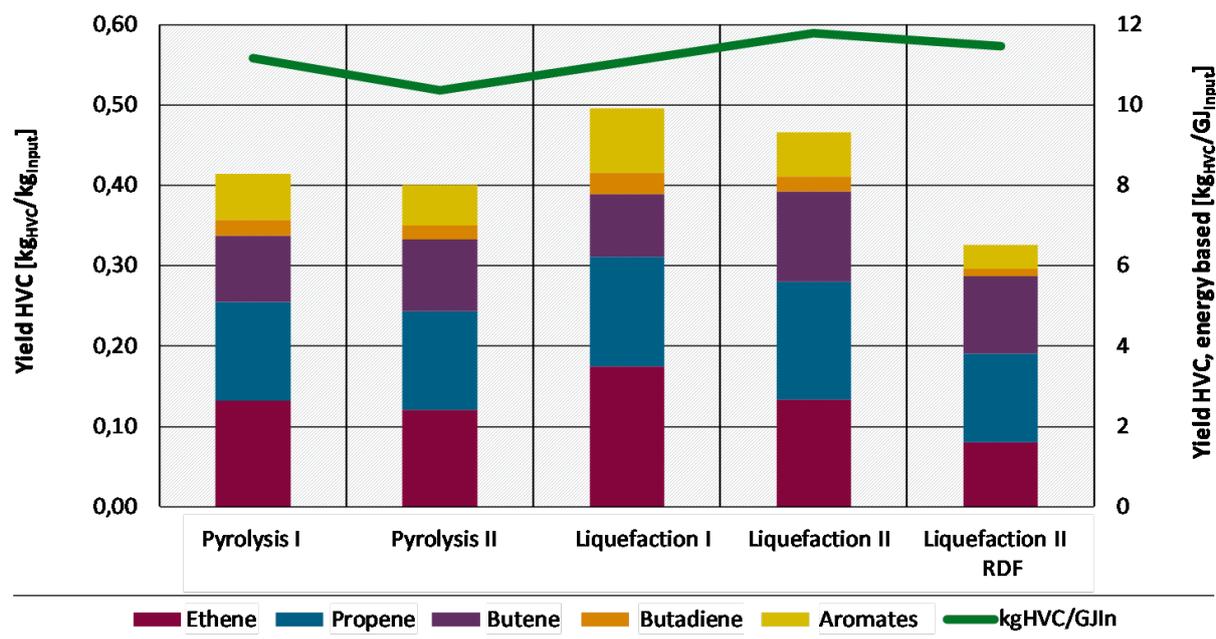
The calculations should be understood as exemplary for the highest possible level of integration at a refinery and chemical site.

After the oils have been processed, the petrochemical plants use them to produce High Value Chemicals. The liquefaction route achieves yields of around 50% in relation to the plastic waste used. If the by-products wax and gas (without methane) are also materially recovered, the yield can be increased to 60%. The yields determined for the pyrolysis path are slightly lower, at just under 45 % (see Figure 4).

It is interesting to note that the expected yield of HVC can be predicted quite well via the calorific value of the feedstock. For polyolefinic waste, the value is 11 kg HVC per GJ feedstock, both for pyrolysis and liquefaction.

According to the experience gained at the SVZ Schwarze Pumpe, around 850 kg of synthesis gas can be produced during gasification of 1 Mg of plastic waste with the addition of about 500 kg of oxygen. With the calculated gas composition from the model concept, 780 kg of methanol can be produced from this and around 300 kg of HVC chemicals can ultimately be produced via MtO synthesis. This relatively low yield compared to the other processes is due to the removal of carbon dioxide during the shift reaction. A considerable amount of carbon is lost via the gas pathway, which can no longer be used for hydrocarbon synthesis. If sufficient hydrogen is available from renewable energies in the future, the achievable yields could be significantly increased without affecting the ecological footprint.

**Figure 4: Yields of High Value Chemicals from pyrolysis and liquefaction of plastic waste (balance on the basis of oils from practical plants)**



Source: Own figure Hochschule Merseburg University of Applied Sciences

### Ecological assessment

The cumulative energy consumption and the greenhouse gas emissions released over the entire process route were selected as criteria for the ecological assessment of the processes. The values for pyrolysis and liquefaction were very similar.

The cumulative energy consumption (CEC) was between 5 and 6.5 kWh/kg HVC and the greenhouse gas emissions (GHG) released were 1.5-2 kg CO<sub>2</sub>-EQ/kg HVC. These are also the orders of magnitude in which the primary production of HVC from naphtha operates.

The energy consumption of the processes is largely determined by the thermochemical conversion. If it is possible to provide thermochemical conversion with good energy integration in order to optimally utilise the waste heat, thermochemical plastics recycling via pyrolysis and liquefaction could in future have lower energy consumption and lower greenhouse gas emissions than petroleum-based products. The extent to which this can be realised in practice has yet to be demonstrated on an industrial scale.

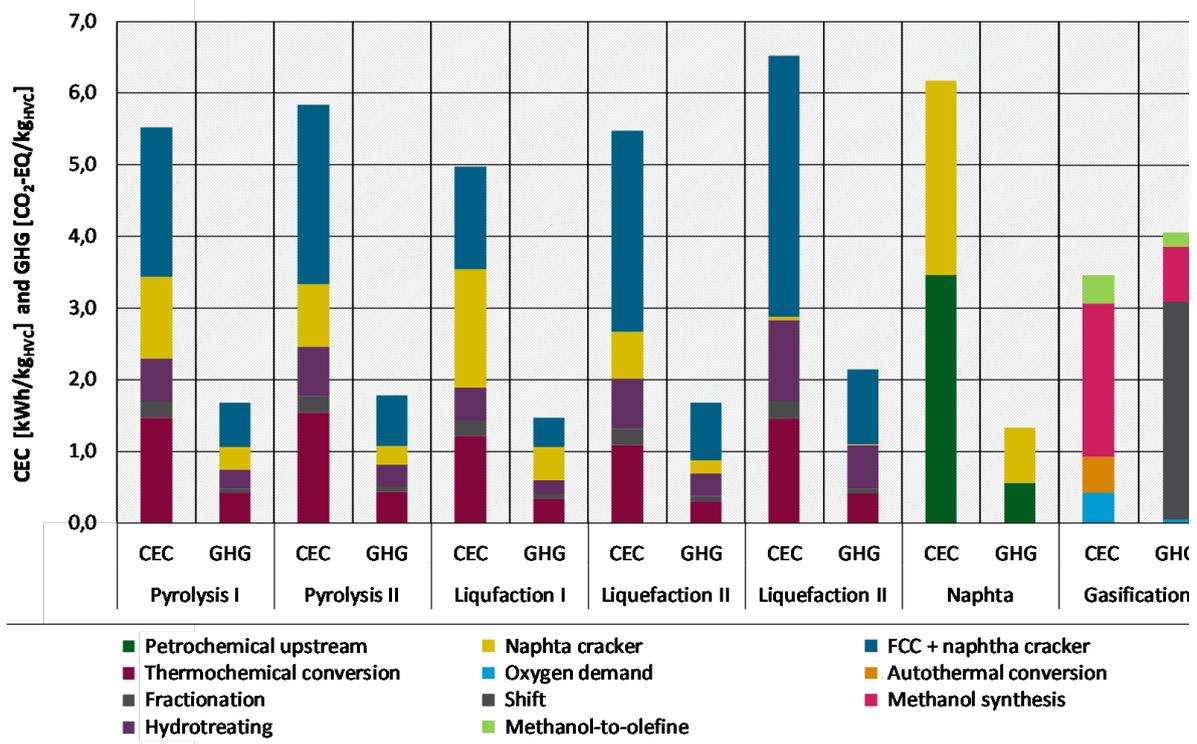
The CEC and GHG values for gasification ranged in the same order of magnitude as stated above. However, due to the high CO<sub>2</sub> emissions during the shift reaction (780 kg per Mg of feedstock), the greenhouse gas emissions were somewhat higher (around 4 kg CO<sub>2</sub>-EQ/kg HVC) than for liquefaction and pyrolysis. The lower energy consumption (3 kWh/kg HVC) is due to the favourable assumptions of the modelling, which are intended to reflect optimised and highly integrated plant technology and will probably be higher in real plants, at least initially.

The following conclusions can be drawn from the results of the balancing:

- The yield of HVC depends primarily on the calorific value of the waste, provided that it is generally suitable for pyrolysis and liquefaction (high polyolefin content).

- ▶ The total HVC yield is dependent on the integration of the pyrolysis or liquefaction process into a refinery or chemical site.
- ▶ Energy consumption and greenhouse gas emissions are similarly high for pyrolysis and liquefaction and depend on the aforementioned factors.

**Figure 5: Cumulative energy consumption (CEC) and greenhouse gas emissions (GHG) of thermochemical recycling processes for waste plastics (entire process chain from waste to High Value Chemicals)**



Source: Own figure Hochschule Merseburg University of Applied Sciences

### Benchmark

Finally, the three approaches of chemical recycling – liquefaction, pyrolysis and gasification – were compared with material recycling and energy recovery in terms of energy consumption and greenhouse gas emissions. The so-called basket of products method, which is suitable for comparing different products, was used for this purpose.

The method only looks at the benefits, i.e. generally the products that are generated using a process. A comparison of different products is made possible by placing all possible products from these processes together in the virtual basket of benefits. In the context of this study, these are the products from chemical, mechanical and energy recovery. Three baskets of products are now considered, which are filled with the products from the three processes and therefore offer identical content. However, two of the products in each of the baskets were not produced from plastic waste, but from fossil raw materials in the traditional way. If the effort – in this case the cumulative energy consumption and greenhouse gas emissions – required to fill the baskets is compared, the optimum recycling route can be determined directly on the basis of the lowest impact.

**Figure 6: Concept of the basket of products method on the example of plastic waste recycling**



Source: Own figure Peter Quicker

The following recovery options currently practiced in Germany were considered as potential variants for utilization:

- ▶ mechanical recycling
- ▶ chemical recycling
- ▶ energetic recovery in cement plants
- ▶ energetic recovery in RDF power plants and WtE plants

The benefit, i.e. the product of mechanical plastic recycling, is a regranulate that can be used directly for the manufacturing of plastic products. Production of granulate from naphtha was considered as the primary route for comparison.

The high value chemicals ethylene, propylene, butene, butadiene and aromatics were considered as products of chemical recycling. HVC production from naphtha was again used as a reference route.

As the chemical recycling processes generate relevant quantities of by-products (coke, gases), these were taken into account as part of the basket of products method. According to their calorific value, these fractions were defined as an additional benefit in chemical recycling and energy recovery was assumed as part of the combined operation, in the refinery or in the petrochemical plant. Natural gas in the form of LNG was used as the primary fuel for comparison.

For the utilisation of plastic waste as refuse-derived fuel (RDF) in the cement plant, hard coal was selected as the primary fuel, representing the current state of the art for the firing of cement rotary kilns with primary fuels.

For energy recovery in waste incineration plants and RDF power plants, the weighted average values for the electricity and heat efficiencies in Germany were determined and used for the calculations as part of the basket of products method.

Scenarios were considered for a realistic application of the basket of products method. Based on the current status of plastics recycling in Germany, three different future scenarios were derived. The scenarios for 2030 were developed under the premise that plastics recycling will

increase significantly in importance overall and that both mechanical and chemical recycling will gain greater market shares at the expense of thermal recovery.

The application of the basket of products method has clearly shown that chemical recycling processes are significantly disadvantageous to mechanical recycling in terms of energy consumption and greenhouse gas emissions released.

Even in comparison with the thermal recycling of plastic waste in cement plants, as a substitute for the hard coal usually used as a primary fuel, there are slight disadvantages for chemical recycling.

As the calculations were based on favorable framework conditions for chemical recycling, these results should be robust and even more evident in practice.

With regard to the energy recovery of plastic waste in waste incineration plants and RDF power plants, the chemical recycling routes show clear advantages in terms of the greenhouse gas emissions saved. The slight advantage in energy consumption identified in the analyses is due to the favourable assumptions made in the modelling and must first be realized in practice in optimized technical plants.

### **Conclusions**

Chemical plastics recycling can - in technically mature, energy-integrated and optimized plants - make a positive contribution to the circular economy. Greenhouse gas emissions can be reduced compared to thermal treatment.

From an energy perspective, however, the complex approach is currently not the optimal solution as long as high-quality fossil raw materials are burned to provide thermal energy elsewhere, be it hard coal in cement plants or oil and gas to provide heating and hot water.

Mechanical recycling is clearly superior to chemical recycling both in terms of energy consumption and the greenhouse gas emissions released. However, thermochemical approaches offer the option of removing pollutants from the recyclates during treatment.

Chemical parks or refinery sites are suitable locations for chemical recycling plants, as the waxes and gases can be recycled there in addition to the product oils and not just used thermally, and optimum energy integration is also possible.

If the energy and hydrogen supply for the process chains is covered by renewable energies in the future, further optimization, especially of the ecological footprint, is possible.

If the long-term goal is greenhouse gas neutrality and self-sufficient carbon management, the extensive material use of waste fractions is unavoidable. Like all innovations, this will involve greater effort and higher costs than the status quo.

## 1 Problemstellung und Zielsetzung

Das Kunststoffrecycling soll in der Europäischen Union und in Deutschland weiter ausgebaut werden. Hierzu wurden, zum Beispiel im deutschen Verpackungsgesetz [8], gesetzliche Verwertungsquoten verankert. Während die Gesamtverwertungsquoten für Kunststoffe in Deutschland sehr hoch sind, besteht bei der werkstofflichen Verwertung noch Nachholbedarf. Tatsächlich wird nur ein geringer Teil der Kunststoffabfälle zu Rezyklaten verarbeitet [67]. Abbildung 7 zeigt die Situation der Kunststoffverwertung in Deutschland im Jahr 2021. [33].

**Abbildung 7: Entsorgungswege Kunststoffabfälle in Deutschland 2021 [33]**



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

Grundsätzlich kann das chemische (rohstoffliche) Recycling zur Erfüllung der Verwertungsquoten für Siedlungsabfälle in der Abfallrahmenrichtlinie [15] bzw. im Kreislaufwirtschaftsgesetz [9] herangezogen werden. Dies scheint deshalb besonders interessant, da dem mechanischen (werkstofflichen) Recycling – sowohl hinsichtlich der einsetzbaren Abfall- und Kunststofffraktionen als auch bezüglich der erreichbaren Recycling-Zyklen – Grenzen gesetzt sind. Darüber hinaus verspricht das chemische Recycling die Möglichkeit Schadstoffe auszuschleusen, die bei mechanischen Verfahren ins Rezyklat überführt werden. Diese Option der „Detoxifikation“ gewinnt in der aktuellen Diskussion um das Kunststoffrecycling zunehmend an Bedeutung (vgl. hierzu beispielsweise Lahl et al. 2024 [31]).

Da es bisher nur einzelne Anlagen gibt, die Kunststoffe auf chemischem Wege recyceln, ist aktuell noch nicht absehbar, welche Technologien sich für welche Einsatzfraktionen etablieren werden. Obwohl eine einheitliche Definition und Abgrenzung bisher fehlten (vgl. hierzu Kap. 3.2), besteht in der Fachwelt im wesentlichen Konsens, dass grundsätzlich die im Folgenden gelisteten Verfahren als Ansätze zum thermochemischen Kunststoffrecycling infrage kommen:

- ▶ Verölung/Verflüssigung
- ▶ Pyrolyse
- ▶ Gasifizierung

Neben diesen thermochemischen Verfahrensansätzen werden auch chemische Recyclingverfahren auf Basis solvolytischer Prozesse entwickelt. Da diese Ansätze auf die Verwertung spezifischer (möglichst sortenreiner) Monofraktionen zielen und für gemischte

Kunststoffabfälle kaum anwendbar sind, wurden sie im Rahmen der vorliegenden Studie nicht betrachtet. Der Begriff „chemisches Recycling“ bezieht sich in diesem Dokument folglich ausschließlich auf thermochemische Ansätze.

Eine Vielzahl unterschiedlicher Verfahrensansätze zum thermochemischen Kunststoffrecycling wurde entwickelt, erprobt und zum Teil wissenschaftlich untersucht. Allerdings fehlten bisher eine systematische und Betrachtung und vergleichende Bewertung der verschiedenen Verfahren. Allein auf Basis von Literaturdaten ist dies kaum zu leisten, da sich die Prozesse individuell stark unterscheiden und aufgrund unterschiedlicher Einsatzstoffe, Technologien, Vorbehandlungs- und Aufbereitungsmaßnahmen sowie Hilfsenergie- und Additivverwendung keine direkten Vergleiche der Resultate statthaft sind. Darüber hinaus müssen auch die Qualitäten der erzeugten Produkte und der Aufwand, um diese zu Einsatzstoffen für die chemische Industrie aufzubereiten, berücksichtigt werden.

Das ReFoPlan-Vorhaben „*Abschätzung der Potenziale und Bewertung der Techniken des thermochemischen Kunststoffrecyclings*“ sollte einen Beitrag dazu leisten, diese Wissenslücke zu schließen. Im Rahmen des Projektes wurde die Datenbasis zum thermochemischen Kunststoffrecycling mittels Pyrolyse und Verölung anhand in Betrieb befindlicher Praxisbeispiele und auf Grundlage vergleichender Laboruntersuchungen so weit konkretisiert, dass ein Vergleich zwischen den Ansätzen möglich ist. Für die Gasifizierung wurde hierfür auf historische Daten und auf Ergebnisse von Modellrechnungen zurückgegriffen, da keine Praxisdaten verfügbar waren und der Aufwand für Laborexperimente im Rahmen des Projektes nicht darstellbar war.

Bisher fehlte auch eine klare Einschätzung, wie das chemische Kunststoffrecycling in ökologischer Hinsicht im Vergleich zum mechanischen Recycling und zur energetischen Verwertung einzuordnen ist. Diese Frage wurde im Rahmen des Vorhabens durch Anwendung der Nutzenkorbmethode, unter Berücksichtigung der vorher erzielten Ergebnisse, beantwortet.

Das Projekt verfolgte also die beiden zentralen Ziele:

- ▶ Identifikation und Bewertung geeigneter Technologien und konkreter Verfahrensansätze für das chemische Kunststoffrecycling und hierfür geeigneter Einsatzfraktionen
- ▶ Ökologische Einordnung der Verfahren zum chemischen Kunststoffrecycling, insbesondere im Vergleich zum mechanischen Recycling und zur energetischen Verwertung

Leitgedanke bei der Bearbeitung des Projektes war ein möglichst transparentes und nachvollziehbares Vorgehen. Deshalb wurde besonderer Wert auf die Auswahl geeigneter Instrumente, zur dialektischen Abstimmung der kontrovers diskutierten Rahmenbedingungen (Delphi-Methode), zur plausiblen technischen Verfahrensbewertung (Bilanzierung) und zum Vergleich der verschiedenen Verwertungsansätze (Nutzenkorb-Methode) gelegt.

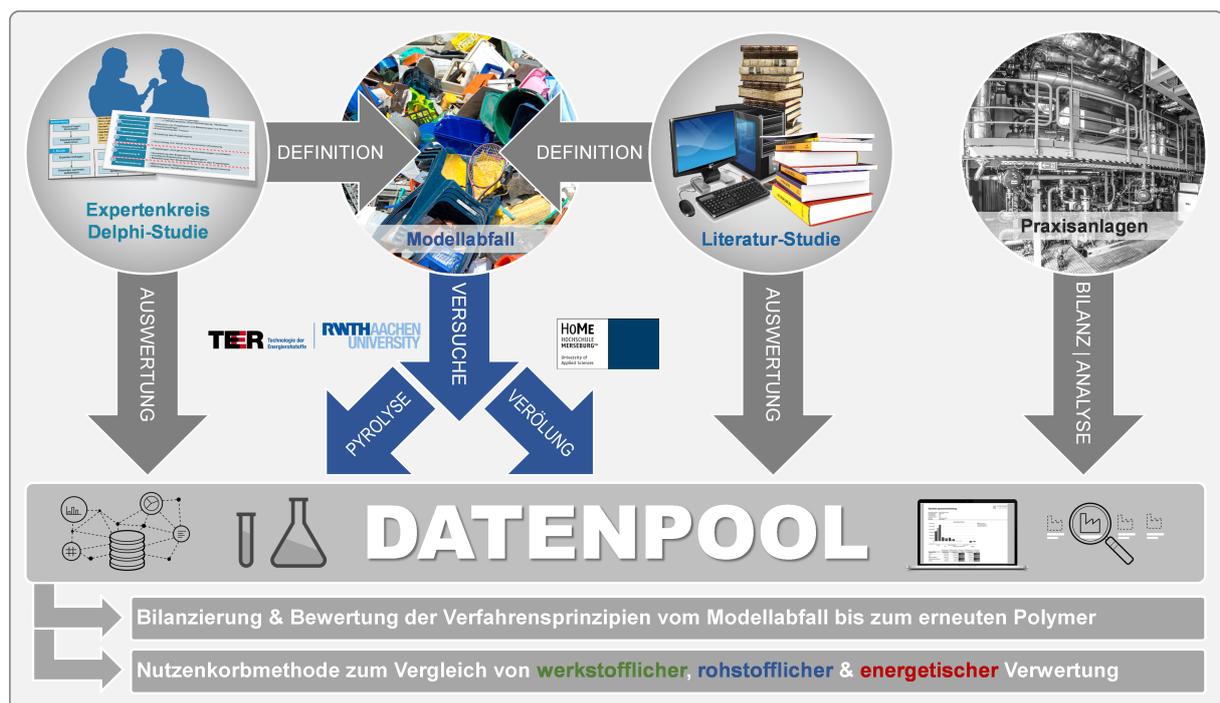
## 2 Projektüberblick und Methodik

Abbildung 8 zeigt einen grafischen Projektüberblick und soll die Methodik bei Bearbeitung der einzelnen Arbeitspakete veranschaulichen.

Neben der klassischen Literaturrecherche, der Durchführung von Laborversuchen und der Bilanzierung von Praxisanlagen war die Installation eines Expertenbeirates ein hilfreiches Element im Projekt. Das 17-köpfige Expertengremium wurde aus renommierten und ausgewiesenen Fachleuten mit unterschiedlicher Expertise entlang des Kunststofflebenszyklus zusammengestellt (vgl. Tabelle 1) und im Rahmen mehrerer Arbeitssitzungen zu wichtigen und zum Teil kontrovers diskutierten projektrelevanten Themenkomplexen befragt. Die dargestellten Ergebnisse der Arbeiten des Expertenkreises beinhalten teilweise Kompromisse und stimmen daher nicht immer mit den Einzelmeinungen aller Expertenkreis-Mitglieder überein. Die Arbeit des Gremiums hat wertvolle Impulse hervorgebracht und wesentlich zu einer erfolgreichen Projektlenkung beigetragen.

Zunächst wurde ermittelt, welche Abfallfraktionen für das chemische Recycling infrage kommen. Da diese Zuordnung eine komplexe Frage ist, die von vielen Einflussfaktoren abhängt, wurde zur Klärung eine Befragung des Expertenbeirates nach der Delphi-Methode durchgeführt.

**Abbildung 8: Projektüberblick**



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

Parallel zur Identifikation adäquater Stoffströme erfolgte die Auswahl von Verfahren und Beispielanlagen auf Basis einer weltweiten Recherche von Prozessen zum thermochemischen Kunststoffrecycling. Ein über Jahre gepflegter Datenpool des Projektteams diente hierfür als Grundlage und wurde im Rahmen des Vorhabens durch intensive Recherchen über öffentliche und informelle Kanäle ergänzt und aktualisiert. Die Auswahl der Verfahren, die im Detail betrachtet, bilanziert und bewertet wurden, erfolgte anhand von Kriterien, wie der technischen Eignung, dem Entwicklungsstand und insbesondere der Datenverfügbarkeit.

**Tabelle 1: Mitglieder projektbegleitender Expertenkreis**

Name			Firma/Institution
Dr.	Joachim	Christiani	HTP GmbH & Co. KG
Prof. Dr.rer.nat.	Rainer	Dahlmann	RWTH Aachen University, Institut für Kunststoffverarbeitung
	Jochen	Ebbing	Lobbe Industrieservice GmbH & Co KG
	Achim	Ebel	Herbold Meckesheim GmbH
	Jürgen	Ephan	REMONDIS Recycling GmbH & Co. KG
Dr.	Rolf	Gambert	EDL Anlagenbau Gesellschaft mbH – bis 06/2021
Prof. Dr.	Winfried	Golla	Verband der Chemischen Industrie e.V. - VCI
Dr.	Markus	Helftewes	Der Grüne Punkt – Duales System Deutschland GmbH
	Wolfgang	Hofer	OMV Refining & Marketing GmbH
Dr.	Andreas	Klemt	Shell Catalysts & Technologies Leuna GmbH
	Markus	Müller-Drexel †	INTERSEROH Dienstleistungs GmbH
	Thomas	Obermeier	Thomas Obermeier Management und Consulting
Prof. Dr.rer.nat.	Regina	Palkovits	RWTH Aachen University, Lehrstuhl für Heterogene Katalyse und Technische Chemie
Dr. habil.	Thomas	Probst	bvse-Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung e.V.
	Jan	Schwartze	EDL Anlagenbau Gesellschaft mbH – ab 06/2021
	Herbert	Snell	Multiport GmbH - MultiPet GmbH
	Carsten	Spohn †	Interessengemeinschaft der Thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Deutschland
Dr.	Dirk	Textor	Dr. Textor Kunststoff GmbH   Dr. Textor Beratungsgesellschaft mbH

Die ausgewählten Technologien wurden anhand von Praxisbeispielen, Literaturdaten und Laborversuchen vollständig bilanziert. Dabei wurden die erreichbaren Ausbeuten an Primärprodukten – Öle, Wachse, Gase – und die nach weiterer Verarbeitung im Downstream letztlich realisierbaren Ausbeuten an sogenannten „High Value Chemicals“ (HVC) – Monomere mit Doppelbindungen für die erneute Polymerisation – ermittelt und die für den jeweiligen Prozess nötigen energetischen Aufwendungen sowie die bei der Erzeugung anfallenden Treibhausgasemissionen berechnet.

Auf Basis dieser Daten erfolgte ein Vergleich der drei betrachteten Ansätze für das chemische Recycling – Pyrolyse, Verölung, Gasifizierung – mit dem mechanischen Recycling und der energetischen Verwertung. Für diesen Vergleich wurde die sogenannte Nutzenkorbmethode angewendet.

## 3 Definition und Einordnung

### 3.1 Hintergrund

Für den Begriff chemisches Recycling bestand bisher keine einheitlich akzeptierte oder hoheitlich legitimierte Definition. In Gesetzen und Gesetzentwürfen ist die Bezeichnung nicht verankert. Der Begriff wird häufig als Synonym für eine rohstoffliche Verwertung verwendet. Dies würde bedeuten, dass auch eine spätere energetische Nutzung der erzeugten Produkte als Treib- oder Brennstoff möglich wäre. Andere Interessensgruppen bezeichnen das chemische Recycling in einer eingegrenzten Form als Feedstockrecycling, wobei die durch Gasifizierung (Synthesegas), Pyrolyse und Verölung (Öle und Monomere), oder Solvolyse (Monomere) hergestellten Produkte ausschließlich stofflich/chemisch und nicht etwa energetisch genutzt werden sollen. Einige strenge Verfechter des werkstofflichen Recyclings fordern sogar die ausschließliche Rückführung kunststoffstämmiger Kohlenwasserstofffraktionen in die Produktion neuer Kunststoffe und akzeptieren keinerlei andere stoffliche Nutzungsvarianten im Rahmen der chemischen Produktion.

Eine kürzlich von verschiedenen Stakeholdern der Kunststoff- bzw. Entsorgungsbranche auf europäischer Ebene (European Coalition for Chemical Recycling) erarbeitete und publizierte Definition berücksichtigt diese nutzungsspezifische Sichtweise [16]:

*„Chemical Recycling converts polymeric waste by changing its chemical structure to produce substances that are used as products or as raw materials for the manufacturing of products. Products exclude those used as fuels or means to generate energy.“*

*„Chemisches Recycling wandelt polymere Abfälle durch Veränderung ihrer chemischen Struktur in Stoffe um, die als Produkte oder als Rohstoffe für die Herstellung von Produkten verwendet werden. Ausgeschlossen sind Produkte, die als Brennstoffe oder Mittel zur Energieerzeugung verwendet werden.“*

Im Rahmen der Studie wurden Vorschläge zur Definition (vgl. Abschnitt 3.1) und zur technisch-rechtlichen Einordnung der Verfahren des chemischen Recyclings (vgl. Abschnitt 3.2) vor dem Hintergrund der Abfallhierarchie erarbeitet.

Auch bezüglich der Allokation von Produkten aus dem chemischen Recycling (Stichwort: Massenbilanzansatz) und der Festlegung des Endes der Abfalleigenschaft für solche Produkte gibt es intensive Diskussionen. Diese Themen werden in den Abschnitten 3.4 und 3.5 behandelt.

### 3.2 Definition

Im Rahmen des Projektes wurde eine auf breiter Basis abgestimmte Definition für das chemische Recycling entwickelt. Aufbauend auf einem Vorschlag des Projektteams wurde die Definition mit dem Expertenkreis diskutiert und im Rahmen der durchgeführten Delphi Befragung weiterentwickelt und konkretisiert. Hierbei wurden die im Rahmen der Vorstellung von den Teilnehmern adressierten Kritikpunkte und Optimierungsvorschläge gezielt abgefragt.

Das Feedback der Expertenbefragung ergab, dass die Definition

- die rein rohstoffliche Nutzung der erzeugten Produkte adressieren,

- ▶ die allgemeine stoffliche Nutzung – neben der Kunststoffherzeugung – zulassen
- ▶ und weder konkrete thermochemische Prozesse noch die dabei erzeugten Produktfraktionen enthalten soll.

Die aggregierten Ergebnisse aus der Auswertung der Delphi-Befragung wurden dem Expertenkreis erneut vorgestellt und mit diesem diskutiert. Daraus wurde eine weitere Version der Definition abgeleitet und in einer dritten Sitzung verabschiedet. Durch dieses Vorgehen wurde zuletzt eine große Zustimmung ohne explizite Gegenstimmen für die folgende Definition erzielt.

#### Definition chemisches Recycling

Das Chemische Recycling von Kunststoffen bezeichnet Prozessketten, in denen Polymere ganz oder teilweise in ihre Bestandteile zerlegt und diese anschließend stofflich, zur Erzeugung neuer Polymere oder anderer Stoffe, verwendet und – abgesehen von Nebenprodukten oder Reststoffen – nicht energetisch genutzt werden.

### 3.3 Technisch-rechtliche Einordnung

Parallel zur Abstimmung einer konsensualen Definition wurde der Versuch unternommen, das chemische Recycling im Kontext der sonstigen Abfallbehandlungsverfahren für Kunststoffe zu verorten und eine rechtliche Einordnung vorzunehmen sowie die Technologien zu konkretisieren, die grundsätzlich durch den Begriff chemisches Recycling adressiert werden.

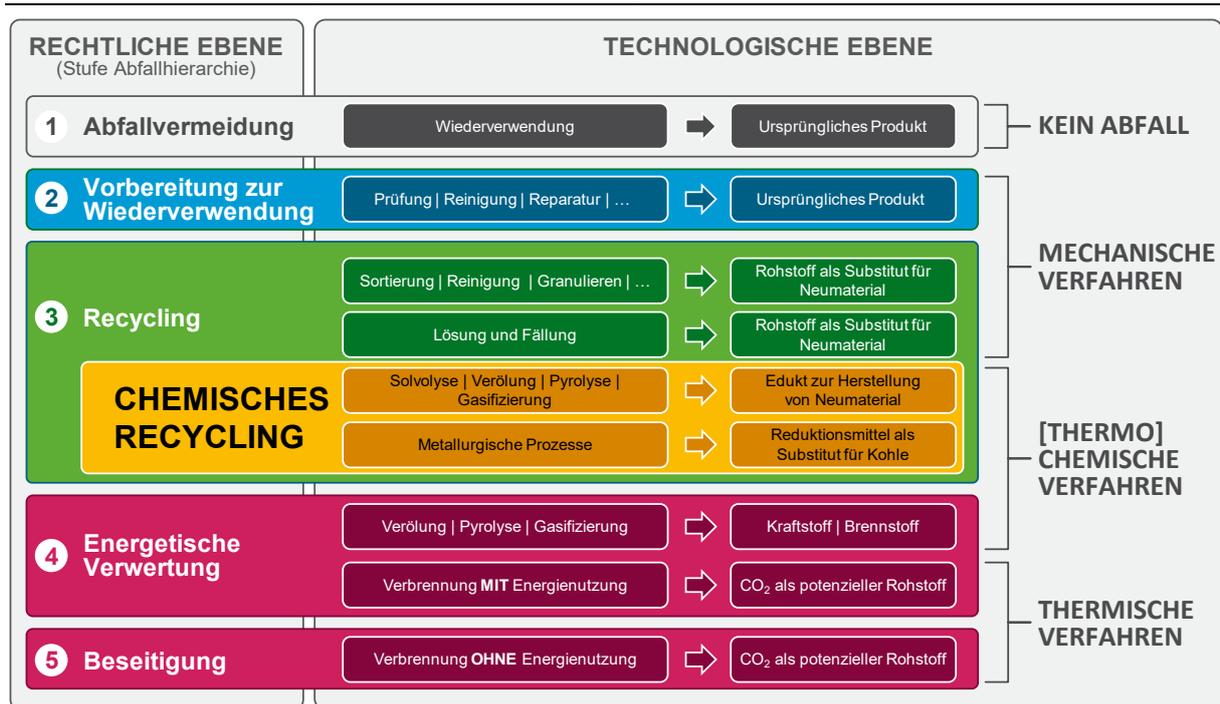
So bestanden bei der Diskussion im Expertenkreis beispielsweise unterschiedliche Ansichten, wie Verfahren einzuordnen sind, bei denen Polymere weitgehend erhalten bleiben, lediglich aus ihrem Verband gelöst und nach Fällung wieder zu neuen Polymeren zusammengesetzt werden, ohne dass eine Zerlegung auf die Ebene der Monomere stattfindet. Es wurde argumentiert, dass bei solchen Verfahren vorwiegend physikalische Prozesse stattfinden und damit ein werkstoffliches und kein chemisches Recycling vorliegt.

Weiterhin war zu klären, ob Verbrennungsverfahren dem chemischen Recycling zugeordnet werden können/sollen, wenn das dabei freiwerdende Kohlendioxid als Kohlenstoffträger (vollständig) aufgefangen und zur Herstellung neuer Kunststoffe, beispielsweise durch Reaktion mit Wasserstoff aus erneuerbaren Energiequellen, eingesetzt wird.

Auch die rechtlich-technische Einordnung des chemischen Recyclings wurde in den drei ersten Sitzungen des Expertenkreises intensiv und zum Teil kontrovers diskutiert. Weitgehender Konsens bestand darin, die Nutzung des bei der Verbrennung von Kunststoffen entstehenden CO<sub>2</sub> zur Erzeugung neuer Kunststoffe nicht als chemisches Recycling zu akzeptieren. Prozesse zur „Lösung und Fällung“ von Kunststoffen wurden mehrheitlich nicht dem chemischen Recycling, sondern den physikalischen Verfahren zugeordnet.

Die im Expertenkreis geführten Diskussionen, sowie weitere Fachgespräche im Rahmen anderer Veranstaltungen, haben zu einer erweiterten rechtlich-technischen Einteilung des Recyclings bzw. der Verwertung von Kunststoffen, unter Berücksichtigung des chemischen Recyclings, geführt. Abbildung 9 zeigt diese Einteilung mit den einzelnen Verfahrensansätzen.

**Abbildung 9: Rechtlich-technische Einordnung der Verwertung von Kunststoffabfällen mit Verortung des chemischen Recyclings**



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

### 3.4 Ende der Abfalleigenschaft beim chemischen Recycling

In der Abfallrahmenrichtlinie, Artikel 6 Absatz 1, werden Kriterien für das Erreichen des Abfallendes definiert [37]. Allerdings sind diese sehr allgemein gehalten und müssen für das chemische Recycling konkretisiert werden, da die gesamte chemische Produktionskette davon beeinflusst werden kann. Grundsätzlich ist das Ende der Abfalleigenschaft als der Punkt im Recyclingzyklus zu setzen, an dem ein Material nicht mehr als Abfall angesehen wird. Dabei muss sichergestellt sein, dass es die technischen Anforderungen der Industrie sowie die gesetzlichen Anforderungen an Produkte erfüllt und keine Umwelt- oder Gesundheitsschäden zu befürchten sind.

Bei mechanischen und physikalischen Recyclingverfahren ist die Definition des Abfallendes relativ einfach: Das Ergebnis des Recyclingprozesses sind sortierte und gereinigte Polymerflocken oder Regranulate. Diese besitzen einen Marktwert und werden als Rohmaterial für die Kunststoffproduktion verkauft. Das Erreichen des Abfallendes kann an einem dieser beiden leicht erkennbaren Punkte in der Produktionskette definiert werden.

Bei chemischen Recyclingtechnologien ist die Situation schwieriger. Zwar wäre es möglich, den Punkt im Recyclingzyklus zu wählen, an dem ein Polymerrezyklat hergestellt wird – dies entspräche dem Vorgehen beim mechanischen Recycling – jedoch bringt dieser Ansatz mehrere Probleme mit sich. Die Prozesse des chemischen Recyclings sind sehr unterschiedlich, so dass die Festlegung gemeinsamer Kriterien für das Ende der Abfalleigenschaft im Produktionsprozess kaum realisierbar ist. Hinzu kommt, dass chemische Produktionsanlagen meist keine Genehmigung für die Verwendung von Abfällen als Einsatzmaterial besitzen. Um Monomere aus der Solvolyse, Pyrolyseöl oder Synthesegas als Einsatzstoffe zu verwenden, müsste daher das Abfallende für diese "Zwischenprodukte" des chemischen Recyclings bereits

definiert werden, bevor sie zur weiteren Verarbeitung in eine Produktionsanlage gelangen. Folgende Optionen bieten sich für die einzelnen Routen an:

- ▶ Solvolyse: gereinigtes Monomer, das geeignet ist, neues Monomer als Rohstoff für die Polymerisation zu ersetzen.
- ▶ Verölung und Pyrolyse: Öle/Wachse mit einer Qualität, die den Einsatz in einem Steamcracker ermöglichen (abhängig von spezifischen Anlagenparametern, aber auch von allgemeinen Spezifikationen gemäß REACH).
- ▶ Gasifizierung: Synthesegas in einer Qualität, die für die nachgeschaltete Verarbeitung benötigt wird (abhängig von den spezifischen Anlagenparametern, aber auch von den allgemeinen Spezifikationen gemäß REACH).

### 3.5 Massenbilanzansatz

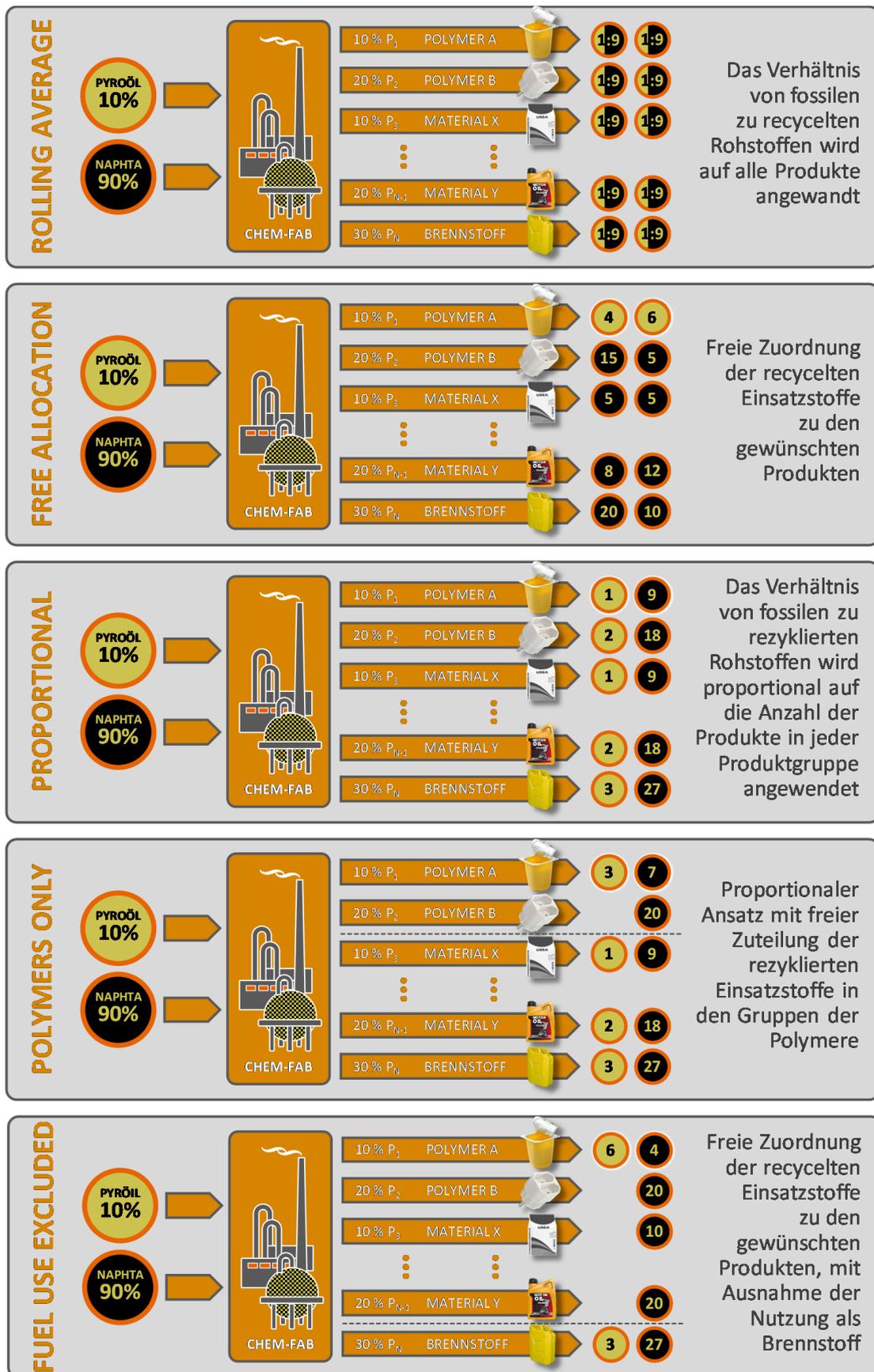
Beim mechanischen Recycling lassen sich die Mengen, welche tatsächlich von der Sortierung über die Aufbereitung letztendlich in neue Produkte überführt werden, bzw. die Anteile von Kunststoffrezyklaten in neuen Produkten physisch nachverfolgen. Dies ist für das chemische Recycling so nicht möglich. Hier muss auf die Verwendung von Massenbilanzen zurückgegriffen werden, da die Rückverfolgung der Rezyklatanteile aufgrund der Komplexität der Produktionsprozesse und der Verwendung des Outputs aus der chemischen Recyclinganlage in zahlreichen Produkten nicht möglich ist [26]. Die Massenbilanz bietet ein Modell, bei dem die Inputs und Outputs auf jeder Stufe des Produktionsprozesses überwacht und im Idealfall von Dritten (z. B. unabhängigen Zertifizierungsorganisationen [24]) zertifiziert werden können. Für die Zuteilung mittels Massenbilanz können verschiedene Methoden - proportional oder in Form von Gutschriften - verwendet werden.

Der Ansatz des genannten „rolling average“ oder „gleitenden Durchschnitts“ (Abbildung 10, oben) ist ein proportionales Zuteilungssystem, bei dem das Verhältnis von rezykliertem zu neuem Einsatzmaterial jeder Produktionseinheit proportional als rezyklierter Anteil zugewiesen wird [2] [25], d. h. ein Produkt wird als zu X % rezykliert verkauft, basierend auf dem Verhältnis von rezykliertem und neuem (fossilem) Einsatzmaterial (im Fall des Beispiels in Abbildung 21 wäre der rezyklierte Anteil aller Produkte 10 %). Dieser Prozentsatz wird auf die gesamte Charge bezogen und über einen bestimmten Zeitraum gemittelt. Dadurch wird sichergestellt, dass der tatsächliche Rezyklatgehalt der Endprodukte bekannt ist und eine physikalische Verbindung zwischen Input und Output hergestellt wird [75].

Bei Verwendung der verschiedenen Allokationsmethoden werden entsprechende Gutschriften für den rezyklierten Anteil ermittelt und bestimmten Outputs zugewiesen [26]. Dabei können die Gutschriften für rezyklierte Inhaltsstoffe innerhalb bestimmter Grenzen auf nichtproportionale Weise frei auf Produkte verteilt werden, je nach gewählter Zuordnungsmethode (vgl. auch Abbildung 10):

- ▶ Free Allocation: alle Gutschriften können frei zwischen Produkten und sogar Produktionsstätten aufgeteilt werden. Letzteres wird auch als Massenbilanz für mehrere Standorte bezeichnet.
- ▶ Proportional Allocation: alle Gutschriften werden anteilig auf alle produzierten Produkte verteilt. Innerhalb einer Produktgruppe ist die Zuteilung auf jedes produzierte Produkt frei.

Abbildung 10: Optionen für die Umsetzung des Massenbilanzansatzes



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

- ▶ **Polymers only:** nur die Outputs, die direkt mit der Herstellung von Polymeren verbunden sind, können innerhalb der Polymer-Produktgruppe frei zugeordnet werden; alle anderen werden nicht auf den Rezyklatgehalt von Polymerprodukten angerechnet.
- ▶ **Fuel use excluded:** alle Outputs können auf den Rezyklatgehalt von Polymerprodukten angerechnet werden, mit Ausnahme derjenigen, die als Brennstoffe oder zur Energieerzeugung verwendet werden.

Im Rahmen der gewählten Anrechnungsmethode kann der Hersteller also z. B. Produkte mit bis zu 100 % zugewiesenem rezykliertem Inhalt und andere Produkte mit 0 % zugewiesenem rezykliertem Inhalt verkaufen. Bei Verwendung des „rolling average“ enthalten hingegen alle Produkte den gleichen Prozentsatz an rezyklierten Inhalten.

Die freie Allokation ermöglicht es dem Hersteller, den rezyklierten Inhalt den Produkten seiner Wahl zuzuordnen, z. B. den Produkten mit dem höchsten Marktwert, obwohl diese Produkte physisch betrachtet die gleiche Menge an rezykliertem Inhalt enthalten wie andere Produkte desselben Herstellers.

Die Verwendung der Ansätze „proportionale Allokation“, oder „polymers only“ im Rahmen der Gutschriftenmethode sowie „rolling average“ zur Bestimmung des Rezyklatgehalts aus dem chemischen Recycling führt zu einer Zuteilung des Rezyklatgehalts, die näher an der physikalischen Realität des Produktionsprozesses liegt [75]. Daher kann dies zu mehr Chancengleichheit für das werkstoffliche und das chemische Recycling führen.

Unabhängig von der gewählten Methode, ist ein unabhängiges, rückverfolgbares Zertifizierungssysteme von Dritten erforderlich, um Transparenz für Verbraucher zu ermöglichen und Greenwashing zu vermeiden. [39] [73]

## 4 Situationsanalyse Abfallströme

### 4.1 Hintergrund

Bei der Rohstoffaufbereitung und der Herstellung von (Zwischen-)Produkten und Halbzeugen werden (international) akzeptierte und in Normen und Richtlinien definierte Qualitätskriterien berücksichtigt und angewendet. Nur so kann ein funktionierender, weltweiter Markt entstehen.

Bei Abfällen ist die Situation eine andere. Obwohl es auch in diesem Bereich bereits Normen und Richtlinien (sogar zur Herstellung von Ersatzbrennstoffen für die energetische Verwertung, z.B. [11]) gibt, dominierte in der Abfallwirtschaft lange die Entsorgungsentention und nicht der Wille zur Erzeugung qualitativ hochwertiger Produkte. So war es nicht unüblich, dass Abfallaufbereiter bewusst minderwertige Stoffströme in ihre „Produkte“ untermischten, weil die dadurch eingesparten Entsorgungskosten ökonomisch attraktiver waren als der Mehrwert, der bei Vermarktung eines höherwertigen Produktes erzielt werden konnte.

Inzwischen haben sich jedoch viele Unternehmen Nachhaltigkeitsziele gesetzt und fordern hochwertige Rezyklate, um ihre Stoffkreisläufe möglichst weit zu schließen. Dies führt zum Umdenken, auch in der Abfallwirtschaft. Es entstehen neue Kooperationen und Geschäftsmodelle, in denen schon heute das chemische Recycling mitgedacht wird. Dementsprechend werden sich die Ansätze und Ziele der Abfallaufbereitung und in der Folge die marktverfügbaren Qualitäten der Abfallkunststoffströme wandeln.

Dementsprechend komplex ist es, eine fundierte Analyse hinsichtlich geeigneter Abfallströme für das Kunststoffrecycling durchzuführen. Es gibt keine allgemein akzeptierten Stoffklassen oder Qualitätskategorien. Typisch sind individuelle, unternehmensspezifische oder regionale Lösungen, die nicht verallgemeinert werden können.

Grundsätzlich ist anzumerken, dass sowohl hinsichtlich der separat gesammelten privaten Verpackungsabfälle als auch im Bereich des Rest- und Sperrmülls noch Potenziale zum stofflichen Kunststoffrecycling gehoben werden könnten. Weiterhin gibt es relevante Mengen an Kunststoffen in gewerblichen Abfallfraktionen (Bauabfälle, Shredderabfälle etc.).

### 4.2 Abfallströme für das chemische Kunststoffrecycling

Informationen zu Kunststoffabfallströmen werden vom statistischen Bundesamt oder in Branchenstudien publiziert. Auf dieser Basis erfolgte eine Sichtung kunststoffhaltiger Abfallströme hinsichtlich ihrer möglichen Eignung zum chemischen Recycling. Die Eignung dieser Fraktionen zum chemischen Recycling sowie eine erste Einschätzung, zu welchem Massenanteil die jeweilige Fraktion durch chemisches Recycling behandelt werden könnte, wurde vom Expertengremium (vgl. Kapitel 2) abgefragt.

In Tabelle 2 bis Tabelle 4 ist die Einschätzung des Expertenkreises bezüglich der Eignung verschiedener Kunststofffraktionen für das chemische Recycling wiedergegeben. Die Eignung konnte jeweils mit Punkten von 0 (nicht geeignet) bis 10 (sehr gut geeignet) bewertet werden. Der Anteil der jeweiligen Fraktion, der mittels chemischen Recyclingverfahren künftig bearbeitet werden könnte, sollte prozentual angegeben werden. In den Tabellen angegeben ist jeweils der Durchschnitt aus allen abgegebenen Bewertungen und das jeweilige Maximum und Minimum.

**Tabelle 2: Befragung Expertenkreis (vgl. Tabelle 1) zur Eignung von Kunststoffaktionen für das chemische Recycling und dem möglichen Anteil dieser Fraktionen im chemischen Recycling (Unterteilung nach Herkunft der Kunststoffabfälle [35])**

Einschätzung Expertenkreis	Eignung zum CR (0-10)			Möglicher Anteil im CR (0-100 %)		
	Ø	Min	Max	Ø	Min	Max
<b>Kunststoffabfälle nach Herkunft [35]</b>						
Verpackung	7,8	1	10	30	10	80
Bau	5,8	1	10	25	0	60
Fahrzeuge	5,3	0	10	32	0	100
Elektro   Elektronik	5,6	0	10	31	0	70
Haushalt   Sport   Spiel   Freizeit	6,1	2	10	29	10	65
Landwirtschaft	5,6	0	10	32	0	75
Sonstiges	3,9	0	10	21	0	50

**Tabelle 3: Befragung Expertenkreis (vgl. Tabelle 1) zur Eignung von Kunststoffaktionen für das chemische Recycling und dem möglichen Anteil dieser Fraktionen im chemischen Recycling (Unterteilung nach Art der Kunststoffabfälle [35])**

Einschätzung Expertenkreis	Eignung zum CR (0-10)			Möglicher Anteil im CR (0-100 %)		
	Ø	Min	Max	Ø	Min	Max
<b>Kunststoffabfälle nach Art [35]</b>						
PE-LD	8,3	0	10	41	0	99
PE-HD	7,7	0	10	40	0	99
PP	7,9	0	10	39	0	99
PS	7,8	2	10	36	0	99
PS-E	6,8	0	10	31	0	50
PVC	3,0	0	10	13	0	75
ABS   ASA   SAN	4,8	0	10	13	0	60
PMMA	5,0	0	10	14	0	60
PA	4,7	0	10	19	0	60
PET	5,6	0	10	20	0	60
Sonst. Thermoplaste	3,6	0	8	15	0	50
PU	5,1	0	10	26	0	100
Sonstige Kunststoffe	2,4	0,0	5,0	12	0	50

**Tabelle 4: Befragung Expertenkreis (vgl. Tabelle 1) zur Eignung von Kunststoffaktionen für das chemische Recycling (Abfälle laut Statistischem Bundesamt [66])**

Einschätzung Expertenkreis		Eignung zum CR (0-10)		
		Ø	Min	Max
Abfälle laut Statistik [66]				
02 01 04	Kunststoffabfälle (ohne Verpackungen)	5,6	0	10
03 03 07	Abfälle aus der Papierauflösung	4,0	0	8
04 02 09	Abfälle aus synthetischen Textilien	3,7	0	8
04 02 21	Unbehandelte Textilfasern	3,5	0	9
04 02 21	Verarbeitete Textilfasern	2,8	0	9
07 02 13	Kunststoffabfälle	5,5	0	10
15 01 02	Verpackungen aus Kunststoff	6,1	1	10
15 01 06 00	gemischte Verpackungen nicht differenzierbar	4,3	0	10
15 01 06 01	Leichtverpackungen	5,6	1	10
15 01 06 02	Leichtverpackungen vermischt	4,9	0	10
16 01 03	Altreifen	5,4	0	10
16 01 04*	Altfahrzeuge	2,8	0	8
16 01 19	Kunststoffe	4,2	0	10
16 02 13*	gefährliche Bestandteile enthaltende Geräte	1,5	0	8
16 02 14	gebrauchte Geräte	2,2	0	8
16 02 15 00*	Teile aus gebrauchten Geräten	1,8	0	8
17 02 03	Kunststoff	4,9	1,5	10
17 02 04*	Glas, Kunststoff und Holz, kontaminiert	1,7	0	5
17 04 11	Kabel	2,8	0	8
19 10 03*	Shredderleichtfraktionen, gefährlich	3,0	0	9
19 10 04	Shredderleichtfraktionen	4,3	0	10
19 12 04	Kunststoff und Gummi	4,9	0	8
19 12 08	Textilien	3,4	0	7
19 12 10	Ersatzbrennstoffe (EBS)	4,4	0	10
19 12 11*	MBA-Reste, gefährlich	1,3	0	5
19 12 12	MBA-Reste	2,2	0	6
20 01 10	Bekleidung	3,0	0	7
20 01 11	Textilien	3,4	0	8
20 01 39	Kunststoffe	4,9	0	10

Die Einschätzung der Experten zur Eignung der aufgeführten Kunststoffaktionen für das chemische Recycling ist recht heterogen. Fraktionen aus dem Verpackungsbereich wurden als bevorzugte Einsatzstoffe für das chemische Recycling identifiziert. Die Bewertung der Stoffströme anderer Herkunft deutet auf größere Skepsis hin. Die Betrachtung der angegebenen Minimal- und Maximalwerte macht deutlich, dass große individuelle Unterschiede zwischen den Einschätzungen der einzelnen Experten bestehen.

Das neu entdeckte Engagement des produzierenden Gewerbes im Bereich der Nachhaltigkeit führt zur Nachfrage qualitativ hochwertiger Rezyklate. Dies wird, wie bereits einleitend angemerkt, die Ziele, Verfahren und damit auch die am Markt zur Verfügung stehenden Stoffstromqualitäten beeinflussen. Neben einer spezifischen Aufbereitung der bereits verfügbaren Kunststoffabfallströme zur gezielten Bereitstellung von Kunststofffraktionen für das chemische Recycling sollen auch neue Quellen – beispielsweise Hausmüll – für die Gewinnung von Kunststoffkonzentraten erschlossen werden.

Es besteht Konsens, dass die Nutzbarmachung von Kunststoffabfallströmen für das chemische Recycling nicht zur Kannibalisierung des mechanischen Recyclings führen darf. Folglich können nur jene Stoffströme für das chemische Recycling herangezogen werden, die derzeit einer energetischen Verwertung zugeführt werden, sei es in Zement- und Kohlekraftwerken, in Ersatzbrennstoffkraftwerken oder Müllverbrennungsanlagen. Wie eine solche Entwicklung aussehen könnte und welche ökologischen Auswirkungen (Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen) auf das Gesamtsystem der Kunststoffverwertung dabei zu erwarten wären, zeigen die Szenarien, die im Rahmen der Nutzenkorbmethode betrachtet wurden (vgl. Kapitel 8).

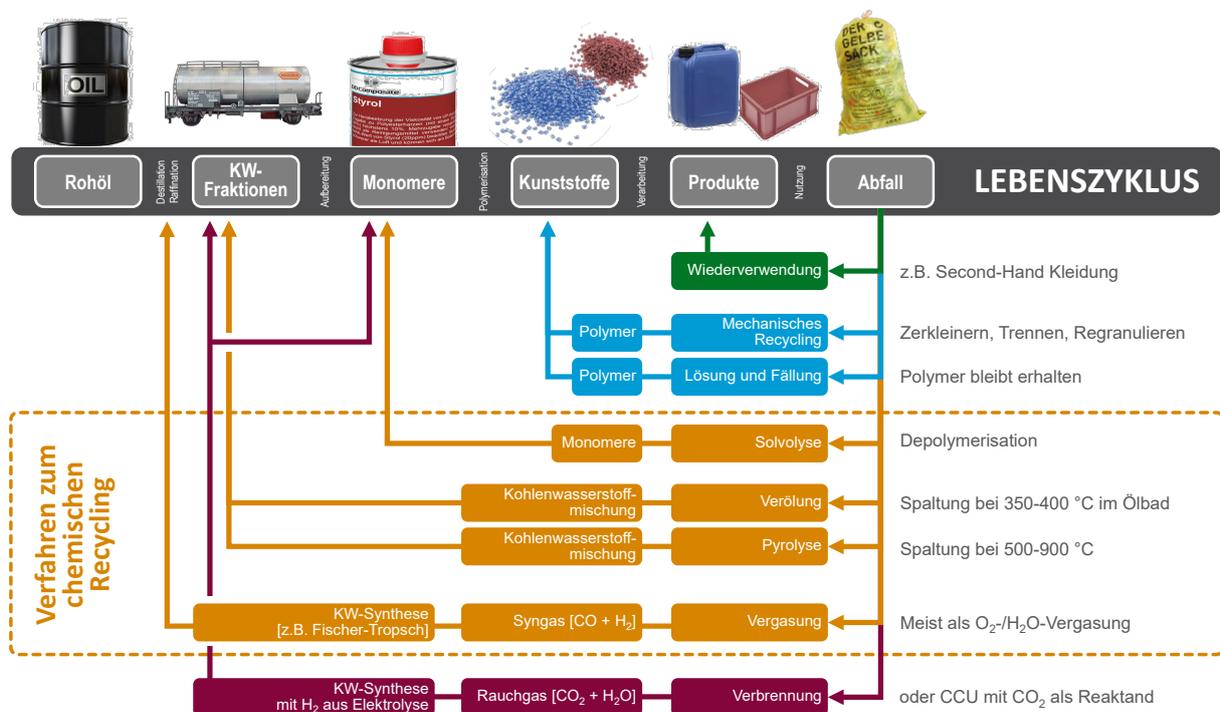
## 5 Situationsanalyse Verfahren

### 5.1 Hintergrund

Die Ansätze zur thermochemischen Zerlegung von Kunststoffen und zur Nutzung der Spaltprodukte sind vielfältig und werden zum Teil schon seit Jahrzehnten in unterschiedlichen Maßstäben, vom Labor bis zur industriellen Anlage untersucht. Trotz des großen Aufwandes und Interesses gibt es allerdings nur wenige großtechnische Anlagen im Dauerbetrieb. Dementsprechend sind die weltweiten Kapazitäten zum thermochemischen Recycling von Kunststoffen überschaubar, die angewendeten Technologien haben keine kommerzielle Bedeutung. Aufgrund der steigenden Quoten werden Prozesse zum chemischen Recycling von Kunststoffen in Zukunft allerdings verstärkt nachgefragt werden.

Abbildung 11 zeigt einen Überblick der Optionen zur Kunststoffverwertung und deren Einordnung in die verschiedenen Phasen des Polymer-Lebenszyklus.

**Abbildung 11: Einordnung unterschiedlicher Verwertungsverfahren in den Polymer-Lebenszyklus**



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

Neben der (abfallwirtschaftlich eher unbedeutenden) Wiederverwendung können Kunststoffe werkstofflich (blau), rohstofflich (orange) oder energetisch (rot) verwertet werden.

Die Verfahren zum chemischen Recycling lassen sich in die Prozesse Solvolyse, Verölung, Pyrolyse und Gasifizierung unterteilen. Die gewählte Reihenfolge entspricht dabei dem Grad der Zerlegung des Polymers. Während bei den Solvolysen Polymerbruchstücke oder Monomere gebildet werden, kommt es bei Verölung und Pyrolyse auch zum Bruch dieser Bausteine. Im Fall der Gasifizierung geht die Spaltung so weit, dass keine Flüssigkeit mehr vorliegt, sondern ein Synthesegas (vorwiegend CO, H<sub>2</sub>) entsteht.

Entsprechend dem erzielbaren Produktspektrum macht es Sinn, die unterschiedlichen Ansätze zum chemischen Kunststoffrecycling an unterschiedlichen Positionen im Lebenszyklus der Kunststoffe zu verorten, wie in Abbildung 11 angedeutet. Durch entsprechende Aufbereitung und Konversionsverfahren sind natürlich auch andere Konzepte möglich.

Aktuell werden auf dem Markt eine Vielzahl unterschiedlichster Verfahren zum rohstofflichen Kunststoffrecycling angeboten. Anhand einer weltweiten Marktanalyse auf Basis öffentlich verfügbarer (Internet, Fachliteratur, Kongresse und Messen) und informeller (Gespräche/Interviews mit Experten und Branchenkenner) Quellen wurden im Rahmen der Studie 174 Verfahren identifiziert, deren Anbieter zumindest angeben, dass die jeweilige Technologie zum chemischen Recycling von Kunststoffen geeignet wäre (Stand zum Abschluss des Arbeitspaketes Mitte 2021). Tabelle 56 in Anhang A enthält eine vollständige Liste aller recherchierten Verfahren, mit Angabe der Verfahrensart und des Anbieters.

## 5.2 Verfahren zur thermochemischen Konversion von Kunststoffen

In den folgenden Unterkapiteln werden die drei im Rahmen der Studie betrachteten thermochemischen Ansätze für das Kunststoffrecycling erläutert und anhand von Steckbriefen ausgewählter Verfahren (vgl. Tabelle 5) illustriert und mit technischen Details aus Praxis unterlegt. Bei der Auswahl der Verfahren wurde auf einen möglichst hohen Entwicklungsstand und auf die Verfügbarkeit entsprechender Informationen und Daten für die weitere Bearbeitung im Rahmen dieser Studie geachtet.

**Tabelle 5: Übersicht der ausgewählten Verfahren mit Steckbrief**

Nr.	Prozessname	Typ	Unternehmen
1	Plastic Energy	Verölung	Plastic Energy
2	ReOil®- OMV	Verölung	OMV
3	Carboliq (Dieselwest)	Verölung	RECENSO
4	Arcus	Pyrolyse	Arcus Greencycling
5	Plaxx RT7000	Pyrolyse	Recycling Technologies Ltd
6	Quantafuel	Pyrolyse	Quantafuel
7	Ebara PTIFG Process	Gasifizierung	Ebara Environmental Plant Co. Ltd
8	BGL   Festbett   Flugstrom	Gasifizierung	SVZ Schwarze Pumpe
9	Enerkem	Gasifizierung	Enerkem

### 5.2.1 Verölung

Die Verölung – Umsetzung im Ölbad – führt zu einer unspezifischen Zersetzung von Kunststofffraktionen, bei Temperaturen zwischen 250 und 420 °C, relativ kurzen Verweilzeiten und in der Regel unter Umgebungsdruck. Typisch ist die Zugabe verschiedener Additive, wie Katalysatoren oder Neutralisationsmittel.

Die Produkte von Verölungsverfahren sind Kohlenwasserstoffgemische mit einer Vielzahl unterschiedlicher chemischer Verbindungen. Da es sich bei Kunststoffabfällen um ein sehr

heterogenes Material mit unterschiedlichsten Bestandteilen, Störstoffen und Verunreinigungen handelt, die auch in das flüssige Produkt übergehen, muss vor der Weiterverarbeitung des Öls, z. B. in der chemischen Industrie oder in Raffinerien, eine umfangreiche Reinigung und Aufbereitung der Produktöle, insbesondere zur Entfernung von Heteroatomen (z. B. N, S, Cl, O), erfolgen.

Der nach der Konversion verbleibende feste Rückstand (eigentlich Ölschlamm) enthält Koks, Füllstoffe, Aluminiumflocken, Staub, eventuell verwendete Zusatzstoffe und alle anderen festen Verunreinigungen, die mit den Kunststoffabfällen eingebracht werden. Eigenschaften und Menge der Rückstände hängen stark von der Qualität des Ausgangsmaterials ab. In diesem Strom können sich potenziell gefährliche Bestandteile, wie Schwermetalle und organische Schadstoffe anreichern. Eine thermische Behandlung des festen Rückstands in einer Verbrennungsanlage für Abfälle ist daher obligatorisch.

**Abbildung 12: Verfahrenssteckbrief Plastic Energy | Cynar**

Plastic Energy   Cynar		TRL	7
Verfahrensgeber	Plastic Energy 65 Carter Lane EC4V 5DY London, United Kingdom	Anzahl Referenzanlagen	2
Kontakt	Carlos Monreal	Aktiv seit	2011
Website	plasticenergy.com	Patente erteilt	Ja
Telefon	+44 203 146 4967	Standorte	Sevilla, ES Almeria, ES
E-Mail	info@plasticenergy.com		
Verfahrensart	Verölung		
Ziel	Herstellung von Ölen („Tacoil“)		
Besonderheiten	Schmelzen der Kunststoffe vor Reaktor, 2 Demoanlagen in Betrieb		
Prozessbeschreibung			
Input	Vorbehandlung	Thermochemischer Prozess	
Kunststoffabfälle (LDPE, HDPE, PP, PS)	Aufbereitung und Sortierung, Entfernung von Verunreinigungen (max. 10 % Störstoffe, wie PVC, PET, Metalle, Papier etc.)	Reaktor	Rührkessel, semi-Batch Prozess
		Reaktionsmittel	-
		Temperatur	320-420 °C
		Druck	Leichter Unterdruck
		Durchsatz	5.000 Mg/a
		Additive	-
Output			
fest	Koks		
flüssig	Kohlenwasserstofföle (Tacoil)		
gasförmig	Abgas (Verbrennung der Permanentgase)		
Produktnutzung			
soll	Chemische Industrie		

Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

Ein weiteres Nebenprodukt der Verölung ist ein Permanentgas, das aufgrund von brennbaren und potenziell toxischen Bestandteilen ebenfalls thermisch behandelt werden muss.

Die Verwendung der höherwertigen Nebenprodukte – Gas und neben den Ölen erzeugte Wachse – auch in der nachgelagerten Produktion neuer Polymere (z.B. an einem integrierten Standort einer Raffinerie) erhöht die Effizienz der gesamten Prozesskette und die Ausbeute der HVC-Produkte.

In Abbildung 12 bis Abbildung 14 sind die Verfahrenssteckbriefe für drei Verfahren zur Verölung von Kunststoffabfällen wiedergegeben.

**Abbildung 13: Verfahrenssteckbrief ReOil®- OMV**

ReOil®- OMV		TRL	7
Verfahrensgeber	OMV Downstream GmbH Manswörther Straße 28, 2320 Schwechat, Österreich	Anzahl Referenzanlagen	1
Kontakt	In Klärung	Aktiv seit	2009
Website	<a href="https://www.omv.com/de/nachhaltigkeit/klimaschutz/reoil">https://www.omv.com/de/nachhaltigkeit/klimaschutz/reoil</a>	Patente erteilt	Ja
Telefon	In Klärung	Standorte	Schwechat (AT)
E-Mail	In Klärung		
Verfahrensart	Verölung		
Ziel	Herstellung von Ölen, die in der Raffinerie verarbeitet werden		
Besonderheiten	Stoff- und Wärmeintegration in Raffinerie		
Prozessbeschreibung			
Input	Vorbehandlung	Thermochemischer Prozess	
Kunststoffabfälle (LDPE, HDPE, PP, PS)	Einsatz ausgewählter, schwer für das werkstoffliche Recycling geeigneter Kunststoffe (Mischkunststoffe) Entfernung von Verunreinigungen (Metalle, Papier etc.)	Reaktor	Kontinuierlich, Strömungsrohr
		Reaktionsmittel	Startöl
		Temperatur	390 - 450 °C
		Druck	Überdruck
		Durchsatz	800 Mg/a; 16.000 Mg/a
		Additive	Solvent
Output			
fest	Reststoffe		
flüssig	Kohlenwasserstofföle		
gasförmig	Abgas (Verbrennung der Permanentgase)		
Produktnutzung			
Soll	Raffinerie und chemische Industrie (Bilanzmodell)		

Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

**Abbildung 14: Verfahrenssteckbrief RECENSO /Dieselwest/ CARBOLIQ**

CARBOLIQ GmbH		TRL	8
Verfahrensgeber	CARBOLIQ GmbH Karlstraße 8 b D-42897 Remscheid Deutschland	Anzahl Referenzanlagen	1
Kontakt	Christian Haupts	Aktiv seit	2012
Website	<a href="http://www.carboliq.com/de/technologie.html">http://www.carboliq.com/de/technologie.html</a>	Patente erteilt	
Telefon	+49-2191-42275-14	Standorte	Ennigerloh (DE)
E-Mail	kontakt@carboliq.com		
Verfahrensart	Katalytische Drucklose Verölung (KDV)		
Ziel	Herstellung von Ölen für chemische Industrie		
Besonderheiten	Wärmeerzeugung durch Reibung (Umwälzung der Reaktionsmasse durch Turbinen); REACH-Zertifizierung der Öle		
Prozessbeschreibung			
Input	Vorbehandlung	Thermochemischer Prozess	
Kunststoffabfälle Ersatzbrennstoff, Kunststoffe, (LDPE, HDPE, PP, PS)	< 30 mm; Wassergehalt < 5 %; Asche <10 %; Heizwert < 20 MJ/kg	Reaktor	Kontinuierlich, Kreislaufreaktor
		Reaktionsmittel	Startöl
		Temperatur	< 400°C
		Druck	50-100 mbar Unterdruck
		Durchsatz	6.000 Mg/a
		Additive	Kalk, Katalysator, Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>
Output			
fest	Reststoffe		
flüssig	Kohlenwasserstofföle		
gasförmig	Abgas		
Produktnutzung			
soll	Chemische Industrie (Einsatzstoff für Steamcracker)		

Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

### 5.2.2 Pyrolyse

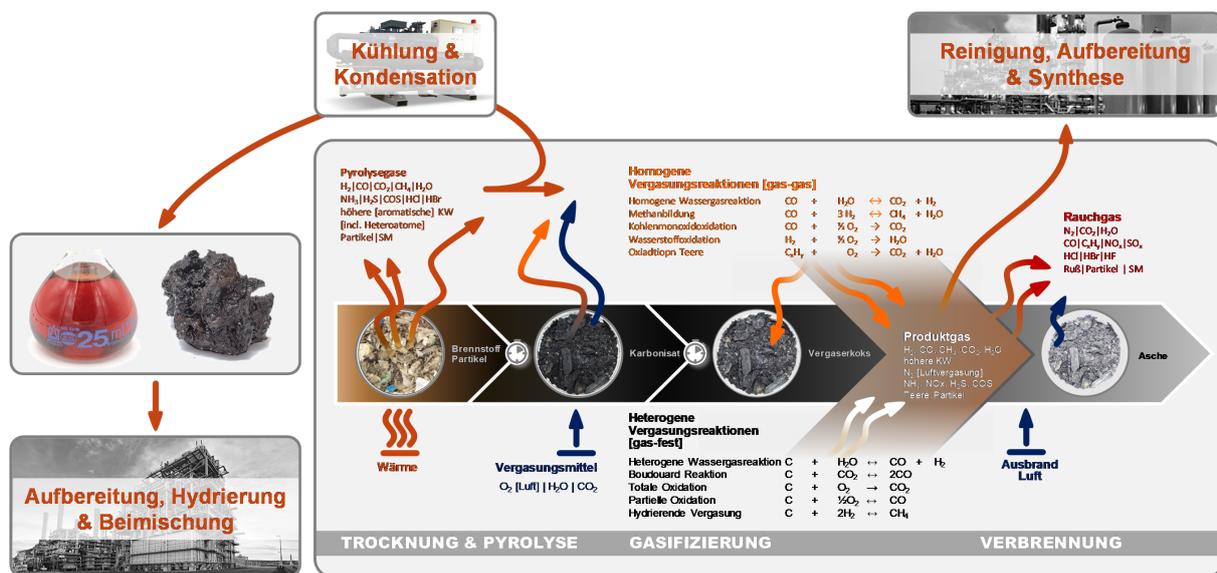
Die Pyrolyse (auch Thermolyse, trockene Destillation) ist ein Verfahren, bei dem Stoffe (in der Regel bei Umgebungsdruck) allein durch die Einwirkung von Wärme, ohne Zugabe weiterer Reaktionspartner, zersetzt werden. Die thermische Behandlung von Kunststoffabfällen führt zur Spaltung der Bindungen und zur unspezifischen Zerlegung der Polymere in kleinere Moleküle. Typische Behandlungstemperaturen für die Kunststoffpyrolyse liegen bei 400 bis 550 °C. Einige Betreiber verwenden Zusatzstoffe, wie Katalysatoren, um die Zersetzung der Kunststoffe zu unterstützen.

Abbildung 15 zeigt den Ablauf der thermochemischen Konversion von Kunststoffen. Im linken Teil der Grafik sind die möglichen Produkte (Pyrolysegase) aufgeführt, die typischerweise bei der Pyrolyse von Kunststoffen entstehen. Durch (schnelles) Abkühlen und Kondensieren dieser Gase werden die gewünschten flüssigen Produkte gewonnen. Typischerweise entstehen bei der Kondensation zwei oder mehr Fraktionen, die sich in Konsistenz und Viskosität deutlich unterscheiden. Nach der Kondensation verbleibt ein (brennbares) Permanentgas, das in der Regel zur Beheizung des Prozesses verwendet werden kann. Der feste Rückstand muss (wie bei den Verölungsverfahren) in einer Müllverbrennungsanlage thermisch behandelt werden, da seine Qualität für eine stoffliche Nutzung nicht ausreicht.

Erhöhte Prozesstemperaturen und längere Verweilzeiten unterstützen den Abbau langkettiger Polymere zu leichten Fraktionen, wie z.B. Gasen, während moderate Prozesstemperaturen und kurze Verweilzeiten die Bildung von Schwerölfractionen mit längerer Kettenlänge fördern.

Da der technische Aufwand für die Realisierung von Pyrolysetechnologien eher gering ist, gibt es eine Vielzahl von Entwicklungen verschiedener Firmen, die in den letzten Jahren ihre eigenen Ansätze entworfen und verfolgt haben. Zum Zeitpunkt der durchgeführten Marktanalyse (vgl. Anhang A) waren über 100 verschiedene Anbieter bzw. Entwickler von Verfahren zur pyrolytisch-chemischen Verwertung von Kunststoffen auf dem Markt tätig (vgl. Anhang 3 - Liste der CR-Verfahren).

**Abbildung 15: Thermochemische Konversion von Kunststoffabfällen, mit wichtigen Reaktionen, Zwischenprodukten und Produkten**



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

Abbildung 16 bis Abbildung 18 enthalten die Steckbriefe von drei Verfahren zur Pyrolyse von Kunststoffen, die mit unterschiedlichen Technologien im halbtechnischen bis technischen Maßstab arbeiten.

**Abbildung 16: Verfahrenssteckbrief Arcus Greencycling**

Arcus		TRL	5
Verfahrensgeber	Arcus Greencycling Leonberger Str. 30 71638 Ludwigsburg	Anzahl Referenzanlagen	2 (Technikum und Pilotanlage)
Kontakt	Markus Klatte	Aktiv seit	2016
Website	arcus-greencycling.com	Patente erteilt	Ja
Telefon	+49 (0) 7141 4876690	Standorte	Hoechst
E-Mail	info@arcus-greencycling.com		
<b>Verfahrensart</b>			
Verfahrensart	Pyrolyse		
Ziel	Herstellung von Kohlenwasserstoff-Destillaten		
Besonderheiten	Fraktionierter Gasabzug, Heißgasfiltration		
<b>Prozessbeschreibung</b>			
Input	Vorbehandlung	Thermochemischer Prozess	
Mischpolyolefine (MPO-Flex)	Soll zukünftig durch zuliefernden Sortierungsbetrieb durchgeführt werden	Reaktor	Schneckenreaktor
		Reaktionsmittel	keins
		Temperatur	Bis 750 °C
		Druck	Leichter Unterdruck
		Durchsatz	10 kg/h (Technikum) 300-500 kg/h
		Additive	Kalk
<b>Output</b>			
fest	Koks (Aschen)		
flüssig	Öle	Gewonnen durch Kondensation und Upgrading	
gasförmig	Abgase aus Nachverbrennung	Geplant: motorische Nutzung	
<b>Produktnutzung</b>			
soll	Feedstock für die chemische Industrie		

Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

### 5.2.3 Gasifizierung

Ziel der Verfahren zur Gasifizierung von Kunststoffabfällen ist die Erzeugung eines Synthesegases mit den Hauptbestandteilen Wasserstoff und Kohlenmonoxid, das nach Reinigung und Aufbereitung wieder zur Herstellung von Grundchemikalien (und in der Folge zu neuen Kunststoffen) verwendet werden kann. Die Gasifizierung kann als Fortsetzung der Pyrolyse durch Umwandlung der Entgasungsprodukte (Gase und verbliebener Koks) unter kontrollierter Zugabe von Reaktanten – Sauerstoff, Wasserdampf und Kohlendioxid (letzteres technisch ohne Bedeutung) – betrachtet werden. Die festen und gasförmigen Produkte aus der Trocknung und Pyrolyse der Kunststoffabfälle (und anderer Bestandteile des Einsatzmaterials) werden mit den zugesetzten Reaktionsmitteln in homogenen (Gas-Gas) und heterogenen (Gas-Fest) Reaktionen weiter umgesetzt (vgl. Abbildung 15).

**Abbildung 17: Verfahrenssteckbrief Plaxx RT7000 Recycling Technologies**

RT 700 / RT 7000		TRL	7
Verfahrensgeber	Recycling Technologies Ltd. Unit 6 Woodside Road South Marston Industrial Park Swindon, United Kingdom	Anzahl Referenzanlagen	1
Kontakt	Adrian Griffiths	Aktiv seit	2013
Website	recyclingtechnologies.co.uk	Patente erteilt	Ja
Telefon	+44-1793827965	Standorte	Swindon, UK (Perth, UK) (Geleen, NL)
E-Mail	info@recyclingtechnologies.co.uk		
Verfahrensart	Pyrolyse		
Ziel	Herstellung von Kohlenwasserstoff-Destillaten		
Besonderheiten	Kombinierte thermische Regeneration zur Energiegewinnung Firma nach in Insolvenz in der Neuordnung durch Investor		
Prozessbeschreibung			
Input	Vorbehandlung	Thermochemischer Prozess	
Vorsortierte Kunststoffabfälle (Polyolefine, insb. PE, PP, PB)	Je nach Qualität aufwändige Aufbereitung notwendig: Zerkleinerung, Metallabscheidung, Trocknung, Klassierung	Reaktor	Wirbelschicht
		Reaktionsmittel	keins
		Temperatur	450-550 °C
		Druck	Leichter Überdruck
		Durchsatz	7,000 t/a
		Additive	Keine
Output			
fest	Koks (Aschen)	Verbrennung in thermischer Regeneration	
flüssig	Kohlenwasserstoff-Destillate (Plaxx): Wachse und Öle	Gewonnen durch Kondensation/Destillation	
gasförmig	Abgase aus Nachverbrennung und thermischer Regeneration	Abgasreinigung durch Gewebefilter	
Produktnutzung			
soll	Verkauf der flüssigen Produkte/Wachse (Plaxx) – wegen Insolvenz aktuell nicht in Betrieb		

Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

Die Wahl des Reaktionsmittels bestimmt die Betriebsart: autotherm oder allotherm. Die Anwesenheit von (ausreichend) Sauerstoff führt zu einer partiellen (teilweisen) Oxidation der festen und gasförmigen Bestandteile. Die Wärme aus diesen exothermen Reaktionen ermöglicht einen autothermen Betrieb des Prozesses. Eine externe Beheizung des Reaktors ist bei dieser Betriebsweise nicht erforderlich, um die Energie für die endothermen Gasifizierungsreaktionen bereitzustellen. Wird Wasserdampf (oder CO<sub>2</sub>) als Gasifizierungsmittel verwendet, finden keine exothermen Reaktionen statt, und die Energie muss von außen zugeführt werden (allothermer Betrieb).

Neben den Hauptbestandteilen Wasserstoff und Kohlenmonoxid enthalten die erzeugten Gase in der Regel Methan, aliphatische und aromatische Kohlenwasserstoffe und die anderen in Abbildung 15 aufgeführten Komponenten.

**Abbildung 18: Verfahrenssteckbrief Quantafuel**

Quantafuel		TRL	7
Verfahrensgeber	Quantafuel ASA Lilleakerveien 2C 0283 Oslo, Norwegen	Anzahl Referenzanlagen	1
Kontakt	Ann-Christin Andersen	Aktiv seit	2014
Website	www.quantafuel.com	Patente erteilt	Ja
Telefon	+47 93 26 88 36	Standorte	Skive, DK Kristiansund, NO
E-Mail	contact@quantafuel.com		
Verfahrensart	Pyrolyse		
Ziel	Herstellung von Ölen		
Besonderheiten	Katalytisches Hydrocracking und -treating des Pyrolysegases vor Kondensation		
Prozessbeschreibung			
Input	Vorbehandlung	Thermochemischer Prozess	
Kunststoffabfälle (Polyolefine)	Mechanische Vorbehandlung: Zerkleinerung, (NIR-)Sortierung	Reaktor	Drehrohr
		Reaktionsmittel	keins
		Temperatur	380-460 °C
		Druck	Leichter Unterdruck
		Durchsatz	20.000-30.000 Mg/a
		Additive	Wasserstoff für Hydrocracking
Output			
fest	Koks		
flüssig	Öle (verschiedene Schnitte aus Destillationskolonne)		
gasförmig	Abgas (Verbrennung der Permanentgase)		
Produktnutzung			
ist	Chemische Industrie		

Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

Unabhängig vom Ausgangsmaterial ist die Gaserzeugung aus festen Brennstoffen mit großen Herausforderungen verbunden. Insbesondere hohe Anteile an Teeren, die in Rohrleitungen und Apparaten kondensieren und nachgeschaltete Anlagenkomponenten in ihrer Funktionalität stark beeinträchtigen können, bereiten große Schwierigkeiten. Abfallstämmige Einsatzstoffe, vor allem solche von minderer Qualität, verschärfen diese Probleme zusätzlich.

Aufgrund des hohen technischen und finanziellen Aufwands für die Errichtung und den Betrieb von Gasifizierungsanlagen ist die Zahl der chemischen Verwertungsverfahren auf Basis der Gasifizierung überschaubar.

In den folgenden Tabellen finden sich die Steckbriefe von Technologien, die bereits großtechnisch erfolgreich zur Gasifizierung von Kunststoffen betrieben wurden, aktuell noch von Showa Denko K.K. in Japan, früher auch vom SVZ Schwarze Pumpe in der Niederlausitz in Deutschland. Zudem ist ein Steckbrief des Enerkem-Verfahrens enthalten, da dieses Verfahren in den letzten Jahren stark im Fokus der Fachöffentlichkeit stand und zumindest eine technische Anlage kampagnenweise betrieben wurde (Abbildung 19 bis Abbildung 21).

**Abbildung 19: Verfahrenssteckbrief Ebara PTIFG**

Ebara PTIFG		TRL	9
Verfahrensgeber	Ebara Environmental Plant Co., Ltd. 11-1, Haneda Asahi-cho, Ohta-ku, Tokyo 144-0042, Japan Betrieb: Showa Denko K.K., Japan	Anzahl Referenzanlagen	1 (ehemals 3)
Kontakt	Yasuhiko Hara	Aktiv seit	2003
Website	www.eep.ebara.com	Patente erteilt	Ja
Telefon	+81-3-6275-8600	Standorte	Kawasaki, Japan
E-Mail	eep.ebara.com/en/form/inquiry/		
Verfahrensart	Gasifizierung		
Ziel	Erzeugung von Wasserstoff für die Ammoniaksynthese		
Besonderheiten	Co-Produktion von flüssigem Kohlendioxid (Trockeneis)		
Prozessbeschreibung			
Input	Vorbehandlung	Thermochemischer Prozess	
Kunststoffabfälle	Zerkleinerung, Metallabscheidung, Brikettierung (Extuder)	Reaktor	Zweistufige Druckgasifizierung 1. rotierende Wirbelschicht, 2. Hochtemperaturreaktor
		Reaktionsmittel	O <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> O
		Temperatur	1. 600-800 °C 2. 1.300-1.500 °C
		Druck	5-16 bar
		Durchsatz	195 Mg/d
		Additive	-
Output			
fest	Unverbranntes Material, Sand/Schlacke, CO <sub>2</sub> (Trockeneis), Rückstände (Schwefel, Salze)		
flüssig	Ammoniak, CO <sub>2</sub>		
gasförmig	-		
Produktnutzung			
soll	Ammoniaksynthese, Produktion von Trockeneis		

Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

**Abbildung 20: Verfahrenssteckbrief SVZ Festbettgaserzeuger**

SVZ Festbettgaserzeuger		TRL	9
Verfahrensgeber	Umrüstung DDR-Stadtgaserzeugung aus Braunkohle auf Abfälle	Anzahl Referenzanlagen	7 Festbettgaserzeuger an einem Standort
Kontakt	Anlagen nicht mehr in Betrieb	Aktiv	1997-2007
Website		Patente erteilt	Ja (Braunkohle)
Telefon		Standorte	Schwarze Pumpe bei Cottbus
E-Mail			
Verfahrensart	Gasifizierung		
Ziel	Erzeugung von Synthesegas für die Synthese von Methanol und zur Stromerzeugung		
Besonderheiten	Umrüstung der Braunkohle-Reaktoren auf den Einsatz von kompaktierten Abfällen Seit 2007 außer Betrieb, da wirtschaftlicher Betrieb nicht darstellbar		
Prozessbeschreibung			
Input	Vorbehandlung	Thermochemischer Prozess	
Hausmüll, Mischkunststoffe, Holzhackschnitzel, Klärschlamm, Teerschläm, SLF (gemischt mit Kohle)	Aufwändige mechanische Aufbereitung zur Herstellung von stabilen Kompaktaten Zumischung von Kohle	Reaktor	Schachtreaktor mit Drehrost
		Reaktionsmittel	O <sub>2</sub> und Dampf
		Temperatur	1.200-1.300 °C Rohgas 450 °C
		Druck	27 bar
		Durchsatz	7 x 12 Mg/d
		Additive	keine
Output			
fest	Fe- und NE-Metallschrott, Inertmaterial (Glas, Steine, Keramik, Asche) aus der mechanischen Aufbereitung, gesinterte Schlacke, REA-Gips		
flüssig	Methanol Grade AA		
gasförmig	Synthesegas (Teilstrom)		
Produktnutzung			
Ist (bis 2007)	Methanol-Synthese, Stromerzeugung, Direktvermarktung Synthesegas		

Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

**Abbildung 21: Verfahrenssteckbrief Enerkem**

Enerkem		TRL	7
Verfahrensgeber	Enerkem 1130 Sherbrooke Street West Montreal, QC Canada	Anzahl Referenzanlagen	2 Demonstrationsanlagen
Kontakt	Richard Schofield	Aktiv seit	2014
Website	enerkem.com	Patente erteilt	Ja
Telefon	+1-514 875 0284 314	Standorte	Edmonton, Canada Westbury, Canada
E-Mail	enerkem@enerkem.com		
Verfahrensart	Gasifizierung		
Ziel	Erzeugung von reinem Syngas, Synthese von Methanol und Ethanol		
Besonderheiten	-		
Prozessbeschreibung			
Input	Vorbehandlung	Thermochemischer Prozess	
EBS, Holz-Biomasse, Restholz	Komplexe mechanische Vorbehandlung zur Herstellung eines geeigneten EBS	Reaktor	Wirbelschicht
		Reaktionsmittel	O <sub>2</sub>
		Temperatur	700-1.400 °C
		Druck	2 bar (Gaserzeuger)
		Durchsatz	300-350 Mg/d
		Additive	-
Output			
fest	Kohlenstoffhaltige Asche		
flüssig	Methanol, (Ethanol), Abwasser, anorganischer Schlamm		
gasförmig	Abgas und Restgas		
Produktnutzung			
soll	Methanol-Synthese		

Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

## 6 Bilanzierung Verfahren

### 6.1 Hintergrund

Die begrenzte Betriebserfahrung mit Verfahren zum chemischen Kunststoffrecycling bedingt, dass eine fundierte technische, ökologische und ökonomische Bewertung dieser Verfahren bisher nur in Einzelfällen erfolgt ist und belastbare vergleichende Betrachtungen, die sich auf Praxisdaten stützen, fehlen. Die Datenlage bei vielen Verfahren ist wenig transparent, Probleme und Störungen werden (aus nachvollziehbaren kommerziellen Gründen) nicht kommuniziert, Versuchsergebnisse und Messdaten kaum publiziert. Diese Rahmenbedingungen machen es schwer, die Verfahren zum chemischen Kunststoffrecycling fundiert zu bewerten und miteinander zu vergleichen.

### 6.2 Vorgehen

Auf Basis von Anlagenbegehungen, die eine grundsätzliche technologische Bewertung der Anlage vor Ort ermöglichten, und geeigneten Datensätzen zum Anlagenbetrieb sowie zur Edukt- und Produktbeschaffenheit, erfolgte eine Bewertung mehrerer Verfahren, die im Rahmen der Situationsanalyse vorausgewählt wurden.

Ziel war es, für die gewählten Verfahrensrouten vollständige Massen- und Energiebilanzen zu erstellen. Von besonderer Bedeutung war hierbei, dass kontinuierlich arbeitende Anlagen im stationären Zustand betrachtet und bilanziert wurden, weil häufig Verfälschungen durch Anfahrprozesse entstehen (insbesondere bei Vorlage von Startölen). Auch der störungsfreie und zuverlässige Betrieb einer Anlage kann nur im stationären Zustand beurteilt werden. Dementsprechend wurden die Anlagenbegehungen bevorzugt bei laufender Anlage durchgeführt. Bei einigen Verfahren war es möglich, den Anlagenbetrieb über längere Zeit analytisch zu begleiten. Bei anderen Verfahren wurden die im Rahmen dieser Studie verwendeten Daten durch die Betreiber zur Verfügung gestellt.

Mit den Betreibern der Praxisanlagen wurde vereinbart, dass die Verfahren im Rahmen der Studie anonymisiert betrachtet und nicht mit Namen genannt werden, um wirtschaftliche Nachteile aufgrund der Ergebnisse von vornherein sicher auszuschließen.

Daten aus in Betrieb befindlichen Praxisanlagen waren nur für Verölungs- und Pyrolyseverfahren verfügbar. Für die Gasifizierung musste aus Ermangelung aktueller verfügbarer Daten auf historisches Material aus dem Betrieb des SVZ Schwarze Pumpe (Abbildung 20 und Kap. 6.4.5.1) zurückgegriffen werden.

Flankiert wurde die Datensammlung durch eigene Laborversuche zur Verölung und Pyrolyse (vgl. Kap. 6.3). Die aus den Praxisverfahren und Laborversuchen nicht verfügbaren Daten wurden auf Basis von Literaturangaben, eigenen Erfahrungen und früheren Projektdaten sowie durch die Unterstützung von Branchenexperten ergänzt.

Auf dieser Basis war es möglich, die folgenden Bilanzen für die einzelnen Prozesse aufzustellen:

- ▶ Massenbilanz
- ▶ Energiebilanz

► CO<sub>2</sub>-Bilanz

Diese Bilanzen bildeten die Basis zur Bewertung der Gesamtverfahrensketten, vom Kunststoffabfall zum Monomer (HVC) in Kapitel 7.

Die in den Laborversuchen der RWTH Aachen zur Pyrolyse und der Hochschule Merseburg zur Verölung ermittelten Massen- und Energiebilanzen zeigen im Vergleich mit den Ergebnissen der Praxisverfahren signifikant geringere Ausbeuten, die auf die versuchsimmanenten limitierten Bedingungen der Laborumgebung zurückzuführen sind. Die angegebenen Ausbeuten dienen daher vorwiegend dem Vergleich der sechs untersuchten Abfallfraktionen (vgl. Kap. 6.3.1) untereinander. Für die Bilanzierung der Gesamtverfahrensketten (Kapitel 7) wurde auf die Ausbeuten aus den Praxisanlagen zurückgegriffen.

## 6.3 Laborversuche

### 6.3.1 Auswahl Kunststofffraktionen

Im Rahmen der Delphi-Befragung wurde der Expertenkreis (unter anderem) um Vorschläge gebeten, welche Kunststoffaktionen für die Laboruntersuchungen infrage kommen, bzw. besonders geeignet sind. In der anschließenden Diskussion der Ergebnisse wurden insgesamt fünf Kunststoffabfallfraktionen ausgewählt, die im Rahmen der Pyrolyse- und Verölungsexperimente praktisch untersucht werden sollten. Neben einer Modellfraktion aus reinen Polyolefinen – als Benchmark für das erreichbare Optimum in Ausbeute und Qualität – sollten eine Mischkunststoff- und eine Ersatzbrennstofffraktion, sowie – als Worst-Case-Szenarien – eine Shredder-Leichtfraktion und eine Kunststofffraktion aus der WEEE-Aufbereitung untersucht werden.

Die Kunststofffraktionen aus der WEEE-Aufbereitung und die SLF erwiesen sich bei der Probenahme als komplex, sodass die Materialherkunft der Abfälle weiter differenziert wurde. Neben den Kunststoffresten aus der Aufbereitung von WEEE aus Kleingeräten/IT wurde auch Material von Kühlgeräten beprobt. Dieses fällt bei der gesonderten Handhabung von Kühlgeräten an, welche manuell von Kühlflüssigkeiten befreit werden. Eine Differenzierung des Inputs wurde auch bei der SLF vorgenommen. So wurde eine SLF gewählt, die aus der Karosserieaufbereitung stammt und eine weitere Fraktion, die nach der Aufbereitung von Weißblechdosen aus der Separation von Haushaltsabfällen stammt. Diese besteht hauptsächlich aus Folien, die beim Komprimieren und Transportieren in Abfallsammelfahrzeugen an den metallischen Bestandteilen, insbesondere Dosen haften bleiben.

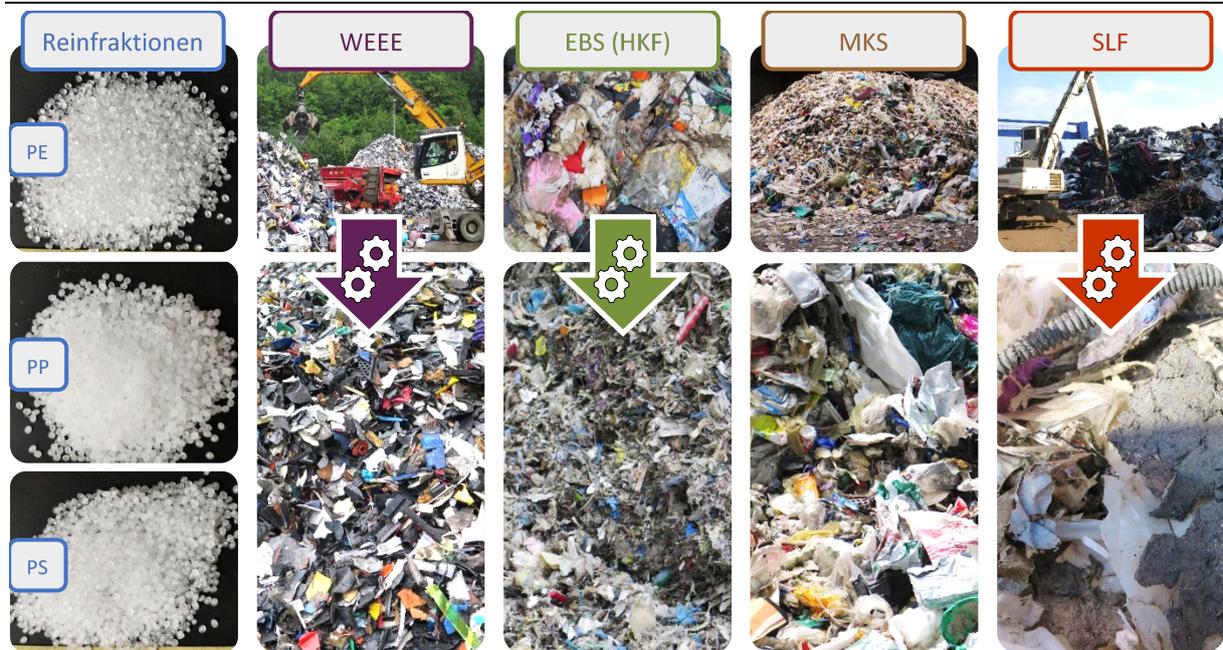
Somit wurden die folgenden sieben Modellfraktionen für die Experimente ausgewählt (vgl. auch Abbildung 22):

- PE, PP, mit Beimischungen von PS, additivfrei (als Vergleichsstandard)
- Mischkunststofffraktion MKS 352
- EBS-Fraktion (EBS-Vorprodukt aus MKS)
- Kunststofffraktion aus der WEEE-Aufbereitung (E-Schrott-Fraktion)
  - WEEE I aus Kleingeräten/IT
  - WEEE II aus Kühlschränken

► Shredder-Leichtfraktion (SLF)

- SLF I aus Altfahrzeugen, Schrotten aus Sortieranlagen & der WEEE-Aufbereitung
- SLF II aus DSD-Weißblech-Dosen

**Abbildung 22: Reinfractionen und Abfallkunststofffraktion aus WEEE, EBS, MKS und SLF für die Laborversuche**

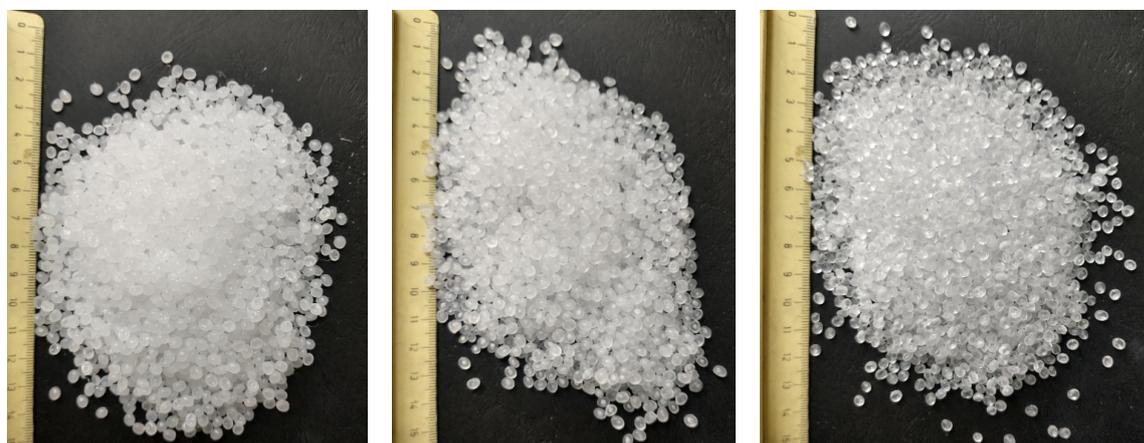


Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

### 6.3.2 Beschaffung, Konditionierung und Charakterisierung

Die erste Modellfraktion – der Vergleichsstandard – wurde durch das Mischen von Einzelfractionen aus Polyethylen (PE), Polypropylen (PP) und wenig Polystyrol (PS) hergestellt. Alle anderen Fractionen wurden realen Abfallströmen entnommen.

**Abbildung 23: Reinfraction (Kunststoffpellets, Natural Grade) für die Laborversuche: PE (links), PP (Mitte), PS (rechts)**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Die Kunststoffe zur Mischung der Standardfraktion wurden vom Institut für Kunststoffverarbeitung (IKV) der RWTH Aachen zur Verfügung gestellt. Die Kunststoffe lagen als Pellets vor, waren additivfrei (Natural Grade) und hatten eine Korngröße von 3-5 mm (Abbildung 23).

Die abfallstämmigen Fraktionen wurden im August 2021 bei einer Entsorgungsfirma aus den entsprechenden Abfallströmen entnommen. Die Probenahme erfolgte nach LAGA PN 98 für ruhende Haufwerke [3]. Das Probenmaterial wurde nach Aachen transportiert und soweit vorkonditioniert, dass einheitliche, störstofffreie und homogenisierte Abfallfraktionen vorlagen, die direkt für die Laborversuche verwendet werden konnten. Zur gegenseitigen Validierung wurden die beschafften Modellabfälle im Vorfeld der Laborversuche von beiden Institutionen chemisch analysiert und die Ergebnisse abgeglichen.

### 6.3.2.1 Durchführung

#### 6.3.2.1.1 Probenahmekonzept

Um zu gewährleisten, dass die aus den Abfällen entnommen Proben repräsentativ für die Grundgesamtheit sind, wurde die Probenahme nach LAGA PN 98 [3] für frei lagernde und ruhende Haufwerke/Schüttungen durchgeführt. Um die Probenahme vorzubereiten, wurde ein Probenahmeplan erstellt. Dieser beinhaltete die vorbereitende Recherche der Eigenschaften der Abfälle, gemäß der vom Expertenkreis definierten Modellfraktionen.

Die Probenahme wurde in folgenden Schritten durchgeführt:

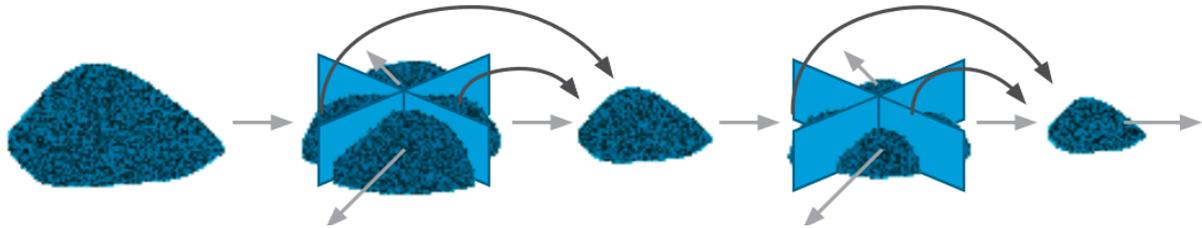
- ▶ Prüfung auf Homogenität mittels optischer Parameter, wie Farbgebung, Korn-/Stückformverteilung und Korn-/Stückgrößenverteilung
- ▶ Volumenbestimmung des zu beprobenden Haufwerkes, abhängig von der Form des Haufwerkes
- ▶ Massenermittlung nach Orientierungswerten der Schüttdichte laut Tabelle 1 der LAGA PN 98 (Für gemischte Siedlungsabfälle und Shredder-Leichtfraktion beträgt der Orientierungswert  $0,5 \text{ Mg/m}^3$ ) [3]
- ▶ Ermittlung der größten Kornfraktion mit einem Anteil  $> 5 \text{ Vol.-%}$
- ▶ Bestimmung der Anzahl an Einzel-, Misch-, Sammel-, und Laborproben in Abhängigkeit vom Prüfvolumen nach Tabelle 2 der LAGA PN 98 [3]
- ▶ Ermittlung der Mindestvolumina der Einzelprobe nach Tabelle 3 der LAGA PN 98 [3], Abhängigkeit des Probevolumens von der maximalen Korngröße
- ▶ Vorbereitung der Misch-/Sammelprobe zur Laborprobe, Verjüngung durch Aufkegeln und Vierteln mit Hilfe eines Probenkreuzes

Abhängig vom Volumen des Haufwerks wurde eine definierte Anzahl von Einzelproben an unterschiedlichen Stellen im Haufwerk mit Hilfe einer unlackierten Probenschaufel entnommen. Die Einzelproben wurden zu einer Mischprobe vereint und mit der Schaufel durch Unterheben homogenisiert. Das Mindestvolumen der Einzel- und Laborproben ergab sich aus der maximalen Korngröße im Haufwerk mit einem Anteil von  $> 5 \text{ Vol.-%}$ .

Um die Probe für den Transport und die Arbeiten im Labor zu portionieren, wurde diese nach dem Kegelfverfahren unterteilt (siehe Abbildung 24). Dafür wurde die homogenisierte

Mischprobe auf einer sauberen Oberfläche zu einem Kegel aufgehäuft. Anschließend wurde der Haufen geviertelt. Zwei gegenüberliegende Viertel wurden vereint und bis zur gewünschten Größe weiter eingengt. Die anderen beiden Viertel wurden als Rückstellprobe aufbewahrt.

**Abbildung 24: Schema der Probenteilung mit aufgekegelter Mischprobe und Probenkreuz [13]**



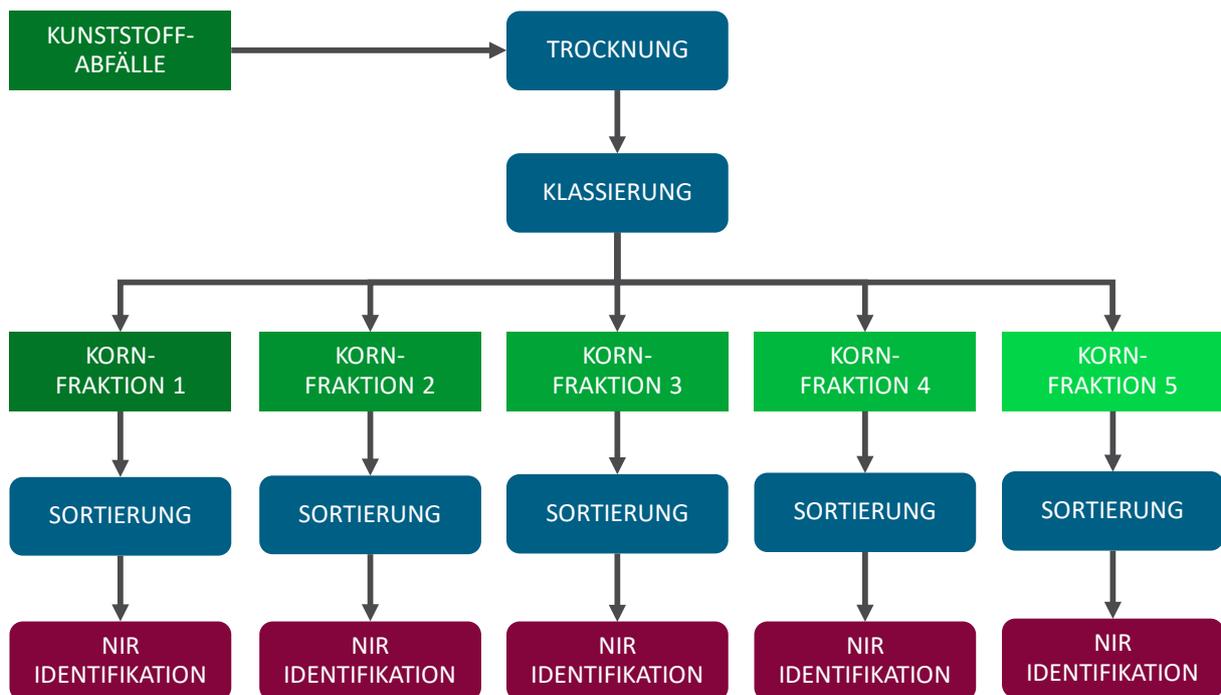
Quelle: Darstellung aus [13]

Zum Transport der Proben wurden diese in Weithalsfässer mit Deckel und verschließbarem Spannring eingelagert. Die Behälter wurden mit Etiketten (Inhaltsstoffe, Beprobungsdatum, Probennehmer) versehen, sodass die Verfolgbarkeit und Identifizierbarkeit der Proben, ergänzend zum Probenahmeprotokoll, gewährleistet ist.

### 6.3.2.1.2 Materialcharakterisierung

Zunächst wurden die fünf Modellfraktionen händisch und maschinell sortiert. Die händische Sortierung wurde nach einem abgestimmten Stoffgruppenkatalog durchgeführt. Maschinell wurde eine Korngrößenverteilung mit fünf Siebschnitten ermittelt. Über NIR-Spektroskopie wurden die Proben nach Material und Zusammensetzung sortiert, um eine qualitative und quantitative Bestimmung der Eduktzusammensetzung zu erhalten. Das Vorgehen bei der Materialaufbereitung und -charakterisierung zeigt Abbildung 25, die Produktfraktionen einer Sortierung sind beispielhaft in Abbildung 26 dargestellt.

**Abbildung 25: Schema der Materialaufbereitung und -charakterisierung**



Quelle: eigene Darstellung TEER, RWTH Aachen University

**Abbildung 26: Prinzip der Materialansprache, repräsentative Probenteilung (links), nach Material sortierte Fraktion (rechts)**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Im nächsten Schritt erfolgte eine vollständige brennstoffanalytische Charakterisierung der Modellfraktionen. Die durchgeführten Analysen sind, gemeinsam mit den entsprechenden Vorschriften zur Durchführung, in Tabelle 6 zusammengefasst.

**Tabelle 6: Analytische Vorschriften zur Charakterisierung der Kunststoffproben**

Analytik	Kurzbeschreibung der Methode	Norm
Wassergehalt	Differenzwägung nach Trocknung	DIN 51718
Aschegehalt	Differenzwägung nach Veraschen	DIN 51719
Flüchtigengehalt	Differenzwägung nach Erhitzen unter Luftabschluss	DIN 51720
Kohlenstoffgehalt	Verbrennung in Sauerstoff-Heliumstrom, Bestimmung von CO <sub>2</sub> per Infrarotspektroskopie	DIN 51732
Wasserstoffgehalt	Verbrennung in Sauerstoff-Heliumstrom, Bestimmung von CO <sub>2</sub> und H <sub>2</sub> O per Infrarotspektroskopie	DIN 51732
Stickstoffgehalt	Verbrennung in Sauerstoff-Heliumstrom, Reduktion von NO <sub>x</sub> zu N <sub>2</sub> und Bestimmung per Wärmeleitdetektor	DIN 51722
Chlorgehalt	Verbrennung im Sauerstoffstrom und potentiometrische Titration mit Silbernitrat	DIN 51727
Schwefelgehalt	Verbrennen bei 1350 °C in Sauerstoffstrom, Bestimmung von SO <sub>2</sub> per Infrarotspektroskopie	DIN 51724
Schwermetall- und Spurenelementgehalt	Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) für Element mit Ordnungszahl Z ≥ 12	DIN 51001 & DIN EN 12677
Masseverlust während Erhitzung Thermochemisches Zersetzungs- und Entgasungsverhalten	Thermogravimetrische Erfassung des Massenverlustes bei definierter Heizrate, Verweilzeit und Temperatur	DIN EN ISO 11358
Brenn-/Heizwert	Verbrennung in kalorimetrischer Bombe in Sauerstoffatmosphäre, Ermittlung der Temperaturänderung	DIN 51900

### 6.3.2.1.3 Klassierung und Sortierung

Um die Korngrößenverteilung zu ermitteln, wurden die Abfallfraktionen klassiert. Zunächst wurde anhand einer manuellen und optischen Materialansprache der zu erwartende Korngrößenbereich abgeschätzt, um auf dieser Basis die geeigneten Siebe für die Fraktionierung auszuwählen.

Für die Klassierung wurden Trommelsieb, Kastensieb und Laborsiebe mit variablen Siebgittergrößen eingesetzt (Abbildung 27).

**Abbildung 27: Siebe zur Klassierung der Abfallfraktionen. Links: Trommelsieb, 20-180 mm, Mitte: Kastensieb 1-40 mm, rechts: Laborsieb 0,92-20 mm**



Quelle: eigene Darstellung RWTH Aachen University

Die erzeugten Siebschnitte wurden nach der Klassierung händisch sortiert. Der Stoffgruppenkatalog der Sortierung wurde für jede Abfallfraktionen nach der vorausgegangenen Materialansprache festgelegt. Alle Fraktionen wurden mindestens nach 3D-Kunststoffe, 2D-Kunststoffen, Elastomeren, Schäumen, Metallen, Organik/Holz und PPK sortiert.

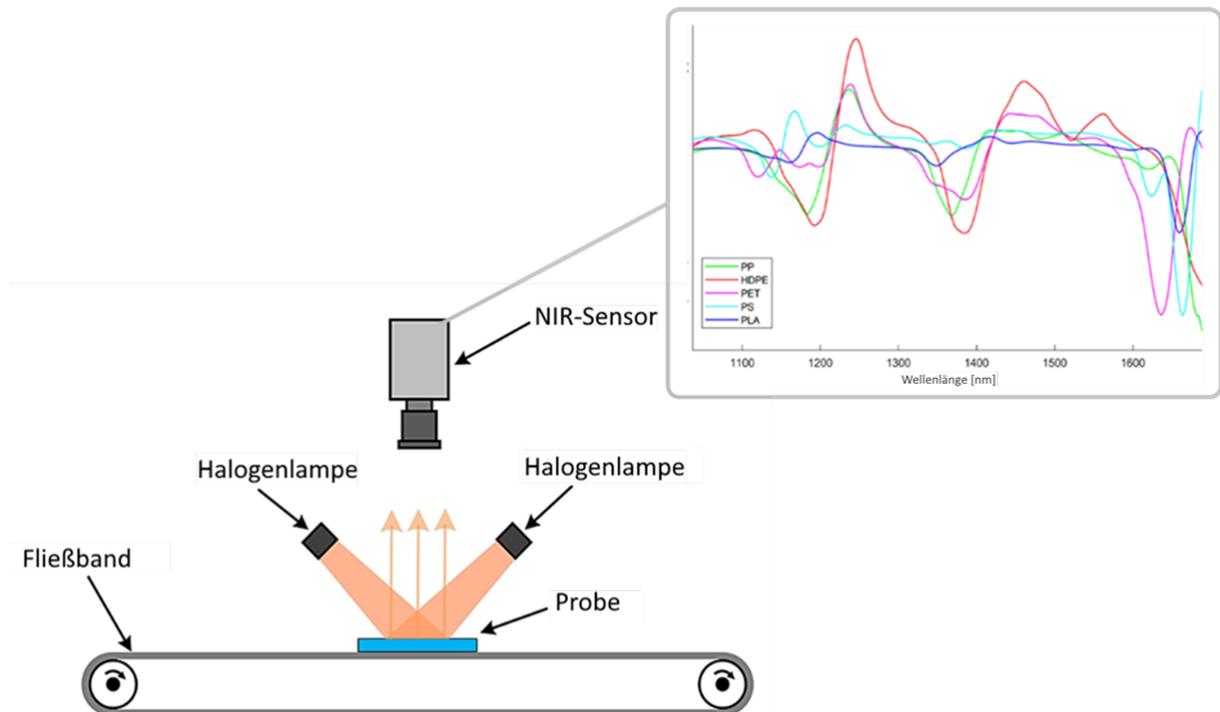
### 6.3.2.1.4 NIR-Charakterisierung

Um die in den Kunststofffraktionen enthaltenen Polymersorten zu bestimmen, wurden diese mittels NIR-Sensorik identifiziert (siehe Abbildung 28). Alle Kunststoffteile eines jeden Siebschnittes wurde auf Übereinstimmung mit 18 unterschiedlichen Kunststoffsorten untersucht (vgl. Tabelle 57). Dafür wurden Referenzspektren dieser 18 Kunststoffe aufgenommen. Die Partikel wurden zur Analyse nebeneinander auf das Fließband gelegt und unter dem NIR-Sensor hindurchbewegt. Die Software vergleicht das aufgenommene Spektrum des Partikels mit den hinterlegten Referenzspektren und ordnet den entsprechenden Kunststoff zu, sofern möglich. Für Polyvinylchlorid (PVC) und Polychloropren (CR) sind die Unterschiede in den Spektren aufgrund der chemischen Ähnlichkeit zu gering, um diese zuverlässig unterscheiden zu können. Aus diesem Grund wurden diese beiden Kunststoffe bei der Identifizierung als eine Stoffgruppe zusammengefasst. Nach der Identifizierung wurden die Partikel händisch in das entsprechende Probengefäß am Ende des Fließbandes einsortiert. Die NIR-Charakterisierung ist durch die Partikelgröße limitiert und für Partikel kleiner 4 mm nur schwer durchführbar.

### 6.3.2.2 Ergebnisse

In den folgenden Kapiteln werden die Korngrößenverteilung, die Zusammensetzung der Siebschnitte und die Gesamtzusammensetzung der Fraktionen, einschließlich der identifizierten Kunststoffanteile, wiedergegeben. Im Anhang D.1 sind die Ergebnisse von RFA-Analysen der Fraktionen (Elemente mit Ordnungszahl  $Z > 12$  und signifikantem Anteil) wiedergegeben.

**Abbildung 28: Schematische Darstellung der NIR-Charakterisierung für Kunststoffe [6]**



Quelle: eigene Darstellung RWTH Aachen University

#### 6.3.2.2.1 Mischkunststofffraktion MKS

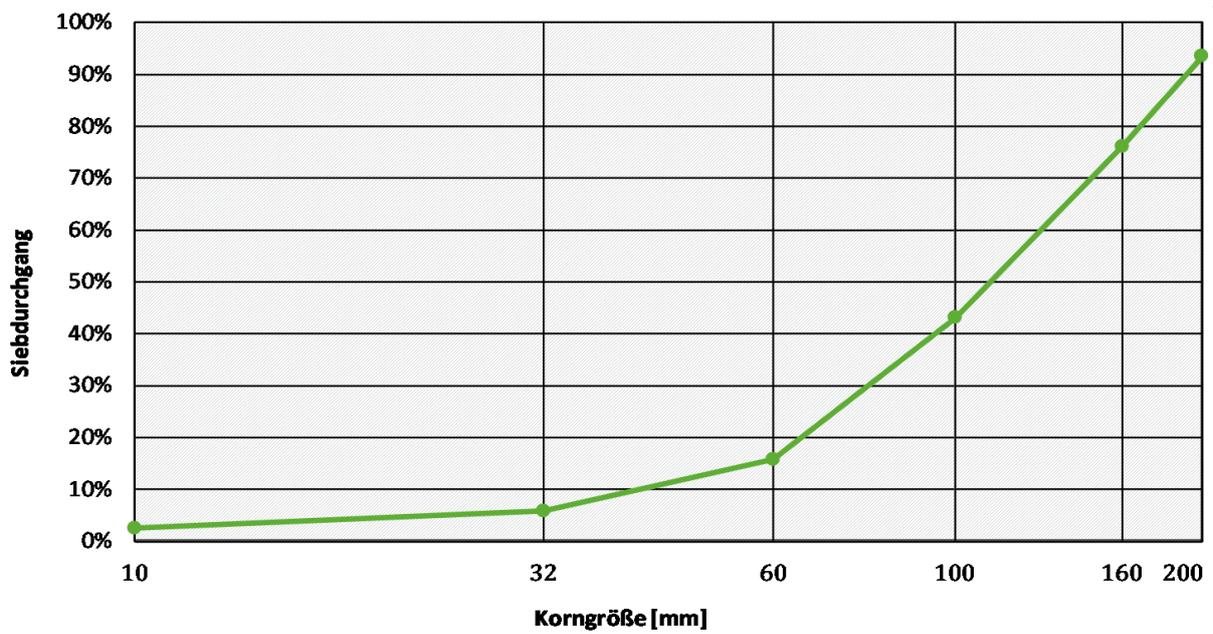
Die MKS-Sortierfraktion bestand hauptsächlich aus Verpackungen und geringeren Mengen an Störstoffen, insbesondere Holz, Metallen und PPK (vgl. Abbildung 29).

**Abbildung 29: MKS Sortierfraktion (Mischkunststoffe für die werkstoffliche Verwertung)**



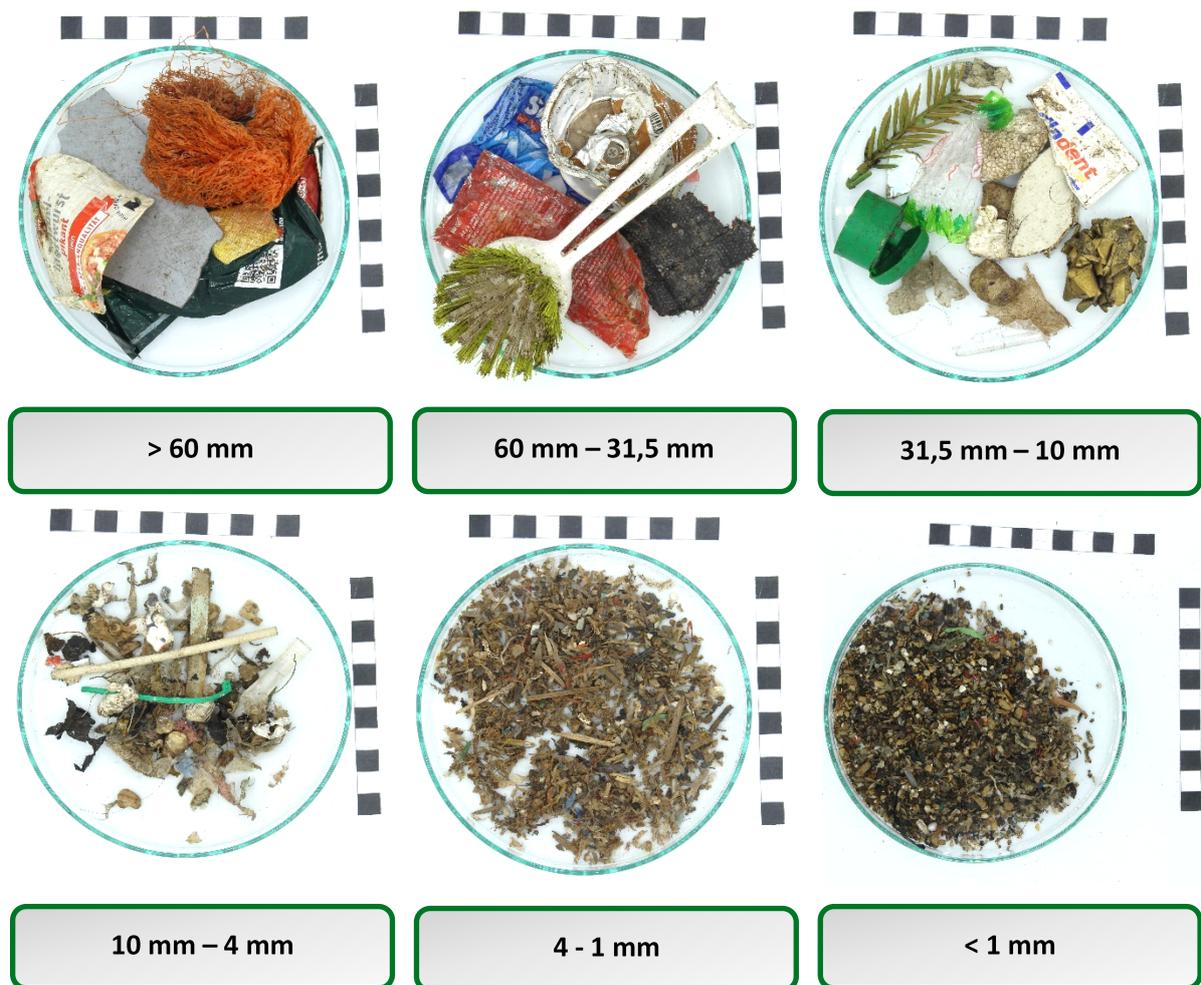
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 30: MKS Sortierfraktion – Sieblinie



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 31: MKS Sortierfraktion – Ausgewählte Siebschnitte



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

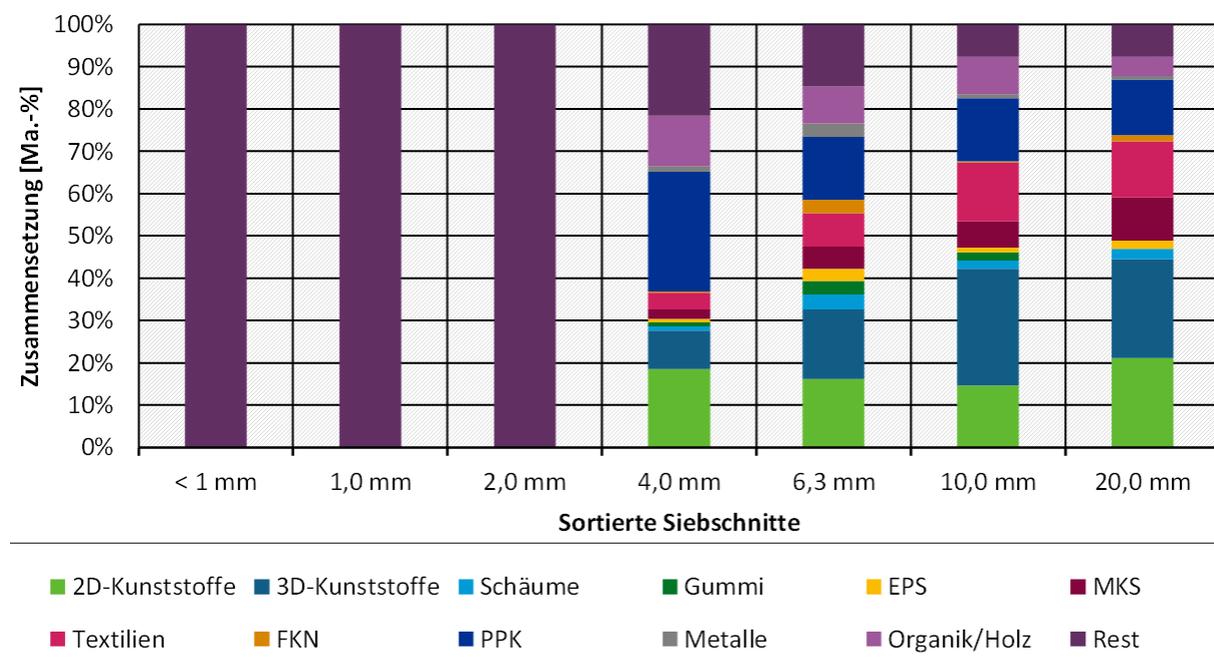
Die Probe war trocken und besaß eine Dichte von  $41 \text{ kg/m}^3$ . Es waren eine starke Geruchsentwicklung wahrzunehmen und vereinzelter Insektenbefall festzustellen. Die Fraktion enthielt mehrere größere Verpackungsteile  $> 200 \text{ mm}$ , etwa 85 % der Teile waren größer als 60 mm. Es sind nur geringe Mengen an Feinfraktion ( $< 10 \text{ mm}$ ) mit etwa 2,5 % enthalten (siehe Abbildung 30).

Der dominierende Anteil in allen Siebschnitten bestand aus Kunststoffverpackungen und anderen Kunststoffteilen. In den Siebschnitten geringerer Korngröße war der Anteil an Kunststoffen geringer, während insbesondere der Anteil an Holz und Organik anstieg. Charakteristisch war die Anwesenheit kleiner, bunter Kunststoffpartikel (siehe Abbildung 31).

Abbildung 32 zeigt die Ergebnisse der Sortierung, aufgeschlüsselt nach Korngröße. Mischkunststoffe, 2D- und 3D-Kunststoffe in Form von Folien und Verpackungen dominierten die Siebschnitte mit großer Korngröße. In den kleineren Siebschnitten akkumulierten sich organische Bestandteile und andere Fremdstoffe, wie Schäume, Metalle oder PPK.

Die Massenkunststoffe PE, PP, PET und PS waren am häufigsten in der MKS-Sortierfraktion vorzufinden, wie Abbildung 33 zeigt. Kleinere Anteile an chlorhaltigen Kunststoffen wie PVC und CR konnten ebenfalls identifiziert werden. Kunststoffe hatten insgesamt einen Anteil an 90 % an der Gesamtfraktion.

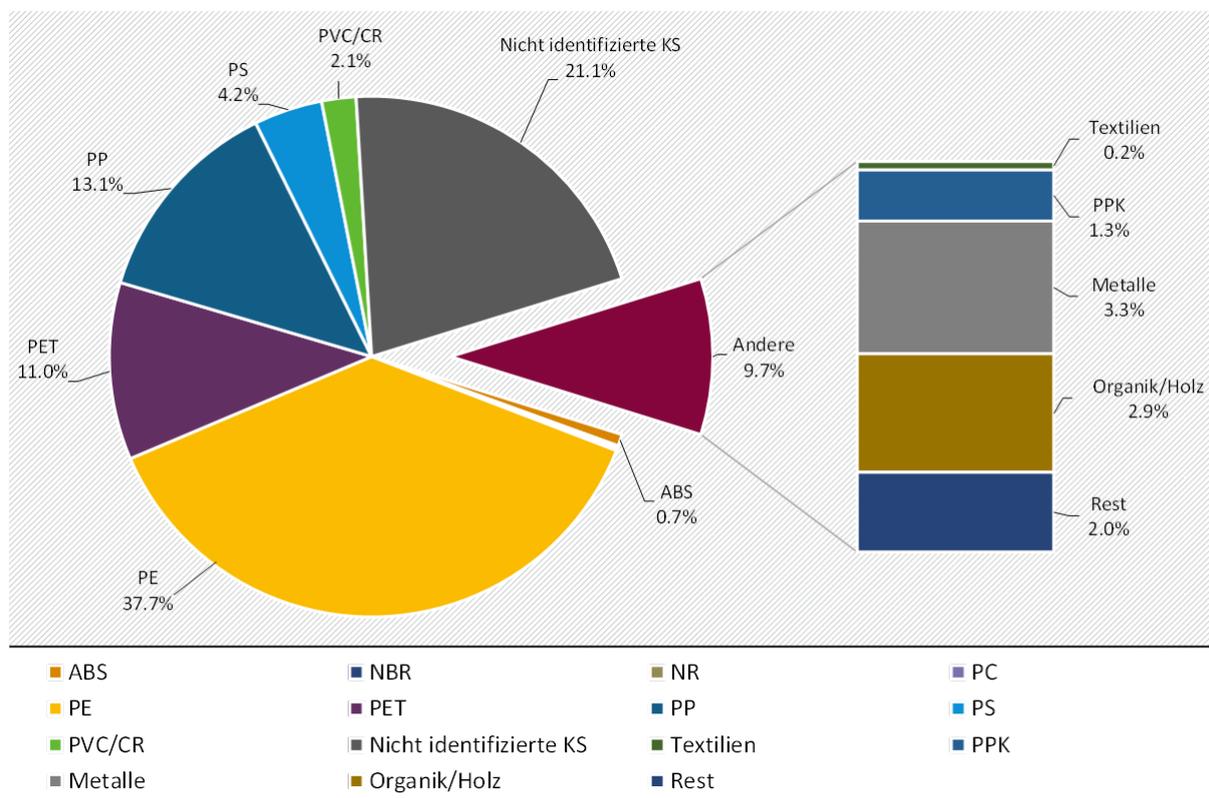
**Abbildung 32: MKS-Sortierfraktion – Zusammensetzung der Siebschnitte**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Der hohe Anteil an Kunststoffen spiegelt sich in den Ergebnissen der chemischen Analysen wider (vgl. Tabelle 7). Die Elementargehalte zeigen hohe Kohlenstoff- und Wasserstoffanteile. Die MKS-Fraktion wies den höchsten Flüchtigengehalt und Heizwert aller untersuchten Abfallfraktionen auf.

**Abbildung 33: MKS-Sortierfraktion – Zusammensetzung der Gesamtfraktion**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

**Tabelle 7: MKS Sortierfraktion – Analyse**

Analytik	Einheit	Anteil MKS-Sortierfraktion
Wassergehalt	[Ma.-%]	0,8
Aschegehalt	[Ma.-%]	7,1
Flüchtigengehalt	[Ma.-%]	89,4
Kohlenstoffgehalt	[Ma.-%]	71,6
Wasserstoffgehalt	[Ma.-%]	8,6
Stickstoffgehalt	[Ma.-%]	0,8
Chlorgehalt	[Ma.-%]	0,3
Schwefelgehalt	[Ma.-%]	0,0
Brenn-/Heizwert	[kJ/kg]	36.100

### 6.3.2.2.2 EBS-Fraktion

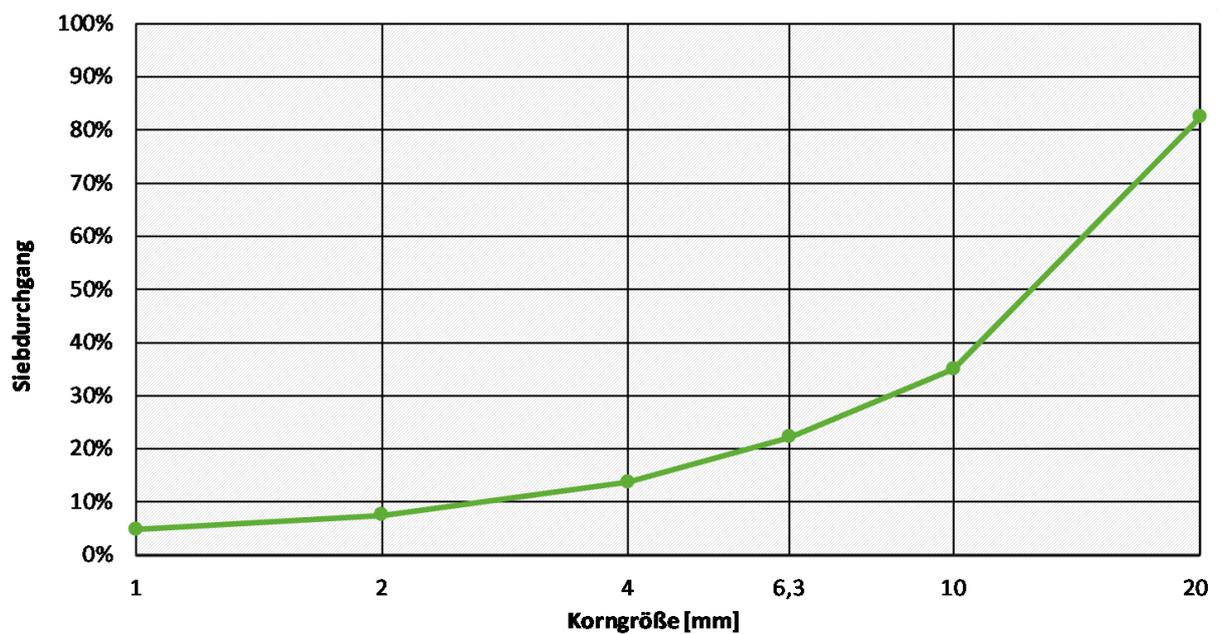
Abbildung 34: EBS-Fraktion



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Die Abfallfraktion EBS bestand aus vorwiegend fluffigem Material, mit einer Dichte von  $106 \text{ kg/m}^3$  (siehe Abbildung 34). Die Probe war trocken, etwas staubig, eine moderate Geruchsentwicklung war wahrnehmbar.

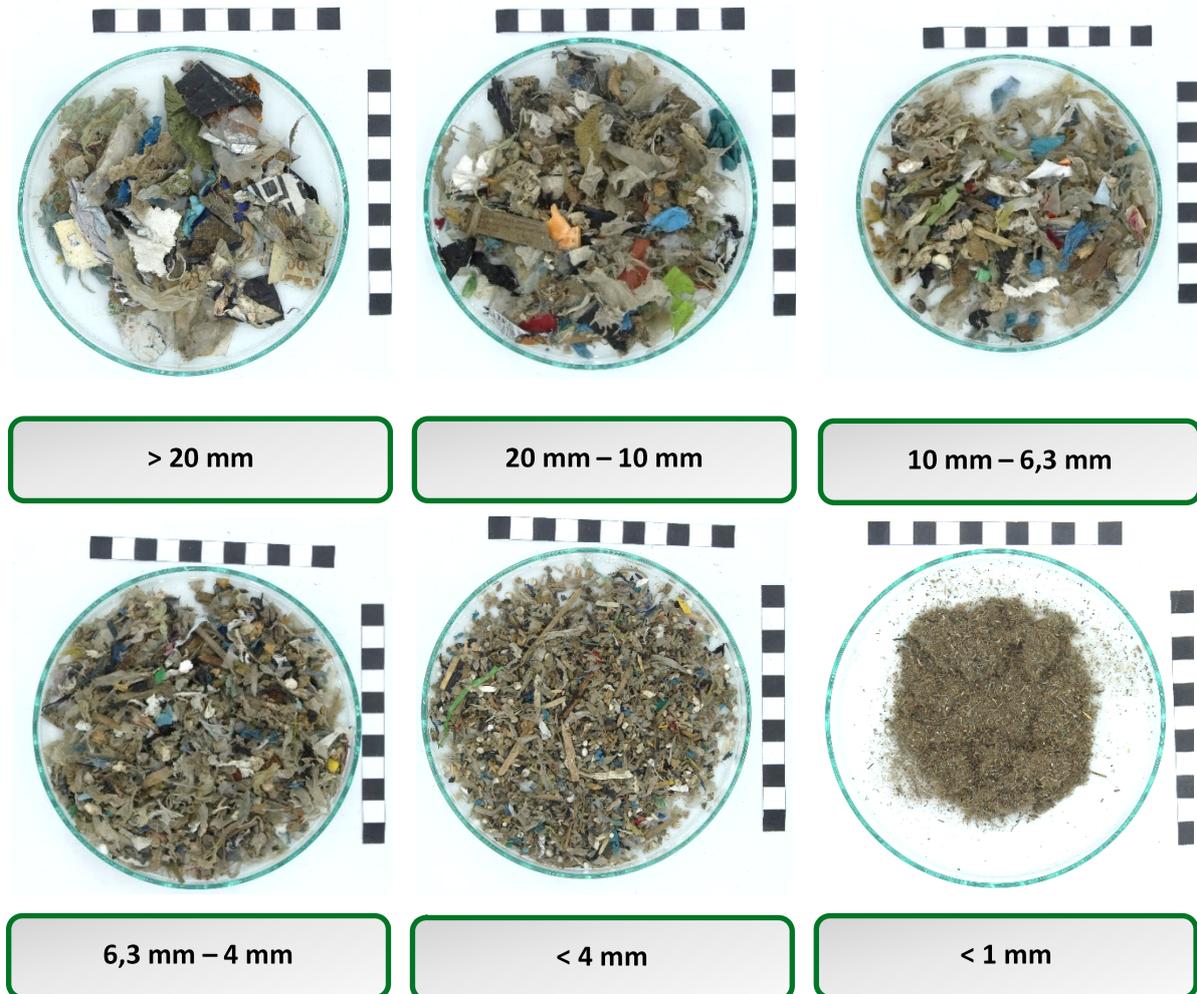
Abbildung 35: EBS-Fraktion – Sieblinie



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Die Abfallfraktion besaß ein enges Kornspektrum. Bedingt durch die vorherigen Prozessschritte waren hauptsächlich Partikel mit einer Größe unter 20 mm vorhanden. Die größten Partikel erreichten eine Korngröße von etwa 40 mm, wobei über 20 mm hauptsächlich Folien festgestellt wurden. Die Feinfraktion < 2 mm hatte einen Massenanteil von rund 7,5 % und bestätigt somit den Eindruck der Staubentwicklung während der Materialansprache.

**Abbildung 36: EBS-Fraktion – Ausgewählte Siebschnitte**

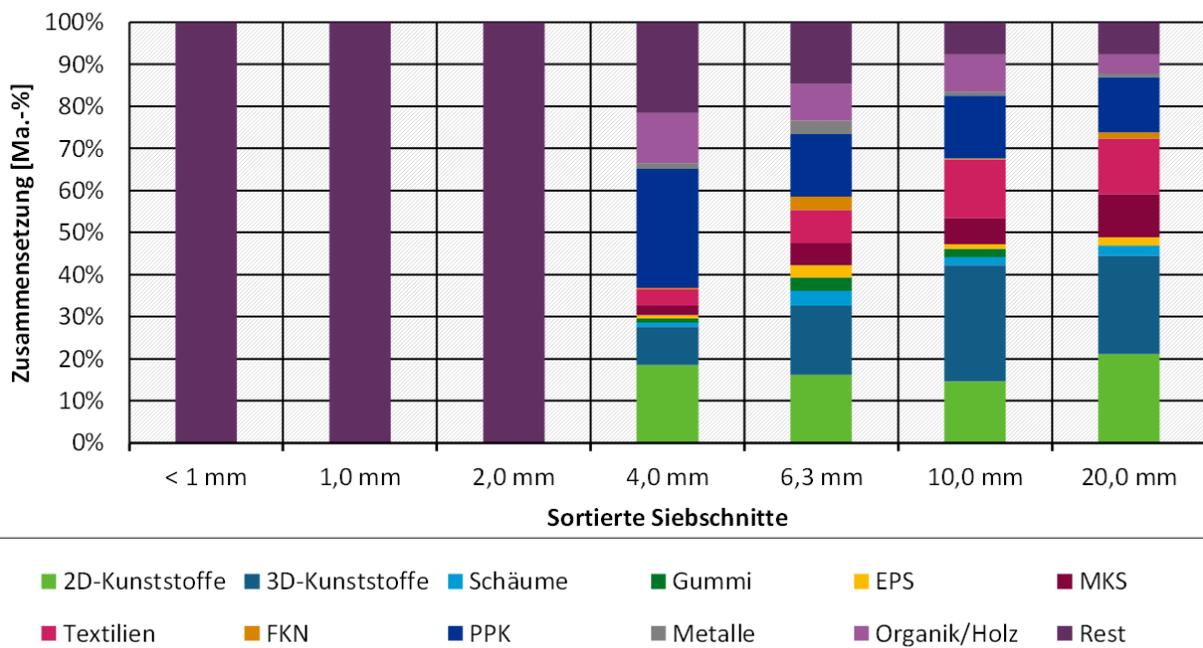


Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Die Siebschnitte zeigten eine fast gleichbleibende relative Zusammensetzung. Es fanden sich 2D- und 3D-Kunststoffe und Kunststoffverbunde. Andere Kunststoffe wie Schäume oder Gummis waren lediglich in sehr geringen Mengen vorhanden (siehe Abbildung 36 und Abbildung 37).

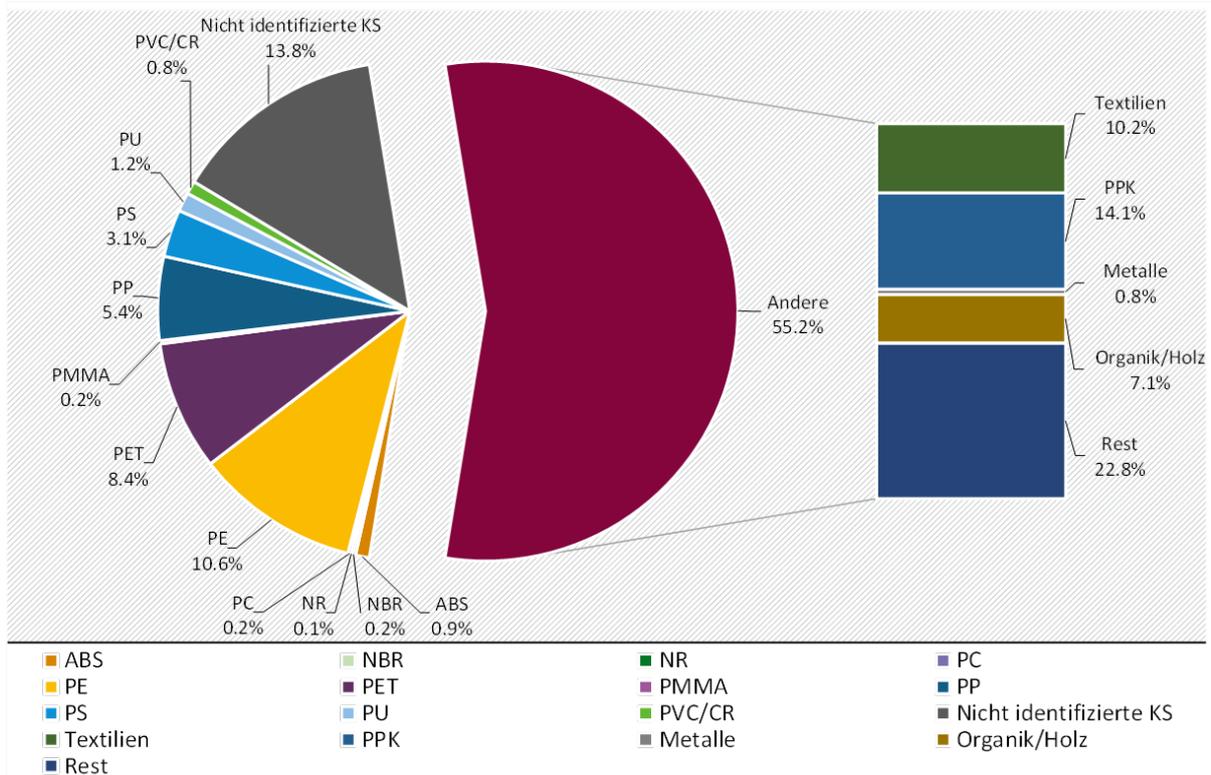
Kunststoffe machten nur etwa 45 % der Gesamtmasse aus. Etwa 14 % der Kunststoffe konnten nicht identifiziert werden. Die Anteile der Massenkunststoffe PE, PET, PP und PS waren am höchsten. Chlorhaltige Kunststofffraktionen wie PVC/CR werden während der EBS-Aufbereitung eigentlich weitestmöglich abgetrennt, waren aber mit etwa 1 % dennoch in relevantem Umfang in der Fraktion enthalten (vgl. Abbildung 38).

Abbildung 37: EBS-Fraktion – Zusammensetzung der Siebschnitte



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 38: EBS-Fraktion – Zusammensetzung der Gesamtfraktion



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Die Ergebnisse der Analyse (Tabelle 8) zeigen einen hohen Flüchtiganteil, den anhand der identifizierten Kunststoffe PVC/CR zu erwartenden Chloranteil sowie einen für

mischabfallstämmige Brennstoffe moderaten Ascheanteil, begründet durch die vorausgegangene Konditionierung der Abfälle.

**Tabelle 8: EBS-Fraktion – Analyse**

Analytik	Einheit	EBS-Fraktion
Wassergehalt	[Ma. %]	1,1
Aschegehalt	[Ma. %]	11,6
Flüchtigengehalt	[Ma. %]	78,5
Kohlenstoffgehalt	[Ma. %]	54,7
Wasserstoffgehalt	[Ma. %]	6,3
Stickstoffgehalt	[Ma. %]	0,9
Chlorgehalt	[Ma. %]	0,8
Schwefelgehalt	[Ma. %]	0,3
Brennwert	[kJ/kg]	24.900

### 6.3.2.2.3 Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT

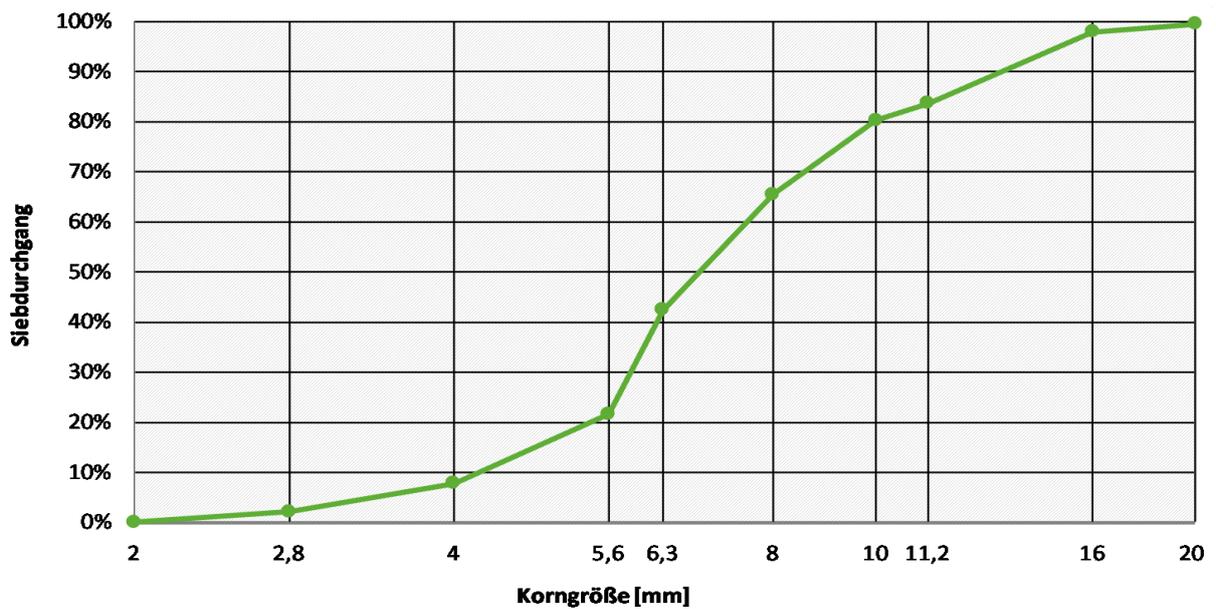
**Abbildung 39: Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

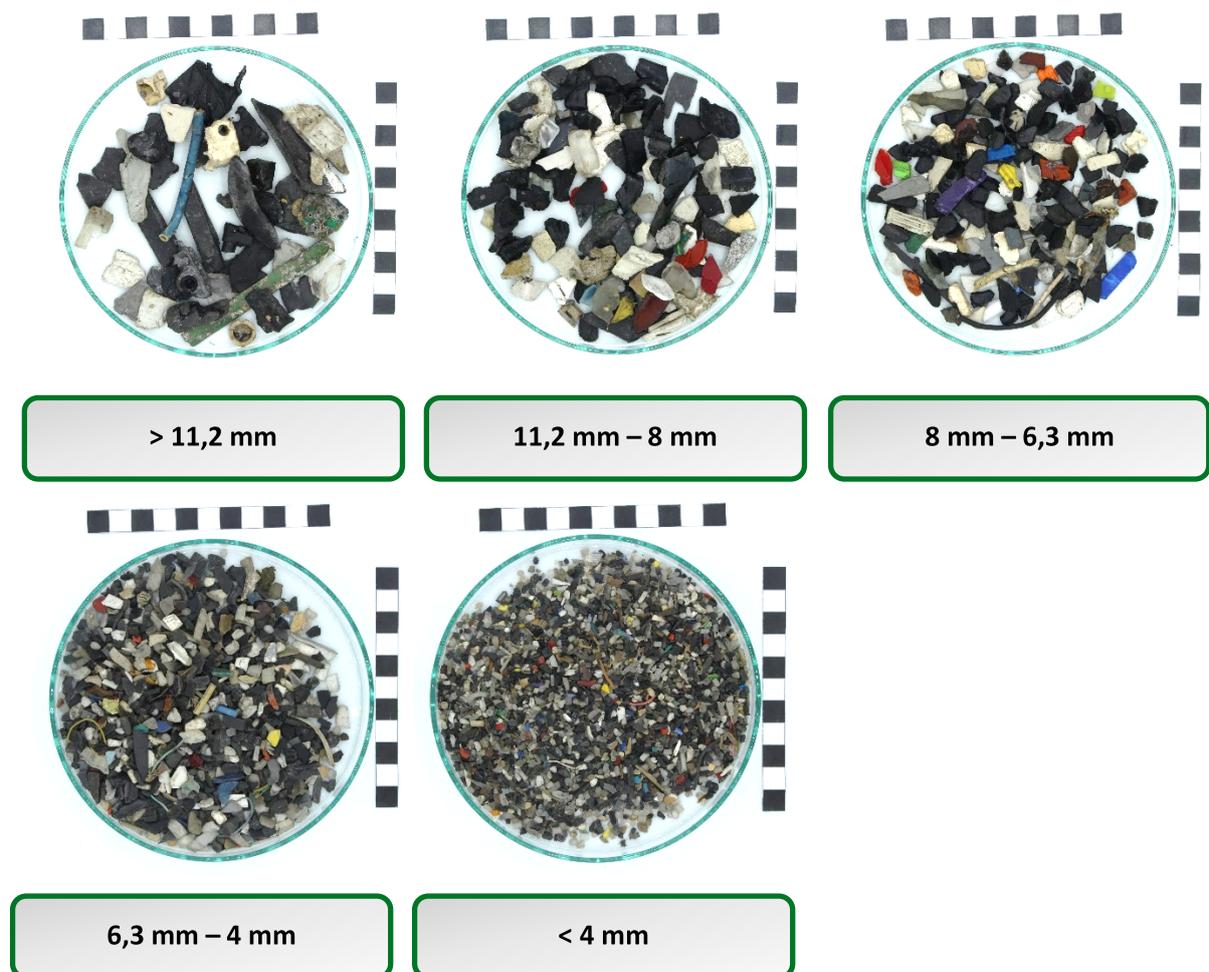
Die Kunststoffreste aus der WEEE-Aufbereitung von Kleingeräten/IT hatten eine vergleichsweise hohe Dichte von  $564 \text{ kg/m}^3$ . Bei der Probe handelt es sich um die Sinkfraktion nach einer Dichtentrennung, weshalb keine Stäube an den Partikeln anhaften.

Abbildung 40: Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT – Sieblinie



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

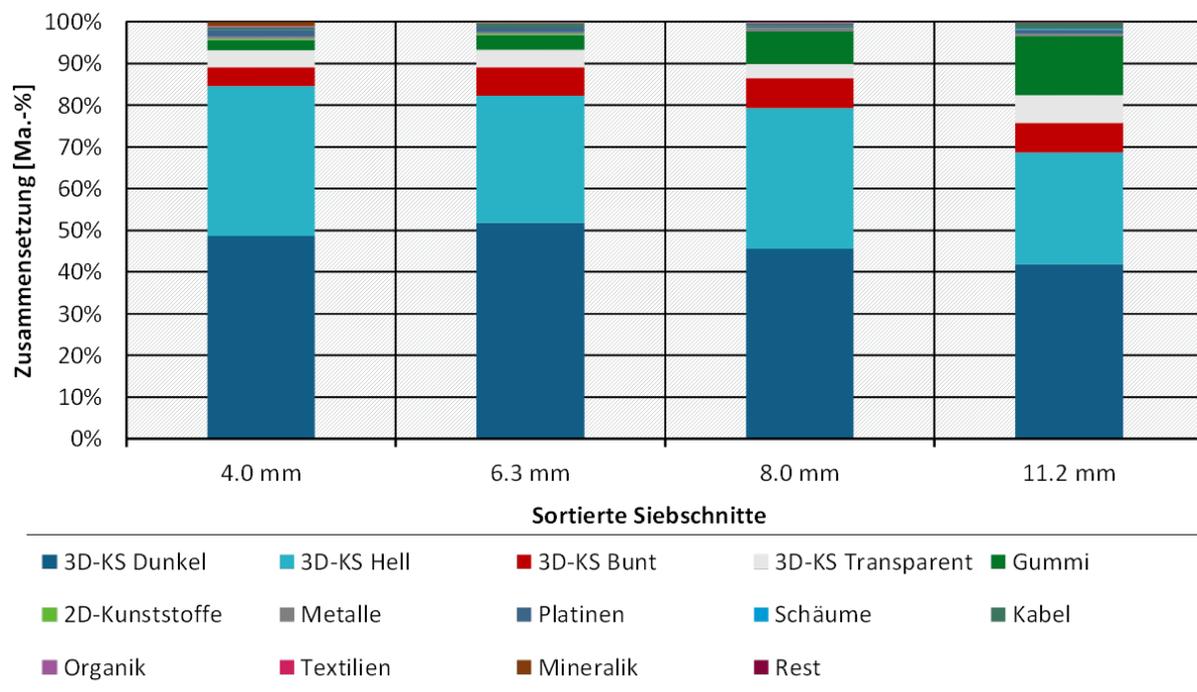
Abbildung 41: Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT – Ausgewählte Siebschnitte



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Die Fraktion zeigte eine enge Korngrößenverteilung. Es waren keine Partikel größer 20 mm oder kleiner 2 mm vorhanden.

**Abbildung 42: Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT – Zusammensetzung der Siebschnitte**



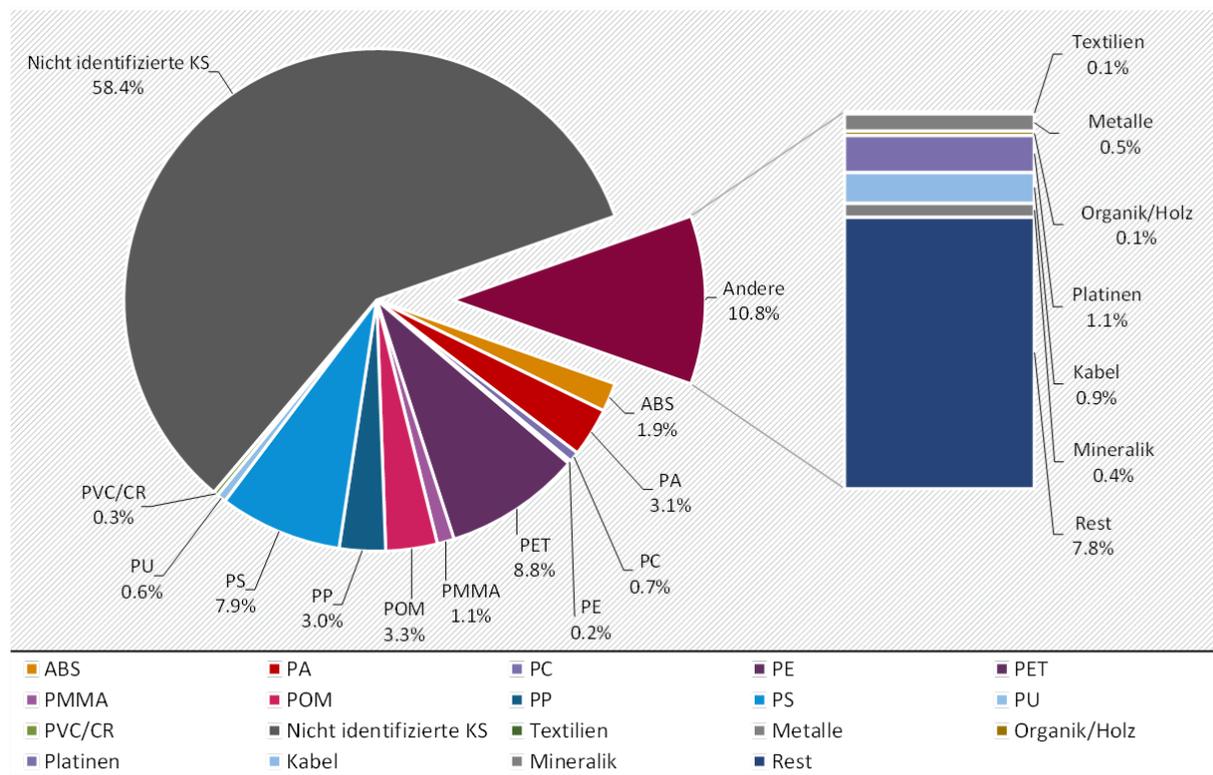
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

In den Siebschnitten wurden 3D-Kunststoffpartikel, überwiegend mit schwarzer Farbe, als dominierende Fraktion ermittelt. Vereinzelt fanden sich Metallrückstände sowie Kabel oder Stücke von Platinen. In jedem Siebschnitt wurden zudem Gummis und Metallreste nachgewiesen.

**Tabelle 9: Kunststofffraktion WEEE (Kleingeräte/IT) – Analyse**

Analytik	Einheit	Kunststofffraktion WEEE (Kleingeräte/IT)
Wassergehalt	[Ma. %]	0,8
Aschegehalt	[Ma. %]	13,4
Flüchtigengehalt	[Ma. %]	79,5
Kohlenstoffgehalt	[Ma. %]	63,1
Wasserstoffgehalt	[Ma. %]	5,6
Stickstoffgehalt	[Ma. %]	1,1
Chlorgehalt	[Ma. %]	1,1
Schwefelgehalt	[Ma. %]	0,1
Brennwert	[kJ/kg]	28.100

**Abbildung 43: Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT – Zusammensetzung Gesamtfraktion**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Für die Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT wurde ein relativ hoher Elementargehalt an Stickstoff ermittelt, der sich vermutlich auf stickstoffhaltige Kunststoffe zurückführen lässt. Auch der Chlorgehalt ist mit 1,1 Ma. % im Vergleich zu den anderen Fraktionen leicht erhöht.

#### 6.3.2.2.4 Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte

Die Kunststoffreste aus der WEEE-Aufbereitung von Kühlgeräten (siehe Abbildung 44) besaßen ebenfalls eine relativ hohe Dichte von  $525 \text{ kg/m}^3$ . Auch diese Probe entstammte einer Sinkfraktion nach Dichtentrennung, weshalb keine Stäube an den Partikeln anhaften. Aufgrund des spezifischen Inputs handelte es sich hauptsächlich um weiße Kunststoffe. Die Fraktion weist eine enge Korngrößenverteilung auf. Es finden sich keine Partikel größer 16 mm oder kleiner 1 mm (vgl. Abbildung 45). Die Zusammensetzung der Siebschnitte ist relativ gleichbleibend. Sichtbar sind vor allem weiße und helle Kunststoffe, einige Kabelreste sowie vereinzelt schwarze Kunststoffpartikel (siehe Abbildung 46).

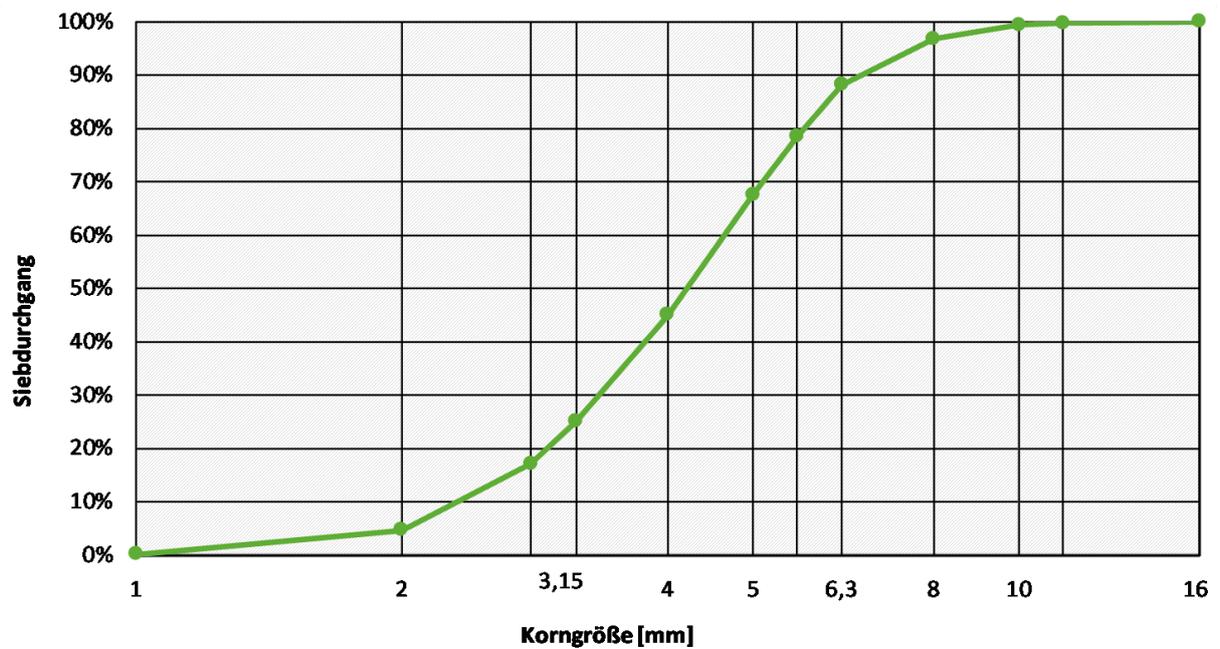
Aufgrund der Korngrößenverteilung wurden auch Partikel kleiner als 4 mm in die händische Sortierung einbezogen. Die Zusammensetzung der Siebschnitte änderte sich mit der Korngröße kaum. Die Abfallfraktion bestand zu etwa 50 % aus hellen Kunststoffen und 30 % aus Gummis. Weiterhin enthalten waren geringe Anteile dunkler, bunter und transparenter Kunststoffe. Die Kunststofffraktion aus der WEEE-Aufbereitung der Kühlgeräte bestand zu 92 % aus Kunststoffen. 60 % dieser Kunststoffe konnten nicht identifiziert werden. Insbesondere die Gummis zeigten die Limitierung der NIR-Charakterisierung.

Abbildung 44: Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte



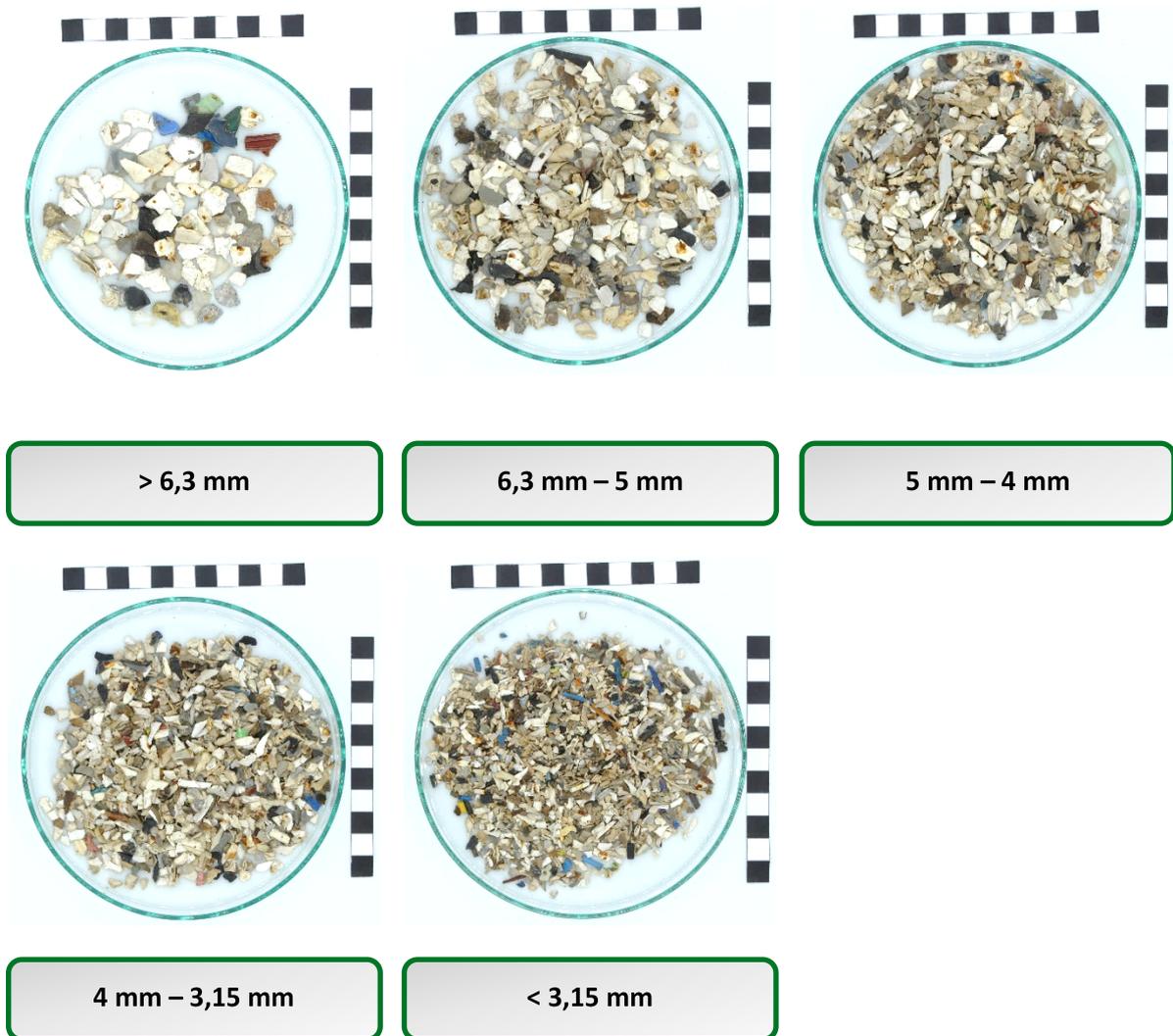
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 45: Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte – Sieblinie



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

**Abbildung 46: Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte – Ausgewählte Siebschnitte**

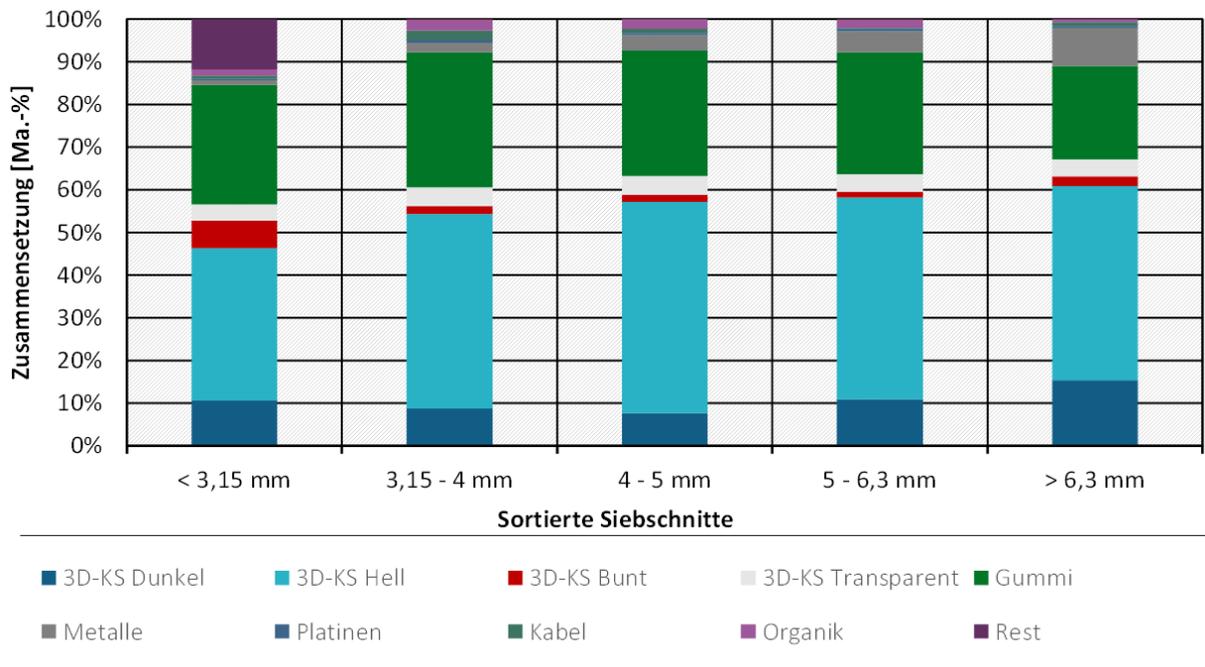


Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

**Tabelle 10: Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte – Analyse**

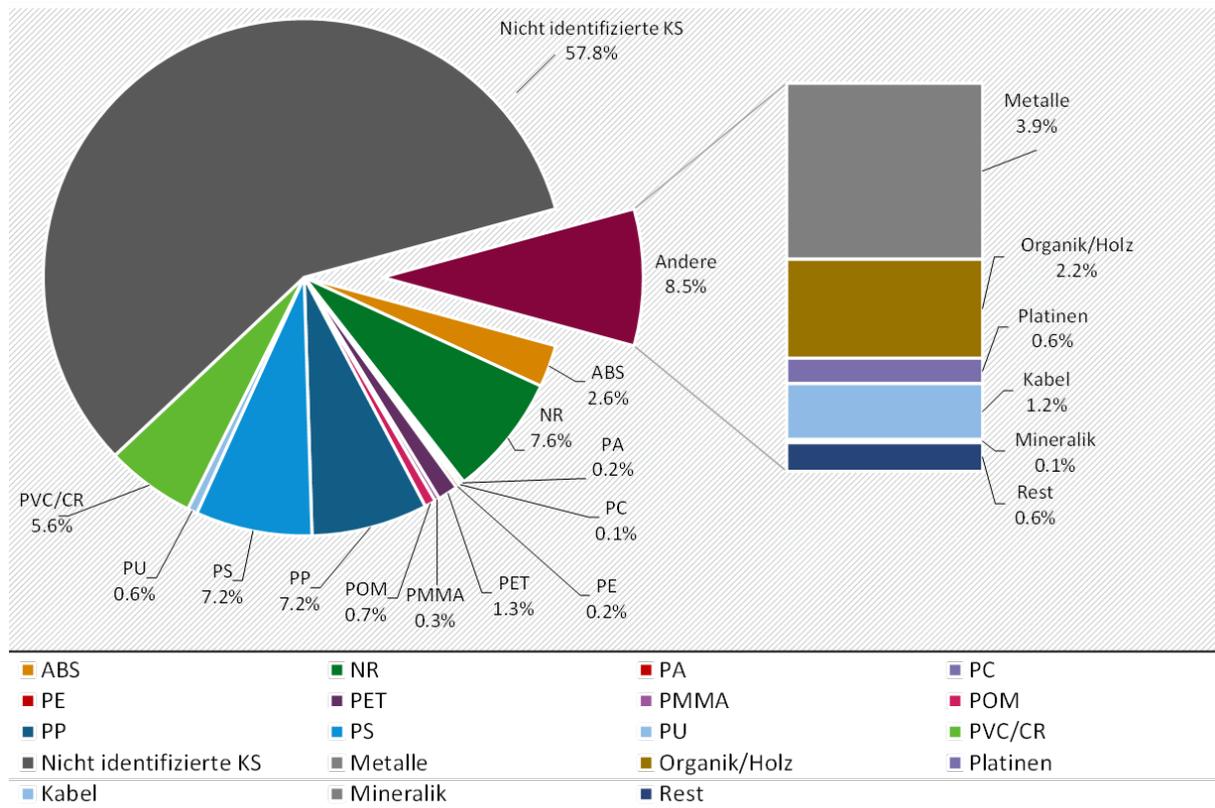
Analytik	Einheit	Kunststofffraktion WEEE (Kühlgeräte)
Wassergehalt	[Ma. %]	0,3
Aschegehalt	[Ma. %]	19,8
Flüchtigengehalt	[Ma. %]	71,2
Kohlenstoffgehalt	[Ma. %]	51,3
Wasserstoffgehalt	[Ma. %]	5,1
Stickstoffgehalt	[Ma. %]	0,8
Chlorgehalt	[Ma. %]	6,0
Schwefelgehalt	[Ma. %]	0,1
Brennwert	[kJ/kg]	24.700

Abbildung 47: Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte – Zusammensetzung der Siebschnitte



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 48: Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte – Zusammensetzung Gesamtfraction



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Die Analyse für die Kunststofffraktion aus WEEE-Kühlgeräten (Tabelle 10) zeigte einen sehr hohen Chlorgehalt von 6,0 Ma. %, was auf den entsprechen hohen Anteil an chlorhaltigen Kunststoffen zurückzuführen ist. Der Kohlenstoffanteil ist mit 51,3 Ma. % sehr gering.

#### 6.3.2.2.5 Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge

Die Shredder-Leichtfraktion (SLF) aus dem Bereich Altfahrzeuge bestand aus einem fluffigen Material, wobei einzelne größere Teile identifiziert werden konnten. Die Fraktion hatte eine Dichte von 134 kg/m<sup>3</sup>. Die Probe war trocken, staubig und geruchslos.

Diese Fraktion besaß eine vergleichsweise breite Korngrößenverteilung. Es fanden sich Partikel mit einer Größe von bis zu 110 mm. Der Anteil der Feinfraktion betrug etwa 30 % und erklärt den staubigen Charakter der Probe. Während der Klassierung führte der Anteil an Fasern (vermutlich aus Textilien) zu Konglomeraten, die die genaue Zuordnung der Korngröße erschwerten.

#### Abbildung 49: Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge

---

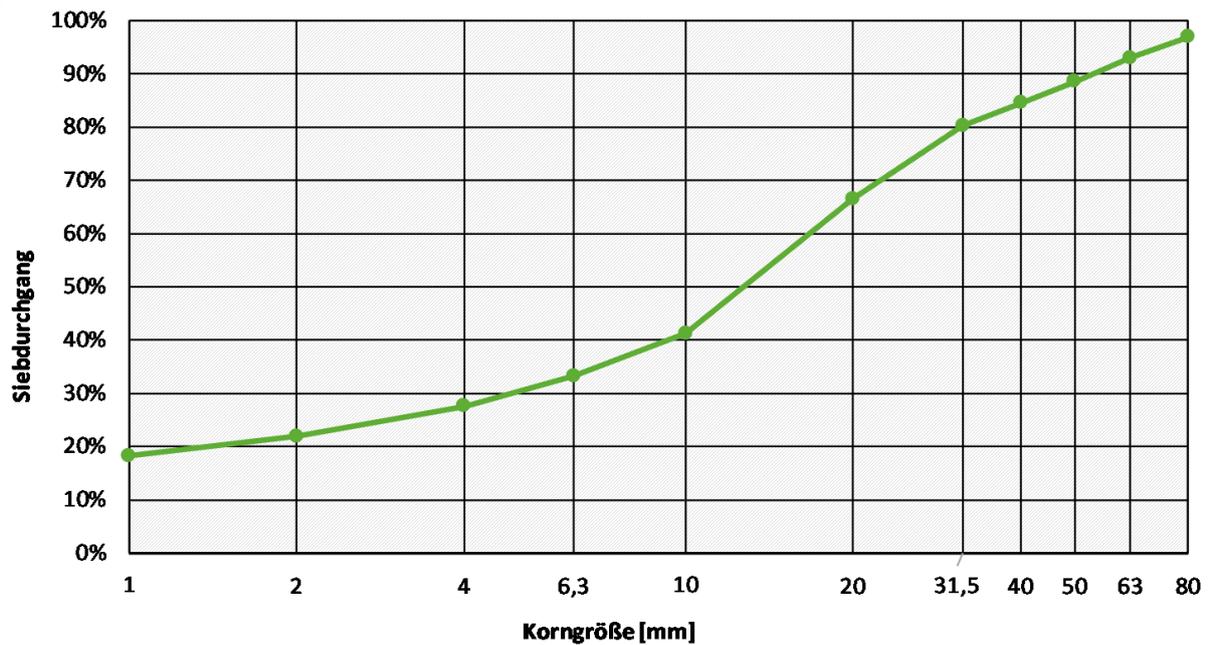


Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Es konnte optisch keine dominierende Spezies in den Siebschnitten ausgemacht werden. Alle Fraktionen hatten einen hohen Verschmutzungsgrad (siehe Abbildung 52).

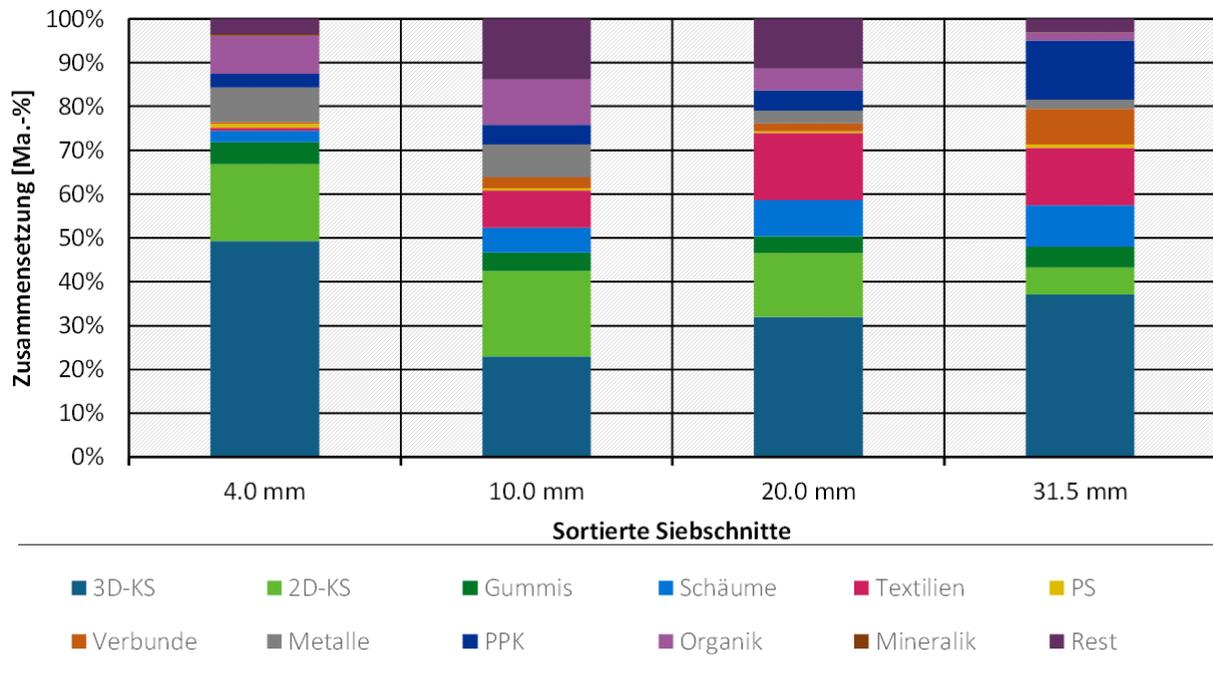
Die vielfältige Zusammensetzung zeigte sich auch bei der Sortierung. Neben Kunststoffanteilen konnten große Anteile an Textilien, PPK und Organik festgestellt werden (siehe Abbildung 51 und Abbildung 53).

Abbildung 50: Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge – Sieblinie



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

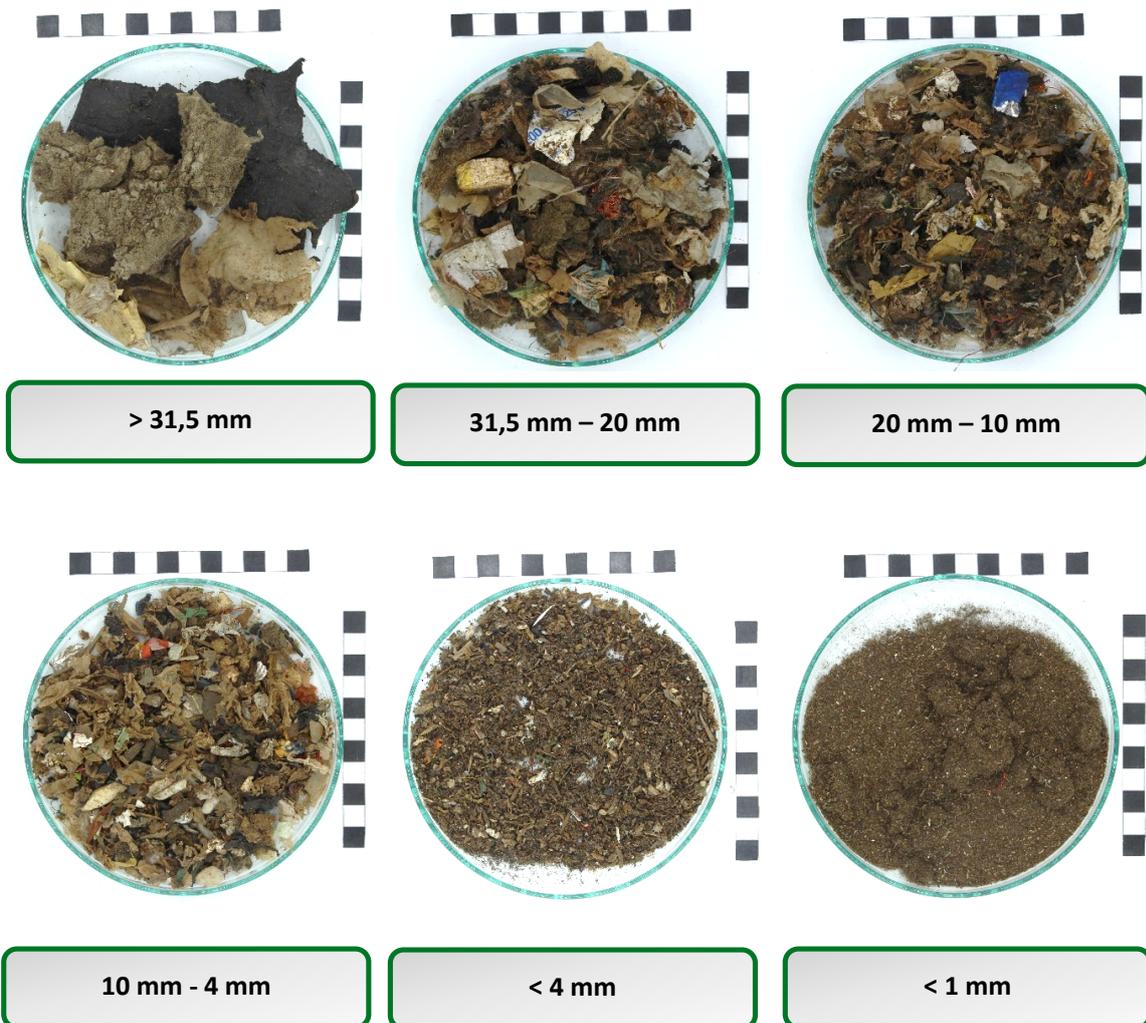
Abbildung 51: Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge – Zusammensetzung Siebschnitte



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Die Fraktion bestand zu mindestens 43 % aus Kunststoffen, von denen jedoch nur etwa die Hälfte identifiziert werden konnte (vgl. Abbildung 53). Ein Grund hierfür war der hohe Staubanteil in der Fraktion.

**Abbildung 52: Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge – Ausgewählte Siebschnitte**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

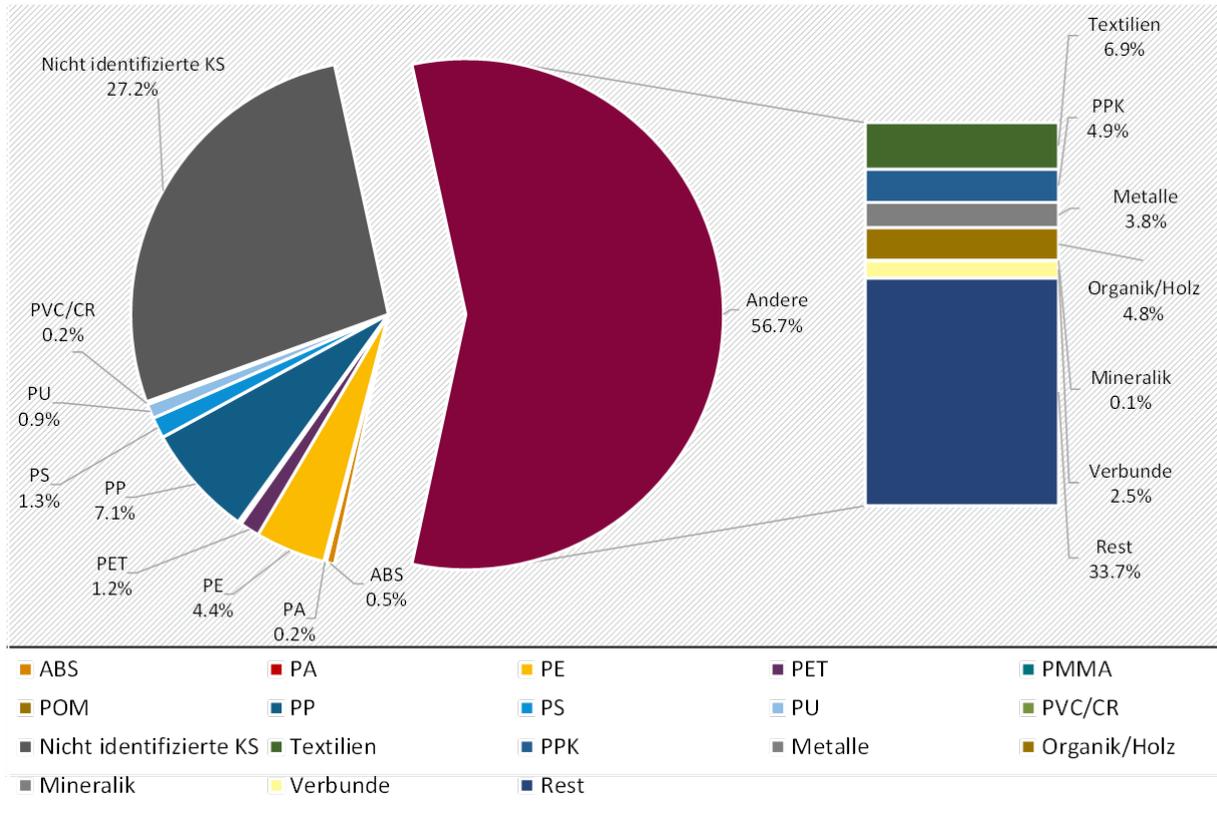
**Tabelle 11: Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge – Analyse**

Analytik	Einheit	Kunststofffraktion SLF (Altfahrzeuge)
Wassergehalt	[Ma. %]	1,4
Aschegehalt	[Ma. %]	26,7
Flüchtigengehalt	[Ma. %]	63,9
Kohlenstoffgehalt	[Ma. %]	47,3
Wasserstoffgehalt	[Ma. %]	4,6
Stickstoffgehalt	[Ma. %]	0,9
Chlorgehalt	[Ma. %]	0,9
Schwefelgehalt	[Ma. %]	0,4
Brennwert	[kJ/kg]	22.000

Für die Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge lag der Kohlenstoffgehalt bei 47,3 Ma. %. Dies war der niedrigste Gehalt, der bei allen Abfallfraktionen festgestellt wurde. Zusammen mit dem

niedrigen Brennwert von 22.100 kJ/kg und dem Aschegehalt von 26,73 Ma. % spiegelt dies den großen Anteil an Nebenbestandteilen wider. Die Elementargehalte von Chlor, Stickstoff und Schwefel waren ebenfalls erhöht (Tabelle 11).

**Abbildung 53: Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge – Zusammensetzung Gesamtfraktion**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

**6.3.2.2.6 Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen**

**Abbildung 54: Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen**

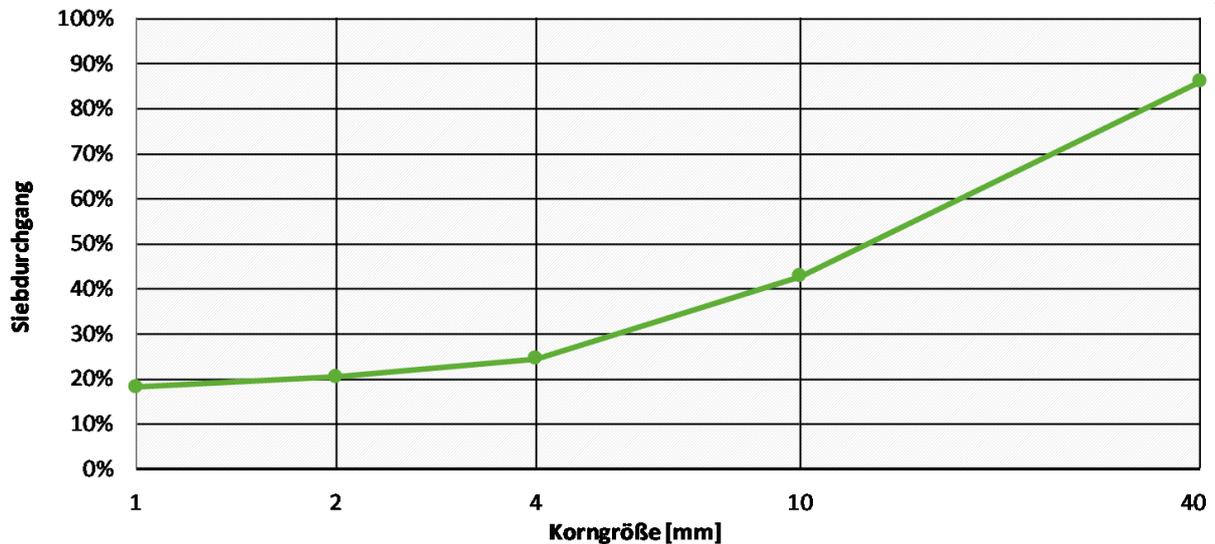


Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Die Shredder-Leichtfraktion (SLF) aus DSD-Weißblech-Dosen hatte eine Dichte von  $66 \text{ kg/m}^3$ . In der Fraktion dominierten Folien und dünne Hartkunststoffteile, mit Anhaftungen und Stäuben. Von der Probe ging eine starke Geruchsentwicklung aus.

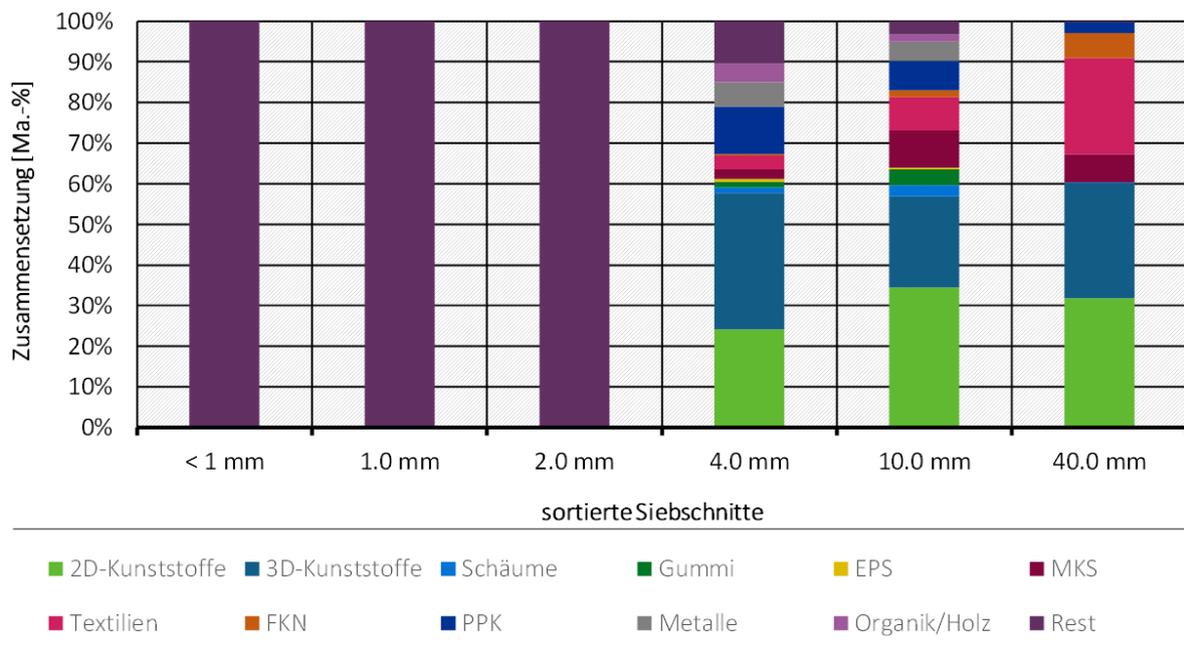
Die größten Partikel in der Fraktion hatten eine Korngröße von rund 65 mm. Etwa 25 % der Fraktion bestanden aus Feinanteil unter 1 mm Korngröße (vgl. Abbildung 55).

**Abbildung 55: Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen – Sieblinie**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

**Abbildung 56: Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen – Zusammensetzung der Siebschnitte**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

**Abbildung 57: Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen – Ausgewählte Siebschnitte**



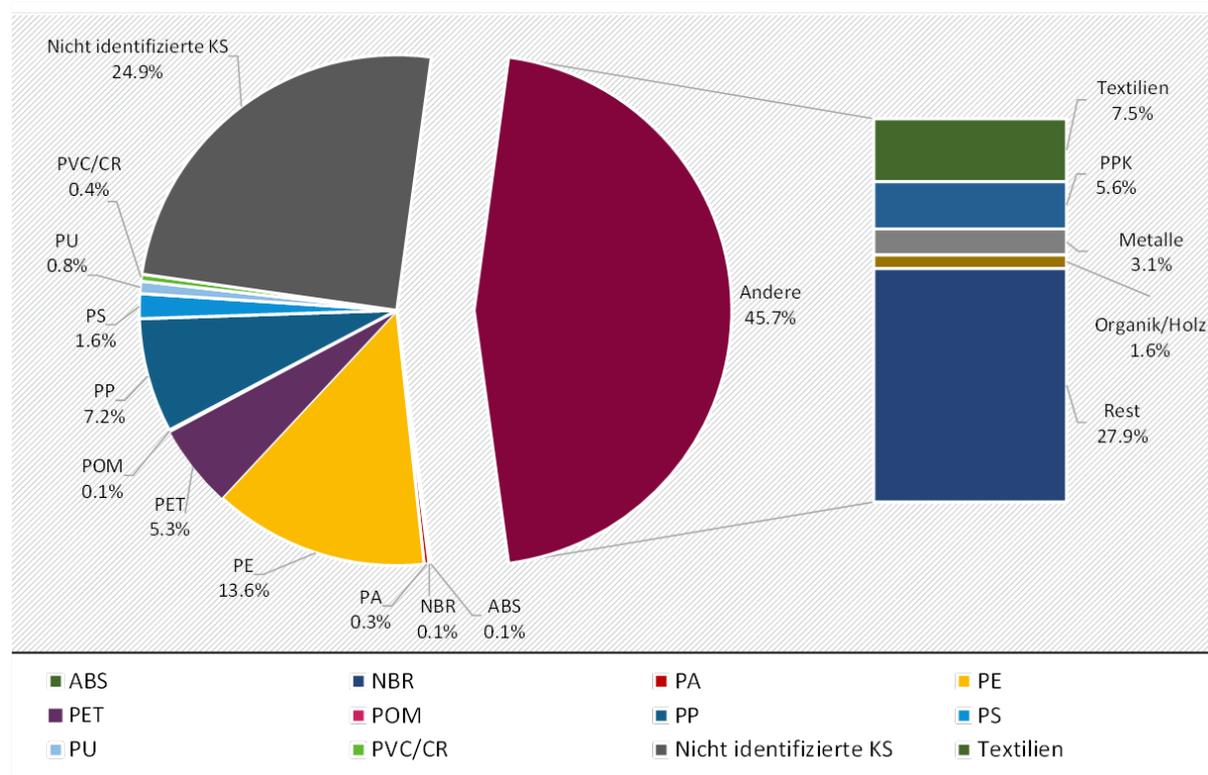
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Die Betrachtung der Siebschnitte zeigt, dass die Abfallfraktion über den gesamten Korngrößenbereich hauptsächlich aus dünnen Kunststoffteilen bestand, die deutliche Verschmutzungen aufwiesen (Abbildung 57). Lediglich die Staubfraktion mit einer Größe unter 1 mm entsprach dieser Charakterisierung nicht.

2D- und 3D-Kunststoffe hatten einen Anteil von etwa 60 % an jedem Siebschnitt. Außer bei der Fraktion mit 10-4 mm dominierten 2D-Kunststoffe aufgrund des hohen Anteils an Folien. Fremdstoffe, insbesondere Textilien wurden ebenfalls erfasst (vgl. Abbildung 56).

Die SLF aus DSD-Weißblech-Dosen bestand zu 55 % aus Kunststoffen (vgl. Abbildung 58). Die Massenkunststoffe PE, PP, PET und PS dominierten aufgrund der Herkunft der Fraktion aus dem LVP-Abfall. Zusammen mit den nicht identifizierten Kunststoffen führte der hohe Staubanteil von 28 % dazu, dass die Hälfte der Abfallfraktion stofflich nicht identifiziert werden konnte. Insbesondere die starke Verschmutzung der Kunststoffe erschwerte die sichere Zuordnung der Kunststoffe mittels NIR-Charakterisierung.

**Abbildung 58: Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen – Zusammensetzung Gesamtfraktion**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Auch die Kunststofffraktion aus SLF-DSD-Dosen hatte nur einen geringen Kohlenstoffanteil von 49,3 Ma. % (Tabelle 12). Der relativ niedrige Anteil an Flüchtigen weist auf einen erhöhten Anteil an Fremdstoffen hin.

**Tabelle 12: Kunststofffraktion aus SLF DSD-Dosen – Analyse**

Analytik	Einheit	Kunststofffraktion SLF (DSD-Dosen)
Wassergehalt	[Ma. %]	1,4
Aschegehalt	[Ma. %]	19,0
Flüchtigengehalt	[Ma. %]	67,7
Kohlenstoffgehalt	[Ma. %]	49,3
Wasserstoffgehalt	[Ma. %]	6,0
Stickstoffgehalt	[Ma. %]	0,8
Chlorgehalt	[Ma. %]	0,8
Schwefelgehalt	[Ma. %]	0,2
Brennwert	[kJ/kg]	25.200

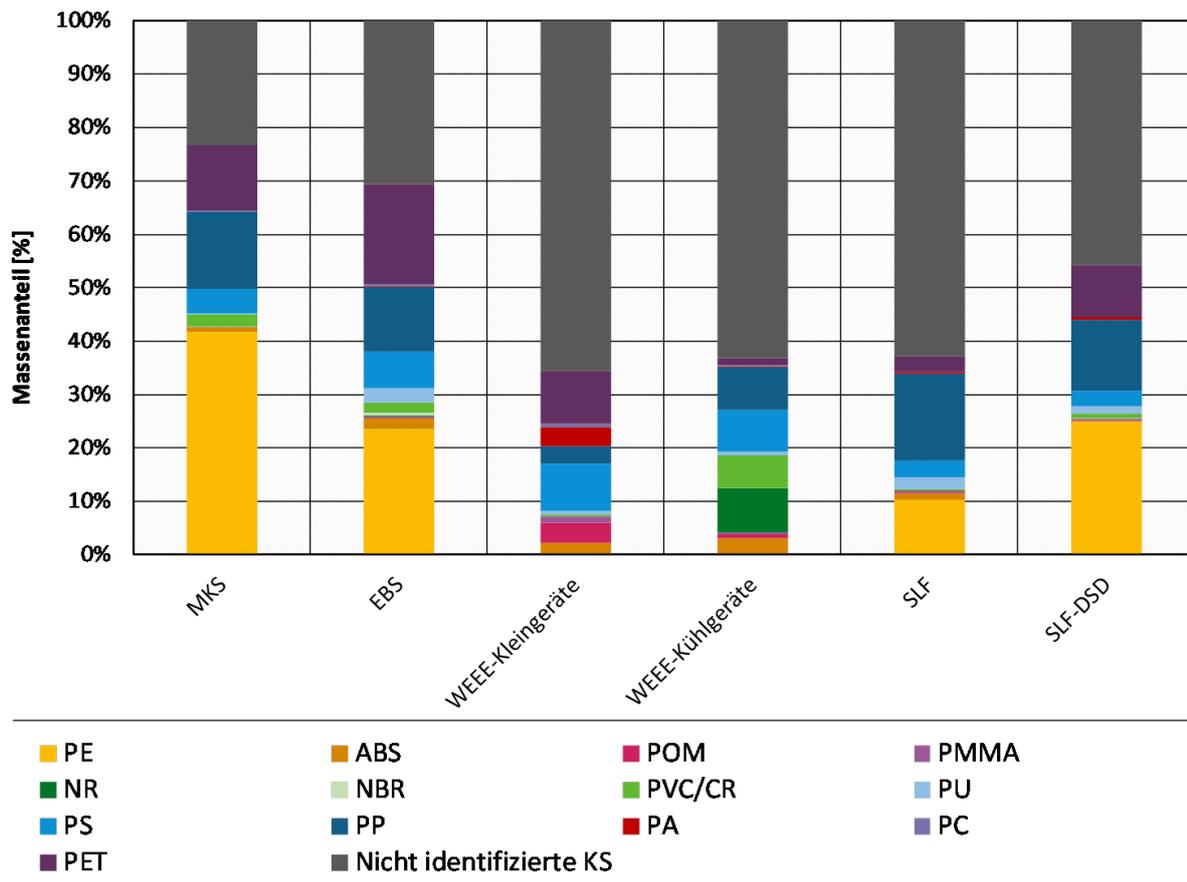
### 6.3.2.2.7 Gesamtübersicht der NIR-Charakterisierung aller Fraktionen

Die Zusammensetzung der Kunststoffe in den einzelnen Abfallfraktionen ist stark von deren Herkunft bestimmt. Abfälle mit großen Anteilen an Verpackungsmaterialien enthalten relevante

Mengen der Massenkunststoffe PE, PP und PET. In den Fraktionen aus dem Metallrecycling sind diese entweder von vornherein in geringerem Umfang vorhanden oder wurden durch vorausgegangene Aufbereitungsschritte abgetrennt. Der Anteil nicht identifizierter Kunststoffe beträgt zwischen 23 % für die MKS-Sortierfraktion und 66 % für die Kunststoffreste der WEEE-Aufbereitung aus Kleingeräten/IT. Dies ist insbesondere auf die hohen Anteile an schwarzen Kunststoffen, Gummis, hoch additivierten Kunststoffen und Spezialkunststoffen zurückzuführen. Starke Verschmutzungen der Kunststoffe stören die Identifizierung ebenfalls signifikant.

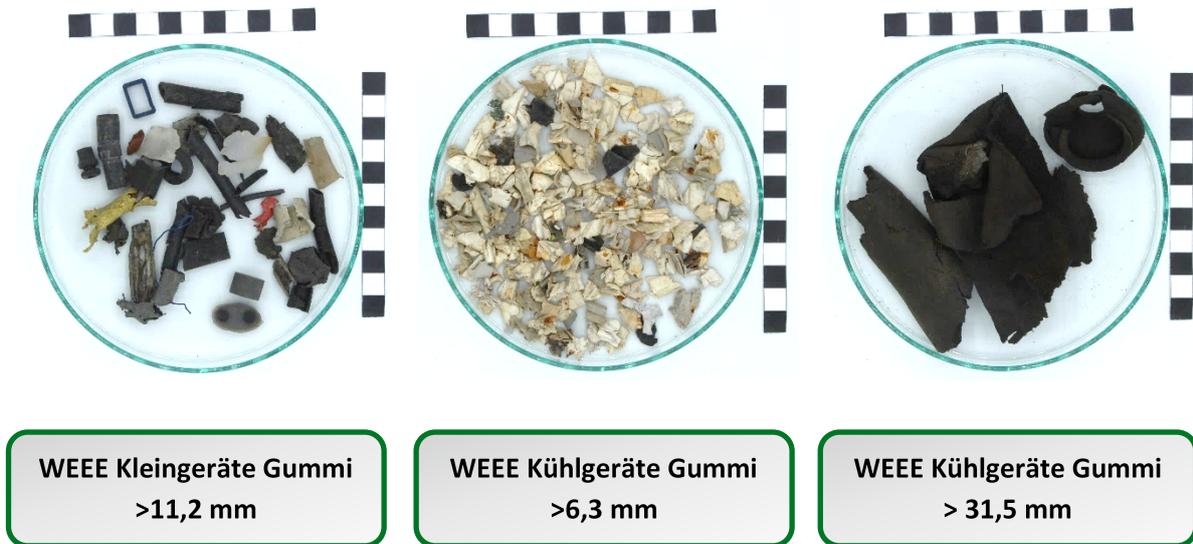
Die Möglichkeiten der Charakterisierung von dunklen, schwarzen Kunststoffen und Gummis durch die NIR-Sensorik sind stark begrenzt. Dies liegt darin begründet, dass bei dunklen Kunststoffen ein Großteil des Lichtes absorbiert wird, Referenzen der (additivierten) Kunststoffe fehlen oder die Partikelgröße zu klein ist, sodass der NIR-Sensor zu wenig Informationen durch das reflektierte Licht erhält, um die Kunststoffe zu charakterisieren. Beispielhaft sind Fotos mehrerer schwer detektierbarer Fraktionen in Abbildung 60 wiedergegeben.

**Abbildung 59: Abfallfraktion – Anteil Kunststoffarten und nicht identifizierter Kunststoffanteile**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

**Abbildung 60: Gummifractionen aus verschiedenen Modellabfällen**



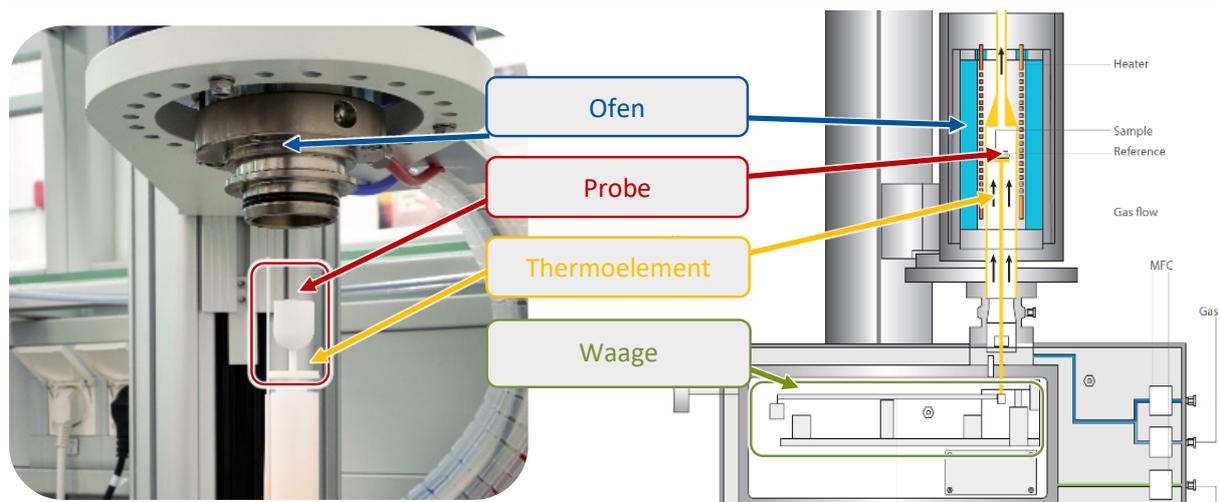
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

### 6.3.3 Thermogravimetrische Analyse (TGA)

#### 6.3.3.1 Durchführung

Mittels thermogravimetrischer Analyse (TGA) kann der Masseverlust einer Probe in Abhängigkeit von definierten Aufheizprogrammen und Gasatmosphären gemessen werden. Dieses kleinskalige Verfahren erlaubt Rückschlüsse auf das thermochemische Zersetzungs- und Entgasungsverhalten, die Materialeigenschaften und in begrenztem Umfang auf die Zusammensetzung der Probe sowie das Verhalten in einem größer dimensionierten System. Der schematische Aufbau einer Thermowaage ist in Abbildung 61 dargestellt.

**Abbildung 61: Thermogravimetrische Analyse (TGA). Links: Abbildung des geöffneten Gerätes mit Proben Tiegel, Thermoelement und Ofen, rechts: schematischer Geräteaufbau**



Quelle: eigene Darstellung TEER, RWTH Aachen University

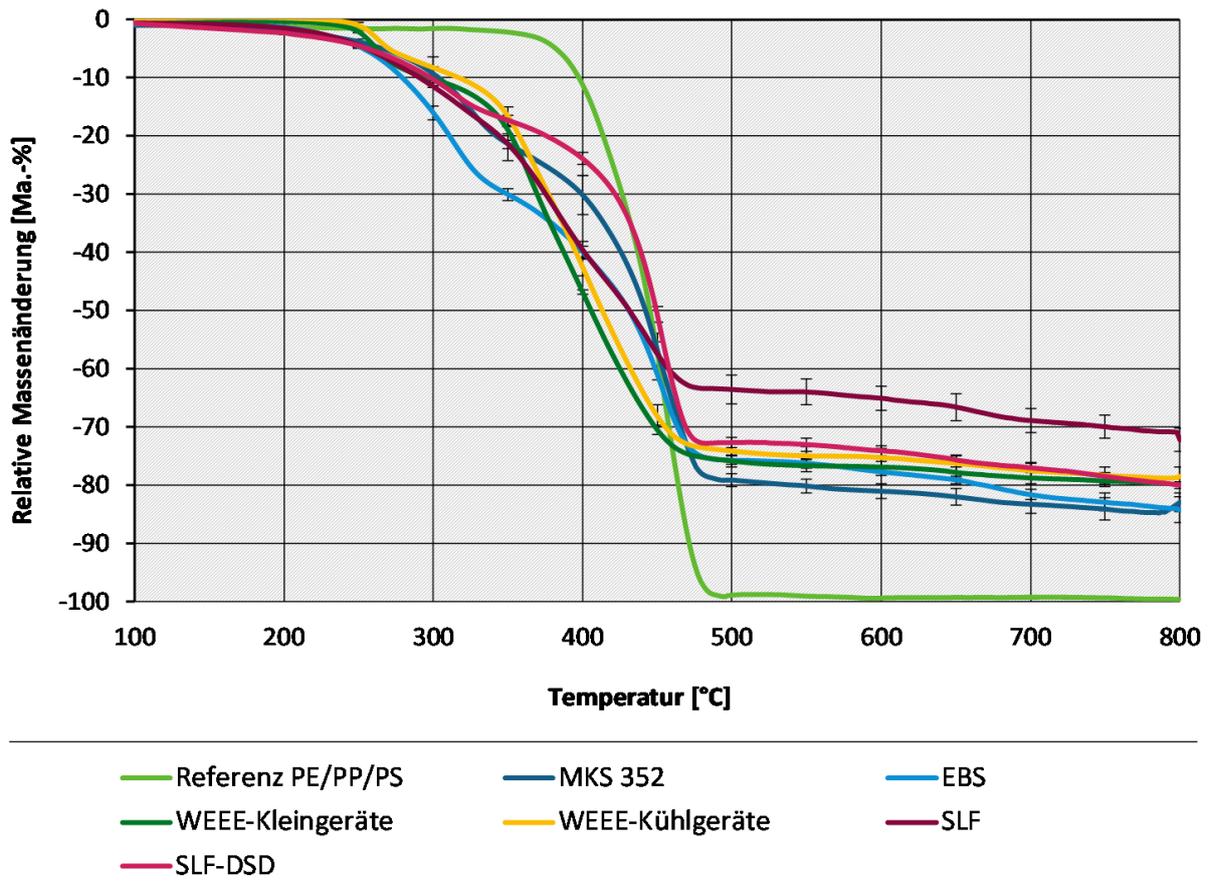
Die Probe wird in einem Tiegel in einem mit Inertgas gespülten Ofen nach einem festgelegten Temperaturprogramm erhitzt. Es wurden in diesem Fall jeweils  $30 \text{ mg} \pm 0,1 \text{ mg}$  jeder Probe

verwendet und eine Dreifachbestimmung durchgeführt. Die Probenmasse und Tiegeltemperatur werden kontinuierlich durch eine Waage und ein Thermoelement unmittelbar unterhalb des Tiegels gemessen und aufgezeichnet. Das Ergebnis wird als Massenänderung der Probe über die Zeit bzw. die Temperatur grafisch dargestellt. Strömungs- und konstruktionsbedingte Effekte werden berücksichtigt, indem mehrere Leermessungen mit identischem Temperatur- und Gasatmosphärenverlauf zur Korrektur durchgeführt werden. Die Mittelwertkurve der Leermessungen wird im Rahmen der Auswertung von der Probenkurve subtrahiert. Die Darstellung erfolgt als relative Massenänderung über die Temperatur.

### 6.3.3.2 Ergebnisse

Alle Fraktionen zeigten einen kontinuierlichen Massenverlust, wobei die Hauptphase der Zersetzung immer unter 500 °C abgeschlossen war. Im Vergleich zur Referenz, bestehend aus PE/PP/PS, konnten bei den anderen Proben erste Massenverluste ab etwa 200 °C beobachtet werden, was auf den hohen Anteil an Biomasse oder thermisch weniger stabilen Kunststoffen hinweist. Die realen Abfallproben zeigen zudem einen relevanten Asche- bzw. Koksanteil, der bei der hauptsächlich aus flüchtigen Bestandteilen bestehenden reinen Polyolefinmischung nicht vorhanden ist.

Abbildung 62: Massenverluste der untersuchten Fraktionen



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

## 6.3.4 Laborversuche: Pyrolyse [RWTH Aachen]

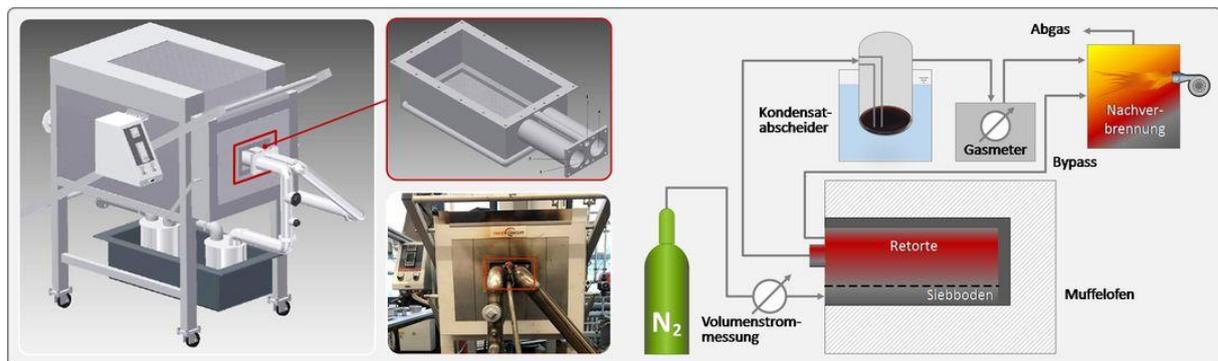
### 6.3.4.1 Durchführung

Die Pyrolyseversuche wurden unter Stickstoffatmosphäre in einer Batchretorte (maximales Füllvolumen ca. 8 l) im Labor-Muffelofen durchgeführt. Abbildung 63 zeigt die Versuchsanlage, die zum Einsatz kam.

Für die Versuche wurden folgende Rahmenbedingungen eingestellt:

- ▶ Temperaturniveau: 500 °C
- ▶ Verweilzeit
  - Voruntersuchung zur optimalen Verweilzeit durch thermogravimetrische Analyse
  - Einstellung analoger Parameter in der Batch-Retorte
- ▶ Einsatzmaterial: Vorkonditionierte Kunststoff-Abfallfraktionen (Korngröße 50-60 mm)
- ▶ Kontinuierliche Erfassung der Temperatur des Ofens und der Schüttung in der Retorte
- ▶ Gravimetrische Erfassung der Materialaufgabe (Edukt) sowie der kondensierbaren Bestandteile und festen Rückstände (Produkte)
- ▶ Durchführung als Zweifachbestimmung

**Abbildung 63: Muffelofen und Retorte zur Durchführung der Pyrolyseversuche**



Quelle: eigene Darstellung TEER, RWTH Aachen University

Im Rahmen der Versuche wurden die folgenden Analysen durchgeführt:

- ▶ Analytik der festen Pyrolyserückstände
  - Immediatanalyse (Wasser-, Asche-, Flüchtigengehalt)
  - Bestimmung der chemischen Zusammensetzung (Kohlenstoff, Wasserstoff, Stickstoff, Schwefel und Chlor)
  - Bestimmung von Brennwert/Heizwert
  - Semi-quantitative Bestimmung der Elemente mit Ordnungszahl  $Z \geq 12$  mittels RFA
- ▶ Analytik der kondensierbaren Bestandteile der Pyrolyse

- Bestimmung der chemischen Zusammensetzung (Kohlenstoff, Wasserstoff, Stickstoff, Schwefel und Chlor)
- Bestimmung von Brennwert/Heizwert
- Bestimmung der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (EPA 16 PAK) (externes Labor)

#### 6.3.4.2 Ergebnisse

Bei der Pyrolyse der Modellfraktionen bildeten sich gasförmige, kondensierbare (flüssige) und feste Produkte, die quantifiziert wurden. Auf Basis der gravimetrischen Bestimmung der Pyrolysekondensate und -kokse wurden Massenbilanzen für die Versuche erstellt.

Es wird auch an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die in den Laborversuchen erzielten Kondensatausbeuten aufgrund der gegebenen Laborbedingungen nicht repräsentativ für die in großtechnischen Anlagen erzielbaren Ausbeuten sind und deutlich unter den dort erreichbaren Werten lagen.

##### 6.3.4.2.1 Vergleichsstandard PE/PP/PS – Pyrolyseprodukte

Für die Pyrolyse der Polyolefinfraktionen wurden Kondensatausbeuten von maximal 52,6 Ma.-% bestimmt. Der restliche Anteil der Pyrolyseprodukte ging in die Gasphase über und konnte mit der verwendeten Apparatur nicht kondensiert werden. Das Kondensationsprodukt bei der Pyrolyse des Vergleichsstandards aus PE/PP/PS (50:40:10) bestand aus einem gelblichen Wachs (Abbildung 64). Die Analyse (Tabelle 13) bestätigt, dass das Kondensat vollständig aus Flüchtigen besteht und keine Asche oder sonstige Nebenbestandteile enthält.

#### Abbildung 64: Vergleichsstandard PE/PP/PS – Pyrolysekondensat (Wachs)

---



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

**Tabelle 13: Vergleichsstandard PE/PP/PS – Analyse Pyrolysekondensat**

Analytik	Einheit	Wachs
Aschegehalt	[Ma.-%]	0,0
Flüchtigengehalt	[Ma.-%]	100,0
Kohlenstoffgehalt	[Ma.-%]	85,2
Wasserstoffgehalt	[Ma.-%]	12,0
Stickstoffgehalt	[Ma.-%]	<0,1
Chlorgehalt	[Ma.-%]	<0,1
Schwefelgehalt	[Ma.-%]	<0,1
Brennwert	[kJ/kg]	45.000 ± 50

#### 6.3.4.2.2 Mischkunststofffraktion MKS – Pyrolyseprodukte

Bei der Pyrolyse der Mischkunststofffraktion konnten 24,4 Ma.-% Wachs, 1,0 Ma.-% Pyrolyseöl sowie 11,6 Ma.-% Pyrolysekoks gewonnen werden. Mit 62,9 Ma.-% bildeten gasförmige Produkte, welche mit dem genutzten Aufbau nicht kondensiert werden konnten, das Hauptprodukt. Beide Kondensationsprodukte weisen eine schwarze bis leicht braune Farbe auf (vgl. Abbildung 65).

**Abbildung 65: Mischkunststofffraktion MKS – Pyrolysekondensate (links Wachs, rechts Öl)**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Die Analyse der Kondensationsprodukte (Tabelle 14) zeigt einen typischen, hohen Flüchtigengehalt. Das Wachs besitzt einen hohen Gehalt an Kohlenstoff. Dies lässt auf einen hohen Anteil an Kohlenwasserstoffen schließen. Das Öl enthält hingegen nur wenig Kohlenstoff, was neben der geringen Viskosität ein Indiz für einen hohen Wassergehalt ist. Verunreinigungen durch Chlor, Schwefel oder Stickstoff sind nicht in besonderem Maße feststellbar.

**Tabelle 14: Mischkunststofffraktion MKS – Analyse Pyrolysekondensate**

Analytik	Einheit	Wachs	Öl
Aschegehalt	[Ma.-%]	0,0	0,0
Flüchtigengehalt	[Ma.-%]	99,8	100,0
Kohlenstoffgehalt	[Ma.-%]	76,4	7,4
Wasserstoffgehalt	[Ma.-%]	10,8	10,3
Stickstoffgehalt	[Ma.-%]	0,3	0,3
Chlorgehalt	[Ma.-%]	0,4	< 0,1
Schwefelgehalt	[Ma.-%]	< 0,1	< 0,1
Brennwert	[kJ/kg]	39.200 ± 2.800	-

Im Pyrolysekoks (Abbildung 68) verblieben diverse Fragmente, die auf die Herkunft der Fraktion aus dem LVP-Abfall schließen lassen. Neben Karbonisaten von Kunststoffen, insbesondere Folien und andere 2D-Kunststoffe, sind Reste aus Materialien mit Aluminiumverbund zu erkennen. Das Aluminium verbleibt bei der Pyrolyse im Feststoff und wird bei der thermischen Behandlung von den Kunststofffolien befreit.

**Tabelle 15: Mischkunststofffraktion MKS – Analyse Pyrolysekoks**

Analytik	Einheit	Koks
Aschegehalt	[Ma.-%]	35,5
Flüchtigengehalt	[Ma.-%]	18,9
Kohlenstoffgehalt	[Ma.-%]	51,4
Wasserstoffgehalt	[Ma.-%]	2,2
Stickstoffgehalt	[Ma.-%]	0,8
Chlorgehalt	[Ma.-%]	1,5
Schwefelgehalt	[Ma.-%]	0,3
Brennwert	[kJ/kg]	20.300 ± 1.500

**Abbildung 66: Mischkunststofffraktion MKS – Pyrolysekoks**

---



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

#### **6.3.4.2.3 EBS-Fraktion – Pyrolyseprodukte**

Die kondensierbaren Bestandteile aus der Pyrolyse der EBS-Fraktion – ein wachsartiger Feststoff (17,6 Ma.-%) und eine ölige Phase (15,7 Ma.-%) – bildeten in Summe 33,3 Ma.-% (Abbildung 67). Als Rückstand verblieben etwa 25,3 Ma.-% Pyrolysekoks (Abbildung 68).

Das Wachs im Kondensat (Abbildung 67, links) besitzt eine schwarze Färbung und weist eine hohe Viskosität auf. Die ölige Phase (Abbildung 67, rechts) hingegen ist wenig gefärbt und weitgehend transparent.

Der Pyrolysekoks, der bei 500 °C als Feststoff zurückgeblieben ist, hat eine pulvrige Konsistenz und enthält einzelne stückige Fragmente, die aus Holzkohle, Metallfolien, mineralischen Agglomeraten und künstlichen Mineralfasern bestehen (Abbildung 68). Die Analyse (Tabelle 17) zeigt einen hohen Anteil an verbliebenem Kohlenstoff im Koks.

**Abbildung 67: EBS-Fraktion – Pyrolysekondensate (links Wachs, rechts Öl)**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

**Tabelle 16: EBS-Fraktion – Analyse Pyrolysekondensate**

Analytik	Einheit	Wachs	Öl
Aschegehalt	[Ma.-%]	0,0	0,0
Flüchtigengehalt	[Ma.-%]	99,8	100,0
Kohlenstoffgehalt	[Ma. %]	76,4	8,5
Wasserstoffgehalt	[Ma.-%]	10,8	10,3
Stickstoffgehalt	[Ma.-%]	0,3	0,4
Chlorgehalt	[Ma.-%]	0,4	< 0,1
Schwefelgehalt	[Ma.-%]	< 0,1	< 0,1
Brennwert	[kJ/kg]	33.300 ± 1.000	-

**Abbildung 68: EBS-Fraktion – Pyrolysekoks**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

**Tabelle 17: EBS-Fraktion – Analyse Pyrolysekoks**

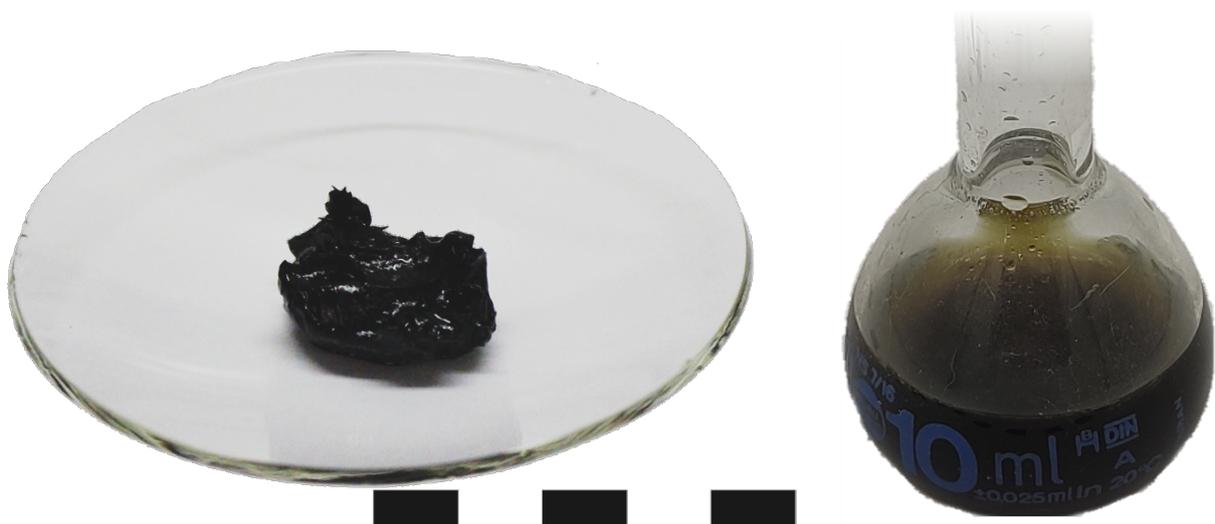
Analytik	Einheit	Koks
Aschegehalt	[Ma.-%]	42,1
Flüchtigengehalt	[Ma.-%]	20,2
Kohlenstoffgehalt	[Ma.-%]	44,2
Wasserstoffgehalt	[Ma.-%]	1,8
Stickstoffgehalt	[Ma.-%]	1,0
Chlorgehalt	[Ma.-%]	0,8

Analytik	Einheit	Koks
Schwefelgehalt	[Ma.-%]	1,0
Brennwert	[kJ/kg]	15.900 ± 400

#### 6.3.4.2.4 Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT – Pyrolyseprodukte

Bei der Pyrolyse der Kunststofffraktion WEEE I Kleingeräte/IT konnten bis zu 46,4 Ma.-% Kondensationsprodukt, mit Anteilen von 27,3 Ma.-% Pyrolyseöl und 19,1 Ma.-% Wachs, gewonnen werden. Es blieben 15,6 Ma.-% an Pyrolysekoks zurück, 37,9 Ma.-% der Pyrolyseprodukte gingen in nicht kondensierbare Gase über. Das Kondensat bildet zwei Phasen (Abbildung 69), wobei ein schwarzes Wachs mit geringer Viskosität und ein durchsichtiges, leicht gelbliches Öl entsteht. Die beiden Fraktionen lassen sich nur schwer voneinander trennen. Beide Fraktionen enthalten hohe Gehalte an Kohlenstoff und Wasserstoff, signifikante Mengen Chlor konnten ebenfalls detektiert werden (Tabelle 18).

**Abbildung 69: Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT – Kondensationsprodukte der Pyrolyse (Öl)**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Im Pyrolysekoks wurde eine Vielzahl an Kleinteilen identifiziert, wie sie typischerweise im E-Schrott vorhanden sind (Abbildung 70). Auffällig sind Karbonisate von Duroplasten sowie Reste elektrischer Bauteile, insbesondere von Kabeln und Platinenteilen. Die Kunststoffummantelung der Kabel ist durch die Pyrolyse brüchig geworden. Womöglich eignet sich dieses Material für die weitere mechanische Aufbereitung zur Abtrennung der kohlenstoffhaltigen Rückstände und Rückgewinnung von kupferhaltigen Wertstoffen. Die Analyse (Tabelle 19) zeigt einen Aschegehalt von über 40 Ma.%. Relevante Mengen Chlor sind im Koks vorhanden, wobei nicht differenziert werden kann, ob dieses aus chlorierten organischen Substanzen oder evtl. vorhandenen anorganischen Salzen stammt.

**Tabelle 18: Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT – Analyse Pyrolysekondensat**

Analytik	Einheit	Wachs	Öl
Aschegehalt	[Ma.-%]	0,0	0,0
Flüchtigengehalt	[Ma.-%]	99,8	99,9
Kohlenstoffgehalt	[Ma.-%]	78,1	67,4
Wasserstoffgehalt	[Ma.-%]	9,9	9,2
Stickstoffgehalt	[Ma.-%]	1,5	2,3
Chlorgehalt	[Ma.-%]	0,6	0,9
Schwefelgehalt	[Ma.-%]	0,1	0,1
Brennwert	[kJ/kg]	36.100 ± 900	30.100 ± 200

**Abbildung 70: Kunststofffraktion aus WEEE (Kleingeräte/IT) – Pyrolysekoks**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

**Tabelle 19: Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT – Analyse Pyrolysekoks**

Analytik	Einheit	Koks
Aschegehalt	[Ma.-%]	42,1
Flüchtigengehalt	[Ma.-%]	20,2
Kohlenstoffgehalt	[Ma.-%]	36,2
Wasserstoffgehalt	[Ma.-%]	1,5
Stickstoffgehalt	[Ma.-%]	0,8
Chlorgehalt	[Ma.-%]	2,7
Schwefelgehalt	[Ma.-%]	0,2
Brennwert	[kJ/kg]	13.000 ± 100

#### 6.3.4.2.5 Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte – Pyrolyseprodukte

Bei der Pyrolyse der Kunststofffraktion WEEE II Kühlgeräte wurden 34,0 Ma.-% Pyrolyseöl gewonnen, das eine schwarz-grünliche Färbung aufweist (Abbildung 71). Vereinzelt wurden schwarze Agglomerate identifiziert, wobei unklar ist, ob diese aus der Pyrolyse oder sekundären Reaktion im Öl stammen. Die Analyse weist mit 53,7 Ma.-% einen vergleichbar geringen Gehalt an Kohlenstoff auf. Der Chlorgehalt ist, wie bei der Zusammensetzung des Edukts (vgl. Tabelle 10) zu erwarten, mit 5,6 Ma.-% sehr hoch. Eine wachsartige Fraktion ist bei diesem Einsatzmaterial nicht entstanden.

**Abbildung 71: Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte – Pyrolysekondensat (Öl)**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

**Tabelle 20: Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte – Analyse Pyrolysekondensat**

Analytik	Einheit	Öl
Aschegehalt	[Ma.-%]	0,1
Flüchtigengehalt	[Ma.-%]	98,6
Kohlenstoffgehalt	[Ma.-%]	53,7
Wasserstoffgehalt	[Ma.-%]	9,2
Stickstoffgehalt	[Ma.-%]	0,5
Chlorgehalt	[Ma.-%]	5,6
Schwefelgehalt	[Ma.-%]	< 0,1
Brennwert	[kJ/kg]	21.100 ± 8200

Im Pyrolysekoks findet sich eine Vielzahl von kleineren Fragmenten, wobei metallhaltige Teile wie Kabel, Drähte, Bleche und Rest von Platinen auffallen. Mit 13,0 Ma.-% ist der Chloranteil im Pyrolysekoks sehr hoch (Tabelle 21).

**Abbildung 72: Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte – Pyrolysekoks**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

**Tabelle 21: Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte – Analyse Pyrolysekoks**

Analytik	Einheit	Koks
Aschegehalt	[Ma.-%]	57,4
Flüchtigengehalt	[Ma.-%]	14,8
Kohlenstoffgehalt	[Ma.-%]	28,8
Wasserstoffgehalt	[Ma.-%]	1,3
Stickstoffgehalt	[Ma.-%]	0,5
Chlorgehalt	[Ma.-%]	13,0
Schwefelgehalt	[Ma.-%]	0,1
Brennwert	[kJ/kg]	9.800 ± 100

#### 6.3.4.2.6 Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge – Pyrolyseprodukte

Für die Pyrolyse der Kunststofffraktion SLF I Altfahrzeuge ergab sich eine Ausbeute von 21,0 Ma.-% an Kondensationsprodukten. 19,4 Ma.-% entfielen dabei auf das Pyrolysewachs und nur 1,6 Ma.-% auf das Pyrolyseöl. Das Wachs zeigt eine hohe Viskosität und schwarze Färbung, wohingegen das Öl eine bräunliche Farbe und eine wässrige Konsistenz besitzt (Abbildung 73). Die Ergebnisse der Analyse (Tabelle 22) zeigen, dass das Wachs einen hohen Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt aufweist. Der Stickstoffgehalt rührt vermutlich von Polyamiden und anderen technischen Kunststoffen, die in der Kunststofffraktion identifiziert werden konnten (vgl. Kapitel 6.3.2.2.5). Für das Öl konnte kein Brennwert ermittelt werden, was neben der Viskosität ebenfalls ein weiteres Indiz für einen hohen Wassergehalt ist.

**Abbildung 73: Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge – Pyrolysekondensate (links Wachs, rechts Öl)**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

**Tabelle 22: Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge – Analyse Pyrolysekondensat**

Analytik	Einheit	Wachs	Öl
Aschegehalt	[Ma.-%]	0,3	0,0
Flüchtigengehalt	[Ma.-%]	99,2	100,0
Kohlenstoffgehalt	[Ma.-%]	67,9	6,8
Wasserstoffgehalt	[Ma.-%]	9,9	9,9
Stickstoffgehalt	[Ma.-%]	1,9	1,2
Chlorgehalt	[Ma.-%]	0,1	< 0,1
Schwefelgehalt	[Ma.-%]	0,3	< 0,1
Brennwert	[kJ/kg]	34.700 ± 500	-

**Abbildung 74: Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge – Pyrolysekoks**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Im Pyrolysekoks (Abbildung 74) wurde eine große Menge des Feinanteils wiedergefunden. Zudem wurden metallhaltige Rückstände, wie kleinere Bleche und Drähte identifiziert. Oftmals waren diese Fragmente in faserartige Karbonisate eingebunden, deren genaue Herkunft unklar ist. Vermutlich handelt es sich um drahtverstärkte Kompositmaterialien. Aufgrund des großen Anteiles an metallhaltigen Reststoffen und einem besonders aschehaltigen Feinanteil zeigte die Probe bei der Analyse einen hohen Aschegehalt (Tabelle 23).

**Tabelle 23: Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge – Analyse Pyrolysekoks**

Analytik	Einheit	Koks
Aschegehalt	[Ma.-%]	72,2
Flüchtigengehalt	[Ma.-%]	17,7
Kohlenstoffgehalt	[Ma.-%]	22,2
Wasserstoffgehalt	[Ma.-%]	0,9
Stickstoffgehalt	[Ma.-%]	0,8
Chlorgehalt	[Ma.-%]	1,5
Schwefelgehalt	[Ma.-%]	0,5
Brennwert	[kJ/kg]	7.900 ± 600

#### 6.3.4.2.7 Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen – Pyrolyseprodukte

Bei der Pyrolyse der Kunststofffraktion SLF II DSD-Dosen wurden 26,6 Ma.-% Kondensat gewonnen – 20,6 Ma.-% Pyrolysewachs und 6,0 Ma.-% Pyrolyseöl. Das Hauptprodukt bildet der Pyrolysekoks mit einem Anteil von 37,9 Ma.-%. Ohne Kondensation gehen 35,4 Ma.-% der Pyrolyseprodukte in der Gasphase verloren.

**Abbildung 75: Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen – Pyrolysekondensate (links Wachs, rechts Öl)**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Die Kondensate weisen eine leichte bräunliche Färbung auf (Abbildung 75). Die Ursache ist unklar, könnte aber mit eisenhaltigen Chromophoren zusammenhängen, da die Abfallfraktion einen besonders hohen Elementargehalt an Eisen aufweist. Die Ölphase zeigt, ähnlich wie das Öl aus der Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge eine wässrige Konsistenz und einen niedrigen Kohlenstoffgehalt. Es ist zudem nicht möglich einen Brennwert zu ermitteln.

**Tabelle 24: Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen – Analyse Pyrolysekondensat**

Analytik	Einheit	Wachs	Öl
Aschegehalt	[Ma.-%]	0,3	0,0
Flüchtigengehalt	[Ma.-%]	99,7	100,0
Kohlenstoffgehalt	[Ma.-%]	75,8	4,75
Wasserstoffgehalt	[Ma.-%]	11,1	10,3
Stickstoffgehalt	[Ma.-%]	1,0	0,8
Chlorgehalt	[Ma.-%]	<0,1	0,1
Schwefelgehalt	[Ma.-%]	<0,1	<0,1
Brennwert	[kJ/kg]	38.700 ± 100	0

Der Pyrolysekoks besitzt einen hohen Anteil an Metallteilen. So können charakteristische Bestandteile aus Verpackungsmaterialien, z.B. Aluminiumfolie, die Aufreißlasche einer Dose oder diverse Drähte identifiziert werden (Abbildung 74). Weitere Nebenbestandteile, wie temperaturbeständiges Gewebe oder Mineralik, spiegeln die komplexe Zusammensetzung der Abfallfraktion wider. In Summe führt dies zu einem hohen Aschegehalt von 74,1 Ma.-%

**Tabelle 25: Kunststofffraktion aus SLF DSD-Dosen – Analyse Pyrolysekoks**

Analytik	Einheit	Koks
Aschegehalt	[Ma.-%]	74,1
Flüchtigengehalt	[Ma.-%]	19,7
Kohlenstoffgehalt	[Ma.-%]	19,6
Wasserstoffgehalt	[Ma.-%]	0,7
Stickstoffgehalt	[Ma.-%]	0,7
Chlorgehalt	[Ma.-%]	1,0
Schwefelgehalt	[Ma.-%]	0,5
Brennwert	[kJ/kg]	7.400 ± 400

**Abbildung 76: Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen – Pyrolysekoks**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

#### **6.3.4.2.8 Weitere Charakterisierung der Pyrolyseprodukte**

Weiterführende Informationen zur chemischen Zusammensetzung der Pyrolysekondensate aus den Abfallfraktionen finden sich im Anhang B. Die dort gezeigten Chromatogramme wurden mittels GC-MS aufgezeichnet und charakterisieren die Pyrolyseöle aller betrachteten Fraktionen bezüglich der enthaltenen flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) und Polyaromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK). Für die VOC-Analyse wurde ein *Agilent GC 7890 / LECO Pegasus 4 D* mit Injection via split-/splitless injector full-scan modus 45-550 amu genutzt, für die PAK-Analyse ein Multi-Mode Injector (MMI) *Agilent MSD 5977 B GC/MS*. Für die Analyse der Wachse wurden 5 mg Probe in 50 ml Lösemittel Dichlormethan:Methanol (1:1) aufgenommen.

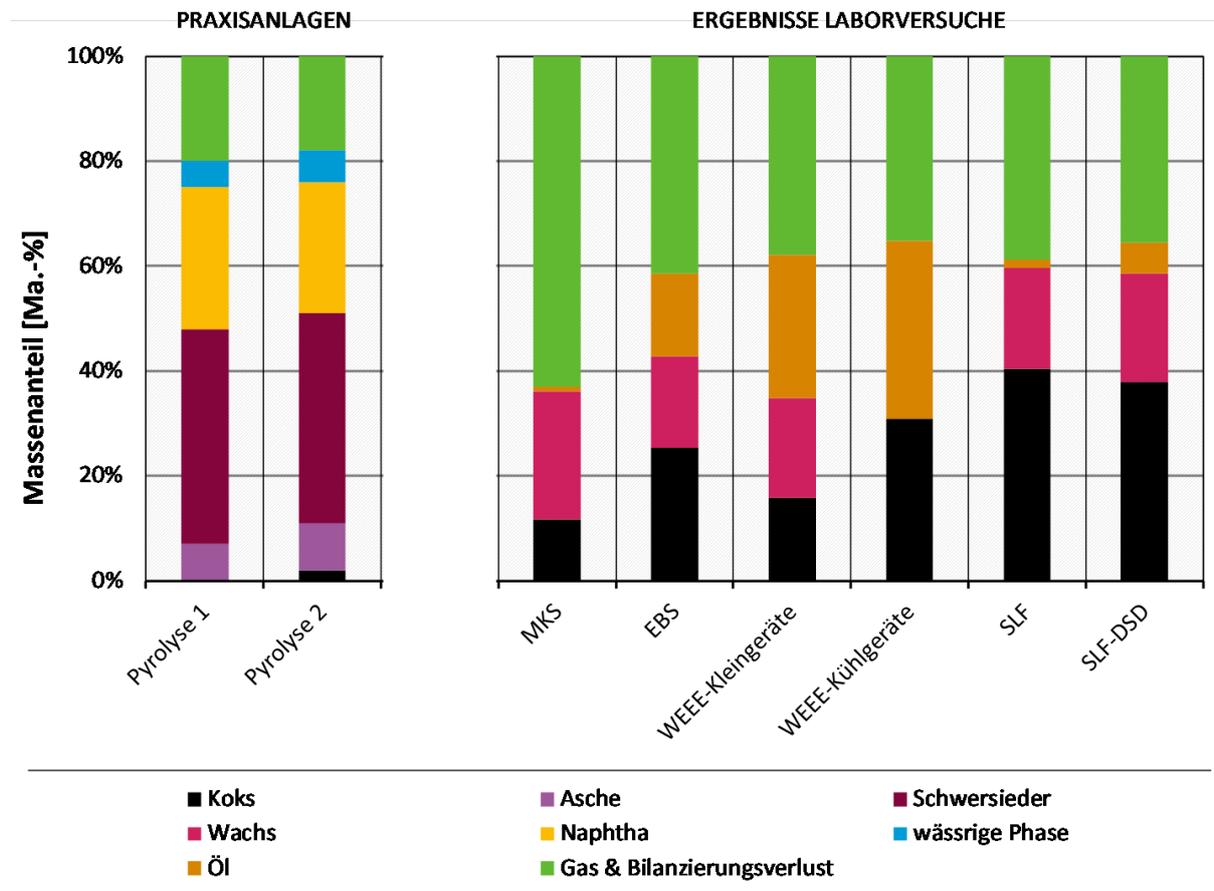
Die Ergebnisse der Röntgenfluoreszenzanalyse für die Pyrolysekokse der Abfallfraktionen finden sich in Anhang D.2. Es sind die Elemente ab einer Ordnungszahl  $Z > 12$  mit relevantem Anteil in der Probe grafisch aufgetragen.

#### **6.3.4.2.9 Gesamtübersicht Pyrolyseversuche und Vergleich mit Praxisverfahren**

Zur Übersicht und Veranschaulichung der erzielten Ergebnisse, sind die in den Laborversuchen erreichten Massenausbeuten der Produkte in Abbildung 77 zusammengefasst. Entsprechens der Nomenklatur in Kapitel 6.4 werden die Kondensate der Praxisverfahren als Naphta (Siedepunkt  $< 180\text{ °C}$ ) und Schwersieder (Sdp.  $> 180\text{ °C}$ ) bezeichnet.

Deutlich zeigt das Diagramm die höheren Kondensatausbeuten aus den Praxisverfahren, die auf die optimierte Betriebsweise dieser Prozesse und die Limitierungen der Laborversuche zurückzuführen sind.

**Abbildung 77: Produktausbeuten der Laborversuche zur Pyrolyse im Vergleich mit den beiden für die Gesamtbilanzierung ausgewählten Pyrolyseverfahren (vgl. Kapitel 6.4.2)**



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

### 6.3.5 Laborversuche: Verölung [Hochschule Merseburg]

Mit den ausgewählten Abfallfraktionen wurden Versuche zur Verölung an der Hochschule Merseburg durchgeführt. Die Öle wurden hergestellt, die Inhaltsstoffe charakterisiert und die Eignung für das chemische Recycling hinsichtlich Ausbeute und Qualität beurteilt.

#### 6.3.5.1 Durchführung

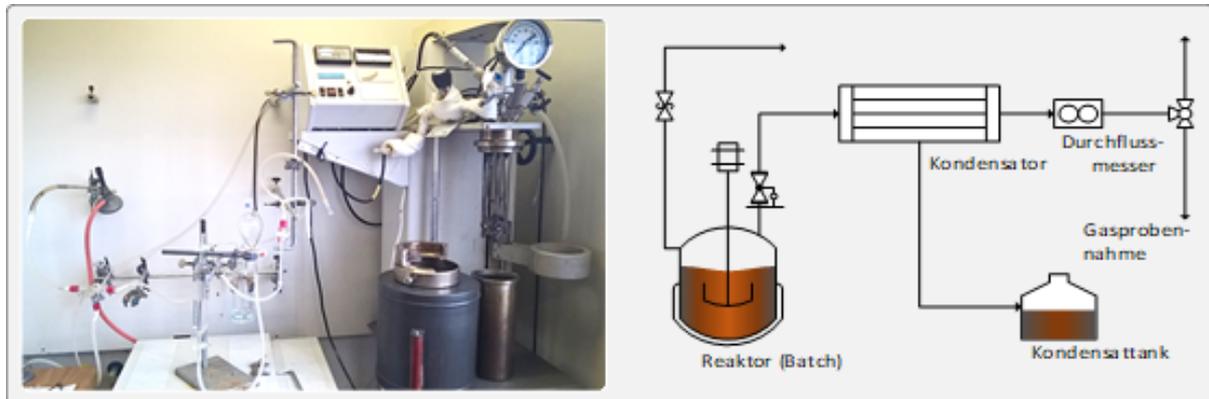
Für eine einheitliche Durchführung der Verölungsversuche wurden zuerst die geeigneten Betriebsbedingungen für alle Versuchsmaterialien evaluiert. Als Kriterien dienten

- ▶ das Schmelzverhalten – die Proben müssen aufschmelzen, sodass ein guter Wärmeübergang bei moderaten Temperaturen möglich ist,
- ▶ die Neigung zu Verkokung und zur Bildung von Teeren und
- ▶ die Anlehnung an die industrielle Anwendung.

Die Verölungsversuche wurden zunächst in einem diskontinuierlichen Rührkessel (2 Liter Volumen) mit und ohne Startöl durchgeführt. Die zu verölegenden Stoffe wurden dazu auf Reaktionstemperatur gebracht. Die Spaltprodukte wurden aus dem Reaktor ab- und einem Kondensator zugeführt, wobei eine Ölfraction aufgefangen und eine Gasfraction mit Hilfe eines

Massendurchflussmessers erfasst wurde. In Abbildung 78 ist der Versuchsaufbau dargestellt, der zum Einsatz kam.

**Abbildung 78: Diskontinuierlicher Rührkesselreaktor zur Durchführung von Verölungsversuchen**



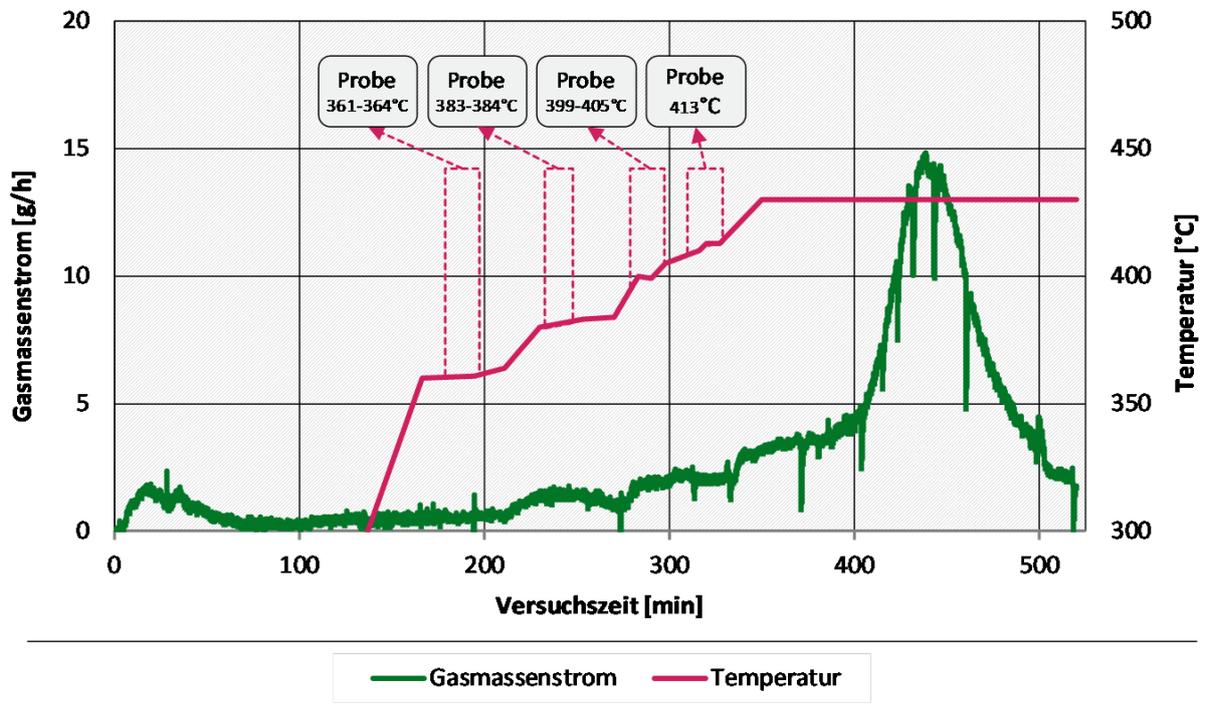
Quelle: eigene Darstellung, Hochschule Merseburg

Für die Experimente wurde folgende Methodik auf Basis der Vorversuche festgelegt:

- ▶ Verölung mit Startöl (PE-Wachs) in einem Kunststoffabfall/Startölverhältnis von 1:1
- ▶ Einwaage von 200 g, um das Aufschmelzen aller Abfallfraktionen zu gewährleisten
- ▶ Reaktorkopftemperatur von 200 °C zur Vermeidung von Teerablagerungen in den Rohrleitungen
- ▶ Blindversuche mit Startöl (vgl. Abbildung 79). Die dabei identifizierten Produkte aus dem Startöl wurden bei den Verölungsversuchen vom Gesamtproduktspektrum, unter der Annahme vernachlässigbarer Wechselwirkungen mit den Produkten aus der Kunststoffdegradation, abgezogen.  
Bei der Verölung wurde darauf geachtet, dass die Spaltung des Startöls im Vergleich zu den Einsatzmaterialien gering war. Unter den angestrebten Bedingungen wurde eine Zersetzungsrate des Startöls zu Gasen von maximal 2,5 g/h bei 413°C ermittelt. Nach Einstellung des letzten Betriebspunktes wurde der Rest bis zum Eintrocknen bei 430°C behandelt, was dann zu erhöhten Zersetzungsraten bis 15 g/h führte.
- ▶ Durchführung der Verölungsversuche bei 360, 380, 400 und 410 °C, bei 1 bar unter kontinuierlicher Erfassung der Temperatur und der Gasmassenströme. Es wurden quasistationäre Bedingungen für eine Probenahme angestrebt, bei denen gezielt die Produkte in auswertbaren Mengen für Analysen abgezogen wurden. Nach Probenahme wurde die Temperatur auf die nächste Stufe erhöht.
- ▶ Einsatzmaterial: Vorkonditionierte Kunststoff-Modelabfallfraktionen (Korngröße 0-50 mm)
- ▶ Die Massen an Flüssigprodukten und Rückständen wurden gravimetrisch bestimmt. Die Gase wurden mit Hilfe eines Coriolis-Massendurchflussmessers (siehe Abbildung 80) erfasst, sodass eine vollständige Bilanzierbarkeit gegeben war. Ablagerungen in Rohrleitungen und anderen Bauteilen wurden als Rest ausgewiesen. Auch in einer Gaswäsche ausgewaschene Komponenten wurden dem Rest zugeschrieben.
- ▶ Die einzelnen Produkte wurden mit Hilfe unterschiedlicher Analysenmethoden ausgewertet. Feste Rückstände, bestehend aus Koks und Asche, wurden verascht. Die Asche wurde

hinsichtlich der Elementarzusammensetzung analysiert. Die Zusammensetzung von Ölen und Gasen wurde mit GC-MS bestimmt.

**Abbildung 79: Gasmassenstrom und Temperaturverlauf bei der Verölung des reinen Startöls (Referenzversuch)**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Im Rahmen der Versuche wurden sowohl die Einsatzstoffe als auch die Produkte analysiert.

► Analytik der Edukte

- Immediatanalyse (Wasser-, Asche-, Flüchtigengehalt)
- Bestimmung der chemischen Zusammensetzung (Kohlenstoff, Wasserstoff, Stickstoff, Schwefel und Chlor)
- Bestimmung von Brennwert/Heizwert
- Spurenelemente und Schwermetallgehalt mittels Röntgenfluoreszenzanalyse

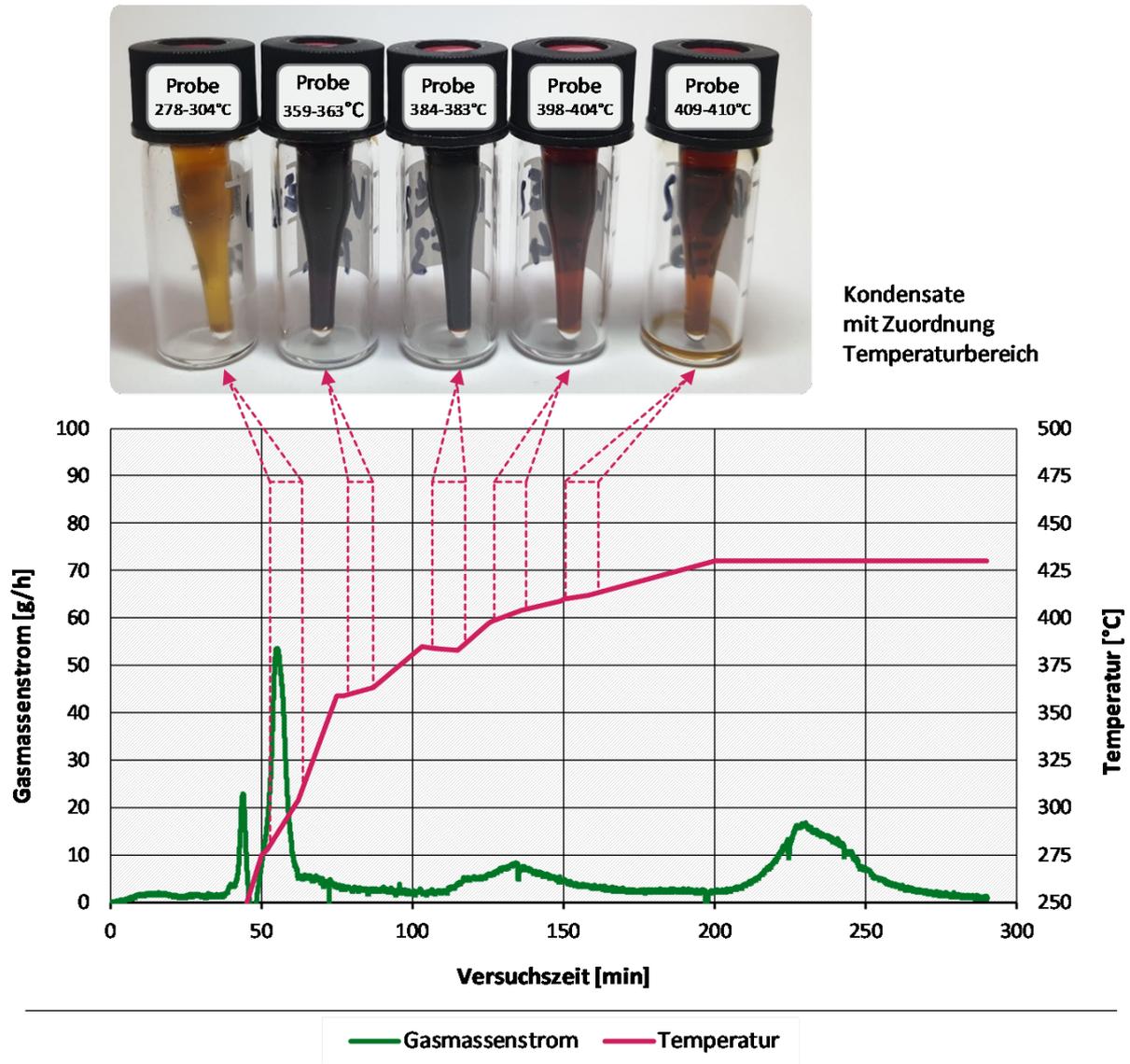
► Analytik der Hauptprodukte aus der Verölung (Gase, Öle)

- Immediatanalyse (Wasser-, Asche-, Flüchtigengehalt)
- Bestimmung der chemischen Zusammensetzung (Kohlenstoff, Wasserstoff, Stickstoff, Schwefel und Chlor; Sauerstoff als Differenz)
- Charakteristische Produktmerkmale (z.B. Aromatenanteil, Olefinanteil, Monomergehalt)
- Bestimmung von Brennwert/Heizwert
- Spurenelemente und Schwermetallgehalt mittels Röntgenfluoreszenzanalyse

► Analytik der Nebenprodukte aus der Verölung (Wachs, Gas)

- Bestimmung der chemischen Zusammensetzung (Kohlenstoff, Wasserstoff, Stickstoff, Schwefel und Chlor, Sauerstoff aus Rest)
- Bestimmung von Brennwert/Heizwert
- Spurenelemente und Schwermetallgehalt mittels Röntgenfluoreszenzanalyse
- Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (EPA 16 PAK)

**Abbildung 80: Ölproben, Gasmassenstrom und Temperaturverlauf bei der Verölung einer WEEE-Fraktion mit Startöl (Mischung 1:1), exemplarisch**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

### 6.3.5.2 Ergebnisse

Die Verölung der einzelnen Abfallfraktionen führte zu unterschiedlichem zeitlichem Verhalten und entsprechend unterschiedlichen Ausbeuten an verwertbaren Produkten und Reststoffen. Hauptprodukt der Verölung stellt das Produktöl dar. Gase können in der Regel nur energetisch genutzt werden. Als Abfallprodukte fallen Koks mit Ascheanteilen, sowie Abwasser an.

Abgaskomponenten wie Chlorwasserstoff können durch eine Wäsche ebenfalls ins Abwasser gelangen.

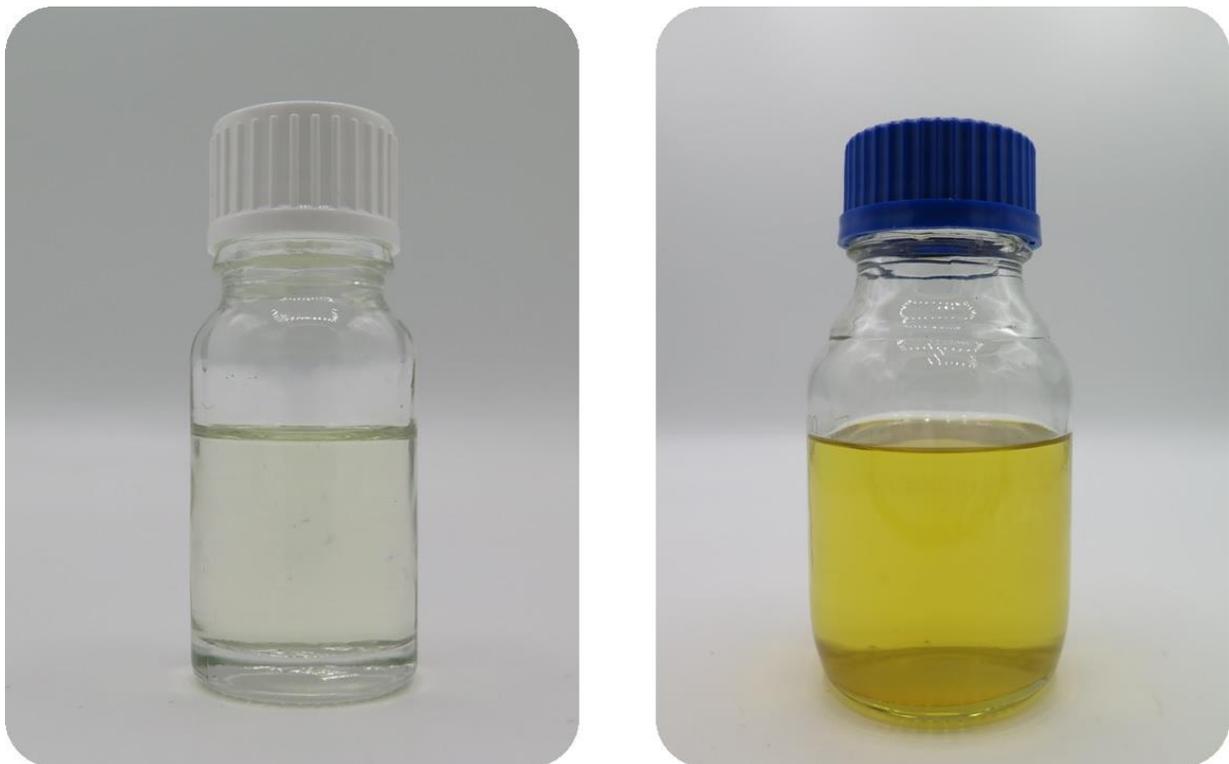
#### 6.3.5.2.1 Charakterisierung Produktöle

Die Produktöle aus den Abfallfraktionen unterschieden sich hinsichtlich ihrer Farbe und Konsistenz. Alle Proben zeigten eine Trennung der Ölphase in wachsartige und ölige Bestandteile. Die wachsartigen Komponenten bildeten sich teilweise im Verlaufe der Lagerungszeit. Dies lässt auf eine Repolymerisation der Produktbestandteile schließen, die in technischen Prozessen durch die Zugabe von Additiven verringert werden kann. Für weitere Untersuchungen der Öle war folglich eine Homogenisierung, z.B. durch Rühren und Erwärmen erforderlich.

Die Produktöle aus dem Startöl und der Referenzprobe wiesen dagegen eine helle, dünnflüssige Beschaffenheit auf, wobei aus dem Referenzmaterial ein deutlich dunkleres Produkt erzeugt wurde als beim reinen Startöl (vgl. Abbildung 81). Bei beiden Proben war keine Trübung erkennbar und auch Alterungserscheinungen traten nicht auf.

**Abbildung 81: Verölungsprodukte aus Startöl PE-Wachs (links) und dem Vergleichsstandard aus PE/PP/PS (rechts)**

---



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Das Öl aus dem MKS zeigte eine helle, öltypische Farbe (vgl. Abbildung 82, links). Das Produkt war anfänglich trüb. Binnen 24 Stunden Ruhezeit setzte sich eine flockige, wachsartige Feststoffphase ab. Das Öl selbst erschien danach transparent und war deutlich dunkler gefärbt als die Referenz aus den Virgin-Grade Materialien.

Aus dem EBS wurde eine Flüssigphase erzeugt, welche zunächst ein ähnliches Erscheinungsbild aufwies wie das Öl aus Mischkunststoff. Innerhalb von kurzer Zeit nahm die Flüssigkeit jedoch

eine deutlich dunklere Färbung an, die im Gegenlicht eine rötliche Tönung erkennen lässt (vgl. Abbildung 82, rechts). Der Prozess setzte noch während des Versuchszeitraumes ein. Zusätzlich entstand eine schwerere Ölphase in geringen Mengen.

**Abbildung 82: Verölungsprodukte aus MKS (links) und EBS (rechts) frisch (jeweils links im Bild) und nach 96 Stunden Alterung (jeweils rechts im Bild)**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Die Ölfraktion aus dem Elektroschrott-Material WEEE I (Kleingeräte/IT) zeigte ebenfalls ein verhältnismäßig helles und transparentes Erscheinungsbild (vgl. Abbildung 83, links). Die Färbung des Produktes war rot-bräunlich. Nach ca. 24 Stunden setzten sich, ähnlich wie beim Öl aus dem Ersatzbrennstoff, geringe Mengen einer schweren Ölphase ab. Auch hier bildete sich eine wachsartige Phase.

Aus der Verölung des Materials WEEE II Kühlgeräte wurde ein stark trübes Kondensat erzeugt (vgl. Abbildung 83, rechts). Dieses zeigte rasch Alterungserscheinungen und war im Anschluss tiefschwarz gefärbt. Durch die Probenflasche ist keinerlei Lichttransmission erkennbar. Im Vergleich zu den Ölen der anderen Einsatzstoffe bildeten sich zwei Ölphasen mit unterschiedlicher Dichte.

Die Untersuchung der SLF I Altfahrzeuge resultierte in einem zunächst braunen, stark trüben Öl (Abbildung 84, links). Innerhalb von 96 Stunden setzten sich geringe Mengen wachsartiger Flocken ab. Während dieses Zeitraumes verfärbte sich die ölige Phase dunkel. Im Gegenlicht ist eine rötliche Färbung erkennbar. Die Flockenbildung kann auf eine Repolymerisation zurückgeführt werden, bei der die gebildeten Olefine wieder zu Oligomeren abreagieren.

**Abbildung 83: Verölungsprodukte aus Elektroschrott WEEE I Kleingeräte (links) und WEEE II Kühlgeräte (rechts), frisch (jeweils links im Bild) und nach 96 Stunden Alterung (jeweils rechts im Bild)**

---



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

**Abbildung 84: Verölungsprodukte aus SLF I Altfahrzeuge (links) und SLF II DSD-Dosen (rechts), frisch (jeweils links im Bild) und nach 96 Stunden Alterung (jeweils rechts im Bild)**

---



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Das Absetz- und Alterungsverhalten sowie die optische Beschaffenheit der Öle aus der SLF II ist mit den Eigenschaften jener aus der Fraktion SLF I vergleichbar (siehe Abbildung 84, rechts).

Die einzelnen Sammelproben des Öls wurden hinsichtlich ihrer chemischen Zusammensetzung analysiert. Die Öl-Analyse umfasste den Gehalt an Heteroatomen, Asche und möglichen

Schadstoffen (Tabelle 26). Zum Vergleich für die Anforderungen eines möglichen Verwertungsweges sind auch die Spezifikation für einen Steamcracker angegeben [68].

Keines der erzeugten Produktöle aus der Verölung hält die Richtwerte für den als Referenz gewählten Steamcracker in Bezug auf Stickstoff, Sauerstoff und Chlor ein. Lediglich der Schwefelgehalt liegt für einige Öle unterhalb des Richtwertes.

Die Olefinkonzentration liegt bei allen Ölen signifikant zu hoch. Vor diesem Hintergrund erklärt sich die hohe Neigung zur Repolymerisation, bei der die Olefine zu Oligomeren abreagieren. Auch der Metallgehalt im Öl, der sich überwiegend im Aschegehalt niederschlägt, ist deutlich erhöht. Hinsichtlich der Schadstoffe PAK, PCB, PCCD/F liegen keine Vorgaben für den Steamcracker vor. Jedoch dürfen laut Chemikalien-Verbotsverordnung bestimmte gefährliche Stoffe nicht in den Verkehr gebracht werden, zu denen PCDD und PCDF zählen [10]. Das bedeutet, dass vor allem das Öl aus der Fraktion WEEE I sehr kritisch und jenes aus der Fraktion WEEE II als kritisch hinsichtlich des Gefährdungspotentials einzustufen ist. Das Inverkehrbringen wäre demnach problematisch. Laut der genannten Verordnung wäre lediglich eine direkte Verarbeitung zulässig.

Die gewonnenen Öle entsprechen hinsichtlich mehrerer Kriterien nicht den üblichen Richtwerten von Naphtha, welches in Steamcrackern eingesetzt wird. Das bedeutet, dass für eine Verwendung im Steamcracker entweder eine entsprechende Verdünnung mit Verhältnissen von z.T. über 200 oder aber eine Aufreinigung der Öle (vgl. Kapitel 6.5) erfolgen muss.

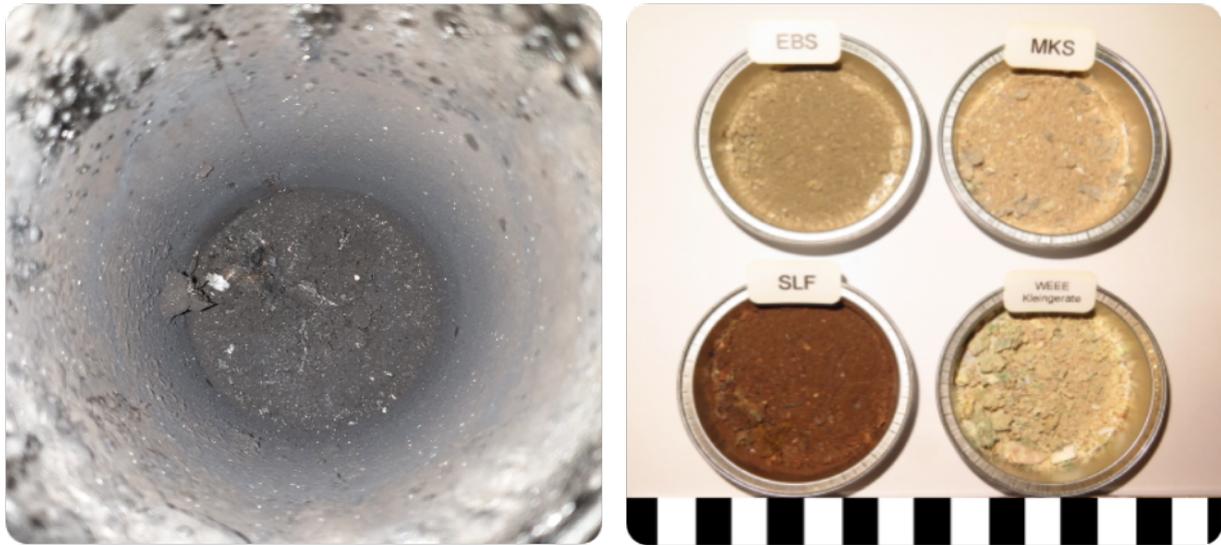
**Tabelle 26: Analyse der Produktöle aus der Verölung und Richtwerte Steamcracker [68]**

Komponente	Einheit	MKS	EBS	WEEE I	WEEE II	SLF I	SLF II	Richtwert Steamcracker
N	[mg/kg]	9.768	1.128	24.384	428	8.266	1.942	100
O	[mg/kg]	n.n.	75.183	113.682	68.475	28.585	190.270	100
S	[mg/kg]	250	376	989	428	344	583	500
Cl	[mg/kg]	751	2.629	1977	14.337	689	1165	3
Metalle, Asche	[mg/kg]	175	376	2636	856	103	116	1
PCDD/F	[ng TEQ/kg] (WHO 2005)	32	60	9.926	300	44	50	

### 6.3.5.2.2 Charakterisierung Rückstände

Die Rückstände, die nach der Verölung im Reaktor zurückblieben, setzen sich aus dem kohlenstoffhaltigem Koks und der anorganischen Asche zusammen. Die Farben der Aschen, die nach Abbrennen der Koksanteile zurückgeblieben sind, deuten auf unterschiedliche chemische Zusammensetzungen hin (siehe Abbildung 85).

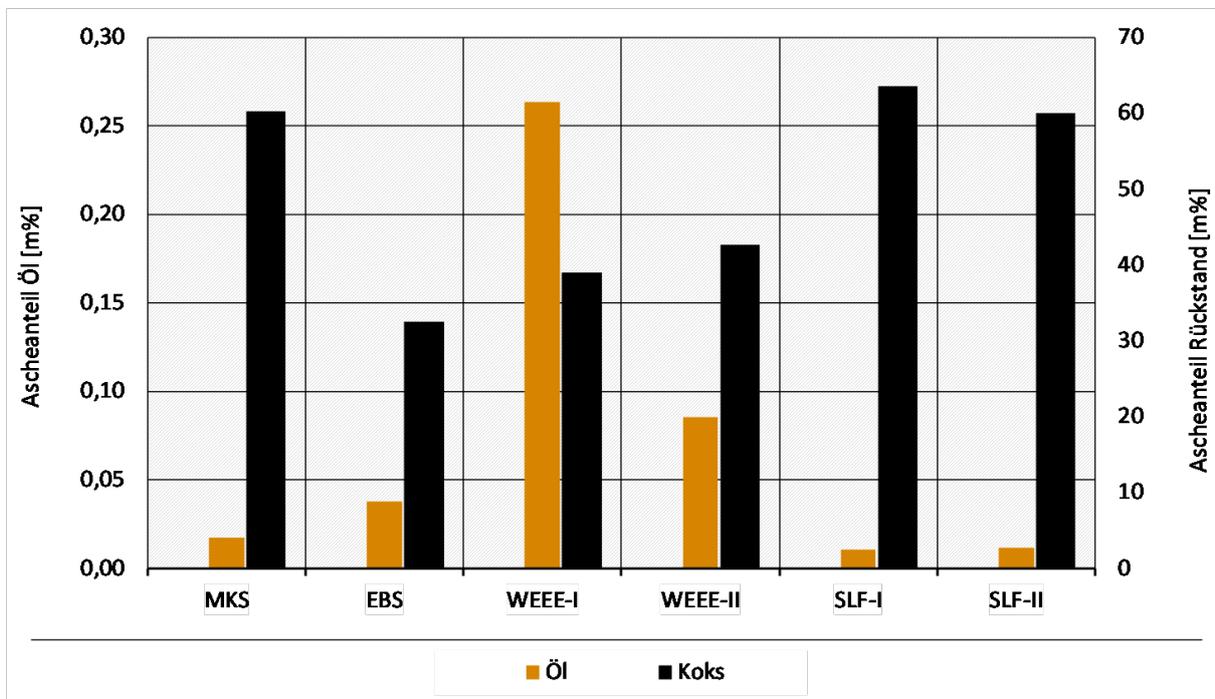
**Abbildung 85: Kokshaltiger Rückstand aus dem Versuch mit MKS (links) und Aschen aus den Versuchen mit unterschiedlichen Abfallfraktionen nach Koksabbrand**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Bei der Referenzprobe fiel bei der Verölung wenig Rückstand an. Asche konnte nicht nachgewiesen werden. Der Gehalt an Rückständen nahm bei den anderen Ausgangsmaterialien entsprechend deren Heterogenität zu (Abbildung 86).

**Abbildung 86: Gegenüberstellung der Ascheanteile in den öligen Phasen und im Koks für die untersuchten Abfallfraktionen**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Ergebnisse von Analysen der Rückstände sind in Tabelle 27 dargestellt. Wie zu erwarten, findet sich der Großteil der anorganischen Stoffe aus dem Einsatzmaterial als Asche im Rückstand wieder. Die Verölung bietet damit die Option zur Trennung der anorganischen Verbindungen

des Abfalls vom Kohlenwasserstoffanteil. Allerdings ist, wie Abbildung 86 zeigt, die Trennung nicht vollständig. Insbesondere die beiden Ölfractionen, welche aus den WEEE-Fractionen gewonnen wurden, weisen stark erhöhte Aschekonzentrationen von bis zu 2.630 mg/kg (WEEE I) auch im Produktöl auf.

**Tabelle 27: Analyse der Rückstände (Asche) aus der Verölung**

Substanz	Einheit	MKS	EBS	WEEE-I	WEEE-II	SLF-I	SLF-II
MgO	[Ma.-%]	0,0	0,2	0,9	5,0	3,7	0,0
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	[Ma.-%]	4,4	8,6	4,8	2,8	2,6	3,6
SiO <sub>2</sub>	[Ma.-%]	16,4	13,0	13,8	26,2	30,2	6,3
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	[Ma.-%]	1,7	1,3	1,0	1,5	6,4	1,0
S	[Ma.-%]	3,3	0,4	1,3	1,0	0,0	0,1
Cl	[Ma.-%]	5,1	2,5	1,8	0,9	0,0	22,9
CaCO <sub>3</sub>	[Ma.-%]	55,6	36,7	30,0	32,3	33,8	51,3
TiO <sub>2</sub>	[Ma.-%]	4,8	24,2	3,1	3,3	9,1	5,6
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	[Ma.-%]	3,5	9,0	35,7	16,3	4,4	3,1
Cu	[Ma.-%]	0,1	0,1	1,0	4,8	2,1	1,1
Zn	[Ma.-%]	1,4	0,3	2,6	2,4	0,6	0,1
Cd	[Ma.-%]	1,6	1,4	1,2	0,5	1,0	1,1
Sn	[Ma.-%]	0,5	1,2	0,6	1,1	3,0	1,2
Sb	[Ma.-%]	0,3	0,2	0,3	0,4	2,2	0,1

### 6.3.5.2.3 Charakterisierung Gase

Gase entstanden in den Verölungsversuchen nur in geringen Massenanteilen. Deren Zusammensetzung variierte jedoch erheblich. Neben den Kohlenwasserstoffen gelangten insbesondere beim Versuch mit der Fraktion WEEE II Kühlgeräte große Mengen an Chlorwasserstoff ins Gas, wie die Tabelle 28 zeigt.

**Tabelle 28: Anteil an Heteroatomen im Gas**

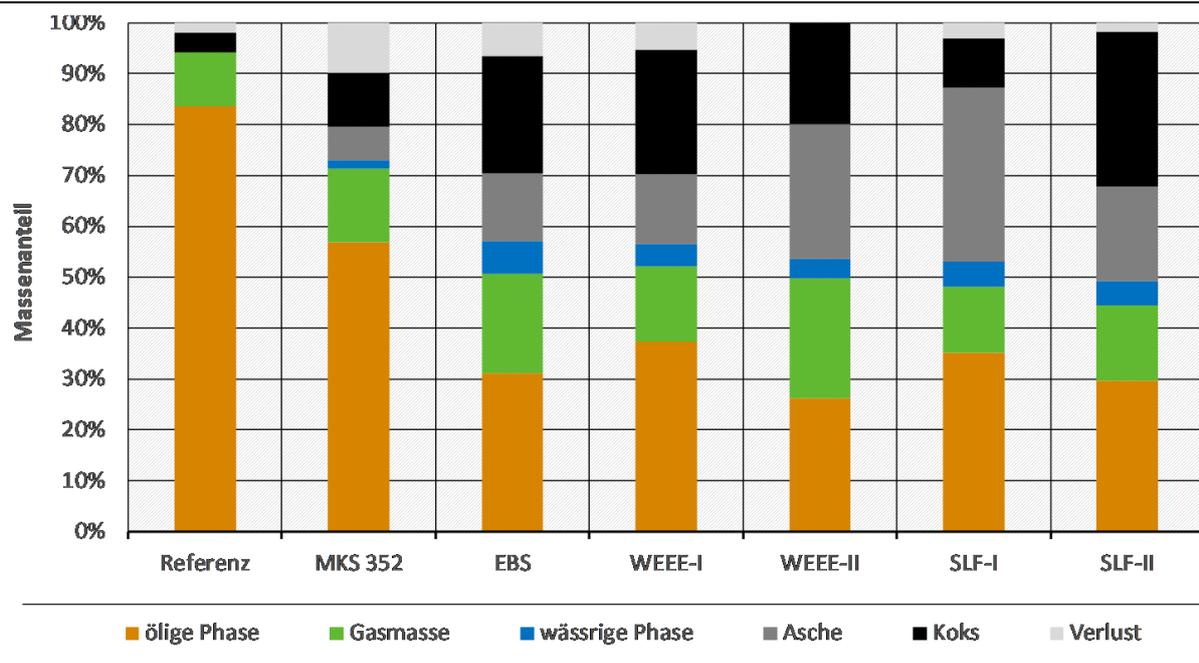
Komponente	Einheit	MKS	EBS	WEEE-I	WEEE-II (K)	SLF-I	SLF-II (D)
Fluorid	[Ma.-%]	n.n.	n.n.	0,03	n.n.	n.n.	n.n.
Chlor	[Ma.-%]	0,04	0,44	0,07	52,8	0,03	0,01
Brom	[Ma.-%]	n.n.	n.n.	0,04	0,01	n.n.	n.n.
Nitrat	[Ma.-%]	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
S	[Ma.-%]	0,00	0,01	n.n.	0,01	0,00	n.n.
org. N	[Ma.-%]	0,09	0,19	0,52	0,28	1,61	0,44

Derartige Gase müssten bei der Weiterverwertung zwingend nachbehandelt werden (z.B. Gaswäsche). In der Bilanzierung zeigt sich eine maximale Chlorbelastung von über 50 Ma.-% im Gas aus der Fraktion WEEE II (vgl. Tabelle 28).

#### 6.3.5.2.4 Massenbilanzen

Da sich die bei den Versuchen entstehenden Kondensate zum Teil in den Leitungen niederschlugen, konnten die Massenbilanzen nicht vollständig geschlossen werden. Die Ausbeuten der einzelnen Produktfraktionen (ohne Startölanteil) sind in Abbildung 87 aufgetragen.

**Abbildung 87: Integrale Ausbeute bei der Verölung der Modellabfallfraktionen**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Mit 82,5 Ma.-% lieferte die Mischung aus sortenreinen Virgin-Grade PE/PP/PS-Polymeren (Vergleichsstandard) die höchste Ausbeute an Öl. Die Gasausbeute betrug 9,4 Ma.-%, Koks und Reste lagen in Summe unter 8,1%. Eine signifikante Menge Asche konnte nicht nachgewiesen werden.

Die Mischkunststoffe MKS lieferten mit 57,0 Ma.-% eine deutlich geringere Ölausbeuten als die Referenz. Stattdessen stieg die Ausbeute der Gase auf 14,3 Ma.-% an. Der Anteil an Reststoffen vergrößerte sich auf ca. 18,9 Ma.-% (10,7 Ma.-% Koks, 6,5 Ma.-% Asche und 1,7 Ma.-% Abwasser). Die verringerte Öl- und erhöhte Koks- und Reststoffausbeute kann auf die schlecht verölbaren Inhaltsstoffe der Mischkunststofffraktion (Papier, Textilien, Holz) zurückgeführt werden.

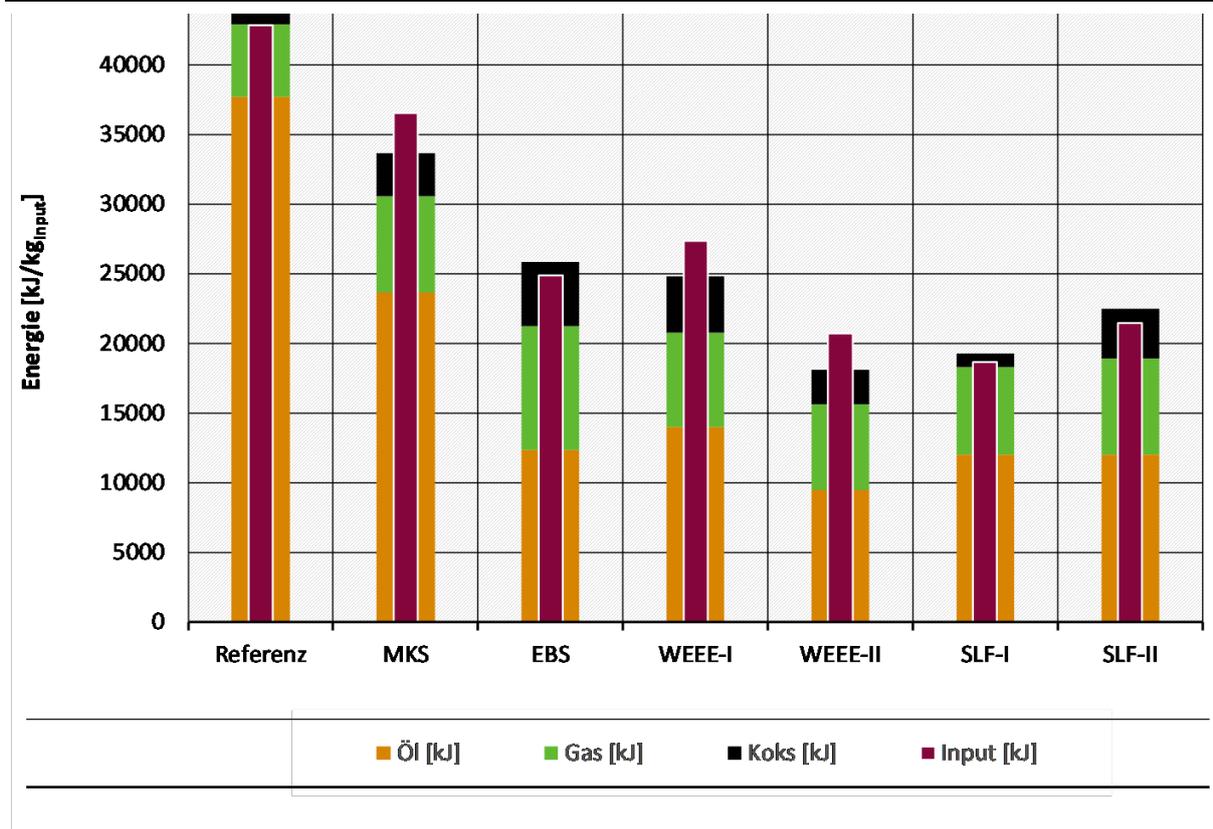
Bei der Verölung der EBS-Fraktion, als weiterem Material mit erhöhtem Fremdstoffanteil, war eine weitere Abnahme der Ölausbeute bei gesteigertem Anteil aller anderen Fraktionen zu beobachten. Es wurden nur noch 31,1 Ma.-% Öl, dafür aber 19,6 Ma.-% Gase, 6,4 Ma.-% Wasser, 13,7 Ma.-% Asche, sowie 22,9 Ma.-% Koks und Reststoffe gebildet. Dieser Trend ist plausibel, da der Ersatzbrennstoff Materialien mit geringerem Heizwert und somit weniger verölbare Bestandteile enthält.

Die Fraktionen WEEE I und WEEE II sowie SLF I und SLF II zeigten bei den Verölungsversuchen eine insgesamt niedrigere Ölausbeute als die Mischkunststoffe. Je nach Qualität des Eingangsstoffs kam es zur deutlichen Zunahme des Koks- und Aschegehalts. Der feste Reststoff bildete massenmäßig das Hauptprodukt, während die Ausbeuten des Wunschprodukts Öl für alle Fraktionen unter 38 % und somit unter den Werten der betrachteten Praxisverfahren lagen.

### 6.3.5.2.5 Energiebilanzen

Aus der Bilanzierung aller Stoffströme und deren Heizwert kann eine Energiebilanz gebildet werden. Asche und eine eventuell anfallende wässrige Phase haben keinen bzw. einen zu vernachlässigenden Energieanteil. Die Energie der Inputmaterialien bewegte sich im Bereich von 18.711 kJ/kg beim SLF I-Material bis 42.840 kJ/kg bei der Referenzprobe (Abbildung 88). Unter den Versuchen mit realen Abfällen hat das Öl des Mischkunststoffs mit 36.525 kJ/kg den mit Abstand höchsten Energieinhalt. Das Material WEEE I hatte einen Energiegehalt von 27.352 kJ/kg, während sich beim Ersatzbrennstoff nur noch knapp 25.000 kJ/kg nachweisen lassen. Die Energie der anderen untersuchten Proben bewegt sich im Bereich zwischen 21.500 kJ/kg und 20.000 kJ/kg.

Abbildung 88: Energiebilanz für die Verölung nach Produkten



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Gelangt bei der Referenz noch 80,1 % der Energie aus dem Einsatzstoff in das Produktöl, so sinkt dieser Wert beim Mischkunststoff auf 64,8 % und beim Ersatzbrennstoff auf 49,6%. Der Anteil der Energie in Koks und Gas nimmt entsprechend zu. Ähnlich wie beim Ersatzbrennstoff verbleiben auch bei der Pyrolyse der WEEE- und SLF-Materialien rund 50 % der Energie im Produktöl. Das bedeutet, dass mit Rückgang des Anteils an Polyolefinen im Eingangsstoff bei gleichem Aufwand weniger Energie ins Produktöl übergeht. Die Effizienz des Prozesses sinkt.

### 6.3.5.2.6 Bewertung Verölungsversuche

Aus den Verölungsversuchen kann nur der Mischkunststoff als eine geeignete Abfallfraktion für das chemische Recycling von Kunststoffen identifiziert werden. Alle anderen Abfallfraktionen weisen zu viele Fremdstoffe auf, die zu einer erhöhten Koksbildung und geringeren Ölausbeuten führen. Durch den Versuchsaufbau kann es trotz der Dreifachbestimmung zu systembedingten Unterschieden im Vergleich zu industriellen Prozessen kommen. Insbesondere sind aufgrund der limitierenden Versuchsbedingungen im Labor deutlich niedrige Ölausbeuten als in der Praxis zu erwarten. Bezüglich der Ölqualität ergibt sich ein recht einheitliches Bild. Bei allen Abfallfraktionen liegen die Schadkomponenten der Öle oft weit über den Richtwerten für den Einsatz im Steamcracker. Eine Aufreinigung z.B. durch Destillation, Adsorption und Hydrierung ist zwingend erforderlich, soweit eine angemessene Verdünnung der Öle nicht gewährleistet werden kann.

## 6.4 Praxisverfahren

Die Bilanzierung des chemischen Recyclings im Rahmen dieser Studie erfolgte auf Basis von Messwerten aus Praxisanlagen. Wie bereits angesprochen, konnten solche Praxisdaten aus aktuell in Betrieb befindlichen Anlagen lediglich für die Konzepte Verölung und Pyrolyse verfügbar gemacht werden. Für die Bilanzierung der Gasifizierung wurde historisches Material aus dem Betrieb des SVZ Schwarze Pumpe (vgl. Kap. 6.4.5.1) herangezogen.

### 6.4.1 Abfallaufbereitung

Bei allen betrachteten Praxisverfahren findet eine mehr oder weniger aufwändige Aufbereitung der Kunststoffabfälle vor der thermochemischen Konversion statt. Allgemein richtet sich der Grad der Aufbereitung nach der Prozessierbarkeit in den Verfahren und der anschließenden Produktaufbereitung.

Gemäß einer Umfrage, die im Rahmen einer Studie für die „Alliance to End Plastic Waste“ bei Betreibern von Pyrolyseanlagen durchgeführt wurde, sind die im Folgenden dargelegten Spezifikation typisch [20][60].

Einsatzfraktionen für die Pyrolyse sollen mindestens 85 % PE und PP enthalten und die Summe aller Stör- und Schadstoffe darf 15 % nicht überschreiten, wobei folgende Einzelgrenzwerte einzuhalten sind:

- ▶ Polyvinylchlorid (PVC) / Polyvinylidenchlorid (PVDC) < 1%
- ▶ Polyethylenterephthalat (PET) / Ethylenvinylalkohol (EVOH) / Nylon < 5%
- ▶ Polystyrol < 7%
- ▶ Metall/Glas/Schimmel/Feinstaub < 7%
- ▶ Papier/organische Stoffe < 10%
- ▶ Wassergehalt < 7 %

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde die Abfallaufbereitung im Vorfeld des thermischen Konversionsprozesses nicht betrachtet, da bei den einzelnen Verfahren und Einsatzstoffen unterschiedliche Entstehungsvorgeschichten hätten berücksichtigt werden müssen und die Informationen hierzu nicht vollständig vorlagen. Die Einsatzstoffe treten also aufbereitet und direkt einsetzbar in den Bilanzrahmen ein. Da bei allen betrachteten CR-Prozessen eine ähnlich hohe Aufbereitungstiefe zur Konfektionierung der Kunststoffabfälle notwendig ist, wird

angenommen, dass der durch diese Vereinfachung verursachte Fehler beim Vergleich der CR-Verfahren untereinander vernachlässigt werden kann.

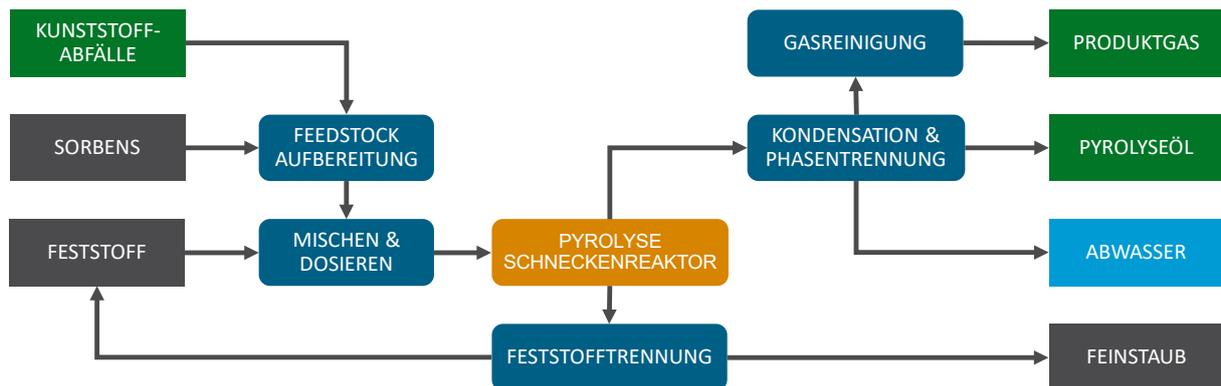
## 6.4.2 Pyrolyseverfahren

Für die Bilanzierung chemischen Kunststoffrecyclings mit Hilfe des Pyrolyseprozesses wurden zwei aktuell im halindustriellen Maßstab betriebene Verfahren ausgewählt. In beiden Fällen wurden die für die Bilanzierung und Bewertung notwendigen Daten von den Betreibern zur Verfügung gestellt. Eine der Anlagen war Ziel einer Begehung.

### 6.4.2.1 Pyrolyse I

Im Pyrolyseverfahren I wird ein Doppelschneckenreaktor mit einem inerten Trägermaterial zur Konversion der Kunststoffabfälle verwendet (vgl. Abbildung 91). Neben dem inerten Feststoff wird ein Sorbens zugegeben, das die während der Pyrolyse frei werdenden kontaminierenden Inhaltsstoffe adsorbieren und so deren Kondensation im Pyrolyseöl verhindern soll. Die Anlage wird in leichtem Unterdruck betrieben und hat einen Durchsatz von mehreren 100 kg/h. Bei Temperaturen von rund 500 °C und einer Verweilzeit von 135 min werden die zugeführten Kunststoffpartikel pyrolysiert.

Abbildung 89: Schema Pyrolyse I



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

Im Anschluss an die thermochemische Konversion wird das Feststoffgemisch (Inerträger, gebrauchtes Sorbens, Pyrolysekoks) ausgeschleust und wassergekühlt. Der Feinstaub wird nach Abtrennung einer Entsorgung zugeführt. Der Inerträger wird in den Kreislauf zurückgeführt und wieder verwendet. Die bei der Pyrolyse entstehenden Dämpfe werden, nach einer Heißgas Filtration direkt im Reaktor, in einem zweistufigen Kondensator abgekühlt und die kondensierbaren Bestandteile in die flüssige Phase überführt. Das Kondensat wird in eine wässrige Phase und das Pyrolyseöl aufgetrennt, welches nach Filtration in einem Lagertank gesammelt wird. Die nicht kondensierbaren Gase werden gereinigt und sollen in einem Gasmotor verwertet werden.

#### 6.4.2.1.1 Vorgehen

Die Pyrolyseanlage I wurde im Rahmen einer Begehung begutachtet. Da die Begehung noch kurz vor der Inbetriebnahme stattgefunden hat, befand sich die Anlage nicht im Produktionsbetrieb. Für die Bilanzierung im Rahmen dieser Studie wurden alle notwendigen Messdaten und Informationen vom Betreiber zur Verfügung gestellt.

#### 6.4.2.1.2 Einsatzstoffe

Die zur Verfügung gestellten Daten beziehen sich auf eine Versuchskampagne mit einer Fraktion aus polyolefinhaltigen Abfällen, die beim mechanischen Recycling als Rückstände beim Chargenwechsel (der Inputmaterialien) entstehen. Das Material ist also relativ hochwertig und weitgehend frei von Fremd- und Störstoffen. Tabelle 29 enthält die Informationen zur Zusammensetzung und zum Energiegehalt der umgesetzten Kunststofffraktion.

**Tabelle 29: Pyrolyse I: Zusammensetzung und Energieinhalt Inputmaterial**

Komponente	Einheit	Wert
Aschegehalt (550 °C)	[Ma.-%]	6,2
Aschegehalt (815 °C)	[Ma.-%]	6,2
Wassergehalt	[Ma.-%]	5,3
Flüchtige Bestandteile	[Ma.-%]	87,1
Fixer Kohlenstoff	[Ma.-%]	1,2
Kohlenstoff   C	[Ma.-%]	74,1
Wasserstoff   H	[Ma.-%]	12,3
Stickstoff   N	[Ma.-%]	0,25
Sauerstoff   O	[Ma.-%]	1,6
Schwefel   S	[mg/kg]	820
Chlor   Cl	[mg/kg]	1.800
Brennwert	[kJ/kg]	39.920
Heizwert	[kJ/kg]	37.160

**Abbildung 90: Einsatzstoffe von Pyrolyse I: Polyolefinmischung aus dem mechanischen Recycling**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

### 6.4.2.1.3 Produkte

Das Zielprodukt des Pyrolyseverfahrens I ist das Pyrolyseöl, das bereits zertifiziert wurde und vermarktet wird. Die Ölzusammensetzung und -qualität, die bei der betrachteten Kampagne mit der Polyolefinmischung erzeugt wurde, ist Tabelle 30 zu entnehmen.

**Tabelle 30: Pyrolyse I: Zusammensetzung und Eigenschaften Pyrolyseöl**

Komponente	Einheit	Wert
Kohlenstoff   C	[Ma.-%]	85,9
Wasserstoff   H	[Ma.-%]	13,6
Stickstoff   N	[mg/kg]	1.320
Sauerstoff   O	[Ma.-%]	0,3
Schwefel   S	[mg/kg]	39
Chlor   Cl	[mg/kg]	< 10
Silizium   Si	[mg/kg]	36
Phosphor   P	[mg/kg]	3
Quecksilber   Hg	[µg/kg]	< 10
Wasser   H <sub>2</sub> O	[mg/kg]	210
Dichte bei 15 °C	[kg/m <sup>3</sup> ]	780
Viskosität bei 40 °C	[mm <sup>2</sup> /s]	1.551
Flammpunkt	[°C]	- 25
Stockpunkt	[°C]	+ 9
Bromzahl	[g/100 g]	72,6
Säurezahl	[g KOH/g]	< 0,1
Heizwert	[kJ/kg]	42.523

Das verbleibende Permanentgas besteht zu großen Anteilen aus Stickstoff und gasförmigen Olefinen, insbesondere Propen und Buten. Daneben sind Kohlenoxide in geringen Konzentrationen sowie Wasserdampf vorhanden.

### 6.4.2.1.4 Bilanzierung

Die Bilanzierung erfolgte über einen 130-stündigen Messzeitraum, in dem die oben beschriebene Polyolefinfraktion durchgesetzt wurde. Tabelle 31 enthält die während des Zeitraums zu- und abgeführten Stoffströme. Der Bilanzfehler ist mit 3,3 %, bezogen auf die eingesetzten Kunststoffabfälle, und 1,7 %, bezüglich der insgesamt zugeführten Masse, für eine technische Anlage sehr gering. Die Anlage überführte im Betrachtungszeitraum 68,3 Ma.-% der zugeführten Polyolefinabfälle in das Pyrolyseöl.

**Tabelle 31: Pyrolyse I: Input- und Outputströme im 130-stündigen Bilanzzeitraum**

Input		Einheit	Masse
	Polyolefine	[kg]	12.609
	Sorbens	[kg]	2.570
	Zuführung Trägermaterial	[kg]	2.648
	Ergänzung Trägermaterial	[kg]	1.088
	Stickstoff	[kg]	5.870
Output			
	Produktgas	[kg]	10.248
	Pyrolyseöl	[kg]	8.623
	Abwasser	[kg]	366
	Feinstaub	[kg]	3.376
	Ausschleusung Trägermaterial	[kg]	2.593
Bilanzfehler		[kg]	421

#### 6.4.2.2 Pyrolyse II

Das zweite im Rahmen der Studie näher betrachtete und bilanzierte Pyrolyseverfahren verfolgt das klassische Konzept des Drehrohreaktors. Die thermochemische Konversion erfolgt bei Temperaturen zwischen 400 und 450 °C. Verwertet werden vorwiegend mechanisch schwer zu rezyklierende Polymerfolien aus Polypropylen und -ethylen. Die eingesetzten Abfälle stammen sowohl aus dem Privaten als auch dem gewerblichen Bereich. Sie sollen einen Mindestgehalt an Polyolefinen von 80 bis 90 Ma.-% aufweisen und jeweils weniger als 10 Ma.-% Verunreinigungen und Wasser enthalten. Die Anlage verfügt über Prozessstufen zur Aufbereitung der eingesetzten Abfälle und zur Aufbereitung des erzeugten Pyrolysegases noch vor der Kondensation. Auch die Öle aus dieser Anlage sind zertifiziert und werden bereits kommerziell vermarktet.

##### 6.4.2.2.1 Vorgehen

Auch im Fall von Pyrolyseanlage II fand keine eigene Probenahme durch die Autoren der Studie statt. Die Messdaten für die Berechnungen im Rahmen dieser Studie wurden vom Betreiber zur Verfügung gestellt.

##### 6.4.2.2.2 Einsatzstoffe

Die Datenerfassung für die Bilanzierung von Pyrolyseverfahren II erfolgte unter Einsatz von LDPE-Kunststoffabfälle. Die Zusammensetzung im Rohzustand und der Energieinhalt der Fraktion kann aus Tabelle 32 entnommen werden.

**Tabelle 32: Pyrolyse II: Zusammensetzung und Energieinhalt Inputmaterial**

Komponente	Einheit	Wert
Aschegehalt	[Ma.-%]	4,27
Wassergehalt	[Ma.-%]	6,0
Kohlenstoff   C	[Ma.-%]	74,9
Wasserstoff   H	[Ma.-%]	13,4
Stickstoff   N	[Ma.-%]	< 0,11
Sauerstoff   O	[Ma.-%]	6,9
Schwefel   S	[Ma.-%]	0,091
Chlor   Cl	[Ma.-%]	0,273
Brennwert	[kJ/kg]	41.336
Heizwert	[kJ/kg]	38.664

#### 6.4.2.2.3 Produkte

Pyrolyseöl ist das Hauptprodukt des Prozesses. Die Zusammensetzung des Öles, das im betrachteten Zeitraum aus den LDPE-Abfällen erzeugt wurde, ist in Tabelle 33 wiedergegeben. Neben dem Öl fällt eine wässrige Phase an, die als Abwasser entsorgt werden muss.

Das nach der Kondensation verbleibende Gas wird im Prozess als Heizmittel verwendet. Der Betreiber prüft derzeit Möglichkeiten zur nicht-energetischen Verwertung.

Der anfallende feste Rückstand setzt sich aus den mineralischen Zusatzstoffen, die im Prozess verwendet werden (Sorptionsmittel), anorganischen Füllstoffen aus der Polymermatrix (Pigmente, Salze usw.) und etwa zu 20 % aus Koks zusammen.

**Tabelle 33: Pyrolyse II: Zusammensetzung und Eigenschaften Pyrolyseöl**

Komponente	Einheit	Wert
Kohlenstoff   C	[Ma.-%]	85,3
Wasserstoff   H	[Ma.-%]	13,9
Stickstoff   N	[mg/kg]	0,18
Sauerstoff   O	[Ma.-%]	> 0,5
Schwefel   S	[mg/kg]	0,012
Chlor   Cl	[ppm]	22
Asche	[mg/kg]	< 50
Wassergehalt	[Ma.-%]	0
Aromatengehalt	[Ma.-%]	11
Olefingehalt	[Ma.-%]	53
Brennwert	[kJ/kg]	42.800

#### 6.4.2.2.4 Bilanzierung

Die Bilanzierung der Anlage erfolgte über 72 Stunden. In diesem Zeitraum wurden rund 47 Mg der oben beschriebenen Polyolefinfraktion durchgesetzt. In Tabelle 53 sind die im Bilanzzeitraum hieraus erzeugten Produkte gelistet. In der Anlage wurden im Bilanzzeitraum 73,5 Ma.-% der zugeführten LDPE-Abfälle in Pyrolyseöl umgesetzt.

**Tabelle 34: Pyrolyse I: Input- und Outputströme im 130-stündigen Bilanzzeitraum**

Input		Einheit	Masse
	LDPE-Kunststoffabfälle	[kg]	47.011
	Anteil Asche	[kg]	1.974
Output			
	Pyrolyseöl	[kg]	30.933
	Abwasser	[kg]	2.962
	Permanentgas	[kg]	8.086
	Feststoff	[kg]	5.030

#### 6.4.3 Verölungsverfahren

Für die Bilanzierung des chemischen Kunststoffrecyclings mittels Verölung wurden zwei aktuell im halbindustriellen Maßstab betriebene Verfahren ausgewählt. Bei beiden Anlagen konnten die für die Auswertungen notwendigen Messungen und Analysen während der Begleitung des laufenden Anlagenbetriebs im Rahmen der Studie vorgenommen werden.

##### 6.4.3.1 Verölung I

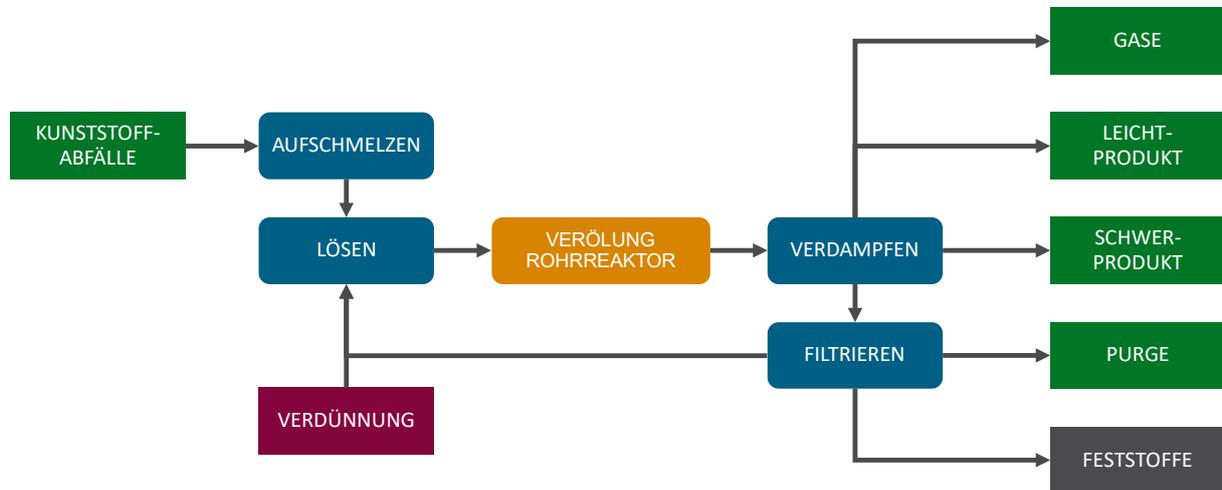
Die im halbindustriellen Maßstab betriebene Pilotanlage ist für eine Kapazität von 100 kg/h ausgelegt. Die Anlage besitzt ein TRL von 8 und wurde (Stand Ende 2023) für über 20.000 Stunden betrieben.

Als Einsatzstoffe kommen polyolefinreiche (86-88 %) Fraktionen mit einem geringen Grad an Verunreinigungen zum Einsatz (Obergrenzen: 10 % Polystyrol, 5 % Asche, 0,5 % PVC, 0,1 % Metalle). Die Kunststoffabfälle werden in synthetisches Rohöl umgewandelt, das dem Feedstock einer Raffinerie/petrochemischen Anlage zugeführt werden kann. Hierfür sind die Produktöle den Anforderungen der Raffinerie entsprechend aufzubereiten.

In der Pilotanlage (vgl. Schema in Abbildung 91) wird das Inputmaterial dem System über einen beheizbaren Schneckendosierer zugeführt. Das aufgeschmolzene Edukt wird im Kreislauföl (rückgeführtes Produktöl) gelöst und in einem Röhrenreaktor bei 430-450°C gespalten. Es erfolgt eine Abtrennung der leichtflüchtigen Komponenten, die kondensiert und in verschiedene Produktströme aufgetrennt werden. Die Separation erfolgt in eine gasförmige, nicht kondensierbare Phase, ein Leichtprodukt mit Naphtha-ähnlichen Eigenschaften, eine bei Raumtemperatur nicht flüssige Schwerfraktion. Die verbliebene Schmelze wird zurückgeführt und fungiert als Kreislauföl. Um die Wärmeübertragung zu unterstützen und die Viskosität der Schmelze innerhalb der notwendigen Parameter zu halten, wird dem Kreislauföl ein hochsiedendes „Verdünnungsmittel“ zugesetzt. Zur Unterbindung der Akkumulation von

Feststoffen wird ein Teilstrom (Purge) aus dem Ölmlauf ausgeschleust. Über ein Filtersystem können zusätzlich Feststoffe aus dem Kreislauf ausgetragen werden. Der Kohlenwasserstoffanteil des Purges kann als Produkt weiterverarbeitet werden.

**Abbildung 91: Schema Verölung I**



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

#### 6.4.3.1.1 Vorgehen

Die Pilotanlage Verölung I wurde im Rahmen einer Bilanzfahrt für 72 Stunden beobachtet. Zu Beginn der Bilanzfahrt befand sich die Anlage in einem kontinuierlichen, repräsentativen Betrieb, sodass ein Einfluss des Startöls auf die Bilanz ausgeschlossen werden konnte. Alle 8 Stunden erfolgte eine Probennahme nach dem 4-Augen-Prinzip. Proben wurden von allen relevanten Produktmassenströmen (Gas, Leichtprodukt, Schwerprodukt, Sauerwasser, Purge- und Feststoffausschleusung) genommen. Auch vom Verdünnungsmittel wurde eine Probe aus dem Vorratsbehälter genommen. Im Anschluss an die Bilanzfahrt wurden die Proben vom Betreiber und der Hochschule Merseburg analysiert, wobei eine stichpunktartige externe Validierung und Komplettierung erfolgte. Vom Betreiber wurden Daten aus dem Prozessleitsystem zur Verfügung gestellt. Die Datenerfassung erfolgte in einer zeitlichen Auflösung von 6 Minuten. Auf dieser Grundlage konnten Massen-, Komponenten- und Energiebilanzen erstellt werden.

#### 6.4.3.1.2 Einsatzstoffe

Während den Versuchszeitraum kamen vier unterschiedliche Kunststofffraktionen zum Einsatz. Dabei handelte es sich um gemischte Folienreste, Laserfilterrückstand aus dem mechanischen Recycling, Bechershreddermaterial und eine Tubenshredderfraktion. Die Inputmaterialien sind in Abbildung 92 und Abbildung 93 dargestellt.

Insgesamt bestand die Mischung, die in die Anlage gefahren wurde aus 98,22 % Kunststoffen, 1,06 % Asche, 0,68 % Wasser und einem Heteroatomanteil von 0,2 %. Zusammensetzung und Energiegehalt der umgesetzten Mischung ist Tabelle 35 zu entnehmen.

**Abbildung 92: Edukte Verölung I: gemischte Folien PE-LD und PE-HD (links) sowie Laserfilterrückstand PE-LD (rechts)**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

**Abbildung 93: Edukte Verölung I: Bechershredder PP (links) und Tubenshredder PE-HD (rechts)**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

**Tabelle 35: Verölung I: Zusammensetzung und Energieinhalt der Inputmaterialien**

Komponente	Einheit	Wert
Asche	[Ma.-%]	1,06
Wasser	[Ma.-%]	0,68
Brennwert	[kJ/kg]	43.964
Heizwert	[kJ/kg]	40.869
Kohlenstoff   C	[Ma.-%]	83,93
Wasserstoff   H	[Ma.-%]	10,73
Stickstoff   N	[Ma.-%]	0,11
Schwefel   S	[Ma.-%]	0
Sauerstoff   O	[Ma.-%]	0,07
Chlor   Cl	[Ma.-%]	0
Fluor   F	[Ma.-%]	0

#### 6.4.3.1.3 Produkte

Die im Prozess erzeugten Produkte wurden mehrfach charakterisiert. Die Ergebnisse sind Tabelle 36 dargestellt. Die beiden Hauptprodukte, Leicht- und Schwerprodukt, sind hochkalorische Kohlenwasserstoffgemische. Die Verunreinigung durch Heteroatome ist gering.

Allerdings werden schon beim Leichtprodukt, das die geringsten Verunreinigungen aufweist, die Grenzwerte für Sauerstoff, Stickstoff, Chlor und der Aschegehalt für den unverdünnten Einsatz im Steamcracker überschritten. Im Schwerprodukt ist eine leichte relative Akkumulation von Heteroatomen erkennbar. Im Purge befindet sich ein erhöhter Aschegehalt von 3,59 %.

Die Gasfraktion wurde mittels GC-FID und GC-MS analysiert. Sie setzte sich zu 61,7 % aus Alkanen, 36,3 % Olefinen und 6,2 % Aromaten zusammen. Die Ergebnisse der Gasanalyse sind in Tabelle 37 dargestellt.

**Tabelle 36: Verölung I: Zusammensetzung und Eigenschaften der Produktströme**

Komponente	Einheit	Leichtprodukt	Schwerprodukt	Gas	Purge (Wachs)	Sauerwasser
KW	[Ma.-%]	99,98	100	100	94,85	4,08
Asche	[Ma.-%]	0,0175	0,0044		3,59	
H <sub>2</sub> O	[Ma.-%]	0	0	0	1,56	95,92
H	[Ma.-%]	14,34	13,3	16,65	10,7	
C	[Ma.-%]	84,92	85,2	81,37	83,5	3,5
N	[Ma.-%]	0,072	0,11	1,82	0,1	
O	[Ma.-%]	1	1	0	1	
Cl	[Ma.-%]	0,012	0,0238		0,12	
S	[Ma.-%]	0,0065	0,0112		0,0232	
Brennwert	[kJ/kg]	45.180	45.648	48.708	41.544	
Heizwert	[kJ/kg]	43.884	44.352	45.036	38.484	

**Abbildung 94: Produktströme Verölung I (von links nach rechts): Sauerwasser, Leichtprodukt, Schwerprodukt, Purge (Wachs)**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

**Tabelle 37: Zusammensetzung der Gasphase Verölung I**

Komponente	Einheit	Massenanteil
Ethan   $C_2H_6$	[Ma.-%]	9,28
Ethen   $C_2H_4$	[Ma.-%]	0,96
Propan   $C_3H_8$	[Ma.-%]	17,42
Propen   $C_3H_6$	[Ma.-%]	10,56
Butane   $C_4H_{10}$	[Ma.-%]	14,82
Butene   $C_4H_8$	[Ma.-%]	15,41
Pentane   $C_5H_{12}$	[Ma.-%]	13,87
Pentene   $C_5H_{10}$	[Ma.-%]	3,25
$C_6$ -Kohlenwasserstoffe + (Benzol)	[Ma.-%]	6,16
Methan   $CH_4$	[Ma.-%]	6,30
Stickstoff   $N_2$	[Ma.-%]	1,82
Sauerstoff   $O_2$	[Ma.-%]	0,16

Das Leichtprodukt wurde mittels  $^1H$ -NMR-Spektroskopie auf Grundlage der charakteristischen chemischen Verschiebung von Alkanen (0,5 und 3,9), Alkenen (4,5 -5,9) und Aromaten (6,5-8) und unter Zuhilfenahme von Korrekturfaktoren hinsichtlich der genannten Verbindungen analysiert. Des Weiteren erfolgte eine Analyse mittels GC-MS/FID zur Validierung. Die Ergebnisse der  $^1H$ -NMR-Analyse und der Validierungsmethode für Leichtprodukt, Schwerprodukt und Purge sind in Tabelle 38 dargestellt. Beim Vergleich fällt auf, dass der Aromatenanteil mittels der  $^1H$ -NMR-Methodik geringere Werte ergibt. Die Bestimmung des Olefinanteils hingegen führt zu übereinstimmenden Werten. Aufgrund der Beschaffenheit der Proben konnten Schwerprodukt und Purge nicht gaschromatographisch analysiert werden. Der

Anteil an olefinischen Verbindungen übersteigt bei allen drei Produktströmen den Grenzwert für den Einsatz im Steamcracker (vgl. Tabelle 50 und Tabelle 51) deutlich. Auch der Anteil an Aromaten bewegt sich am Rand des Richtwertes für den Steamcracker.

**Tabelle 38: Verölung I: Analyse Produktströme mittels <sup>1</sup>H-NMR-Spektroskopie (Validierung über GC-MS/FID)**

Produkt	Einheit	Aromaten	Alken	Alkan
<b>GC-MS/FID</b>				
Leichtprodukt	[Ma.-%]	14,7	29,1	56,2
<b><sup>1</sup>H-NMR</b>				
Leichtprodukt	[Ma.-%]	8,5	29,4	62,1
Schwerprodukt	[Ma.-%]	9,5	9,8	80,7
Purge (Wachs)	[Ma.-%]	9	2,2	88,8

Die kondensierbaren kohlenwasserstoffreichen Edukt- und Produktströme wurden hinsichtlich ihrer Siedeverläufe untersucht. Auf dieser Grundlage wurde in der Massenbilanz das eingesetzte Verdünnungsmittel anteilig von Schwerprodukt und Purge abgezogen.

#### 6.4.3.1.4 Bilanzierung

Die differentiellen Daten aus dem Prozessleitsystem wurden integriert und daraus eine Gesamtbilanz gebildet. Auf dieser Grundlage konnte eine überschlägige Kohlenwasserstoff-, Wasser- und Aschebilanz erstellt werden. Für eine detailliertere Bilanzierung wurden mit Hilfe der Analyseergebnisse die Anteile der jeweiligen Komponenten als Verunreinigung im anderen Stoffstrom berücksichtigt. Die in Tabelle 39 aufgeführten Stoffströme wurden für die Bilanzierung herangezogen.

**Tabelle 39: Zusammenfassung der Input- und Outputströme (72 h Bilanzfahrt) von Verölung I**

Input	Masse	Output	Masse
Eintrag Abfall	4.730 kg	Leichtprodukt	2.111 kg
		Schwerprodukt	792 kg
		Gasprodukt	883 kg (davon 797 kg stofflich verwertbar)
		Feststoff	40 kg
		Purge (Wachs)	744 kg

In der detaillierteren Bilanzierung wurden die Anteile an Kohlenwasserstoffen, Asche, Wasser, der jeweilige Energieinhalt und der Kohlenstoffgehalt berücksichtigt. Die Kohlenwasserstoffbilanz schließt sich zu 98,7 %. Der Bilanzfehler kann auf schwankende Füllstände in den Behältern zurückgeführt werden. Die Bilanzierung des Ascheanteils geht zu 95,3 % auf. Die Bilanzgenauigkeit für den Wasseranteil beträgt 95,7% und die der Kohlenstoffbilanz 99,3 %. Die Summe der Energieinhalte der Einsatzstoffe über den

Versuchszeitraum beträgt 78.560 kWh, die der Produktströme 79.164 kWh. Der Bilanzfehler der Energiebilanz beträgt somit 2,2 %.

#### **6.4.3.2 Verölung II**

Die zweite betrachtete Pilotanlage zur Verölung im halbindustriellen Maßstab (TRL 8) hat einen maximalen Durchsatz von 200 kg pro Stunde. Im Rahmen einer Bilanzfahrt von 72 Stunden am 18.-21.10.2022 war die Anlage 4.401 Stunden (time on heat = betriebsbereit) beziehungsweise 3.715 Stunden (time on stream = in Betrieb) im Jahr 2024 im Betrieb.

In der Pilotanlage durchläuft der Feedstock zunächst eine mehrstufige Vorsortierung, bei der Feinstaub/Sand, FE-Metalle und NE-Metalle abgeschieden werden. Es erfolgt die Zugabe eines Katalysators (0-10 Ma.-% bezogen auf das Einsatzmaterial). Weitere Zusatzstoffe, wie Branntkalk zur Neutralisation von Chlorwasserstoff und weiteren anorganischen Säuren, können zugegeben werden. Anschließend erfolgt eine Trocknung mittels beheizter Schnecken, wobei der Brüden (entstehender Wasserdampf) mittels Vakuum abgezogen wird und ein stark verunreinigtes Brüdenwasser entsteht. Eine beheizte Schnecke führt das vorbehandelte Einsatzmaterial dem Reaktorsystem zu. Dabei handelt es sich um zwei Behälter, die über ein Rohrsystem in Verbindung stehen. Der Energieeintrag erfolgt ausschließlich über vier speziell zu diesem Zweck entwickelte und ausgelegte Turbinen. Dabei werden Prozesstemperaturen bis zu 400°C erreicht. Die Reaktionsprodukte verlassen das Reaktorsystem gasförmig und werden entsprechend ihres Siedepunktes getrennt. Als Hauptprodukte werden ein Gemisch langkettiger Kohlenwasserstoffe (bei Raumtemperatur pastöse/wachsartig) sowie ein Leichtprodukt – ein Gemisch aus einer wässrigen Phase mit einem geringen Anteil an leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen – sowie ein hochkalorisches Prozesswasser erzeugt. Die verbleibenden, bei Raumtemperatur gasförmigen Reaktionsprodukte werden gemeinsam mit dem Inertisierungsgas (Stickstoff), der zur Beaufschlagung der Produktbehälter zum Einsatz kommt, in die Gasaufbereitung eines benachbarten Betriebes abgegeben. Mit dem Reaktorsumpf wird ein Großteil der festen Rückstände und der Zuschlagsstoffe regelmäßig aus dem System ausgeschleust.

##### **6.4.3.2.1 Vorgehen**

Die halbindustrielle Pilotanlage wurde bei einer Bilanzfahrt über 72 Stunden begleitet. Zu Beginn befand sich die Anlage bereits in einem kontinuierlichen, repräsentativen Betrieb von 98 Stunden. Einflüsse von Startöl auf die Bilanzierung konnte somit ausgeschlossen werden. Von den vier vorhandenen Turbinen waren aufgrund von Instandhaltungsmaßnahmen stets nur drei im Betrieb, sodass der Energieeintrag in das System limitiert war.

Proben wurden von allen relevanten Produktmassenströmen (Gas, Hauptprodukt, Prozesswasser und Feedstock) genommen. Des Weiteren wurden Proben vom Leichtprodukt, dem Katalysator, Brüdenwasser und vom Reststoff entnommen. Im Anschluss an die Bilanzfahrt wurden die Proben stichpunktartig analysiert. Für die Bilanzierung wurden Mitschriften mit einer zeitlichen Auflösung von 60 Minuten aus dem Prozessleitsystem und den Produktionslisten aller relevanten Behälter zur Verfügung gestellt. Auf dieser Grundlage konnte eine Massen- und Energiebilanz erstellt werden.

Vom Betreiber wurden sowohl Prozessdaten als auch Proben der wichtigsten Stoffströme einer später durchgeführten Kampagne zur Verfügung gestellt. Bei dieser kamen als Inputmaterial

hochkalorische Ersatzbrennstoffe zum Einsatz, die der EBS-Modellfraktion aus den Laborversuchen ähnelten.

#### 6.4.3.2.2 Einsatzstoffe

Während der Bilanzfahrt unter Beobachtung kamen ausschließlich Abfälle aus der Multilayerfolienherstellung (PE/PA) für Verpackungen zum Einsatz (Abbildung 95, rechts). In der Folgekampagne wurde ein hochkalorischer Ersatzbrennstoff (HKF) umgesetzt (Abbildung 95, links). Beide Materialien befanden sich zum Zeitpunkt der Bilanzfahrt im Bunker. Weiterhin stand Material in Containern bereit.

**Abbildung 95: Einsatzstoffe von Verölung II: HKF (links) und Multilayerfolienabfälle PE/PA (rechts)**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Die Inputmaterialien wurden hinsichtlich Zusammensetzung und Heizwert analysiert. Die Ergebnisse der Analysen sind in Tabelle 40 dargestellt. Das während der Bilanzfahrt verwendete Material weist mit über 80 % einen hohen Kohlenstoffgehalt und 11,5 % Wasserstoffgehalt auf. Dies deutet auf einen hohen Anteil an Polyolefinen, insbesondere PE hin. Den Hauptteil der Heteroatome bilden Sauerstoff (5,2 %) und Stickstoff (1,35 %). Der Stickstoff wird hauptsächlich durch Polyamid aus den Multilayern in die Mischung eingebracht. Der Aschegehalt von 1,1 % kann auf Füll- und Farbstoffe zurückgeführt werden. Weitere Heteroatome sind mit einem Gesamtanteil von 0,25 % vertreten.

Die hochkalorische Fraktion weist deutliche Verunreinigung auf und hat einen hohen Asche- und Heteroatomgehalt von 11,47 % bzw. 27,31 %. Der Brennwert von über 30 MJ/kg unterstreicht die Einordnung als hochkalorische Fraktion (HKF).

**Tabelle 40: Zusammensetzung und Energieinhalt der Inputmaterialien von Verölung II**

Komponente	Einheit	EBS (HKF)	PE/PA
Asche	[Ma.-%]	11,5	1,1
Wasser	[Ma.-%]	2,9	1,3
Brennwert	[kJ/kg]	30.166	42.444
Heizwert	[kJ/kg]	28.434	39.472
Kohlenstoff   C	[Ma.-%]	64,8	80,7
Wasserstoff   H	[Ma.-%]	8,2	11,5
Stickstoff   N	[Ma.-%]	1,17	1,35

Komponente		Einheit	EBS (HKF)	PE/PA
Schwefel	S	[Ma.-%]	0,27	0,04
Sauerstoff	O	[Ma.-%]	14,1	5,2
Chlor	Cl	[Ma.-%]	0,24	0,19
Fluor	F	[Ma.-%]	0,02	0,02
Brom	Br	[Ma.-%]	0,03	<0,01

### 6.4.3.2.3 Produkte

Für die Bilanzfahrt erfolgte eine stichpunktartige Charakterisierung der Proben der Hauptproduktströme. Da es sich beim Leichtprodukt um eine zweiphasige Flüssigkeit handelte, erfolgte eine getrennte Analyse beider Phasen. Die Ergebnisse sind in Tabelle 41 dargestellt. Die Gasproben wurden mittels GC-FID analysiert.

Das Hauptprodukt ist tendenziell auch die kommerziell bedeutendste Komponente. Das bei Raumtemperatur wachsartige bis pastöse Gemisch (Abbildung 96) besteht zu fast 82 % aus Kohlenstoff und zu 13,4 % aus Wasserstoff. Der Anteil an Heteroatomen beträgt 0,91 %. Um unverdünnt im Steamcracker weiterverarbeitet zu werden, wäre eine zusätzliche Aufreinigung erforderlich. Sowohl PAK als auch Dioxine und Furane sind im Produkt in geringen Mengen vertreten und könnten durch eine Hydrierung entfernt werden. Es liegt ein gesteigerter BTEX-Anteil vor. Das Leichtprodukt weist insgesamt einen etwas höheren Verunreinigungsgrad hinsichtlich Heteroatomen auf. Die Schadstoffbelastung ist etwas geringer.

Die Kohlenwasserstoffverteilung der Gasfraktion wurde mittels GC-FID und GC-MS analysiert. Bei der Bilanzfahrt setzte sich diese zu 59,04 % aus Alkanen, 40,58 % Olefinen und zu 0,38 % aus Aromaten zusammen. Die Gasphase der EBS-Kampagne bestand zu 54,4 % aus Alkanen, zu 44,2 % aus Olefinen und zu 1,5 % aus Aromaten. Die Ergebnisse der Gasanalysen sind Tabelle 42 zu entnehmen.

**Tabelle 41: Produkte Verölung II: Bilanzfahrt mit PE/PA und Öl aus EBS (HKF)**

Parameter	Einheit	EBS (HKF) Hauptprodukt	PE/PA Hauptprodukt	PE/PA Leichtprodukt ölig	PE/PA Leichtprodukt wässrig	PE/PA Gas
Brennwert	[kJ/kg]	43.984	44.680	45.649	< 500	49.757
Heizwert	[kJ/kg]	41.340	42.069	43.007	< 500	46.096
Asche	[Ma.-%]	< 0,01	<0,001	< 0,001	0,006	
H <sub>2</sub> O	[Ma.-%]	1,32	n.n.	7,1	n.n.	n.n.
H	[Ma.-%]	12,3	13,4	7,2	10	15,42
C	[Ma.-%]	83,7	81,9	82,3	9,37	84,58
N	[Ma.-%]	1,28	0,82	0,65	1,7	
O	[Ma.-%]	1,24	n.n.	n.n.	n.n.	
Cl	[Ma.-%]	0,04	0,04	0,035	n.n.	

Parameter	Einheit	EBS (HKF) Hauptprodukt	PE/PA Hauptprodukt	PE/PA Leichtprodukt ölig	PE/PA Leichtprodukt wässrig	PE/PA Gas
S	[Ma.-%]	0.1	0,05	0,05	n.n.	
PAK	[mg/kg]	750	700	n.n.	780	
PCB	[mg/kg]	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	
BTEX	[mg/kg]	27.100	75.100	1.045,6	781,5	
PCDD/F	[ng/kg]	23,6	7,91	6,44	6,44	

Abbildung 96: Hauptprodukte Verölung II aus HKF (links) und Multilayerfolienabfällen (rechts)



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Tabelle 42: Verölung II: Zusammensetzung Gasphase bei Einsatz von EBS und PE/PA-Folien

Komponente	Einheit	EBS (HKF)	Multilayerfolien PE/PA
Methan	[Ma.-%]	11,5	5,9
Ethan	[Ma.-%]	13,7	11,1
Ethen	[Ma.-%]	4,3	3,6
Propan	[Ma.-%]	10,5	12,9
Propen	[Ma.-%]	9,8	10,4
Butane	[Ma.-%]	7,3	10,9
Butene	[Ma.-%]	13,0	18,3
Pentane	[Ma.-%]	17,4	18,3

Komponente	Einheit	EBS (HKF)	Multilayerfolien PE/PA
C6+ (Benzol)	[Ma.-%]	12,5	8,6

Die Beschaffenheit des Hauptproduktes hinsichtlich Aromaten-, Olefin- und Alkananteil wurde mittels GC-MS/FID untersucht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 43 festgehalten. Der Anteil an aromatischen Verbindungen war bei Einsatz des EBS mit 20,1 % wesentlich höher als bei den Folien, das Verhältnis von Olefinen zu Paraffinen etwas geringer. Der erhöhte Anteil an aromatischen Verbindungen kann auf die Abbauprodukte von PET im Feedstock zurückgeführt werden.

**Tabelle 43: Verölung II: Zusammensetzung Hauptfraktion bei Einsatz von EBS und PE/PA-Folien**

	Einheit	Aromaten	Alkene	Alkane
Multilayerfolien (PE/PA)	[Ma.-%]	7,5	29,8	62,7
EBS (HKF)	[Ma.-%]	20,1	20,8	59,1

#### 6.4.3.2.4 Bilanzierung

Um eine Bilanzierung zu ermöglichen, wurde eine Komponentenbilanz aufgestellt. Auf Grundlage der analysierten Zusammensetzung des Rückstandes und der Bilanz um den Ascheanteil wurde der Anteil des Reaktionsrückstandes berechnet. Der Gasmassenstrom wurde in der Bilanzierung als Freiheitsgrad betrachtet und ergab sich aus der Differenz zur Gesamtmasse. Ohne den Gasmassenstrom ist die Massenbilanz zu 93,8 % geschlossen.

Werden Haupt- und Leichtprodukt gemeinsam als Zielprodukte definiert, so wurde im Zuge der Bilanzfahrt eine Ausbeute von 70,01 % bezogen auf den zugeführten Feedstock erzielt. Der Anlage wurden dabei durchschnittlich 70,69 kg/h an Multilayerfolien zugeführt. EBS (HKF) wurden 43 kg/h umgesetzt, wobei die Anlage dabei auf das neue Material einjustiert wurde.

Sowohl Prozesswasser als auch Brüdenwasser enthalten erhebliche Mengen an Kohlenwasserstoffen. Um diese beim Vergleich der Verfahren berücksichtigen und die Stoffbilanz bei den Vergleichen geschlossen halten zu können, wurden diese Anteile dem Massenstrom des Leicht sieders (Leichtprodukt ölig) zugeordnet.

**Tabelle 44: Verölung II: Input- und Outputströme**

Input	Einheit	EBS (HKF)	Multilayer (PE/PA)
Eintrag Feedstock, aus Bunkerbeladung berechnet	[kg]	12.498	5.349
Output			
Leichtprodukt	[kg]	85	66
Hauptprodukt	[kg]	6.623	3.679
Gasprodukt (berechnet)	[kg]	1.958	350
Prozesswasser	[kg]	2.429	651

Input	Einheit	EBS (HKF)	Multilayer (PE/PA)
Brüdenwasser	[kg]		231
Absiebung	[kg]	392	15
Reaktionsrückstand	[kg]	1.021	565

Für die Erstellung der Energiebilanz wurden die Energieinhalte der In- und Outputströme (gemessen: Hauptprodukt, Leichtprodukt, Feed; berechnet: Gas, Prozess- und Brüdenwasser, Rückstand) und die benötigte elektrische Energie berücksichtigt. Im Zustand während der Bilanzfahrt wurden für den Umsatz eines Kilogramms an Inputmaterial 2,06 kWh elektrischer Energie benötigt. Wenn neben dem Hauptprodukt auch das Leichtprodukt (ölig) als Zielprodukt definiert wird, dann benötigt der Prozess 2,94 kWh elektrischer Energie pro Kilogramm Produktöl. Es muss darauf hingewiesen werden, dass die Anlage nicht energieoptimiert ist, sodass diese Daten für die weiteren Berechnungen nicht verwendet wurden.

#### 6.4.4 Vergleich Produkte Verölung – Pyrolyse

In Tabelle 45 und Tabelle 46 sind die Zusammensetzungen der Einsatzstoffe und Produkte und in Abbildung 97 die Produktausbeuten dargestellt, die bei der Bilanzierung der vier betrachteten Praxisverfahren zur Verölung und Pyrolyse ermittelt wurden.

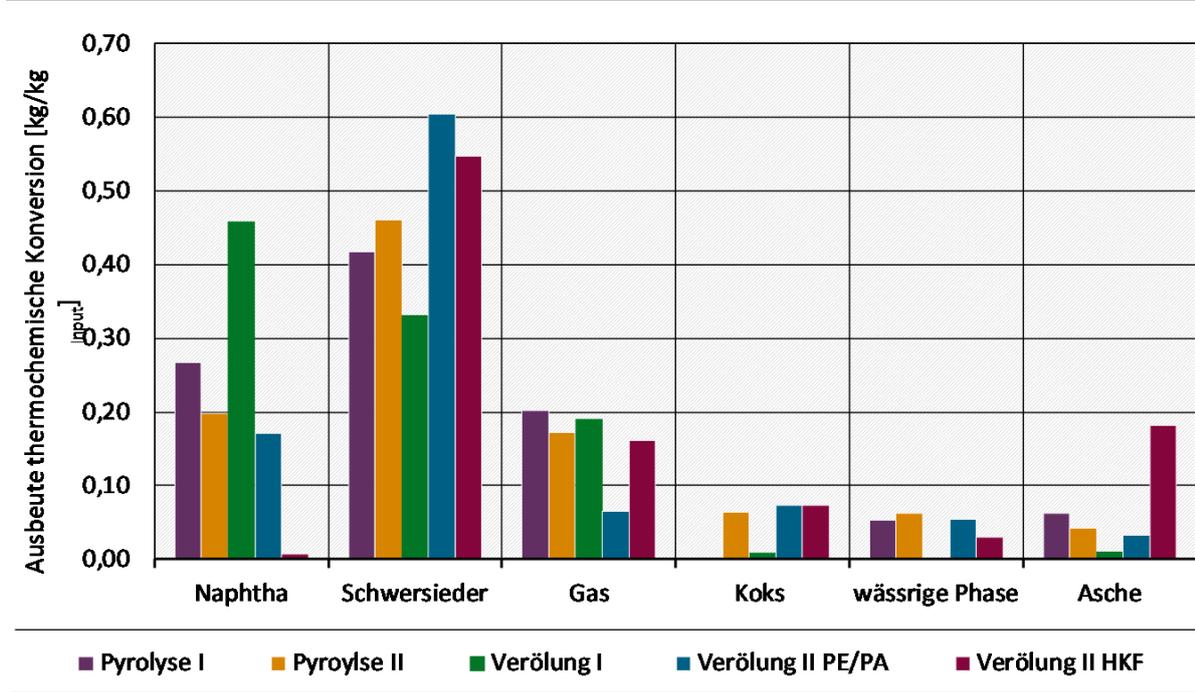
Alle Verfahren nutzen relativ reine Einsatzstoffe. Nur Verölung II verarbeitet stärker verunreinigte Abfälle, mit einem Stickstoffgehalt über 1 Ma.-%. Die Heizwerte der Einsatzstoffe liegen bei Pyrolyse I und II sowie Verölung I mit 37,16 MJ/kg bis 40,87 MJ/Kg im oberen Bereich. Der Heizwert des in Verölung II eingesetzten EBS lag mit 28,43 MJ/kg deutlich darunter. Die aus den Einsatzstoffen generierten Öle wurden hinsichtlich ihres späteren Verwertungsweges bewertet. Die Produktöle wurden deshalb in eine Naphthafraktion (Siedetemperatur kleiner 180°C) und eine Schwersiederfraktion (Siedetemperatur größer 180°C) eingeteilt (vgl. Abbildung 97). Die bei den Prozessen stets anfallenden Permanentgase werden in der Regel (Ausnahme Verölung I) nicht stofflich verwertet. Koks fällt bei der Pyrolyse als kohlenstoffartiges Material mit Asche an. Bei der Verölung sind aufgrund der Gestaltung des Austragssystem noch Kohlenwasserstoffe (Reaktionsrückstand bzw. Wachse) im Rückstand enthalten.

**Tabelle 45: Input Zusammensetzung der untersuchten Pyrolyse und Verölungsverfahren**

Verfahren	Einheit	Pyrolyse I	Pyrolyse II	Verölung I	Verölung II	Verölung II
Abfallart	[Ma.-%]	PO-Rejects	LDPE-Kunststoffabfälle	PO-Material	PE/PA-Verbund	EBS
C	[Ma.-%]	74,1	74,9	83,9	80,75	64,8
H	[Ma.-%]	12,3	13,4	10,7	11,5	7,86
O	[Ma.-%]	1,6	6,9	4,1	5,2	13,6
N	[Ma.-%]	0,25	< 0,11	0,11	1,35	1,17
S	[Ma.-%]	0,08	0,09	0,02	0,275	0,27

Verfahren	Einheit	Pyrolyse I	Pyrolyse II	Verölung I	Verölung II	Verölung II
Cl	[Ma.-%]	0,18	0,27	0,07	0,195	0,24
Asche	[Ma.-%]	6,2	4,3	1	1,1	11,3
Restfeuchte	[Ma.-%]	5,3	6,0	0,6	1,1	1,9
Brennwert	[MJ/kg]	39,92	41,34	43,94	42,44	30,16
Heizwert	[MJ/kg]	37,16	38,66	40,87	39,47	28,43

Abbildung 97: Vergleich der Produktausbeuten aus den Verfahren zur Pyrolyse und Verölung



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Die Verfahren liefern Zielproduktausbeuten an Produktölen zwischen 55,4% (Verölung II, HKF) und 79,1% (Verölung I). Die Ausbeuten werden aber ganz entscheidend durch den Einsatzstoff beeinflusst (vgl. hierzu auch die Ergebnisse der Laborversuche), wie die unterschiedlichen Ergebnisse der Verölung von Ersatzbrennstoff und PE/PA-Kunststoffabfällen im Verölungsverfahren II zeigen. Die Pyrolyse liefert erwartungsgemäß etwas geringere Ölausbeuten und mehr Gase. Dabei ist zu beachten, dass die bei den Pyrolyseverfahren eingesetzten Abfallfraktionen geringere Heizwerte hatten, als es bei Verölung I der Fall war.

Tabelle 46: Zusammensetzung der Produktöle aus den unterschiedlichen Verfahren

Verfahren	Einheit	Pyrolyse I	Pyrolyse II	Verölung I Leichtprodukt	Verölung I Schwerprodukt	Verölung II PE/PA	Verölung II HKF
C	[Ma.-%]	85,9	85,3	84,9	85,2	81,9	83,7
H	[Ma.-%]	13,6	13,9	14,3	13,3	13,4	12,3
O	[Ma.-%]	0,3	0,5	0,66	1,33	0	1,24

N	[Ma.-%]	0,1320	0,18	0,072	0,11	0,82	1,28
S	[Ma.-%]	0,0039	0,012	0,0065	0,0112	0,05	0,1
Cl	[Ma.-%]	0,0010	0,0022	0,0075	0,0238	0,04	0,04
Asche	[Ma.-%]	n.n.	<0,0055	0,0175	0,044	< 0,0001	< 0,0001
H <sub>2</sub> O	[Ma.-%]	<0,001	n.n.	< 1	< 1	n.n.	1,32
Brennwert	[MJ/kg]	n.n.	n.n.	45,18	45,64	44,68	43,98
Heizwert	[MJ/kg]	42,523	42,8	43,88	44,352	42,69	41,34

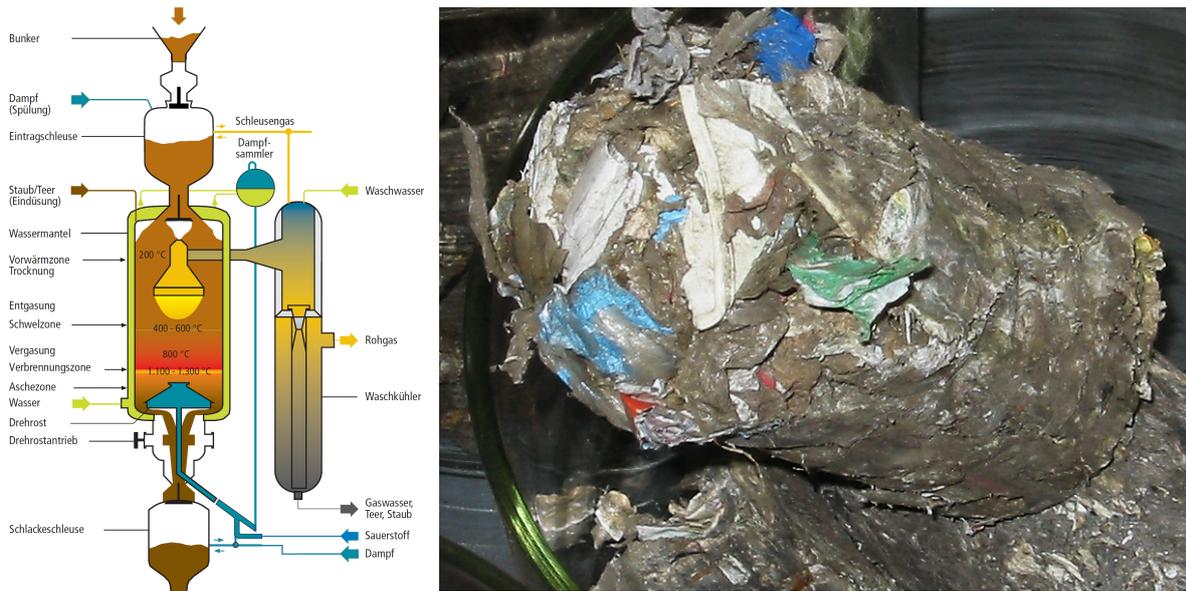
#### 6.4.5 Gasifizierungsverfahren

Im Gegensatz zur Verölung und Pyrolyse gibt es kaum in Betrieb befindliche technische Anlagen zur Gasifizierung von Kunststoffabfällen. Die Ermittlung aktueller Messdaten in einer laufenden Anlage war im Rahmen der Studie daher nicht möglich. Allerdings wurde in Deutschland zwischen 1997 und 2007 eine großtechnische Anlage zur Gasifizierung von Abfällen technisch erfolgreich betrieben. Im SVZ Schwarze Pumpe in der Niederlausitz wurden nach der Wende die ehemaligen Anlagen der DDR zur Stadtgaserzeugung aus Braunkohle auf abfallstämmige Einsatzstoffe umgerüstet. Dort wurden unter anderem 7 Festbettreaktoren betrieben (vgl. Steckbrief in Abbildung 20 und Schema in Abbildung 98, links), in denen auch Kunststoffabfälle eingesetzt wurden. Für diesen historischen Anwendungsfall sind noch weitreichende Informationen und Messdaten vorhanden, die im Rahmen der Studie als Basis für die Bilanzierung des Gasifizierungspfades herangezogen wurden. Zudem wurde auf Basis von eigenen Berechnungen und Simulationen von kooperierenden Unternehmen ein Modellfall für die Gasifizierung von Kunststoffabfällen ausgelegt (Kapitel 6.4.5.2).

##### 6.4.5.1 SVZ Schwarze Pumpe (historische Daten)

Grundsätzlich wurde im SVZ hoher Aufwand für die Aufbereitung der Abfälle getrieben, um einen möglichst homogenen Brennstoffstrom für die sensible Gaserzeugung sicherzustellen. Beim Betrieb der Festbettgaserzeuger war insbesondere die Stückigkeit und Abriebfestigkeit der eingesetzten Kompaktate von großer Bedeutung, um die Durchströmbarkeit der Brennstoffsäule mit dem Reaktionsmittel und dem erzeugten Gas zu ermöglichen. Mischkunststoffe (hauptsächlich DSD-Material) wurden (nach Zerkleinerung und Metallabscheidung) in einer Kompaktierungsanlage mit Extrudern unter Druck und Reibung verpresst, um möglichst stabile Briketts zu erzeugen (vgl. Abbildung 98, rechts).

**Abbildung 98: Schema Festbettreaktoren im SVZ Schwarze Pumpe [71] (links) und Brikett aus DSD-Alt Kunststoff (rechts, Durchmesser ca. 10 cm)**



Quellen: [71], eigene Darstellung Peter Quicker 2003

Die Festbettreaktoren mit einem Durchmesser von 3,6 Metern hatten eine verfügbare Kapazität von jeweils 12,5 Mg/h und wurden grundsätzlich mit mindesten 15 Ma.-% Kohlezumischung betrieben. Als Reaktionsmittel wurden Dampf und Sauerstoff eingesetzt und nach Vormischung durch den Drehrost zugeführt. Die Reaktoren wurden bei einem Druck von 27 bar betrieben. Die Reaktionstemperatur lag im oxidierenden Bereich des Reaktors bei 1.200-1.300 °C, am Rohgasaustritt bei 450 °C.

**Abbildung 99: Anlage mit Festbettreaktoren im SVZ Schwarze Pumpe**



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker 2003

Das Rohsynthesegas aus den Gaserzeugern wurde über Abhitzedampferzeuger und durch anschließende direkte Einspritzung von Wasser gekühlt und gewaschen. Die Kondensatphasen – Teeröl und Ölphenolwasser – wurden einer Teerscheidung zugeführt, das gekühlte Rohgas in die Gasreinigung geleitet. Dort wurde das Gas mithilfe des Rectisolverfahrens (Tieftemperaturwaschverfahren mit Methanol) gereinigt. In einer Konvertierungsanlage wurde ein Teilstrom des Rohgases behandelt mit dem Ziel, das enthaltene Kohlenmonoxid mit Wasserdampf zu CO<sub>2</sub> und H<sub>2</sub> umzuwandeln, um hierdurch das geeignete CO<sub>2</sub>/CO/H<sub>2</sub>-Verhältnis für die anschließende Methanolsynthese einzustellen. Weitere Einzelheiten zur Gasaufbereitung im SVZ Schwarze Pumpe finden sich in Abschnitt 6.5.2, Abbildung 107 zeigt ein entsprechendes Schema.

Das aufbereitete Synthesegas wurde abschließend der Methanolsynthese zugeführt, das erzeugte Rohmethanol zu hochreinem Methanol destilliert und vermarktet.

Weitere Ausführung zur Gas- und Methanolerzeugung aus Abfällen im SVZ Schwarze Pumpe finden sich beispielsweise in. [57][71]

#### 6.4.5.1.1 Vorgehen

Aus der Literatur und über persönliche Kontakte wurden die aus dem SVZ Schwarze Pumpe noch verfügbaren Daten und Messwerte organisiert und ausgewertet. Dabei ist anzumerken, dass die Gaserzeugung aus Abfällen im SVZ in der Regel in einer Mischung aus verschiedenen Abfällen und immer unter Zusatz von Kohle erfolgte. Zudem wurden die Festbettreaktoren, in denen die Kunststoffabfälle zum Einsatz kamen, im Verbund mit den übrigen Gaserzeugern (BGL, Flugstrom) betrieben. Die erzeugten Gase wurden zusammen aufbereitet und der Methanolsynthese zugeführt. Die im Folgenden zusammen gestellten Daten können daher nur als Orientierung dienen.

#### 6.4.5.1.2 Einsatzstoffe

Die im SVZ verwerteten Abfallkunststofffraktionen stammten vorwiegend aus dem DSD-Bereich. Laut einer vorliegenden Bilanz zur damaligen Kunststoffverwertung besaßen die in den Festbettreaktoren umgesetzten Kunststoffkompaktate einen Wassergehalt von 2-15 Ma.-% und einen Ascheanteil von etwa 10 Ma.-%. Die Chlorgehalte lagen mit 1,8-3,0 Ma.-% relativ hoch, die Schwefelanteile mit 0,1 Ma.-% recht niedrig. Der Heizwert wurde mit 29-34 MJ/kg angegeben. [38]

#### 6.4.5.1.3 Produkte

Tabelle 47 gibt die Gaszusammensetzung wieder, die während der Betriebszeit des SVZ bei der Gasifizierung von Kunststoffabfällen ermittelt wurde.

**Tabelle 47: SVZ: Zusammensetzung Produktgas aus der Kunststoffgasifizierung**

Komponente	Einheit	Wert
Wasserstoff   H <sub>2</sub>	[Vol.-%]	29,7
Kohlenmonoxid   CO	[Vol.-%]	29,2
Kohlendioxid   CO <sub>2</sub>	[Vol.-%]	9,6
Wasser   H <sub>2</sub> O	[Vol.-%]	23,7

Komponente	Einheit	Wert
Methan   CH <sub>4</sub>	[Vol.-%]	7,4
Schwefelwasserstoff   H <sub>2</sub> S	[ppm]	498
Carbonylsulfid   COS	[ppm]	16
Chlorwasserstoff   HCl	[ppm]	701
Ammoniak   NH <sub>3</sub>	[ppm]	302
Cyanwasserstoff   HCN	[ppm]	10
Acetonitril   CH <sub>3</sub> CN	[ppm]	328
Stickstoff   N <sub>2</sub>	[Vol.-%]	0,2

#### 6.4.5.1.4 Bilanzierung

Für die Gaserzeugung aus Kunststoffen im SVZ Schwarze Pumpe war auch eine Massen- und Energiebilanz verfügbar [38]. In Tabelle 48 sind die Werte wiedergegeben.

Aus den 861kg Synthesegas wurden in der Methanolanlage 596 kg Methanol erzeugt. Die anfallenden Gase wurden im GuD-Kraftwerksblock am Standort verstromt (0,98 MWh). In der Abgasreinigung des Kraftwerks fielen 4 kg Gips aus den verbrannten Gasen an.

**Tabelle 48: SVZ: Input- und Outputströme bei der Gaserzeugung aus Kunststoffabfällen [38]**

Input	Einheit	Masse	Einheit	Energie
Kunststoffabfälle	[kg]	1000	[MWh]	9,36
Sauerstoff	[kg]	517		
Wasser	[kg]	817		
Flussmittel, Chemikalien	[kg]	120		
<b>Output</b>				
Synthesegas	[kg]	861		
Anfall-/Entspannungsgase	[kg]	1266		
Purgegas	[kg]	165		
Schlacke	[kg]	182		
Abwasser	[kg]	145		
Heizwärme			[MWh]	0,28

Die Bilanzdaten des SVZ wurden verwendet, um die weiteren Berechnungen zur Bilanzierung der Gesamtrouten und zur Erstellung der Nutzenkorbmethode durchzuführen.

## 6.4.5.2 Modellkonzept Gasifizierung

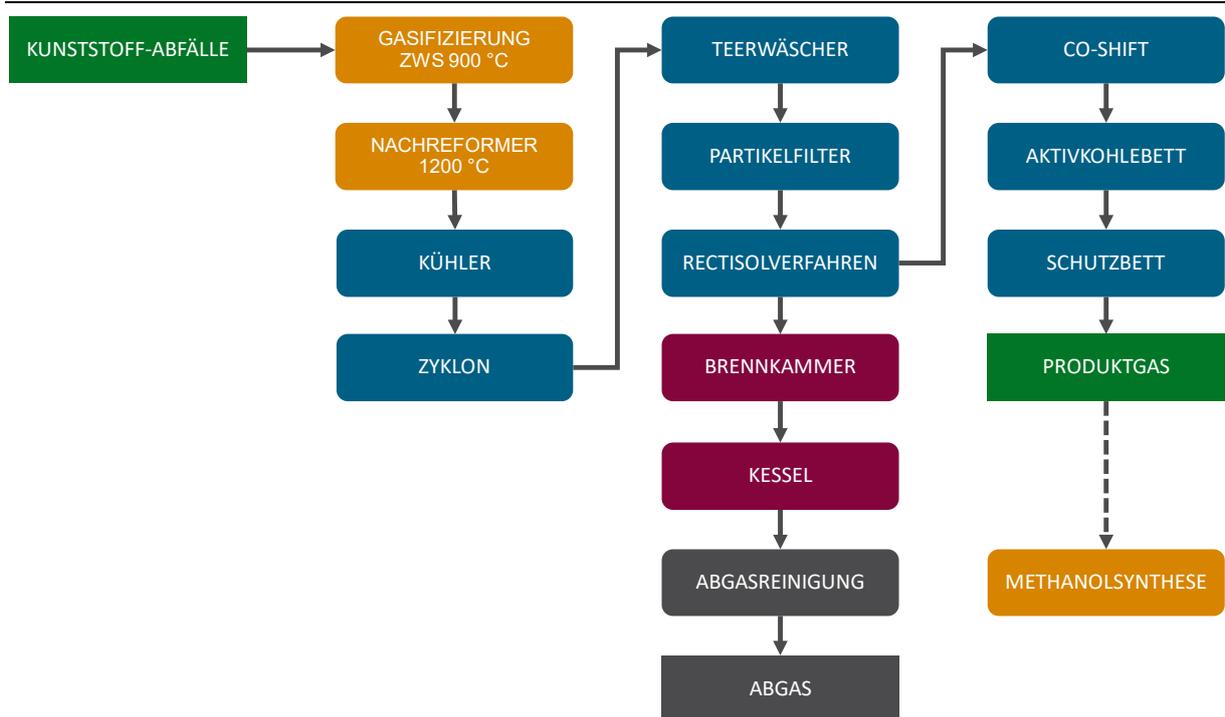
### 6.4.5.2.1 Vorgehen

Wie erläutert, konnten nur wenige fundierte Informationen zu in Betrieb befindlichen Gasifizierungsanlagen und keine aktuellen Messdaten für solche Installationen ermittelt werden. Daher wurde während der Bearbeitung der Entschluss gefasst, ein Modellverfahren zu entwickeln und mit entsprechend Daten aus der Literatur, historischen Daten, Simulationsrechnungen und Informationen von kooperierenden Firmen zu untersetzen.

Abbildung 100 zeigt das Schema des Modell-Gasifizierungsverfahrens.

Aufgrund der Flexibilität und optimalen Durchmischung wurde eine druckaufgeladen zirkulierende Wirbelschicht als Reaktor gewählt. Da das Temperaturniveau in solchen Apparaten begrenzt ist, muss das erzeugte Gas in einem Reformer bei erhöhter Temperatur (1.200 °C) nachbehandelt werden, um die Teerfracht zu erniedrigen. Nach einer Kühlung auf etwa 500 °C erfolgt eine Grobentstaubung des Synthesegases im Hochtemperaturzyklon. Nach einer Teerwäsche und einem Partikelfilter erfolgt die Feinreinigung in einer Rectisol-Anlage und die CO-Shift zur Einstellung des Richtigen H : C-Verhältnisses für die Kohlenwasserstoffsynthese. Vorher erfolgt noch eine Feinreinigung in Aktivkohle- und anderen Schutzbetten.

Abbildung 100: Schema Modell-Gasifizierung



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

### 6.4.5.2.2 Einsatzstoffe

Als beispielhafte Eduktfraktion wurde die in den Laborversuchen vermessene und charakterisierte Kunststoffmischfraktion MKS ausgewählt. Die Zusammensetzung dieser Fraktion ist in Kapitel 6.3.2.2.1 und Tabelle 7 (Elementarzusammensetzung) ausführlich beschrieben.

### 6.4.5.2.3 Produkte

Auf Basis der gewählten Einsatzstofffraktion wurde anhand eines Simulationsmodells berechnet, wie das Synthesegas aus Wirbelschicht und Hochtemperaturreaktor zusammengesetzt ist. Das Ergebnis ist in Tabelle 49 wiedergegeben.

**Tabelle 49: Modellkonzept: Simulierte Produktgaszusammensetzung**

Komponente	Einheit	Wert
Wasserstoff   H <sub>2</sub>	[Vol.-%]	41,44
Kohlenmonoxid   CO	[Vol.-%]	41,75
Kohlendioxid   CO <sub>2</sub>	[Vol.-%]	4,49
Wasser   H <sub>2</sub> O	[Vol.-%]	11,83
Methan   CH <sub>4</sub>	[Vol.-%]	0,05
Schwefelwasserstoff   H <sub>2</sub> S	[Vol.-%]	0,05
Chlorwasserstoff   HCl	[Vol.-%]	0,07
Stickstoff   N <sub>2</sub>	[Vol.-%]	0,32

Diese Werte wurden für die Bilanzierung der Gesamtverfahrensrouten (Abfall bis HVC) herangezogen.

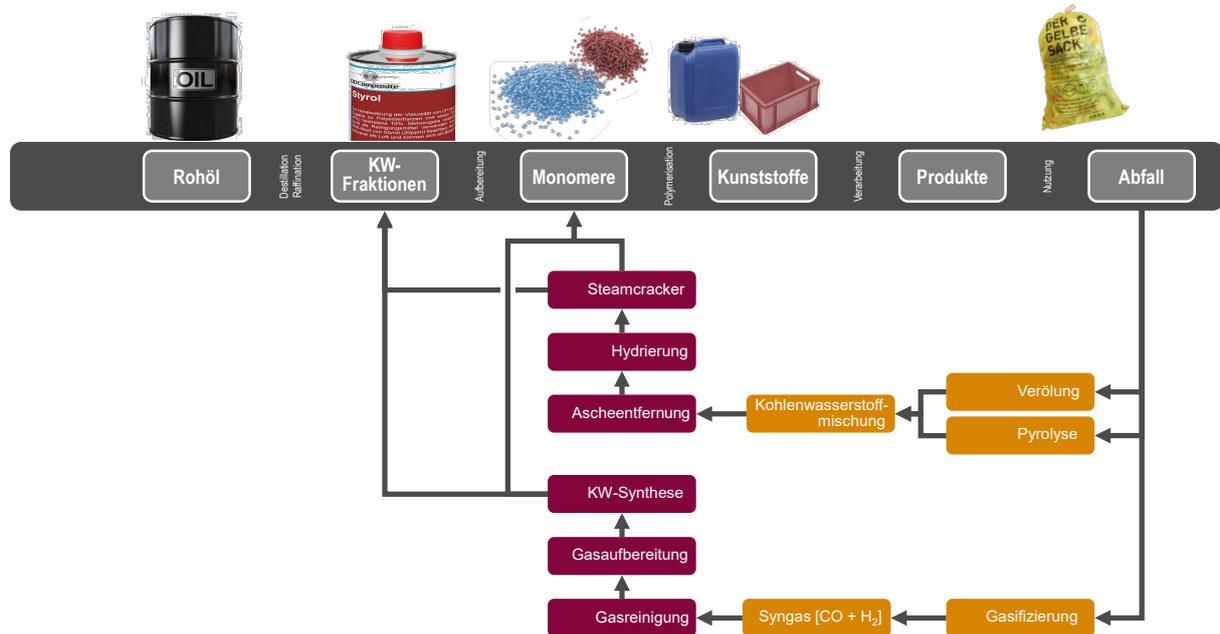
### 6.4.5.2.4 Bilanzierung

Eine eigene Massen- und Energiebilanzierung des Modellkonzeptes erfolgte nicht, da die notwendigen Werte (Bilanzierung Gesamtrouten) aus den Praxisdaten des SVZ Schwarze Pumpe übernommen werden konnten (vgl. Kapitel 6.4.5.1.4).

## 6.5 Downstream

Um die Produkte der chemischen Konversionsverfahren im Stoffkreislauf zu halten, müssen die dort generierten Stoffströme wieder zu Kunststoffen oder hochwertigen chemischen Produkten (siehe Definition chemisches Recycling) weiterverarbeitet werden. Dazu müssen die Rohmonomere, Produktöle oder Gase von Fremdstoffen gereinigt und entweder bestehenden Aufbereitungs- und Syntheseverfahren beigemischt oder in separaten Anlagen, wie in Abbildung 101 dargestellt, aufbereitet und veredelt werden.

**Abbildung 101: Thermochemische Konversionsverfahren des chemischen Recyclings mit Prozesskette der Aufbereitung und Nachbehandlung**



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

Bei der Verölung und Pyrolyse fallen Produktöle an, die (wie oben bei der Beschreibung der Laborversuche dargestellt, vgl. Abschnitt 6.3), größere Mengen an Verunreinigungen in Form von Heteroatomen und Asche sowie ungesättigte Verbindungen enthalten. Um diese Öle wieder stofflich zu nutzen, gibt es aktuell zwei großtechnische Möglichkeiten. Die eine ist der Einsatz der Öle in einem Steamcracker für Naphtha, die andere die Einschleusung in eine Erdölraffinerie. Auch eine Gasifizierung der Produktöle kann angedacht werden, wobei dann die Verölung und Pyrolyse als Vorbehandlung gesehen werden müsste.

Bei der technischen Gasifizierung wird ein Rohgas erzeugt, das noch mit Verunreinigungen behaftet ist, wie beispielsweise Teeren und Heteroatomen. Diese Stoffe müssen vor den Syntheseverfahren, wie der Herstellung von Methanol oder der Fischer-Tropsch-Synthese über eine Gasreinigung entfernt werden. Die stöchiometrische Anpassung des Synthesegases für die nachfolgenden Syntheseprozesse erfolgt in der Gaskonditionierung (CO-Shift).

Die Aufbereitung der Produkte wird im Folgenden näher erläutert.

### 6.5.1 Verwertung der Produktöle aus Verölung und Pyrolyse

Die Öle aus den Kunststoffabfällen können in einem Raffinerieverbund mit dem mengenmäßig dominierenden Erdöl stark verdünnt und zusammen mit dem Erdöl raffiniert werden. Das umfasst das Hydrotreatment mit der Entfernung der Heteroatome und Hydrierung der Olefine sowie die folgende Weiterverarbeitung zu Monomeren über die Naphthaspaltung im Steamcracker oder das Reformieren zu Aromaten oder das Cracken im Fluid-Catalytic-Cracking-Prozess (FCC). Inwieweit die Produktöle aus Pyrolyse und Verölung hinsichtlich Zusammensetzung und Menge für den Einsatz als Erdölersatz jedoch verwendbar sind, hängt vom jeweiligen Raffinerieaufbau und von der Qualität der Recyclingöle ab. Üblicherweise werden von den Raffineriebetreibern Massenbilanzansätze gewählt, die aufgrund der Geheimhaltung nur schwer nachzuvollziehen sind. Aus diesem Grund wird ein hypothetischer,

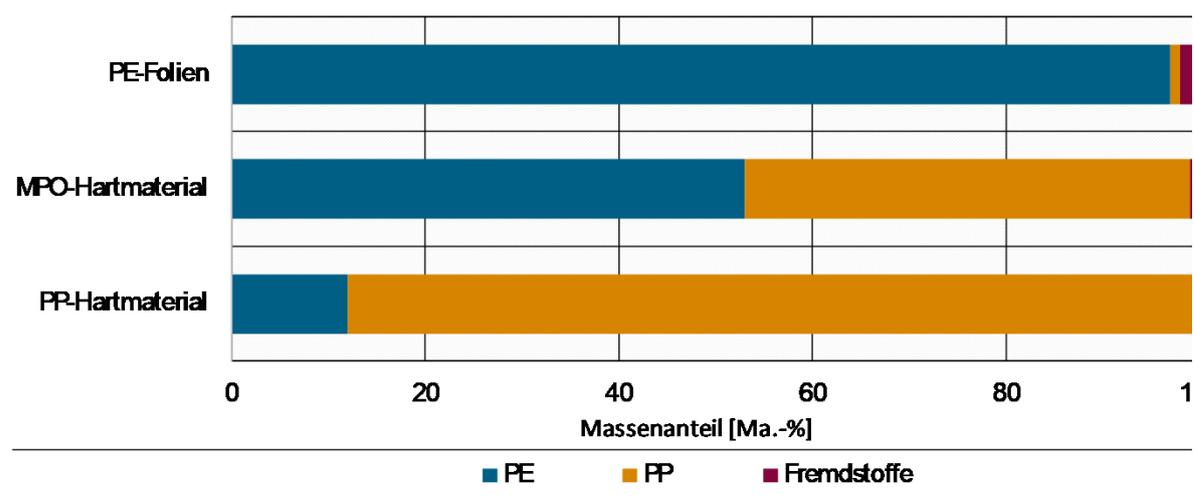
aber realistischer Verwertungspfad betrachtet, der für alle Öle aus Pyrolyse und Verölung anhand deren Eigenschaften durchbilanziert wird.

Die Produktöle aus Pyrolyse und Verölung können, soweit der erforderliche Siedeschritt erreicht wird, in einem Steamcracker zu Monomeren (Ethen, Propen, Buten, Butadien, Aromaten) verarbeitet werden, die auch als High Value Chemicals (HVC) bezeichnet werden. Die Zuordnung zu den Produkten fällt leichter als in der Raffinerie und wird über den Massenbilanzansatz angestrebt, der eine rein massenbilanzielle Allokation der Produkte in Relation zum Anteil der rezyklierten Einsatzstoffe im Feed erlauben soll.

Wie oben schon dargestellt (Tabelle 26), erfüllen die Produktöle aus der Laborpyrolyse und Laborverölung sowie der industrienahen Prozesse (Tabelle 36 und Tabelle 41) nicht die erforderlichen Spezifikationen für den Steamcracker. Selbst Produktöle aus einer Laborpyrolyse (Extruder und Rührkessel) von hochreinen Eingangsstoffen (vgl. Zusammensetzungen in Abbildung 102, nach Kusenberg et al. [30]), die durch Sortierung, Zerkleinerung, Waschen, Schwimmsinktrennung, Trocknung, Windsichtung und Extrusion aus belgischen Hausmüll gewonnen wurden, weisen einen viel zu hohen Gehalt an Sauerstoff-, Stickstoff- und Chlorverbindungen auf (Tabelle 50).[30]

Auf den ersten Blick mag der hohe Anteil an Heteroatomen und Metallen in den Ölen aus thermochemischen Prozessen selbst bei reinen Eingangsstoffen verwundern, doch Farben, Additive, Klebstoffe können durch den aufwändigen Sortier- und Trennprozess nicht entfernt werden. Es muss also selbst bei qualitativ hochwertigen Einsatzstoffen eine entsprechende Aufreinigung oder Verdünnung der Produktöle erfolgen, um diese als Einsatzstoff im Steamcracker verwenden zu können. Betrachtet man zum Vergleich die aus den Modellfraktionen erzeugten Öle (Tabelle 26), dann liegen die Konzentrationen der Verunreinigungen zum Teil noch deutlich über den von Kusenberg et al. [30] genannten Werten und über den Richtwerten für Naphtha zum Einsatz im Steamcracker.

**Abbildung 102: Zusammensetzung der Eingangsstoffe für eine Laborpyrolyse zur Untersuchung der daraus gewinnbaren Produktölqualität [30]**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg gemäß Kusenberg, 2022 [30]

Um die Richtwerte hinsichtlich der Metallkonzentration einzuhalten, müsste ein Verdünnungsfaktor von mindestens 300 angewandt werden. Das bedeutet, dass bezogen auf 1 Mio. Mg an Einsatzstoff nur maximal 3.333 Mg Produktöl zum Einsatz kommen könnten. Für den Einsatz größerer Mengen an Produktöl muss daher zwingend eine Aufreinigung erfolgen, um die Störstoffe (wie in Tabelle 51 aufgelistet) zu entfernen.

**Tabelle 50: Zusammensetzung von Pyrolyseölen aus den Einsatzstoffen reiner Abfallfraktionen (nach Abbildung 102) [30] und Vergleich mit Mittelwerten von typischen Ölen aus Kunststoffabfällen [29] sowie einer Naphthaspezifikation eines Steamcrackers [29]**

Komponente	Einheit	PP [30]	MPO [30]	PE [30]	Typische Werte [29]	Richtwerte Steamcracker [29]
N	[mg/kg]	29	1.144	40	1.209	100
O	[mg/kg]	n.n.	n.n.	200	714	100
S	[mg/kg]	5	46	9	224	500
Cl	[mg/kg]	137	474	143	38 - 1457	3
Metalle	[mg/kg]	790,1	562,9	701,9	300	1
Olefine	[%]	88,2	59,6	43,6	40	1
Aromate	[%]	1,0	13,6	3,9	12	10

Zur Raffination von Erdölfraktionen werden in der Petrochemie Heteroatome (N, S, O, Cl) mittels Hydrierung durch den Einsatz von Wasserstoff über einen katalytischen Prozess in Ammoniak, Schwefelwasserstoff und Chlorwasserstoff umgewandelt. Ebenso erfolgt die Hydrierung der olefinischen und aromatischen Kohlenwasserbindungen zu Paraffinen und Naphthenen. Die Hydrierungsprozesse der petrochemischen Industrie sind stark auf die Zusammensetzung der Einsatzstoffe abgestimmt. Die Hydrierung von Naphtha unterscheidet sich hinsichtlich der Komplexität von beispielweisen Kerosinen erheblich, da Kerosinschnitte eine höhere Schwefelbelastung haben.

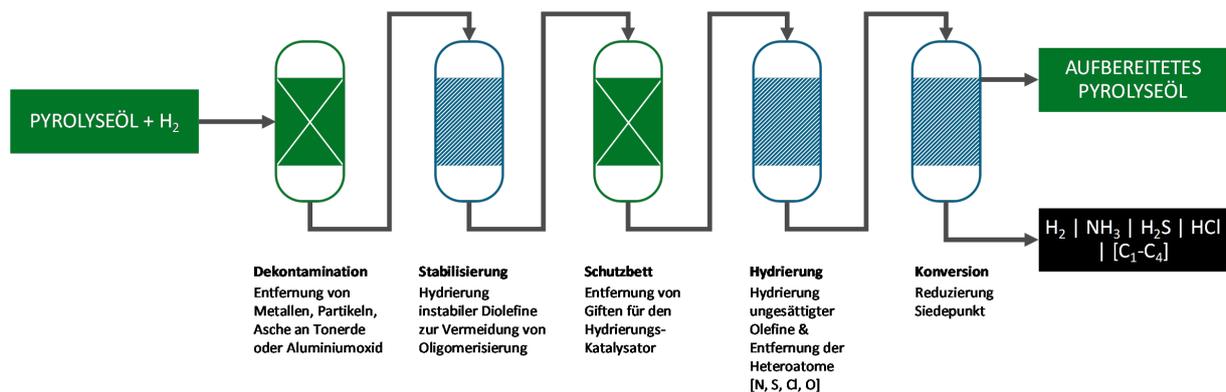
**Tabelle 51: Vergleich der Heteroatomkonzentration in Produktölen (aus der Umsetzung von Kunststoffabfällen) sowie empfohlene Richtwerte für den Einsatz als Naphtha in einem Steamcracker und Einflüsse auf den Prozess [29] (\* mit/ohne Entchlorierung)**

Elemente	Herkunft	Bedeutung Downstream	empfohlene Richtwerte	Typische Werte Produktöle
			[mg/kg]	[mg/kg]
Stickstoff (u.a. NH <sub>3</sub> , HCN, Amine, Amide, NO <sub>x</sub> )	PA, PUR	Katalysatordeaktivierung (Hydrotreatment, Reformierung) Bildung explosionsfähiger Polymerisate in der Coldbox	100	1.209
Schwefel	Gummi	Korrosion	500	224
Chlor (u.a. HCl, Chloroform, NaCl) analog F, Br	PVC, Farben, chlorhaltige Barrierschichten	Korrosion; Bildung von NH <sub>3</sub> Cl (Ablagerungen)	3	215 bzw. 615 *

Elemente	Herkunft	Bedeutung Downstream	empfohlene Richtwerte	Typische Werte Produktöle
Sauerstoff	PET	Bildung von Methanol, Formaldehyd, Säuren (Terephthalsäureablagerungen) Reaktion mit Dienen zu Oligomeren	100	714
Silizium	Silikone	Ablagerungen	0,5	4
Phosphor	Additive	Phosphinbildung als Katalysatorgift; Korrosion	0,5	498
Metalle	Farben, Fremdstoffe, Additive	Ablagerungen, Korrosion, Katalysatorgifte, verstärkte Koksbildung	1	300
Na	Fremdstoffe	Ablagerungen	0,125	0,8
Ca	Füllstoffe	Ablagerungen	0,5	17 - 225
Fe	Füllstoffe, Fremdstoffe	Katalytische Aktivität, rasche Koksbildung, Korrosion, Katalysatorgift	0,001	7,3

Die Hydrierung von Ölen aus dem chemischen Recycling ist besonders herausfordernd, weil der Gehalt an Störstoffen sehr hoch ist und je nach Einsatzstoff und thermochemischen Konversionsverfahren unterschiedlich ausfällt. Die Produktöle können bis zu 70 % an Olefinen mit Diolefinen enthalten, die sehr instabil sind und bei der Hydrierung die Koksbildung fördern. Hinzu kommt die Belastung mit Metallen, die als Katalysatorgifte bei der Hydrierung fungieren, sowie der hohe Anteil an Heteroatomen. Deshalb ist für die Produktöle ein entsprechender Hydrierungsprozess mit vorgeschalteter Destillation und Filtern (Adsorbern) nötig, wie in Abbildung 103 exemplarisch abgebildet. Kommerzielle Lösungen werden von verschiedenen Firmen angeboten. Metalle und Polyaromaten können nach einer Destillation über Adsorptionsverfahren an Aluminiumoxiden oder Tonerden entfernt werden. Mehrfach ungesättigte Verbindungen sollten anschließend hydriert werden, da diese Substanzen bei weiterem Aufheizen der Öle eine starke Koksbildung verursachen. Chlor und andere Halogenverbindungen sowie Sauerstoff- und Stickstoffverbindungen müssen über eine weitere Hydrierung bei höheren Temperaturen entfernt werden, bis die Hydrierung der Olefine und Aromaten in einer letzten Stufe erfolgen kann. [34][68]

Abbildung 103: Einzelschritte für die Hydrierung von Pyrolyseölen nach [34] [68]



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Unter Annahme der in Tabelle 50 angegebenen Metallkonzentration und einem Durchsatz von 100.000 Mg Produktöl pro Jahr, würden in einem Adsorber 50 Mg Metalle pro Jahr anfallen, was einen sehr häufigen Wechsel der Adsorbentmaterialien und deren Aufarbeitung bedeuten würde.

Für die Hydrierung müssen die Öle aufgeheizt und in die zum Teil bei höheren Drücken stattfindenden Prozesse eingeschleust werden. Da jedoch Stickstoff- und Chlorverbindungen sowie der hohe Olefin- und Aromatengehalt die Bildung von Koksablagerungen stark fördern, muss mit einer ständigen Reinigung der Anlagenteile [22] und dem Austausch der eingesetzten Katalysatoren gerechnet werden. [40][61]

Über eine geeignete wirtschaftliche und technische Lösung der Produktölhydrierung bei einem um ein Vielfaches höheren Gehalt an Störstoffen (Olefine, Heteroatome, Metalle etc.) als bei üblichem Naphtha kann deshalb entsprechend Butler et al. [4] nur gemutmaßt werden.

### 6.5.2 Verwertung des Synthesegases aus der Gasifizierung

Das Synthesegas aus der Gasifizierung von Kunststoffabfällen kann zur Herstellung von synthetischem Methanol oder Fischer Tropsch-Produkten genutzt werden. Die Methanol- und Fischer-Tropsch-Synthese (FT-Synthese) sind kommerziell erprobte und ausgereifte Prozesse zur stofflichen Nutzung von Synthesegasen.

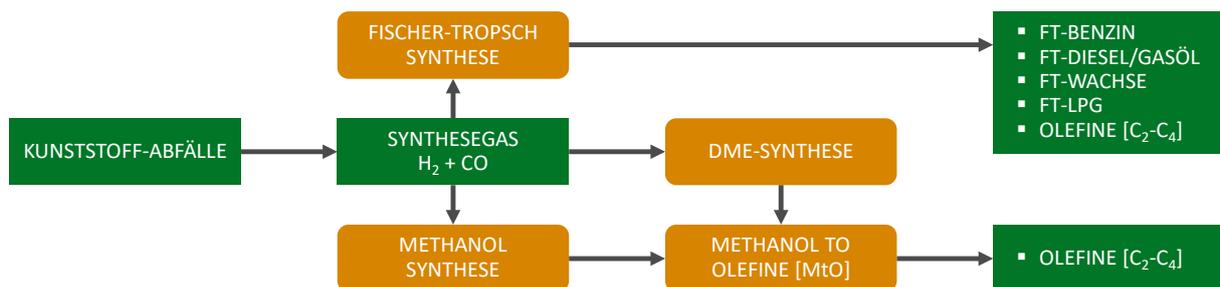
Nach aktuellem Stand der Technik wird bei der Methanolsynthese aus dem Synthesegas katalytisch unter Verwendung von Zinkoxid/Kupferoxid-Katalysatoren, Methanol hergestellt. Methanol kann als Basisrohstoff über weitere Syntheseverfahren zur Herstellung von Grundchemikalien, wie beispielsweise Olefinen (Kunststoffherstellung), Essigsäure und Ethanol (Abbildung 104) dienen.

Bei der Fischer-Tropsch-Synthese werden aus dem Synthesegas Kohlenwasserstoffe gewonnen. Das Produktspektrum ist dabei variabel. Die Produktverteilung der Fischer-Tropsch-Synthese umfasst 10-15 % C<sub>2</sub>-C<sub>3</sub> bestehend aus Alkanen/Alkenen, 40-50 % C<sub>4</sub>-C<sub>11</sub>, dem Benzinschnitt, 20-30 % an Diesel/Gasölprodukten sowie 8-12 % Paraffinen und Wachsen. Die gewonnenen Kohlenwasserstoffe können in einem Steamcracker als Naphtha oder als Wachs eingesetzt werden. Allerdings kann auch über die Anpassung der Prozessparameter eine höhere Olefinausbeute im Syntheseprozess selbst geniert werden. Für die FT-Synthese werden derzeit

zwei Arten von Metallkatalysatoren verwendet, die von technischer Bedeutung sind. Das sind zum einem kobalt- und zum anderen eisenbasierte Katalysatoren. [12]

Die Erzeugung von Synthesegas beruht vorwiegend auf fossilen Rohstoffquellen, wie Kohle (Sasol) oder Verarbeitungsrückständen aus der Raffinerie, zum Beispiel Coker- oder Vakuumrückstände und Erdgas. Ein Vorteil dieser Rohstoffquellen ist die stetige Verfügbarkeit und die gleichbleibende Zusammensetzung der Einsatzmaterialien bei gleichem Rohstoffreservoir.

**Abbildung 104: Schema zur stofflichen Nutzung von Synthesegas mittels Methanol- und Fischer-Tropsch-Synthese zu werthaltigen Zwischenprodukten**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Hinsichtlich der Nutzung von Biomassen, Haushaltsabfällen sowie Kunststoffabfällen ergeben sich Probleme mit der Heterogenität der Ausgangsstoffe, der variierenden stofflichen Zusammensetzung (Kohlenstoff-, Wasserstoffgehalt) sowie der ausreichenden Verfügbarkeit für wirtschaftliche Anlagengrößen im Bereich der technischen Gasifizierung. Dabei sind die hohen Verarbeitungskosten, die Vorbehandlung der Abfälle zur Erzeugung verwendbarer Einsatzstoffe und die Bildung von Störstoffen wie Teeren und Schadgaskomponenten die relevantesten Herausforderungen. Insbesondere die Teerbildung während der Gasifizierung erschwert die Weiterverarbeitung des Rohgases. Zu den weiteren störenden Komponenten im Gas zählen vor allem Schwefelwasserstoff, Carbonylsulfid, Blausäure und Chlorwasserstoff. Diese Stoffe müssen entfernt werden, um die Katalysatoranforderungen hinsichtlich der Reinheit des eingesetzten Synthesegases, die in Tabelle 52 aufgeführt sind, zu erfüllen. Eine höhere Belastung mit Störstoffen führt zur Desaktivierung der Katalysatoren in Form von Vergiftung der aktiven Zentren. Infolgedessen wird die Standzeit der Katalysatoren rapide gemindert.

**Tabelle 52: Maximal zulässige Verunreinigungen im Synthesegas für die Methanol- und Fischer-Tropsch-Synthese [62][76]**

Verunreinigung	Einheit	Methanolsynthese	Fischer-Tropsch-Synthese <sup>a</sup>
Partikel	[mg/m <sup>3</sup> <sub>i.N.</sub> ]	≤ 0,02	≤ 0,5
Teere	[mg/m <sup>3</sup> <sub>i.N.</sub> ]	≤ 0,1	≤ 3 <sup>b</sup>
Schwefel (H <sub>2</sub> S, COS, org. geb. Schwefel)	[mg/m <sup>3</sup> <sub>i.N.</sub> ]	≤ 1	≤ 0,01
Stickstoff (NH <sub>3</sub> , HCN)	[mg/m <sup>3</sup> <sub>i.N.</sub> ]	≤ 1	≤ 0,01
Alkalien (primäre basische Metalle Na, K)	[mg/m <sup>3</sup> <sub>i.N.</sub> ]	≤ 0,1	≤ 0,01

Verunreinigung	Einheit	Methanolsynthese	Fischer-Tropsch-Synthese <sup>a</sup>
Halogene (Cl, Br, F)	[mg/m <sup>3</sup> <sub>i.N.</sub> ]	≤ 0,1	≤ 0,001
Schwermetalle	[mg/m <sup>3</sup> <sub>i.N.</sub> ]	k.A.	≤ 0,002

<sup>a</sup> umgerechnet von ppmv in mg/m<sup>3</sup><sub>i.N.</sub>

<sup>b</sup> Teere Molmassen ≥ 78 g/mol

Bei der Gasifizierung muss also, analog zu Pyrolyse und Verölung, die Qualität des Produktgases über eine entsprechende Auswahl, Sortierung und Aufbereitung der Einsatzstoffe und eine Nachbehandlung der erzeugten Produktgase gewährleistet werden. Die Downstream-Prozesse der Gasifizierung unterscheiden sich nach Reaktortyp, erwartbarem Schadstoffaufkommen und den gewünschten Zielprodukten. Derzeit existieren mehrere Methoden zur Entfernung der Störkomponenten aus dem Synthesegas, wie exemplarisch in Tabelle 53 dargestellt.

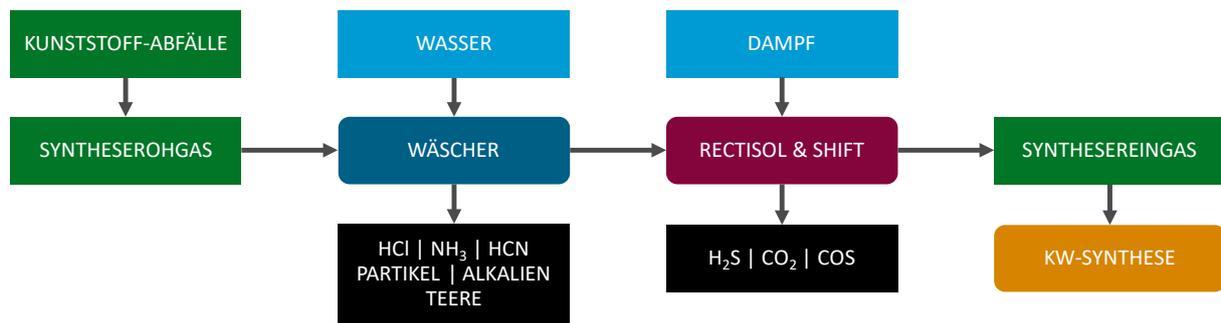
**Tabelle 53: Methoden zur Aufreinigung des Rohgases aus der technischen Gasifizierung [26][64][76]**

Verunreinigung	Gasreinigungsverfahren
Partikel/Alkalien	Filter, Zyklone Nasswäscher
Teere	Filter, Zyklone Partielle Oxidation (thermisches Cracken) Katalytisches Cracken
Schwefel (H <sub>2</sub> S, COS, organischer geb. Schwefel) Kohlenstoffdioxid	Absorption/Chemosorption: Methanolwäsche (Rectisol), Aminwäsche (MDEA), Alkalische-Wäsche Adsorption: Zinkoxid
Stickstoff (NH <sub>3</sub> , HCN)	Nasswäscher Katalytische Umsetzung (Nickel Katalysatoren)
Halogene (Cl, Br, F)	Nasswäscher
Methan u. höhere Kohlenwasserstoffe	Partielle Oxidation (thermisches Cracken) Katalytisches Cracken

### Teerentfernung

Da die Gasifizierung von Kunststoffabfällen sehr komplex ist und damit die Qualität des Synthesegases stark schwanken kann, bestehen auch besondere Anforderungen an den Downstream-Prozess, beziehungsweise an die Produktgasaufbereitung. Das Problem bei der thermischen Zersetzung von Kunststoffabfällen ist, dass diese sich in der pyrolytischen Zone im Gaserzeuger überwiegend in leicht flüchtige Substanzen spalten und sich dann nicht mehr wie Partikel verhalten und (je nach Gasphasenverweilzeit) in größeren Mengen ausgetragen werden können. Demzufolge steigt der Teergehalt im Synthesegas an[64]. In den nachfolgenden Syntheseprozessen können Teere die aktiven Zentren der Katalysatoren blockieren und den Umsatzgrad entscheidend mindern oder den Prozess zum Erliegen bringen. Die Erfahrung aus Großprojekten wie dem SVZ Schwarze Pumpe zeigen, dass der erste Schritt der Störstoffentfernung (wie in Abbildung 105 exemplarisch dargestellt) die Teerabscheidung sein sollte, um Betriebsstörungen zu vermeiden.

**Abbildung 105: Schematische Darstellung der Downstream-Prozesse für die stoffliche Verwertung von Synthesegas aus Kunststoffabfällen [26][65]**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

In der großtechnischen Umsetzung werden zur Teerreduktion vor allem Wäscher- und Quenchsysteme eingesetzt, die allerdings Exergieverluste verursachen. Auch aufwendige katalytische oder thermische Nachgasifizierungssysteme (Enerkem, Ebara) finden Verwendung, wobei die Teere und höheren Kohlenwasserstoffe durch das Einblasen von Wasserdampf und Sauerstoff weiter zu Kohlenmonoxid, Kohlendioxid und Wasserstoff umgesetzt werden. Die dabei nicht umgesetzten Teere können im nachfolgenden Schritt mittels Wäschersystem entfernt werden.

### Heteroatome

Die höchsten Störstoffkonzentrationen in kunststoffhaltigen Abfallfraktionen haben Stickstoff- und Halogenverbindungen, die primär als Chlorwasserstoff und Ammoniak im Rohgas vorkommen. Diese Verbindungen reagieren beim Kondensieren des Wasserdampfes im Rohgas zu Salzen und können in den folgenden Anlagenteilen Korrosionsschäden induzieren. In den nachgeschalteten Syntheseverfahren (z.B. Methanolsynthese) würden die Stickstoffverbindungen zur Verblockung und Desaktivierung der Katalysatoren führen, während der dominierende negative Effekt der Chlorverbindungen das Sintern der Katalysatoren ist.

Weiterhin müssen Alkalimetallverbindungen, wie Natrium und Kalium, die sich als flüchtige Verbindungen im Gasstrom befinden, vor den Syntheseverfahren auf ein Niveau unter  $0,1 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$  abgesenkt werden, da diese Stoffe die Selektivität mindern sowie das Sintern der Katalysatoren fördern. [12][32][65]

Hinsichtlich des Schwefeleintrags sind Kunststoffabfälle gegenüber den klassischen fossilen Rohstoffen im Vorteil. Die Summe an Schwefelkomponenten im Synthesegas beschränkt sich bei Kunststoffabfällen je nach Abfallart auf maximal 0,4 Ma.-%, wie die Analysen der eingesetzten Abfallfraktionen zeigen (vgl. Kapitel 6.3.2.2).

Der derzeitige Stand der Technik zur Entfernung von Chlor-, Schwefel- und Stickstoffverbindungen ist die Kaltgasreinigung durch Absorption in Wasser, wobei die Spurenentfernung in größeren Anlagen mit einer Gasleistung über  $\geq 10.000 \text{ m}^3_{\text{i.N.}}$  anschließend durch Tieftemperaturwaschverfahren erfolgt. Häufig wird dabei das *Rectisolverfahren* angewandt. Bei  $-50$  bis  $-62 \text{ °C}$  werden dabei Schwefelwasserstoff, Carbonylsulfid (COS) und Kohlendioxid mit Hilfe von Methanol als Waschflüssigkeit ausgewaschen um die Anforderung an das Synthesegas von unter  $0,1\text{-}1 \text{ mg/m}^3_{\text{i.N.}}$  hinsichtlich der Schwefelkomponenten zu erfüllen [26]. Zusätzlich werden Spuren von Ammoniak entfernt.

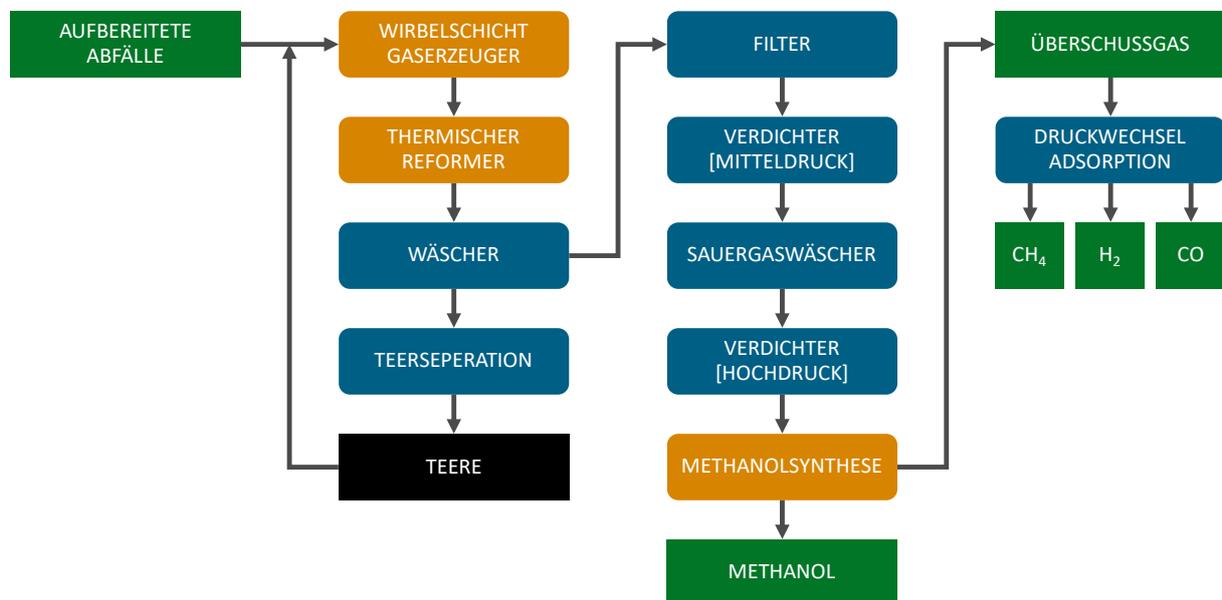
Beispielhaft sind hier die Konzepte zur Synthesegasaufbereitung von Enerkem und SVZ Schwarze Pumpe dargestellt.

### Beispiel Synthesegasaufbereitung Enerkem

Beim Verfahren der Firma Enerkem erfolgt eine mehrstufige Aufreinigung der Produktgase, um die Anforderung an die Methanolsynthese zu erreichen. Im ersten Schritt werden am Reaktoraustritt, nach der thermischen oder katalytischen Reformierung, aus dem Rohgas mittels Zyklon Partikel abgeschieden und diese direkt in den Reaktor zurückgeführt, wie in Abbildung 106 schematisch dargestellt. Die Entfernung von niedermolekularen Teeren, Chlorwasserstoff, Alkalien und Stickstoffverbindungen erfolgt nach Herstellerangaben über ein mehrstufiges Wäschersystem mit Wasser als Absorptionsmittel aus Venturi- und einfachen Gaswäschern.

In Abbildung 106 ist die Anlagenkonfiguration für die Tiefenreinigung des Synthesegases dargestellt, die von Enerkem genutzt wird.

**Abbildung 106: Wirbelschichtgaserzeuger und Gasaufbereitung Prozesskette gemäß Enerkem [28]**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg nach J. Lavoie (2013)

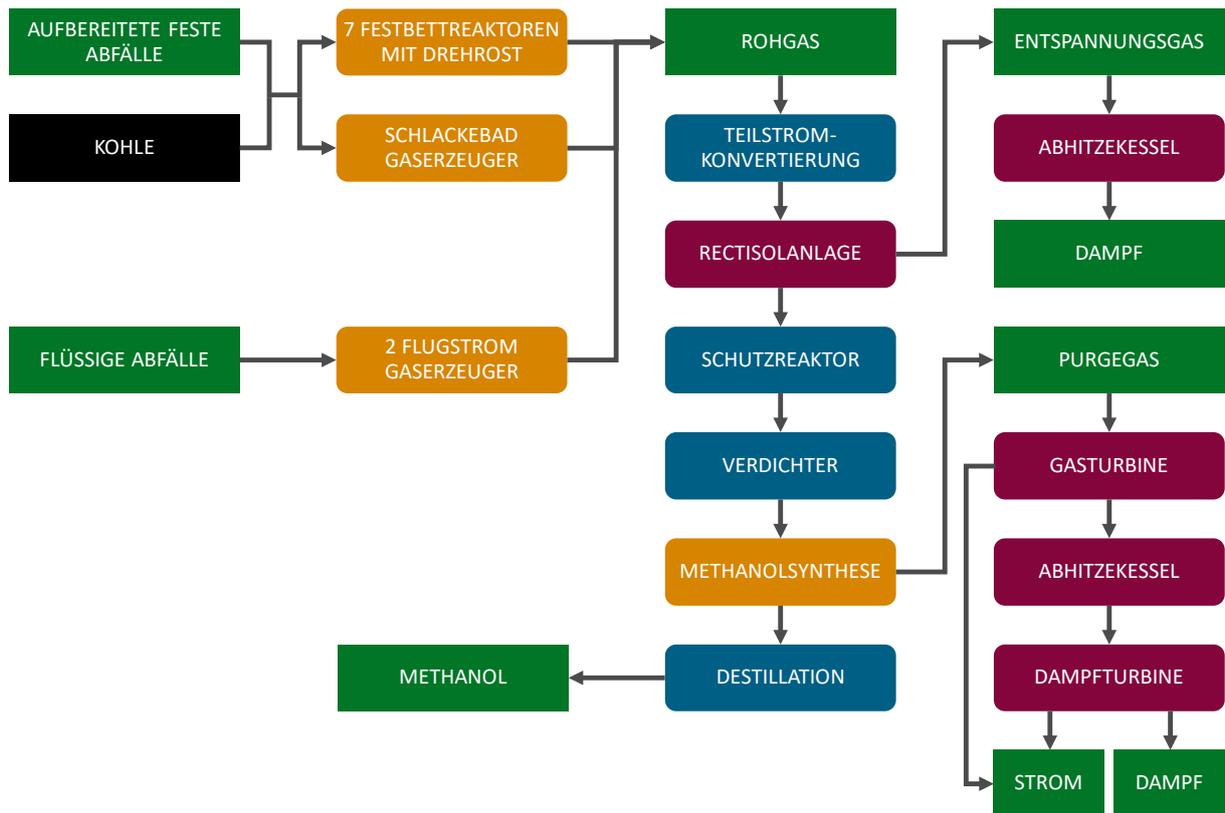
Das gewaschene Synthesegas wird gefiltert und mittels Rectisol-Verfahren aufgereinigt und der CO<sub>2</sub>-Gehalt im Gasstrom für die Methanolsynthese auf 3-6 % reduziert. Dabei werden die in Spuren vorhandenen Störstoffe Schwefelwasserstoff/Carbonylsulfid und Ammoniak/Chlorwasserstoff mitabgeschieden. Das hochreine Synthesegas in einem Dreiphasen-Reaktor zu Methanol umgesetzt. Die Methanolsynthese erfolgt dreistufig über Cu/Zn-Katalysatoren. Laut Enerkem sollen Methanol-Ausbeuten von 400-450 kg/Mg EBS erreicht werden [32]. Der Kohlenstoffwirkungsgrad der Enerkem-Prozesskette wird mit 50-70 % angegeben [32].

### Beispiel Synthesegasaufbereitung SVZ Schwarze Pumpe

Bei der Abfallgasifizierung im SVZ Schwarze Pumpe wurde, wie in Abbildung 107 dargestellt, das Synthesegas aus den verschiedenen Reaktoren nach der ersten Aufreinigung mit Wasserwäschern zur Teerentfernung miteinander vermischt. Das Synthesegas aus den Flugstromreaktoren wurde mittels CO-Shift teilkonvertiert, um das CO/CO<sub>2</sub> und H<sub>2</sub>-Verhältnis

für die Anforderungen der Methanolsynthese einzustellen. Die Tiefenreinigung zur Entfernung der Spuren von Teeren, Stickstoffverbindungen, Schwefelkomponenten (H<sub>2</sub>S, COS) und Kohlenstoffdioxid erfolgte durch eine Tieftemperatur-Methanolwäsche (Rectisol-Verfahren). Vor der Methanolanlage wurde das aufbereitete Synthesegas durch eine Sicherheitsreinigung bzw. Gasfeinreinigung mittels Aktivkohlefiltration noch von Spuren an Schwefelwasserstoff, Teeren, Partikeln und Wasser befreit. Dies wurde mittels Adsorbermaterialien (Schutzreaktor), wie Metalloxiden und Aktivkohle durchgeführt, um die vorhandenen Verunreinigungen und Katalysatorgifte auf ein Minimum zu reduzieren. [57]

**Abbildung 107: Synthesegaserzeugung im SVZ Schwarze Pumpe**



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

## 7 Bilanzierung und Bewertung Verfahrensrouten

### 7.1 Hintergrund

Obwohl die Betriebsdaten einzelner Verfahren teilweise publiziert wurden – sei es, dass die Entwicklung dieser Verfahren mit öffentlichen Fördermitteln unterstützt wurde oder die Verfahrensgeber aufgrund des Kommerzialisierungsdruckes die Transparenz erhöhen – sind nicht alle erforderlichen Informationen für eine fundierte Bewertung der betrachteten Verfahrensrouten zum chemischen Recycling verfügbar. Vollständige Bilanzen, die die komplette Prozesskette vom Abfall bis zum erneuten Wertprodukt auf Basis von Praxisdaten abbilden, sind überhaupt nicht verfügbar.

### 7.2 Vorgehen

Für die drei chemischen Recyclingrouten Verölung, Pyrolyse und Gasifizierung wurde die Verwertungskette vom (aufbereiteten) Kunststoffabfall bis zur Erzeugung von „High Value Chemicals“ (HVC) – Monomere mit Doppelbindungen für die erneute Polymerisation – vollständig bilanziert. Durch die Betrachtung der gleichen Zielprodukte für alle drei Routen des thermochemischen Recyclings konnten dies direkt miteinander verglichen werden.

Die Downstreamprozesse bis zu den HVC-Chemikalien wurden vollständig auf Basis von Literatur- und Erfahrungswerten modelliert und orientieren sich am aktuellen Stand der Technik.

Auf Basis der ermittelten Massen und Energiebilanzen der vollständigen Verfahrensrouten vom Abfall bis zum Wertprodukt wurden schließlich die für den jeweiligen Prozess nötigen energetischen Aufwendungen sowie die bei der Erzeugung anfallenden Treibhausgasemissionen berechnet und zur Bewertung der Routen herangezogen.

### 7.3 Bewertung Verfahrensrouten

#### 7.3.1 Verölung und Pyrolyse inklusive Downstream

##### 7.3.1.1 Vorgehen

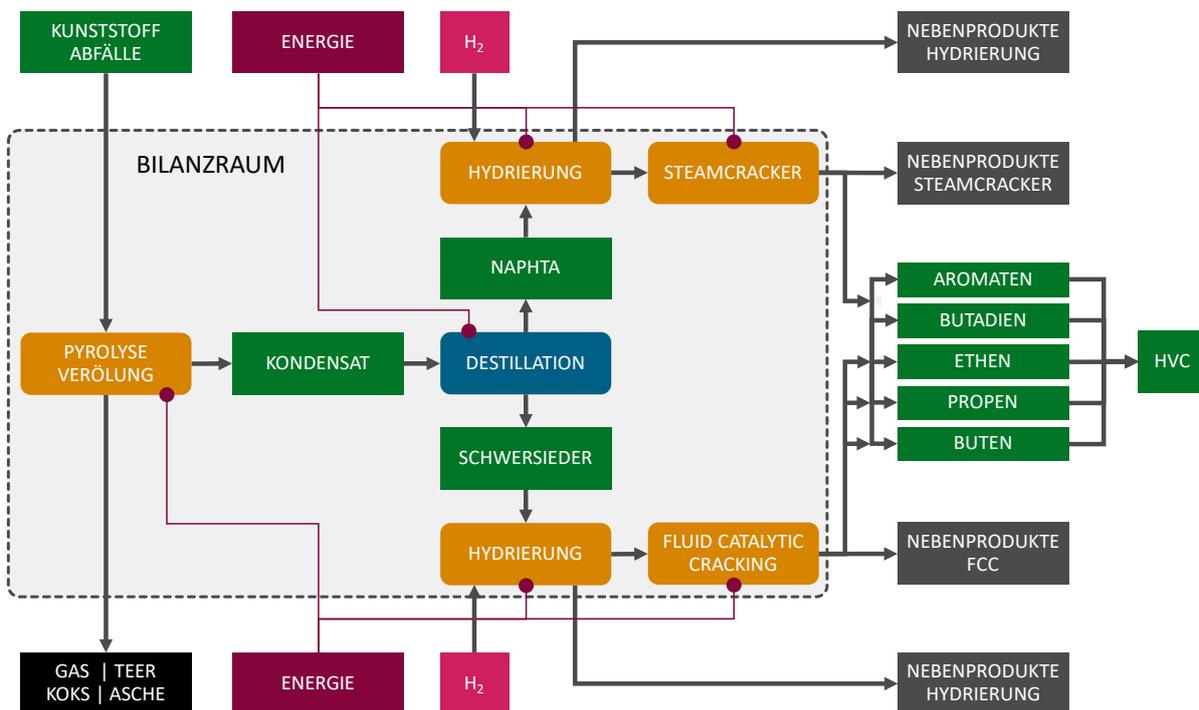
Für die Ansätze der Verölung und Pyrolyse wurden jeweils zwei Praxisverfahren (anonymisiert) betrachtet, für die entsprechende Daten beschafft werden konnten. Informationslücken wurden durch eine aggregierte Betrachtung mehrerer ähnlicher Verfahrensansätze der gleichen Route, unterstützt durch eigene Messungen, Erfahrungen und Literaturwerte, geschlossen. Dieses Vorgehen ermöglichte gleichzeitig eine Plausibilitätsprüfung und die Identifikation fehlerhafter Angaben.

Verölung und Pyrolyse erzeugen als thermochemische Verfahren im wesentlichen Öle, die als Produkt zu Chemierohstoffen weiterverarbeitet werden sollen. Neben den Ölen können zum Teil auch Gase und schwersiedende Rückstände (Wachse) durch geeignete Verfahren veredelt werden. Als Abfallprodukte bei der Verölung und Pyrolyse entstehen Abgase, Teer, Koks und Asche, die teilweise noch thermisch genutzt werden können. Für die Umsetzung der Öle zu Chemiegrundstoffen wurden für die Studie Verfahrensrouten angenommen, die üblicherweise in der Grundstoffindustrie vorkommen. Diese sind derzeit erdölbasiert und es wird angenommen, dass derartige Verfahren entweder durch Zumischung von kunststoffstämmigen Ölen oder in

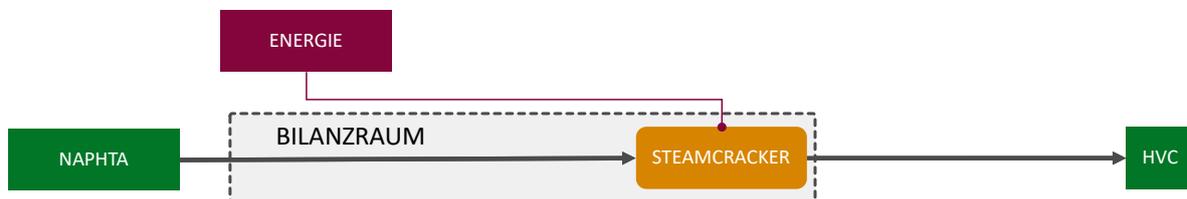
Monobehandlung mit ähnlichen Ausbeuten und Produkten genutzt werden können. Eine Darstellung der Verfahrensrouten ist in Abbildung 108 dargestellt. Die betrachteten Verwertungswege sind typisch, aber nicht an jedem Standort auch tatsächlich vorhanden. Die darauf aufbauenden Berechnungen sind damit für eine höchstmögliche Integration an einem Raffinerie- und Chemiestandort als exemplarisch anzusehen. Die Berechnungsdaten entsprechen dem Stand der Literatur. Die wesentlichen Annahmen der Modellierung sind unten aufgeführt. Eine ausführlichere Darstellung findet sich in Anhang E.

**Abbildung 108: Mögliche Prozesskette zur Erzeugung von HVC durch stoffliche Verwertung von Kunststoffabfallfraktionen und konventionelles Referenzsystem**

HVC DURCH CHEMISCHES RECYCLING



KONVENTIONELLES ERDÖLBASIERTES REFERENZSYSTEM



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Die Öle und Wachse werden nach der Herstellung durch Verölung oder Pyrolyse zuerst fraktioniert. Eine Entfernung von Metallen und anorganischen Stoffen in den entstehenden Produkten wurde dabei aufgrund schwer zugänglicher Daten nicht in der Berechnung berücksichtigt. Sowohl der Leicht- als auch der Schwersieder werden daraufhin einem Reinigungsschritt (Hydrotreatment) unterzogen, weil – wie unter 6.5.1 dargestellt – hohe

Reinheiten hinsichtlich der Störstoffe (u.a. Heteroatome, Olefine und Aromaten) gefordert sind. Für das Hydrotreatment werden Energie und Wasserstoff, der aus LNG hergestellt wurde, benötigt. Als Nebenprodukt entsteht ein stark mit Heteroatomen verunreinigtes Abgas, das zur Eigenenergieversorgung thermisch genutzt werden kann. Der Abgasstrom wird im Zuge der Bilanzierung als Nebenprodukt aufgeführt. Eine Abgasbehandlung ebenso wie eine Abwasserbehandlung wird auf dieser Betrachtungsebene (Bilanzraum) nicht berücksichtigt. Die schweren Öle werden einem olefinoptimierten FCC-Cracker zugeführt. Entstehende Olefine und Leichtsieder (Gase und Naphtha) werden abgetrennt und gelangen in einen Steamcracker, in dem die Olefine direkt aufgereinigt werden und das Naphtha zu Olefinen und Aromaten gecrackt wird. Alternativ wurde eine Variante mit einem Gasölcracker (vgl. Abbildung 113 und Abbildung 114) gerechnet. Die Leichtprodukte (Naphtha) gelangen nach dem Hydrotreatment in den Naphthacracker und werden dort zu Olefinen und Aromaten umgesetzt. Alkane (C<sub>1</sub>-C<sub>3</sub>) stehen als Nebenprodukt des Steamcrackers zur Verfügung und können energetisch genutzt werden. Interne Energieströme werden aufgrund der Datenlage ebenso wie beim FCC-Cracker nicht ausgewiesen. Nebenprodukte aus dem FCC-Cracker, dem Gasölcracker und dem Naphthacracker können energetisch genutzt werden. Die Produkte Ethylen, Propylen, Buten, Butadien und BTEX-Aromaten werden als HVC zusammengefasst und können zur Produktion von Kunststoffneuware dienen.

Die Bewertung erfolgte unter den folgenden Annahmen bzw. Rahmenbedingungen:

- ▶ Die funktionelle Einheit (FE) wurde als HVC (High Value Chemicals) definiert.
- ▶ Thermische Energie und Dampf wird aus LNG aus dem Herstellungsgebiet USA bereitgestellt, Elektroenergie aus dem deutschen Strommix inklusive der Vorkette 2021 [23][74].
- ▶ Die Ausbeuten an HVC – Ethen, Propen, Butadien, Buten, Aromaten – werden nach dem Downstream ermittelt.
- ▶ Die Ausbeuten an stofflich verwertbaren Fraktionen aus der Verölung und Pyrolyse stammen bei der Verölung aus Versuchsdaten von Pilotanlagen, die in einem Beobachtungszeitraum von 72 Stunden gewonnen wurden (Verölung I und II). Die Daten der Pyrolyse I und II sind Angaben der Betreiber.
- ▶ Der Energiebedarf für die thermochemische Konversion wurde auf Basis eines empirischen Modells sowie einer Prozessmodellierung der Polymerspaltung zu Paraffinen/Olefinen unter Berücksichtigung der Standardbildungsenthalpien und Phasenübergänge (flüssig, fest, dampfförmig) und unter Einbeziehung der Ascheerwärmung in idealer Betrachtung berechnet. Dabei wurden zusätzlich 10% Wärmeverluste angenommen, weil im Pilotmaßstab ohne Wärmerückgewinnung gearbeitet wurde und eine Aussage für einen industriellen Prozess nicht getroffen werden kann. Aktuell betriebene industriennahe Prozesse haben aufgrund der bisher fehlenden Wärmeintegration höhere Energiebedarfe.
- ▶ Die Produktöle werden nach dem jetzigen Stand der Technik verarbeitet und aufgereinigt. Nicht vorhandene Daten hinsichtlich Olefin- und Aromatengehalt sowie Störstoffen wie N, S, Cl und O wurden mit Literaturwerten aufgefüllt. [29][30]
- ▶ Störstoffe werden anteilig nach den Ölanalysen auf die Naphtha- und Schwertsiederfraktion verteilt.

- ▶ Die erhaltenen Produktöle werden vor der Hydrierung nach ihrem Siedebereich fraktioniert, indem sie in Naphtha und Schwersieder getrennt werden. Der Energieeinsatz wurde durch Simulationsmodelle ermittelt, indem die Produktöle als Pseudokomponenten über ihre Kohlenwasserstoffsiedefraktion dargestellt wurden. Als Trennpunkt für das Ölgemisch wurde eine Temperatur von 180°C festgelegt, wobei 10% der Kohlenwasserstoffsiedefraktion (180°C) im Schwersieder verbleiben sollen.[21][27]
- ▶ Die Schwersiederfraktion (Siedetemperatur größer 180 °C) wird zur Spaltung im Fluid-Catalytic-Cracking-Prozess (FCC) verarbeitet. Die erhaltenen Produktströme aus dem FCC bestehen zu 60 % aus Naphtha und Gasöl. Die Naphthafractionen aus dem FCC wurden bilanztechnisch im Naphthacracker weiterverarbeitet. HVC aus dem FCC-Prozess, wurden direkt ohne weitere Aufarbeitung in die HVC-Ausbeute gerechnet. [69][77]
- ▶ Der Aufwand für die Hydrierung entspricht dem stöchiometrischen Wasserstoffbedarf für die Hydrierung der Öle (Heteroatome, Aromaten und Olefine). Die Berechnung des Energiebedarfs und der Treibhausgase der Hydrierung erfolgte auf Basis von Literaturdaten. Bei der Hydrierung wurde zwischen dem Naphtha- und dem Schwersiederschnitt unterschieden. Die Kalkulation der Naphtha-Hydrierung wurde unter der Annahme getroffen, dass die Hydrierung in einem industriell üblichen Naphtha-Hydrotreater durchgeführt werden kann. Die Kalkulation des Schwersieders erfolgte auf Basis der Gasölhydrierung. Der Wasserstoff, der für die Hydrierung benötigt wird, stammt aus fossilen Quellen und wird durch Steamreforming gewonnen. [1][63][69]
- ▶ Die Daten für den Naphthacracker stammen aus der Literatur [78]. Die Berechnung der Ausbeute erfolgte ohne Allokation, das heißt ohne die Zuteilung von Emissionen oder Energieträgern der Input- oder Outputflüsse des Steamcrackers sowie ohne zusätzliche Gutschriften. Die Bilanzierung der Ausbeuten des Naphthacrackers erfolgte ohne internen Kreislaufstrom von stofflichen Fraktionen, wie der C<sub>5</sub>-C<sub>9</sub> Produktfraktionen. Die Annahmen für die Ausbeuten an Naphthacrackerprodukten beruhen auf Literaturdaten, die mittelschweres Naphtha als Basis verwenden. [58][59][72]
- ▶ Als Referenzsystem wurde die HVC-Herstellung aus Naphtha herangezogen. Diese beinhaltet die Ölherstellung, die Aufreinigung und die Verarbeitung im Naphthacracker. [78]
- ▶ Die Faktoren zur Berechnung des Treibhausgaspotentials zur Deckung des elektrischen Energiebedarfs wurden unter Verwendung des deutschen Strommixes aus dem Jahr 2021 ermittelt. Zur Deckung des thermischen Energiebedarfs wurde Erdgas als Energieträger gewählt, wobei LNG-Gas aus den USA mit einem Anteil von 85 % nicht konventionell gefördertem Gas (Fracking-Gas) inklusive der Liefer- und Vorkette verwendet wurde.

**Tabelle 54: THG-Werte für LNG und Strom (2021 und 2030) [23][52][74]**

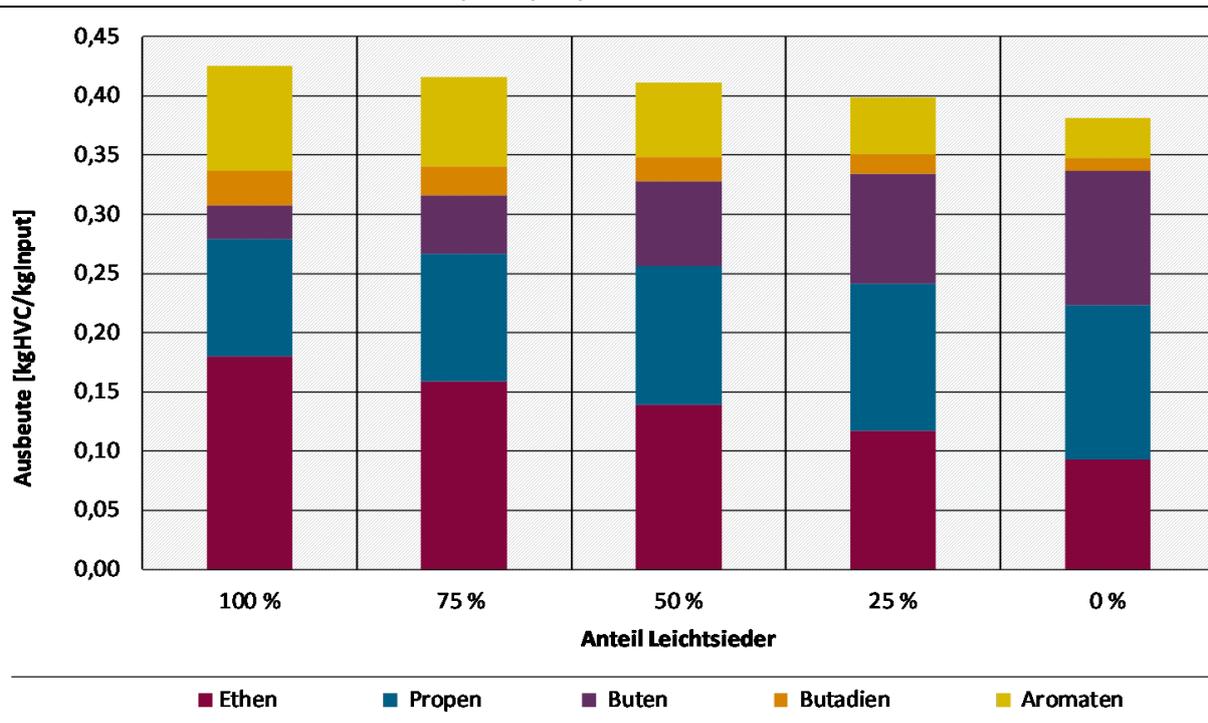
Betrachtungsgegenstand	Einheit	Wert
LNG	[kg CO <sub>2</sub> -EQ/kWh]	0,284
Strommixdeut. (THGP) 2021	[kg CO <sub>2</sub> -EQ/kWh]	0,485
Strommixdeut. (THGP) 2030	[kg CO <sub>2</sub> -EQ/kWh]	0,190

### 7.3.1.2 Ergebnisse

Aufgrund der unterschiedlichen Datenlage der untersuchten Pyrolyse- und Verölungsprozesse wurde zuerst die Sensitivität der fehlenden Daten auf die Ergebnisse betrachtet. Als

Hauptfaktoren stellten sich die Abfallqualität (Heizwert) und die Zusammensetzung der Öle hinsichtlich Leicht- und Schwersiederfraktion heraus. Abbildung 109 zeigt, dass bei einer unterschiedlichen Zusammensetzung der Pyrolyseöle die Ausbeute an HVC stark beeinflusst wird. Unter der Annahme von 100% Leichtsieder ergibt sich eine Ausbeute an HVC von ca. 0,43 kg/kg Input, bei 100% Schwersieder sinkt die Ausbeute auf 0,38 kg HVC pro kg Input ab. Auch eine Erhöhung des Aschegehalts führt zu geringeren HVC-Ausbeuten.

**Abbildung 109: Einfluss der Verteilung Leicht-/Schwersieder auf die HVC-Ausbeuten (gesamte Prozesskette) am Beispiel Pyrolyse II**



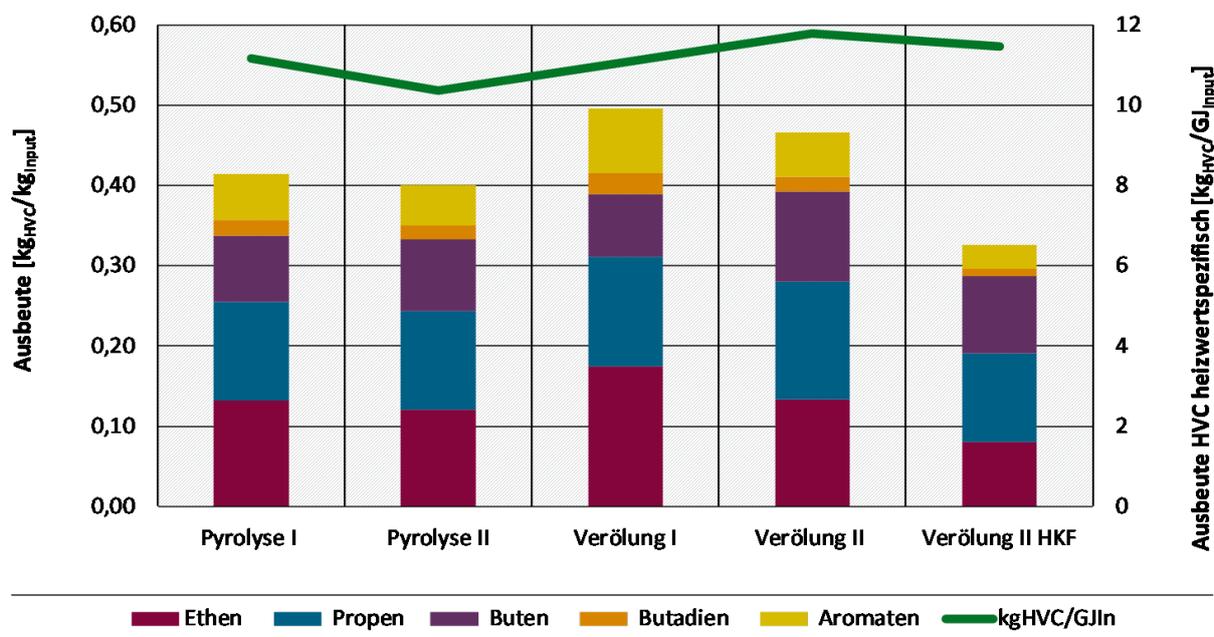
Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Die HVC-Ausbeute bezogen auf den Input ist bei Verölung I mit 0,496 kg<sub>HVC</sub>/kg<sub>Input</sub> am höchsten (Abbildung 110), gefolgt von der Verölung II (PE/PA) mit 0,466 kg<sub>HVC</sub>/kg<sub>Input</sub>. Die Pyrolysen I und II weisen mit 0,415 bzw. 0,407 kg<sub>HVC</sub>/kg<sub>Input</sub> vergleichbare Ausbeuten auf, wobei die Pyrolyse II eine ähnliche Siedeverteilung mit ≈ 30 % Naphthaschnitt aufweist wie die Pyrolyse I. Die Verölung II HKF hat mit 0,326 kg<sub>HVC</sub>/kg<sub>Input</sub> die geringste Ausbeute. Dies ist auf das anspruchsvollere Inputmaterial mit dem geringsten Heizwert zurückzuführen. Die Ausbeute verläuft invers zum Heizwert des eingesetzten Abfalls. Bezogen auf den Heizwert des Einsatzstoffes zeigen alle Verfahren eine annähernd gleiche Ausbeute von 11 kg<sub>HVC</sub>/GJ<sub>Input</sub> (+/- 2,7 %), wobei die Verölung II tendenziell leicht höhere heizwertbezogene Ausbeuten aufweist.

Entsprechend der Siedeschnitte der Produktöle und der sich daraus ergebenden Downstreamprozesse verändert sich die HVC-Ausbeute der einzelnen Stoffe. Ein relativ geringer Anteil an Ethen, Butadien und Aromaten liegt dann vor, wenn viel Schwersieder in der thermochemischen Konversion erzeugt wurde. Stattdessen wird mehr Propen und Buten über den olefinoptimierten FCC-Prozess gebildet. Wie unten noch erläutert wird, kann der etablierte FCC-Prozess durch den seltener verwendeten Gasölcracker ersetzt werden, der ähnliche Ausbeuten wie der Naphthacracker liefert.

Abbildung 111 zeigt die berechneten Treibhausgasemissionen und kumulierten Energieverbräuche für die betrachteten Verölungs- und Pyrolyseverfahren und zum Vergleich die Werte für die erdölbasierte Erzeugungsrouten. Der berechnete Energieaufwand liegt für alle Verfahren mit rund  $5,4 \pm 0,5 \text{ kWh/kg}_{\text{HVC}}$  ähnlich hoch und um  $0,8\text{-}1 \text{ kWh/kg}_{\text{HVC}}$  unter der Herstellung von HVC aus erdölbasiertem Naphtha, wenn die Vorkette der Naphthaherstellung mitberücksichtigt wird (abgesehen von Verölung II HKF infolge der geringen Gesamtausbeute an HVC). Allerdings muss hier beachtet werden, dass der Energieaufwand für die thermischen Konversionsverfahren, wie oben erläutert, abgeschätzt wurde und nicht auf realen Anlagendaten beruht. Auf Basis der Verölung II müsste so zum derzeitigen Stand aufgrund der geringen Wärmeintegration  $3 \text{ kWh/kg HVC}$  zusätzlich zur Herstellung von HVC veranschlagt werden. Dabei inbegriffen sind alle Nebenaggregate (Begleitheizungen, Antriebe, Licht, etc.). Auch etwaige Transportaufwände wurden nicht in die Berechnungen einbezogen. Der reale Energieverbrauch in einer Großanlage, die es noch nicht gibt, muss also perspektivisch durch eine bessere Wärmeintegration gesenkt werden, um die dargestellten Werte zu realisieren.

**Abbildung 110: Ausbeute HVC bezogen auf Masse und Heizwert des Inputs**



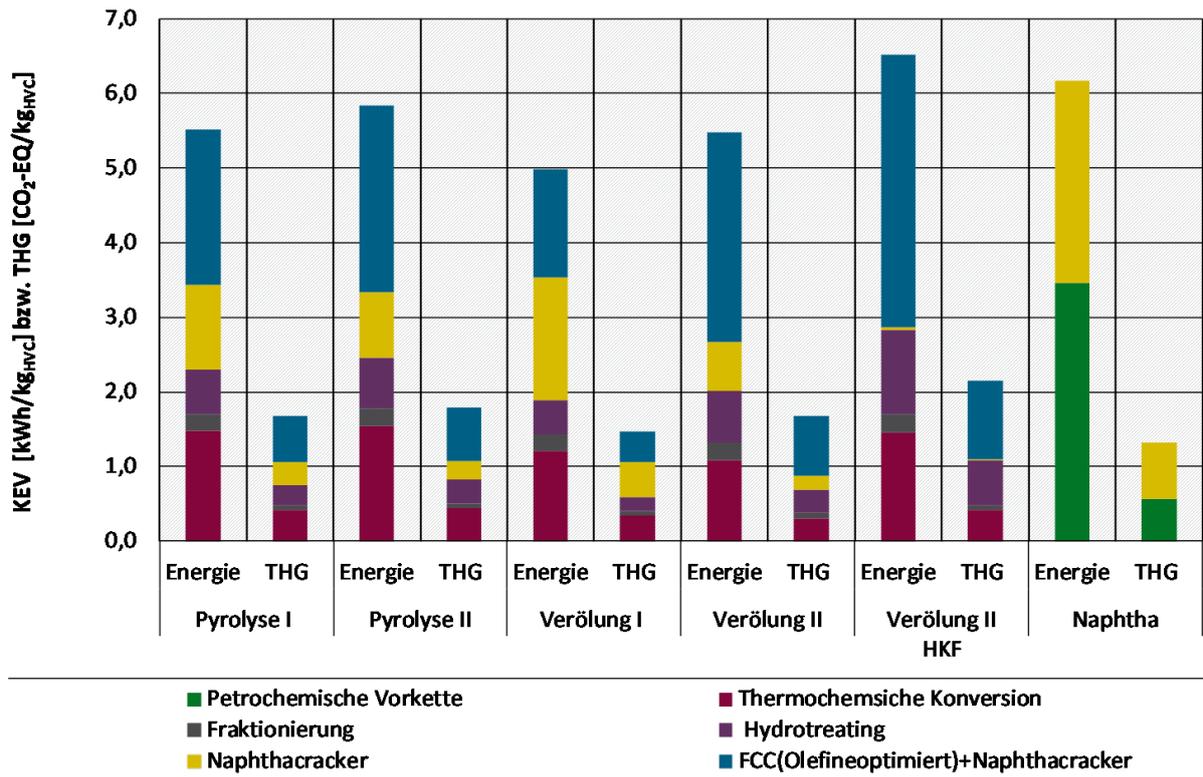
Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Die Verteilung des Energieaufwandes stellt sich bei den betrachteten Verfahren unterschiedlich dar. Bis auf Verölung II mit PE/PA werden für die thermochemische Konversion rund  $1,4 \text{ kWh/kg}_{\text{HVC}}$  benötigt. Verölung I liegt bei  $1,1 \text{ kWh/kg}_{\text{HVC}}$  und Verölung II mit HKF bei fast  $1,5 \text{ kWh/kg}_{\text{HVC}}$ . Bei der Verölung I entsteht viel Naphtha, sodass anteilmäßig über die effizientere Naphtharoute weniger Energie verbraucht wird als über die energieineffizientere FCC-Route. Bei der Verölung II mit HKF ist dies umgekehrt. Weil kaum Naphtha entsteht, muss über die weniger energieeffiziente und stofflich verlustreichere FCC-Route mehr Energie aufgewendet werden. Dies führt insgesamt, trotz niedrigem Aufwand bei der thermochemischen Konversion, zu einem erhöhten Energieverbrauch im Downstream. Im Produkt von Verölung II HKF finden sich viele Heteroatome, sodass der Energieverbrauch für die Hydrierung, im Vergleich zu den anderen Verfahren, aufgrund des erhöhten Wasserstoffverbrauchs am höchsten ist.

Umgekehrt gilt für Verölung I, aufgrund der geringeren Konzentration an Heteroatomen im Abfall. Abfälle mit wenigen Heteroatomen und ein Konversionsweg mit möglichst hoher Naphthaausbeute führen also zum geringsten Energieaufwand.

Analog zum Energieaufwand verhalten sich die Treibhausgasemissionen, die für verunreinigte Abfälle und niedrige Naphthaausbeuten in der thermochemischen Konversion am höchsten sind. Die Unterschiede sind aber insgesamt eher gering. Eine mögliche Rückgewinnung des Wasserstoffs aus dem Purgegas und dem Steamcracker hat kaum Einfluss auf das Ergebnis.

Abbildung 111: KEV und Treibhausgasemissionen bezogen auf Masse HVC



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

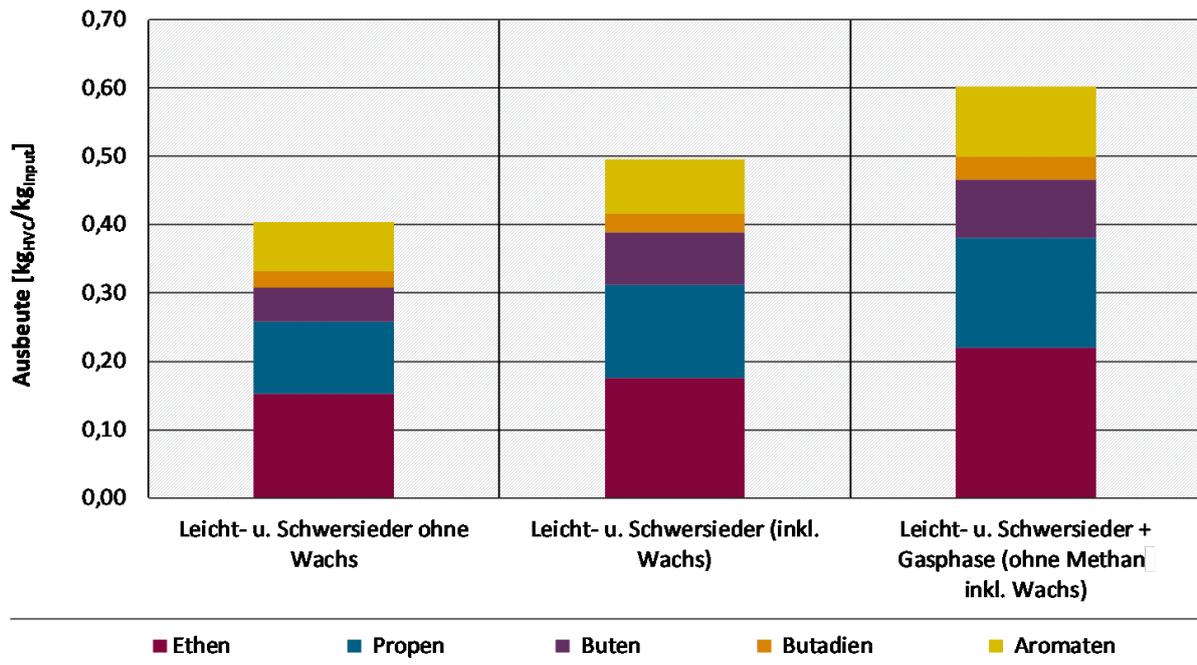
Entscheidend für Ausbeute, Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen ist die Produktintegration. Können beispielsweise nur die Leicht- und Schwersiederfraktion, aber keine wachsartigen Produkte stofflich verwertet werden, so fällt die Ausbeute von knapp 0,5 auf 0,4 kg<sub>HVC</sub>/kg<sub>Input</sub>. Werden aber auch die Pyrolysegase (bis auf Methan und CO<sub>x</sub>) im Naphthacracker verwertet, dann kann die Ausbeute bis auf 0,6 kg<sub>HVC</sub>/kg<sub>Input</sub> gesteigert werden. Die auf die HVC-Chemikalien bezogenen Energiebedarfe liegen bis auf den Fall der Gasverwertung bei 5 kWh/kg<sub>HVC</sub>. Inklusive Gasverwertung sinkt der Energiebedarf auf 4,6 kWh/kg<sub>HVC</sub>.

Gleiches gilt für die Treibhausgasemissionen. Damit ist eine Verwertung von Kunststoffabfällen an einem Raffinerie- oder Chemiestandort einer alleinstehenden Anlage vorzuziehen, sofern der Transport der Abfälle keinen maßgeblichen Einfluss hat.

Ergänzend wurde ein alternatives Szenario bezüglich des Verwertungsweges für die Schwersiederfraktion untersucht. Statt einem olefinoptimierten FCC-Cracker wurde ein Gasölcracker gerechnet. Die Unterschiede in den Ergebnissen sind mit einer Steigerung der Ausbeute um ca. 0,01 kg<sub>HVC</sub>/kg<sub>Input</sub> eher marginal (Abbildung 113). Allerdings müsste bei

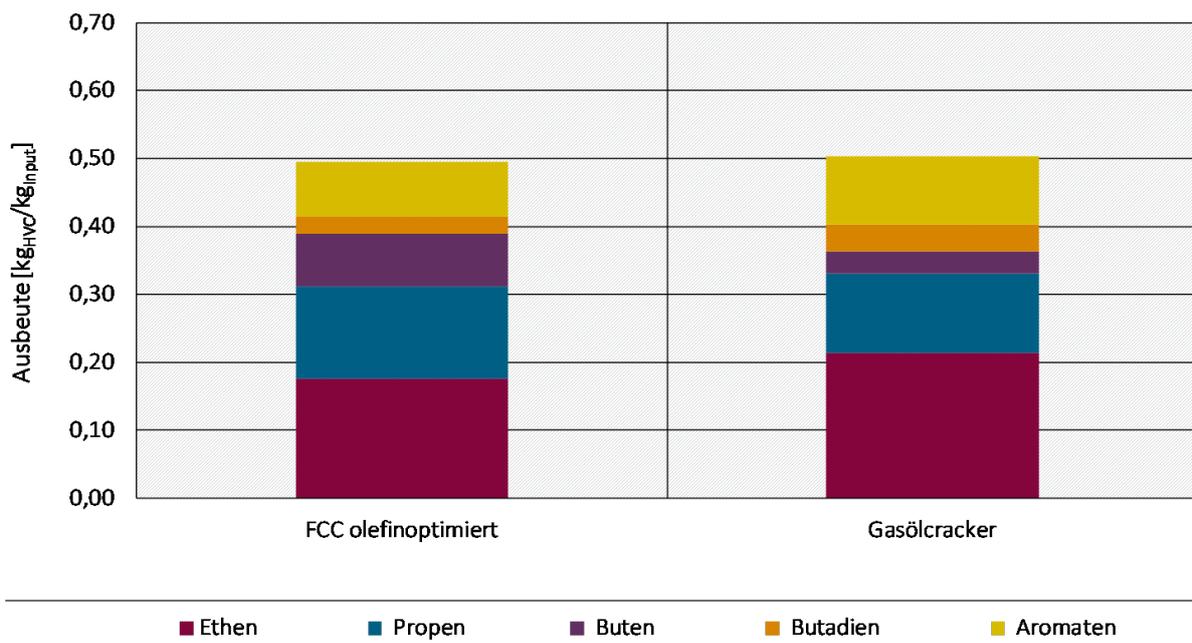
genauerer Analyse die Wertigkeit der Produkte mitberücksichtigt werden. Der Gasölcracker weist hier aufgrund der höheren Ethen- und Butadienausbeuten einen Vorteil auf. Der Energieaufwand und der THG-Ausstoß sinken dadurch um 0,17 kWh/kg<sub>HVC</sub> (3,4%) bzw. 0,048 kg<sub>CO2-EQ</sub>/kg<sub>HVC</sub> (vgl. Abbildung 114).

**Abbildung 112: Ausbeute für unterschiedliche stoffliche Verwertung der Pyrolyse- bzw. Verölungsprodukte**



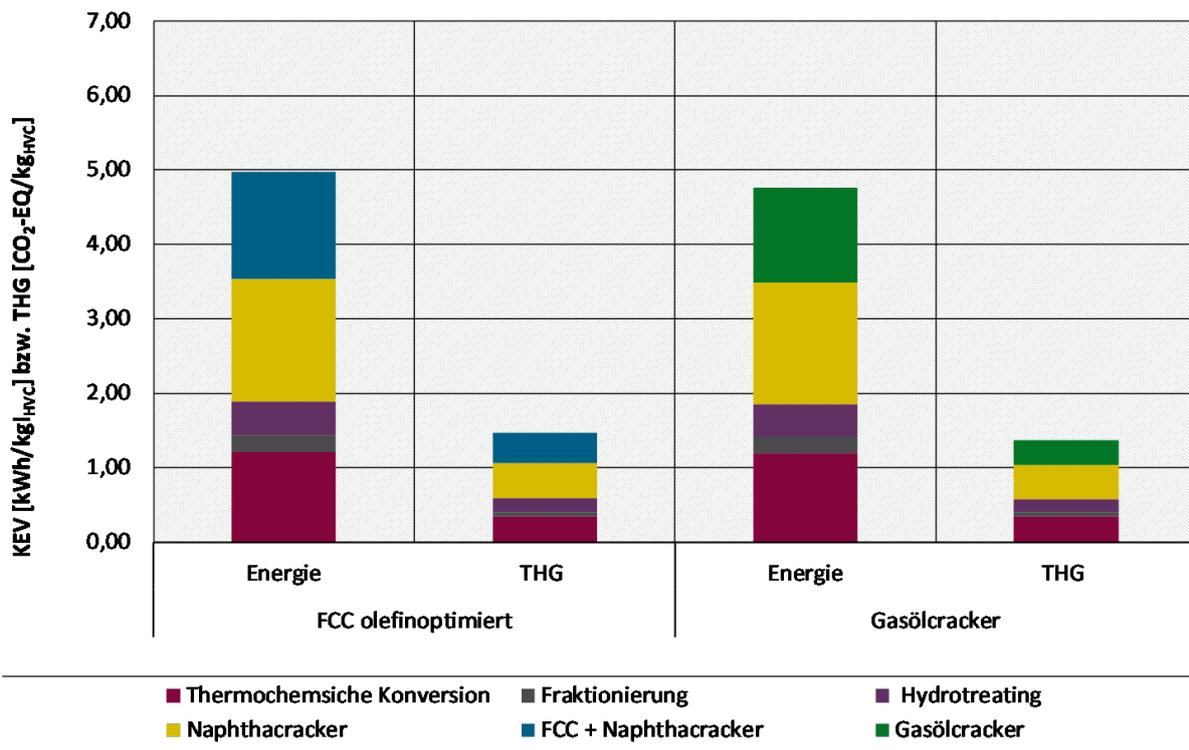
Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

**Abbildung 113: Ausbeute für unterschiedliche Verwertungswege des Schwersieders**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

**Abbildung 114: KEV und Treibhausgasemissionen für unterschiedliche Verwertungswege des Schwersieders**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Aus den Ergebnissen lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen:

- ▶ Die Ausbeute an HVC hängt vor allem vom Heizwert der Abfälle ab, sofern sie für Pyrolyse und Verölung grundsätzlich geeignet sind (hoher Polyolefinanteil).
- ▶ Die Gesamtausbeute HVC wird überwiegend von der Integration des Pyrolyse- oder Verölungsverfahrens an einem Raffinerie- oder Chemiestandort bestimmt.
- ▶ Für Pyrolyse und Verölung ist der Energieaufwand und die Treibhausgasemissionen ähnlich und hängen zum Teil von den vorgenannten Faktoren ab.
- ▶ Der berechnete Energieaufwand für die Pyrolyse und Verölung basiert auf thermodynamischen Annahmen, da keine industrielle Anlage mit Wärmerückgewinnung vorhanden ist. Es wurde lediglich ein Energieverlust von 10% berücksichtigt. Reale industrielle Anlagen müssen unter Beweis stellen, dass diese Annahmen gerechtfertigt sind, indem sie eine entsprechend Wärmeintegration vornehmen.

## 7.3.2 Gasifizierung inklusive Downstream

### 7.3.2.1 Vorgehen

Da keine aktuellen Betriebsdaten zum chemischen Recycling durch Gasifizierung zur Verfügung standen, wurde (wie bereits erwähnt) auf historisches Material aus dem Betrieb des SVZ Schwarze Pumpe (siehe Abbildung 20 und Kap. 6.4.5.1) zurückgegriffen.

Auf dieser Basis und einer Marktrecherche wurde ein eigenes Konzept zur Gasifizierung von Kunststoffabfällen entwickelt (vgl. Kapitel 6.4.5.2 und Abbildung 100), das auf dem aktuellen Stand der Technik aufbaut und in Abstimmung mit verschiedenen Fachleuten (zum Teil aus dem

Expertenkreis) und Stakeholdern (Firmen und Anbieter der Technologien) in diesem Bereich erarbeitet wurde. Fehlende Daten wurden aus der Literatur und eigenen Erfahrungswerten ergänzt.

Die mit einer derartigen Anlage und unter Verwendung eines Einsatzmaterials in der Qualität der betrachteten Mischkunststofffraktion MKS 352 zu erwartenden Gaszusammensetzung wurde mit einem firmeninternen Simulationsmodell abgeschätzt und ist Tabelle 49 zu entnehmen. Das erzeugte Syntheserohgas wird nach Wassergasshiftreaktion und Rectisolwäsche, durch die ein stöchiometrisches Verhältnis für  $(\text{H}_2-\text{CO}_2)/(\text{CO}+\text{CO}_2)$  von 2,05 erreicht wird, zur Erzeugung von Methanol verwendet. Die Gesamtausbeute der Gasifizierungsrouten wird dabei erheblich von den Verlusten bei der thermochemischen Konversion beeinflusst. Teerbildung und Intergasanteil im Synthesegas ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ) spielen dabei eine Rolle. Basierend auf Literaturdaten sowie dem Referenzobjekt Schwarze Pumpe werden aus 1,257 kg Synthesegas (nach Shift) etwa 0,712 g Methanol hergestellt [28]. Dieses Methanol wird dann mittels Methanol-to-Olefine-Synthese zu den gewünschten HVC-Chemikalien ( $\text{C}_2$ - $\text{C}_4$ ) umgesetzt (vgl. Abbildung 104). Hierfür wurden die erreichbaren Umsatzgrade der Literatur entnommen [7].

Bei der Energie- und THG-Bilanzierung wurden die Bereitstellung von reinem Sauerstoff für die Gasifizierung nach dem Linde-Verfahren, die Methanol- und die MtO-Synthese berücksichtigt. Als Energieverbrauch für die thermochemische Konversion der Abfälle in der autothermen Gasifizierung wurden pauschal 5 % des Energiegehaltes der Abfälle angenommen. Weitere Energieverluste wurden nicht angesetzt. Auch der nicht unerhebliche Aufwand für die Reinigung des Synthesegases und der Abgase wurde nicht berücksichtigt.

Auch der Pfad des chemischen Recyclings mittels Gasifizierung wurde also unter Ansatz optimaler Rahmenbedingungen gerechnet, wie sie erst in verfahrens- und energieoptimierten Großanlagen nach mehreren Betriebsjahren oder gar -jahrzehnten zu erwarten sind. Hiermit sollte das maximal erreichbare Potenzial der Technologien ausgelotet werden.

### 7.3.2.2 Ergebnisse

Für die Bilanzierung des chemischen Recyclings auf Basis der Gasifizierung wurde das in Kapitel 6.4.5.2 spezifiziertere Modellkonzept mit anschließender MtO-Synthese zur Erzeugung der Wunschprodukte zugrunde gelegt.

Für das Fallbeispiel der autothermen Gasifizierung in der Wirbelschichtanlage mit anschließender thermischer Nachbehandlung ergab sich folgendes Massengerüst: Aus 1.000 kg Mischkunststoffabfall könnten 846 kg Synthesegas (nach Shift) hergestellt und daraus 596 kg Methanol erzeugt werden.

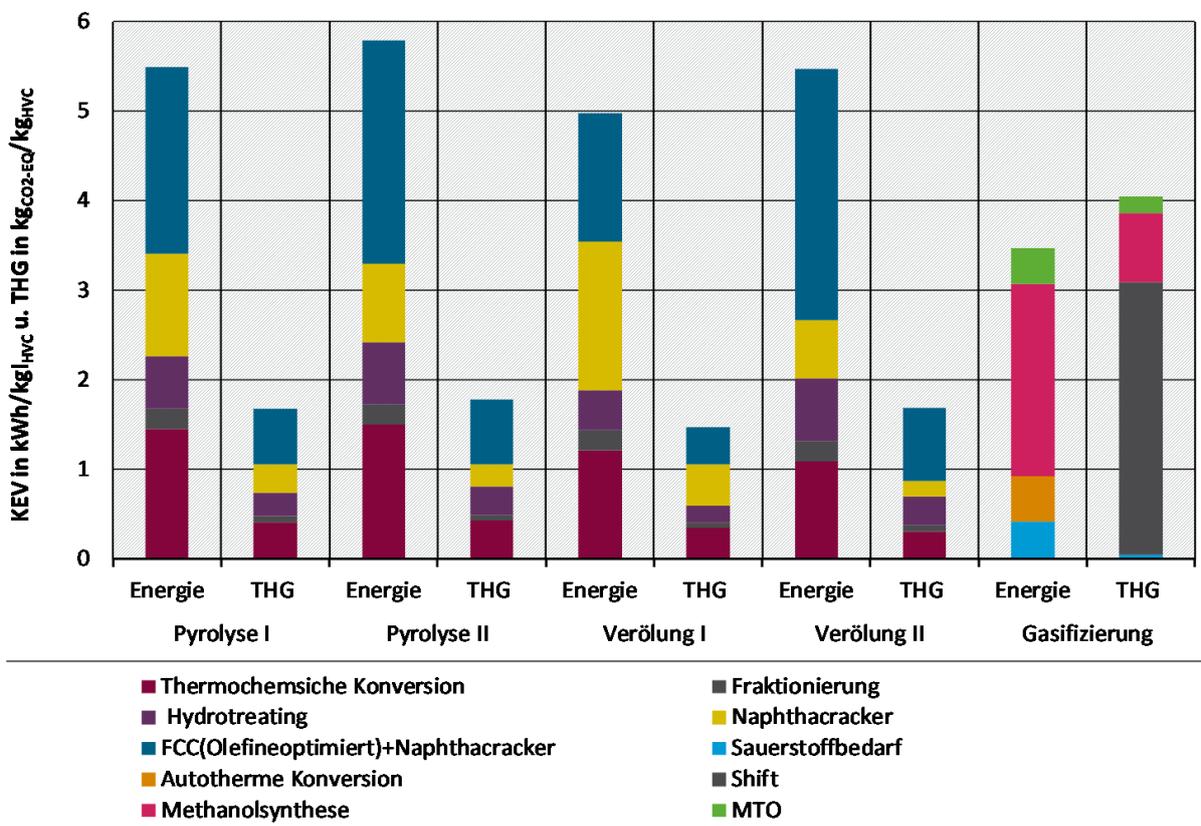
Für das modellierte Fallbeispiel ergaben sich nur 0,41% Inertgas im Rohsynthesegas, sodass lediglich 7,4 kg unter Berücksichtigung der höheren Synthesegasausbeute aus der Gasifizierung über den Purge ausgeschleust werden mussten. Entsprechend ergibt sich im modellierten Fallbeispiel mit anschließender MtO-Synthese eine Ausbeute von 302 kg HVC pro Mg Kunststoffabfall. (Vergleichsrechnung für das SVZ: 230 kg HVC).

Die Ausbeute der MtO-Synthese beruht auf Literaturdaten aus der Industrie. Die dabei erreichte selektive Kohlenstoffausbeute von Methanol zu Propen und Ethen beträgt 80 %. Das Verhältnis zwischen beiden Olefinen liegt bei 1:1. Die massenbezogene Ausbeute von Ethen und Propen,

bezogen auf Methanol (das Hauptprodukt ist mit 56,1 % Wasser), beträgt jeweils 16,7 %, für Buten liegt der Wert bei 5,1 % [7]. Die Nebenprodukte wie Methan, Koks und größere C<sub>5</sub>-Kohlenwasserstoffe können energetisch verwertet werden.

Auf Basis der Literaturdaten [28] ergab die Kalkulation für den reinen Energieaufwand, ohne Gutschriften für die Methanolsynthese (Niederdruckmethanolsynthese), einen elektrischen Energiebedarf von 0,253 kWh/kg<sub>MeOH</sub> und einen thermischen Energiebedarf von 0,488 kWh/kg<sub>MeOH</sub> zur Herstellung von Niederdruckdampf (5 bar). Der Energiebedarf der exothermen Methanol-to-Olefine-Synthese resultiert vorwiegend aus der destillativen kryogenen Fraktionierung der Produktströme (Ethen, Propen usw.) und wurde nach Literaturangaben mit 0,1294 kWh Strom pro kg Methanol kalkuliert [7].

**Abbildung 115: Kumulativer Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen für die betrachteten Varianten des chemischen Recyclings von Kunststoffen (gesamte Verfahrenskette vom aufbereiteten Abfall bis zu den High Value Chemicals)**



Quelle: eigene Darstellung Hochschule Merseburg

Die Berechnungen ergaben eine Ausbeute der High Value Chemicals von 302 kg pro Mg Kunststoffabfälle. Dieser relativ geringe Wert ist darauf zurückzuführen, dass ein großer Anteil des vorhandenen Kohlenstoffs bei der Shiftreaktion als CO<sub>2</sub> ausgeschleust wird. Falls in künftigen Jahrzehnten ausreichend treibhausgasneutral erzeugter Wasserstoff zur Verfügung stehen sollte, könnte diese Bilanz deutlich verbessert werden. Hierdurch würde gleichzeitig die Ausbeute an HVC steigen und die Menge an emittiertem CO<sub>2</sub> sinken. Letzteres geht nämlich nach der aktuellen Berechnung in die THG-Bilanz ein.

Mit der Massenausbeute von 302 kg<sub>HVC</sub>/kg<sub>input</sub> an HVC-Chemikalien wurden die Treibhausgasemissionen und der kumulative Energieverbrauch für das chemische

Kunststoffrecycling auf Basis der Gasifizierung berechnet. Abbildung 115 zeigt die Resultate im Vergleich mit den Ergebnissen, die für die Verölungs- und Pyrolyseverfahren ermittelt und bereits vorgestellt wurden (Kap. 7.3.1.2). Auch wenn die Werte in einer vergleichbaren Größenordnung liegen, zeigt sich bei der Gasifizierung ein signifikant anderes Bild. Der Energieverbrauch ist niedriger, die Treibhausgasemissionen sind dagegen höher als bei den Prozessrouten aus dem Bereich der Verölung und Pyrolyse. Ersteres ist auf die angenommenen Rahmenbedingungen zurückzuführen. Wird beispielsweise der Energieverbrauch bei der autothermen Konversion von 5 auf 20 % erhöht, steigt der kumulierte Energieverbrauch (KEV) für die Gasifizierungsrouten des chemischen Recyclings von 3,5 auf rund 5 kWh/kg<sub>HVC</sub>.

Auf eine tiefergehende Analyse der Zusammenhänge im Downstreamprozess wurde bei der Gasifizierung verzichtet, da die Datenlage aufgrund der fehlenden aktuellen Praxisdaten wenig belastbar war und somit die Gefahr von Fehlinterpretationen zu hoch erschien.

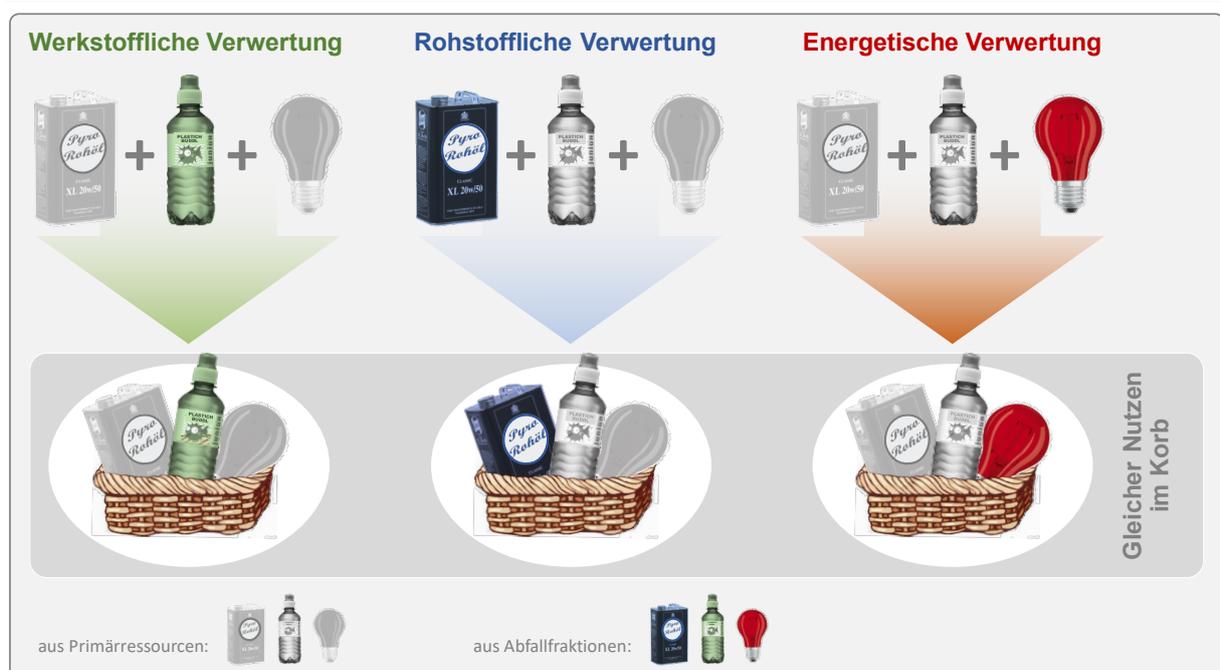
## 8 Benchmark durch Nutzenkorbmethode

### 8.1 Hintergrund

Abschließend wurden die drei Ansätze zum chemischen Recycling – Verölung, Pyrolyse und Gasifizierung – hinsichtlich des Energieverbrauchs und der verursachten Treibhausgasemissionen mit dem werkstofflichen Recycling und der energetischen Verwertung verglichen. Dies ist nicht ohne weiteres möglich, da sowohl die Anforderungen an die Einsatzstoffe als auch die erzeugten Produkte völlig unterschiedlich sind. Es macht also wenig Sinn, klassische Bewertungsparameter für Verfahren, wie Umsätze, Ausbeuten, Effizienzen oder Wirkungsgrade zu betrachten, da sich diese Größen für eine sinnvolle Anwendung auf vergleichbare Bilanzräume, einen vergleichbaren Nutzen beziehen müssen.

Hierzu wurde die sogenannte Nutzenkorbmethode angewendet, die dazu geeignet ist, unterschiedliche Größen, die sprichwörtlichen Äpfel und Birnen, miteinander zu vergleichen [5][17][19]. Das Prinzip wird aus der Grafik in Abbildung 116 deutlich.

Abbildung 116: Prinzip der Nutzenkorbmethode



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

Die Methode betrachtet lediglich den Nutzen, also in der Regel die Produkte, die mit einem Verfahren erzeugt werden. Ein Vergleich unterschiedlicher Produkte (Äpfel mit Birnen) wird dadurch möglich, dass alle Produktoptionen aus diesen Verfahren gemeinsam in den virtuellen „Nutzenkorb“ gelegt werden. Im Rahmen der vorliegenden Studie sind dies die Produkte aus der chemischen, werkstofflichen und energetischen Verwertung. In der Grafik ist als Produkt des chemischen Recyclings als Platzhalter ein Pyrolyseöl dargestellt. Beim werkstofflichen Recycling ist das erzeugte Regranulat (Platzhalter Kunststoffflasche) und bei der energetischen Verwertung die spezifische Strom- und/oder Wärmebereitstellung (Platzhalter Glühbirne als Stromverbraucher) der Nutzen. Nun werden drei Nutzenkörbe betrachtet, die mit den Produkten aus den drei Verfahren gefüllt sind und damit einen identischen Nutzen bieten.

Allerdings wurden jeweils zwei der Produkte in den Körben nicht auf Basis von Kunststoffabfällen, sondern auf klassischem Weg, aus fossilen Rohstoffen erzeugt. Vergleicht man nun den Aufwand der in Summe nötig ist, um die Körbe zu füllen, ergibt sich direkt die optimale Verwertungsrouten anhand des geringsten Impakts. In der vorliegenden Studie wurden als Bewertungskriterien für den Aufwand die schon für die chemischen Recyclingverfahren ermittelten ökologischen Größen der Treibhausgasemissionen und des kumulierten Energieverbrauchs herangezogen.

## 8.2 Vorgehen

Wie im vorherigen Abschnitt erläutert, ermöglicht die Nutzenkorbmethode den Vergleich unterschiedlicher Produkte („Nutzen“) hinsichtlich eines bestimmten Kriteriums. Im vorliegenden Fall ist dieses Kriterium die Verwendung von Kunststoffabfällen als Einsatzstoff für das jeweilige Produkt. Zum Vergleich wird jeweils die entsprechende primäre Erzeugungsrouten benötigt.

Als mögliche Varianten zur Verwertung wurden die aktuell in Deutschland praktizierten Optionen betrachtet:

- ▶ mechanisches Recycling
- ▶ chemisches Recycling
- ▶ energetische Verwertung im Zementwerk
- ▶ energetische Verwertung im Ersatzbrennstoffkraftwerke oder der Müllverbrennung

Der Nutzen, also das Produkt beim mechanischen Kunststoffrecycling ist ein Regranulat, das direkt wieder für die Herstellung von Kunststoffprodukten eingesetzt werden kann. Eine Nutzung oder Entsorgung von möglicherweise beim mechanischen Recycling anfallenden Nebenprodukten wurde im Rahmen der Nutzenkorbmethode nicht berücksichtigt. Als primäre Vergleichsrouten wurde die Erzeugung von Granulat aus Naphta betrachtet.

Als Produkt des chemischen Recyclings wurden im Rahmen dieser Studie die sogenannten High Value Chemicals – Ethylen, Propylen, Buten, Butadien und Aromaten– betrachtet (vgl. z.B. Kapitel 6.5.1), die aufgrund ihrer Doppelbindungen wieder als Edukte für die Polymerisation genutzt werden können. Auch hier kam als Vergleichsrouten zur Erzeugung auf Basis primärer Rohstoffe die HVC-Produktion aus Naphta zur Anwendung.

Da bei den chemischen Recyclingverfahren relevante Mengen an Nebenprodukten (Kokse, Gase) anfallen, wurden diese im Rahmen der Nutzenkorbmethode berücksichtigt. Ihrem Heizwert entsprechend wurden diese Fraktionen als zusätzlicher Nutzen beim chemischen Recycling definiert und eine energetische Verwertung im Rahmen des Verbundbetriebes, in der Raffinerie oder im petrochemischen Betrieb, angenommen. Dabei möglicherweise entstehender Zusatzaufwand aufgrund des abfallstammigen Charakters der eingesetzten Stoffe, beispielsweise durch aufwändigere Abgasreinigungsverfahren, wurde nicht betrachtet. Als Primärbrennstoff zum Vergleich wurde Erdgas in Form von LNG herangezogen.

Für die Verwertung der Kunststoffabfälle als Ersatzbrennstoff (EBS) im Zementwerk wurde ein Heizwert von 30 MJ/kg angenommen. Dieser Wert ist im Vergleich zur aktuellen Praxis relativ hoch, soll aber widerspiegeln, dass sich die Qualität der Kunststofffraktionen für das chemische

Recycling in Zukunft verbessern wird, um die Anforderungen der Verfahren zu erfüllen. Eine solche Qualitätsverbesserung wird mit einer Erhöhung des Heizwertes einhergehen, der daher auch für die Verwertungsvariante Zementwerk, der direkten Alternative für die gleichen Stoffströme, angesetzt wurde. Als primärer Brennstoff für die vergleichenden Betrachtungen im Rahmen der Nutzenkorbmethode wurde Steinkohle, als aktueller Stand der Technik für die Befuerung von Zementdrehrohren mit Primärbrennstoffen, gewählt.

Bei der energetischen Verwertung in Müllverbrennungsanlagen und EBS-Kraftwerken wird der Energiegehalt der Kunststoffabfälle in Strom und Wärme umgewandelt. Dabei gibt es insbesondere beim Strom Unterschiede in den Wirkungsgraden zwischen MVA und EBS-Kraftwerken (vgl. Tabelle 55) [18]. Auf Basis der realen Wirkungsgrade und der Kapazitätsverteilung zwischen MVA und EBS-Kraftwerken wurden die gewichteten Mittelwerte für die Strom- und Wärmewirkungsgrade in Deutschland ermittelt und für die Berechnungen im Rahmen der Nutzenkorbmethode verwendet. Als Heizwert für die eingesetzten Kunststoffabfälle wurden 20 MJ/kg angesetzt.

**Tabelle 55: Wirkungsgrade für Strom und Wärme von MVA und EBS-Kraftwerken (2016) [18]**

	$\eta$ MVA $\emptyset$	$\eta$ EBS-KW $\emptyset$	Verwendete Werte
Strom	14,8 %	17,7 %	15,4 %
Wärme	37,3 %	36,8 %	37,2 %
Verhältnis Durchsatz	3,52	1	

### 8.2.1 Direkter Verfahrensvergleich

Für den direkten Vergleich der Verwertungsverfahren – mechanisches Recycling, chemisches Recycling, energetische Verwertung – wurden bei Anwendung der Nutzenkorbmethode keine Verteilungsszenarien mit verschiedenen parallel genutzten Verwertungsoptionen betrachtet, vielmehr wurde in jedem Nutzenkorb die komplette betrachtete Kunststoffabfallmasse von 1 Mg nur jeweils einer Verwertungsoption zugeordnet. Die anderen betrachteten Verwertungsoptionen wurden entsprechend vollständig über die Primärroute abgebildet.

Bei diesem Vorgehen werden die Unterschiede zwischen den verschiedenen Verwertungsoptionen besonders deutlich. Allerdings wird hierdurch die Realität nur unzureichend abgebildet, da nicht jede Art von Kunststoffabfall in jeglicher Verwertungsoption behandelt werden kann oder soll. Das mechanische Recycling verschmutzter Shredder-Leichtfraktionen ist nicht möglich und die Verbrennung sauberer, sortenreiner Granulate ökologisch und ökonomisch nicht sinnvoll.

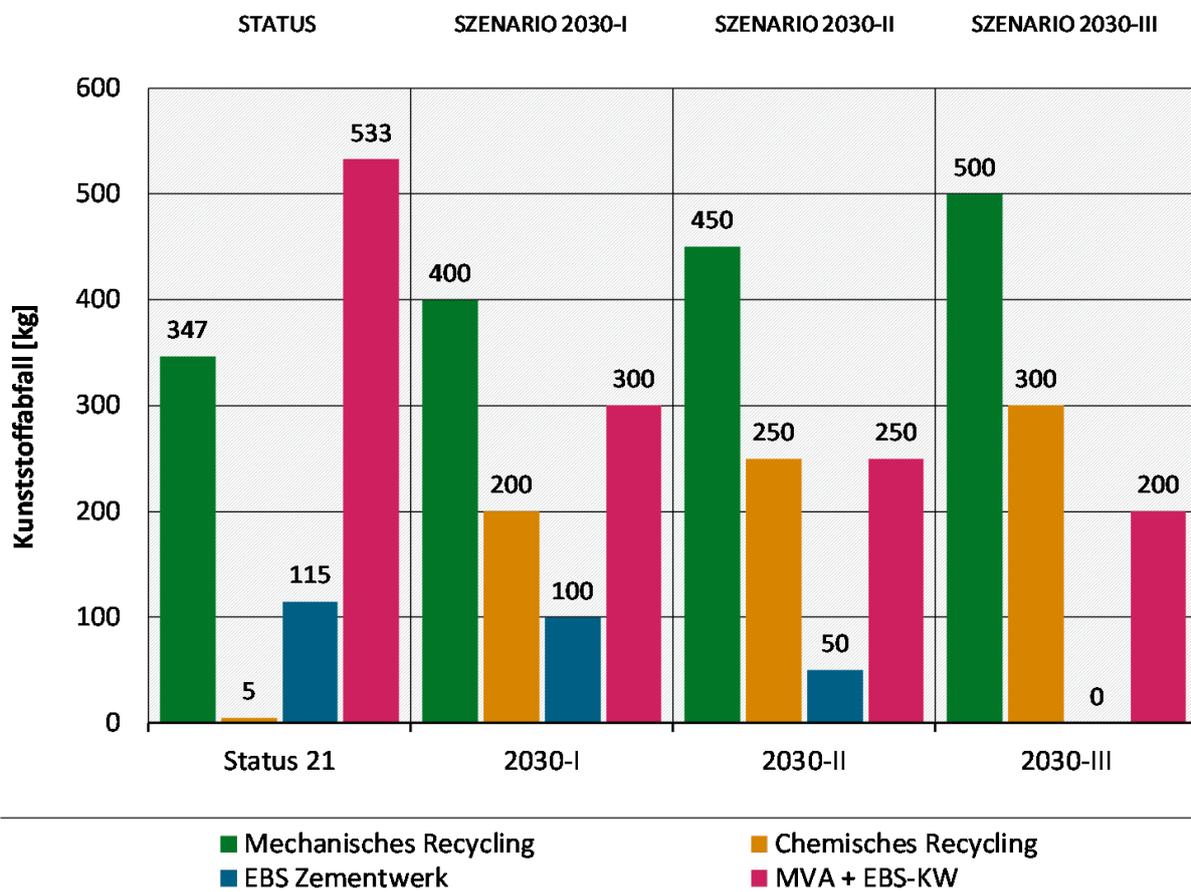
### 8.2.2 Szenarien 2030 und Status Quo

Für eine realitätsbezogenere Anwendung der Nutzenkorbmethode wurden verschiedene Szenarien betrachtet, in denen die möglichen und aktuell auch praktizierten Verwertungsoptionen für Kunststoffabfälle parallel betrachtet wurden. Ausgehend vom aktuellen Status quo der Kunststoffverwertung in Deutschland wurden verschiedene Zukunftsszenarien (Szenario 2030 I-III) abgeleitet.

Der Status Quo wurde auf Basis der letzten publizierten Conversio-Studie für das Jahr 2021 zur Kunststoffnutzung in Deutschland abgebildet (vgl. Abbildung 7) [36]. Hinsichtlich der Verwertung der Ersatzbrennstofffraktionen wurde angenommen, dass etwa 650.000 Mg/a an EBS in den Zementwerken verwertet werden (vgl. [18]) und der Rest in Ersatzbrennstoffkraftwerken und Müllverbrennungsanlagen verbrannt wird. Somit ergibt sich die in Abbildung 117 wiedergegebene aktuelle Verteilung der Verwertungsrouten (Status 2021).

Die drei Szenarien für 2030 wurden unter der Prämisse entwickelt, dass das Kunststoffrecycling insgesamt signifikant an Bedeutung zunimmt und sowohl das mechanische als auch das chemische Recycling zu Lasten der thermischen Verwertung größere Marktanteile gewinnen werden. Dies ist natürlich nur möglich, wenn sowohl im Bereich Produktdesign als auch bei den Erfassungs-, Sammel- und Sortiersystemen für Kunststoffe erhebliche Fortschritte gemacht werden.

**Abbildung 117: Status Quo und Szenarien 2030 I-III für die im Rahmen der Nutzenkorbmethode betrachtete Kunststoffabfallverwertung in Deutschland**



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

Für das mechanische Recycling wird eine steigende Behandlungsmenge der Kunststoffabfälle von aktuell 34,7 % auf 40, 45 und 50 % in den Szenarien 2030 I-III angenommen. Gleichzeitig nimmt der Marktanteil des chemischen Recyclings von aktuell unter 0,5 % auf 20, 25 und 30 % zu. Da sowohl für das mechanische als auch das chemische Recycling bestimmte Anforderungen im Hinblick auf die Qualität der Einsatzstoffe eingehalten werden müssen, ist davon auszugehen, dass die Nachfrage für das Recycling vor allem durch höherwertige Fraktionen gedeckt wird, die

aktuell als qualitätsgesicherte Sekundärbrennstoffe in den Zementwerken verbrannt werden. Daher wurde ein Rückgang der Behandlungsmenge in den Zementwerken von aktuell 11,5 % auf 10, 5 und 0 % in den Szenarien 2030 I-III hinterlegt. Auch die in den MVA verwertete Menge wird künftig sinken, wenn die angenommenen Recyclingmengen erreicht werden sollen. Von den 53,3 % aktuell in MVA und EBS-Kraftwerken energetisch verwerteten Kunststoffabfällen in Deutschland wurde ein Rückgang auf 30, 25 und 20 % in den Szenarien I-III betrachtet.

Inwiefern die Szenarien realistisch sind, soll an dieser Stelle nicht diskutiert werden. Das Ziel bei der Festlegung der beschriebenen Szenarien war es, anhand mengenmäßig relevanter Entwicklungsreihen in Richtung einer Recycling-optimierten Kunststoffabfallbewirtschaftung, einen signifikanten Impact auf die betrachteten Bewertungskriterien zu generieren. Dies soll Aussagen ermöglichen, ob derartige Entwicklungen überhaupt wünschenswert sind.

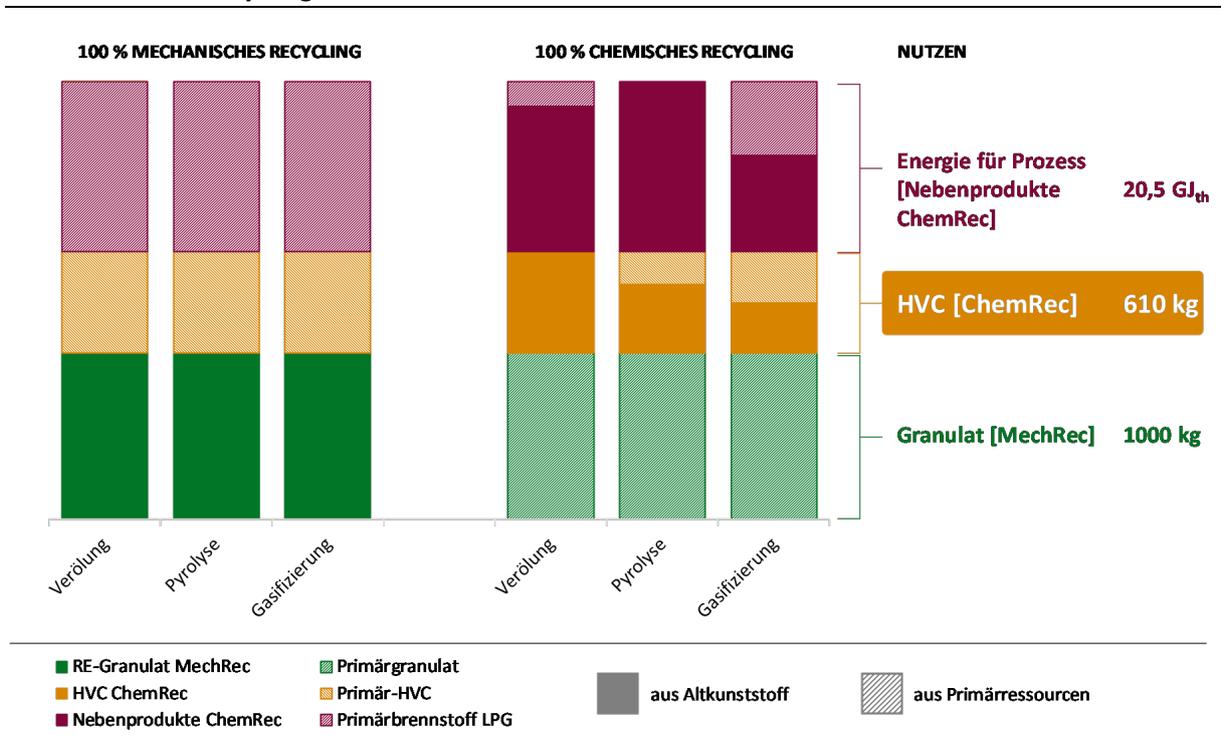
### 8.3 Direkter Verfahrensvergleich

In den folgenden beiden Unterkapiteln erfolgt zunächst ein paarweiser Vergleich des chemischen Recyclings mit dem mechanischen Recycling und der thermischen Verwertung im Zementwerk. Abschließend erfolgt ein Dreiervergleich zwischen chemischem und mechanischem Recycling sowie der Müllverbrennung.

#### 8.3.1 Vergleich: Chemisches Recycling mit mechanischem Recycling

Abbildung 118 zeigt die sechs befüllten Nutzenkörbe für den Vergleich von chemischem und mechanischem Recycling.

**Abbildung 118: Befüllte Nutzenkörbe für den Vergleich von chemischem und mechanischem Recycling**



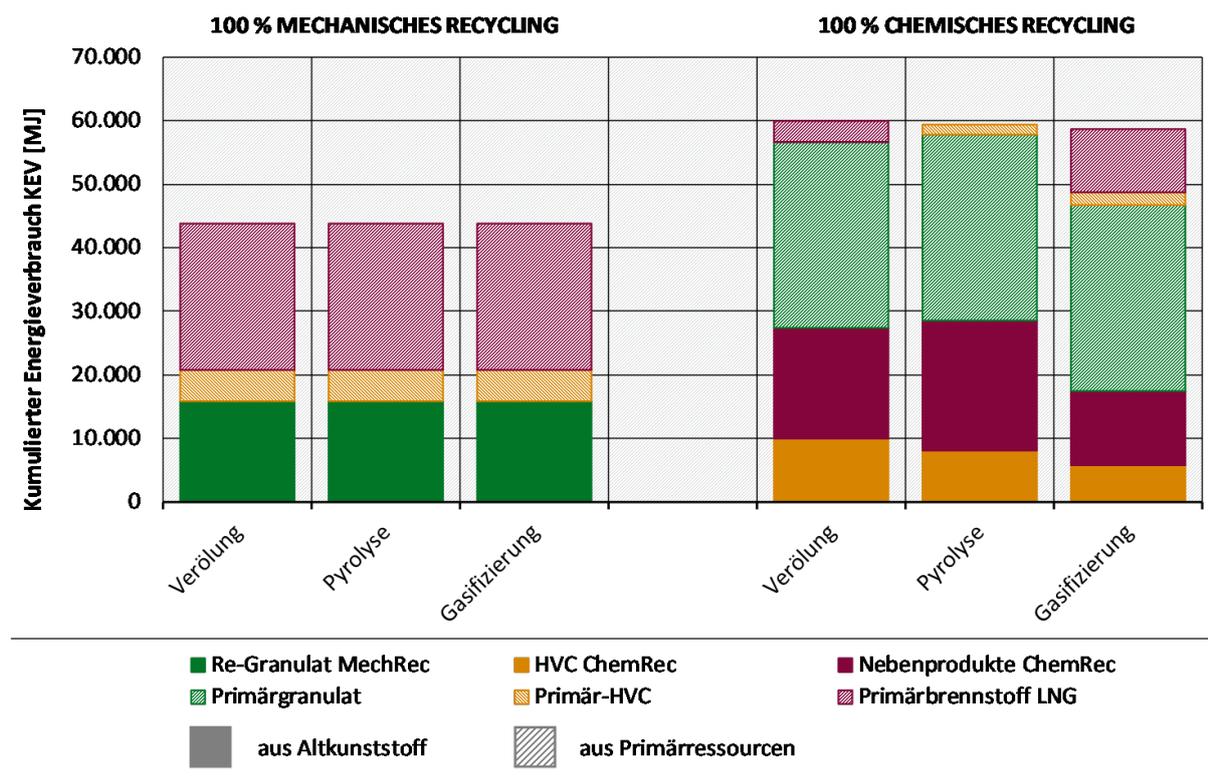
Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

Die beiden Optionen – jeweils 100% Verwertung der Kunststoffabfälle durch mechanisches bzw. chemisches Recycling – wurden jeweils für alle drei Prozesse des chemischen Recyclings (Verölung, Pyrolyse, Gasifizierung) betrachtet. Rechts in der Grafik ist der Nutzen quantifiziert, der in allen Körben den gleichen Umfang hat und sich lediglich durch die verwendeten Ausgangsstoffe – Kunststoffabfälle oder Primärrohstoff – unterscheidet. In diesem Fall enthalten die Nutzenkörbe 1000 kg Kunststoffgranulat, 610 kg HVC-Chemikalien und 20,5 GJ thermische Energie.

Für die Variante „100 % mechanisches Recycling“ ergibt sich für die thermochemischen Prozesse dreimal die gleiche Verteilung, da diese (und somit auch die Unterschiede zwischen ihnen) hier überhaupt nicht zum Tragen kommen. Die Variante „100% chemisches Recycling“ zeigt dagegen die deutlichen Unterschiede zwischen den thermochemischen Prozessen, die bereits in Kapitel 7 diskutiert wurden. Durch die Verölung wird die höchste Ausbeute an HVC von 610 kg pro 1 Mg Kunststoffabfall erreicht. Dieser Maximalwert gibt die Höhe des „HVC-Nutzens“ im Korb vor. Die Nutzenkörbe der beiden anderen Prozesse müssen die Differenz zu den 610 kg Ausbeute der Verölung mit HVC aus der primären Naphtharoute auffüllen (schraffierte orange Flächen „Primär-HVC“ im Diagramm). Bei der Gasifizierung ist die Differenz am größten, da bei diesem Prozess die geringste Ausbeute an HVC erreicht wird. Bei der Pyrolyse entsteht die größte Menge an energetisch verwertbaren Nebenprodukten, mit einem Energiegehalt von 20,5 GJ. Auch bezüglich der nutzbaren Nebenprodukte ergibt sich für die Gasifizierung der niedrigste Wert, da bei diesem Prozess ein signifikanter Anteil des Kohlenstoffs über die Shiftreaktion in energetisch wertloses CO<sub>2</sub> umgewandelt und abgeblasen wird.

Abbildung 119 zeigt die kumulierten Energieverbräuche zu den sechs Nutzenkörben aus Abbildung 118. In Abbildung 120 sind die zugehörigen Treibhausgasemission aufgeführt.

Abbildung 119: Vergleich von chemischem und mechanischem Recycling – KEV

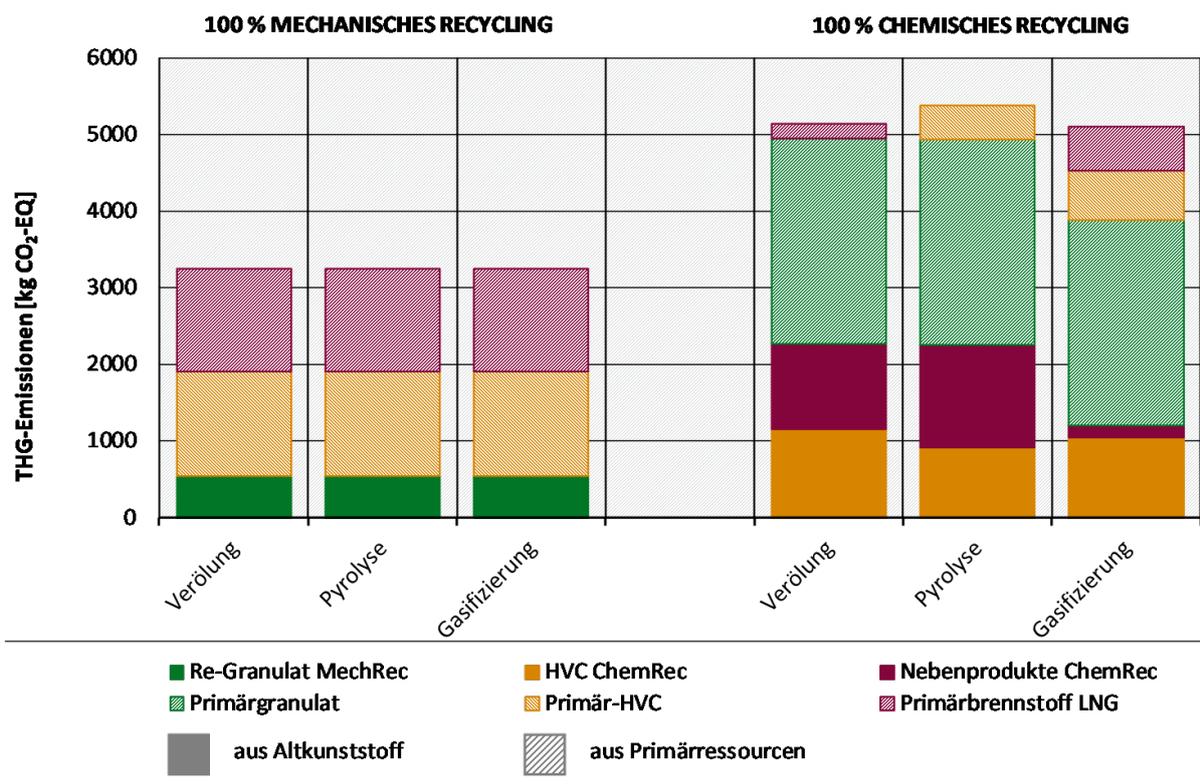


Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

Die absoluten Zahlen in den Diagrammen sind von untergeordneter Bedeutung, da sie wesentlich vom Design der Nutzenkörbe bestimmt werden. Von Interesse sind die Unterschiede der Bewertungsgrößen (KEV und THG-Emissionen) von beiden Recyclingvarianten. Hier unterstreichen beide Grafiken eindrücklich die ökologischen Vorteile des mechanischen Recyclings im Vergleich zum chemischen Recycling. Die Varianten mit 100 % mechanischem Recycling haben einen um etwa ein Drittel geringeren Energiebedarf als die Varianten zum chemischen Recycling. Bei den THG-Emissionen ist der Unterschied noch deutlicher.

Der in den beiden (und auch den folgenden) Diagrammen geringe, aber merkbare Unterschied von KEV und THG-Emissionen der Primär-HVC-Chemikalienerzeugung bei der Variante Gasifizierung, im Vergleich zu den beiden anderen Prozessvarianten, liegt darin begründet, dass bei der HVC- Synthese über die Gasifizierungsrouten keine Aromaten entstehen, die höhere KEV- und THG-Werte aufweisen als die aliphatischen HVC. Da das Produktspektrum der thermochemischen Prozesse auch bei der Auswahl der komplementären Primärrouten berücksichtigt wurde, kommen diese Unterschiede auch bei den Primärvarianten zum Tragen.

Abbildung 120: Vergleich von chemischem und mechanischem Recycling – THG-Emissionen



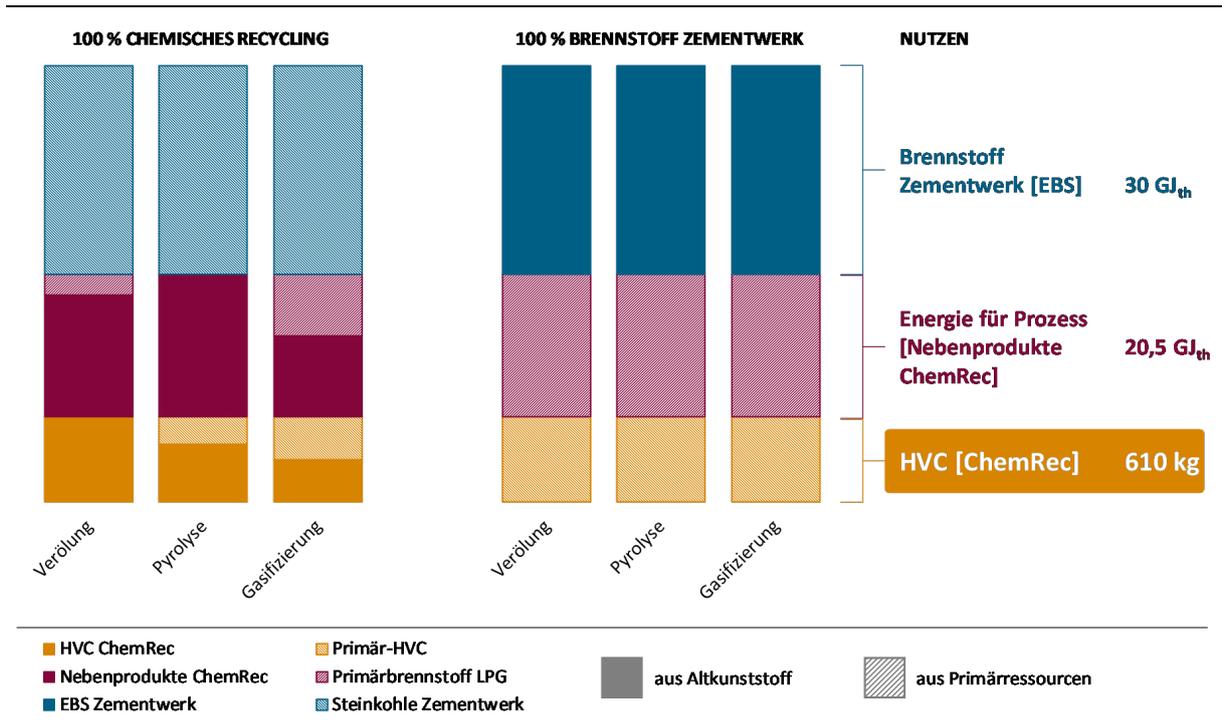
Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

### 8.3.2 Vergleich: Chemisches Recycling mit Verwertung im Zementwerk

Nach dem gleichen Prinzip wie der Vergleich mit dem mechanischen Recycling erfolgte auch ein Benchmark des chemischen Recyclings mit der Verwertung im Zementwerk. Erneut wurden die beiden Optionen – hier jeweils 100% Verwertung der Kunststoffabfälle durch chemisches Recycling oder energetische Verwertung im Zementwerk – jeweils für alle drei Prozesse des chemischen Recyclings (Verölung, Pyrolyse, Gasifizierung) betrachtet. In diesem Fall enthalten die Nutzenkörbe, neben den 610 kg HVC-Chemikalien und den 20,4 GJ, die als chemisch gebundene Energie in den Nebenprodukten der chemischen Recyclingverfahren zur Verfügung stehen, noch 30 GJ an Brennstoffenergie, die bei vollständiger energetischer Verwertung der betrachteten 1000 kg Kunststoffabfall als thermische Energie beim Zementbrennprozess genutzt werden können (vgl. Abbildung 121)

In Abbildung 122 sind die kumulierten Energieverbräuche und in Abbildung 123 die THG-Emissionen für die sechs Nutzenkörbe zum Vergleich von chemischem Recycling und energetischer Kunststoffverwertung im Zementwerk wiedergegeben. Auch bei diesem Vergleich ist das chemische Recycling (geringfügig) im Nachteil, insbesondere unter Berücksichtigung der optimal gesetzten Rahmenbedingungen.

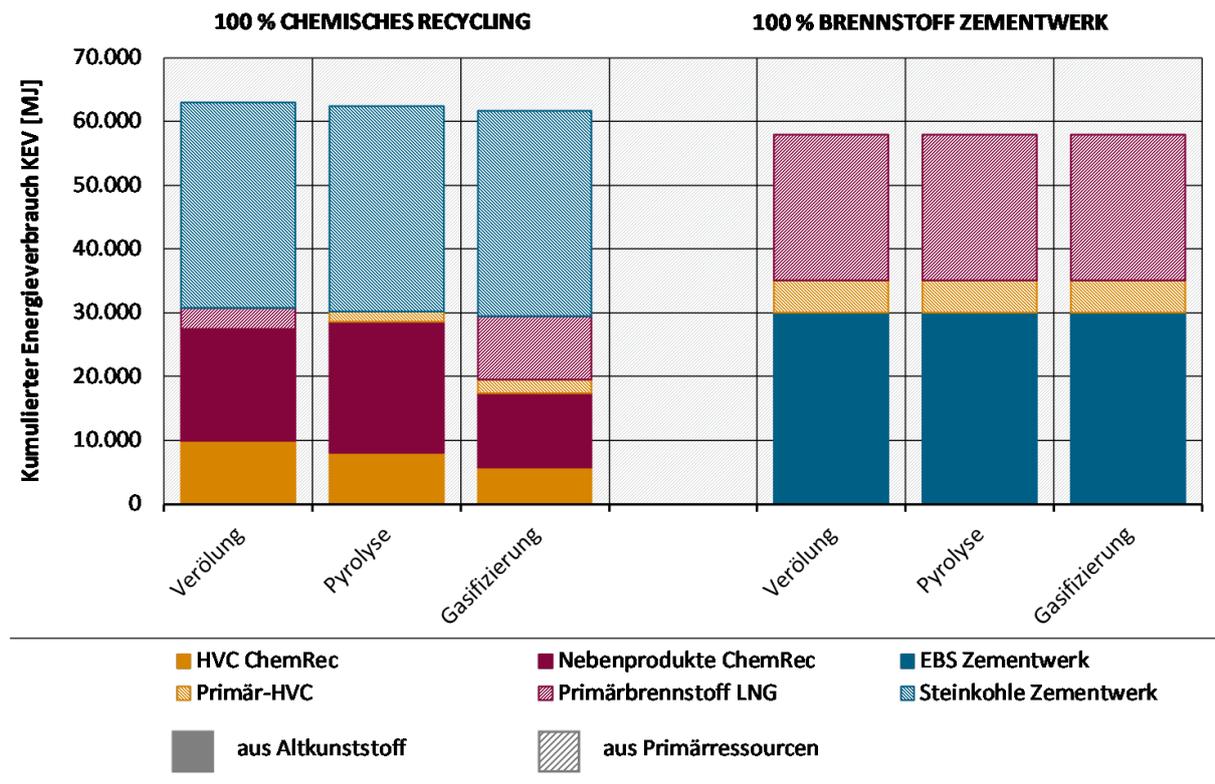
**Abbildung 121: Befüllte Nutzenkörbe für den Vergleich von chemischem Recycling und Verwertung im Zementwerk**



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

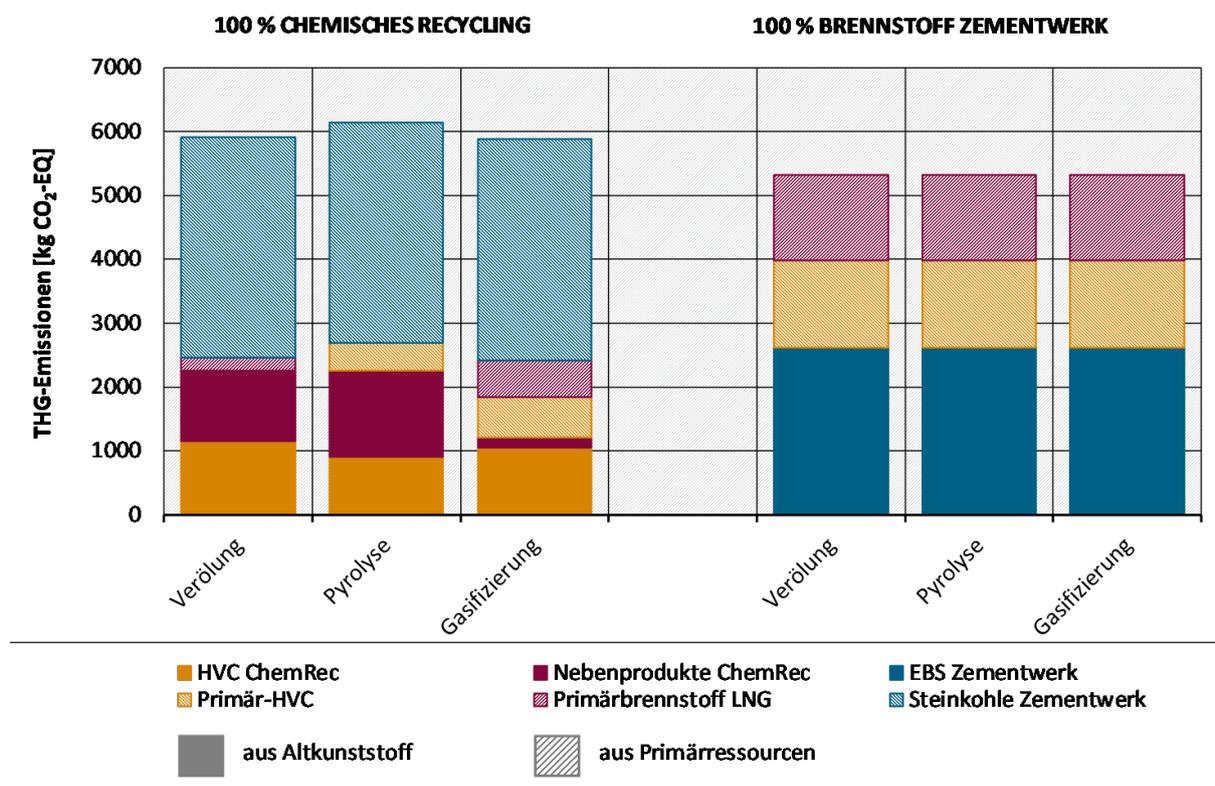
Der Blick auf die Energieverbräuche zeigt, dass die chemischen Recyclingverfahren mehr Energie benötigen als die Herstellung über die Primärroute. Dies gilt für alle drei Verfahrensansätze. Bezüglich der CO<sub>2</sub>-Emissionen schneiden die Prozesse des chemischen Recyclings selbst zwar besser ab als die Primärproduktion aus Naphta. Der Nachteil gegenüber der Verwertung im Zementwerk wird in diesem Fall von der Steinkohle verursacht, die als Primärvariante für die Energieversorgung des Zementwerkes höhere THG-Emissionen verursacht als die Verbrennung der Kunststoffabfälle.

Abbildung 122: Vergleich von chemischem Recycling und Verwertung im Zementwerk – KEV



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

Abbildung 123: Vergleich von chemischem Recycling und Verwertung im Zementwerk – THG-Emissionen



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

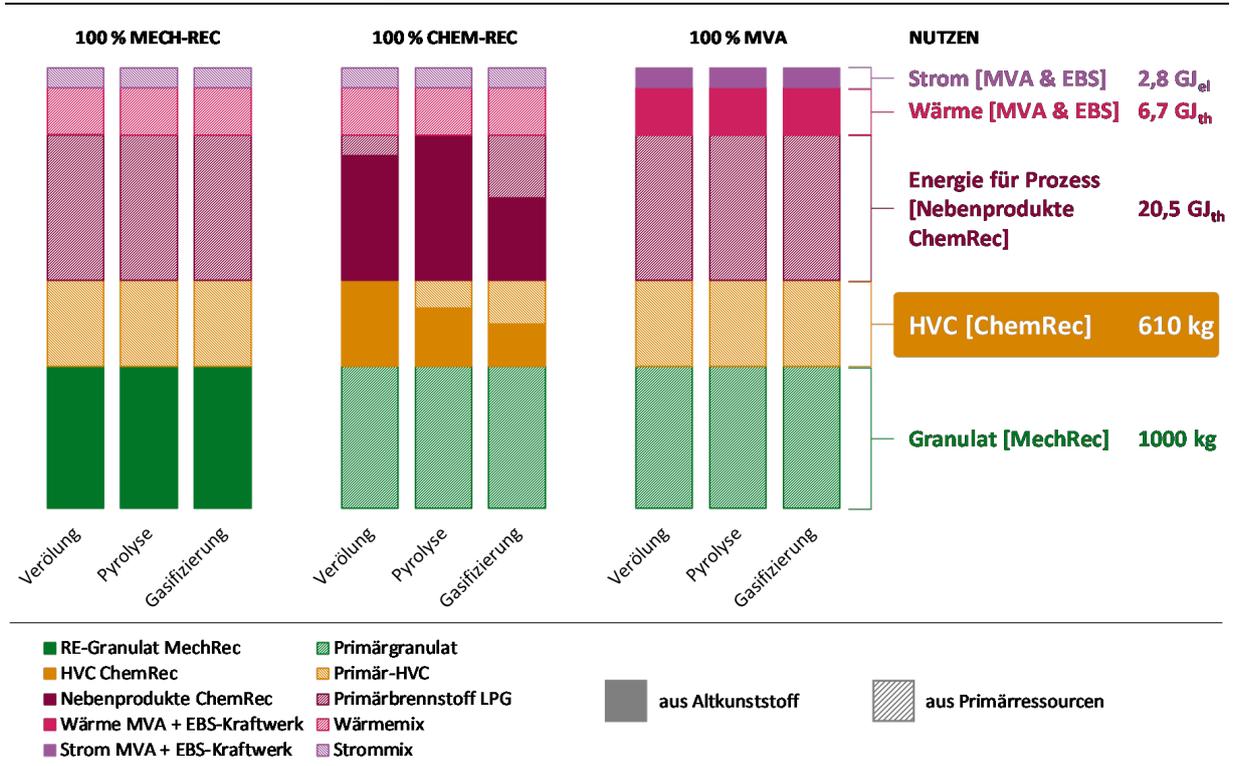
### 8.3.3 Vergleich: Chemisches Recycling mit mechanischem Recycling und MVA

Als Abschluss der direkten Vergleiche erfolgte eine Gegenüberstellung von chemischem Recycling, mechanischem Recycling und energetischer Verwertung in der MVA. Bei den Varianten wurde erneut eine jeweils 100 %ige Verwertung der 1000 kg Kunststoffabfall im jeweiligen Verfahren angesetzt.

Abbildung 124 zeigt die Nutzenkörbe für den Vergleich und ihre Befüllung. Da nun drei Verwertungsoptionen, jeweils für alle drei Prozesse, betrachtet werden, ergeben sich neun Nutzenkörbe, gefüllt mit 1000 kg Granulat, 610 kg HVC-Chemikalien, den dazugehörigen 20,5 GJ Brennstoffenergie in den Nebenprodukten des chemischen Recyclings und als Produkte der energetischen Verwertung in MVA und EBS-Kraftwerk 2,8 GJ elektrischer Strom und 4 6,7 GJ an nutzbarer Wärme.

In Abbildung 125 und Abbildung 126 sind erneut die mit den Nutzenkörben verbundenen kumulierten Energieverbräuche und THG-Emissionen zusammengestellt.

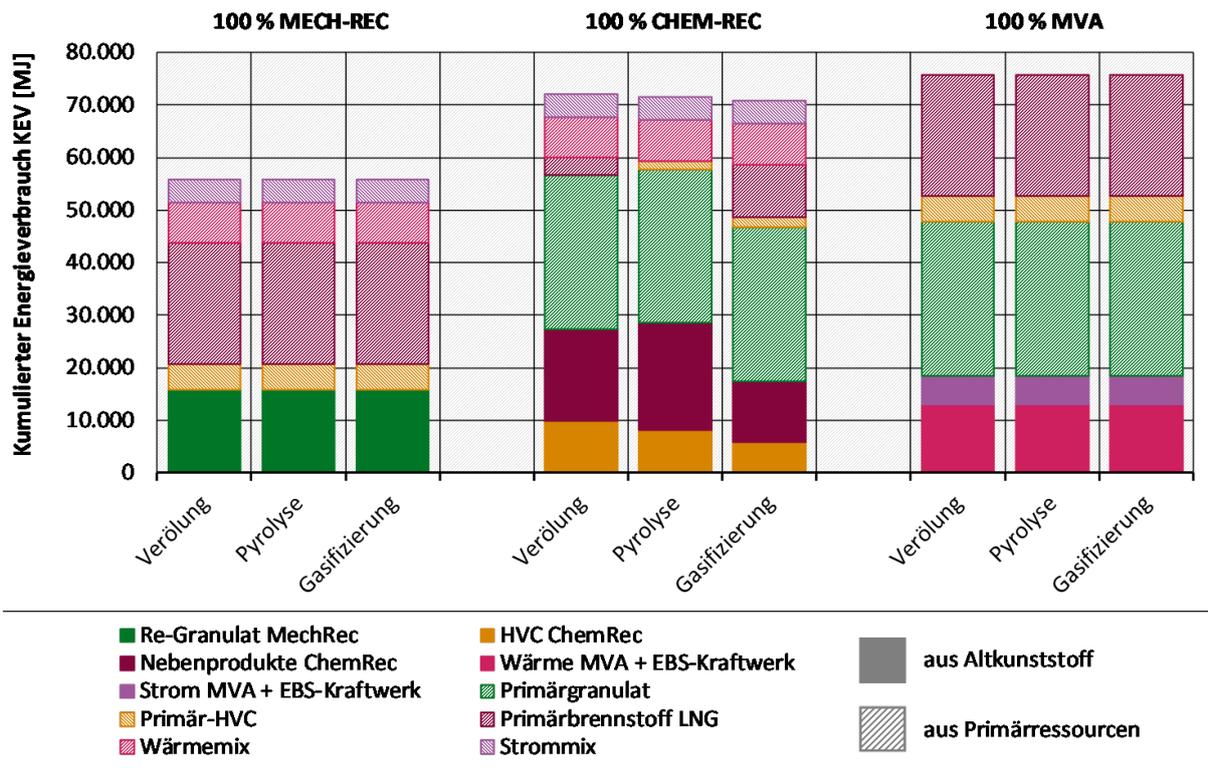
**Abbildung 124: Befüllte Nutzenkörbe für den Vergleich von chemischem, mechanischem Recycling und Verwertung in der MVA**



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

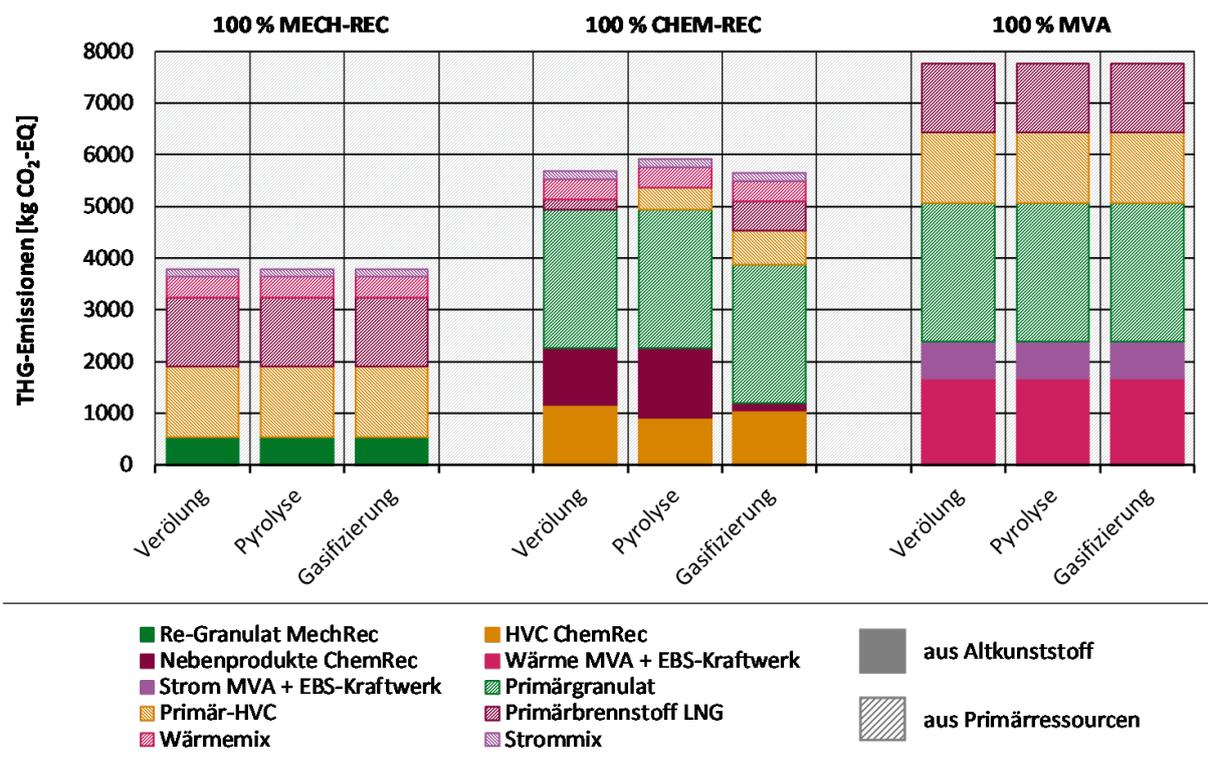
Wie schon in Kapitel 8.3.1 zeigt sich auch hier die ökologische Überlegenheit des mechanischen Recyclings – hinsichtlich Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen – vor allen anderen Verwertungsoptionen. Der Unterschied zum chemischen Recycling ist bei dieser Betrachtung allerdings nicht mehr so stark ausgeprägt wie beim direkten Vergleich in Kapitel 8.3.1. Dies liegt an der dämpfenden Wirkung der zusätzlich betrachteten Variante MVA. Dies macht deutlich, dass bei der Gestaltung komplexerer Szenarien mit Umsicht ans Werk zu gehen ist.

Abbildung 125: Vergleich von chemischem, mechanischem Recycling und Verwertung in der MVA – Kumulierter Energieverbrauch



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

Abbildung 126: Vergleich von chemischem, mechanischem Recycling und Verwertung in der MVA – THG-Emissionen



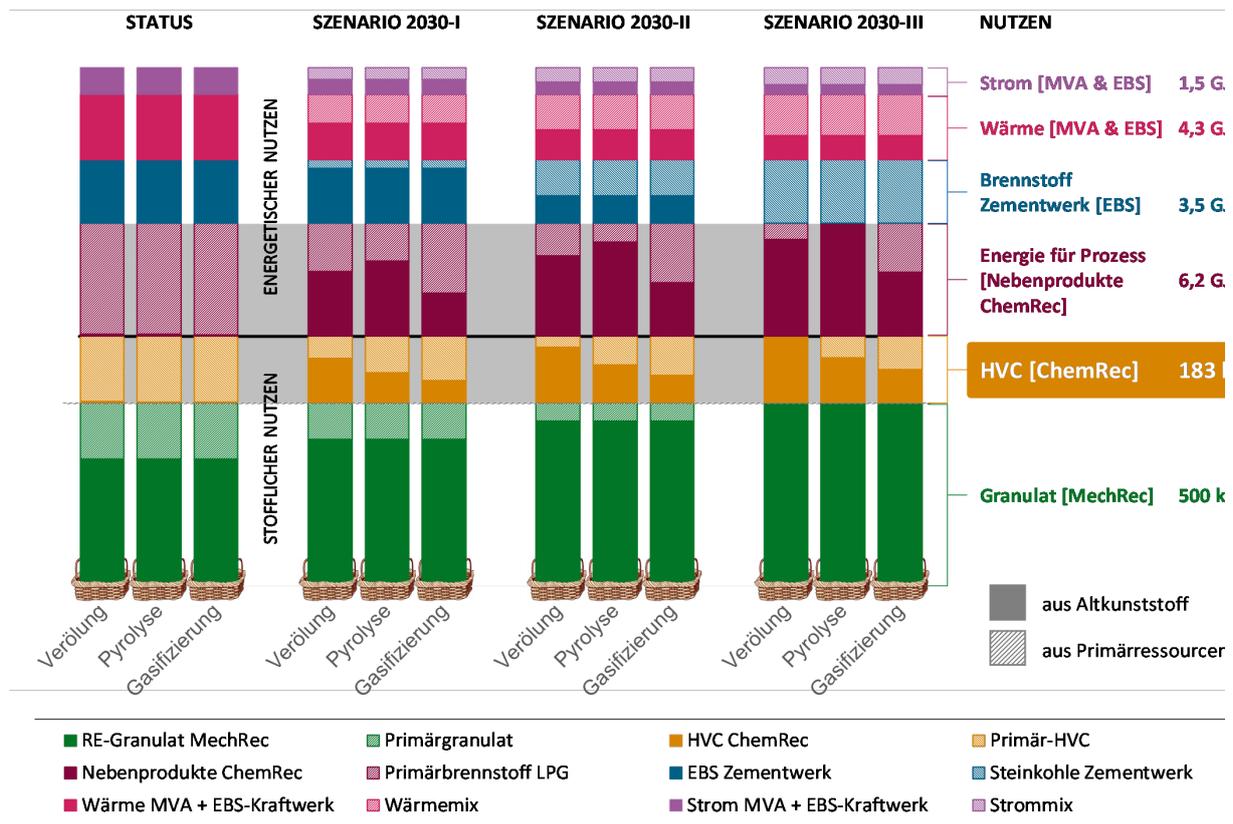
Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

Im Vergleich zur Verbrennung in MVA und EBS-Kraftwerk zeigt das chemische Recycling sowohl hinsichtlich des kumulierten Energieverbrauchs als auch bezüglich der freigesetzten Treibhausgasemissionen Vorteile. Obwohl für die chemischen Recyclingprozesse selbst mehr Energie verbraucht wird als auf der primären Herstellungsrouten, ergeben sich insgesamt geringe energetische Vorteile des chemischen Recyclings gegenüber der Müllverbrennung. Dies liegt an Strom und Wärme aus der MVA, im Vergleich zum Strom- und Wärmemix 2030, der hier zugrunde gelegt wurde, da eine frühere Realisierung der Szenarien sehr unwahrscheinlich ist.

### 8.4 Szenarien 2030 und Status Quo

Die Nutzenkörbe zu den drei recyclingoptimierten Zukunftsszenarien 2030 I-III und zum Status Quo 2021, erneut jeweils für alle drei betrachteten thermochemischen Recyclingansätze, sind in Abbildung 127 dargestellt. Der Nutzen in den Körben besteht aus 500 kg Kunststoffgranulat, 183 kg HVC-Chemikalien mit 6,2 GJ als Energiegehalt in den Nebenprodukten, 3,5 GJ Brennstoffenergie für den Einsatz im Zementwerk und 1,5 GJ Strom sowie 4,3 GJ Wärme aus der energetischen Verwertung.

Abbildung 127: Befüllte Nutzenkörbe für die betrachteten Szenarien



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

Abbildung 128 zeigt die zugehörigen kumulierten Energieverbräuche, Abbildung 129 die resultierenden THG-Emissionen aller Varianten.

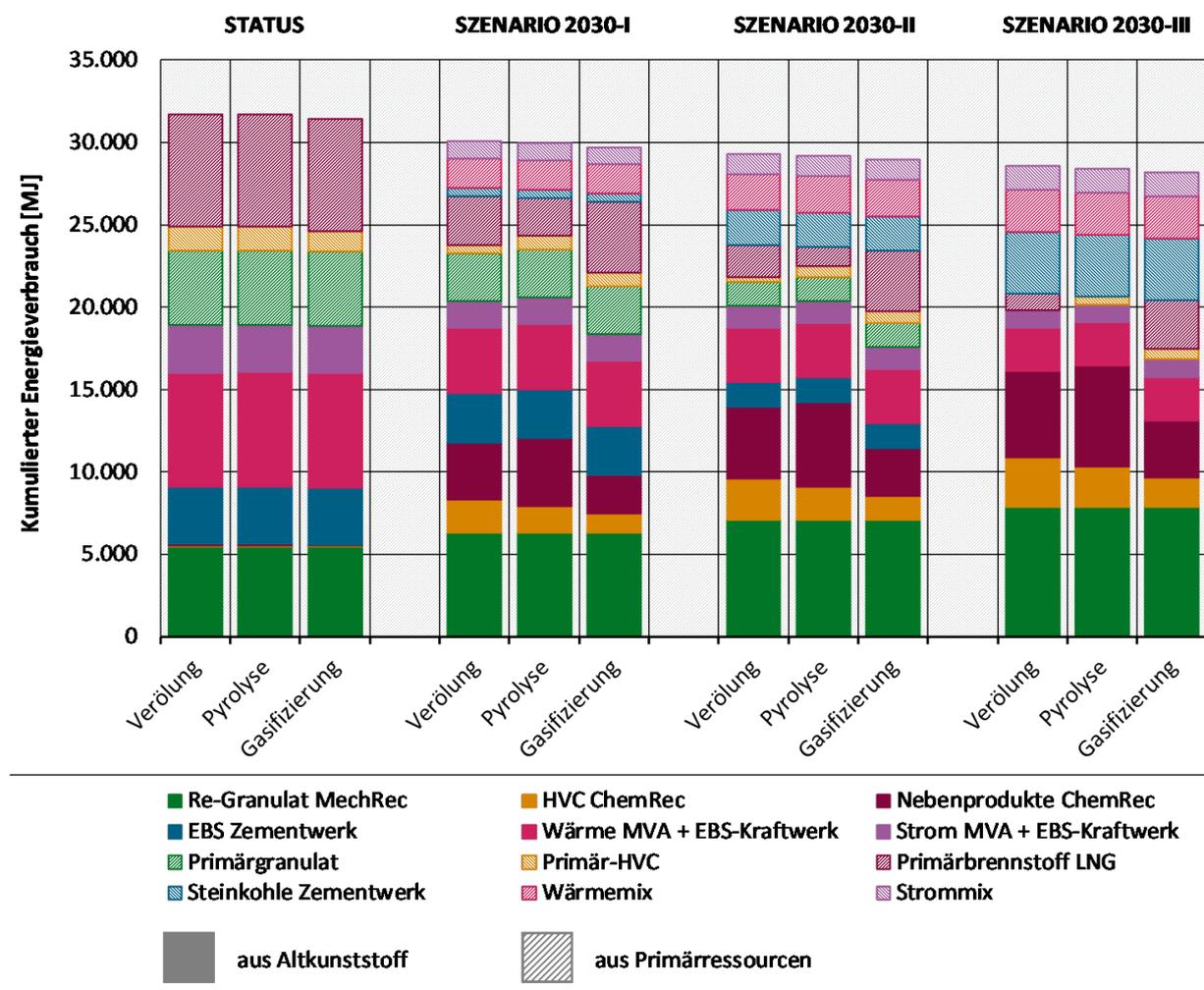
Die Grafik zum kumulierten Energieverbrauch zeigt, dass ein Ausbau des Kunststoffrecyclings, wie er in den Szenarien 2030 I-III skizziert wird, auch einen geringfügigen positiven Effekt auf den Energieverbrauch im Bereich der Kunststoffbewirtschaftung haben kann. Hierbei ist jedoch

zu berücksichtigen, dass bei der Bilanzierung der chemischen Recyclingverfahren optimale energetische Rahmenbedingungen und geringste Verluste angenommen wurden. Ob aktuelle Verfahren zum chemischen Recycling von Kunststoffabfällen diese Performance erbringen können, muss noch nachgewiesen werden.

Auch bei Betrachtung dieser Grafik fällt auf, dass die eigentlichen chemischen Recyclingverfahren einen höheren Energieverbrauch verursachen als die entsprechenden Herstellungsrouten aus Naphtha.

Die energetischen Vorteile der Zukunftsszenarien werden einerseits durch den Ausbau des mechanischen Recyclings verursacht, das (wie schon erläutert) deutlich weniger Energie erfordert als die Herstellung von Kunststoffgranulat auf der Primärroute. Andererseits führt auch der Rückgang der Kunststoffverbrennung in MVA und EBS-Kraftwerk zugunsten des Strom- und Wärmemixes von 2030 zu einem Rückgang des KEV.

Abbildung 128: Kumulierter Energieverbrauch der Szenarien



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

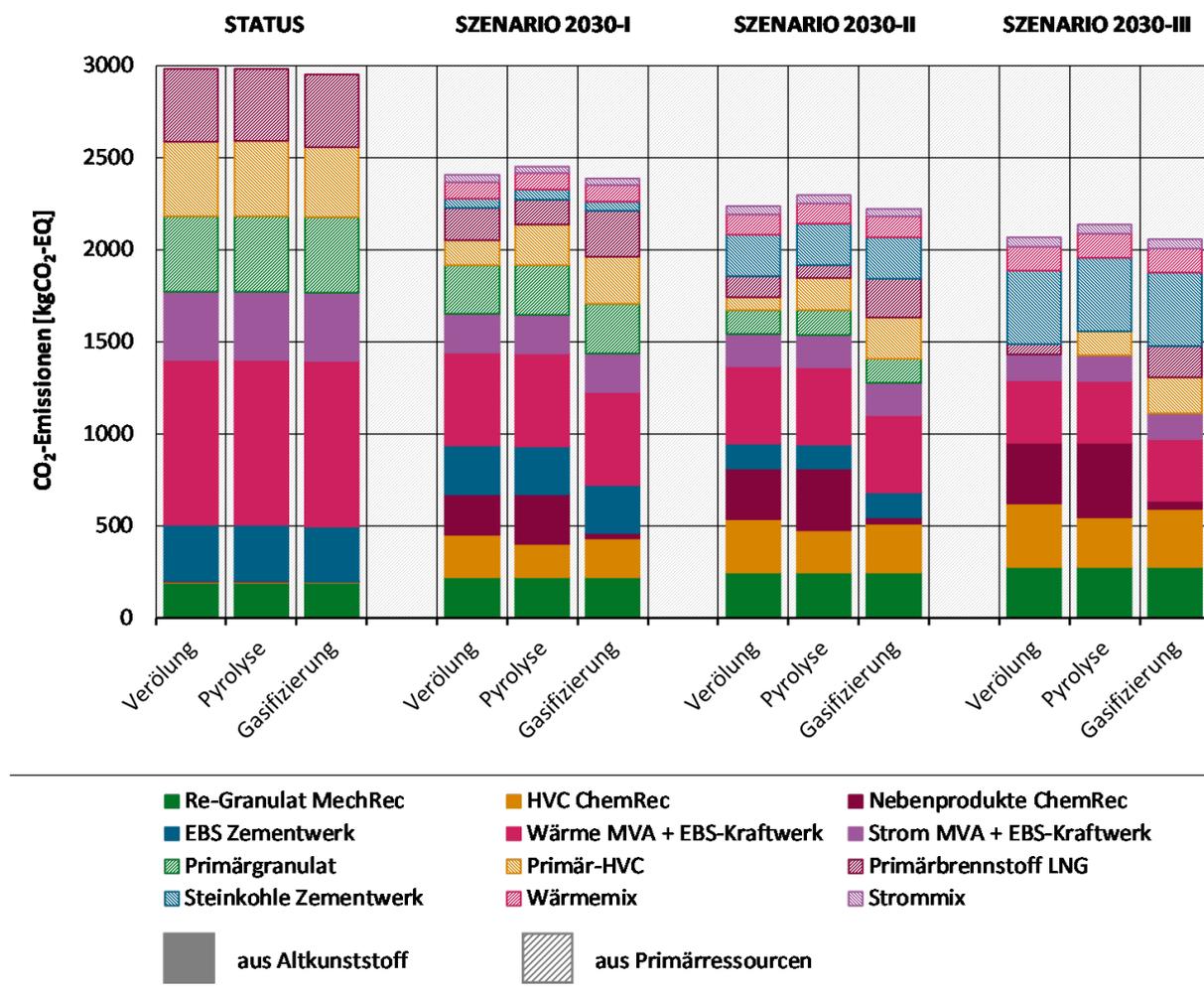
Wesentlich deutlicher ist der Einfluss der betrachteten Zukunftsszenarien auf die Treibhausgasemissionen, die bei der künftigen Kunststoffbewirtschaftung anfallen. Laut

Szenario 2030-III wäre eine Reduktion des THG-Ausstoßes um bis zu 30 %, im Vergleich zum Status Quo erreichbar.

Die Beiträge zur Emissionsreduktion sind dabei auf den Ausbau des mechanischen und des chemischen Recyclings sowie auf die Substitution von Strom und Wärme aus der Kunststoffverbrennung durch den Strom- und Wärmemix 2030 zurückzuführen.

Der Ersatz von Kunststoffabfällen als Brennstoff und Energieträger im Zementwerk durch Steinkohle führt dagegen zu einer Erhöhung der THG-Emissionen.

Abbildung 129: CO<sub>2</sub>-Emissionen der betrachteten Szenarien



Quelle: eigene Darstellung Peter Quicker

Die insgesamt positive ökologische Bewertung des chemischen Recyclings anhand der Nutzenkorbmethode bezieht sich ausschließlich auf den kumulierten Energieverbrauch und die verursachten Treibhausgasemissionen, unter den getroffenen wohlwollenden Rahmenbedingungen. In der Praxis sind diese Annahmen noch nachzuweisen.

Weiterhin darf die getroffene Bewertung nicht über die grundsätzlich schwierigen ökonomischen Rahmenbedingungen hinwegtäuschen, denen solche Prozesse aufgrund der extrem anspruchsvollen Einsatzstoffe gegenüberstehen.

## 9 Fazit

Im Rahmen dieser Studie wurden Technologien für das chemische Recycling von Kunststoffabfällen auf Basis der thermochemischen Prozesse Verölung, Pyrolyse und Gasifizierung bewertet und deren Potenziale für eine künftige zirkuläre Bewirtschaftung dieser Abfallfraktionen abgeschätzt. Die Bewertung der Verfahren erfolgte auf Basis von Laborversuchen, Datenmaterial aus Praxisanlagen und Literaturdaten.

Die Datenlage ließ eine fundierte Auswertung und Bewertung der Ansätze Verölung und Pyrolyse zu. Im Bereich der Gasifizierung musste auf historisches Datenmaterial und Simulationsrechnungen zurückgegriffen werden, so dass die hierzu gemachten Aussagen weniger tiefgehend und belastbar sind.

Die grundsätzliche Eignung der thermochemischen Prozesse für das chemische Recycling war nicht Gegenstand der Studie, sondern wurde als nachgewiesen und bekannt vorausgesetzt. Im Fokus standen die einsetzbaren Abfallfraktionen, erzielbaren Ausbeuten und Qualitäten der Produkte. Auf dieser Basis wurden die kompletten Prozessketten, inklusive Downstream-Prozesse, vom Abfall bis zu den High Value Chemicals – Ethylen, Propylen, Buten, Butadien und Aromaten – modelliert und anhand des kumulierten Energieverbrauchs und der entstehenden Treibhausgasemissionen bewertet. Mit diesen Daten erfolgte ein Vergleich der unterschiedlichen chemischen Recyclingverfahren mit dem mechanischen Recycling sowie der energetischen Verwertung in Zementwerk und Müllverbrennung.

### 9.1 Einsatzstoffe

Die Verfahren zum chemischen Kunststoffrecycling sind hinsichtlich der Einsatzstoffe zwar toleranter als das mechanische Recycling, allerdings fokussieren auch diese fast ausschließlich auf Polyolefinfraktionen. Dies gilt insbesondere für Verfahren auf Basis von Pyrolyse und Verölung. Bei anderen Einsatzstoffen sind die erzielbaren Ausbeuten zu gering und die potenziellen Betriebsschwierigkeiten signifikanter. Gasifizierungsverfahren sind dagegen grundsätzlich dafür geeignet, auch chemisch heterogenere Einsatzmaterialien zu verarbeiten, selbstverständlich nach geeigneter und verfahrensadäquater Aufbereitung der Einsatzstoffe.

Polyethylen und Polypropylen sind die in der Regel adressierten Fraktionen. Fremd- und Störstoffe sind im begrenzten Umfang akzeptabel. Insbesondere Kunststofffraktionen mit Heteroatomen (PVC, Nylon etc.) sind problematisch, aber auch der Polystyrolanteil darf bestimmte Grenzen nicht überschreiten. Grundsätzlich geeignet sind beispielsweise Mehrschichtfolien aus Polyolefinen und ähnliche Stoffströme mit komplexerem Aufbau, die im mechanischen Recycling aufgrund der Inhaltsstoffe Schwierigkeiten bereiten.

Die Abfallwirtschaft ist gerade erst dabei, die Aufbereitungsverfahren auf das chemische Recycling anzupassen. Es ist zu erwarten, dass hierfür zunächst Stoffströme eingesetzt werden, die aktuell als hochwertige und qualitätsgesicherter Ersatzbrennstoffe, beispielsweise in Zementwerken verbrannt werden. Es gibt aber auch schon Ansätze zur Abtrennung von Polyolefinfraktionen aus Restmüll, Gewerbeabfällen und anderen Abfallfraktionen.

Grundsätzlich sind sich die Stakeholder einig, dass das chemische Recycling nicht zu Lasten bzw. mit Stoffströmen des mechanischen Recyclings etabliert werden darf. Allerdings ist bei dieser Diskussion die Option der Detoxifizierung zu beachten, die nur das chemische Recycling bietet.

Während beim mechanischen Aufbereiten von Kunststoffen potenziell in den Abfällen enthaltene Schadstoffe mit dem Kunststoff im Kreislauf geführt werden, können bzw. müssen diese bei den thermochemischen Verfahren zerstört und/oder ausgeschleust werden.

## 9.2 Thermochemische Konversion

Verlässliche Aussagen zu den erreichbaren Ausbeuten und Produktqualitäten sind aktuell nur für die Verölung und Pyrolyse von Kunststoffabfällen aufgrund der Erfahrungen aus den Praxisanlagen möglich. Verölungsverfahren konnten in der Praxis Kohlenwasserstoffausbeuten von rund 80 % nachweisen. Bei den Pyrolyseverfahren liegt der Wert bei etwa 70 %. Die Qualitäten der erzeugten Öle unterschieden sich dagegen kaum. Die in den Einsatzstoffen enthaltenen Schadstoffe und Heteroatome werden zu relevanten Anteilen in die Kohlenwasserstofffraktionen überführt und müssen vor der weiteren Verwertung entfernt werden. Quelle für die Verunreinigungen bei Polyolefinen sind Füllstoffe, Farbstoffe, Lackierungen und andere Additive. Eine Aufbereitung der Öle (Wäsche, Destillation, Filterung, Adsorption, Hydrierung) ist erforderlich, um Metalle, Asche, Chlor, Stickstoff, Sauerstoff und andere Verunreinigungen, aber auch den hohen Anteil an ungesättigten Verbindungen, zu entfernen oder zu hydrieren.

Nach der Aufbereitung der Öle werden in den petrochemischen Anlagen daraus die High Value Chemicals erzeugt. Über die Verölungsrouten werden Ausbeuten, bezogen auf den eingesetzten Kunststoffabfall, von rund 50 % erreicht. Werden auch die Nebenprodukte Wachs und Gas (ohne Methan) stofflich mitverwertet, kann die Ausbeute bis auf 60 % gesteigert werden. Die für den Pyrolysepfad ermittelten Ausbeuten liegen etwas darunter, bei knapp 45 %. Interessant ist, dass die zu erwartende Ausbeute an HVC über den Heizwert des Einsatzstoffs recht gut vorhergesagt werden kann. Bei polyolefinischen Abfällen liegt der Wert bei 11 kg HVC pro GJ<sub>Einsatzstoff</sub>, sowohl für die Pyrolyse als auch die Verölung.

Bei der Gasifizierung können nach den im SVZ Schwarze Pumpe gemachten Erfahrungen aus 1 Mg Kunststoffabfällen und unter Zugabe von gut 500 kg Sauerstoff rund 850 kg an Synthesegas erzeugt werden. Mit der berechneten Gaszusammensetzung aus dem Modellkonzept können daraus 780 kg Methanol und über die MtO-Synthese letztlich gut 300 kg an HVC-Chemikalien erzeugt werden. Diese im Vergleich zu den anderen Verfahren relativ geringe Ausbeute ist in der Ausschleusung von Kohlendioxid bei der Shiftreaktion begründet. Dabei geht in erheblichem Maße Kohlenstoff über den Gaspfad verloren, der nicht mehr für die Kohlenwasserstoffsynthese herangezogen werden kann. Sollte künftig ausreichend Wasserstoff aus erneuerbaren Energien zur Verfügung stehen, könnten damit die erzielbaren Ausbeuten deutlich erhöht werden, ohne den ökologischen Fußabdruck zu verschlechtern.

## 9.3 Ökologische Bewertung

Als Kriterien zur ökologischen Bewertung der Verfahren wurden der kumulierte Energieverbrauch und die jeweils über die gesamte Prozessroute freigesetzten Treibhausgasemissionen berechnet. Für die Pyrolyse und Verölung ergaben sich dabei sehr ähnliche Werte. Der kumulierte Energieverbrauch lag zwischen 5 und 6,5 kWh/kg<sub>HVC</sub> und die freigesetzten Treibhausgasemissionen bei 1,5-2 kg<sub>CO2-EQ</sub>/kg<sub>HVC</sub>. Das sind auch die Größenordnungen, in der sich die Primärherstellung von HVC aus Naphtha bewegt. Der Energieverbrauch der Verfahren wird entscheidend durch die thermochemische Konversion bestimmt. Wenn es gelingt, die thermochemische Umwandlung mit einer guten

Energieintegration zu versehen, um die Abwärme optimal zu nutzen, kann zukünftig die thermochemische Kunststoffverwertung über Pyrolyse und Verölung einen geringeren Energieaufwand und weniger Treibhausgasemissionen aufweisen als erdölstämmige Produkte. Inwieweit dies in der Praxis umgesetzt werden kann, muss im industriellen Maßstab noch gezeigt werden.

Auch die KEV- und THG-Werte für die Gasifizierung bewegten sich in der oben angegebenen Größenordnung. Aufgrund der hohen CO<sub>2</sub>-Emission bei der Shift-Reaktion (780 kg pro Mg Einsatzstoff) waren die Treibhausgasemissionen allerdings etwas höher (rund 4 kg CO<sub>2</sub>-EQ/kg<sub>HVC</sub>) als bei Verölung und Pyrolyse. Der geringere Energieverbrauch (3 kWh/kg<sub>HVC</sub>) ist durch die wohlwollenden Annahmen der Modellierung begründet, die eine optimierte und hochintegrierte Anlagentechnik widerspiegeln sollen und wird bei realen Anlagen zumindest anfangs noch höher liegen.

## 9.4 Benchmark

Mit der Nutzenkorbmethode konnte ein ökologischer Vergleich zwischen den Verfahren des chemischen Recyclings und den anderen Verwertungsrouten angestellt werden. Auch hier waren die betrachteten Kriterien der kumulierte Energieverbrauch und die freigesetzten Treibhausgasemissionen in den jeweiligen Szenarien.

Die Analyse ergab, dass die chemischen Recyclingverfahren dem mechanischen Recycling hinsichtlich des Energieverbrauchs und der freigesetzten Treibhausgasemissionen deutlich unterlegen sind.

Auch im Vergleich mit der thermischen Verwertung von Kunststoffabfällen im Zementwerk, als Ersatz für Steinkohle, ergeben sich geringfügige Nachteile für das chemische Recycling. Da bei den Berechnungen recht wohlwollende Rahmenbedingungen für das chemische Recycling gesetzt wurden, sollte dieses Ergebnis auch belastbar sein und sich in der Praxis eher noch deutlicher darstellen.

Hinsichtlich der energetischen Verwertung von Kunststoffabfällen in Müllverbrennungsanlagen und Ersatzbrennstoffkraftwerken zeigen die chemischen Recyclingrouten deutliche Vorteile hinsichtlich der eingesparten Treibhausgasemissionen. Auch hier ist der bei den Analysen festgestellte geringfügige Vorteil im Energieverbrauch den günstig gesetzten Annahmen bei der Modellierung geschuldet und muss in der Praxis in optimierten technischen Anlagen zunächst realisiert werden.

Die Anwendung der Nutzenkorbmethode zeigt, dass die chemischen Recyclingverfahren in einer Kreislaufwirtschaft der Zukunft eine Rolle spielen können und im Vergleich zu etablierten thermischen Verwertungswegen dazu geeignet sind, Treibhausgasemissionen einzusparen.

## 9.5 Hemmnisse und Handlungsbedarf

Ob die Verfahren zum chemischen Recycling von Kunststoffen in der zukünftigen Kreislaufwirtschaft tatsächlich etabliert werden, ist keine technische, sondern eine politische Fragestellung. Es sollten schnell klare Rahmenbedingungen geschaffen werden, um die nötige Planungssicherheit für die involvierten Unternehmen sicherzustellen, da die Umsetzung solcher Verfahren langfristiges Engagement und hohe Finanzmittel erfordert.

Ein wichtiger Punkt, der geklärt werden muss, ist das Ende der Abfalleigenschaft für Produkte aus dem chemischen Recycling. Hier sind vermutlich prozessspezifische Regelungen notwendig (vgl. Kapitel 3.4), um den unterschiedlichen Verfahrensrouten gerecht zu werden.

Aus wirtschaftlicher Sicht ist die Festlegung eines Massenbilanzansatzes unerlässlich. Da eine physische Verfolgbarkeit der Kunststoffabfälle im Rezyklat nicht möglich ist, muss hier ein pragmatischer, aber dennoch nachvollziehbarer Mechanismus gefunden werden. Dabei ist als Mindeststandard sicherzustellen, dass thermisch verwertete Fraktionen nicht in die Rezyklatquote eingerechnet werden können. Weiterhin wird davon abgeraten, den Massenbilanzansatz über mehrere Standorte eines Unternehmens auszudehnen. Damit wären auch Exporte in Länder mit weniger ausgereiften Kontrollmechanismen und Umweltstandards möglich.

## 9.6 Gesamtfazit

Das chemische Kunststoffrecycling kann – in technisch ausgereiften, energieintegrierten und optimierten Anlagen – grundsätzlich einen positiven Beitrag zur Kreislaufwirtschaft leisten. Im Vergleich zur thermischen Behandlung können Treibhausgasemissionen eingespart werden.

Aus energetischer Sicht ist der aufwändige Ansatz aktuell allerdings nicht die optimale Lösung, solange an anderer Stelle hochwertige fossile Rohstoffe zur Bereitstellung von thermischer Energie verbrannt werden, sei es Steinkohle in Zementwerken oder Öl und Gas zur Heizwärme- und Warmwasserbereitstellung.

Das mechanische ist dem chemischen Recycling sowohl hinsichtlich des Energieverbrauchs als auch bezüglich der freigesetzten Treibhausgasemissionen deutlich überlegen. Die thermochemischen Ansätze bieten jedoch die Option, dass während der Behandlung Schadstoffe aus den Rezyklaten entfernt werden. Dies könnte künftig eine bedeutende Rolle spielen.

Als Standorte für chemische Recyclinganlagen bieten sich Chemieparks an, da dort neben den Produktölen auch die Wachse und Gase stofflich verwertet und nicht nur thermisch genutzt werden können und zudem eine optimale energetische Integration möglich ist.

Wird die Energie- und Wasserstoffbereitstellung für die Prozessketten künftig aus erneuerbaren Energien gedeckt, wäre eine weitere Optimierung, insbesondere des ökologischen Fußabdrucks möglich.

Wenn auf lange Sicht Treibhausgasneutralität und eine autarke Kohlenstoffbewirtschaftung angestrebt wird, ist die weitgehende stoffliche Nutzung von Abfallfraktionen unausweichlich. Wie alle Neuerungen wird dies mit größerem Aufwand und höheren Kosten verbunden sein als der Status Quo.

## A Anhang | Verfahren zum chemischen Recycling

**Tabelle 56: Gesamtübersicht der Verfahren (Recherchestand Mitte 2021)**

Nr.	Prozess	Typ	Unternehmen
1	Altis	Pyrolyse	Altis Co., Ltd.
2	Alucha	Pyrolyse	Alucha
3	Anhui Oursun Resource Technology	Pyrolyse	Anhui Oursun Resource Technology
4	APC Agile Process Chemicals	Pyrolyse	APChem Pv Ltd.
5	Arcus	Pyrolyse	Arcus Greencycling
6	Babcock MSW-Pyrolysis	Pyrolyse	BKMI Industrieanlagen GmbH (Babcock – Krauss Maffei), Burgau
7	Beston	Pyrolyse	Beston (Henan) Machinery Co., Ltd.
8	Big Atom	Pyrolyse	Big Atom
9	Bio Oil	Pyrolyse	Bio Oil Holding NV, All Green AG
10	BioBTX Integrated Cascading Catalytic Pyrolysis (ICCP)	Pyrolyse	BioBTX
11	BioFabrik White Refinery	Pyrolyse	Biofabrik Technologies GmbH
12	Biofy	Pyrolyse	Biofy
13	Black Bear Carbon - BBC	Pyrolyse	Black Bear Carbon
14	Blest	Pyrolyse	Blest Co.
15	BlueCycle	Pyrolyse	BlueCycle
16	BNPetro	Pyrolyse	BNPetro
17	Bolder Industries	Pyrolyse	Bolder Industries
18	CASO Technology	Pyrolyse	Cassandra Oil
19	Circular Plas	Pyrolyse	Circular Plas, Siam Cement Group (SCG)
20	Clariter	Pyrolyse	Clariter
21	Climax Global Energy	Pyrolyse	Climax Global Energy
22	DestruGas	Pyrolyse	Pollution Control Ltd
23	DRON	Pyrolyse	Elixir Group
24	Eco Creation	Pyrolyse	Eco Creation Co. Ltd.
25	Eco Energy	Pyrolyse	Niutech Environment Technology Corporation, Jinan Eco-Energy

Nr.	Prozess	Typ	Unternehmen
26	EcoFuel	Pyrolyse	Vadxx Energy LLC, Alterra Energy
27	Ecomation Oy	Pyrolyse	Ecomation Recycling Technologies
28	Elysium Nordic	Pyrolyse	Elysium Nordic
29	Encina	Pyrolyse	Encina
30	Enefit   Eesti Energia	Pyrolyse	Eesti Energia AS
31	Enval	Pyrolyse	Enval Ltd.
32	Envion	Pyrolyse	Envion Oil Generator (also Climax Global Energy)
33	Enviro	Pyrolyse	Enviro Systems AB
34	EREKA process	Pyrolyse	MEE Intermediate Pyrolysis
35	Ervo Eco, Log Eco	Pyrolyse	LOGeco
36	FBTS	Pyrolyse	Felső-Bácska Tározós Szélpark
37	Fuenix Ecogy	Pyrolyse	Fuenix, Ecogy, Plasma Power BV
38	FWD:Energy	Pyrolyse	FWD:Energy
39	Global Gateways	Pyrolyse	GG I - Saxony-Anhalt
40	Global Green International	Pyrolyse	Global Green International
41	Golden Renewable Energy / Braven	Pyrolyse	Golden Renewable Energy, Pi Eco, Braven
42	Green EnviroTech	Pyrolyse	Green EnviroTech Holdings
43	Handerek	Pyrolyse	Handerek Technologies
44	HiCOP	Pyrolyse	Environmental Energy Co., Ltd., YK Clean, Kankyo
45	Hoop	Pyrolyse	Versalis, Eni
46	IGES	Pyrolyse	IGE Solutions Amsterdam BV, ehemals: Bin2Barrel
47	Itero	Pyrolyse	Itero Technologies Ltd
48	Klean Industries	Pyrolyse	Klean Industries
49	Low sulfur fuels	Pyrolyse	Low sulfur fuels Ltd
50	MLM-R Technology	Pyrolyse	Pruvia
51	MoReTec, CirculenRevive	Pyrolyse	LyondellBasell
52	MPC (mixed plastics to crude) Gen6	Pyrolyse	Agilyx, ehemals: Plas2Fuel, Agriplas

Nr.	Prozess	Typ	Unternehmen
53	Neoliquid	Pyrolyse	Neoliquid
54	New Energy	Pyrolyse	New Energy
55	Nexus Fuels	Pyrolyse	Nexus Fuels
56	Obbotec HYDRO CAT 3	Pyrolyse	Obbotec
57	Orlen Unipetrol	Pyrolyse	Orlen Unipetrol, University of Chemistry and Technology Prague, Orlen Unipetrol Centre for Research and Education
58	P2C Plastics2chemicals	Pyrolyse	Indaver
59	PARAK	Pyrolyse	Baufeld AG
60	PARC	Pyrolyse	Plastic Advanced Recycling Corporation
61	Paterson Energy	Pyrolyse	Paterson Energy
62	Patpert Gasolysis	Pyrolyse	Patpert Teknow Systems Pvt. Ltd.
63	PK Clean	Pyrolyse	Renewlogy, ehemals: PK Clean
64	Plas-Tcat	Pyrolyse	Anellotech, ifp Energies nouvelles, Axens, Johnsn Matthey, Intercat
65	Plastic2Oil	Pyrolyse	JB, Inc. (also Rational Energies, P2O)
66	Plastics Green Energy	Pyrolyse	Plastics Green Energy, ProProcess, Global Asset Management (GAM New Energy)
67	Plaxx RT7000	Pyrolyse	Recycling Technologies Ltd
68	Polycycl	Pyrolyse	Polycycl, Ventana CleanTech
69	Polyfuel	Pyrolyse	Polyfuel Group Limited
70	Polypetron	Pyrolyse	Sepco Industries
71	Promeco	Pyrolyse	Promeco
72	Pryme	Pyrolyse	Pryme Cleantech
73	PTR Process	Pyrolyse	Hedviga Group, a.s.
74	Pyreg	Pyrolyse	Pyreg GmbH
75	Pyro One	Pyrolyse	Pyro One BV, Plant One
76	Pyro Recycling, PyroRec	Pyrolyse	Pyro Recycling Ltd
77	Pyrocrat	Pyrolyse	Pyrocrat Systems LLP
78	Pyrolyx	Pyrolyse	Pyrolyx AG
79	Pyrowave	Pyrolyse	Pyrowave Inc.

Nr.	Prozess	Typ	Unternehmen
80	Pyrum Innovations	Pyrolyse	Pyrum Innovations AG
81	QCI-PCF, QCI-TCF, QCI-MSW	Pyrolyse	QCI LLC
82	Quantafuel	Pyrolyse	Quantafuel
83	REP-500	Pyrolyse	Recycle Energy Co. Ltd., CFP Group
84	RES Polyflow / Brightmark	Pyrolyse	RES Polyflow, Brightmark
85	Resynergi	Pyrolyse	Resynergi
86	Royco Process, EZ-Oil Generator	Pyrolyse	Beijing Roy Environment Technology Co., Ltd (Royco)
87	Schraufstetter Process	Pyrolyse	Biocon Energy
88	Siemens-Schwel-Brenn	Pyrolyse	Siemens, Mitsui, Takuma
89	Smuda Process	Pyrolyse	AgRob EKO, S.A.
90	Soleco	Pyrolyse	Soleco Energy, Sweet Gazoil
91	Sustane Chester Technologies	Pyrolyse	Sustane Technologies Inc.
92	T:CRACKER	Pyrolyse	Next Generation Elements GmbH (NGE), BDI, Syncycle
93	TCR process	Pyrolyse	Fraunhofer UMSICHT, Susteen
94	Thermofuel	Pyrolyse	Ozmotech Pty Ltd
95	Trifol	Pyrolyse	Trifol
96	Valoren	Pyrolyse	Valoren
97	Waste-Material-Converter	Pyrolyse	Reststoffwandler UG, Clean Up Energy GmbH
98	Waste4Me	Pyrolyse	Waste4Me
99	WPU	Pyrolyse	WPU Waste Plastic Upcycling
100	BASURA-Multiwaste-Gasification	Gasifizierung	ProCone GmbH
101	BGL British Gas Lurgi Process (SVZ)	Gasifizierung	Envirotherm GmbH
102	Concord Blue	Gasifizierung	Concord Blue Energy
103	Eastman Carbon Renewal Technology (CRT)	Gasifizierung	Eastman Chemical
104	Ebara PTIFG Process	Gasifizierung	Ebara Environmental Plant Co.,Ltd
105	Enerkem Inc.	Gasifizierung	Enerkem Alberta Biofuels LP
106	FastOx	Gasifizierung	Sierra Energy

Nr.	Prozess	Typ	Unternehmen
107	Fulcrum BioEnergy	Gasifizierung	Fulcrum/Waste Management
108	HTW	Gasifizierung	Gidara Energy
109	INEOS New Planet BioEnergy	Gasifizierung	Indian River County BioEnergy Center
110	IPV Process	Gasifizierung	ReEnvision GmbH, SiCon GmbH
111	Kopf-Gasification	Gasifizierung	Sülzle Kopf Anlagenbau GmbH
112	LTC Technology	Gasifizierung	Recupera Doo
113	MyRechemical	Gasifizierung	Nextchem, Maire Tecnimont (vgl. Thermostelect)
114	Nexterra Systems Corp.	Gasifizierung	UBC Bioenergy Research & Demonstration Facility
115	Noell Conversion Process	Gasifizierung	Noell KRC GmbH
116	Oneida Seven Generations Corporation	Gasifizierung	Oneida Seven Generations Corporation
117	Powerhouse DMH	Gasifizierung	Powerhouse Energy Group
118	Processi Innovativi	Gasifizierung	Processi Innovativi s.r.l.
119	RODECS	Gasifizierung	Chinook Sciences
120	SVZ Entrained flow gasification	Gasifizierung	Standardkessel Baumgarte
121	SVZ Fixed bed gasification	Gasifizierung	Standardkessel Baumgarte
122	Synova	Gasifizierung	Synovatech, ECN, Milena
123	Syntech	Gasifizierung	SYNTECH, enviromental technologies d.o.o., Geopolis
124	TCG	Gasifizierung	TCG Energy, TCG Global
125	Thermostelect	Gasifizierung	Vivera Corporation
126	Velocys	Gasifizierung	Velocys
127	Ways2H	Gasifizierung	Ways2H, Clean Energy Enterprises, Japan Blue Energy
128	Advantage Fuel Technologies	Verölung	Advantage Fuel Technologies
129	BASF-Thermolyse-Verfahren	Verölung	BASF
130	Cielo	Verölung	Cielo Waste Solutions Corp.
131	CPD Process	Verölung	CPD Swiss Ltd.
132	Dieselwest (Catalytic Tribochemical Conversion)	Verölung	Recenso GmbH

Nr.	Prozess	Typ	Unternehmen
133	HSCD - High Speed Catalytic Depolymerization	Verölung	Quamm AG
134	KDV Process	Verölung	Clyvia Inc., Alphakat Holdings International LTD, Waste 2 Oil GmbH, Polymer-Engineering
135	Logoil	Verölung	Logmed Cooperation GmbH
136	Loop Industries	Verölung	Loop Industries
137	MK Aromatics	Verölung	Polymer Energy LLC
138	New Hope Energy	Verölung	New Hope Energy, Trinity Oaks Tyler
139	Plastcon	Verölung	Makeen Energy
140	Plastic Energy	Verölung	Plastic Energy
141	ReOil	Verölung	OMV Group
142	Swestep Catalytic Conversion	Verölung	Swestep
143	Syntrol	Verölung	Nill-Tech, PlastOil, Renasci, BlueAlp
144	Thermo Catalytic Depolymerization (TCD)	Verölung	Rudra Environmental Solutions (India) Ltd.
145	VEBA-Combi-Cracking	Verölung	Kohleöl-Anlage Bottrop, VEBA OEL Technologie und Automatisierung GmbH
146	APK newcycling	Solvolyse	APK AG
147	BP Infinia	Solvolyse	BP, Demeto, Gr3n, INEOS Infinia
148	Conorra	Solvolyse	Conorra Technologies
149	Creacycle (CreaSolv)	Solvolyse	Fraunhofer IVV
150	CuRe Technology	Solvolyse	CuRe Technology B.V. (ehemals: Cumapol B.V.)
151	DePoly	Solvolyse	DePoly
152	Garbo	Solvolyse	Garbo Srl
153	iCycle (CreaSolv)	Solvolyse	Fraunhofer IVV, PolyStyreneLoop (PSLoop)
154	Ioniqa	Solvolyse	Ioniqa
155	Konstanz Uni	Solvolyse	Uni Konstanz
156	Plastic Back	Solvolyse	Plastic Back
157	Polystyvert	Solvolyse	Polystyvert
158	Poseidon Plastics	Solvolyse	Poseidon Plastics
159	PureCycle UPRP	Solvolyse	PureCycle

Nr.	Prozess	Typ	Unternehmen
160	revolPET	Solvolyse	Rittec Umwelttechnik
161	VinyLoop	Solvolyse	Solvay, VinyLoop
162	VolCAT	Solvolyse	IBM
163	Cat-HTR	HTL	Licella Holdings, Tourian Renewables Limited, Renew ELP, MURA, iQRenew
164	HydroLoop, loop-HTL	HTL	TerraWaste
165	Synpet Thermal Conversion Process	HTL	Synpet Technologies
166	UHTH - Ultra Hochtemperatur Hydrolyse	HTL	CleanCarbonConversion, Exoy Green Systems AG
167	Alter NRG	Plasma	Westinghouse Plasma Corp. (WPC)
168	Blueplasmapower	Plasma	Blueplasmapower
169	Europlasma	Plasma	Europlasma (INERTAM, TORCH & PRO-CESS, C.H.O-POWER und Europe Environment)
170	Green Plasma Technology	Plasma	Graforce GmbH
171	HelioStorm	Plasma	Cogent Energy Systems
172	Millenium	Plasma	Millenium Technologies
173	PEM Process	Plasma	Plagazi AB, InEnTec Inc., Bock Handelsvertretung
174	Plazarium	Plasma	Plazarium GmbH, Plazarium LLC

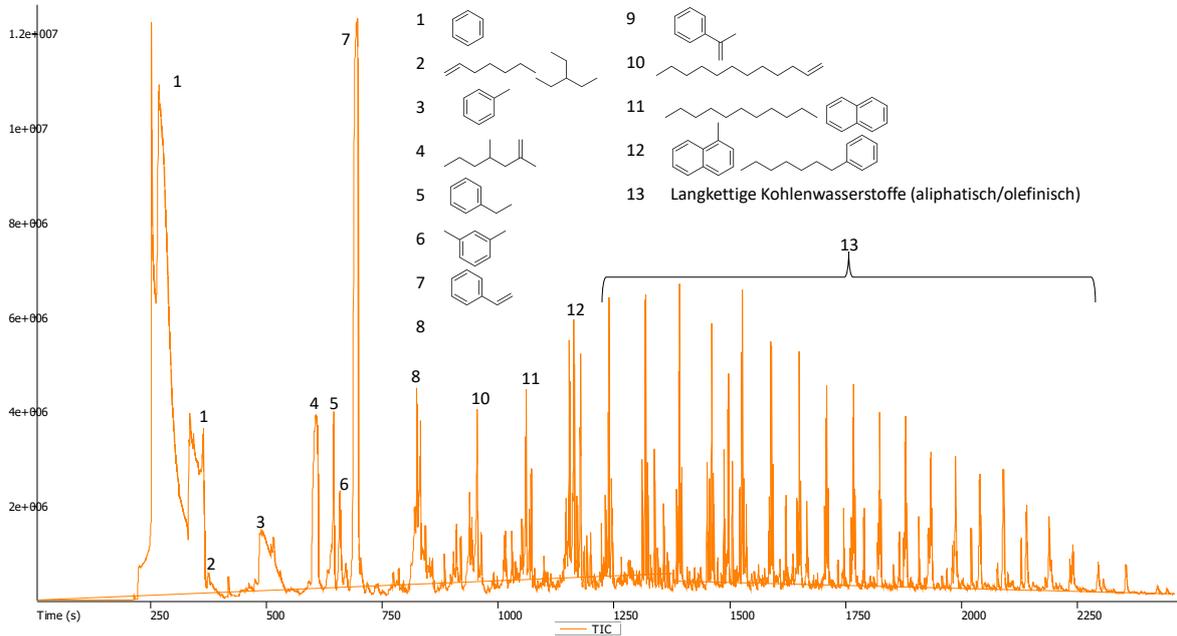
## B Anhang | Kunststoffreferenzen für NIR-Methode

**Tabelle 57: Kunststofffraktion zur Aufnahme von Referenzspektren für die NIR-Analytik**

Kunststoff	Abkürzung	Informationen zum Referenzmaterialien (Produktname und Hersteller, sofern bekannt)
Polyethylen	PE	HDPE F4520 (Sabic), LDPE 2404 (Sabic)
Polypropylen	PP	Moplen HP640J (LyondellBasell)
Polystyrol	PS	PS 158 N (Ineos Styrolution Europe)
Polyvinylchlorid	PVC	PVC-Pulver ohne Filler (Vinoflex, Solvay Specialty Polymers); PVC fest (Decelith)
Polyethylenterephthalat	PET	Virgin grade Material; rPET-bottle Flakes (Veolia)
Polylactid	PLA	Joghurtbecher
Acrylnitril-Butadien-Styrol	ABS	Kunststoffspielzeug (Bauteile, LEGO)
Polymethylmethacrylat	PMMA	Plexiglas (Evonik AG)
Polycarbonat	PC	Virgin grade Material (Makrolon®, Covestro AG); CD-Oberfläche (ohne Metallbeschichtung)
Polyamid	PA	Polyamide 4.6 (Stanyl® virgin grade, Envalior); Polyamide 6.6 (virgin grade); Polyamide 6 (Ultrad® amorph, BASF)
Polytetrafluorethylen	PTFE	Teflon-Dichtband
Naturkautschuk	NR	NR-Schaum (Synthomer Deutschland)
Polyurethan	PU	geschäumt; PU-Platte (hart), beide TDI-basiert
Acrylnitril-Butadien-Kautschuk	NBR	Laborhandschuh
Chlor-Butadien-Kautschuk	CR	Chloropren, getrocknet aus Klebstoffemulsion
Styrol-Butadien-Kautschuk	SBR	SBR-Schaum (Synthomer Deutschland)
Ethylen-Propylen-Dien-Kautschuk	EPDM	Gasschlauch
Polyvinylalkohol	PVAL	Pulver (Airvol 205, AirProducts)

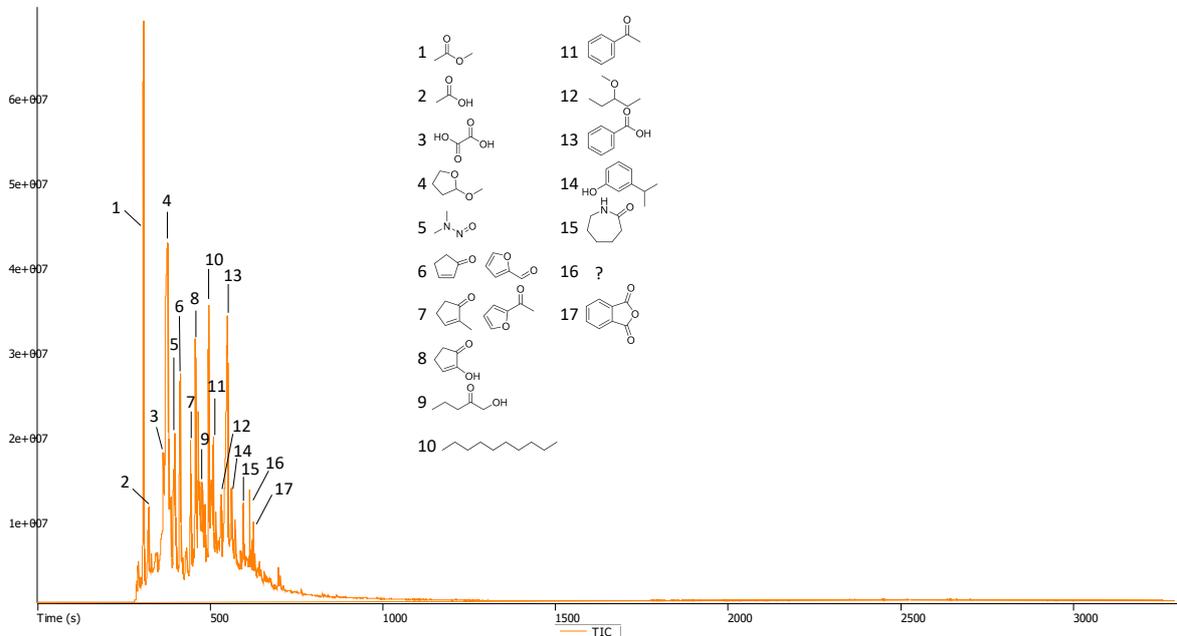
## C Anhang | Chemische Analysen Pyrolysekondensate

Abbildung 130: Vergleichsstandard PE/PP/PS – PAK-Analyse Pyrolysewachs



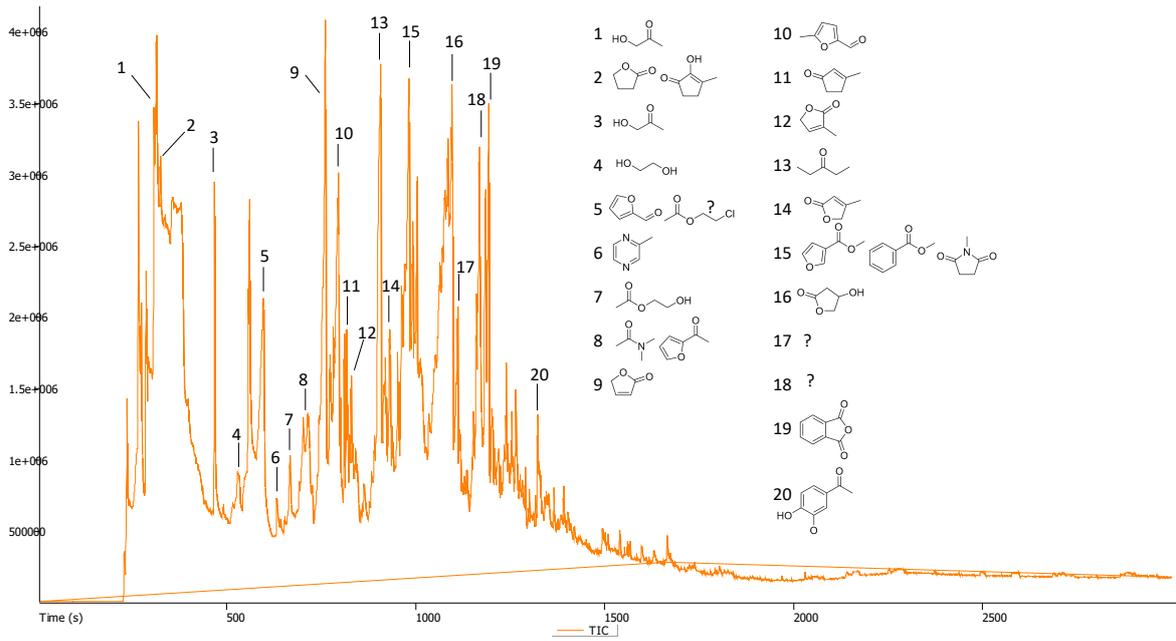
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 131: Mischkunststofffraktion MKS – VOC-Analyse Pyrolyseöl



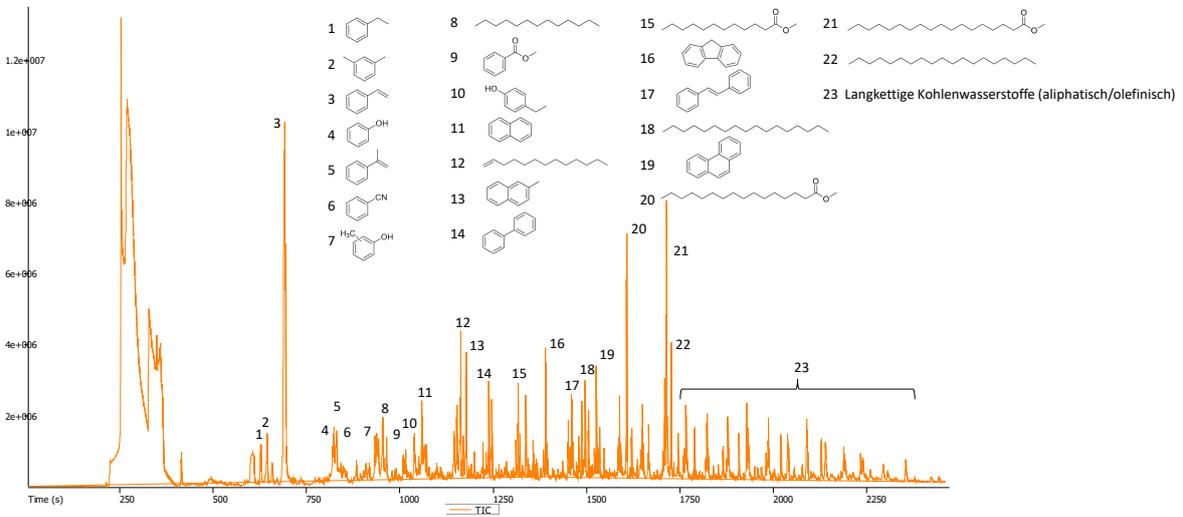
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 132: Mischkunststofffraktion MKS – PAK-Analyse Pyrolyseöl



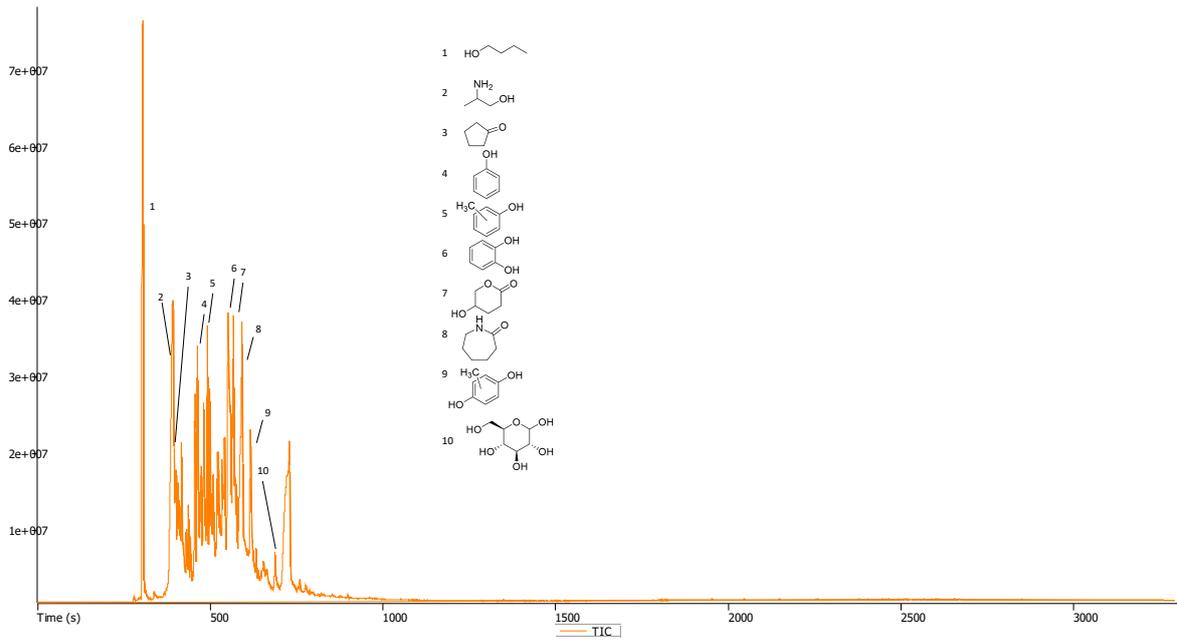
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 133: Mischkunststofffraktion MKS – PAK-Analyse Pyrolysewachs



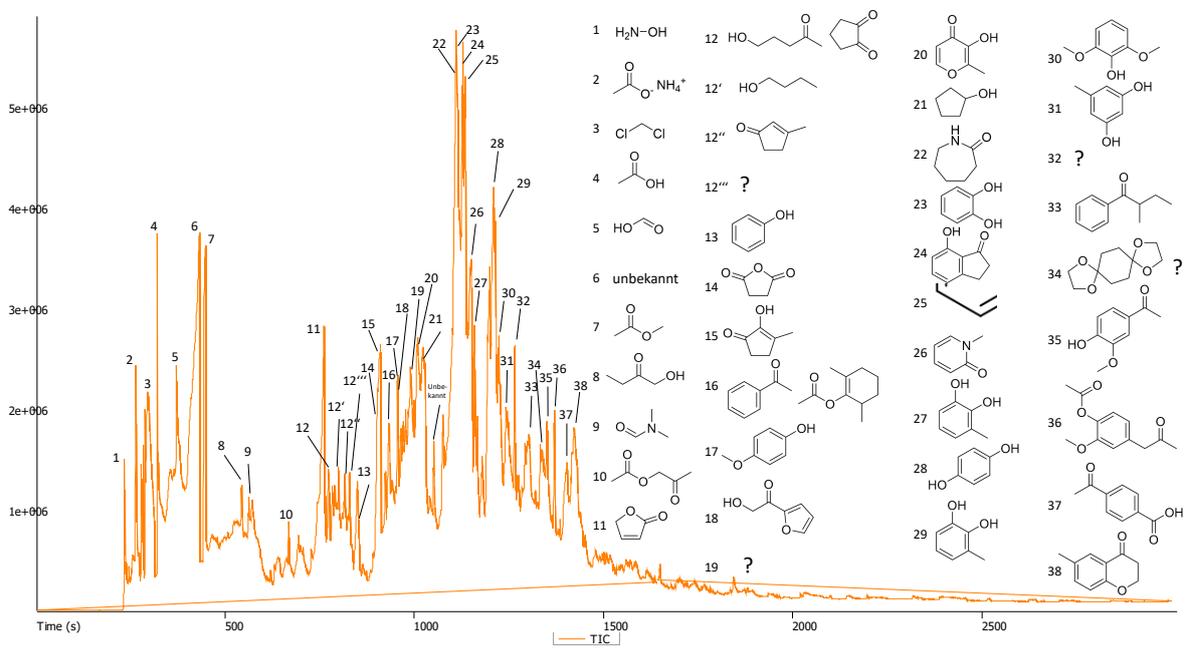
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 134: EBS-Fraktion – VOC-Analyse Pyrolyseöl



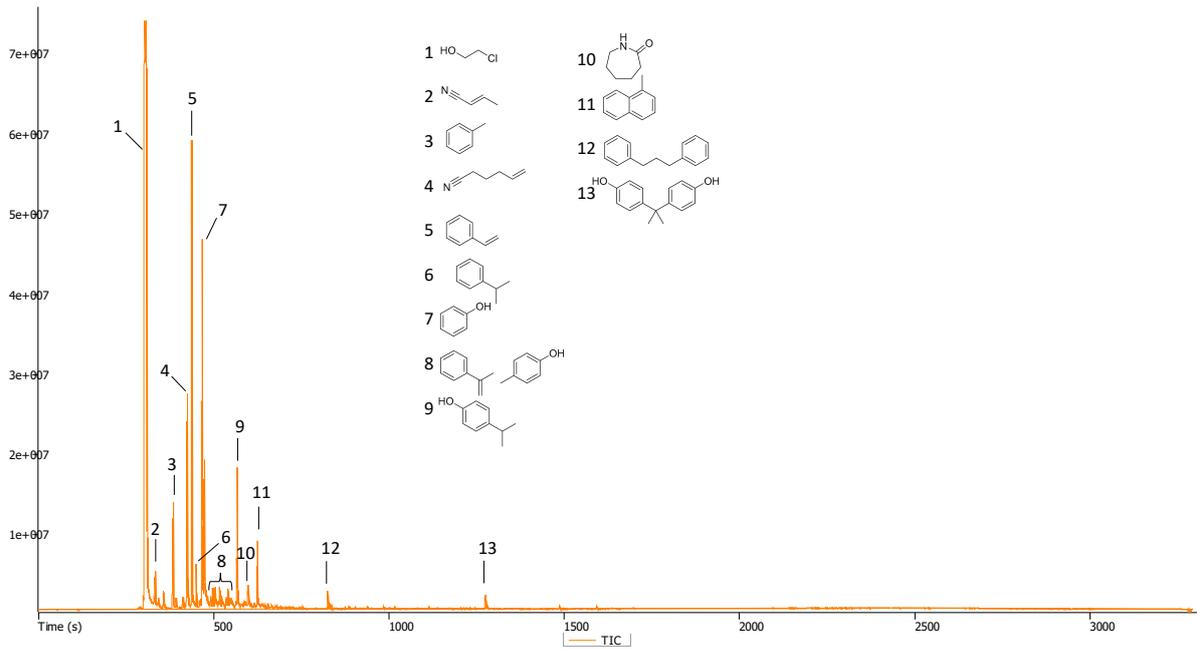
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 135: EBS-Fraktion – PAK-Analyse Pyrolyseöl



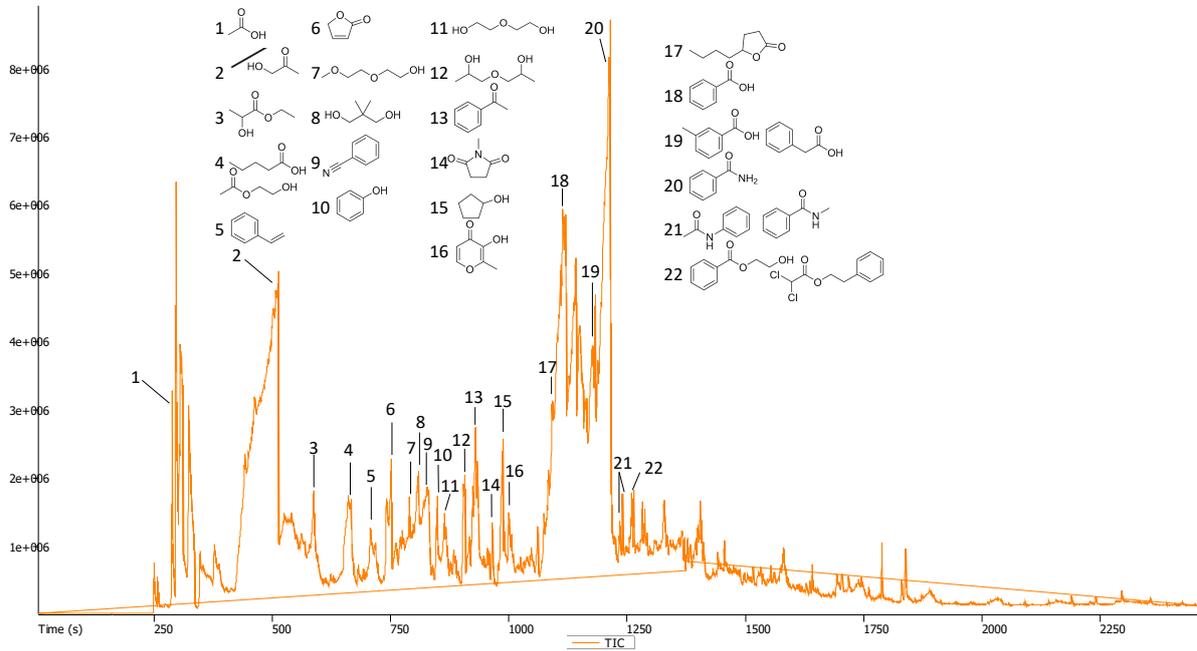
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 136: Kunststofffraktion aus WEEE (Kleingeräte/IT) – VOC-Analyse Pyrolyseöl



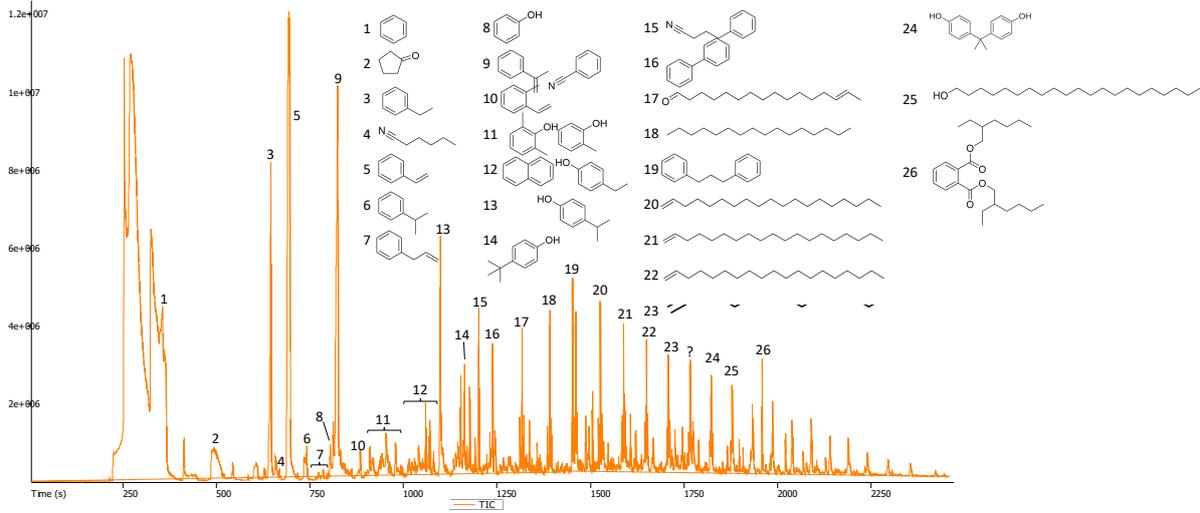
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 137: Kunststofffraktion aus WEEE (Kleingeräte/IT) – PAK-Analyse Pyrolyseöl



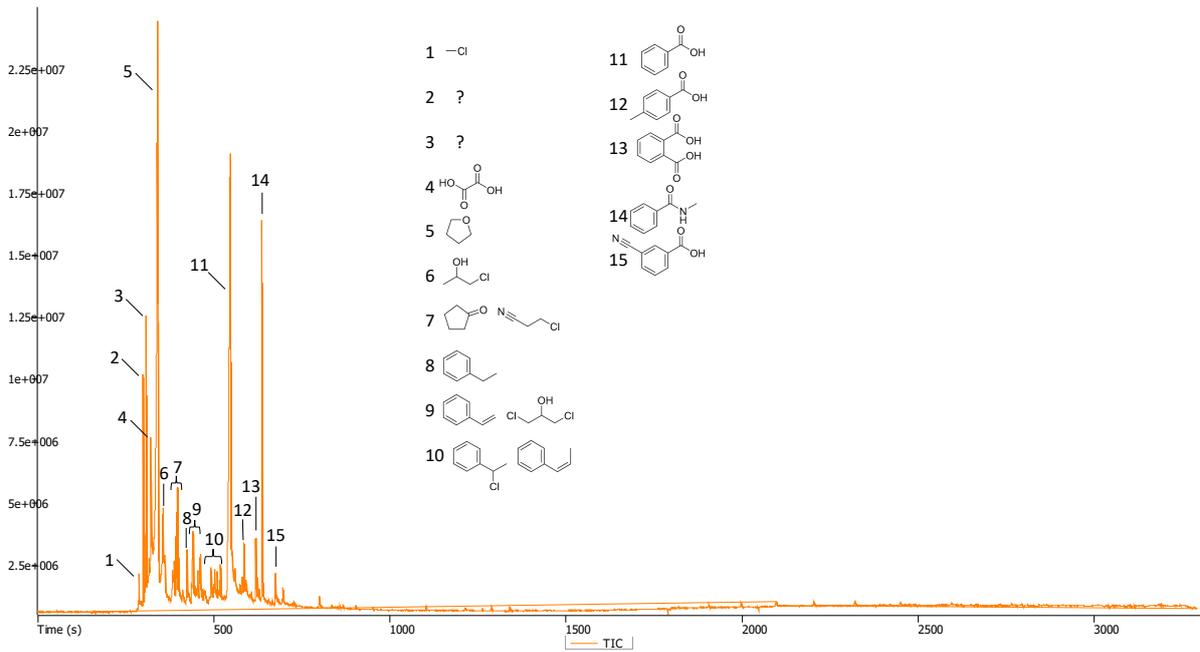
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

**Abbildung 138: Kunststofffraktion aus WEEE (Kleingeräte/IT) – PAK-Analyse Pyrolysewachs**



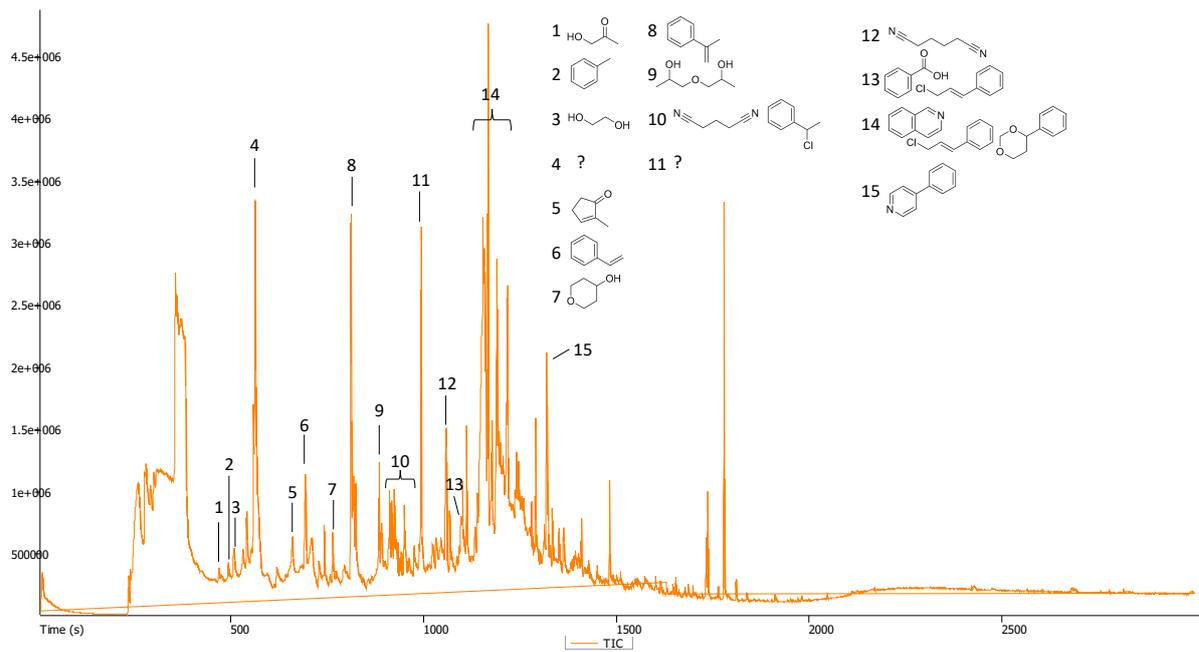
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

**Abbildung 139: Kunststofffraktion aus WEEE (Kühlgeräte) – VOC-Analyse Pyrolyseöl**



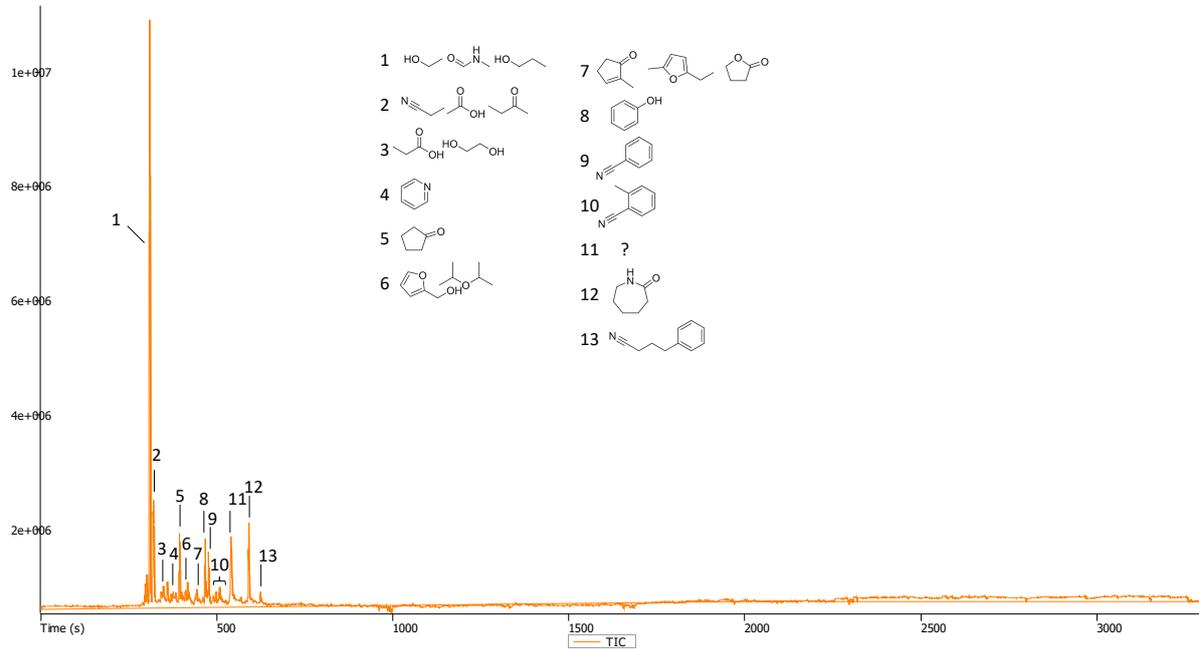
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 140: Kunststofffraktion aus WEEE (Kleingeräte/IT) – PAK-Analyse Pyrolyseöl



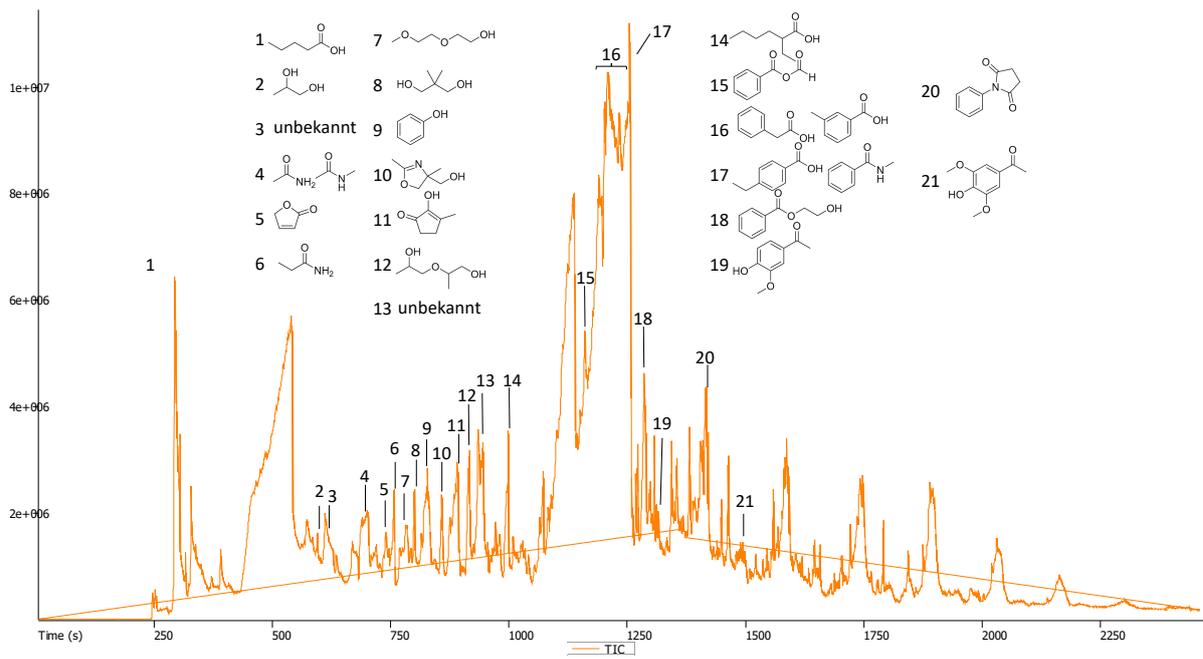
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 141: Kunststofffraktion aus SLF (Altfahrzeuge) – VOC-Analyse Pyrolyseöl



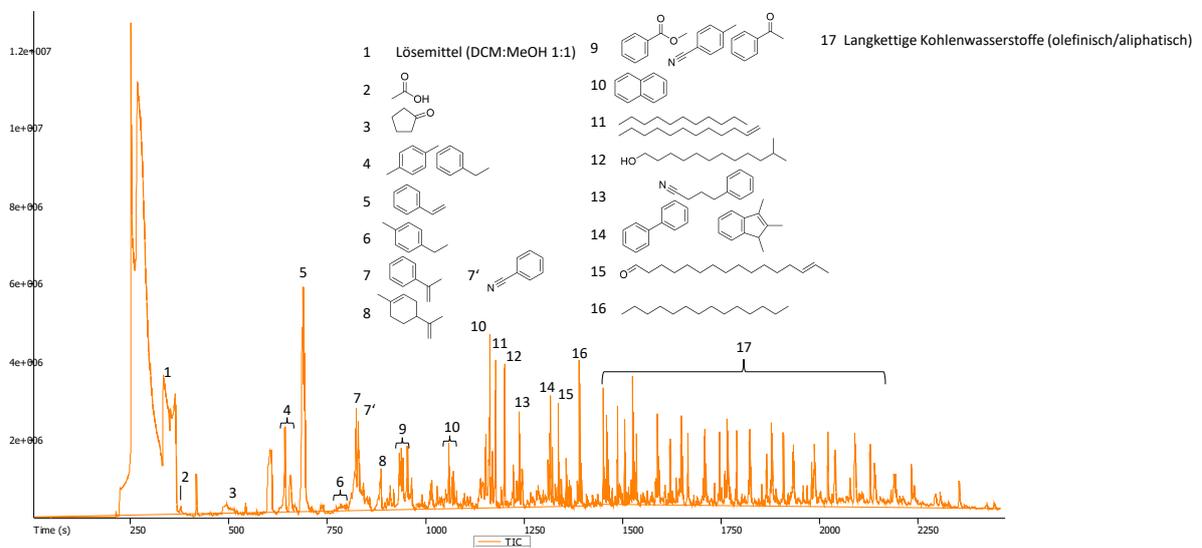
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 142: Kunststofffraktion aus SLF (Altfahrzeuge) – PAK-Analyse Pyrolyseöl



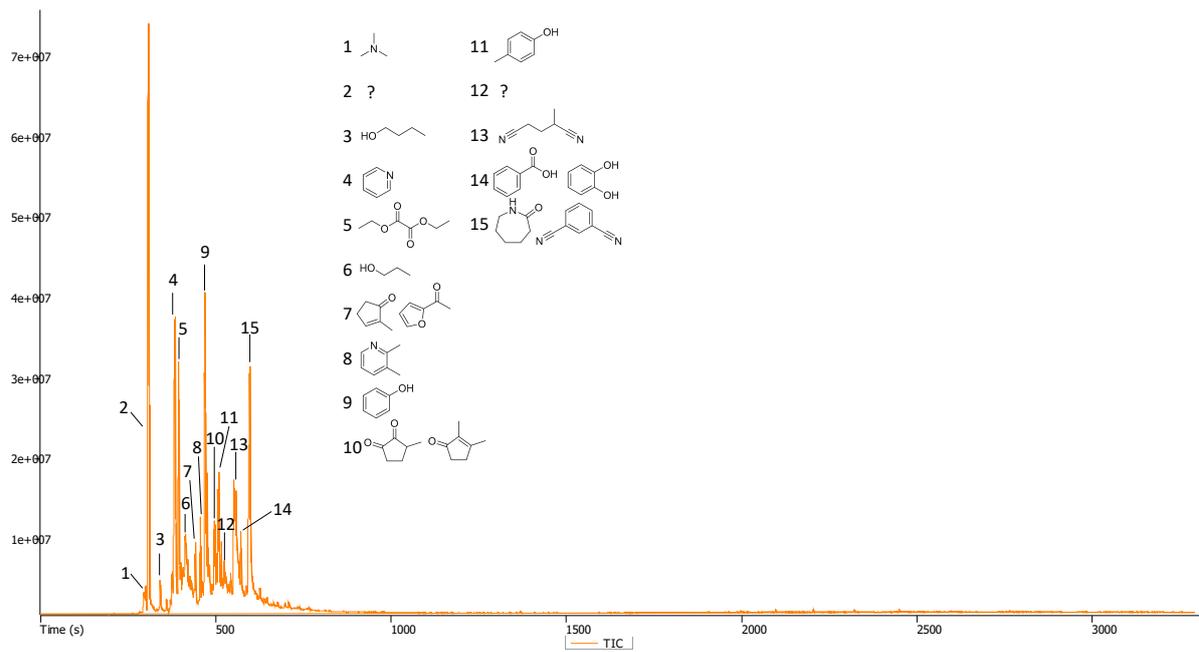
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 143: Kunststofffraktion aus SLF (Altfahrzeuge) – PAK-Analyse Pyrolysewachs



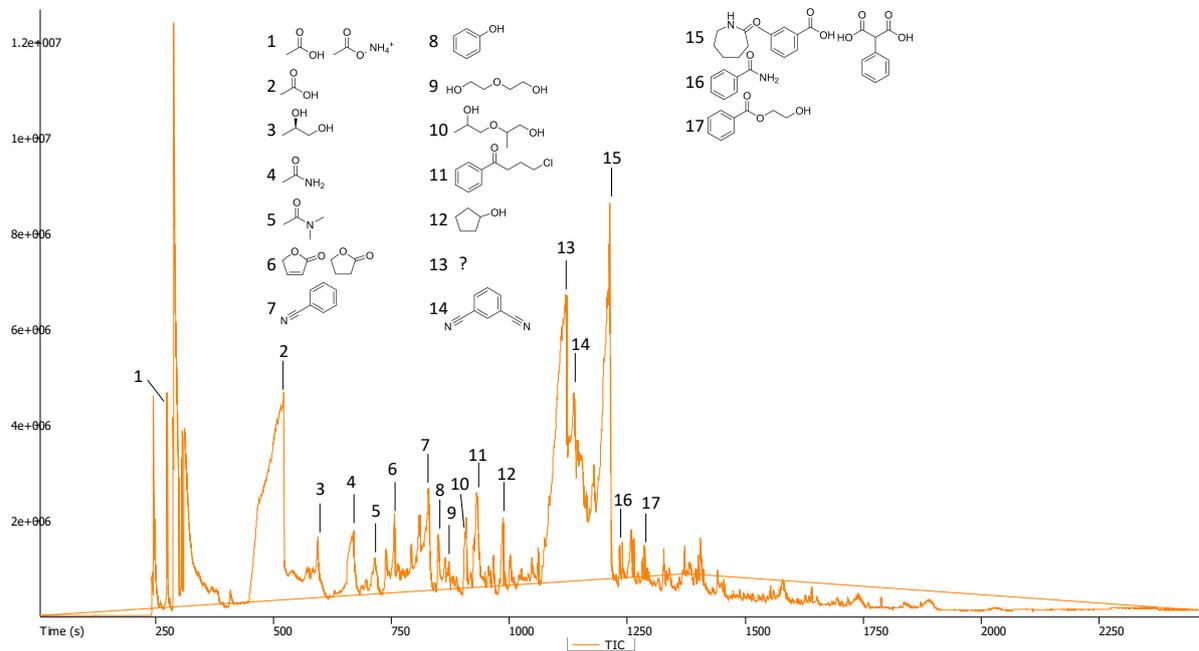
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 144: Kunststofffraktion aus SLF (DSD-Dosen) – VOC-Analyse Pyrolyseöl



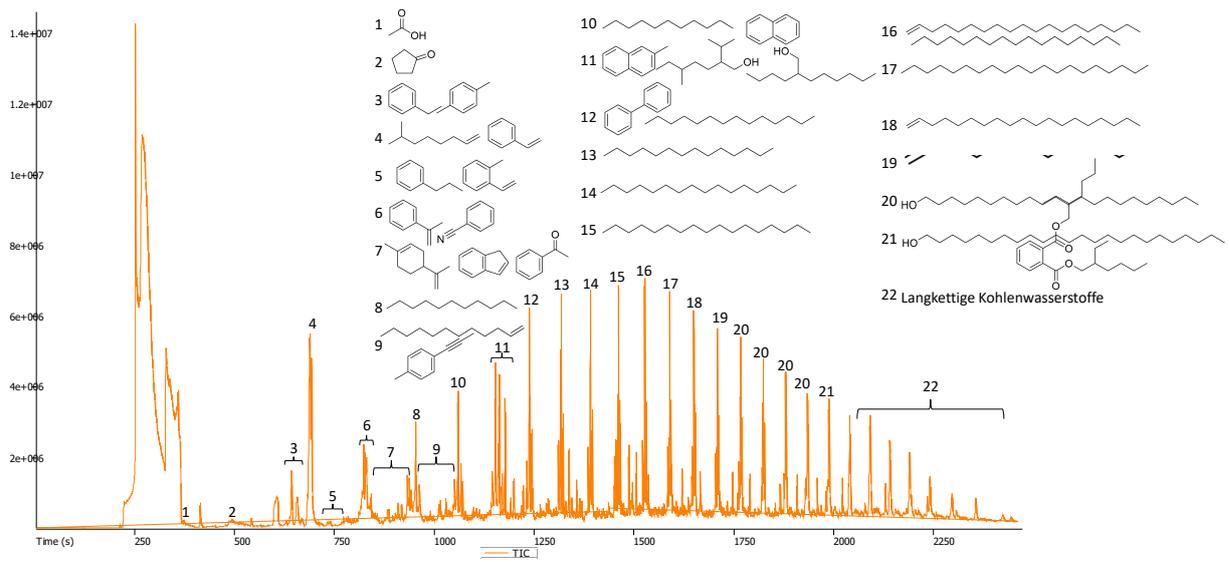
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 145: Kunststofffraktion aus SLF (DSD-Dosen) – PAK-Analyse Pyrolyseöl



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

**Abbildung 146: Kunststofffraktion aus SLF (DSD-Dosen) – PAK-Analyse Pyrolysewachs**

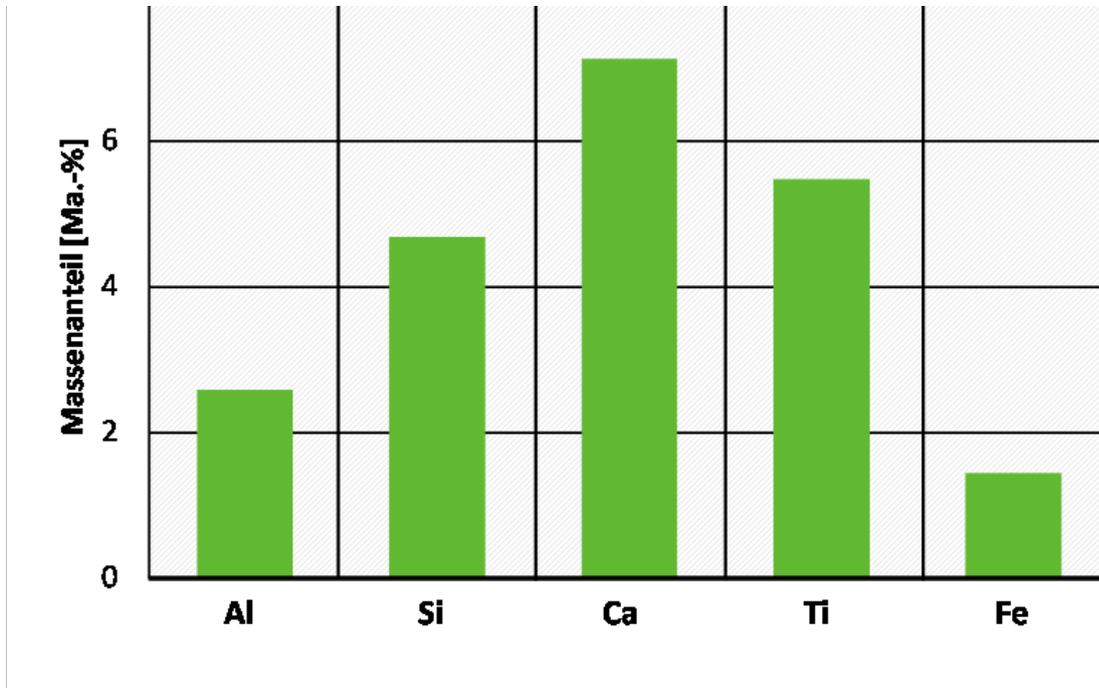


Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

## D Anhang | Röntgenfluoreszenz-Analyse (RFA) Feststoffproben

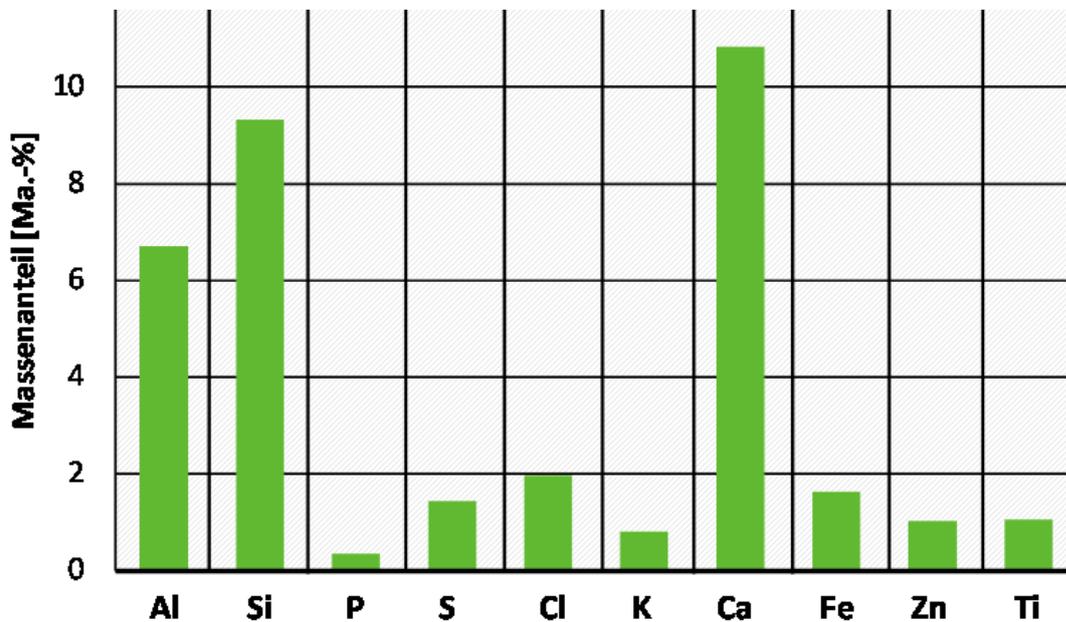
### D.1 Anhang | RFA der in den Laborversuchen verwendeten Abfallfraktionen

Abbildung 147: RFA der Mischkunststofffraktion MKS ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente



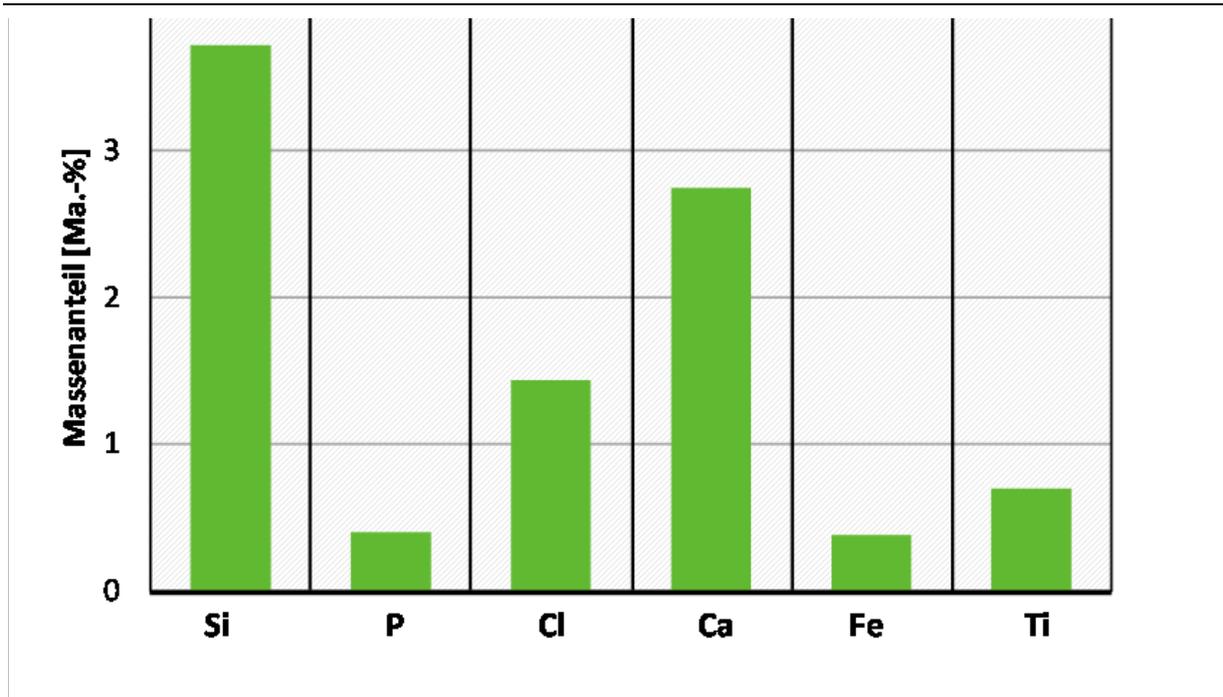
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 148: RFA der EBS-Fraktion ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente



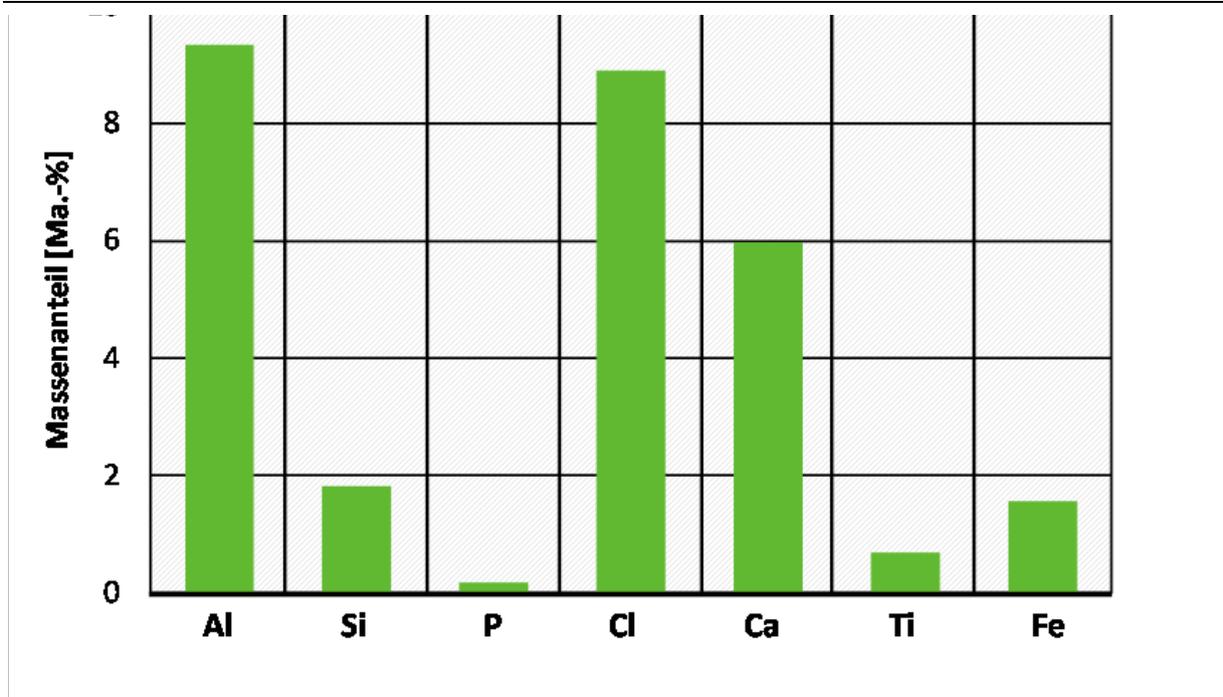
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 149: RFA der Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente



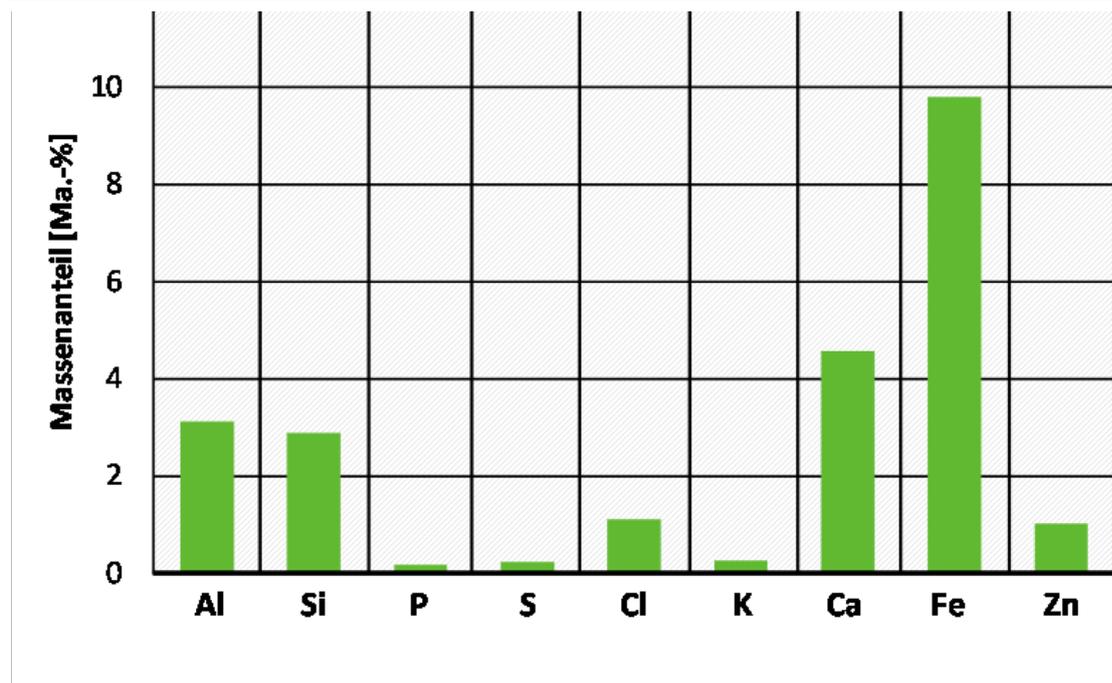
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 150: RFA der Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente



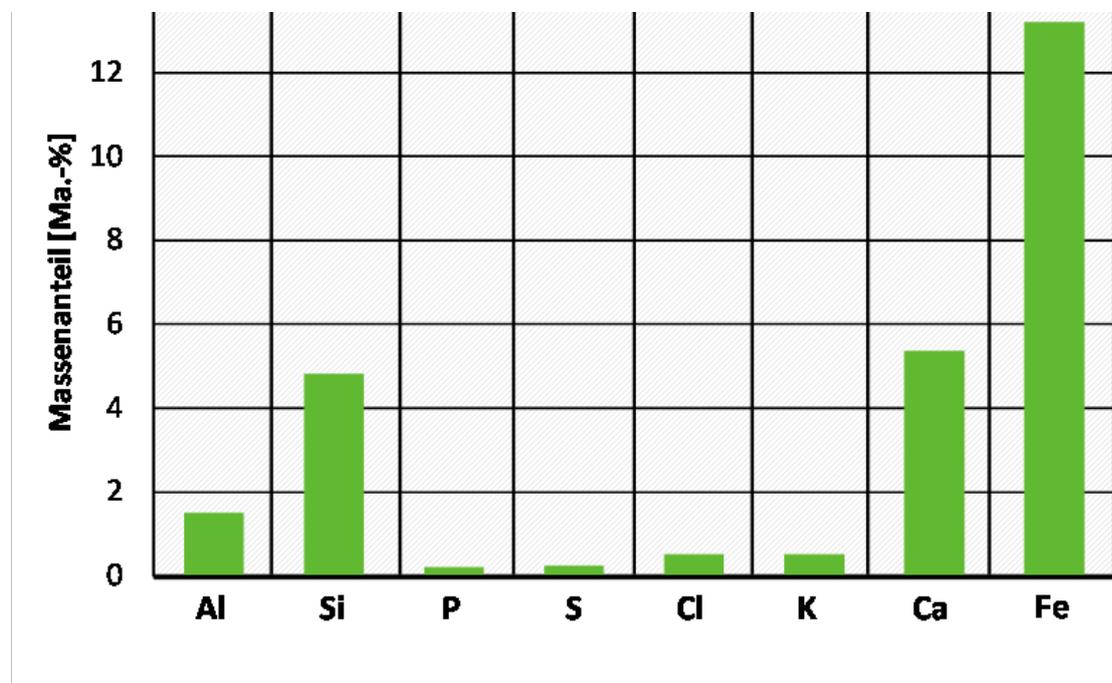
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 151: RFA der Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

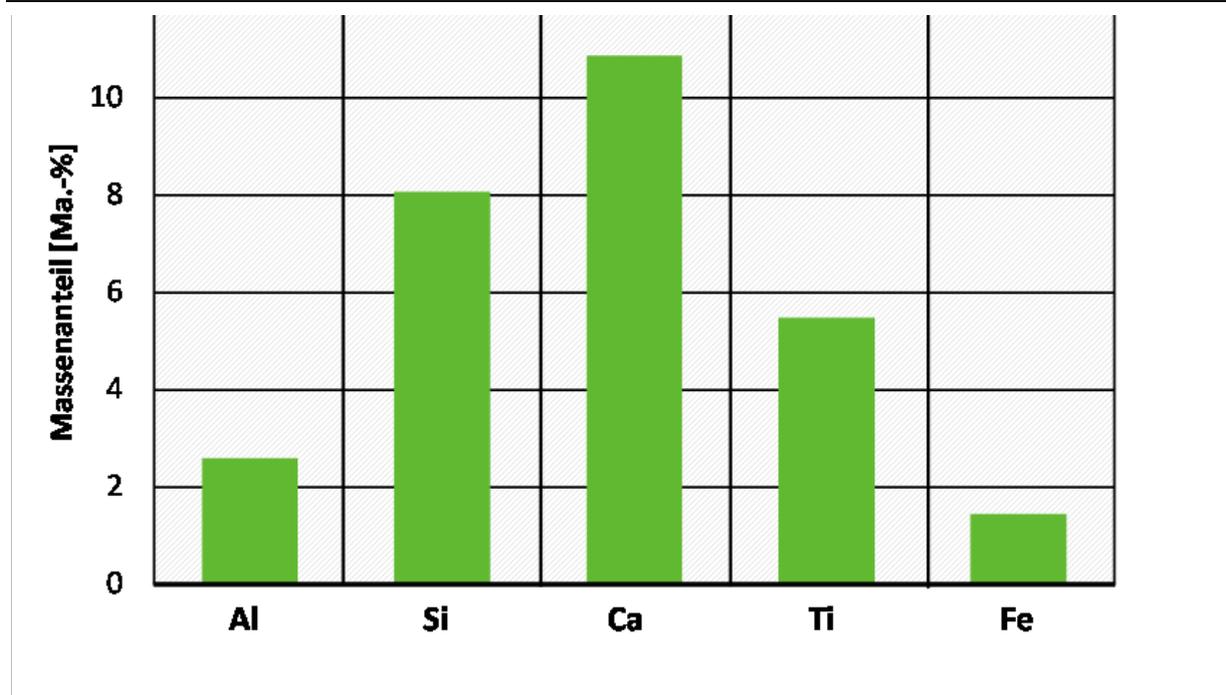
Abbildung 152: RFA der Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

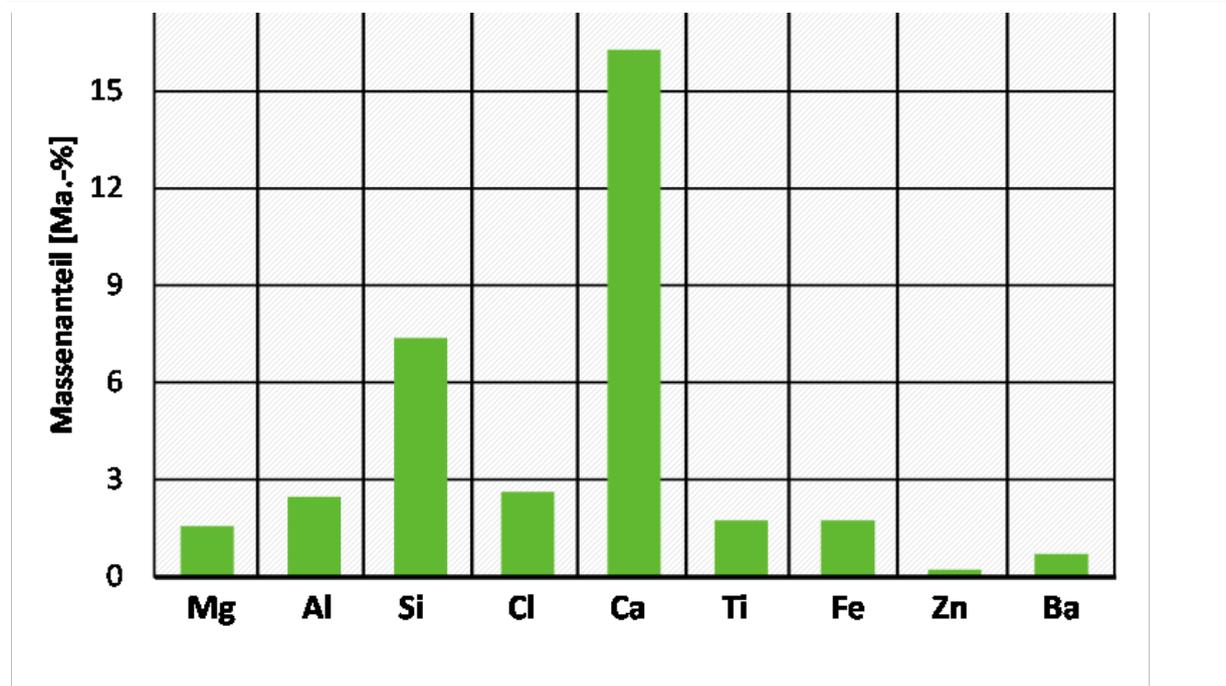
## D.2 Anhang | RFA der in den Laborversuchen erzeugten Pyrolysekokse

Abbildung 153: RFA des Pyrolysekokes aus der Mischkunststofffraktion MKS ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente



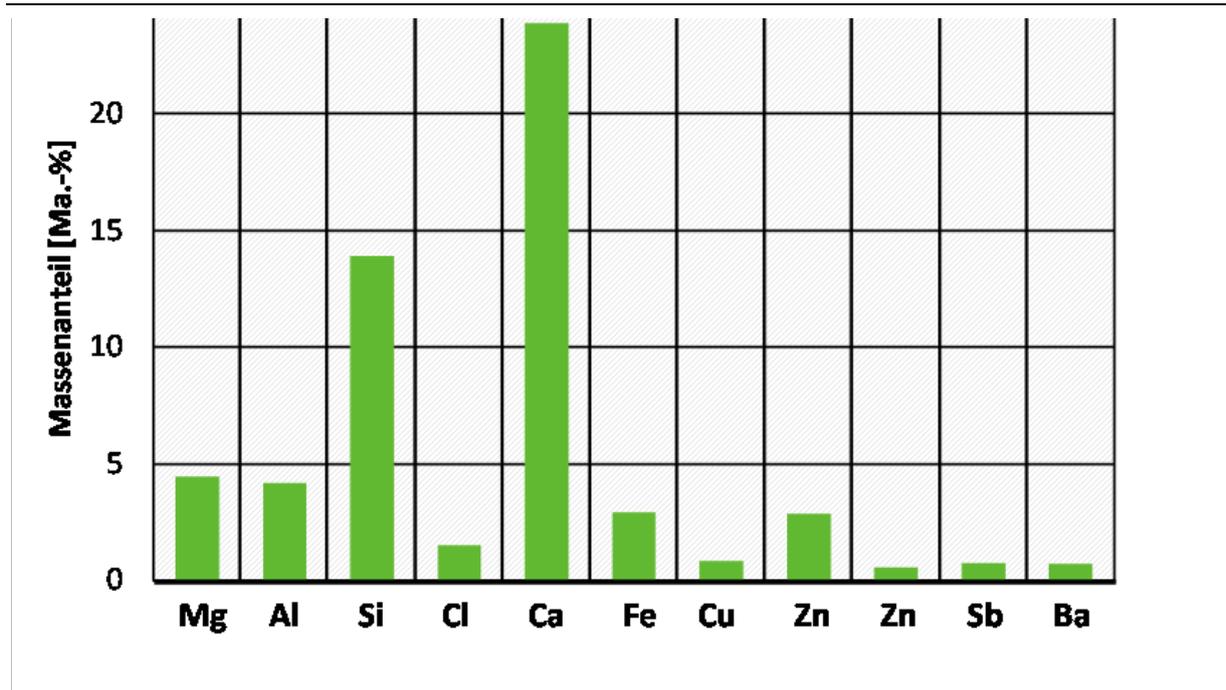
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 154: RFA des Pyrolysekokes aus der EBS-Fraktion ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente



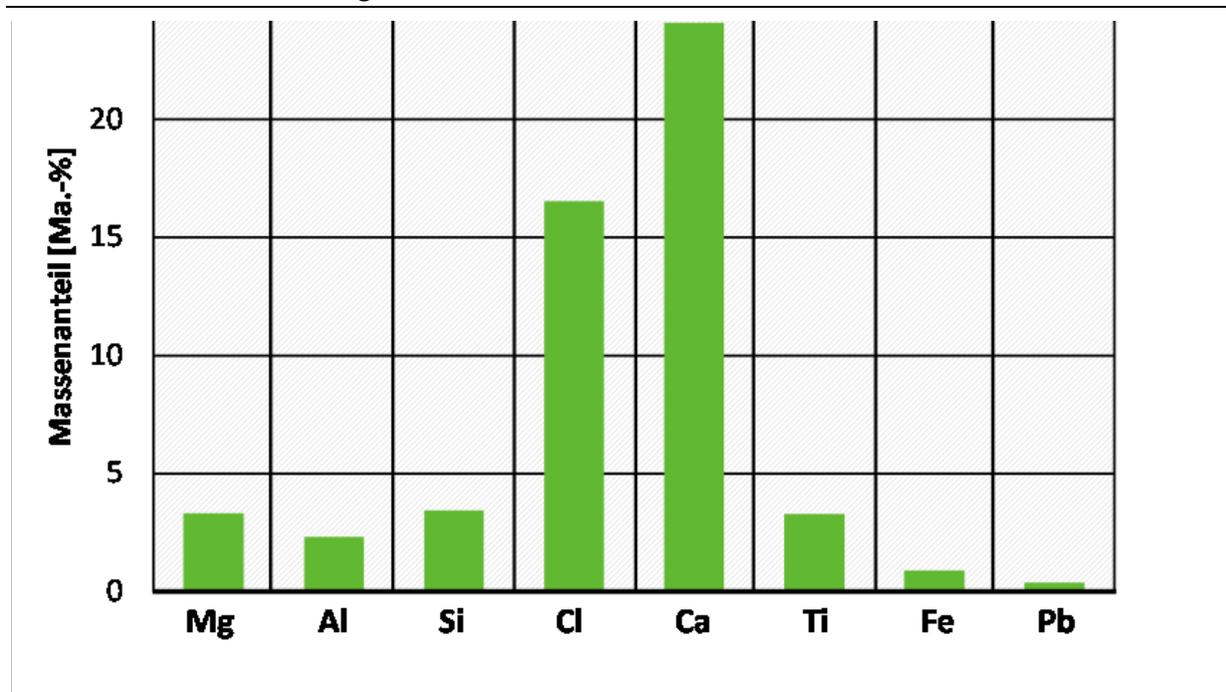
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 155: RFA des Pyrolysekokes aus der Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente



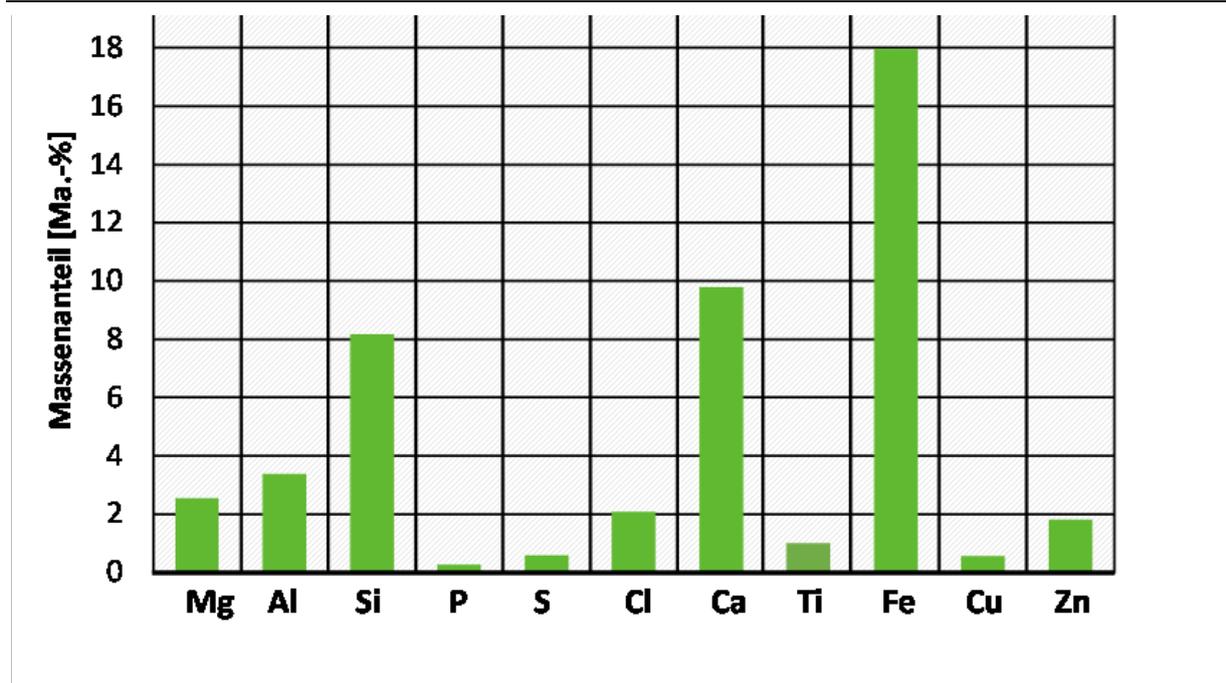
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 156: RFA des Pyrolysekokes aus der Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente



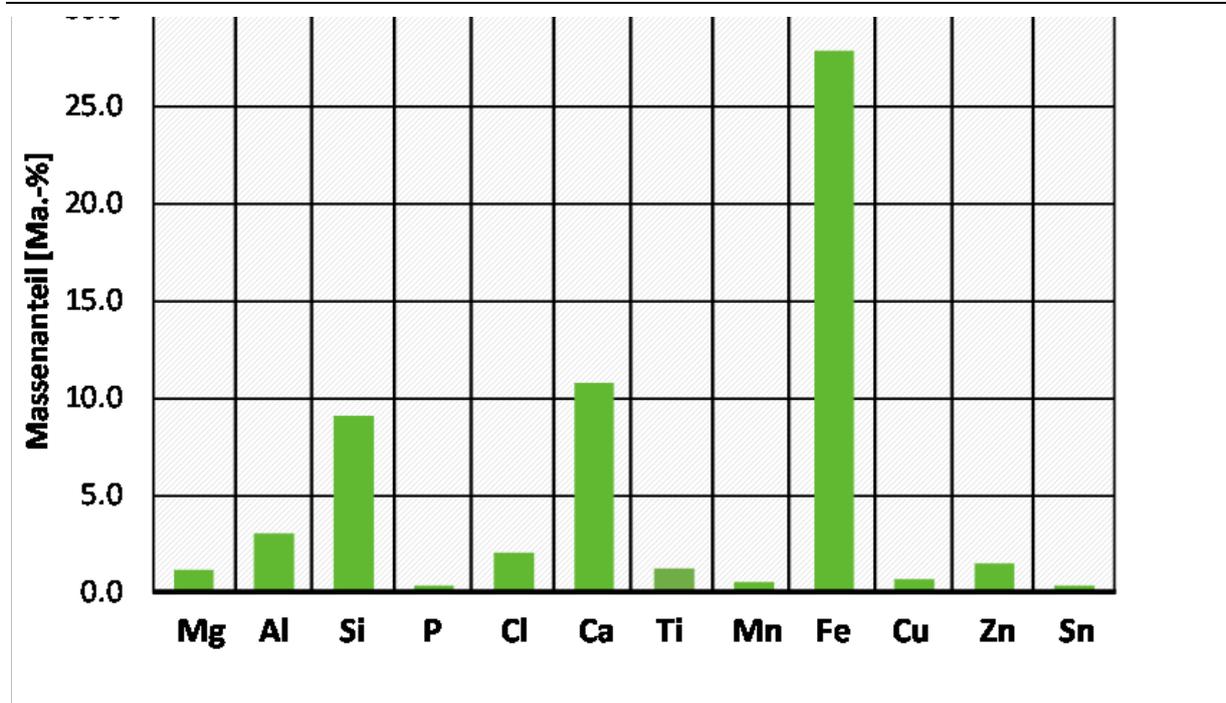
Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 157: RFA des Pyrolysekokes aus der Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge (Z $\geq$ 12), häufigste Elemente



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

Abbildung 158: RFA des Pyrolysekokes aus der Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen (Z $\geq$ 12), häufigste Elemente



Quelle: eigene Darstellung Fabian Roemer

## E Anhang | Annahmen zur Bilanzierung

**Tabelle 58: Annahmen zur Bilanzierung von Verölung und Pyrolyse inklusive Downstream**

Bereich	Erläuterung	Quelle
Functional Unit (FU)	kg HVC	
Definition HVC	Ethen   Propen   Buten   Butadien   Aromaten	
Definition Produktfraktion Verölung u. Pyrolyse	Stoffliche Nutzung von Wachs und Ölfractionen Auftrennung der Kondensatphase nach Siedeschnitt Definition Siedeschnitt Naphtha < 180 ° < Schwersieder (Wachse). In Fallunterscheidung auch stoffliche Nutzung der Kohlenwasserstoffgase außer Methan	
Inputdaten	Rohinputdaten der verwendeten Abfallfraktionen der Pyrolyse u. Verölungsverfahren inklusive Wasser u. Ascheanteil	
Kumulativer Energieverbrauch (KEV)	Energieverbrauch ohne Gutschriften und interne Recycle der einzelnen Prozessschritte	
Treibhausgas- emissionen (THG)	Treibhausgasemissionen für Elektroenergiebedarf nach Strommix Dt. 2021 [0,485 kg <sub>CO2-EQ</sub> /kWh] und thermische Energie [0,284 kg <sub>CO2</sub> ] über LNG Importgas USA	[23][74]
Downstreamroute, Standardverwertungs- weg	Leichtsieder ⇒ Naphtha-Hydrotreater ⇒ Naphtha-Steamcracker Schwersieder ⇒ Gasölhydrotreater ⇒ FCC-(Olefin-optimiert) ⇒ Naphtha-aus FCC ⇒ Naphtha-Steamcracker	
Downstreamroute, alternativer Verwertungsweg	Leichtsieder ⇒ Naphtha-Hydrotreater ⇒ Naphtha-Steamcracker Schwersieder ⇒ Gasöl-Hydrotreater ⇒ Gasölcracker	
Thermochemische Konversion	Nutzbare Produktfraktion: Öl, Wachs (Schwersieder), evtl. stoffliche Nutzung der Kohlenwasserstoffe der Gasphase ohne Methan Berechnung der benötigten Crackenergie auf Basis der Kohlenwasserstoff Produktverteilung (mittlere Kohlenstoffzahl der Produkte, empirischer Zusammenhang) Energieverbrauch zum Aufheizen auf Basis Annahme Kunststoffe Polyolefine inklusive Wasser und Aschegehalt Annahme 10 %-Wärmeverlust der Anlage Deckung Energiebedarf durch LNG	
Fraktionierung der Produktöle	Trennung nach Siedeschnitt der verschiedenen Produkte der thermochemischen Konversion Störstoffe (N, O, S, Cl, Olefine u. Aromaten) wurden anteilig auf die Fraktionen verteilt	[21][27]
Nichtvorhandene Datensätze	Ergänzt mittels Literaturdaten Ergänzungen bezüglich der Störstoffe (N, O, S, Cl, Olefin- und Aromatengehalt Öl)	[29][30]
Hydrierung	Berechnung Wasserstoffbedarf Anhand der Störstoffe aus Öl-Analysen Annahme der vollständigen Hydrierung der Störstoffe inklusive H <sub>2</sub> -Purge Leichtsieder Hydrierung Annahme industrielle Naphtha Hydrotreater und Schwersieder Hydrierung über Gasöl-Hhydrotreater	[1][64] [65][70]

	Energieverbrauch aus elektrischer und thermischer Energie Hydrierung sowie Erzeugung Wasserstoff aus Steamreforming	
Naphtha- und Gasölcracker	Ausbeuten Naphthacracker ohne interne Recycle HVC Ausbeute Naphthacracker 66 % u. 60 % Gasölcracker Nettoenergiebedarf 7 MJ/kg bzw. 6,4 MJ/kg Treibhausgasemissionen aus der Literatur	[58][59] [72][78]
FCC-Cracker	Annahme Olefin-optimierter FCC-Cracker Höhere Olefine Ausbeute [33,5 %] Annahme FCC-Naphtha-Fraktion Weiterverarbeitung in Naphthacracker Energieverbrauchdeckung durch Koksverbrennung Dampferzeugung und Elektroenergiebedarf Gasfraktionierung	[69] [70][77]

## F Anhang | Verwendete Werte für KEV und CO<sub>2</sub>-EQ

Betrachtete Größe	Referenz-einheit	KEV [MJ]	CO <sub>2</sub> -EQ [kg]	Quelle
Verbrennung gemischte Kunststoffabfälle in MVA	1 kg	0,51	2,38	[14]
Verbrennung Abfall-PET in MVA	1 kg	0,31	2,29	[14]
Verbrennung Abfall-PE in MVA	1 kg	0,32	3,03	[14]
Mechanisches Recycling HDPE	1 kg	11,34	0,38	[14]
Mechanisches Recycling PET	1 kg	20,29	0,88	[14]
Primärherstellung Polypropylen-Granulat	1 kg	29,23	2,29	[41]
Primärherstellung HD-Polyethylen-Granulat	1 kg		2,48	[42]
Primärherstellung LD-Polyethylen-Granulat	1 kg		1,96	[43]
Primärherstellung PET-Granulat	1 kg		3,09	[44]
Primärherstellung Ethylen 2020	1 kg	6,75	2,09	[45]
Primärherstellung Ethylen 2030	1 kg	6,70	2,09	[46]
Primärherstellung Propylen 2020	1 kg	6,75	2,09	[47]
Primärherstellung Propylen 2030	1 kg	6,70	2,09	[48]
Primärherstellung Styrol 2020	1 kg	13,26	2,7	[49]
Primärherstellung Styrol 2030	1 kg	13,01	2,66	[50]
Wärmemix 2030	1 MJ	1,16	0,059	[51]
Strommix 2030	1 MJ	1,569	0,053	[52]
Sauerstofferzeugung 2000	1 kg	1,146	0,0749	[56]
Sauerstofferzeugung 2030	1 kg	0,882	0,049	[52]
Prozesswärme aus Erdgas 2030	1 MJ	1,12	0,065	[53]
Steinkohle als Brennstoff im Zementwerk 2030	1 MJ	1,08	0,104	[54]
Steinkohle Abbau, Zerkleinerung, Homogenisierung 2030	1 kg	1,48	0,376	[55]

## Quellenverzeichnis

- [1] Barthe, P; Chaugny, M; Delgado Sancho, L; Roudier, S. (2015). Best available techniques (BAT) reference document for the refining of mineral oil and gas industrial emissions: Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (integrated pollution prevention and control). EUR, Scientific and technical research series: Vol. 27140. Publications Office.
- [2] Beers, K; Schumacher, K; Migler, K; Morris KC; Kneifel J (2022) An Assessment of Mass Balance Accounting Methods for Polymers Workshop Report. NIST Special Publication 1500-206. <https://doi.org/10.6028/NIST.SP.1500-206>
- [3] Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Abfall, LAGA. (2001): LAGA PN 98 – Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen. URL: [https://www.laga-online.de/documents/m32\\_laga\\_pn98\\_1503993280.pdf](https://www.laga-online.de/documents/m32_laga_pn98_1503993280.pdf) (26.7.2024)
- [4] Butler, E; Devlin, G; McDonnell, K. (2011). Waste Polyolefins to Liquid Fuels via Pyrolysis: Review of Commercial State-of-the-Art and Recent Laboratory Research. Waste and Biomass Valorization, 2, 227–255. <https://doi.org/10.1007/s12649-011-9067-5>
- [5] Bystricky, M; Weber-Blaschke, G. (2009) Die Nutzenkorbmethode als Ansatz zum Vergleich der Strom-, Wärme- und Kraftstoffproduktion aus Energiepflanzen. In: Feifel, S; Walk W; Wursthorn S; Schebek L (Hrsg.): Ökobilanzierung 2009, Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit. Tagungsband Ökobilanz-Werkstatt 2009. Campus Weihenstephan, Freising, 5.-7.10.2009 KIT Scientific Publishing URL: <https://www.itas.kit.edu/pub/v/2009/feua09a.pdf> (26.7.2024)
- [6] Chen X; Kroell N; Wickel J; Feil A. (2021). Determining the composition of post-consumer flexible multilayer plastic packaging with near-infrared spectroscopy. In: Waste management (New York, N.Y.). 123 S.33-41. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.01.015>
- [7] Chen, Y-H; Hsieh, W; Chang, H; Ho, C-D. (2022). Design and economic analysis of industrial-scale methanol-to-olefins plants. Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, 130, 103893. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2021.05.040>
- [8] VerpackG. (2017). <https://www.gesetze-im-internet.de/verpackg/VerpackG.pdf> (26.7.2024)
- [9] KrWG (2012). <https://www.gesetze-im-internet.de/krwg/KrWG.pdf> (26.7.2024)
- [10] ChemVerbotsV (2017) [https://www.gesetze-im-internet.de/chemverbotsv\\_2017/ChemVerbotsV.pdf](https://www.gesetze-im-internet.de/chemverbotsv_2017/ChemVerbotsV.pdf) (26.7.2024)
- [11] Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung e.V. (2012). RAL Gütezeichen Sekundärbrennstoffe – Gütesicherung RAL-GZ 724:2012-01
- [12] Dieterich, V; Buttler, A; Hanel, A; Spliethoff, H; & Fendt, S. (2020). Power-to-liquid via synthesis of methanol, DME or Fischer-Tropsch-fuels: a review. Energy & Environmental Science, 13(10), 3207–3252. <https://doi.org/10.1039/D0EE01187H> S.3207-3249
- [13] Diller, H. (2018) Handreichung 1 – Hinweise zur Probenahme bei festen Sekundärbrennstoffen, Deutsche Emissionshandelsstelle (DEHSt), Umweltbundesamt (UBA) URL: [https://www.dehst.de/SharedDocs/downloads/DE/stationaere\\_anlagen/2021-2030/Probenahme-Sekundaerbrennstoffe.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=3](https://www.dehst.de/SharedDocs/downloads/DE/stationaere_anlagen/2021-2030/Probenahme-Sekundaerbrennstoffe.pdf?__blob=publicationFile&v=3) (26.7.2024)
- [14] ECOINVENT-Datenbank, URL: <https://ecoinvent.org/> (20.2.2024)
- [15] Europäisches Parlament: Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien. 19.11.2008. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0098&from=DE> (26.7.2024)
- [16] European Coalition for Chemical Recycling: Definition zum chemischen Recycling. URL: <http://www.coalition-chemical-recycling.eu/#chemicalrecycling> (26.7.2024)
- [17] Feifel, S; Walk, W; Wursthorn, S; Schebek, L; (2009) Ökobilanzierung 2009 – Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit. Tagungsband Ökobilanz-Werkstatt 2009 – Campus Weihenstephan. Freising, 5.-7.10.2009 <https://doi.org/10.5445/KSP/1000012614>

- [18] Flamme, S; Hanewinkel, J; Quicker, P; Weber, K (2018) Energieerzeugung aus Abfällen Stand und Potenziale in Deutschland bis 2030. UBA Texte | 51/2018.  
URL: [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2018-06-26\\_texte\\_51-2018\\_energieerzeugung-abfaelle.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2018-06-26_texte_51-2018_energieerzeugung-abfaelle.pdf) (26.7.2024)
- [19] Hake, J; Fleischer, G (2002) Aufwands- und ergebnisrelevante Probleme der Sachbilanzierung. Umwelt/Environment, 30. URL: <https://juser.fz-juelich.de/record/136079> (26.7.2024)
- [20] Gendell A., Lahme V.: Feedstock Quality Guidelines for Pyrolysis of Plastic Waste. Eunomia Report for the Alliance to End Plastic Waste. August 2022  
URL: <https://endplasticwaste.org/en/our-stories/feedstock-for-pyrolysis> (26.7.2024)
- [21] Haydary, J. (2019). Chemical Process Design and Simulation: Aspen Plus and Aspen Hysys Applications. 3-383 [https://openlibrary.org/books/OL29368081M/Chemical\\_Process\\_Design\\_and\\_Simulation](https://openlibrary.org/books/OL29368081M/Chemical_Process_Design_and_Simulation) (26.7.2024)
- [22] Ibrahim, H A; Safwat, A; Hussamy, N. (2005). INVESTIGATION OF THE FOULING MECHANISMS IN THE HEAT EXCHANGERS OF a HYDROTREATER. Engineering Journal Of The University Of Qatar, 18, 9–14. <http://qspace.qu.edu.qa/bitstream/handle/10576/7848/060518-02-fulltext.pdf;sequence=8> (26.7.2024)
- [23] Icha, P; Lauf, T; Gunther, K. (2022). Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid - Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 - 2020: Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger 2020 (Climate Change | 15/2022). Umweltbundesamt (UBA) S.17. [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2022-04-13\\_cc\\_15-2022\\_strommix\\_2022\\_fin\\_bf.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2022-04-13_cc_15-2022_strommix_2022_fin_bf.pdf) (26.7.2024)
- [24] ISCC 204 (2019): Mass balance calculation methodology. V1.15.
- [25] ISO 22095:2020 (2020) Chain of custody — General terminology and models. ISO. Geneva. <https://www.iso.org/standard/72532.html> (26.7.2024)
- [26] Kaltschmitt, M; Hartmann, H; Hofbauer, H. (2009). Energie aus Biomasse. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-85095-3>
- [27] Keller, F; Voss, R; Lee, RP. (2022). Overcoming challenges of life cycle assessment (LCA) and techno-economic assessment (TEA) for chemical recycling – Recommendations for increasing transparency, comprehensiveness and comparability of LCA & TEA for chemical recycling technologies. Technical Report. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7071886>
- [28] Heyde, M; Kremer, M. (1999). Recycling and recovery of plastics from packagings in domestic waste: LCA-type analysis of different strategies. LCA documents / edited by Walter Klopffer and Otto Hutzinger: Vol. 5. Eco-Infoma press. S.1-417
- [29] Kusenberg, M; Eschenbacher, A; Djokic M R; Zayoud, A; Ragaert, K; De Meester, S; Van Geem, K M. (2022). Opportunities and challenges for the application of post-consumer plastic waste pyrolysis oils as steam cracker feedstocks: To decontaminate or not to decontaminate? Waste Management **138** 2022 S.83-115 <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.11.009>
- [30] Kusenberg, M; Zayoud, A; Roosen, M; Thi, H D; Abbas-Abadi, M S; Eschenbacher, A; Kresovic, U; Meester, S de; van Geem, K M. (2022). A comprehensive experimental investigation of plastic waste pyrolysis oil quality and its dependence on the plastic waste composition. Fuel Processing Technology, 227(20). <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2021.107090>
- [31] Lahl, U; Lechtenberg, D; Zeschmar-Lahl B. (2024) Kunststoffrecycling und gefährliche Stoffe – RISK CYCLE. In: Thiel S., Thomé-Kozmiensky E., Quicker P., Gosten A., Stengler E. (Hrsg.): Abfallwirtschaft und Energie 1, 458-480
- [32] Lavoie, J-M; Marie-Rose, S; Lynch, D. (2013). Non-homogeneous residual feedstocks to biofuels and chemicals via the methanol route. Biomass Conversion and Biorefinery, 3(1), 39–44. <https://doi.org/10.1007/s13399-012-0050-6>
- [33] Lillebø, A H; Holmen, A; Enger, B C; Blekkan, E A. (2013). Fischer–Tropsch conversion of biomass-derived synthesis gas to liquid fuels. WIREs Energy and Environment, 2(5), 507–524. <https://doi.org/10.1002/wene.69>
- [34] BASF. (2022, September 28). PuriCycle® – enabling plastics circularity. <https://catalysts.basf.com/industries/chemical/adsorbents/puricycle> (26.7.2024)
- [35] Conversio. (2018) Bericht Stoffstrombild Kunststoffe in Deutschland 2017. Conversio Market & Strategy GmbH. Mainaschaff. <https://plasticseurope.org/de/wp->

- content/uploads/sites/3/2021/10/Kurzfassung\_Studie\_Stoffstrombild\_2017.pdf (26.7.2024)
- [36] Conversio. (2021). Bericht Stoffstrombild Kunststoffe in Deutschland 2021. Conversio Market & Strategy GmbH. Mainaschaff 2022. URL (z.B.): [https://plasticseurope.org/de/wp-content/uploads/sites/3/2022/11/Kurzfassung\\_Stoffstrombild\\_2021.pdf](https://plasticseurope.org/de/wp-content/uploads/sites/3/2022/11/Kurzfassung_Stoffstrombild_2021.pdf) (26.7.2024)
- [37] Directive 2008/98/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL (2008) <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0098> (26.7.2024)
- [38] Obermeier, T. (2000) Verwertung von festen und flüssigen Abfällen im SVZ Schwarze Pumpe. Firmenpräsentation
- [39] PlasticsEurope Germany e.V. (2021). Mass balance approach to accelerate the use of renewable feedstock in chemical processes. [https://plasticseurope.org/de/wp-content/uploads/sites/3/2021/11/Mass\\_Balance\\_Approach\\_Renewable\\_Feedstocks\\_290120\\_View\\_Paper-1.pdf](https://plasticseurope.org/de/wp-content/uploads/sites/3/2021/11/Mass_Balance_Approach_Renewable_Feedstocks_290120_View_Paper-1.pdf) (26.7.2024)
- [40] Prado, G H C; Rao, Y; Klerk, A. de. (2017). Nitrogen Removal from Oil: A Review. *Energy & Fuels*, 31(1), 14–36. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.6b02779>
- [41] Probas-Datenbank des Umweltbundesamtes. (2024). Prozess-Datensatz: Chem-Org\Polypropylen-Granulat-EU-APME-2005 <https://data.probas.umweltbundesamt.de/datasetdetail/process.xhtml?uuid=7ed77bcb-3ee5-4167-8ee7-680455511396&version=02.44.152&stock=PUBLIC&lang=de> (26.7.2024)
- [42] Probas-Datenbank des Umweltbundesamtes. (2024). Prozess-Datensatz: polyethylene production, high density, granulate; technology mix; production mix, at plant <https://data.probas.umweltbundesamt.de/datasetdetail/process.xhtml?uuid=613f5370-080f-5746-9395-1b8ff2ff2cb6&version=02.00.000&stock=PUBLIC&lang=de> (26.7.2024)
- [43] Probas-Datenbank des Umweltbundesamtes. (2024). Prozess-Datensatz: polyethylene production, low density, granulate; technology mix; production mix, at plant <https://data.probas.umweltbundesamt.de/datasetdetail/process.xhtml?uuid=f8328170-5bca-5e64-8d67-b4901c783fe0&version=02.00.000&stock=PUBLIC&lang=de> (26.7.2024)
- [44] Probas-Datenbank des Umweltbundesamtes. (2024). Prozess-Datensatz: polyethylene terephthalate production, granulate, bottle grade; technology mix; production mix, at plant <https://data.probas.umweltbundesamt.de/datasetdetail/process.xhtml?uuid=5f0f801c-80db-5a7c-ad9e-b6bf4955cd4b&version=02.00.000&stock=PUBLIC&lang=de> (26.7.2024)
- [45] Probas-Datenbank des Umweltbundesamtes. (2024). Prozess-Datensatz: Chem-Org\Ethylen-DE-2020 <https://data.probas.umweltbundesamt.de/datasetdetail/process.xhtml?uuid=711c3817-d4fb-4fac-bc88-20ee7594877a&version=02.44.152&stock=PUBLIC&lang=de> (26.7.2024)
- [46] Probas-Datenbank des Umweltbundesamtes. (2024). Prozess-Datensatz: Chem-Org\Ethylen-DE-2030 <https://data.probas.umweltbundesamt.de/datasetdetail/process.xhtml?uuid=76897297-fed4-4c29-913b-4ac21d1250db&version=02.44.152&stock=PUBLIC&lang=de> (26.7.2024)
- [47] Probas-Datenbank des Umweltbundesamtes. (2024). Prozess-Datensatz: Chem-Org\Propylen-DE-2020 <https://data.probas.umweltbundesamt.de/datasetdetail/process.xhtml?uuid=40cf4f2c-8c31-4467-b2db-e5f6dde8f7b8&version=02.44.152&stock=PUBLIC&lang=de> (26.7.2024)
- [48] Probas-Datenbank des Umweltbundesamtes. (2024). Prozess-Datensatz: Chem-Org\Propylen-DE-2030 <https://data.probas.umweltbundesamt.de/datasetdetail/process.xhtml?uuid=77facf7c-0b6c-481b-850b-b5c7541428ec&version=02.44.152&stock=PUBLIC&lang=de> (26.7.2024)
- [49] Probas-Datenbank des Umweltbundesamtes. (2024). Prozess-Datensatz: Chem-Org\Styrol-DE-2020 <https://data.probas.umweltbundesamt.de/datasetdetail/process.xhtml?uuid=2351118d-1ace-4cc6-af10-4bc88726d133&version=02.44.152&stock=PUBLIC&lang=de> (26.7.2024)
- [50] Probas-Datenbank des Umweltbundesamtes. (2024). Prozess-Datensatz: Chem-Org\Styrol-DE-2030 <https://data.probas.umweltbundesamt.de/datasetdetail/process.xhtml?uuid=336d6ecd-6ddc-472f-ab8b-6af108cf93cf&version=02.44.152&stock=PUBLIC&lang=de> (26.7.2024)

- [51] Probas-Datenbank des Umweltbundesamtes. (2024).  
 Prozess-Datensatz: Wärme-mix-DE-HH/KV-2030/en (LSB)  
<https://data.probas.umweltbundesamt.de/datasetdetail/process.xhtml?uuid=91148be1-74ea-4da2-8b9c-83ebbfed2929&version=02.44.152&stock=PUBLIC&lang=de> (26.7.2024)
- [52] Probas-Datenbank des Umweltbundesamtes. (2024).  
 Prozess-Datensatz: Strom-Bonus-el-mix-DE-2030  
<https://data.probas.umweltbundesamt.de/datasetdetail/process.xhtml?uuid=01acc138-0260-4fc0-b177-b3c1e45f2f1a&version=02.44.152&stock=PUBLIC&lang=de> (26.7.2024)
- [53] Probas-Datenbank des Umweltbundesamtes. (2024).  
 Prozess-Datensatz: Wärme-Prozess-CaO-Erdgas-DE-2030  
<https://data.probas.umweltbundesamt.de/datasetdetail/process.xhtml?uuid=3898cafc-30a4-4600-be38-0c4ce3811dfa&version=02.44.152&stock=PUBLIC&lang=de> (26.7.2024)
- [54] Probas-Datenbank des Umweltbundesamtes. (2024).  
 Prozess-Datensatz: Wärme-Prozess-Zement-Steinkohle (Endenergie)-2030  
<https://data.probas.umweltbundesamt.de/datasetdetail/process.xhtml?uuid=858e3e86-6dba-4c86-8c14-13d035647818&version=02.44.152&stock=PUBLIC&lang=de> (26.7.2024)
- [55] Probas-Datenbank des Umweltbundesamtes. (2024).  
 Prozess-Datensatz: Steinkohle  
<https://data.probas.umweltbundesamt.de/datasetdetail/process.xhtml?uuid=585ab186-6736-4df0-b50e-eea134d56292&version=02.44.152&stock=PUBLIC&lang=de> (26.7.2024)
- [56] Probas-Datenbank des Umweltbundesamtes. (2024).  
 Prozess-Datensatz:Xtra-generisch\O2 (gasförmig)  
<https://data.probas.umweltbundesamt.de/datasetdetail/process.xhtml?uuid=47341078-e2c0-4ced-93ce-d7a18ee18206&version=02.44.152&stock=PUBLIC&lang=de> (26.7.2024)
- [57] Quicker, P; Neuerburg, F; Noël Y; Huras A. (2017) Sachstand zu den alternativen Verfahren für die thermische Entsorgung von Abfällen. Umweltbundesamt Texte 17/2017.  
<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/sachstand-zu-den-alternativen-verfahren-fuer-die> (26.7.2024)
- [58] Ren, T; Patel, M K; Blok, K. (2008). Steam cracking and methane to olefins: Energy use, CO2 emissions and production costs. Energy. Advance online publication.  
<https://doi.org/10.1016/j.energy.2008.01.002>
- [59] Ren, T; Patel, M; Blok, K. (2006). Olefins from conventional and heavy feedstocks: Energy use in steam cracking and alternative processes. Energy, 31(4), 425–451.  
<https://doi.org/10.1016/j.energy.2005.04.001>
- [60] Resource-Recycling. (2022). Chasing consistency.  
<https://resource-recycling.com/plastics/2022/04/12/chasing-consistency/> (26.7.2024)
- [61] Sbaaei, E S; Ahmed, T S. (2018). Predictive modeling and optimization for an industrial Coker Complex Hydrotreating unit – development and a case study. Fuel, 212, 61–76.  
<https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.10.032>
- [62] Shahabuddin, M; Alam, M. T; Krishna, B. B; Bhaskar, T; Perkins, G. (2020). A review on the production of renewable aviation fuels from the gasification of biomass and residual wastes. Bioresource Technology, 312,  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123596>
- [63] Spath, P L; Mann M K. (2001). Life Cycle Assessment of Hydrogen Production via Natural Gas Steam Reforming (NREL/TP-570-27637). National Renewable Energy Laboratory.  
<https://www.nrel.gov/docs/fy01osti/27637.pdf> (26.7.2024)
- [64] Speight, J G. (2020). Synthesis gas: Production and properties. John Wiley & Sons, Inc; Scrivener Publishing  
<https://doi.org/10.1002/9781119707875>
- [65] Stapf, D; Wexler, M; Seifert, H. (2019). Thermische Verfahren zur rohstofflichen Verwertung kunststoffhaltiger Abfälle. In Stephanie Thiel, Elisabeth Thomé-Kozmiensky, Peter Quicker, & Alexander Gosten (Eds.), Energie aus Abfall (Vol. 16, pp. 357–375). Thomé-Kozmiensky Verlag GmbH. S.357-373. ISBN: 978-3-944310-45-9
- [66] Destatis. (2019). Statistisches Bundesamt: Fachserie 19 Reihe 1, Umwelt – Abfallentsorgung 2017  
<https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft->

- Umwelt/Umwelt/Abfallwirtschaft/Publikationen/Downloads-Abfallwirtschaft/abfallentsorgung-2190100177004.html (26.7.2024)
- [67] Steger, S; Ritthoff, M; Bulach, W; Schüler, D; Kosinska, I; Degreif, S; Dehoust G; Bergmann, T; Krause, P; Oetjen-Dehne, R. (2019). Stoffstromorientierte Ermittlung des Beitrags der Sekundärrohstoffwirtschaft zur Schonung von Primärrohstoffen und Steigerung der Ressourcenproduktivität. Umweltbundesamt Texte 34/2019.  
[https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-03-27\\_texte\\_34-2019\\_sekundaerrohstoffwirtschaft.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-03-27_texte_34-2019_sekundaerrohstoffwirtschaft.pdf) (26.7.2024)
- [68] Strebel, C (Ed.). (2022). Purestep™ – Tackling challenges on converting plastic pyrolysis oil into drop-in renewable naphtha. S.11
- [69] Sadeghbeidi, R. (1995). Fluid catalytic cracking Handbook: Design, operation, and troubleshooting of fcc facilities. Gulf ISBN: 978-0884152903
- [70] Surinder, P. (2003). Refining Process Handbook. Elsevier S.29-50 ISBN: 978-0080523859
- [71] Thomé-Kozmiensky, K. (1998). Klärschlamm Entsorgung. TK Verlag Karl Thomé-Kozmiensky, Neuruppin S.560-563. ISBN-13: 9783924511876
- [72] Tiggeloven, J L; Faaij, A P C; Kramer, G J; Gazzani, M. (2023). Optimization of Electric Ethylene Production: Exploring the Role of Cracker Flexibility, Batteries, and Renewable Energy Integration. Industrial & Engineering Chemistry Research, 62(40), 16360–16382.  
<https://doi.org/10.1021/acs.iecr.3c02226>
- [73] Verein Deutscher Ingenieure VDI. (2022). Circular Economy für Kunststoffe neu denken – Wie die Transformation zur zirkulären Wertschöpfung gelingen kann. VDI White Paper des VDI Round-Table. <https://www.vdi.de/ueber-uns/presse/publikationen/details/vdi-white-paper-circular-economy-fuer-kunststoffe-neu-denken>
- [74] Wachsmuth, J; Oberle, S; Zubair, A; Köppel, W. (Mai 2019). Wie klimafreundlich ist LNG? Kurzstudie zur Bewertung der Vorkettenemissionen bei Nutzung von verflüssigtem Erdgas (LNG). (Climate Change | 21/2019). Umweltbundesamt.  
[https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-05-15\\_cc\\_21-2019\\_roadmap-gas\\_lng.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-05-15_cc_21-2019_roadmap-gas_lng.pdf) (26.7.2024)
- [75] Warringa, G; Bergsma, G; Bouwman, P; Broeren, M. (2023). Impacts of allocation rules on chemical recycling - Consequences on the environment and maximum circularity of plastics. Delft, 2023 [https://ce.nl/wp-content/uploads/2023/05/CE\\_Delft\\_230135\\_Impacts\\_of\\_allocation\\_rules\\_on\\_chemical\\_recycling\\_Def.pdf](https://ce.nl/wp-content/uploads/2023/05/CE_Delft_230135_Impacts_of_allocation_rules_on_chemical_recycling_Def.pdf)
- [76] Woolcock, P; Brown, R. (2013). A review of cleaning technologies for biomass-derived syngas. Biomass and Bioenergy, 52, 54–84.  
<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.02.036>
- [77] Zhou, X; Zhai, Q; Chen, C; Yan, H; Chen, X; Zhao, H; & Yang, C. (2019). Technoeconomic Analysis and Life Cycle Assessment of Five VGO Processing Pathways in China. Energy & Fuels, 33(11), 12106–12120. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.9b03253>
- [78] Zimmermann, H; Walzl, R. (2000). Ethylene. In R. W. Heinz Zimmermann (Ed.), Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry: Ethylene. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA. S.465-526  
[https://doi.org/10.1002/14356007.a10\\_045.pub3](https://doi.org/10.1002/14356007.a10_045.pub3)

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Ausbeuten an High Value Chemicals durch Pyrolyse und Verölung von Kunststoffabfällen (Bilanzierung auf Basis von Ölen aus Praxisanlagen) .....17
Abbildung 2:	Kumulativer Energieverbrauch (KEV) und Treibhausgasemissionen (THG) für die betrachteten Varianten des thermochemischen Recyclings von Kunststoffen im Vergleich zur Primärroute aus Naphta (gesamte Verfahrenskette vom aufbereiteten Abfall bis zu den High Value Chemicals) .....18
Abbildung 3:	Prinzip der Nutzenkorbmethode am Beispiel der Verwertung von Kunststoffabfall.....19
Figure 4:	Yields of high value chemicals from pyrolysis and liquefaction of plastic waste (balance on the basis of oils from practical plants) .....27
Figure 5:	Cumulative energy consumption (CEC) and greenhouse gas emissions (GHG) of thermochemical recycling processes for waste plastics (entire process chain from waste to high value chemicals) .....28
Figure 6:	Concept of the basket of products method on the example of plastic waste recycling .....29
Abbildung 7:	Entsorgungswege Kunststoffabfälle in Deutschland 2021 [36]31
Abbildung 8:	Projektüberblick .....33
Abbildung 9:	Rechtlich-technische Einordnung der Verwertung von Kunststoffabfällen mit Verortung des chemischen Recyclings 37
Abbildung 10:	Optionen für die Umsetzung des Massenbilanzansatzes.....39
Abbildung 11:	Einordnung unterschiedlicher Verwertungsverfahren in den Polymer-Lebenszyklus .....45
Abbildung 12:	Verfahrenssteckbrief Plastic Energy   Cynar .....47
Abbildung 13:	Verfahrenssteckbrief ReOil®- OMV .....48
Abbildung 14:	Verfahrenssteckbrief RECENSO /Dieselwest/ CARBOLIQ.....49
Abbildung 15:	Thermochemische Konversion von Kunststoffabfällen, mit wichtigen Reaktionen, Zwischenprodukten und Produkten ....50
Abbildung 16:	Verfahrenssteckbrief Arcus Greencycling .....51
Abbildung 17:	Verfahrenssteckbrief Plaxx RT7000 Recycling Technologies....52
Abbildung 18:	Verfahrenssteckbrief Quantafuel .....53
Abbildung 19:	Verfahrenssteckbrief Ebara PTIFG.....54
Abbildung 20:	Verfahrenssteckbrief SVZ Festbettgaserzeuger .....55
Abbildung 21:	Verfahrenssteckbrief Enerkem.....56
Abbildung 22:	Reinfraktionen und Abfallkunststofffraktion aus WEEE, EBS, MKS und SLF für die Laborversuche .....59
Abbildung 23:	Reinfraktion (Kunststoffpellets, Natural Grade) für die Laborversuche: PE (links), PP (Mitte), PS (rechts) .....59

Abbildung 24:	Schema der Probenteilung mit aufgekegelter Mischprobe und Probenkreuz [13] .....	61
Abbildung 25:	Schema der Materialaufbereitung und -charakterisierung.....	61
Abbildung 26:	Prinzip der Materialansprache, repräsentative Probenteilung (links), nach Material sortierte Fraktion (rechts) .....	62
Abbildung 27:	Siebe zur Klassierung der Abfallfraktionen. Links: Trommelsieb, 20-180 mm, Mitte: Kastensieb 1-40 mm, rechts: Laborsieb 0,92-20 mm .....	63
Abbildung 28:	Schematische Darstellung der NIR-Charakterisierung für Kunststoffe [6] .....	64
Abbildung 29:	MKS Sortierfraktion (Mischkunststoffe für die werkstoffliche Verwertung).....	64
Abbildung 30:	MKS Sortierfraktion – Sieblinie.....	65
Abbildung 31:	MKS Sortierfraktion – Ausgewählte Siebschnitte.....	65
Abbildung 32:	MKS-Sortierfraktion – Zusammensetzung der Siebschnitte ....	66
Abbildung 33:	MKS-Sortierfraktion – Zusammensetzung der Gesamtfraktion .....	67
Abbildung 34:	EBS-Fraktion .....	68
Abbildung 35:	EBS-Fraktion – Sieblinie .....	68
Abbildung 36:	EBS-Fraktion – Ausgewählte Siebschnitte .....	69
Abbildung 37:	EBS-Fraktion – Zusammensetzung der Siebschnitte .....	70
Abbildung 38:	EBS-Fraktion – Zusammensetzung der Gesamtfraktion.....	70
Abbildung 39:	Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT.....	71
Abbildung 40:	Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT – Sieblinie .....	72
Abbildung 41:	Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT – Ausgewählte Siebschnitte .....	72
Abbildung 42:	Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT – Zusammensetzung der Siebschnitte.....	73
Abbildung 43:	Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT – Zusammensetzung Gesamtfraktion.....	74
Abbildung 44:	Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte .....	75
Abbildung 45:	Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte – Sieblinie .....	75
Abbildung 46:	Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte – Ausgewählte Siebschnitte .....	76
Abbildung 47:	Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte – Zusammensetzung der Siebschnitte .....	77
Abbildung 48:	Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte – Zusammensetzung Gesamtfraktion.....	77
Abbildung 49:	Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge .....	78
Abbildung 50:	Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge – Sieblinie .....	79
Abbildung 51:	Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge – Zusammensetzung Siebschnitte .....	79

Abbildung 52:	Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge – Ausgewählte Siebschnitte .....	80
Abbildung 53:	Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge – Zusammensetzung Gesamtfraktion.....	81
Abbildung 54:	Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen .....	81
Abbildung 55:	Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen – Sieblinie .....	82
Abbildung 56:	Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen – Zusammensetzung der Siebschnitte .....	82
Abbildung 57:	Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen – Ausgewählte Siebschnitte .....	83
Abbildung 58:	Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen – Zusammensetzung Gesamtfraktion.....	84
Abbildung 59:	Abfallfraktion – Anteil Kunststoffarten und nicht identifizierter Kunststoffanteile .....	85
Abbildung 60:	Gummifractionen aus verschiedenen Modellabfällen .....	86
Abbildung 61:	Thermogravimetrische Analyse (TGA). Links: Abbildung des geöffneten Gerätes mit Probentiegel, Thermoelement und Ofen, rechts: schematischer Geräteaufbau .....	86
Abbildung 62:	Muffelofen und Retorte zur Durchführung der Pyrolyseversuche.....	87
Abbildung 63:	Muffelofen und Retorte zur Durchführung der Pyrolyseversuche.....	88
Abbildung 64:	Vergleichsstandard PE/PP/PS – Pyrolysekondensat (Wachs) ..	89
Abbildung 65:	Mischkunststofffraktion MKS – Pyrolysekondensate (links Wachs, rechts Öl).....	90
Abbildung 66:	Mischkunststofffraktion MKS – Pyrolysekoks .....	92
Abbildung 67:	EBS-Fraktion – Pyrolysekondensate (links Wachs, rechts Öl) ..	93
Abbildung 68:	EBS-Fraktion – Pyrolysekoks.....	94
Abbildung 69:	Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT – Kondensationsprodukte der Pyrolyse (Öl) .....	95
Abbildung 70:	Kunststofffraktion aus WEEE (Kleingeräte/IT) – Pyrolysekoks .	96
Abbildung 71:	Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte – Pyrolysekondensat (Öl) .....	97
Abbildung 72:	Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte – Pyrolysekoks .....	98
Abbildung 73:	Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge – Pyrolysekondensate (links Wachs, rechts Öl) .....	99
Abbildung 74:	Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge – Pyrolysekoks .....	100
Abbildung 75:	Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen – Pyrolysekondensate (links Wachs, rechts Öl).....	102
Abbildung 76:	Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen – Pyrolysekoks.....	103
Abbildung 77:	Produktausbeuten der Laborversuche zur Pyrolyse im Vergleich mit den beiden für die Gesamtbilanzierung ausgewählten Pyrolyseverfahren (vgl. Kapitel 6.4.2).....	105

Abbildung 78:	Diskontinuierlicher Rührkesselreaktor zur Durchführung von Verölungsversuchen .....	106
Abbildung 79:	Gasmassenstrom und Temperaturverlauf bei der Verölung des reinen Startöls (Referenzversuch) .....	107
Abbildung 80:	Ölproben, Gasmassenstrom und Temperaturverlauf bei der Verölung einer WEEE-Fraktion mit Startöl (Mischung 1:1), exemplarisch.....	108
Abbildung 81:	Verölungsprodukte aus Startöl PE-Wachs (links) und dem Vergleichsstandard aus PE/PP/PS (rechts) .....	109
Abbildung 82:	Verölungsprodukte aus MKS (links) und EBS (rechts) frisch (jeweils links im Bild) und nach 96 Stunden Alterung (jeweils rechts im Bild).....	110
Abbildung 83:	Verölungsprodukte aus Elektroschrott WEEE I Kleingeräte (links) und WEEE II Kühlgeräte (rechts), frisch (jeweils links im Bild) und nach 96 Stunden Alterung (jeweils rechts im Bild) .	111
Abbildung 84:	Verölungsprodukte aus SLF I Altfahrzeuge (links) und SLF II DSD-Dosen (rechts), frisch (jeweils links im Bild) und nach 96 Stunden Alterung (jeweils rechts im Bild) .....	111
Abbildung 85:	Kokshaltiger Rückstand aus dem Versuch mit MKS (links) und Aschen aus den Versuchen mit unterschiedlichen Abfallfraktionen nach Koksabbrand .....	113
Abbildung 86:	Gegenüberstellung der Ascheanteile in den öligen Phasen und im Koks für die untersuchten Abfallfraktionen .....	113
Abbildung 87:	Integrale Ausbeute bei der Verölung der Modellabfallfraktionen.....	115
Abbildung 88:	Energiebilanz für die Verölung nach Produkten.....	116
Abbildung 89:	Schema Pyrolyse I.....	118
Abbildung 90:	Einsatzstoffe von Pyrolyse I: Polyolefinmischung aus dem mechanischen Recycling.....	119
Abbildung 91:	Schema Verölung I.....	124
Abbildung 92:	Edukte Verölung I: gemischte Folien PE-LD und PE-HD (links) sowie Laserfilterrückstand PE-LD (rechts).....	125
Abbildung 93:	Edukte Verölung I: Bechershredder PP (links) und Tubenshredder PE-HD (rechts).....	125
Abbildung 94:	Produktströme Verölung I (von links nach rechts): Sauerwasser, Leichtprodukt, Schwerprodukt, Purge (Wachs) .....	127
Abbildung 95:	Einsatzstoffe von Verölung II: HKF (links) und Multilayerfolienabfälle PE/PA (rechts) .....	130
Abbildung 96:	Hauptprodukte Verölung II aus HKF (links) und Multilayerfolienabfällen (rechts).....	132
Abbildung 97:	Vergleich der Produktausbeuten aus den Verfahren zur Pyrolyse und Verölung.....	135

Abbildung 98:	Schema Festbettreaktoren im SVZ Schwarze Pumpe [71] (links und Brikett aus DSD-Alt Kunststoff (rechts, Durchmesser ca. 10 cm).....	137
Abbildung 99:	Anlage mit Festbettreaktoren im SVZ Schwarze Pumpe.....	137
Abbildung 100:	Schema Modell-Gasifizierung.....	140
Abbildung 101:	Thermochemische Konversionsverfahren des chemischen Recyclings mit Prozesskette der Aufbereitung und Nachbehandlung .....	142
Abbildung 102:	Zusammensetzung der Eingangsstoffe für eine Laborpyrolyse zur Untersuchung der daraus gewinnbaren Produktölqualität [30].....	143
Abbildung 103:	Einzelschritte für die Hydrierung von Pyrolyseölen nach [68][34] .....	146
Abbildung 104:	Schema zur stofflichen Nutzung von Synthesegas mittels Methanol- und Fischer-Tropsch-Synthese zu werthaltigen Zwischenprodukten .....	147
Abbildung 105:	Schematische Darstellung der Downstream-Prozesse für die stoffliche Verwertung von Synthesegas aus Kunststoffabfällen [26][65] .....	149
Abbildung 106:	Wirbelschichtgaserzeuger und Gasaufbereitung Prozesskette gemäß Enerkem [32] .....	150
Abbildung 107:	Synthesegaserzeugung im SVZ Schwarze Pumpe.....	151
Abbildung 108:	Mögliche Prozesskette zur Erzeugung von HVC durch stoffliche Verwertung von Kunststoffabfallfraktionen und konventionelles Referenzsystem.....	153
Abbildung 109:	Einfluss der Verteilung Leicht-/Schwersieder auf die HVC-Ausbeuten (gesamte Prozesskette) am Beispiel Pyrolyse II...	156
Abbildung 110:	Ausbeute HVC bezogen auf Masse und Heizwert des Inputs.	157
Abbildung 111:	KEV und Treibhausgasemissionen bezogen auf Masse HVC ..	158
Abbildung 112:	Ausbeute für unterschiedliche stoffliche Verwertung der Pyrolyse- bzw. Verölungserzeugnisse.....	159
Abbildung 113:	Ausbeute für unterschiedliche Verwertungswege des Schwersieders.....	159
Abbildung 114:	KEV und Treibhausgasemissionen für unterschiedliche Verwertungswege des Schwersieders.....	160
Abbildung 115:	Kumulativer Energieverbrauch und Treibhausgasemissionen für die betrachteten Varianten des chemischen Recyclings von Kunststoffen (gesamte Verfahrenskette vom aufbereiteten Abfall bis zu den High Value Chemicals).....	162
Abbildung 116:	Prinzip der Nutzenkorbmethode .....	164
Abbildung 117:	Status Quo und Szenarien 2030 I-III für die im Rahmen der Nutzenkorbmethode betrachtete Kunststoffabfallverwertung in Deutschland .....	167

Abbildung 118:	Befüllte Nutzenkörbe für den Vergleich von chemischem und mechanischem Recycling.....	168
Abbildung 119:	Vergleich von chemischem und mechanischem Recycling – KEV .....	170
Abbildung 120:	Vergleich von chemischem und mechanischem Recycling – THG-Emissionen .....	171
Abbildung 121:	Befüllte Nutzenkörbe für den Vergleich von chemischem Recycling und Verwertung im Zementwerk .....	172
Abbildung 122:	Vergleich von chemischem Recycling und Verwertung im Zementwerk – KEV .....	173
Abbildung 123:	Vergleich von chemischem Recycling und Verwertung im Zementwerk – THG-Emissionen .....	173
Abbildung 124:	Befüllte Nutzenkörbe für den Vergleich von chemischem, mechanischem Recycling und Verwertung in der MVA .....	174
Abbildung 125:	Vergleich von chemischem, mechanischem Recycling und Verwertung in der MVA – Kumulierter Energieverbrauch .....	175
Abbildung 126:	Vergleich von chemischem, mechanischem Recycling und Verwertung in der MVA – THG-Emissionen .....	175
Abbildung 127:	Befüllte Nutzenkörbe für die betrachteten Szenarien .....	176
Abbildung 128:	Kumulierter Energieverbrauch der Szenarien .....	177
Abbildung 129:	CO <sub>2</sub> -Emissionen der betrachteten Szenarien .....	178
Abbildung 130:	Vergleichsstandard PE/PP/PS – PAK-Analyse Pyrolysewachs	191
Abbildung 131:	Mischkunststofffraktion MKS – VOC-Analyse Pyrolyseöl .....	191
Abbildung 132:	Mischkunststofffraktion MKS – PAK-Analyse Pyrolyseöl .....	192
Abbildung 133:	Mischkunststofffraktion MKS – PAK-Analyse Pyrolysewachs	192
Abbildung 134:	EBS-Fraktion – VOC-Analyse Pyrolyseöl .....	193
Abbildung 135:	EBS-Fraktion – PAK-Analyse Pyrolyseöl .....	193
Abbildung 136:	Kunststofffraktion aus WEEE (Kleingeräte/IT) – VOC-Analyse Pyrolyseöl .....	194
Abbildung 137:	Kunststofffraktion aus WEEE (Kleingeräte/IT) – PAK-Analyse Pyrolyseöl .....	194
Abbildung 138:	Kunststofffraktion aus WEEE (Kleingeräte/IT) – PAK-Analyse Pyrolysewachs .....	195
Abbildung 139:	Kunststofffraktion aus WEEE (Kühlgeräte) – VOC-Analyse Pyrolyseöl .....	195
Abbildung 140:	Kunststofffraktion aus WEEE (Kleingeräte/IT) – PAK-Analyse Pyrolyseöl .....	196
Abbildung 141:	Kunststofffraktion aus SLF (Altfahrzeuge) – VOC-Analyse Pyrolyseöl .....	196
Abbildung 142:	Kunststofffraktion aus SLF (Altfahrzeuge) – PAK-Analyse Pyrolyseöl .....	197
Abbildung 143:	Kunststofffraktion aus SLF (Altfahrzeuge) – PAK-Analyse Pyrolysewachs .....	197

Abbildung 144:	Kunststofffraktion aus SLF (DSD-Dosen) – VOC-Analyse Pyrolyseöl .....	198
Abbildung 145:	Kunststofffraktion aus SLF (DSD-Dosen) – PAK-Analyse Pyrolyseöl .....	198
Abbildung 146:	Kunststofffraktion aus SLF (DSD-Dosen) – PAK-Analyse Pyrolysewachs .....	199
Abbildung 147:	RFA der Mischkunststofffraktion MKS ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente.....	200
Abbildung 148:	RFA der EBS-Fraktion ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente.....	200
Abbildung 149:	RFA der Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente.....	201
Abbildung 150:	RFA der Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente.....	201
Abbildung 151:	RFA der Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente.....	202
Abbildung 152:	RFA der Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente.....	202
Abbildung 153:	RFA des Pyrolysekokes aus der Mischkunststofffraktion MKS ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente.....	203
Abbildung 154:	RFA des Pyrolysekokes aus der EBS-Fraktion ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente.....	203
Abbildung 155:	RFA des Pyrolysekokes aus der Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente.....	204
Abbildung 156:	RFA des Pyrolysekokes aus der Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente .....	204
Abbildung 157:	RFA des Pyrolysekokes aus der Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente .....	205
Abbildung 158:	RFA des Pyrolysekokes aus der Kunststofffraktion SLF DSD- Dosen ( $Z \geq 12$ ), häufigste Elemente .....	205

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Mitglieder projektbegleitender Expertenkreis.....	34
Tabelle 2:	Befragung Expertenkreis (vgl. Tabelle 1) zur Eignung von Kunststoffaktionen für das chemische Recycling und dem möglichen Anteil dieser Fraktionen im chemischen Recycling (Unterteilung nach Herkunft der Kunststoffabfälle [35]).....	42
Tabelle 3:	Befragung Expertenkreis (vgl. Tabelle 1) zur Eignung von Kunststoffaktionen für das chemische Recycling und dem möglichen Anteil dieser Fraktionen im chemischen Recycling (Unterteilung nach Art der Kunststoffabfälle [35]) .....	42
Tabelle 4:	Befragung Expertenkreis (vgl. Tabelle 1) zur Eignung von Kunststoffaktionen für das chemische Recycling (Abfälle laut Statistischem Bundesamt [66]) .....	43
Tabelle 5:	Übersicht der ausgewählten Verfahren mit Steckbrief.....	46
Tabelle 6:	Analytische Vorschriften zur Charakterisierung der Kunststoffproben.....	62
Tabelle 7:	MKS Sortierfraktion – Analyse.....	67
Tabelle 8:	EBS-Fraktion – Analyse .....	71
Tabelle 9:	Kunststofffraktion WEEE (Kleingeräte/IT) – Analyse.....	73
Tabelle 10:	Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte – Analyse .....	76
Tabelle 11:	Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge – Analyse .....	80
Tabelle 12:	Kunststofffraktion aus SLF DSD-Dosen – Analyse.....	84
Tabelle 13:	Vergleichsstandard PE/PP/PS – Analyse Pyrolysekondensat ...	90
Tabelle 14:	Mischkunststofffraktion MKS – Analyse Pyrolysekondensate .	91
Tabelle 15:	Mischkunststofffraktion MKS – Analyse Pyrolysekoks.....	91
Tabelle 16:	EBS-Fraktion – Analyse Pyrolysekondensate.....	93
Tabelle 17:	EBS-Fraktion – Analyse Pyrolysekoks .....	94
Tabelle 18:	Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT – Analyse Pyrolysekondensat .....	96
Tabelle 19:	Kunststofffraktion WEEE Kleingeräte/IT – Analyse Pyrolysekoks .....	97
Tabelle 20:	Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte – Analyse Pyrolysekondensat .....	98
Tabelle 21:	Kunststofffraktion WEEE Kühlgeräte – Analyse Pyrolysekoks..	99
Tabelle 22:	Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge – Analyse Pyrolysekondensat .....	100
Tabelle 23:	Kunststofffraktion SLF Altfahrzeuge – Analyse Pyrolysekoks.	101
Tabelle 24:	Kunststofffraktion SLF DSD-Dosen – Analyse Pyrolysekondensat .....	102
Tabelle 25:	Kunststofffraktion aus SLF DSD-Dosen – Analyse Pyrolysekoks .....	103
Tabelle 26:	Analyse der Produktöle aus der Verölung und Richtwerte Steamcracker [68].....	112

Tabelle 27:	Analyse der Rückstände (Asche) aus der Verölung .....	114
Tabelle 28:	Anteil an Heteroatomen im Gas .....	114
Tabelle 29:	Pyrolyse I: Zusammensetzung und Energieinhalt Inputmaterial .....	119
Tabelle 30:	Pyrolyse I: Zusammensetzung und Eigenschaften Pyrolyseöl	120
Tabelle 31:	Pyrolyse I: Input- und Outputströme im 130-stündigen Bilanzzeitraum .....	121
Tabelle 32:	Pyrolyse II: Zusammensetzung und Energieinhalt Inputmaterial .....	122
Tabelle 33:	Pyrolyse II: Zusammensetzung und Eigenschaften Pyrolyseöl .....	122
Tabelle 34:	Pyrolyse I: Input- und Outputströme im 130-stündigen Bilanzzeitraum .....	123
Tabelle 35:	Verölung I: Zusammensetzung und Energieinhalt der Inputmaterialien .....	125
Tabelle 36:	Verölung I: Zusammensetzung und Eigenschaften der Produktströme.....	126
Tabelle 37:	Zusammensetzung der Gasphase Verölung I .....	127
Tabelle 38:	Verölung I: Analyse Produktströme mittels <sup>1</sup> H-NMR- Spektroskopie (Validierung über GC-MS/FID) .....	128
Tabelle 39:	Zusammenfassung der Input- und Outputströme (72 h Bilanzfahrt) von Verölung I .....	128
Tabelle 40:	Zusammensetzung und Energieinhalt der Inputmaterialien von Verölung II .....	130
Tabelle 41:	Produkte Verölung II: Bilanzfahrt mit PE/PA und Öl aus EBS (HKF) .....	131
Tabelle 42:	Verölung II: Zusammensetzung Gasphase bei Einsatz von EBS und PE/PA-Folien .....	132
Tabelle 43:	Verölung II: Zusammensetzung Hauptfraktion bei Einsatz von EBS und PE/PA-Folien .....	133
Tabelle 44:	Verölung II: Input- und Outputströme .....	133
Tabelle 45:	Input Zusammensetzung der untersuchten Pyrolyse und Verölungsverfahren .....	134
Tabelle 46:	Zusammensetzung der Produktöle aus den unterschiedlichen Verfahren.....	135
Tabelle 47:	SVZ: Zusammensetzung Produktgas aus der Kunststoffgasifizierung .....	138
Tabelle 48:	SVZ: Input- und Outputströme bei der Gaserzeugung aus Kunststoffabfällen [38] .....	139
Tabelle 49:	Modellkonzept: Simulierte Produktgaszusammensetzung....	141
Tabelle 50:	Zusammensetzung von Pyrolyseölen aus den Einsatzstoffen reiner Abfallfraktionen (nach Abbildung 102) [30] und Vergleich mit Mittelwerten von typischen Ölen aus	

	Kunststoffabfällen [29] sowie einer Naphthaspezifikation eines Steamcrackers [29] .....144
Tabelle 51:	Vergleich der Heteroatomkonzentration in Produktölen (aus der Umsetzung von Kunststoffabfällen) sowie empfohlene Richtwerte für den Einsatz als Naphtha in einem Steamcracker und Einflüsse auf den Prozess [29] (* mit/ohne Entchlorierung) .....144
Tabelle 52:	Maximal zulässige Verunreinigungen im Synthesegas für die Methanol- und Fischer-Tropsch-Synthese [71][76].....147
Tabelle 53:	Methoden zur Aufreinigung des Rohgases aus der technischen Gasifizierung [26][64][76].....148
Tabelle 54:	THG-Werte für LNG und Strom (2021 und 2030) [23][74] .....155
Tabelle 55:	Wirkungsgrade für Strom und Wärme von MVA und EBS-Kraftwerken (2016) [18] .....166
Tabelle 56:	Gesamtübersicht der Verfahren (Recherchestand Mitte 2021) .....183
Tabelle 57:	Kunststofffraktion zur Aufnahme von Referenzspektren für die NIR-Analytik .....190
Tabelle 58:	Annahmen zur Bilanzierung von Verölung und Pyrolyse inklusive Downstream .....206